

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS

CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E SAÚDE

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E RECURSOS NATURAIS

DEPARTAMENTO DE ECOLOGIA E BIOLOGIA EVOLUTIVA

FRANCIANE APARECIDA MARCHIORI

**EFEITO DA PAISAGEM NA BIODIVERSIDADE DE MAMÍFEROS MÉDIO E
GRANDE PORTE EM UM ECÓTONO CERRADO – AMAZÔNIA**

São Carlos -SP

2019

FRANCIANE APARECIDA MARCHIORI

EFEITO DA PAISAGEM NA BIODIVERSIDADE DE MAMÍFEROS MÉDIO E
GRANDE PORTE EM UM ECÓTONO CERRADO – AMAZÔNIA

Dissertação apresentada ao Programa de
Pós-Graduação em Ecologia e Recursos
Naturais (PPGERN) como parte dos
requisitos para obtenção do título de Mestra
em Ecologia e Recursos Naturais

Orientador: Marcelo Adorna Fernandes

Co-orientador: Milton Cezar Ribeiro

São Carlos-SP

2019



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS

Centro de Ciências Biológicas e da Saúde
Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais

Folha de Aprovação

Ass naturas dos membros da comissão examinadora que avaliou e aprovou a Defesa de Dissertação do Mestrado da candidata Franciane Aparecida Varchioni, realizada em 09/05/2019:

Prof. Dr. Marcelo Adorna Fernandes
UFSCar

Prof. Dra. Carolina Zatta Fieker
Esfera Ambiental

Prof. Dr. Marcelo Magioli
CENAP

Certifico que a defesa realizou-se com a participação à distância do(s) membro(s) Marcelo Magioli e, depois das arguições e deliberações realizadas, o(s) participante(s) à distância está(ão) de acordo com o conteúdo do parecer da banca examinadora redigido neste relatório de defesa.

Prof. Dr. Marcelo Adorna Fernandes

*Dedico esta pesquisa aos meus pais, irmão e marido,
pela total compreensão, paciência e
amor incondicional.*

AGRADECIMENTOS

Á todos os integrantes do Laboratório de Ecologia Espacial e Conservação da Unesp de Rio Claro pelo acolhimento, paciência e ajuda em todos os momentos que precisei. Em especial a Juliana e Andre Regolin.

Agradeço muito ao meu companheiro de campo e pesquisa Rafael (Urucum), por todo suporte e dedicação, você foi essencial para desenvolvimento dessa pesquisa.

Ao Professor Dr. Milton Cezar Ribeiro que me acolheu de forma extraordinária em seu laboratório, me dando a oportunidade de desenvolver mais um projeto em seu laboratório e sempre auxiliar no desenvolvimento de todo processo de pesquisa.

Ao Professor Marcelo Adorna Fernandes, pelo auxílio em todos os momentos de burocracia e dúvidas.

A toda equipe IPAM-Canarana pelo modo como nos acolheu, buscando sempre nos auxiliar da melhor forma possível. Agradeço a Dona Lucia pelas ótimas conversas e pela sua comida maravilhosa que nos mantinha de pé, agradeço aos Darlison pela organização dos nossos campos, ao senhor Sebastião e Ebis pela companhia nas longas jornadas de campo e em especial ao Raimundo, famoso Santarém que com seu conhecimento e alegria nos auxiliava também nas colocações dos equipamentos. Ao Paulo, Divino e Lucas, que tornaram essa pesquisa viável tanto na parte burocrática como financeira.

Á minha grande família pela paciência nos momentos difíceis e pela saudade nos momentos de campo, e também por compreender cada preocupação e cada aflição minha, obrigada Mãe Elvira, Pai João, Irmão Bruno, Meire, João Manuel, primos e tios sem vocês nada disso seria possível.

Aos Meus Avós por todos os momentos de dúvida do que eu realmente estava fazendo, pois essa curiosidade de vocês me movia a cada dia.

Ao meu marido Murillo e a Amora por todo suporte, paciência e carinho, vocês foram fundamentais em cada momento. Obrigada por sempre estarem me esperando

Aos amigos da vida. Muito obrigado pelos momentos em que precisei me distanciar da vida acadêmica.

À UFSCar por me propiciar uma grande experiência acadêmica durante a pós-graduação.

Ao PPGERN pela oportunidade de realizar o mestrado nesse excelentíssimo programa de pós,

A CAPES pela bolsa de estudos que possibilitou a realização deste trabalho.

Obrigada a todos que me apoiaram e me incentivaram, sou extremamente grata.

RESUMO

A perda de habitat e a fragmentação das florestas neotropicais aumentaram rapidamente nas últimas décadas. Isso gerou graves impactos na diversidade e nos processos ecológicos que dependem de espécies associadas à floresta. Muitos estudos foram desenvolvidos para entender os efeitos da fragmentação sobre a fauna que habita os biomas da Amazônia e do Cerrado, enquanto nas zonas ecotonais desses ecossistemas permanecem pouco estudadas. A imensa heterogeneidade dos ambientes ao sul da floresta amazônica, nos traz incógnitas, de como os grupo de mamíferos de médio e grande porte estão utilizando os ambientes disponíveis a elas como: Fragmentos, Corredores e Florestas contínuas. Utilizamos câmeras *trap* para o levantamento de fauna e selecionamos 15 paisagens com variação na cobertura florestal (%). O objetivo desse trabalho foi descrever a riqueza de espécies, verificar a ocorrência de espécies ameaçadas e frequência das espécies de mamíferos terrestres de médio e grande porte na Fazenda Tanguro, na base do alto Xingu, Mato Grosso, sul da Amazônia, Brasil. Obtivemos 5.633 registros de abril a setembro de 2018 (118.000 horas de coleta), referentes a 24 espécies de mamíferos. A cobertura florestal (%) influenciou positivamente o número de espécies ameaçadas, mas não foi importante para explicar a riqueza de espécies ou o número de registros por paisagem. Já quando analisamos os ambientes observamos uma resposta clara de espécies florestais às perturbações da fragmentação, como efeito da quantidade de borda, porcentagem de habitat e diversidade do ambiente.

Palavras-chave: Fragmentação, Biodiversidade, Camera *trap*, Densidade de borda.

ABSTRACT

Habitat loss and fragmentation of Neotropical forests has increased rapidly in recent decades. It caused severe impacts on the diversity and ecological processes that depend on species associated with the forest. Much research has been developed to understand these effects on the fauna that inhabits the Amazon and Cerrado biomes, while the ecotonal zones of these ecosystems remain poorly studied. The immense heterogeneity of the environments south of the Amazon rainforest brings us unknown how the medium and large mammal groups are using the environments available to them as: Fragments, Corridors and Continuous Forests. We used trap cameras to survey fauna and selected 15 landscapes with variation in forest cover (%). We use this work to describe species richness, number of threatened species and number of records of occurrence of medium and large terrestrial mammals in the Tanguro Long Term Ecological Research (LTER) project at the base of the upper Xingu, Mato Grosso, southern Amazon, Brazil. We recorded 5,633 records from April to September 2018 (118.000 hours of collection) for 24 mammalian species. Forest cover (%) positively influenced the number of threatened species, but it was not important to explain species richness or number of records per landscape. When we analyzed the environments, we observed a clear response of forest species to fragmentation disturbances as an effect of edge quantity, habitat percentage and environmental diversity.

Key words: Fragmentation, Biodiversity, Camera trap, Edge Density.

SUMÁRIO

RESUMO.....	7
ABSTRACT.....	8
LISTA DE FIGURAS	11
LISTA DE TABELAS	13
1. CAPÍTULO 1 - FOREST COVER INFLUENCES ON MAMMALIAN SPECIES OCCURRENCE IN TANGURO LONG TERM ECOLOGICAL RESEARCH, AMAZON, BRAZIL	
1.1 INTRODUCTION.....	14
1.2 METHODS.....	15
1.2.1 Study Area.....	15
1.2.2 Landscape selection land use and land cover mapping.....	16
1.2.3 Mammal surveys with camera traps.....	17
1.2.4 Data analysis.....	18
1.3 RESULTS	18
1.3.1 Landscape characterization.....	18
1.3.2 Mammal species.....	19
1.3.3 Annotated list.....	22
1.3.4 Mammals and forest cover.....	42
1.4 DISCUSSION.....	43
1.5 REFERENCES.....	44

2. CAPÍTULO 2 - TIPO DE AMBIENTE MODULA O EFEITO DA ESTRUTURA DA PAISAGEM SOBRE A OCORRÊNCIA DE MAMÍFEROS NEOTROPICAIS

2.1 INTRODUÇÃO	48
2.2 MATERIAL E MÉTODO	50
2.2.1 Área de Estudo.....	50
2.2.2 Seleção e métricas das paisagens.....	51
2.2.3 Levantamento dos mamíferos.....	52
2.2.4 Espécies focais e grupos funcionais.....	52
2.2.5 Métricas de paisagem.....	53
2.2.6 Análises estatísticas e modelagem	54
2.3 RESULTADOS	54
2.4 DISCUSSÃO	59
2.5 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	61
2.6 REFERÊNCIAS	61

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO 1

Figure 1. Study area where mammalian species were recorded in Tanguro's Long Term Ecological Research project, Querência, upper Xingu basin, Mato Grosso, Brazil. A) Amazon and Cerrado biomes in Mato Grosso state, central-west, Brazil. B) Location of each sampling landscape with camera trap (N=123) positions and 3-km buffers surrounding the centroid of landscapes.

Figure 2: Photos of medium and large-sized mammals recorded with camera traps in Tanguro's Long Term Ecological Research (LTER), Querência, upper Xingu basin, Mato Grosso, Amazon, Brazil

Figure 3: Relationship between species richness, number of threatened species and number of records per landscape in function of forest cover of medium and large-sized mammals of Tanguro's Long Term Ecological Research (LTER), Querência, upper Xingu basin, Mato Grosso, Amazon, Brazil. Trendlines of model fitting and confidence intervals (IC=95%) are shown. Dots represent the summary of each of 15 sampling landscapes.

CAPÍTULO 2

Figura 1: Padrões esperados dos efeitos da estrutura da paisagem sobre diferentes grupos funcionais de mamíferos, e considerando ambientes distintos do ecótono Amazônia-Cerrado. As linhas verdes referem-se a expectativas para espécies com maior dependência florestal (F), enquanto as linhas azuis referem-se a espécies semi-florestais (SF).

Figura 2: Área de estudo onde foram amostradas espécies de mamíferos de médio e grande porte em 15 paisagens; foram instaladas 150 camera-traps, em gradientes de cobertura florestal, densidade de borda, diversidade de habitat e tipos de ambiente (fragmentos, contínuos florestais, e corredor florestal). Região de Querência, PELD Tanguro, Mato Grosso, Brasil.

Figura 3: Ocorrência de cinco espécies de mamíferos em relação a cobertura florestal (%) na Região de Querência, PELD Tanguro, Mato Grosso, Brasil. As cores das linhas referem-se a três tipos distintos de ambientes (Floresta Contínua, Fragmento Florestal e

Corredor Florestal). Linhas contínuas tiveram parâmetros da regressão logística (Beta 1) significativos ($p < 0,10$), enquanto tracejadas não foram significativas ($p > 0,10$).

Figura 4: Ocorrência de cinco espécies de mamíferos em relação a Densidade de Borda (m/ha) na Região de Querência, PELD Tanguro, Mato Grosso, Brasil. As cores das linhas referem-se a três tipos distintos de ambientes (Floresta Contínua, Fragmento Florestal e Corredor Florestal). Linhas contínuas tiveram parâmetros da regressão logística (Beta 1) significativos ($p < 0,10$), enquanto tracejadas não foram significativas ($p > 0,10$).

Figura 5: Ocorrência de cinco espécies de mamíferos em relação a Diversidade de Habitat (i.e. Shannon Diversity) na Região de Querência, PELD Tanguro, Mato Grosso, Brasil. As cores das linhas referem-se a três tipos distintos de ambientes (Floresta Contínua, Fragmento Florestal e Corredor Florestal). Linhas contínuas tiveram parâmetros da regressão logística (Beta 1) significativos ($p < 0,10$), enquanto tracejadas não foram significativas ($p > 0,10$).

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO 1

Table 1: Area and percentage of land use and cover classes where medium and large sized mammals were recorded at Tanguro's Long Term Ecological Research (LTER), Querência, upper Xingu basin, Mato Grosso, Amazon, Brazil.

Table 2: Species and number of records of medium and large-sized mammals of Tanguro's Long Term Ecological Research (LTER), Querência, upper Xingu basin, Mato Grosso, Amazon, Brazil. Threat classification according IUCN and Brazilian lists are indicated.

Table 3: Geographic coordinates of camera traps (N=123) used for record mammalian species in Tanguro's Long Term Ecological Research, Querência, upper Xingu basin, Mato Grosso, Amazon, Brazil.

Table 4: Forest cover, species richness, number of threatened species and number of records per landscape of medium and large-sized mammals of Tanguro Long Term Ecological Research (LTER), Querência, upper Xingu basin, Mato Grosso do Sul, Amazon, Brazil.

CAPÍTULO 2

Tabela 1: Síntese das informações referentes à ocorrência de cinco espécies de mamíferos registrados com Camera-trap no projeto PELD-Tanguro, MT, Brasil. Floresta (%) refere-se a cobertura florestal no raio de 1 km em torno das Camera-trap; Borda=Densidade de Borda (m/ha); Diversidade=Diversidade de Habitat (Shannon Diversity). Valores mínimos e máximos para cada métrica de paisagem são indicados para cada tipo de ambiente/espécie. O número de sítios em que a espécie foi registrada (Presence) ou estava potencialmente ausente (Absence) também é informado. O parâmetro *Beta1* da regressão logística, bem como sua significância (valor de p) são apresentados, onde o sinal do *Beta1* (positivo ou negativo) indica a relação da ocorrência da espécie com a métrica de paisagem e naquele ambiente específico.

1. CAPÍTULO 1

FOREST COVER INFLUENCES ON MAMMALIAN SPECIES OCCURRENCE IN TANGURO LONG TERM ECOLOGICAL RESEARCH, AMAZON, BRAZIL

1.1 INTRODUCTION

The advance on anthropogenic-mediated habitat loss lead to the devastation of two large and biodiversity-rich biomes of Brazil: the Amazon (occupies 49% of territory and lost 15% of its forests) and the Cerrado (occupies 24% of territory and lost 45% of its natural vegetation) (IBGE, 2019; MMA, 2019; <http://mapbiomas.org>). Protection by nature reserves also varies between the two biomes: 9.84% of strictly protected areas and 17.9% for sustainable use areas in the Amazon; 2.85% of strictly protected areas and 5.19% for sustainable use areas in the Cerrado (CNUC, 2019). The present study was developed in Mato Grosso state, an ecotonal zone between the above biomes. Part of Mato Grosso is localized within the “Arc of Deforestation”, where landscapes are under intensive forest loss and fragmentation, mainly because livestock and agricultural fields expansions (Fearnside, 2001; Ferreira et al 2005). Because the relief is suitable for mechanization – and due to high global demand – soybean is the main commodity found in the region (Domingues and Bermann, 2012; Horn Kunz et al., 2010). The ecotonal condition favors large biodiversity levels in that region, mainly because the region share species of the above two biomes. However, because of habitat loss and degradation, biodiversity and ecological processes can be threatened, particularly median- and large-sized mammals that are dependent or semi-dependent of forest cover (Andren, 1994; Crooks, 2002; Fahrig 2003).

As a consequence, ecological processes that depend on these fauna – seed dispersal, seed predation, understory plant maintenance and nutrient flow – can be compromised (Coley and Barone 1996; Jordano 2006; Willson and Traveset, 2000). Moreover, Brazil has a commitment to restore millions of hectares of degraded landscapes, and natural regeneration is the main way to achieve that. Therefore, characterizing the fauna that inhabit fragmented areas under heavily land-use change is essential for the definition of best strategies for fauna conservation and ecosystem functions maintenance in such areas.

Here we present a quantitative assessment of median and large sized mammals that were recorded using camera trap within an ecotonal zone of upper Xingu basin, Mato Grosso state, Brazil. The study is part of the Tanguro's Long Term Ecological Research (LTER), a project that aims to understand many aspects related to biodiversity and ecological processes, including how habitat loss, degradation and management influence fauna and flora-based processes at different spatio-temporal levels. Previous studies conducted in the LTER-Tanguro have shown that recurrent fires, coupled with extreme drought-events, can convert undisturbed forests in derived-savannas (highly degraded forests), with parallel conversion of the associated bioindicator fauna (Andrade et al. 2017, Paolucci et al. 2017). But large mammals (tapirs) can offset this degradation by dispersing seeds preferentially across such degraded forests (Paolucci et al. 2019). Additionally, we also tested the hypothesis that forest cover explains species richness, the number of threatened species and the number of records. Based on previous studies, our expectation is that the higher the forest cover, the higher the response variables associated to mammals.

1.2 METHODS

1.2.1 Study area

The study was carried out in the region of the Tanguro's farm, a focal area of a Long Term Ecological Research program (LTER; see details in: <https://deims.org/ef8e23cf-79a6-40f3-98d7-581559170cf7>). Tanguro is a private-owned farm with a total area of 830 km² located in the southern Amazon, the driest portion of the Amazon Basin in Querência municipality, upper Xingu basin, Mato Grosso, Brazil. Our sampling landscapes exceeded the area of Tanguro farm, therefore the total area of study was 1951 km² (Figure 1). The sampled region harbor forests with trees 20 m high on average if we consider trees > 20 cm of diameter at breast height (Balch et al. 2008; Forsthofer, 2014). Most part of natural vegetation within the farm region is connected to a continuous block of Terra Firme forest, with occurrence of riparian forests within these forests and also interposed in an agricultural matrix. Currently, the production system of the farm is predominantly characterized by a double-cropping of soybean-corn.

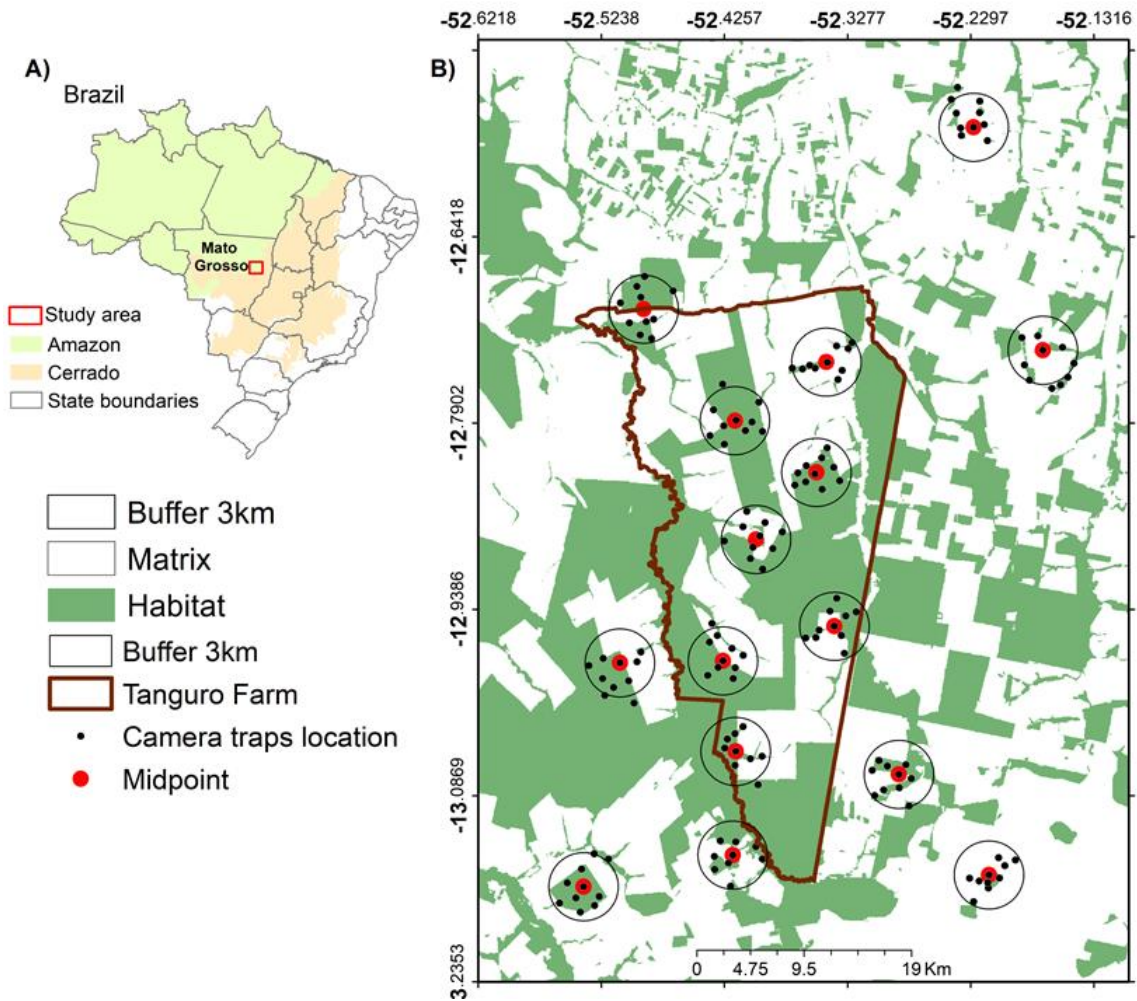


Figure 1. Study area where mammalian species were recorded in Tanguro’s Long Term Ecological Research project, Querência, upper Xingu basin, Mato Grosso, Brazil. A) Amazon and Cerrado biomes in Mato Grosso state, central-west, Brazil. B) Location of each sampling landscape with camera trap (N=123) positions and 3-km buffers surrounding the centroid of landscapes.

A set of ecological studies have already been conducted within this target area. Most of these studies have investigated the impacts of recurrent fire practice in ecosystem service provisions. The biophysical conditions, farming practices and the environmental changes of this area represent a larger part of the southern and eastern Amazonian agricultural frontier. Thus, the ecological studies that have been performed in this area may represent the future of ecological condition of a large portion of Amazon territory.

1.2.2 Landscape selection, land use and land cover mapping

We selected 15 sampling landscapes to record medium and large-sized mammals in Tanguro region (Figure 1B). We identified the land cover composition of the study

area by performing a mapping based on Google Earth images available at the basemap of the ArcGIS Geographic Information System. The mapping was performed using visual digitalization and manual classification at a scale of 1/30,000. Cover classes were confirmed by intensive field inspection. We classified the land cover map in two classes: forest and non-forest. The forest class corresponded to areas of Terra Firme and riparian forests; non-forest class corresponded to a set of other vegetation and land cover classes such as cerrado (Brazilian Savanna), agriculture, pasture, wetlands, urban areas and water. The final raster map had 5 m of spatial resolution.

To estimate forest cover (%), we performed buffers of 3 km radius around the centroid of each sampling landscape. We defined the centroid as the midpoint of the set of camera traps located in each landscape (Figure 1B). These landscapes represent a gradient of 10 to 80% of forest cover.

1.2.3 Mammal surveys with camera traps

We recorded mammals using Bushnell Essential E3 camera traps. We conducted three campaigns of 30 days each, from April to September 2018. This period refers to late rainy to dry season in the region. On each campaign we surveyed five out of 15 landscapes. On each landscape we used 10 camera traps. No baits or attractive animals were used (Cutler and Swann 1999). Each camera trap remained operating during 30 days, and were configured to record videos of 10 s, with intervals of 3 s. Geographic coordinates were recorded with a Garmin 62SC GPS, with at least 10 m of spatial precision. Within each landscape, 10 camera traps were placed at least 1 km apart. In total, we installed camera traps in 150 locations (10 camera traps * 15 landscapes). However, as some of the equipment failed during survey, only data of 123 cameras were used in this study. Within landscapes, camera traps were installed in tree trunks, 60 cm from the ground, and covered the main forest environment types present in the region: continuous forest, fragments and strip-shaped riparian forests. Within continuous forests also occurs riparian forests, but we don't sampled this environment.

The equipment varied its position in relation to the edge: minimum 60 m, maximum 130 m. Because camera traps are not suitable for arboreal species – as marsupials and primates (Srbek-Araujo and Chiarello, 2007) – here we present only records of terrestrial mammals. We installed the cameras in old trails when present or in

new trails that we opened to proceed with camera trap installation. When opening the new trails, we tried to minimize forest damage.

Some species are not easily identified by photos and videos, such as some armadillos of the genus *Dasybus*, deer of genus *Mazama* and opossum of genus *Didelphis*. On these cases we used genus spp. to avoid misinterpretation. Taxonomy followed (Wilson and Reeder, 2005). Species were classified according IUCN and Brazilian lists of threat levels.

1.2.4 Data analysis

We assessed the influence of forest cover on the three response variables (species richness, number of threatened species and number of records) using linear regression in R version 3.6.1 (R Core Team 2019). We attributed a Poisson error distribution on model fitting because the response variables refer to counting (Zuur et al. 2009). We built scatterplots in R, by adding both trendlines of model fitting and confidence intervals (CI=95%). We also estimated the Coefficient of Determination (R^2) and its significance (p value).

1.3. RESULTS

1.3.1 Landscape characterization

The analyzed area covered 1951 km², where 48.63% were agricultures (mainly soybean and corn), and 41.33% forests. Other land cover classes covering a smaller fraction of the studied area are presented in Table 1.

Table 1- Area and percentage of land use and cover classes where medium and large sized mammals were recorded at Tanguro's Long Term Ecological Research (LTER), Querência, upper Xingu basin, Mato Grosso, Amazon, Brazil.

Class	Area (km ²)	%
Agriculture (soybean / corn)	948.81	48.63
Forest	806.44	41.33

Wetland	54.63	2.80
Pasture	47.06	2.41
Secondary forest	33.47	1.72
Forestry (tree plantation)	32.42	1.66
Water	13.15	0.68
Urban area	7.32	0.38
Roads	3.98	0.20
Rural building	3.72	0.19
Total	1951.00	100

1.3.2 Mammal species

We had 5.633 records of 22 species native species belonging to 14 families in the 15 landscapes and 123 camera traps: Dasypodidae (3 species), Cuniculidae (1), Procyonidae (1), Tayassuidae (2), Caviidae (1), Tapiridae (1), Erethizontidae (1), Didelphidae (1), Myrmecophagidae (2), Cervidae (1), Cebidae (1), Dasyproctidae (1) Felidae (5), Mustelidae (1). We also recorded two exotic species, *Canis lupus familiaris* and *Sus scrofa*, which increased number of species to 24. We highlight that in three cases species were identified at the genus level: *Dasypus* ssp., *Didelphis* ssp. and *Mazama* ssp. Table 2 shows the list of recorded species, and its threat levels according IUCN and Brazilian lists.

Table 2: Species and number of records of medium and large-sized mammals of Tanguro's Long Term Ecological Research (LTER), Querência, upper Xingu basin, Mato Grosso, Amazon, Brazil. Threat classification according IUCN and Brazilian lists are indicated.

Family / Species	Records	IUCN *	ICMBIO Brazil*
Canidae			
<i>Canis lupus familiaris</i> (Linnaeus 1758) **	3	NE	NE
Caviidae			
<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i> (Linnaeus, 1758)	8	LC	LC
Cebidae			
<i>Sapajus apella</i> (Linnaeus, 1758)	578	LC	LC
Cervidae			
<i>Mazama</i> spp (Rafinesque, 1817)	566	LC	LC
Cuniculidae			
<i>Cuniculus paca</i> (Linnaeus, 1758)	326	LC	LC
Dasypodidae			
<i>Cabassous unicinctus</i> (Linnaeus, 1758)	3	LC	LC
<i>Dasypus</i> spp (Linnaeus, 1758)	433	LC	LC
<i>Priodontes maximus</i> (Kerr, 1792)	64	VU	VU

Dasyproctidae

<i>Dasyprocta azarae</i> (Lichtenstein, 1823)	263	DD	LC
---	-----	----	----

Didelphidae

<i>Didelphis</i> ssp (Linnaeus, 1758)	95	LC	LC
---------------------------------------	----	----	----

Erethizontidae

<i>Coendou prehensilis</i> (Linnaeus, 1758)	4	LC	LC
---	---	----	----

Felidae

<i>Panthera onca</i> (Linnaeus, 1758)	14	NT	VU
---------------------------------------	----	----	----

<i>Puma concolor</i> (Linnaeus, 1771)	20	LC	VU
---------------------------------------	----	----	----

<i>Puma yagouaroundi</i> (É. Geoffroy Saint-Hilare, 1803)	13	LC	VU
---	----	----	----

	24	LC	LC
--	----	----	----

<i>Leopardus pardalis</i> (Linnaeus, 1758)	3	NT	VU
--	---	----	----

<i>Leopardus wiedii</i> (Schinz, 1821)			
--	--	--	--

Mustelidae

<i>Eira barbara</i> (Linnaeus, 1758)	34	LC	LC
--------------------------------------	----	----	----

Myrmecophagidae

<i>Myrmecophaga tridactyla</i> (Linnaeus, 1758)	29	VU	VU
---	----	----	----

<i>Tamandua tetradactyla</i> (Linnaeus, 1758)	33	LC	LC
---	----	----	----

Procyonidae

<i>Nasua nasua</i> (Linnaeus, 1766)	224	LC	LC
Tapiridae			
<i>Tapirus terrestris</i> (Linnaeus, 1758)	544	VU	VU
Tayassuidae			
<i>Pecari tajacu</i> (Linnaeus, 1758)	1159	LC	LC
<i>Tayassu pecari</i> (Link, 1795)	1169	VU	VU
Suidae			
<i>Sus scrofa</i> (Linnaeus 1758) **	24	LC	LC

* NE: not evaluated; DD: Data deficient; LC: Least Concern; NT: Near Threatened; VU: Vulnerable; EN: Endangered; CR: Critically Endangered; EW: Extinct in the Wild; EX: Extinct; (IUCN, 2019) ** exotic species.

1.3.3 Annotated list

We present the annotated species and indicate the camera trap codes position where they were recorded. The geographic coordinates of each camera trap are in Table 3. Exotic species are marked with **.

Canidae

Canis lupus familiaris (Linnaeus 1758) **

Figure 2A

Camera trap recording code: 754

Caviidae

Hydrochoerus hydrochaeris (Linnaeus, 1758)

Figure 2B

Camera trap recording codes: 302, 379

Cebidae

Sapajus apella (Linnaeus, 1758)

Figure 2C

Camera trap recording codes: 312, 325, 339, 341, 346, 362, 365, 376, 386,
396, 411, 415, 417, 418,422, 431, 432, 436, 485, 495, 500, 501,
725, 726, 727, 728 742, 744, 746, 751,754, 755, 756, 757, 758,
763, 764, 768, 769, 771, 772, 785, 787

Cervidae

Mazama ssp (Rafinesque, 1817)

Figure 2D

Camera trap recording codes: 308, 312, 314, 325, 328, 341, 346, 347, 349,
350, 352, 354, 355, 356, 357, 360, 363, 365, 366, 369, 371, 372,
373, 375, 376, 381, 383, 384, 386, 396, 410, 411, 412, 414, 415,
417, 418, 419, 422, 424, 425, 426, 428, 431, 432, 433, 434, 435,
437, 485, 487, 490, 494, 495, 497, 501, 502, 503, 504, 505, 724,
725, 726, 727, 728,732, 742, 743, 746, 751, 752, 755, 756, 757,
758, 760, 768, 772, 778, 779, 782, 786, 787.

Cuniculidae

Cuniculus paca (Linnaeus, 1758)

Figure 2E

Camera trap recording codes: 294, 302, 325, 328, 341, 342, 346, 347,348,
349, 350, 352, 354, 356, 364, 373, 375, 379, 381, 383, 415, 418,
421, 422, 423, 426, 434, 485, 498, 502, 503, 725, 728, 732, 735,
742, 743, 754, 758, 769, 771, 772, 774, 786.

Dasypodidae

Cabassous unicinctus (Linnaeus, 1758)

Figure 2F

Camera trap recording codes: 365, 417.

Dasypus spp (Linnaeus, 1758)

Figure 2G

Camera trap recording codes: 294, 314, 325, 328, 336, 341, 342, 346, 347,
349, 350, 352, 353, 354, 356, 357,359, 360, 371, 383, 415, 417,
418, 419, 421, 423, 426, 435, 486, 487, 494, 497, 501, 502, 504,
505, 725, 726, 728, 732, 735, 742, 743, 745, 746, 749, 751, 752,
754, 755, 758, 762, 768, 769, 773, 774, 778, 779, 780, 782, 785,
786, 787.

Priodontes maximus (Kerr, 1792)

Figure 2H

Camera trap recording codes: 302, 352, 356, 357, 365, 366, 368, 418, 420,
421, 437, 492, 501, 749, 760, 779

Dasyproctidae

Dasyprocta azarae (Lichtenstein, 1823)

Figure 2I

Records. Pontos: 336, 339, 352, 353, 354, 356, 396, 418, 422, 490, 501, 502, 503, 504, 505, 725, 726, 727, 728, 732, 735, 758, 760, 761, 768, 769.

Didelphidae

Didelphis ssp (Linnaeus, 1758)

Figure 2J

Camera trap recording codes: 375, 383, 501, 742, 754, 755, 757, 760, 761, 762, 784.

Erethizontidae

Coendou prehensilis (Linnaeus, 1758)

Figure 2K

Camera trap recording codes: 302, 410, 742.

Felidae

Panthera onca (Linnaeus, 1758)

Figure 2L

Camera trap recording codes: 354, 372, 435, 437, 498, 506, 742, 746, 749, 752.

Puma concolor (Linnaeus, 1771)

Figure 2M

Camera trap recording codes: 347, 355, 376, 425, 437, 488, 492, 506.

Puma yagouaroundi (É. Geoffroy Saint-Hilare, 1803)

Figure 2N

Camera trap recording codes: 319, 341, 342, 347, 383, 421, 428, 771, 786.

Leopardus pardalis (Linnaeus, 1758)

Figure 2O

Camera trap recording codes: 342, 348, 362, 363, 368, 379, 381, 488, 506,
726, 772.

Leopardus wiedii (Schinz, 1821)

Figure 2P

Camera trap recording codes: 348, 356.

Mustelidae

Eira barbara (Linnaeus, 1758)

Figure 2Q

Camera trap recording codes: 348, 357, 364, 368, 411, 419, 426, 498, 500,
501, 504, 735, 742, 746, 752, 758, 760, 773, 774, 786.

Myrmecophagidae

Myrmecophaga tridactyla (Linnaeus, 1758)

Figure 2R

Camera trap recording codes: 308, 349, 354, 359, 381, 410, 411, 412, 432, 433, 436, 500, 743, 745, 758, 761, 763, 780.

Tamandua tetradactyla (Linnaeus, 1758)

Figure 2S

Camera trap recording codes: 348, 349, 350, 386, 485, 487, 504, 744, 745, 746, 754, 755, 763.

Procyonidae

Nasua nasua (Linnaeus, 1766)

Figure 2T

Camera trap recording codes: 302, 314, 325, 328, 341, 346, 348, 349, 354, 366, 411, 412, 419, 420, 432, 498, 504, 505, 725, 732, 742, 743, 745, 758, 760, 761, 769, 771, 773, 774, 778, 785, 786.

Tapiridae

Tapirus terrestris (Linnaeus, 1758)

Figure 2U

Camera trap recording codes: 302, 312, 314, 319, 336, 339, 341, 342, 347, 348, 349, 350, 352, 353, 356, 359, 364, 395, 366, 368, 369, 371, 373, 375, 376, 379, 381, 383, 384, 386, 410, 411, 412, 414, 415, 421, 422, 426, 428, 430, 432, 433, 434, 436, 437, 485, 486, 488, 490, 492, 494, 495, 497, 498, 501, 502, 506, 724, 728, 735, 743, 744, 746, 749, 751, 752, 757, 758, 760, 769, 771, 772, 774, 778, 779, 782, 784, 786.

Tayassuidae

Pecari tajacu (Linnaeus, 1758)

Figure 2V

Camera trap recording codes: 312, 314, 319, 336, 349, 352, 356, 357, 363, 366, 368, 369, 371, 375, 376, 381, 383, 386, 396, 410, 411, 412, 414, 415, 419, 421, 422, 425, 426, 432, 435, 436, 486, 487, 488, 494, 495, 497, 498, 500, 502, 503, 504, 505, 506, 725, 726, 727, 742, 743, 744, 746, 751, 752, 757, 760, 762, 768, 769, 771, 772, 773, 774, 778, 779, 780, 784, 786, 787.

Tayassu pecari (Link, 1795)

Figure 2W

Camera trap recording codes: 294, 302, 319, 325, 342, 346, 347, 348, 349, 350, 353, 364, 368, 373, 379, 382, 383, 386, 423, 426, 434, 485, 506.

Suidae

Sus scrofa (Linnaeus 1758) **

Figure 2X

Camera trap recording codes: 727, 735, 778, 785, 787.

Table 3: Geographic coordinates of camera traps (N=123) used for record mammalian species in Tanguro's Long Term Ecological Research, Querência, upper Xingu basin, Mato Grosso, Amazon, Brazil.

Landscape	Camera trap code	Longitude	Latitude
		West	South
<i>P1</i>	303	<u>52°</u> 26' 08"	12° 56' 59"
	302	52° 25' 53"	12° 57' 34"
	298	52° 25' 11"	12° 58' 11"
	294	52° 24' 39"	12° 58' 31"
	308	52° 26' 15"	12° 57' 53"
	339	52° 25' 51"	12° 59' 06"
	386	52° 26' 20"	12° 59' 29"
	340	52° 25' 37"	12° 58' 47"
	312	52° 25' 02"	12° 59' 07"
	336	52° 25' 07"	12° 59' 38"
<i>P2</i>	314	52° 22' 18"	12° 44' 47"
	319	52° 21' 49"	12° 44' 50"
	341	52° 21' 28"	12° 44' 40"

Landscape	Camera trap code	Longitude	Latitude
		West	South
	325	52° 21' 13"	12° 44' 48"
	328	52° 20' 38"	12° 44' 32"
	348	52° 19' 55"	12° 44' 54"
	347	52° 20' 07"	12° 45' 21"
	346	52° 19' 26"	12° 43' 34"
	344	52° 19' 38"	12° 43' 52"
	342	52° 20' 11"	12° 43' 44"
<i>P3</i>	360	52° 25' 38"	12° 45' 33"
	359	52° 26' 04"	12° 46' 47"
	349	52° 23' 54"	12° 46' 26"
	357	52° 24' 59"	12° 47' 17"
	356	52° 25' 34"	12° 47' 33"
	354	52° 25' 33"	12° 48' 26"
	355	52° 26' 14"	12° 48' 01"
	352	52° 24' 33"	12° 47' 47"
	350	52° 24' 14"	12° 47' 22"
	353	52° 23' 43"	12° 47' 49"

Landscape	Camera trap code	Longitude	Latitude
		West	South
<i>P4</i>	366	52° 20' 11"	12° 55' 48"
	365	52° 20' 30"	12° 56' 24"
	362	52° 19' 45"	12° 56' 38"
	364	52° 20' 17"	12° 57' 08"
	368	52° 21' 01"	12° 57' 19"
	363	52° 19' 15"	12° 56' 27"
	372	52° 21' 39"	12° 57' 41"
	371	52° 21' 10"	12° 57' 40"
	369	52° 19' 57"	12° 57' 35"
	370	52° 19' 49"	12° 58' 25"
<i>P5</i>	373	52° 24' 39"	13° 01' 56"
	374	52° 25' 02"	13° 02' 16"
	375	52° 25' 24"	13° 02' 31"
	376	52° 25' 31"	13° 02' 57"
	377	52° 25' 00"	13° 03' 06"
	381	52° 25' 02"	13° 03' 46"

Landscape	Camera trap code	Longitude	Latitude
		West	South
	378	52° 24' 18"	13° 03' 27"
	379	52° 23' 45"	13° 03' 21"
	384	52° 23' 56"	13° 04' 42"
	383	52° 25' 08"	13° 04' 22"
<i>P6</i>	396	52° 29' 17"	12° 42' 34"
	410	52° 23' 51"	12° 52' 49"
	397	52° 28' 55"	12° 42' 28"
	411	52° 30' 05"	12° 42' 38"
	409	52° 23' 36"	12° 52' 11"
	412	52° 29' 32"	12° 58' 21"
	413	52° 29' 43"	12° 58' 49"
	415	52° 20' 38"	12° 48' 36"
	416	52° 18' 29"	13° 04' 00"
	414	52° 24' 39"	12° 52' 22"
<i>P7</i>	423	52° 30' 07"	12° 59' 44"
	422	52° 17' 56"	13° 04' 57"

Landscape	Camera trap code	Longitude	Latitude
		West	South
	421	52° 17' 13"	13° 04' 12"
	426	52° 24' 28"	12° 51' 38"
	417	52° 24' 10"	12° 53' 21"
	418	52° 21' 38"	12° 49' 27"
	425	52° 20' 19"	12° 49' 32"
	420	52° 29' 02"	12° 43' 23"
	424	52° 30' 31"	12° 41' 40"
	419	52° 18' 22"	13° 05' 13"
<i>P8</i>	429	52° 27' 59"	12° 41' 06"
	428	52° 18' 09"	13° 03' 32"
	437	52° 16' 37"	13° 04' 24"
	436	52° 16' 53"	13° 03' 45"
	435	52° 29' 52"	13° 00' 48"
	433	52° 22' 02"	12° 49' 48"
	434	52° 22' 47"	12° 52' 38"
	431	52° 31' 20"	12° 58' 40"
	430	52° 17' 12"	13° 04' 51"

Landscape	Camera trap code	Longitude	Latitude
		West	South
	432	52° 30' 32"	12° 58' 52"
<i>P9</i>	493	52° 29' 34"	12° 43' 12"
	490	52° 29' 44"	12° 40' 54"
	489	52° 20' 53"	12° 49' 05"
	486	52° 24' 18"	12° 53' 54"
	485	52° 22' 11"	12° 50' 23"
	487	52° 23' 14"	12° 53' 25"
	488	52° 16' 43"	13° 05' 43"
	506	52° 25' 32"	12° 53' 03"
	492	52° 20' 02"	12° 50' 11"
	491	52° 29' 32"	12° 41' 24"
<i>P10</i>	501	52° 32' 01"	12° 59' 01"
	503	52° 31' 13"	13° 00' 19"
	504	52° 30' 50"	13° 00' 03"
	502	52° 31' 17"	12° 59' 37"
	505	52° 23' 43"	12° 54' 24"

Landscape	Camera trap code	Longitude	Latitude
		West	South
	498	52° 20' 52"	12° 50' 35"
	497	52° 21' 13"	12° 49' 51"
	500	52° 29' 21"	12° 40' 25"
	495	52° 21' 40"	12° 50' 14"
	494	52° 17' 45"	13° 03' 49"
<i>P11</i>	724	52° 33' 25"	13° 10' 21"
	725	52° 32' 38"	13° 10' 07"
	726	52° 32' 26"	13° 10' 47"
	727	52° 31' 45"	13° 10' 29"
	728	52° 31' 32"	13° 10' 03"
	730	52° 32' 22"	13° 08' 44"
	732	52° 32' 16"	13° 09' 34"
	733	52° 33' 03"	13° 09' 23"
	734	52° 31' 46"	13° 08' 00"
	735	52° 31' 05"	13° 08' 15"
<i>P12</i>	742	52° 09' 54"	12° 45' 46"

Landscape	Camera trap code	Longitude	Latitude
		West	South
	743	52° 09' 29"	12° 45' 35"
	744	52° 09' 08"	12° 45' 13"
	745	52° 08' 51"	12° 44' 34"
	746	52° 10' 58"	12° 45' 22"
	748	52° 11' 13"	12° 44' 38"
	749	52° 10' 20"	12° 43' 56"
	750	52° 09' 24"	12° 43' 48"
	751	52° 11' 20"	12° 43' 20"
	752	52° 10' 34"	12° 43' 15"
<i>P13</i>	754	52° 12' 58"	12° 33' 55"
	755	52° 13' 08"	12° 33' 10"
	756	52° 13' 38"	12° 33' 17"
	757	52° 13' 21"	12° 32' 35"
	758	52° 13' 20"	12° 32' 02"
	760	52° 14' 24"	12° 31' 23"
	761	52° 14' 43"	12° 31' 57"
	762	52° 14' 28"	12° 32' 37"

Landscape	Camera trap code	Longitude	Latitude
		West	South
	763	52° 14' 16"	12° 33' 19"
	764	52° 14' 13"	12° 33' 40"
<i>P14</i>	777	52° 11' 38"	13° 08' 18"
	768	52° 13' 38"	13° 10' 18"
	769	52° 12' 56"	13° 09' 38"
	770	52° 12' 58"	13° 09' 23"
	771	52° 12' 24"	13° 09' 10"
	772	52° 12' 54"	13° 09' 01"
	773	52° 13' 22"	13° 09' 18"
	774	52° 13' 50"	13° 09' 10"
	775	52° 12' 26"	13° 08' 11"
	776	52° 12' 09"	13° 08' 34"
<i>P15</i>	778	52° 26' 00"	13° 08' 45"
	779	52° 26' 01"	13° 08' 07"
	780	52° 25' 44"	13° 07' 23"
	782	52° 24' 59"	13° 07' 26"

Landscape	Camera trap code	Longitude	Latitude
		West	South
	783	52° 25' 09"	13° 08' 04"
	784	52° 24' 02"	13° 07' 39"
	785	52° 25' 21"	13° 08' 27"
	786	52° 23' 44"	13° 08' 15"
	787	52° 25' 15"	13° 09' 33"

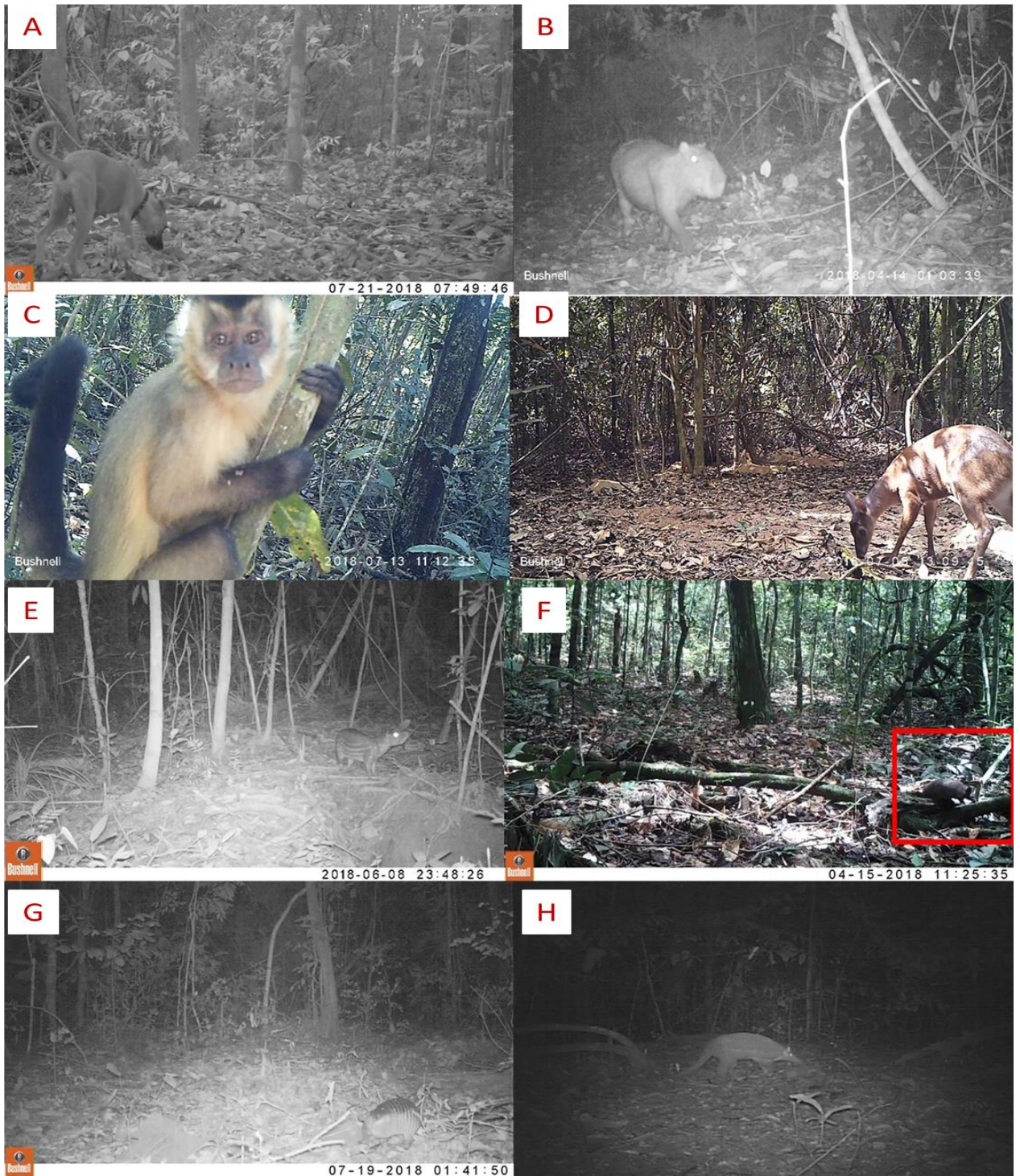


Figure 2: Photos of medium and large-sized mammals recorded with camera traps in Tanguro's Long Term Ecological Research (LTER), Querência, upper Xingu basin, Mato Grosso, Amazon, Brazil.

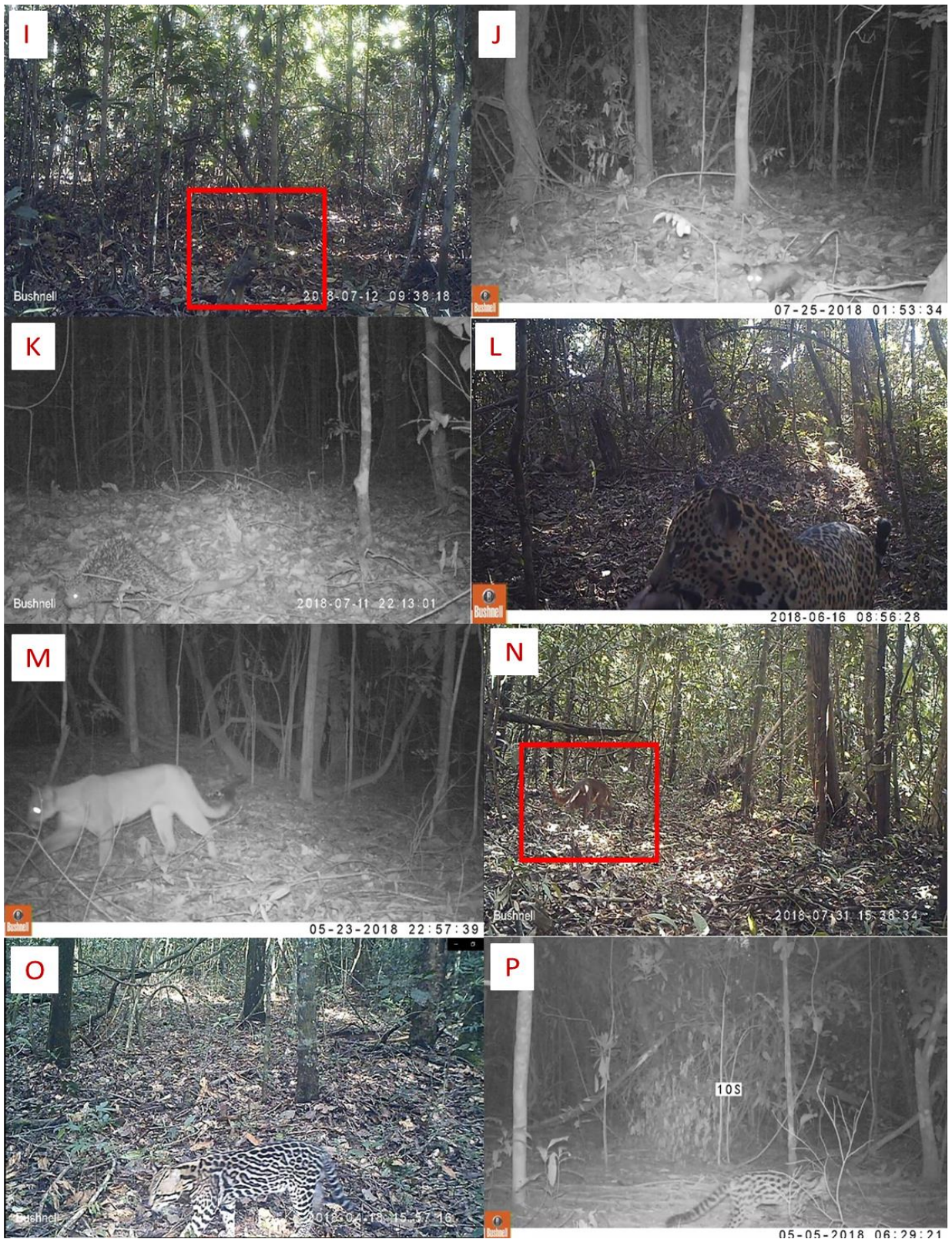


Figure 2: Continued.

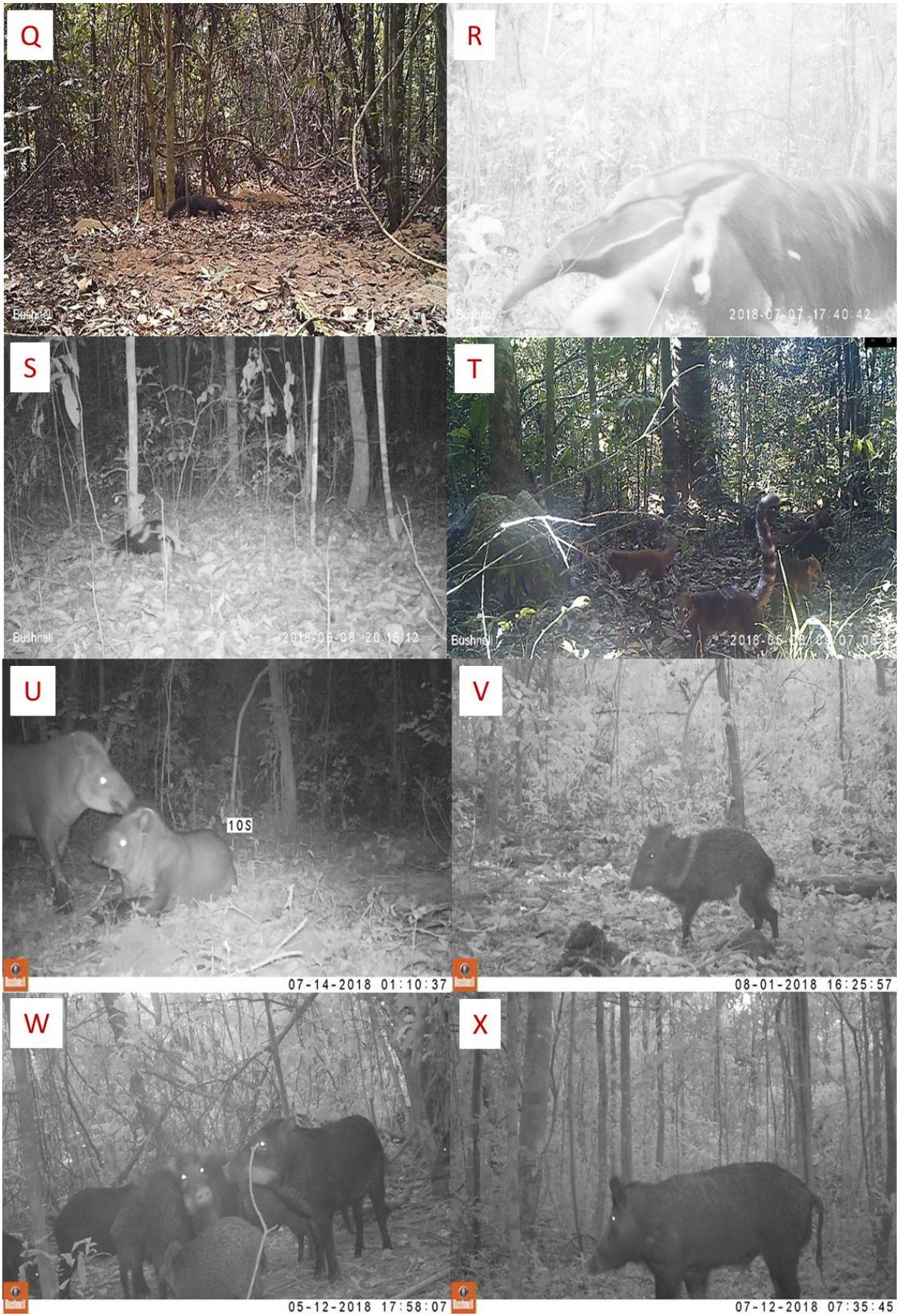


Figure 2: Continued.

1.3.4 Mammals and forest cover

We proceed the quantification of number of records and species richness per landscape (Table 4). Species richness and number of records were not influenced by forest cover ($p = 0.68$ and 0.31 , respectively). However, we observed a significant and positive influence of forest cover in number of threatened species ($R^2 = 0.26$; $F=4.44$; $p=0.05$). The relationship of response variables and forest cover (%) are shown in Figure 3.

Table 4: Forest cover, species richness, number of threatened species and number of records per landscape of medium and large-sized mammals of Tanguro Long Term Ecological Research (LTER), Querência, upper Xingu basin, Mato Grosso do Sul, Amazon, Brazil.

Landscape	Forest cover % buffer 3 km	Species richness	Number of Threatened species	Number of records
P1	60.44	14	4	141
P2	15.53	14	5	891
P3	79.68	15	7	467
P4	58.47	13	4	503
05	56.64	13	5	498
06	37.57	11	2	136
P7	59.43	14	5	179
P8	46.54	13	7	112
P9	59.49	13	5	219
P10	58.15	14	4	361
P11	47.69	11	1	350
P12	25.21	14	4	399
P13	10.80	14	3	549

P14	17.02	11	2	347
P15	43.63	13	4	474

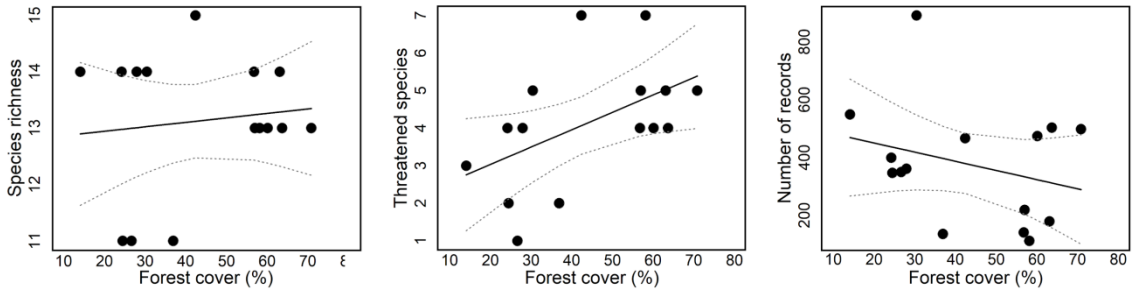


Figure 3: Relationship between species richness, number or threatened species and number of records per landscape in function of forest cover of medium and large-sized mammals of Tanguro’s Long Term Ecological Research (LTER), Querência, upper Xingu basin, Mato Grosso, Amazon, Brazil. Trendlines of model fitting and confidence intervals (IC=95%) are shown. Dots represent the summary of each of 15 sampling landscapes.

1.4 DISCUSSION

The transitional zone of Amazon and Cerrado biomes provides a unique condition to maintain high biodiversity levels in the upper Xingu basin in Mato Grosso, Brazil. Therefore, to guarantee long term persistence of mammalian species on the region it is needed an efficient conservation strategy that takes into account both Nature Reserves and private conserved areas. As the region faces fast agricultural expansion, it is also important to consider that agroecosystem will become more common, and some species could be impacted by these changes.

Moreover, forest cover loss directly impacts the number of threatened species, and the future challenges will be how to maintain them within human modified landscapes (Magioli et al. 2016). Species that are more associated with native habitat amounts – such as *Tayassu pecari* and *Leopardus wiedii* – will be the more affected by deforestation in the region (Laurance 2011, Zimbres et al. 2017). We emphasize that these species have

not been recorded on landscapes with lower forest cover (P10, P11, P12, P13, P14). However, some species can be benefited by the fragmentation process, increasing its occurrence under these scenarios, as is the case of *Mazama ssp*, *Pecari Tajacu*, *Cuniculus paca*, *Sapajus apella* and *Tapirus terrestris* (Viana and Pinheiro 1998). Others are also influenced by anthropogenic intervening matrix, as they can also forage on agricultural fields (Magioli et al. in press), as is the case of *Tapirus terrestris* and *Pecari tajacu* (Magioli et al. 2016).

This may explain why forest cover did not explain species richness and number of records. In addition, hunting pressure can also influence these patterns, masking forest cover influence on species occurrence and richness (Perez, 2000). We also call the attention that species that demand larger areas may be threatened in the region, as a consequence of habitat loss and hunting, which cause decline in its population sizes (Bergallo, 1990; Chiarello, 1999). Finally, due to the context of the region, viable population of large animals could help indigenous peoples to maintain their livelihood, particularly with their Nature Reserves

1.5 REFERENCES

- DE ANDRADE, Rafael B. et al. The impacts of recurrent fires on diversity of fruit-feeding butterflies in a south-eastern Amazon forest. **Journal of Tropical Ecology**, v. 33, n. 1, p. 22-32, 2017.
- ANDREN, Henrik. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. **Oikos**, p. 355-366, 1994.
- BALCH, Jennifer K. et al. Negative fire feedback in a transitional forest of southeastern Amazonia. **Global Change Biology**, v. 14, n. 10, p. 2276-2287, 2008.
- BERGALLO, HG de. Fatores determinantes do tamanho da área de vida em mamíferos. **Ciência e Cultura**, v. 42, n. 12, p. 1067-1072, 1990.
- CHIARELLO, Adriano G. Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in south-eastern Brazil. **Biological Conservation**, v. 89, n. 1, p. 71-82, 1999.
- CNUC-Cadastro Nacional de Unidade de Conservação. (2019) <https://www.mma.gov.br/areas-protegidas/cadastro-nacional-de-ucs/>. Accessed on 2019-08-09.

- COLEY, Phyllis D.; BARONE, J. A. Herbivory and plant defenses in tropical forests. **Annual review of ecology and systematics**, v. 27, n. 1, p. 305-335, 1996.
- CROOKS, Jeffrey A. Characterizing ecosystem-level consequences of biological invasions: the role of ecosystem engineers. **Oikos**, v. 97, n. 2, p. 153-166, 2002.
- CUTLER, Tricia L.; SWANN, Don E. Using remote photography in wildlife ecology: a review. **Wildlife Society Bulletin**, p. 571-581, 1999.
- DOMINGUES, Mariana Soares; BERMANN, Célio. O arco de desflorestamento na Amazônia: da pecuária à soja. **Ambiente & sociedade**, v. 15, n. 2, p. 1-22, 2012.
- FAHRIG, Lenore. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual review of ecology, evolution, and systematics**, v. 34, n. 1, p. 487-515, 2003.
- FEARNSIDE, Philip M. Soybean cultivation as a threat to the environment in Brazil. **Environmental Conservation**, v. 28, n. 1, p. 23-38, 2001.
- FERREIRA, Leandro Valle; VENTICINQUE, Eduardo; ALMEIDA, Samuel. O desmatamento na Amazônia e a importância das áreas protegidas. **Estudos avançados**, v. 19, n. 53, p. 157-166, 2005.
- FORSTHOFER M. Mudança da composição florística e dinâmica da vegetação de floresta ombrófilas e estacionais na transição Cerrado-Amazônia. Dissertação mestrado, Universidade Estadual do Mato Grosso, Nova Xavantina, 82 pp. 2014.
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2019. <https://ww2.ibge.gov.br/home/>. Accessed on: 2019-08-04.
- IUCN. The IUCN Red List of Threatened Species. International Union for Conservation of Nature and Natural Resources, Gland, Switzerland. Version 2019.1. <https://www.iucn.org>. Accessed on: 2019-9-2.
- IVANAUSKAS NM, MONTEIRO RR Classificação fitogeográfica das florestas do Alto Rio Xingu. *Acta Amazonica*, 387-402. 2008.
- JORDANO, Pedro et al. Ligando frugivoria e dispersão de sementes à biologia da conservação. **Biologia da conservação: essências**, p. 411-436, 2006.
- KUNZ, Sustanis Horn et al. Estrutura fitossociológica de um trecho de Floresta Estacional Perenifólia, bacia do rio das Pacas, Querência-MT. **Cerne**, v. 16, n. 2, p. 115-122, 2010.
- LAURANCE, William F. et al. The fate of Amazonian forest fragments: a 32-year investigation. **Biological conservation**, v. 144, n. 1, p. 56-67, 2011..

- MAGIOLI, Marcelo et al. Connectivity maintain mammal assemblages functional diversity within agricultural and fragmented landscapes. **European journal of wildlife research**, v. 62, n. 4, p. 431-446, 2016.
- MAGIOLI, Marcelo et al. Human-modified landscapes alter mammal resource and habitat use and trophic structure. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, p. 201904384, 2019.
- MAPBIOMAS 2019. <http://mapbiomas.org/>. Accessed on: 2019-08-09.
- MMA. Ministério do Meio Ambiente. 2019
<https://www.mma.gov.br/component/k2/itemlist>. Accessed on: 2019-08-04.
- PAOLUCCI, Lucas N. et al. Fire-induced forest transition to derived savannas: Cascading effects on ant communities. **Biological conservation**, v. 214, p. 295-302, 2017.
- PAOLUCCI, Lucas N. et al. Lowland tapirs facilitate seed dispersal in degraded Amazonian forests. **Biotropica**, v. 51, n. 2, p. 245-252, 2019.
- PERES, Carlos A. Effects of subsistence hunting on vertebrate community structure in Amazonian forests. **Conservation Biology**, v. 14, n. 1, p. 240-253, 2000.
- R CORE TEAM -R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. 2019. URL <https://www.R-project.org/>. Accessed on: 2019-08-04.
- SRBEK-ARAÚJO, Ana C.; CHIARELLO, Adriano G. Armadilhas fotográficas na amostragem de mamíferos: considerações metodológicas e comparação de equipamentos. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 24, n. 3, p. 647-656, 2007.
- VIANA, Virgílio M.; PINHEIRO, L. A. F. V. Conservação da biodiversidade em fragmentos florestais. **Série técnica IPEF**, v. 12, n. 32, p. 25-42, 1998.
- WILLSON, Mary F. et al. The ecology of seed dispersal. **Seeds: the ecology of regeneration in plant communities**, v. 2, p. 85-110, 2000.
- WILSON, Don E.; REEDER, DeeAnn M. (Ed.). **Mammal species of the world: a taxonomic and geographic reference**. JHU Press, 2005.
- ZIMBRES, Barbara; PERES, Carlos A.; MACHADO, Ricardo Bomfim. Terrestrial mammal responses to habitat structure and quality of remnant riparian forests in an Amazonian cattle-ranching landscape. **Biological Conservation**, v. 206, p. 283-292, 2017.
- ZUUR, Alain et al. **Mixed effects models and extensions in ecology with R**. Springer Science & Business Media, 2009.

2. CAPITULO 2

Tipo de ambiente modula o efeito da estrutura da paisagem sobre a ocorrência de mamíferos Neotropicais

2.1 INTRODUÇÃO

A perda e a fragmentação de habitat, assim como a caça são as principais ameaças à fauna (Andrén 1994; Fahrig 2013; Laurence et al 2002). Dentre as regiões mais ameaçadas está a Amazônia, uma das principais florestas tropicais do mundo (Peres 2000; Negrões et al. 2011). Mamíferos de médio e grande porte estão entre os grupos mais afetados pela perda e fragmentação de habitat, ao mesmo tempo que são de grande importância para a manutenção dos ecossistemas (Lacher et al. 2019).

De acordo com a Teoria da Biogeografia de Ilhas de MacArthur e Wilson (1967), o tamanho de ilhas [de habitat] e sua distância até o continente [áreas fontes] tem efeito direto sobre a riqueza potencial dessas ilhas. Com o avanço da Ecologia de Paisagens, associar os fragmentos de habitat com as ilhas foi um passo inevitável, e por conta disso muitos estudos têm se dedicado a compreender o efeito do tamanho e do isolamento sobre a biodiversidade (Fahrig 2011). Mas não só o tamanho das manchas, a quantidade de habitat e o isolamento tem explicado os padrões de biodiversidade nos Neotrópicos. Estudos apontam que a heterogeneidade de habitat, tipo de ambientes e matriz podem exercer papéis importantes na ocorrência da fauna (Umetsu 2008, Prevedello 2010). Entretanto, esses fatores são raramente explorados de forma combinada para regiões Neotropicais, sobretudo em regiões ecotonais, como é o caso da transição Amazônia-Cerrado.

Neste estudo, nossos objetivos foram; i) caracterizar os efeitos da quantidade de habitat, da densidade de borda e da heterogeneidade sobre a ocorrência de dois grupos de mamíferos com diferentes requerimentos de habitat: a) Florestais e b) Semi-Florestais; e ii) avaliar a interação entre diferentes tipos de ambientes (Fragmento florestal, Florestal contínua e Corredor florestal) e as relações dos efeitos da quantidade de habitat, da densidade de borda e da heterogeneidade sobre a ocorrência de mamíferos de médio e grande porte em uma região da Amazônia.

Nossa hipótese principal é que: a) a influência da cobertura florestal, da densidade de borda e da diversidade de habitat será diferente para espécies com diferentes requerimentos de habitat; b) o tipo de ambiente tem interação com a cobertura florestal, a heterogeneidade e da densidade de borda, tendo efeitos distintos sobre a ocorrência dos diferentes grupos de mamíferos. A Figura 1 apresenta nossas expectativas para cada grupo de espécies, para cada métrica de paisagem nos três tipos de ambientes.

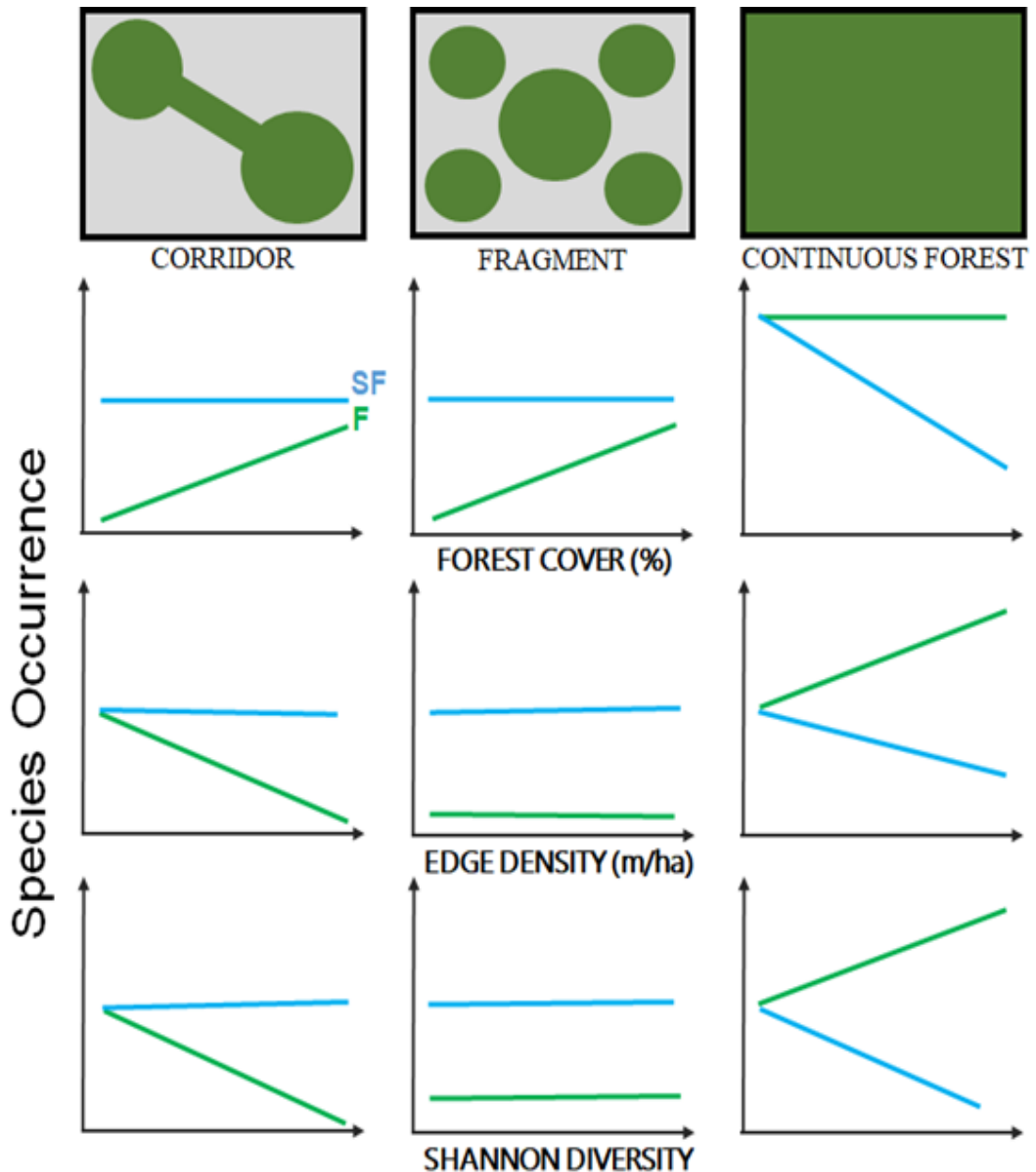


Figura 1: Padrões esperados dos efeitos da estrutura da paisagem sobre a ocorrência de diferentes grupos funcionais de mamíferos, e considerando ambientes distintos do ecótono Amazônia-Cerrado. As linhas verdes referem-se a expectativas de ocorrências para espécies com maior dependência florestal (F), enquanto as linhas azuis referem-se a espécies semi-florestais (SF).

2.2 MATERIAL E MÉTODOS

2.2.1 Área de estudo

O estudo foi realizado na região da fazenda Tanguro-MT, na qual são desenvolvidos estudos de um projeto de Pesquisa Ecológica de Longo Prazo (PELD Tanguro Ranch). A vegetação da região é composta por Floresta Estacional Perenifólia, sendo uma transição florestal da bacia do sul da Amazônia. Os principais usos do solo da região são monoculturas soja e milho, sendo feitas rotações de cultura entre esses tipos de grãos. A região de estudo está localizada na fronteira agrícola conhecido como Arco do desmatamento da Amazônia, em uma zona de transição entre a Floresta Amazônia e Cerrado (Figura 2).

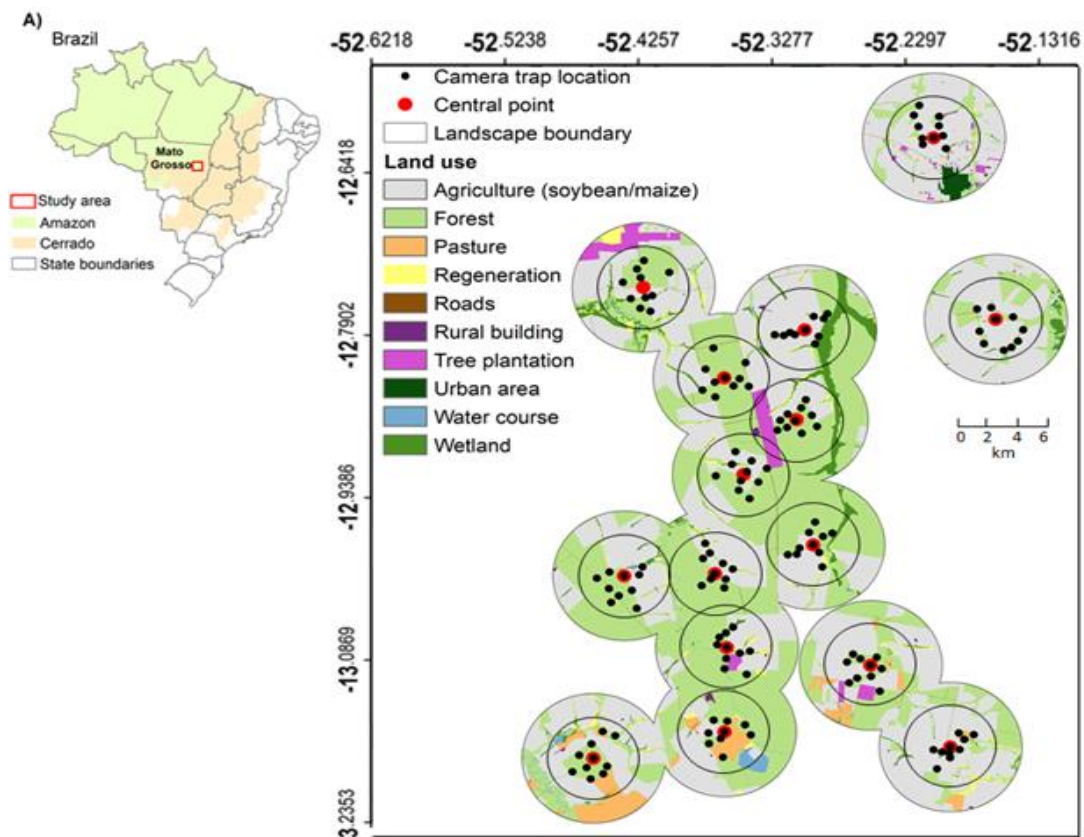


Figura 2: Área de estudo onde foram amostradas espécies de mamíferos de médio e grande porte em 15 paisagens; foram instaladas 150 cameras-trap, em gradientes de cobertura florestal, densidade de borda, diversidade de habitat e em diferentes tipos de ambientes (fragmentos, contínuos florestais, e corredor florestal). Região do município de Querência, PELD Tanguro, Mato Grosso, Brasil.

2.2.2 Seleção e métricas das paisagens

No estudo selecionamos 15 paisagens, e em cada uma, foram instaladas 10 cameras-*trap*, em um total de 150 sítios de amostragem. As 15 paisagens apresentam um gradiente de cobertura florestal entre 10% a 80% em um raio de 3 km a partir de seu centróide. Dentro dessas 15 paisagens, as 10 câmeras foram dispostas de forma a amostrar três principais tipos de ambientes: Fragmento Florestal (<300 ha), Contínuo Florestal (>1000 ha) e Corredor Florestal (elementos lineares na paisagem com pelo menos 50 metros de largura e máximo 300 metros).

Para calcular a quantidade de floresta durante a fase de seleção das paisagens foram utilizadas imagens Google Earth disponíveis no mapa base do Sistema de Informações Geográficas no ArcGIS. Nessa etapa a escala de trabalho foi 1:30.000, e o mapa contemplou duas classes: 1) Florestas; 2) Outros ambientes, independentes de serem ou não naturais. Posteriormente, durante a fase de análise dos dados, refinamos o mapa para uma escala de 1:5.000, sendo que a cobertura vegetal e o uso das terras também foram detalhadas, no caso em oito classes: 1) Floresta, 2) Curso de Água, 3) Áreas Úmidas, 4) Vegetação Florestal Secundária (regeneração), 5) Pasto, 6) Agricultura (soja ou milho), 7) Área Urbana e 8) Silvicultura (Plantios de *Eucalyptus* spp).

Para o presente estudo, utilizamos apenas uma escala espacial (i.e. dimensão da paisagem) durante a fase de cálculo das métricas de paisagem. Essa dimensão foi a de 1 km em torno da localização de cada câmera-*trap*. Embora a literatura aponte que a escala de efeito (Jackson and Fahrig 2015) pode influenciar no entendimento dos padrões entre variáveis respostas (ocorrência, abundância, etc) e as variáveis explanatórias, compreender os efeitos das escalas está fora do escopo deste estudo. Além disto, o raio de 1 km tem sido utilizado em diversos outros estudos que envolvem a abordagem de paisagem e mamíferos em regiões Neotropicais (Regolin et al. 2017; Nagy-Reis et al. 2019). Para cada sítio de amostragem calculamos as seguintes métricas: 1) Cobertura Florestal (%); 2) Densidade de Borda Florestal (m/ha); e 3) Diversidade de Habitat (i.e. Shannon Diversity). Para essa escala mais fina de mapeamento, e para o raio de 1 km, a cobertura florestal variou de 5 a 100%.

2.2.3 Levantamento dos mamíferos

Para registrar a fauna de mamíferos de médio e grande porte que ocorrem nas paisagens selecionadas utilizamos câmeras-traps [modelo Bushnell Essential E3]. Os levantamentos de dados foram realizados de Abril a Setembro de 2018, sendo amostradas cinco das 15 paisagens por campanha, num total de três campanhas. Cada campanha compreendeu levantamentos de 30 dias em cada sítio de amostragem, num total de 10 sítios por paisagem. Das 150 câmeras utilizadas, 69 câmeras foram instaladas em Fragmentos Florestais, 31 em Corredores Florestais e 50 em Florestas Contínuas. As câmeras foram configuradas de forma a registrar vídeos de 10 segundos. Somente consideramos válidas as câmeras e vídeos que registraram corretamente nesse período. Assim, obtivemos o total de apenas 123 das 150 camera-traps originalmente previstas. As câmeras foram instaladas com distância mínima de 1 km entre elas, sendo suas coordenadas registradas com auxílio de um GPS Garmin 62SC. As câmeras foram fixadas em árvores a aproximadamente 60 cm do solo. Durante a instalação do equipamento buscamos locais com características de vegetação semelhantes, e instalamos as câmeras buscando por vestígios de passagem da fauna. A vegetação em frente a câmera foi removida para evitar interferências nos disparos e permitir melhor identificação da fauna.

2.2.4 Espécies focais e grupos funcionais

Classificar espécies em grupos funcionais é uma estratégia bastante utilizada em estudos de Ecologia de Paisagens (Metzger 2006). Por exemplo, Nagy-Reis et al. (2017), estudando respostas de frugívoros da Mata Atlântica à fragmentação, classificou as espécies de acordo com as seguintes características: tamanho corporal, hábito, interesse de caça, e seus potenciais para dispersar ou predação de sementes. Da mesma forma, Regolin et al. (2017), estudando efeitos da perda de floresta sobre carnívoros da Mata Atlântica, propôs a seguinte classificação: a) generalista de habitat; b) preferência florestal; c) preferência florestal com tolerância à degradação. Seguindo essa mesma estratégia, no presente estudo selecionamos cinco espécies, e as classificamos em dois grupos funcionais, de acordo com o que aponta a literatura, porém considerando também nossas experiências de campo na região:

- **Espécies Florestais:** (a) *Dasyprocta azarae* (Lichtenstein, 1823) - pertencente à família Dasyproctidae, tem coloração oliváceo-acinzentado, hábito terrestre,

vivem em pares e suas áreas de vida são em média de 2 a 3 ha (Reis 2011). Sua composição corporal é formada por patas longas e finas, dorso curvado, cauda pequena e nua (Jack-Ximenes, 1999); b) *Tayassu pecari* (Linnaeus, 1758) - pertence à família Tayassuidae, são maiores que os *T. tajacu*, podendo pesar de 25 a 40 kg, sua coloração vai de marrom a negro, com uma relevante mancha branca na região da mandíbula; seus bandos podem passar de 100 indivíduos (Peres 1996; Reis 2011);

- **Espécies Semi-Florestais:** c) *Cuniculus paca* (Linnaeus, 1758) - pertence à família Cuniculidae, as quais possuem membros curtos, cauda reduzida; a coloração tem uma variação de castanho-avermelhado e na parte lateral do corpo há linhas com coloração branca; seus hábitos são terrestres e solitários (Reis 2011; Smythe, 1978); d) *Pecari tajacu* (Linnaeus, 1758) - pertence à família Tayassuidae, os bandos são formados normalmente por 10 indivíduos, mas pode haver uma variação, chegando a 50 indivíduos em alguns casos (Peres 1996); esses animais podem pesar de 18 a 30 kg, as pelagens são marrons, com pontos brancos e na região do pescoço há um colar de pelos brancos (Reis 2011); e) *Tapirus terrestris* (Linnaeus, 1758) - pertence à família Tapiridae, é considerada maior mamífero terrestre Neotropical, sua pelagem é curta e áspera (Padilla e Dowler 1994, Reis 2011) e são ótimos dispersores de sementes (Paolucci et al 2019).

2.2.5 Métricas de paisagem

As métricas de paisagem foram calculadas para cada um dos sítios amostrais (N=123). Para tanto, geramos *buffers* de 1 km em torno de cada câmera-*trap*, e calculamos as seguintes métricas no *software* Fragstats (McGarigal, 1995): a) Cobertura Florestal (%); b) Densidade de borda florestal (m de borda/ha); consideramos como borda florestal a região de 130 metros do limite entre a matriz antrópica para o interior do habitat; c) Diversidade de Habitat (Shannon Diversity). Fizemos análise de correlação de Spearman (rs) para essas três métricas, sendo que as mesmas não se apresentaram fortemente correlacionadas (i.e. $rs < 0,7$) - Ver Material Suplementar S1.

2.2.6 Análises estatísticas e modelagem

Para compreender o efeito do tipo de ambiente (Floresta Contínua, Fragmento Florestal e Corredor Florestal) sobre os padrões de respostas da ocorrência das espécies focais em relação às métricas de paisagem - não realizamos nenhuma análise que combinasse os três tipos de ambientes como se fosse um ambiente único. Desta forma, para cada espécie (N=5) e para cada um dos ambientes (N=3) geramos regressões logísticas a fim de testar os efeitos das métricas de paisagem sobre ocorrência das espécies. A variável resposta foi a ocorrência das espécies, onde o valor 1 representa a ocorrência, e o valor 0 representa a ausência potencial da espécie de interesse nos sítios de amostragem referentes ao ambiente em análise. Para ajustar os modelos, utilizamos a família Binomial no GLM, sendo as métricas de paisagem utilizadas como variáveis explanatórias. Utilizamos o valor de *Beta1* da regressão, bem como sua significância estatística (valor de p), e classificamos os modelos em apenas duas categorias para simplificar o processo: (a) modelos marginalmente significativos, com p variando entre 0.001 a 0.1; (b) modelos não significativos, quando o valor de p foi maior que 0.10, podendo chegar próximo a 1. Nos resultados, as curvas nas figuras apresentam ambos conjunto de modelos, sendo linhas contínuas para o grupo (a), e linhas tracejadas para o grupo (b) acima. Todos os modelos e figuras foram geradas no programa R versão 3.6.1 (R Core Team 2019).

2.3 RESULTADOS

Para o presente estudo utilizamos somente cinco espécies focais encontradas no estudo de Marchiori et al (em revisão). Na Tabela 1 apresentamos uma síntese das informações referentes às espécies avaliadas, parâmetros dos modelos para cada ambiente, variações das métricas e quantidade de sítios em que as espécies foram registradas como presentes ou potencialmente ausentes.

Tabela 1: Síntese das informações referentes à ocorrência de cinco espécies de mamíferos registrados com câmera trap no projeto PELD-Tanguro, MT, Brasil. Floresta (%) refere-se a cobertura florestal no raio de 1 km em torno das câmera trap ; Borda=Densidade de Borda (m/ha); Diversidade=Diversidade de Habitat (Shannon Diversity). Valores mínimos e máximos para cada métrica de paisagem são indicados para cada tipo de ambiente/espécie. O número de sítios em que a espécie foi registrada (Presence) ou estava potencialmente ausente (Absence) também é informado. O parâmetro *Beta1* da regressão logística, bem como sua significância (valor de p) são apresentados, onde o sinal do *Beta1* (positivo ou negativo) indica a relação da ocorrência da espécie com a métrica de paisagem e naquele ambiente específico.

Espécie	Métrica	Ambiente	Modelo		Métrica		Ocorrência	
			<i>Beta1</i>	p	Min	Max	Ausência	Presença
<i>C. paca</i>	Floresta (%)	Corredor	-0.058	0.141	6.11	52.64	7	15
		Floresta Continua	-0.030	0.074	7.74	100.00	34	10
		Fragmento	0.012	0.219	7.10	100.00	38	19
	Borda	Corredor	-0.063	0.475	11.11	31.32	7	15
		Floresta Continua	0.079	0.022	0.00	50.09	34	10
		Fragmento	-0.036	0.359	0.00	38.12	38	19
	Diversidade	Corredor	0.607	0.860	0.59	1.05	7	15
		Floresta Continua	2.705	0.049	0.00	1.20	34	10
		Fragmento	-1.333	0.172	0.00	1.03	38	19
<i>D. azarae</i>	Floresta (%)	Corredor	0.251	0.286	6.11	52.64	21	1
		Floresta Continua	0.052	0.205	7.74	100.00	41	3
		Fragmento	0.024	0.014	7.10	100.00	35	22
	Borda	Corredor	0.148	0.523	11.11	31.32	21	1
		Floresta Continua	-0.105	0.290	0.00	50.09	41	3
		Fragmento	-0.102	0.023	0.00	38.12	35	22
	Diversidade	Corredor	2.304	0.769	0.59	1.05	21	1
		Floresta Continua	-2.119	0.250	0.00	1.20	41	3
		Fragmento	-0.300	0.749	0.00	1.03	35	22
<i>P. tajacu</i>	Floresta (%)	Corredor	0.034	0.332	6.11	52.64	12	10
		Floresta Continua	0.017	0.227	7.74	100.00	19	25
		Fragmento	0.002	0.801	7.10	100.00	24	33
	Borda	Corredor	0.123	0.167	11.11	31.32	12	10
		Floresta Continua	-0.001	0.970	0.00	50.09	19	25
		Fragmento	0.003	0.933	0.00	38.12	24	33
	Diversidade	Corredor	0.095	0.976	0.59	1.05	12	10
		Floresta Continua	-1.637	0.091	0.00	1.20	19	25
		Fragmento	0.491	0.596	0.00	1.03	24	33
<i>T. terrestris</i>	Floresta (%)	Corredor	0.056	0.244	6.11	52.64	5	17
		Floresta Continua	0.007	0.616	7.74	100.00	15	29
		Fragmento	-0.006	0.527	7.10	100.00	24	33
	Borda	Corredor	0.009	0.921	11.11	31.32	5	17
		Floresta Continua	0.013	0.649	0.00	50.09	15	29
		Fragmento	0.047	0.214	0.00	38.12	24	33
	Diversidade	Corredor	-3.620	0.370	0.59	1.05	5	17
		Floresta Continua	-1.227	0.215	0.00	1.20	15	29
		Fragmento	1.621	0.093	0.00	1.03	24	33
<i>T. pecari</i>	Floresta (%)	Corredor	-0.047	0.210	6.11	52.64	12	10
		Floresta Continua	-0.022	0.174	7.74	100.00	35	9
		Fragmento	0.004	0.818	7.10	100.00	53	4
	Borda	Corredor	-0.244	0.034	11.11	31.32	12	10
		Floresta Continua	0.038	0.218	0.00	50.09	35	9
		Fragmento	-0.040	0.586	0.00	38.12	53	4
	Diversidade	Corredor	-0.909	0.779	0.59	1.05	12	10
		Floresta Continua	1.094	0.349	0.00	1.20	35	9
		Fragmento	0.783	0.683	0.00	1.03	53	4

A Figura 3 apresenta os efeitos da Cobertura Florestal dos diferentes ambientes, i.e. Floresta Contínua (continuous forest), Fragmento Florestal (fragment) e Corredor Florestal (corridor) em relação às espécies estudadas. Dos modelos avaliados, apenas para a *C. paca* e para a *D. azarae* foram registrados modelos significativos (ver linhas contínuas na Figura 3). A espécie *C. paca* foi negativamente relacionada à cobertura florestal para floresta contínua. Já a espécie *D. azarae* foi positivamente influenciada pela cobertura florestal, quando a amostragem ocorreu nos fragmentos. Para as espécies *P. tajacu*, *T. terrestris* e *T. pecari*, embora foram identificadas algumas tendências, em nenhum dos casos os modelos foram significativos.

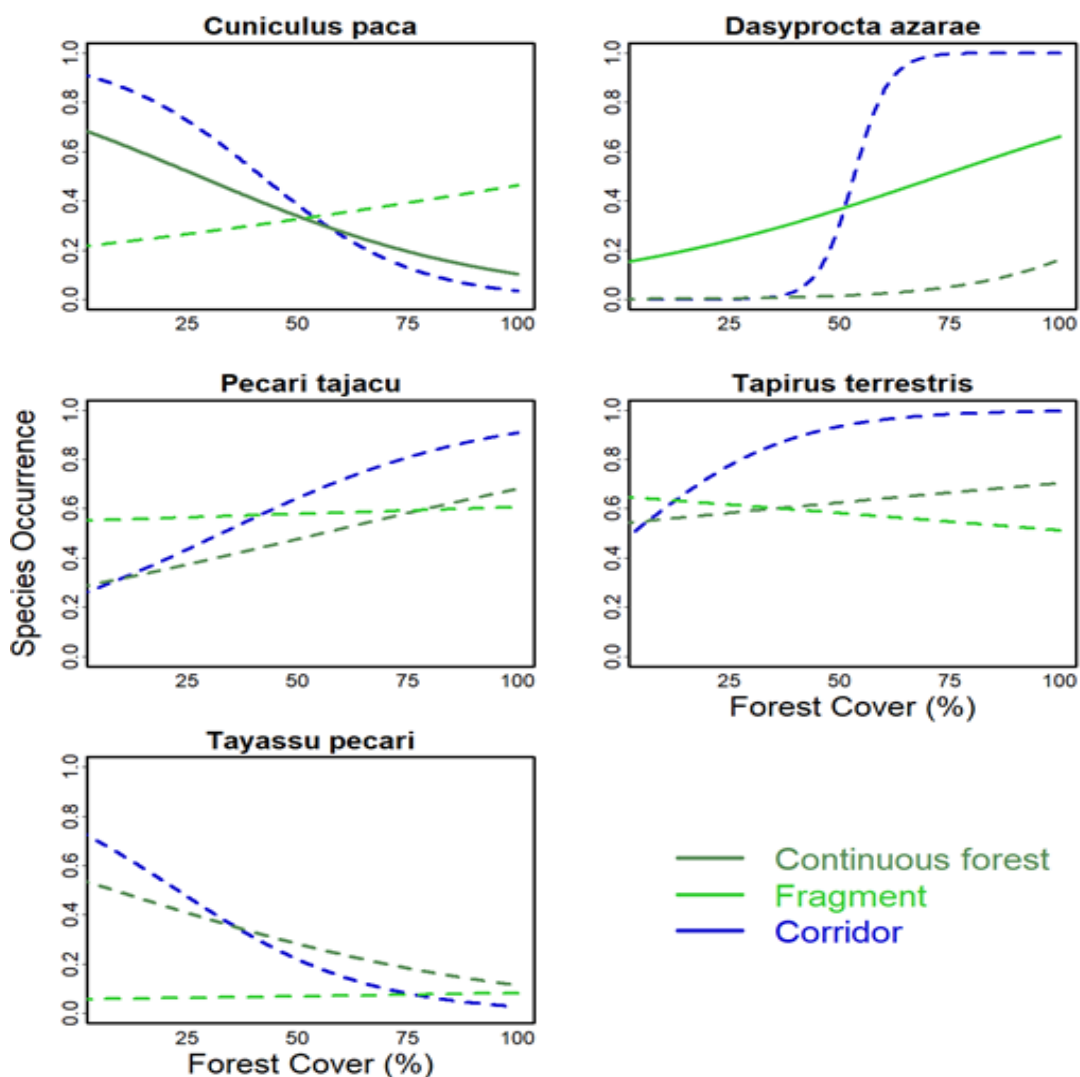


Figura 3 - Ocorrência de cinco espécies de mamíferos em relação a Cobertura Florestal (%) na Região de Querência, PELD Tanguro, Mato Grosso, Brasil. As cores das linhas referem-se a três tipos distintos de ambientes (Floresta Contínua, Fragmento Florestal e Corredor Florestal). Linhas contínuas tiveram parâmetros da regressão logística (Beta 1) significativos ($p < 0,10$), enquanto tracejadas não foram significativas ($p > 0,10$).

A Figura 4 apresenta os efeitos da Densidade de borda em diferentes ambientes em relação às espécies estudadas: Floresta Contínua (continuous forest), Fragmento Florestal (fragment) e Corredor Florestal (corridor). Os modelos foram significativos somente para as espécies *C. paca*, *D. azarae* e *T. pecari*. Para a espécie *C. paca* somente o modelo ocorrência vs. Densidade de Borda foi significativo para Floresta Contínua, sendo observada uma relação positiva entre a densidade de borda e a ocorrência da espécie nesse tipo de ambiente. Para a espécie *D. azarae*, somente o modelo ocorrência vs. Densidade de Borda foi significativo apenas para o ambiente Fragmento Florestal, demonstrando uma relação negativa entre a quantidade de borda e a ocorrência da espécie nesse tipo de ambiente. Para a espécie *T. pecari* somente o modelo ocorrência vs. Densidade de Borda foi significativo para ambientes caracterizados como Corredor Florestal, demonstrando uma relação negativa entre a densidade de borda e a ocorrência da espécie nesse tipo de ambiente. Para as demais espécies (*P. tajacu* e *T. terrestris*), embora foram observadas algumas tendências, em nenhum caso os modelos foram significativos.

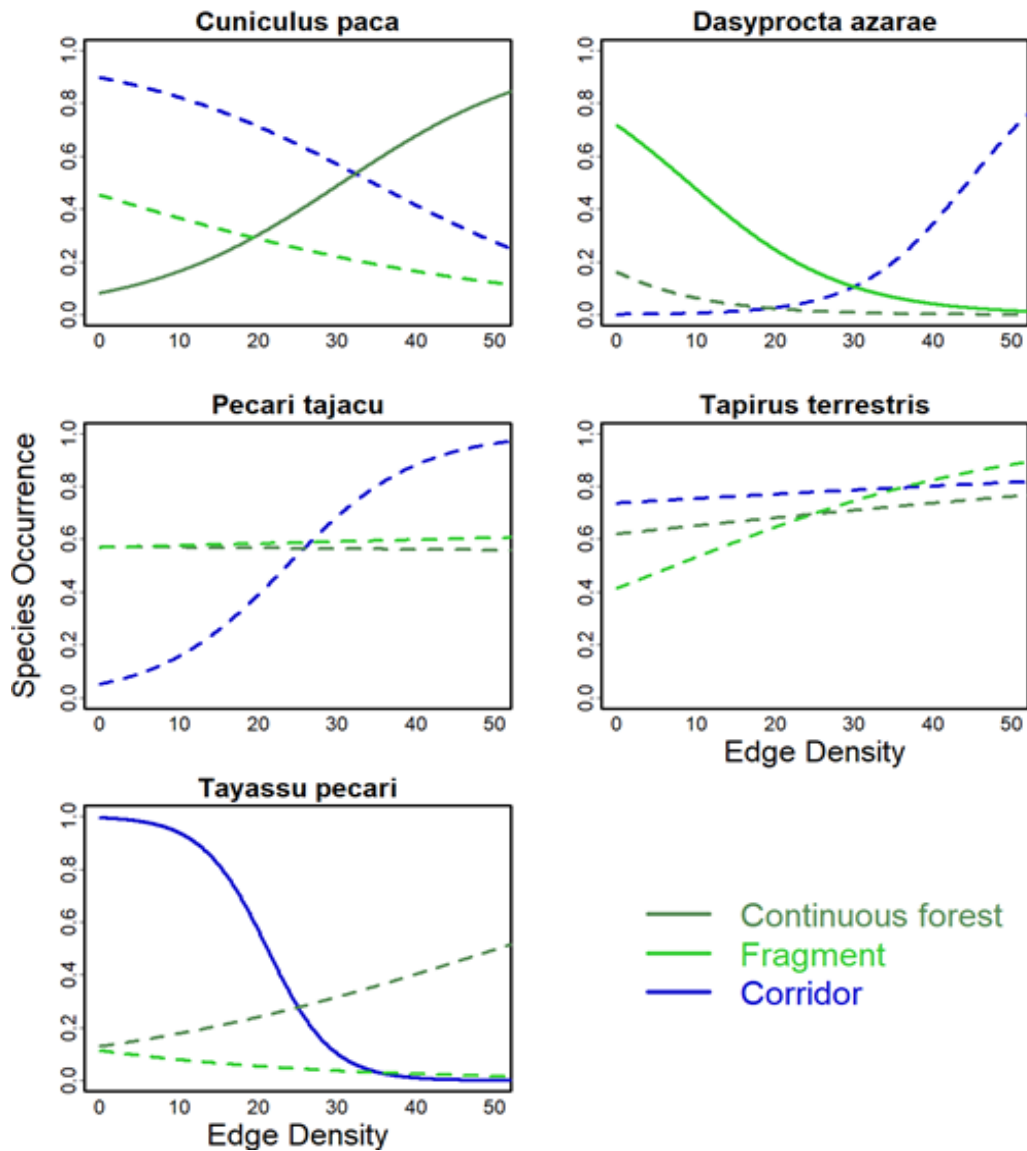


Figura 4 - Ocorrência de cinco espécies de mamíferos em relação a Densidade de Borda (m/ha) na Região de Querência, PELD Tanguro, Mato Grosso, Brasil. As cores das linhas referem-se a três tipos distintos de ambientes (Floresta Contínua, Fragmento Florestal e Corredor Florestal). Linhas contínuas tiveram parâmetros da regressão logística (Beta 1) significativos ($p < 0,10$), enquanto tracejadas não foram significativas ($p > 0,10$).

A Figura 5 apresenta os efeitos da Diversidade de Habitat sobre a ocorrência das espécies focais em diferentes tipos de ambientes: Floresta Contínua (continuous forest), Fragmento Florestal (fragment) e Corredor Florestal (corridor). Os modelos foram significativos somente para as espécies *C. paca*, *P. tajacu* e *T. terrestris*. Para a espécie *C. paca* somente o modelo ocorrência vs. Diversidade de Habitat foi significativo para ambientes floresta contínua, demonstrando uma relação positiva entre a ocorrência da espécie e a diversidade de habitat nesse ambientes. Para a espécie *P. tajacu* somente o

modelo ocorrência vs. Diversidade de Habitat foi significativo para ambientes caracterizados como floresta contínua, demonstrando uma relação negativa entre a ocorrência da espécie e a diversidade de habitat nesse tipo de ambiente. Para a espécie *T. terrestris* somente o modelo ocorrência vs. Diversidade de Habitat foi significativo para ambientes caracterizados como fragmento, demonstrando uma relação positiva entre a ocorrência da espécie e essa variável explanatória.

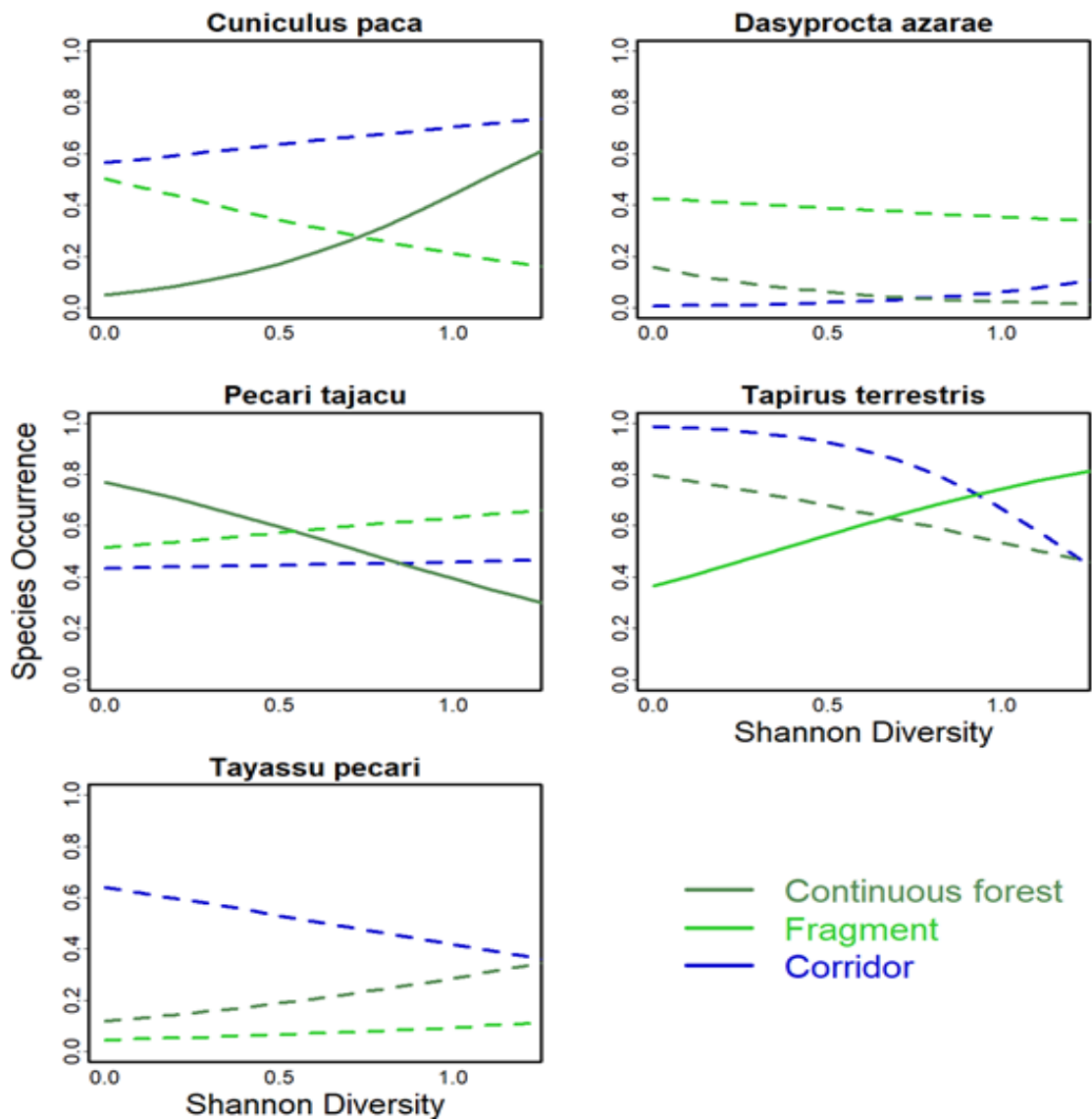


Figura 5 - Ocorrência de cinco espécies de mamíferos em relação a Diversidade de Habitat (i.e. Shannon Diversity) na Região de Querência, PELD Tanguro, Mato Grosso, Brasil. As cores das linhas referem-se a três tipos distintos de ambientes (Floresta Contínua, Fragmento Florestal e Corredor Florestal). Linhas contínuas tiverem parâmetros da regressão logística (Beta 1) significativos ($p < 0,10$), enquanto tracejadas não foram significativas ($p > 0,10$).

2.4 DISCUSSÃO

É amplamente conhecido que o processo de fragmentação [que envolve a perda de habitat e a fragmentação *per se* - sensu Fahrig 2003] afeta negativamente a ocorrência, abundância e diversidade de mamíferos, particularmente em regiões Neotropicais (Crooks 2017). Entretanto, raramente os estudos avaliam como o tipo de ambiente, onde os mamíferos são registrados, podem influenciar na relação ocorrência vs métricas de paisagem. Nossos resultados apontam que dependendo do ambiente focal e da espécie de interesse, os efeitos da paisagem podem variar de positivos a negativos, com muitos casos de ausência de efeitos (i.e. modelos não significativos).

De acordo com o que encontramos neste estudo, as espécies podem responder de forma diferente a fragmentação enquanto processo, o que pode ser reflexo da preferência de habitat e na sensibilidade dessas espécies (Zimbres 2017). O *Dasyprocta azarae* corroborou a hipótese, de que conforme a cobertura florestal aumenta, sua ocorrência também terá efeito positivo em fragmentos florestais. Outro ponto importante desse animal florestal é que o mesmo respondeu negativamente a densidade de borda nos fragmentos, mostrando assim uma alta sensibilidade a habitats muito pequenos (Hobbs, 1992; Hilty et al., 2006).

Outra espécie florestal que também respondeu de forma negativa ao aumento da densidade de borda em corredores florestais foi *Tayassu pecari*, corroborando nossas expectativas. Isto pode ter ocorrido talvez pelo fato dos corredores não apresentarem larguras grandes o suficientes para minimizar os efeitos de borda sobre a espécie (Laurance 1997). Portanto observamos que as espécies classificadas como especialistas em florestas, têm suas ocorrências reduzidas devido aos efeitos do processo de fragmentação de habitat, o que podem também estar intensificando os efeitos de borda (Laurance 1991; Frid e Dill, 2002; Maginnis 2013).

Quando avaliamos animais Semi-Florestais notamos que nossas expectativas originais foram apenas parcialmente satisfatória. No caso de *C. paca* confirmamos nossa expectativa de resposta negativa para Florestas Contínuas, e ausência de efeito para Fragmentos Florestais e Corredores Florestais. Entretanto, esperávamos que a ocorrência da *C. paca* seria negativamente afetadas pela Densidade de Borda, mas o efeito foi o contrário, i.e. positivo. Com isto, a quantidade de borda pode estar modulando processos

que mantém a ocorrência de organismos que estariam mais associadas a esses contextos (Murcia 1995; Mendes et al. 2015)

No caso da *Tapirus terrestris* observamos um aumento na sua ocorrência quando a diversidade de habitats aumenta em um fragmento, isso nos chama atenção, uma vez que esperávamos uma manutenção na ocorrência. A anta tem seu papel essencial como dispersora (O'farrill et al 2013; Galetti 2001), estudos realizados na própria fazenda Tanguro demonstram que esses animais vêm utilizando áreas mais desprovidas de vegetação fechada e utilizando locais que sofreram ações de fogo a pouco tempo (Paolucci et al 2019), o que nos proporciona um melhor entendimento desses resultados. Portanto como observamos, espécies diferentes necessitam de diferentes quantidades de floresta e respondem de maneira a sua preferência, a conservação nessa região tem que ser focada em espécies que apresentam maior vulnerabilidade aos efeitos causados (Fahrig 2001, King et al 1999).

2.5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Com base nos avanços alcançados neste estudo podemos concluir que: a) a perda de habitat e fragmentação - que tem efeito sobre a cobertura florestal, densidade de borda e diversidade de habitat - pode afetar a ocorrências das espécies; b) dependendo da sensibilidade das espécies, os efeitos da estrutura da paisagem podem variar de positivo, neutro a negativo; c) o tipo do ambiente onde as espécies foram registradas (contínuo florestal, fragmento florestal e corredor florestal) modula o efeito potencial da estrutura da paisagem sobre a ocorrência das espécies.

Esses resultados têm importante impacto sobre as conclusões que, historicamente, os estudos que avaliam efeito de paisagem sobre a ocorrência da fauna (e mesmo sua abundância, riqueza ou diversidade) podem estar sendo afetados ao não se considerar o tipo de ambiente em que os estudos estão sendo realizados. Desta forma, as conclusões de alguns estudos anteriores, e mesmo de estudos futuros, devem ser avaliados com cautela, uma vez que os tipos de ambientes podem ter mascarado efeitos potenciais, ou mesmo alterado a direção das relações de positivo para negativo, e vice-versa.

2.6 REFERÊNCIA

- ANDREN, Henrik. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. **Oikos**, p. 355-366, 1994.
- CROOKS, Kevin R. et al. Quantification of habitat fragmentation reveals extinction risk in terrestrial mammals. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 114, n. 29, p. 7635-7640, 2017.
- FAHRIG, Lenore. How much habitat is enough? **Biological conservation**, v. 100, n. 1, p. 65-74, 2001.
- FAHRIG, Lenore. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual review of ecology, evolution, and systematics**, v. 34, n. 1, p. 487-515, 2003.
- FAHRIG, Lenore et al. Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. **Ecology letters**, v. 14, n. 2, p. 101-112, 2011.
- FAHRIG, Lenore. Rethinking patch size and isolation effects: the habitat amount hypothesis. **Journal of Biogeography**, v. 40, n. 9, p. 1649-1663, 2013.
- FRID, Alejandro; DILL, Lawrence. Human-caused disturbance stimuli as a form of predation risk. **Conservation Ecology**, v. 6, n. 1, 2002.
- GALETTI, Mauro. Indians within conservation units: lessons from the Atlantic forest. **Conservation Biology**, v. 15, n. 3, p. 798-799, 2001.
- HILTY, J.A., et al Corridor Ecology: The Science and Practice of Linking Landscapes for Biodiversity Conservation. Island Press, Washington D.C. 2006
- HOBBS, Richard J.; HUENNEKE, Laura F. Disturbance, diversity, and invasion: implications for conservation. **Conservation biology**, v. 6, n. 3, p. 324-337, 1992.
- IACK-XIMENES, G.E. Sistemática da família Dasyproctidae Bonaparte, 1838 (Rodentia, hystricognathi) no Brasil. 429 p. Dissertação (Mestrado em Zoologia) - Universidade de São Paulo, São Paulo, 1999.
- JACKSON, Heather Bird; FAHRIG, Lenore. Are ecologists conducting research at the optimal scale?. **Global Ecology and Biogeography**, v. 24, n. 1, p. 52-63, 2015.
- KING, Anthony W. et al. Dispersal success on fractal landscapes: a consequence of lacunarity thresholds. **Landscape Ecology**, v. 14, n. 1, p. 73-82, 1999.
- LACHER JR, Thomas E. et al. The functional roles of mammals in ecosystems. **Journal of Mammalogy**, v. 100, n. 3, p. 942-964, 2019.

- LAURANCE, William F.; YENSEN, Eric. Predicting the impacts of edge effects in fragmented habitats. **Biological conservation**, v. 55, n. 1, p. 77-92, 1991.
- LAURANCE, William F. et al. Biomass collapse in Amazonian forest fragments. **Science**, v. 278, n. 5340, p. 1117-1118, 1997.
- LAURANCE, William F. et al. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation. **Conservation Biology**, v. 16, n. 3, p. 605-618, 2002.
- MACARTHUR, R.H. & WILSON, E.O. The theory of island biogeography. Princeton University Press, Princeton, NJ. 1967.
- MAGINNIS, Stewart; SAYER, Jeffrey A. **Forests in landscapes: ecosystem approaches to sustainability**. Routledge, 2013.
- MCGARIGAL, Kevin; MARKS, Barbara J. FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. **Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-351. Portland, OR: US Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. 122 p.**, v. 351, 1995.
- MENDES, Calebe P.; RIBEIRO, Milton C.; GALETTI, Mauro. Patch size, shape and edge distance influence seed predation on a palm species in the Atlantic forest. **Ecography**, v. 39, n. 5 p. 465-475, 2016.
- METZGER, J.P., How to deal with non-obvious rules for biodiversity conservation in fragmented areas. *The Brazilian Journal of Nature Conservation* 4, 125–137. 2006.
- MURCIA, Carolina. Efeitos de borda em florestas fragmentadas: implicações para a conservação. **Tendências em ecologia e evolução**, v. 10, n. 2, p. 58-62, 1995.
- NAGY-REIS, Mariana B. et al. Uso da paisagem e padrões de co-ocorrência de gatos malhados neotropicais. **PloS one**, v. 12, n. 1, p. e0168441, 2017.
- NAGY-REIS, Mariana B. et al. Segregação temporal e dietética em uma assembléia neotropical de pequenos felídeos e sua relação com a atividade de presas. **Mammalian Biology**, v. 95, p. 1-8, 2019.
- NEGROES, Nuno et al. Private forest reserves can aid in preserving the community of medium and large-sized vertebrates in the Amazon arc of deforestation. **Biodiversity and Conservation**, v. 20, n. 3, p. 505-518, 2011.
- O'FARRILL, Georgina; GALETTI, Mauro; CAMPOS-ARCEIZ, Ahimsa. Frugivoria e dispersão de sementes por antas: uma visão sobre seu papel ecológico. **Zoologia integrativa**, v. 8, n. 1, p. 4-17, 2013.

- PADILLA, Miguel; DOWLER, Robert C. Tapirus terrestris. **Mammalian species**, n. 481, p. 1-8, 1994.
- PAOLUCCI, Lucas N. et al. Lowland tapirs facilitate seed dispersal in degraded Amazonian forests. **Biotropica**, v. 51, n. 2, p. 245-252, 2019.
- PERES, Asher. Separability criterion for density matrices. **Physical Review Letters**, v. 77, n. 8, p. 1413, 1996.
- PERES, Carlos A. Effects of subsistence hunting on vertebrate community structure in Amazonian forests. **Conservation Biology**, v. 14, n. 1, p. 240-253, 2000.
- PREVEDELLO, Jayme Augusto; VIEIRA, Marcus Vinícius. Does the type of matrix matter? A quantitative review of the evidence. **Biodiversity and Conservation**, v. 19, n. 5, p. 1205-1223, 2010.
- R Core Team 2019 R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>. Accessed on: 2019-08-20.
- REGOLIN, André Luis et al. Forest cover influences occurrence of mammalian carnivores within Brazilian Atlantic Forest. **Journal of Mammalogy**, v. 98, n. 6, p. 1721-1731, 2017.
- REIS, Nelio R. dos et al. Mamíferos do Brasil. 2 ed. Londrina-PR 2011
- SMYTHE, Nicholas. The natural history of the Central American agouti (*Dasyprocta punctata*). **Smithsonian contributions to zoology**, 1978.
- UMETSU, Fabiana; PAUL METZGER, Jean; PARDINI, Renata. Importance of estimating matrix quality for modeling species distribution in complex tropical landscapes: a test with Atlantic forest small mammals. **Ecography**, v. 31, n. 3, p. 359-370, 2008.
- ZIMBRES, Barbara; PERES, Carlos A.; MACHADO, Ricardo Bomfim. Terrestrial mammal responses to habitat structure and quality of remnant riparian forests in an Amazonian cattle-ranching landscape. **Biological Conservation**, v. 206, p. 283-292, 2017.

Material suplementar S1: Gráficos de dispersão das variáveis explanatórias de paisagem: a) PLAND1000 = Cobertura florestal (%); b) ED1000=Densidade de Borda (m/ha); e c) SHDI1000 = Diversidade de Habitat (Shannon). Todas métricas foram calculadas utilizando 123 sítios, cada um referente a uma câmera trap. As paisagens foram definidas por um raio de 1 km em torno do centróide dos sítios

