



INFLUÊNCIA DA PAISAGEM E DAS CARACTERÍSTICAS LOCAIS NA OCORRÊNCIA DO MICO-LEÃO-PRETO (*LEONTOPITHECUS CHRYSTOPYGUS*, CALLITRICHIDAE)

BRUNA LOPES PINTO

Dissertação apresentada ao Instituto
de Biociências do Câmpus de Rio
Claro, Universidade Estadual Paulista
“Júlio de Mesquita Filho”, como parte
dos requisitos para obtenção do título
de Mestre em Ciências Biológicas
(Zoologia).

Orientadora: Prof^a. Dra. Laurence Marianne
Vincianne Culot

Co-orientador: Prof^a. Dr. Milton Cezar
Ribeiro

Rio Claro
2017

BRUNA LOPES PINTO

**INFLUÊNCIA DA PAISAGEM E DAS
CARACTERÍSTICAS LOCAIS NA OCORRÊNCIA DO
MICO-LEÃO-PRETO (*LEONTOPITHECUS*
CHRYSOPYGUS, CALLITRICHIDAE)**

Dissertação apresentada ao Instituto
de Biociências do Campus de Rio
Claro, Universidade Estadual Paulista
“Júlio de Mesquita Filho”, como parte
dos requisitos para obtenção do título
de Mestre em Ciências Biológicas
(Zoologia).

Orientadora: Prof^a. Dra. Laurence
Marianne Vincianne Culot
Co-orientador: Prof^a. Dr. Milton Cezar
Ribeiro

Rio Claro
2017

591.5 Pinto, Bruna Lopes
P659i Influência da paisagem e das características locais na
 ocorrência do mico-leão-preto (*Leontopithecus chrysopygus*,
 Callitrichidae) / Bruna Lopes Pinto. - Rio Claro, 2017
 54 f. : il., figs., gráfs., tabs., fots.

 Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista,
 Instituto de Biociências de Rio Claro
 Orientador: Laurence Marianne Vincianne Culot
 Coorientador: Milton Cezar Ribeiro

 1. Ecologia animal. 2. Ocupação do mico-leão-preto. 3.
 Modelo de ocupação. 4. Playback. 5. Fragmentação. I. Título.

Ficha Catalográfica elaborada pela STATI - Biblioteca da UNESP
Campus de Rio Claro/SP



UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA

Câmpus de Rio Claro



CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO DA DISSERTAÇÃO: INFLUÊNCIA DA PAISAGEM E DAS CARACTERÍSTICAS DA ÁREA
NA OCORRÊNCIA DO MICO-LEÃO-PRETO (LEONTOPITHECUS
CHRYSOPYGUS, CALLITRICHIDAE)

AUTORA: BRUNA LOPES PINTO

ORIENTADORA: LAURENCE MARIANNE VINCIANNE CULOT

COORDENADOR: MILTON CEZAR RIBEIRO

Aprovada como parte das exigências para obtenção do Título de Mestra em CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
(ZOOLOGIA), pela Comissão Examinadora:

Profa. Dra. LAURENCE MARIANNE VINCIANNE CULOT
Departamento de Zoologia / Instituto de Biociências de Rio Claro - SP

Profa. Dra. CARLA CRISTINA GESTICH
Instituto de Biologia, Departamento de Zoologia / Universidade Estadual de Campinas - SP

Profa. Dra. MARIANA NAGY BALDY DOS REIS
Departamento de Ecologia / Universidade Estadual de Campinas - SP

Rio Claro, 02 de junho de 2017

Trabalho dedicado
à minha família.

“Todos os seres são iguais, pela sua origem,
seus direitos naturais,
divinos e seu objetivo final”

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, agradeço à Deus pela oportunidade de realizar um grande sonho meu, que era fazer o mestrado e posteriormente à minha família por me apoiarem, compreenderem e nunca me deixarem desistir do que eu mais queria.

Agradeço também à minha orientadora Laurence Culot por ter me aceitado como sua aluna de Mestrado e por toda dedicação, paciência e aprendizado que nesses dois anos, tive o prazer em receber. Também sou muita grata pelas oportunidades que me foram dadas, como o estágio de docência, desenvolvimento de palestras dentro e fora da UNESP e de projetos visando a conscientização ambiental.

Gostaria em agradecer em especial ao meu marido (Bruno Mantovani da Cunha) por toda ajuda, tanto no campo quanto em casa, pela paciência, amizade, risadas, companheirismo, conselhos e todo carinho. Te agradeço muito, sem você nada disso seria possível.

Mãe, Beatriz, Diego e Julinho, vocês são muito importantes na minha vida, obrigada pelo apoio, carinho, paciência e por sempre acreditarem no meu trabalho.

Miltinho, obrigada por me co-orientar, pelas reuniões, explicações e toda atenção. Ao LEEC (Laboratório de Ecologia Espacial) por toda ajuda na obtenção dos dados, com destaque para o Vinicius Rodrigues Tonetti que me ajudou bastante e sempre com muita paciência e dedicação. Também queria agradecer à Paola Mandetta Tokumoto e ao John Ribeiro por toda assistência no GRASS e no ArcGIS.

Imensa gratidão por todos da cidade de Guareí que nos acolherem e nos deixaram apaixonados pela região. Obrigada pela Prefeitura de Guareí no mandato do ex Prefeito João Momberg que juntamente com a Secretaria do Meio ambiente (Neli, Sabrina, Renan, Neto, Mariana, Neli loira), nos apoiou, deu assistência e trabalhou em prol da preservação do mico-leão-preto. Obrigada por permitir que o Dileu nos ajudassem em seu período de trabalho, foi de extrema importância para o desenvolvimento do projeto.

Neli, Roni, Cecília, Luan e família, serei eternamente grata por tudo, considero vocês, como se fossem da minha família e agradeço por todos os momentos que passamos juntos, até os mais sofridos que nos mostrou a importância da nossa amizade. Obrigada pelas comidas, risadas, conversas, ajuda no campo, hospitalidade, amizade, alojamento, ida para o hospital, confiança e todo carinho. Nesses dois anos eu aprendi muito sobre a vida no campo, e o valor cultural que ela possui, agradeço à vocês que compartilharam todas as suas experiências e conhecimentos conosco.

Ao Dileu, pelas inúmeras vezes que nos acompanhou no campo, ficando até tarde, sem almoço e passando o final de semana conosco. Obrigada pelas piadas, por sempre estar disposto a ajudar, auxiliar, pela amizade, paciência, hospitalidade e por sempre acreditar no nosso trabalho. Você foi fundamental para que o projeto ocorresse e que futuros projetos fossem criados.

Gostaria de agradecer à Beth e família, como também à Dona Laura e família que nos receberam de braços abertos nas suas casas em Guareí, nos oferecendo estadia. Vocês acreditaram na seriedade do nosso trabalho e possibilitou a nossa permanência no município. Agradeço muito por ter conhecido vocês.

Sabrina, Flaviano, Ana Lígia, Felipe e família, obrigada pela amizade, risadas, às inúmeras ajudas e todo carinho. Vocês contribuíram muito pelo sucesso do projeto.

A todos de Guareí que contribuíram de alguma forma como projeto; Caborja, Plínio, Ayrton, Valdão, todos os funcionários do mercado São Francisco, Tátilla da Quitando da

Margareth, ao Paulo da Quitanda da Praça, Meivaldo, Cristina, João e à Cláudia. Aos proprietários das áreas em que foram amostradas; Nelita, Irineu, Zé Canário, Dona Nair, Chico Teles, Tuta, Hermano, Neli do bairro dos Tomés, Michel, Zé Paulo, aos funcionários da Resiflor Cida e Rogério, Rodrigo, Dora, Ana (Cerrado), Zé Neves, que nos autorizaram e nos receberam com toda hospitalidade e carinho.

Aos funcionários da Estação Ecológica de Angatuba, em especial à Barbara que sempre esteve disposta a contribuir com o projeto e nos receber na Estação.

Obrigada à Samantha e aos funcionários do Parque Ecológico de São Carlos que também nos receberam muito bem e permitiram que o nosso trabalho fosse realizado.

Agradeço também a todos do meu laboratório (LAP) pela ajuda e amizade, principalmente à Mayara, Paula, Lucas, Vanessa e André. Aos que também ajudaram nas etapas de campo; Gabriele Marcusso e Tiago Nunes.

Aos meus amigos por me apoiarem; Duda, Liveon, Mariana, Carla, Andrea, Isabela e Patrícia. Carla, obrigada por emprestar o *playback*, foi fundamental para a realização do trabalho.

À secretaria de pós-graduação, Ivana, que sempre me auxiliou em todas as dúvidas que tive nesses dois anos, em especial à Ivana que sempre foi muito atenciosa, paciente e que me ajudou em tudo que precisei.

E por último, não menos importante, agradeço à CAPES pela bolsa de mestrado e a FAPESP, através do processo 2014/14739-0, pelo auxílio das despesas dos campos, que foram essenciais para o estudo.

INFLUÊNCIA DA PAISAGEM E DAS CARACTERÍSTICAS LOCAIS NA OCORRÊNCIA DO MICO-LEÃO-PRETO (*LEONTOPITHECUS CHRYSOPYGUS*, CALLITRICHIDAE)

RESUMO

O bioma Mata Atlântica possui alta diversidade de primatas e com alto grau de endemismo, porém grande parte desses primatas estão ameaçados devido à grande modificação da paisagem. O mico-leão-preto (Callitrichidae, *Leontopithecus chrysopygus*) é uma espécie endêmica do Estado de São Paulo, ameaçada de extinção, que ocorre na Mata Atlântica e cuja detecção é difícil por ser de pequeno porte, críptico e ocorrer em baixa densidade. Para poder implementar programas de conservação eficazes, é necessário o conhecimento das áreas de ocorrência da espécie assim como das características ambientais que favorecem sua ocupação. Este trabalho tem como objetivo determinar as características da paisagem e locais que influenciam a ocupação e detecção do mico-leão preto. Através do *playback*, foi realizado o levantamento dos micos-leões-pretos em 16 sítios amostrais, com 3 pontos em cada um e 3 repetições (uma por mês, Maio-Julho de 2016). Coletamos dados sobre as características locais (largura dos pontos amostrais, diâmetro à altura do peito das árvores, estratificação e presença de gado) e da paisagem (conectividade funcional, quantidade de densidade de borda, cobertura vegetal, tipo de matriz e distância à Estação Ecológica de Angatuba) em cada ponto amostral. As características foram obtidas através dos programas ArcGis, Grass e Google Earth Pro, além da ajuda de um botânico para algumas características locais. O modelo de ocupação (verossimilhança), através da análise de padrão-de única estação (*standard-single-season*) pelo programa PRESENCE[®] versão 11.8, foi utilizado para encontrar as características que melhor explicam a ocupação e detecção do mico-leão-preto. A ocupação foi de 26% e a detecção de 75%. As características da paisagem foram as que influenciaram tanto na ocupação quanto na detecção. A ocupação dos micos-leões-pretos foi associada à quantidade de áreas florestais, que obteve uma relação positiva, a mesma também encontrada para a detectabilidade. Todavia, a detecção apresentou outra característica (quantidade de densidade de borda), que em lugares mais alterados (com efeito de borda) podem apresentar uma vantagem em relação à locais mais conservados (mais fechados), auxiliando na propagação do som e facilitando a procura do mico no campo. Assim, ao identificar as principais características que influenciam a ocupação dos micos-leões-pretos, outros locais podem ser estimados e as áreas florestais priorizadas e com as medidas mitigadoras mais direcionadas para a preservação e conservação da espécie juntamente com seus habitats.

Palavras-chave: fragmentação, *playback*, modelo de ocupação, mico-leão-preto.

INFLUENCE OF THE LANDSCAPE AND CHARACTERISTICS OF THE AREA ON THE OCCURRENCE OF THE BLACK LION TAMARIN (*LEONTOPITHECUS CHRYSOPYGUS*, CALLITRICHIDAE)

ABSTRACT

The Atlantic Forest biome presents high primate diversity and high degree of endemism, but most of these primates are threatened habitat fragmentation. The black lion tamarin (Callitrichidae, *Leontopithecus chrysopygus*) is an endemic species of the State of São Paulo, threatened with extinction, occurring in the Atlantic Forest and whose detection is difficult because it is small, cryptic and occurs in low density. In order to implement effective conservation programs, it is necessary to know the areas of occurrence of the species as well as the environmental characteristics that favor their presence. This work aims to determine local and landscape characteristics that influence the occupancy and detection of the black lion tamarin. We used the playback methodology to find the primates in 16 sites samples with 3 points in each and 3 replicates (one per month, May-July 2016). It was collect data from local (width of sampling points, diameter at breast height, stratification and presence of cattle) and landscape characteristics (functional connectivity, amount of border density, vegetation cover, type of matrix and distance to the Ecological Station of Angatuba) at each sampling point. The characteristics were from ArcGis, Grass and Google Earth Pro software, and also from a botanist. The occupation model (likelihood), through standard-single-season (standard-single-season) using the PRESENCE ® version 11.8 software, helped to find which characteristics best explain the occupation and detection of the black lion tamarin . The occupation was 26% and the detection was 75%. The characteristics of the landscape were those that influenced both (occupation and detection). The occupation of the black lion tamarins was associated to the number of forest areas, which obtained a positive relation, the same also it was find for detectability. However, the detection presented another characteristic (amount of edge density), which shows that in more altered sites (with border effect) can present an advantage over the more conserved (more closed) sites, helping the propagation of the sound and facilitating the search of the black lion tamarin in the field. Thus, identifying the main characteristics that influence the occupation of black lion tamarins, other sites can be estimate, forest areas can be prioritized and mitigating measures for the preservation and conservation of the species along with their habitats

Keywords: fragmentation, playback, occupancy model, black lion tamarin.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1. Mapa do município de Guareí, São Paulo, com as porcentagens das principais matrizes, fragmentos de floresta e a localização da Estação Ecológica de Angatuba.....	20
Figura 2. Mico-leão-preto (<i>Leontopithecus chrysopygus</i>)	21
Figura 3. Mapa de distribuição do mico-leão-preto no Estado de São Paulo	23
Figura 4. Mico-leão-preto se alimentando do fruto jerivá (<i>Syagrus romanzoffiana</i>) no município de Guareí.....	24
Figura 5. Curva da permeabilidade da matriz, probabilidade dos mico-leões-pretos de atravessarem uma determinada distância na matriz. Os valores variam entre 0 e 230 metros e foram obtidos a partir da função $y = -0.176\ln(x) + 0.9851$	28
Figura 6. Mapa com a localização dos sítios amostrais e com a detecção dos micos-leões-pretos no município de Guareí, São Paulo.....	28
Figura 7. Peso do AIC das variáveis em relação à ocupação (psi) dos micos-leões-pretos. Cobert_veg: proporção de área florestal/ Piso_gado: presença do gado nos pontos amostrais/ Densi_bor: densidade de borda/ DAP: média do diâmetro à altura do peito das árvores (10)	35
Figura 8. Probabilidade de ocupação do mico-leão-preto em cada sítio amostral, onde é identificado a estimativas (ocupação) e os erros padrões	36
Figura 9. Peso do AIC das variáveis em relação à detecção (p) dos micos-leões-pretos. Cobert_veg: proporção de área florestal/ Densi_bor: densidade de borda/ DAP: altura máxima das árvores (10)	36

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Populações presentes do mico-leão-preto (Tabela adaptada de GARBINO, REZENDE & VALLADARES-PADUA, 2016)	22
Tabela 2. Relação das variáveis da paisagem, com a descrição e as hipóteses que foram relacionadas com a ocupação e detectabilidade do mico-leão-preto no município de Guareí, São Paulo.....	28
Tabela 3. Relação das variáveis locais, com a descrição e as hipóteses que foram relacionadas com a ocorrência do mico-leão-preto no município de Guareí, São Paulo.....	30
Tabela 4. Correlação de <i>Pearson</i> , realizada com as variáveis da paisagem e locais, sendo uma seleção os modelos de ocupação. A correlação foi identificada em valores superiores de 0.65.....	31
Tabela 5. Seleção dos modelos para a ocupação (ψ) com as diferentes combinações das variáveis da paisagem e locais para a ocorrência do mico-leão-preto no município de Guareí.....	34
Tabela 6. Seleção dos modelos para a ocupação (ψ) com as diferentes combinações das variáveis da paisagem e locais, mostrando as estimativas de beta, erro padrão e peso de cada variável nos modelos.....	35
Tabela 7. Seleção dos modelos de detecção (p) com as diferentes combinações das variáveis da paisagem e locais para a ocorrência do mico-leão-preto no município de Guareí.....	36
Tabela 8. Seleção dos modelos para a detecção, com as diferentes combinações das variáveis da paisagem e locais, mostrando as estimativas de beta, erro padrão e peso de cada variável nos modelos.....	38

ANEXOS

ANEXO 1. Teste de alcance dos micos-leões-pretos no Parque Ecológico de São Carlos (<i>ex situ</i>)	53
ANEXO 2. Comparação dos testes de alcance da percepção humana no Parque Ecológico de São Carlos (<i>ex situ</i>) e na área de estudo (Guareí, <i>in situ</i>)	54

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	13
1.1 Objetivos	15
1.2 Hipóteses	16
2 MATERIAL E MÉTODOS	19
2.1 Área do estudo	19
2.2 Espécie Estudada	20
2.3 Teste de alcance	25
2.4 Seleção das áreas amostrais	25
2.5 Coleta de dados	25
2.5.1 Levantamento via <i>playback</i>	26
2.5.2 Variáveis da Paisagem	26
2.5.3 Variáveis da Locais	28
2.6 Análise dos dados	30
2.6.1 Correlação das variáveis locais e da paisagem	30
2.6.2 Modelos de Ocupação	31
3 RESULTADOS	32
3.1 Levantamento dos micos-leões-pretos	32
3.2 Modelos de ocupação	33
4 DISCUSSÃO	38
5 CONCLUSÃO	40
5.1 Perspectivas para a Conservação	40
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	41

1 INTRODUÇÃO

A biodiversidade está sendo ameaçada principalmente pela perda e fragmentação dos habitats (ANDRÉN, 1997). A fragmentação ocorre quando uma paisagem contínua é subdividida em fragmentos menores da sua área total (WILCOVE *et al.*, 1986), podendo gerar isolamento entre eles e a quantidade de borda (VAN DEN BERG *et al.* 2001; FAHRIG *et al.*, 2003; BEIER *et al.*, 2002; BENSON *et al.*, 2013). As áreas com grande fragmentação podem apresentar perda de biodiversidade (KRAUSS *et al.*, 2010), pouca conectividade (SIMBERLOFF & COX, 1987; THEOBALD, CROOKS & NORMAN, 2011), aumento de parasitoses (MBORA & MACPEEK, 2009) e posteriormente, o desaparecimento (CROOKS, 2002) ou a extinção das espécies (MERRIAM & WEGNER, 1992; DÍAZ *et al.*, 2006).

A Mata Atlântica é um bom modelo de paisagem antropizada e fragmentada, importante por sua alta diversidade de espécies e elevado nível de endemismo (FONSECA, 1985; GUILIETTI & FORERO 1990). Como consequência do desmatamento, a Mata Atlântica foi reduzida à apenas 11.4% da sua área original (RIBEIRO *et al.*, 2009). Dentre suas fitofisionomias, a Floresta Estacional Semidecidual também apresenta grande alteração da sua área original, com pouca conectividade, que acaba impossibilitando o deslocamento e as interações entre as espécies (VIANA & TABANEZ, 1996; RANTA *et al.*, 1998; RIBEIRO *et al.*, 2009).

O bioma Mata Atlântica possui alta diversidade de primatas, sendo 80% endêmicos e 62% ameaçados de extinção (CHIARELLO, 2000). Os primatas neotropicais são vulneráveis à fragmentação do habitat (CHAPMAN & PERES, 2001), principalmente por dependerem da área florestal para sua sobrevivência (MENDES-PONTES & SOARES, 2005, BUENO *et al.*, 2013). O habitat dos primatas está sendo convertido em matrizes (agricultura, pasto, silvicultura, zona urbana, rodovias entre outra), podendo afetar a densidade e abundância das populações (RYLANDS, 1997; STRIER, 2007), como também exigir adaptações para sobrevivência da espécie nesses ambientes alterados (STOUFFER *et al.*, 2009; ARROYO-RODRIGUEZ *et al.*, 2009).

As matrizes podem funcionar como barreiras na paisagem (VANDERMEER & CARVAJAL, 2001; DRISCOLL *et al.*, 2013), afetando a sobrevivência de algumas espécies (VANDERMEER & CARVAJAL, 2001). A agricultura, por exemplo, além de aumentar a perda de habitat, aumenta a invasão de espécies exóticas e impossibilita o deslocamento de várias espécies animais para outros fragmentos (VYNNE *et al.*, 2014). A presença da pastagem tem sido responsável pela extinção de pequenos mamíferos (DE CASTRO &

FERNANDEZ, 2004) juntamente com a construção de estradas que estão inviabilizando o fluxo gênico das espécies, mudando os padrões de movimento e causando o isolamento ecológico (RICO *et al.*, 2007; RICKETTS, 2001; DEVELEY & STOUFFER, 2001).

Em contrapartida, a matriz pode funcionar positivamente para a fauna, dependendo do seu grau de permeabilidade (KOELLE & VANDERMEER, 2005; VANDERMEER & CARVAJAL, 2001). Os primatas podem se beneficiar com algumas matrizes, como a silvicultura (CASTÉLLON & SIEVING, 2005; ASENSIO *et al.*, 2009; TUTIN *et al.*, 1997) que pode conectar as manchas florestais, agindo como corredores ecológicos (GHELER-COSTA *et al.*, 2012) ou mesmo outras plantações que podem servir como fonte de recursos (BICCA-MARQUES AND CALEGARO-MARQUES 1994; GASCON *et al.*, 1999 HARRIS & CHAPMAN, 2007).

A conectividade da paisagem, além de determinar a abundância das espécies nos fragmentos (POZO-MONTUY *et al.*, 2011), possibilita a dispersão e a manutenção das dinâmicas populacionais (BERGGREN *et al.*, 2001), além de diminuir as chances de endocruzamentos (TAYLOR *et al.*, 1993). A conectividade estrutural leva em consideração a estrutura da paisagem, já a conectividade funcional, está relacionada com a biologia e o comportamento das espécies, ou seja, mesmo em fragmentos distantes, pode haver conectividade funcional, pois os animais ainda possuem habilidades de se deslocarem para outros fragmentos (SIEVING *et al.*, 1996; TISCHENDORF & FAHRIG, 2000).

As características da paisagem, como a conectividade funcional (GOODWIN, 2003), tamanho da área florestal (JAE-LEE *et al.*, 2014; HERKERT *et al.*, 2003; WIECZKOWSKI, 2004; ARROYO-RODRÍGUEZ, MANDUJANO & BENÍTEZ-MALVIDO, 2008; BENSON *et al.*, 2013; DA SILVA *et al.*, 2015), quantidade de borda (BENSON *et al.*, 2013; WOLF & BALTZI, 2004), tipo de matrizes (GASCON *et al.*, 1999), proximidade à áreas protegidas (LOVERIDGE *et al.*, 2011; NAGY-REIS *et al.*, 2017a) entre outras, podem ser fatores que influenciam diretamente a permanência dos animais em determinados locais. Como também as características do fragmento (locais), as estruturas das florestas (VILLARD *et al.*, 1999; LINDEMANN *et al.*, 2015; MCLEAN *et al.*, 2016) como a largura, o diâmetro à altura do peito das árvores (DAP) (BEIER *et al.*, 2002; GROW *et al.*, 2013), altura do dossel (ARROYO-RODRÍGUEZ & MANDUJANO, 2006), presença do gado, que pode provocar a mortalidade das plântulas e modificar a composição da comunidade vegetal (STERN, 2002) e outras, que podem definir estratégias de a conservação para as áreas.

Os modelos de ocupação, estimam a probabilidade de uma espécie ocupar (ψ , Ψ) e ser detectada (p) em relação às diversas características, que podem ser em função das características da paisagem (LONG *et al.*, 2011) e/ou locais da área (PAVIOLO & DE ANGELO, 2006) (MACKENZIE, 2006; KLAR *et al.*, 2008). Através desse modelo, a amostragem precisa apresentar repetições e uma não detecção da espécie não exclui a possibilidade da espécie estar presente no local, evitando um viés (MACKENZIE *et al.*, 2002).

A utilização dos modelos de ocupação, já foi observado em estudos que relacionaram os efeitos da fragmentação nas populações dos primatas (ARROYO-RODRÍGUEZ & MANDUJANO, 2009; SALES *et al.*, 2017; NAGY-REIS *et al.*, 2017b, como também em outras espécies (O'CONNELL JR. *et al.*, 2006; RONDININI *et al.*, 2006; MAZEROLLE *et al.*, 2007; SARMENTO *et al.*, 2011; LANSTSCHNER *et al.*, 2012; LOUGHMAN *et al.*, 2012; NAGY-NAGY-REIS *et al.*, 2017a). Com o auxílio dessa metodologia, o custo do monitoramento das espécies pode ser reduzido, e outros dados como de colonização, viabilidade das populações e extinção podem ser adquiridos, podendo assim, auxiliar o manejo e a conservação das espécies (BAILEY *et al.*, 2004; HINES *et al.*, 2010; HARIHAR & PANDAV, 2012; NAGY-REIS *et al.*, 2017a).

O mico-leão-preto (*Leontopithecus chrysopygus*) é um exemplo de primata ameaçado e endêmico do Estado de São Paulo, que devido ao seu pequeno porte, coloração escura, rápida locomoção e sua baixa densidade populacional, é considerado críptico (PARANHOS, 2006; ENDLER, 1982). Estas características dificultam sua detecção no seu hábitat natural, e o uso dos modelos de ocupação podem auxiliar nesses problemas de detectabilidade. Assim, como para estimar a ocupação da espécie, que apresenta falta de dados e relacionada às principais características que a influenciam, planos de manejo para a espécie podem ser desenvolvidos adequadamente.

Este trabalho tem como objetivo determinar as características locais e da paisagem em uma paisagem alterada que influenciam na ocupação do mico-leão preto. Recentemente, foi registrado a ocorrência do mico-leão-preto nas matas ciliares e fragmentos das Florestas Estacionais Semidecíduas do município de Guareí (CULOT *et al.*, 2015). A paisagem de Guareí é constituída por manchas florestais alteradas (estreitos, dossel mais baixo, pisoteio de gado, pouca estratificação, entre outros fatores) circundados por matrizes agrícolas (principalmente por cana-de-açúcar, milho, pastagem e silvicultura). Porém, não há dados

sobre os locais em que esta espécie ocorre e quais as características (paisagem ou locais) que estão influenciando a persistência dessa espécie. Estes dados são de grande importância pois através dessas características que influenciam a espécie, podemos compreendê-la melhor e desenvolver medidas mitigatórias que auxiliem na conservação e manutenção da espécie.

Mais especificamente, pretendemos: (1) determinar os locais em que a espécie é encontrada, (2) determinar as características da paisagem (tipo de matriz, conectividade funcional, densidade de borda, proximidade à Estação Ecológica de Angatuba e cobertura vegetal) e as locais (largura do ponto amostral, diâmetro à altura do peito das árvores, altura do dossel, presença de estratificação e pisoteio do gado) que influenciam na ocorrência da espécie e (3) as características da paisagem (densidade de borda) e locais (largura do ponto amostral, diâmetro à altura do peito das árvores, altura do dossel e pisoteio do gado) que influenciam na detecção da espécie.

Temos as seguintes hipóteses:

1) Em relação à ocupação (psi), tanto características locais quanto da paisagem influenciariam na ocupação do mico-leão-preto.

a) Tipo de matriz: a silvicultura poderia ser a mais ocupada pelos micos em relação à agricultura e pasto (silvicultura>agricultura>pasto), já que é o tipo de matriz mais semelhante, estruturalmente, ao habitat da espécie e que os micos já foram observados utilizando esse tipo de matriz (obs. pessoal, MAMEDE-COSTA & GOBBI, 1998). Portanto, matrizes de silvicultura estariam positivamente relacionadas com a ocupação, proporcionando maiores chances de dispersão para espécie e funcionando como corredores ecológicos (GHELER-COSTA *et al.*, 2012; PFLÜGER & BALKENHOL, 2014).

b) Conectividade funcional: estaria mantendo as populações, mesmo com a alta fragmentação, e permitindo o deslocamento, o fluxo gênico e as dinâmicas populacionais desta espécie (BERGGREN *et al.*, 2001). Assim, quanto maior a conectividade funcional entre os sítios amostrais, maior será a ocupação dos micos.

c) Densidade de borda: quanto maior o valor, maior os efeitos de borda e menor a ocupação. Sendo assim, os pontos amostrais com maiores valores de densidade de borda, apresentariam uma mudança na sua estrutura e na composição vegetal, com menores disponibilidades de recursos devido aos efeitos de borda (ARROYO-RODRÍGUEZ & MANDUJANO, 2006).

Portanto, a ocupação seria maior em locais com menor densidade de borda, pois apresentariam melhores condições de sobrevivência para a espécie.

d) Distância à Estação Ecológica de Angatuba: pelo fato da Estação Ecológica de Angatuba ser uma área protegida, proporcionar condições de sobrevivência para o mico-leão-preto e já ter sido registrado populações da espécie (MEDICI, 2003), uma relação entre a distância e os pontos amostrais foram estabelecidos. Sendo assim, quanto menor a distância dos pontos amostrais, maiores serão as chances dos micos ocuparem as áreas. A Estação Ecológica de Angatuba também poderia estar ajudando as populações a se manterem viáveis geneticamente pois agiria como população fonte para as populações.

e) Cobertura vegetal: está relacionado com a paisagem e a quantidade de área florestal. Além da importância estrutural para os primatas arborícolas, também pode estar relacionada com a disponibilidade de recursos, aumentando as chances do mico-leão-preto ocupar os locais (ARROYO-RODRÍGUEZ *et al.*, 2008; STEVESON *et al.*, 2001). Quanto maior a quantidade de cobertura vegetal, maior será a ocupação pela espécie.

f) Diâmetro à altura do peito das árvores (DAP): pode ser um indicador de disponibilidade de recursos (CHAPMAN *et al.*, 1992), assim áreas com maiores DAP's, apresentariam maiores chances dos micos ocuparem. Além das árvores maiores proporcionarem locais para dormir, deslocamento e de uma maneira geral, melhores condições para a sua sobrevivência (CRISTOBAL-AZKARATE *et al.*, 2005; ARROYO-RODRÍGUEZ & MANDUJANO, 2006; ARROYO-RODRÍGUEZ *et al.*, 2007; GROW *et al.*, 2013).

g) Pisoteio do gado: seria um fator relacionado com a propagação das espécies vegetais, ou seja, lugares em que ocorressem o pisoteio do gado, apresentariam menores chances das espécies vegetais se desenvolvessem. O pisoteio provoca compactação do solo, reduzindo a porosidade do solo e dificultando a regeneração das espécies arbóreas (VZZOTTO *et al.*, 2000). Tendo em vista que os primatas arbóreos precisam das espécies vegetais para sua sobrevivência, quanto maior a presença do gado, menor seria a ocupação da espécie nesses locais.

2) Em relação à detectabilidade, tanto características locais quanto da paisagem influenciariam na detecção do mico-leão-preto.

a) Densidade de borda: está relacionada com o efeito de borda, que quanto maior o valor, maior o efeito de borda. Sendo assim, os pontos amostrais com maiores valores de densidade de borda, apresentariam uma mudança na sua estrutura e na composição vegetal devido

principalmente aos efeitos de borda (ARROYO-RODRÍGUEZ & MANDUJANO, 2006), que podem ser desde gradientes físicos até mudanças nos processos ecológicos (DIDHAM, 1997; LAURENCE *et al.*, 2002). Locais com maior quantidade de borda, apresentariam uma menor detectabilidade. Os micos são considerados territoriais (RUIZ-MIRANDA *et al.*, 2006) e assim responderiam mais aos estímulos em áreas com menores graus de perturbação no ambiente, ou seja, áreas com menores densidades de borda.

b) Largura do ponto amostral: está relacionada positivamente com a detecção, sendo que em locais mais estreitos, a probabilidade dos micos estarem perto do ponto amostral seria menor do que em fragmentos mais largos onde eles apresentariam áreas de vida mais arredondada, e portanto, mais centradas ao redor de um ponto. Considerando um movimento aleatório dentro de uma área de vida de mesmo tamanho, porém de forma diferente (redonda versus alongada e estreita), a distância entre os micos e um ponto aleatório será, em média, maior em fragmentos estreitos do que em fragmentos largos.

c) Diâmetro à altura do peito das árvores (DAP): pode indicar a idade das florestas (STOKES & SMILEY, 1996), sendo quanto mais antiga a floresta, menores são as chances de perturbações naturais (alta incidência de luz, vento, escassez de sementes, presença de lianas entre outras), proporcionando ambientes preservados e com maior visibilidade. Portanto, quanto maior os diâmetros das árvores, maior a visibilidade do mico e sendo assim, sua detectabilidade.

d) Cobertura vegetal: quantidade de área florestal. Está relacionada também com a ocupação e a densidade. Onde há ocupação, as densidades são maiores e isto favorecerá a detecção, aumentando das chances de detectar o mico-leão-preto. Esta característica está positivamente relacionada com a detecção.

e) Presença da estratificação: está relacionado com a quantidade de estratos vegetais presentes em cada ponto amostral. Esta característica também é um indicativo de complexidade ambiental (LEWINSOHN *et al.*, 2005), sendo importante para o deslocamento, porém também associado a disponibilidade de recursos, especialmente de insetos (BASSET *et al.*, 2003), item consumido em grande escala pelos micos em épocas de escassez de frutos (PASSOS, 1999). Quanto maior a estratificação, maiores seriam as chances da espécie ser detectada nesses locais.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área do estudo

O estudo foi realizado em áreas particulares do município de Guareí (23°22'22" S, 48°11'03" W), Estado de São Paulo, como objeto de caso para a análise da ocupação do mico-leão-preto. O município compreende em uma área de 68,810 ha de área, com altitude média de 635m e 17,213 habitantes (IBGE, 2016). O clima é tropical, quente e temperado, com uma pluviosidade significativa ao longo do ano, sendo julho o mês considerado mais seco, com 27mm de precipitação e janeiro o de maior precipitação, 203mm (CLIMA-DATA.ORG, 2017). A média da temperatura do ar é de 20.9°C no ano, com máxima de 29.5 °C e mínima de 10.1 °C (CEPAGRI, 2017).

O município é composto pelo bioma Mata Atlântica que sofre constantemente alterações devido às atividades de agropecuárias. A vegetação é principalmente constituída por matas ciliares estreitas, com mata reflorestada e capoeira, composta pela Floresta Estacional Semidecidual, constituindo 23,6% da área do município (Figura 1). A maior parte do município apresenta áreas rurais, com atividades de pecuária (bovino, equino e aves), agricultura (melancia, milho, cana-de-açúcar, soja, trigo), extração da celulose (Eucalipto) e resina (*Pinus sp*). Ao redor dos fragmentos de florestas, a matriz é constituída principalmente por pastagem de vacas e cavalos (44,6%) e posteriormente por silvicultura (16,4%) e plantações (15,2%), principalmente de milho e cana. Estas matrizes não estão distribuídas de maneira homogênea no município, sendo as áreas de silvicultura concentrada ao oeste do município, mais próximo da Estação Ecológica de Angatuba (Figura 1).

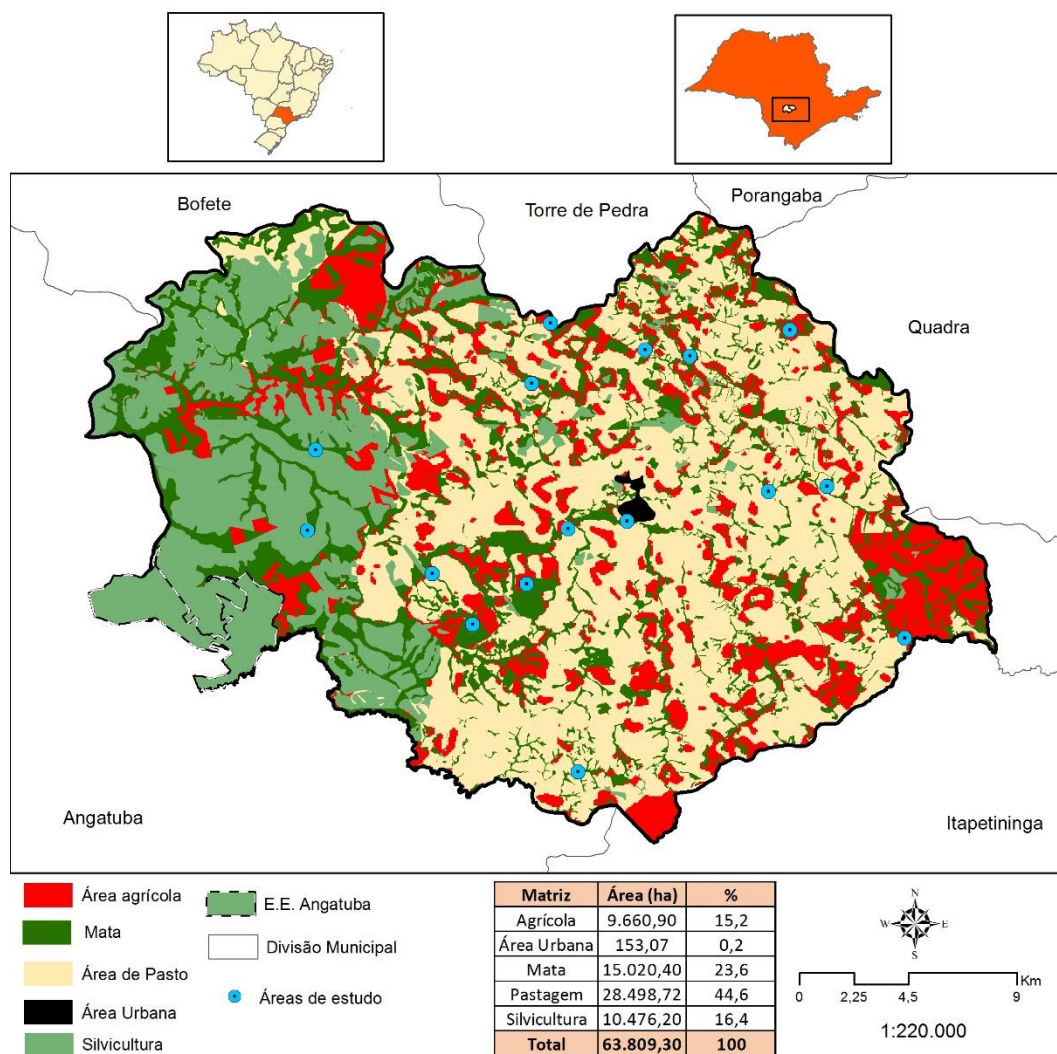


Figura 1. Mapa do município de Guareí, São Paulo, com as porcentagens das principais matrizes, fragmentos de floresta, localização da Estação Ecológica de Angatuba com os sítios amostrais (Crédito: Camila Genaro Estevam).

2.2 Espécie Estudada

O Mico-leão-preto, (Primates, Callitrichidae: *Leontopithecus chrysopygus*) (MIKAN, 1823) (Figura 2) é uma espécie endêmica do Estado de São Paulo (RYLANDS *et al.*, 2008) ameaçada de extinção (IUCN, 2016), declarado Patrimônio Ambiental do Estado de São Paulo (Decreto nº60.519, 05 de junho de 2014). Sua ameaça está diretamente associada à fragmentação da Mata Atlântica (CULLEN JR. *et al.* 2001). Sua distribuição é extremamente fragmentada entre o rio Tietê (ao norte), Paranapanema (ao sul) e Paraná (ao oeste) (VALLADARES-PADUA *et al.*, 2002; RYLANDS *et al.*, 2008; RYLANDS & MITTERMEIER, 2013).

Após sua descoberta em 1822, a espécie foi considerada extinta por 65 anos sendo redescoberta por Coimbra-Filho em 1970 na Floresta Estadual do Morro do Diabo e em mais quatro fragmentos que atualmente fazem parte da Estação Ecológica do mico-leão-preto (COIMBRA-FILHO, 1970). Populações do mico-leão-preto foram registradas em 13 municípios do Estado de São Paulo (Tabela 1). O mais recente registro do mico-leão-preto foi em Guareí, Taquarivaí e Borebi (CULOT *et al.*, 2015) (Figura 3 e Tabela 1).

Os micos-leões-pretos apresentam porte pequeno, pesando aproximadamente 600g, com o comprimento do corpo de 32 cm e com cerca de 35cm de cauda (KLEIMAN *et al.*, 1988; VALLADARES-PADUA, 1993). O grupo é em média, constituído por quatro a sete indivíduos, porém pode chegar até onze indivíduos, geralmente por um ou duas fêmeas adultas (apenas uma se reproduz) e um ou dois machos adultos (apenas um se reproduz) e filhotes de diferentes faixas etárias (BAKER *et al.*, 2002). A área de vida do grupo pode variar entre 40 a 276.5 ha (COSTA, 1997; ALBERNAZ, 1997; VALLADARES-PÁDUA, 1993; PASSOS, 1997; OLIVEIRA *et al.*, 2011) e seus percursos diários de 1.027 a 1.904 m em média (PASSOS, 1997). Os dormitórios dos micos são principalmente compostos por ocos de árvores e também por lianas, bromélias, palmeiras e cupinzeiros (PROCÓPIO DE OLIVEIRA, 2002; NASCIMENTO, 2008; OLIVEIRA *et al.*, 2011).

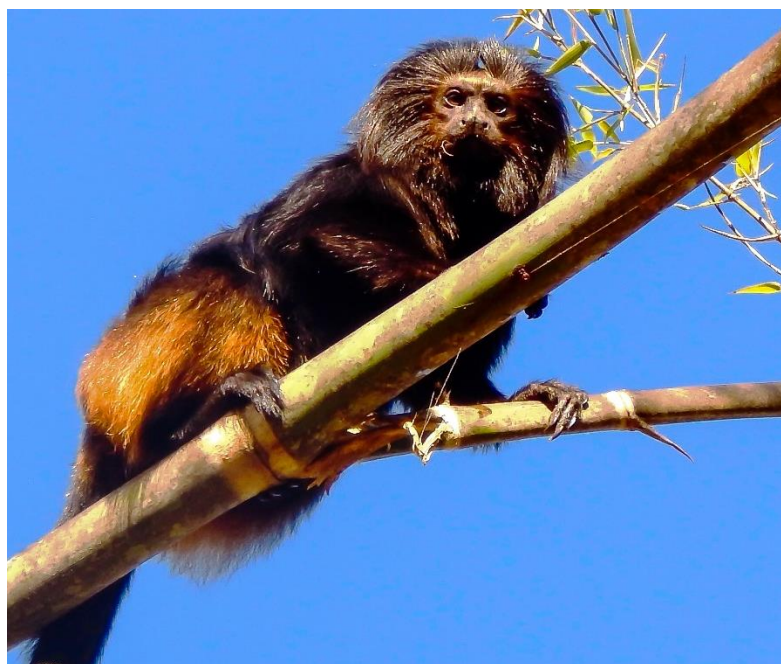


Figura 2. Mico-leão-preto. Foto: Neli Fidêncio Rodrigues.

Tabela 1. Populações presentes do mico-leão-preto. (Tabela adaptada de GARBINO, REZENDE & VALLADARES-PADUA, 2016).

Município	Local	Ano de descoberta	Referências
Teodoro Sampaio	Parque Estadual Morro do Diabo	1970	COIMBRA-FILHO, 1970
Gália	Estação Ecológica de Caetetus	1976	COIMBRA-FILHO, 1976
Presidente Epitácio	Fazenda Santa Mônica	1997	MEDICI <i>et al.</i> , 2003
Euclides da Cunha Paulista	Fazenda Ponte Branca	1990	VALLADARES-PÁDUA, 1993
Lençóis Paulista	Fazenda Rio Claro	1991	VALLADARES-PÁDUA & CULLEN JR, 1994
Angatuba	Estação Ecológica de Angatuba	2001	MEDICI <i>et al.</i> , 2003
Pilar do Sul	Fazenda João XXIII/ Fazenda Vitória	2002	ROHE <i>et al.</i> , 2003
Buri	Fazenda Vale do Apiaí	2003	LIMA <i>et al.</i> , 2003
Itapeva	Santa Maria	2003	MLP Projeto (2006)
Taquarivaí	Matas Ciliares do Rio Apiaí-Guaçu	2003	CULOT <i>et al.</i> , 2015
São Miguel Arcanjo	Parque Estadual Carlos Botelho	2013	RODRIGUES <i>et al.</i> , 2016
Borebi	Fazenda Turvinho	2014	CULOT <i>et al.</i> , 2015
Guareí	Matas Ciliares dos Rios Guareí e Areia Branca	2014	CULOT <i>et al.</i> , 2015

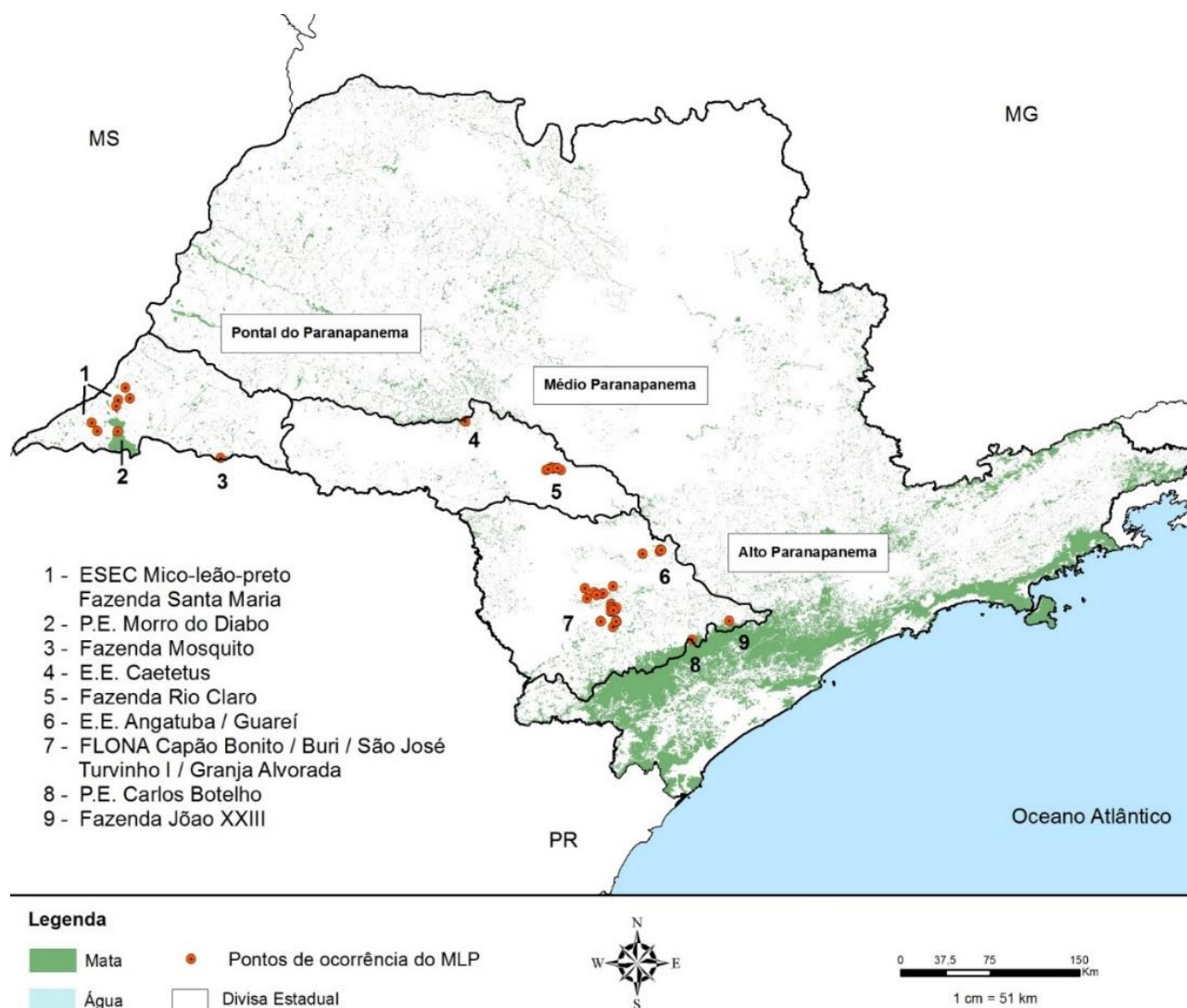


Figura 3. Mapa de distribuição do mico-leão-preto no Estado de São Paulo (Crédito: Camila Genaro Estevam).

Os micos-leões-preto são principalmente insetívoros e frugívoros (COIMBRA-FILHO & MITTERMEIER, 1977; COIMBRA-FILHO, 1981; KIERULFF *et al.*, 2012, LAPENTA *et al.*, 2003), se alimentando desde invertebrados até pequenos vertebrados (anuros e ovos de aves) (PASSOS & KEUROGHLIAN, 1999), frutos, néctar, flores, exsudatos de plantas (MILLER & DIETZ, 2005). A ingestão das presas é mais frequente no período mais seco devido à redução da disponibilidade de frutos (KEUROGHLIAN & PASSOS, 2001), recurso

mais explorado na dieta alimentar (MAMEDE-COSTA & GODOI, 1998; PASSOS, 1999). Devido ao grande consumo de frutos (Figura 4), os micos-leões, em geral, desempenham um grande serviço ao ecossistema pelo fato de serem importantes dispersores de sementes (LAPENTA *et al.*, 2003).

O mico-leão-preto utiliza diferentes tipos de florestas e são considerados flexíveis às condições ambientais (PASSOS, 1999). Em Guareí, foram avistados grupos de micos-leões-preto atravessando estradas, ao redor de plantações e pastagem (SANTOS, 2016). Há relatos da presença da espécie em diferentes locais do município, porém não há informações das áreas em que eles ocorrem e as características importantes da sua ocupação e detecção.



Figura 4. Mico-leão-preto se alimentando do fruto jerivá (*Syagrus romanzoffiana*) no município de Guareí.

Foto: Neli Fidêncio Rodrigues.

2.3 Teste de alcance

O objetivo principal foi identificar a distância em que os micos mais respondiam e se eles reconheciam o *playback* (aparelho amplificador com a vocalização do mico-leão-preto), para então realizar a coleta dos dados de ocupação e detecção.

Devido à falta de grupos habituados no seu ambiente natural, foram realizados testes de alcance com os micos de cativeiro, do Parque Ecológico de São Carlos (Anexo 1). Esses testes também foram testados *in situ* (Guareí), em que os resultados foram comparados (Anexo 2). A distância encontrada foi de 90m, em que os micos mais responderam e que o ouvido humano conseguiu perceber a vocalização.

2.4 Seleção das áreas amostrais

Os sítios amostrais foram selecionados através dos critérios de tipo de matriz, disponibilidade de vegetação nativa, entrevistas com a população e acessibilidade dos locais. Os tipos de matrizes e a disponibilidade da vegetação nativa foram identificadas com o auxílio do Google Earth Pro®. Os tipos de matrizes foram classificados em três categorias: cana, pasto (criação de gados e cavalos) e silvicultura (*Pinus sp* e *Eucalyptus sp*) e posteriormente, confirmados nas visitas aos sítios. Já as entrevistas com a população, identificaram os locais que apresentariam grandes chances da presença ou ausência do mico-leão-preto. A autorização para a permanência nas áreas até o término da coleta também foi solicitada para cada proprietário.

As áreas amostradas totalizaram em 16 sítios amostrais, com 3 pontos em cada (48 pontos amostrais) e espaçamento de acordo com o alcance em que o mico mais respondeu ao *playback* (raio de 90m). Entre cada sítio amostral, há uma distância $\geq 40\text{ha}$, que equivale à área de vida do mico-leão preto em uma paisagem semelhante à região estudada (COSTA, 1997). De acordo com o 90m de raio do *playback* a área amostrada foi de 7.63 ha ($(\pi \times 90^2) \times 3 = 76340.7\text{m}^2$) em cada um dos 16 sítios amostrais.

2.5 Coleta dos dados

A coleta de dados ocorreu durante três meses (Maio-Julho de 2016), com três repetições (uma por mês), ao longo dos 16 sítios amostrais. O método de *Playback* utilizado foi o mesmo realizado nos testes de alcance do Parque Ecológico de São Carlos (Anexo 1) e somente no período da manhã (7:00min-12:00hmin), já que os primatas são vocalmente ativos de manhã (PERES, 2000) e como mostrou os testes *ex situ* (Anexo 1).

2.5.1 Levantamento via playback

Através do *playback* (Frequência: 100-15000 Hz, output power: 30W, Maximum SPL: 109 db; Anchor® Minivox Lite Portable; Anchor Audio Inc., Carlsbad CA) foi emitido uma gravação de longo alcance (*long call*) do mico-leão-preto em cativeiro da Fundação Parque Ecológico de São Paulo. Em cada sítio amostral foi tocado o playback seis vezes pois em cada ponto amostral (3 em cada sítio) foram repetidos os *playbacks*.

A direção do *playback* foi alternada a cada 15 segundos para os quatro pontos cardeais (N, S, L, O). A posição no transecto foi registrada com o GPS (*Global Positioning System*, GPSMAP® 64, Garmin). O tempo de latência (resposta após o *playback*), também foi registrado, para saber o tempo em que os micos demorariam para responder aos estímulos. Como também a quantidade de indivíduos presentes (número mínimo de indivíduos por sítio amostral), estimados para a região.

2.5.2 Variáveis da Paisagem

Para identificar as variáveis que estão influenciando a ocupação do mico-leão-preto em uma paisagem alterada, foram analisadas algumas características da paisagem para os 48 pontos amostrais; conectividade funcional, cobertura vegetal (proporção de área florestal), quantidade de densidade de borda, tipo de matriz e distância à Estação Ecológica de Angatuba (Tabela 2). As métricas foram calculadas com o *software* ArcGIS 10.5 ®, GRASS 7.0.0 ® (*Geographic Resources Analysis Support System*) e com o Google Earth Pro ®.

Em relação à conectividade, foi usada uma curva de decaimento estabelecida por SANTOS (2016) no mesmo local de estudo, com o objetivo de determinar as probabilidades de travessia dos micos nas matrizes (Figura 6). Foi encontrado 4 probabilidades, em que a de 90m, correspondente por 20% de chance de travessia dos micos. Baseando-nos neste dado, geramos então mapas de conectividade funcional considerando uma distância de 90m entre os fragmentos funcionalmente conectados.

A métrica da conectividade foi gerada através do *LS metrics* (RIBEIRO *et al.*, 2017) no *software* GRASS 7.0.0 ® (*Geographic Resources Analysis Support System*) e no *software* ArcGIS 10.5 ®, que gerou os valores de conectividade à 90m para cada sítio amostral.

A porcentagem de cobertura vegetal foi extraída de um mapa de vegetação produzido pela Mata Atlântica/INPE em uma escala de 1:50.000 no formato de vetor no GRASS ® (*Geographic Resources Analysis Support System*), sendo convertido para um *raster* no ArcGIS ©, com uma resolução espacial de 30m. A cobertura vegetal foi calculada a partir de um raio de 400m, ao redor de cada ponto amostral, o que corresponde a uma área de 50ha, equivalente a um pouco a mais da área de vida de um grupo de mico-leão-preto presente em mata ciliar (40 ha; COSTA, 1997). A proporção de área florestal foi identificada dentro dos 400m pelo ArcGIS 10.5 ®, para cada ponto amostral. Devido à falta de trabalhos sobre o efeito de borda nos primatas da Mata Atlântica e em especial para os micos-leões-pretos, foi estipulado o valor de 30m que mostra que os primeiros 30m, a intensidade de luz, ventos, temperatura, aparecimento de lianas, alterações do dossel entre outras características que estão mais presentes em uma área afetada pelos efeitos de borda (DIDHAM, 1997; FERREIRA & LAURANCE, 1997; LAURENCE *et al.*, 2002) A obtenção dos dados foi através do mesmo mapa utilizado para a cobertura vegetal, porém com a análise de *Moving Window* pelo ArcGIS 10.5 ®, em que dentro da proporção de área florestal, 30m para cada ponto amostral foi considerado “borda” (m² de borda por m² de área).

Já o tipo de matriz foi determinado como sendo a matriz predominante (mais de 50%) em um buffer de 400m ao redor de cada ponto amostral. As matrizes foram classificadas através do Google Earth Pro ® e confirmadas *in situ* e através de entrevistas com os proprietários (caso a matriz tivesse mudado recentemente). As matrizes encontradas foram de cana-de-açúcar, pasto e de silvicultura (*Pinus* e Eucaliptos).

A distância à Estação Ecológica de Angatuba (E.E.A.), foi obtida através do Google Earth Pro® pelo qual, de acordo com um ponto central (estipulado) da área da Estação, foi calculada a distância até cada ponto amostral. Esta medida foi considerada importante devido ao fato de ser uma área protegida, proporcionar boas condições de sobrevivência e que já foram identificadas populações de micos-leões-pretos (MEDICI, 2003).

Tabela 2. Relação das variáveis da paisagem, com a descrição e as hipóteses que foram relacionadas com a ocupação e detectabilidade do mico-leão-preto no município de Guareí, São Paulo.

	Descrição	Hipóteses
Con_90	Conectividade funcional de 90m encontrada no estudo de Santos (2016), utilizando <i>LS metrics</i> para os sítios amostrais.	Quanto maior a conectividade, maior a ocupação.
Densi_bor	Densidade de borda do sítio amostral considerando a borda de 30m, em um buffer de 400m ao redor de cada ponto amostral (m ² de borda por m ² de área).	Quanto maior a densidade de borda, menor a ocupação e a detectabilidade.
Cobert_veg	Proporção vegetal em uma área ao redor de cada ponto amostrado, dentro de um raio de 400m.	Quanto maior a cobertura vegetal, maior a ocupação e a detecção.
Tipo_matrix	Os tipos de matrizes predominantes ao redor de cada sítio: cana-de-açúcar, pasto e silvicultura (<i>Pinus</i> e Eucaliptos).	A matriz de silvicultura seria a que mais influenciaria na ocupação.
Dist_eea	Distância de um ponto central da Estação Ecológica de Angatuba à cada ponto amostral.	Locais mais próximos da Estação Ecológica de Angatuba, apresentariam maior ocupação do mico-leão-preto.

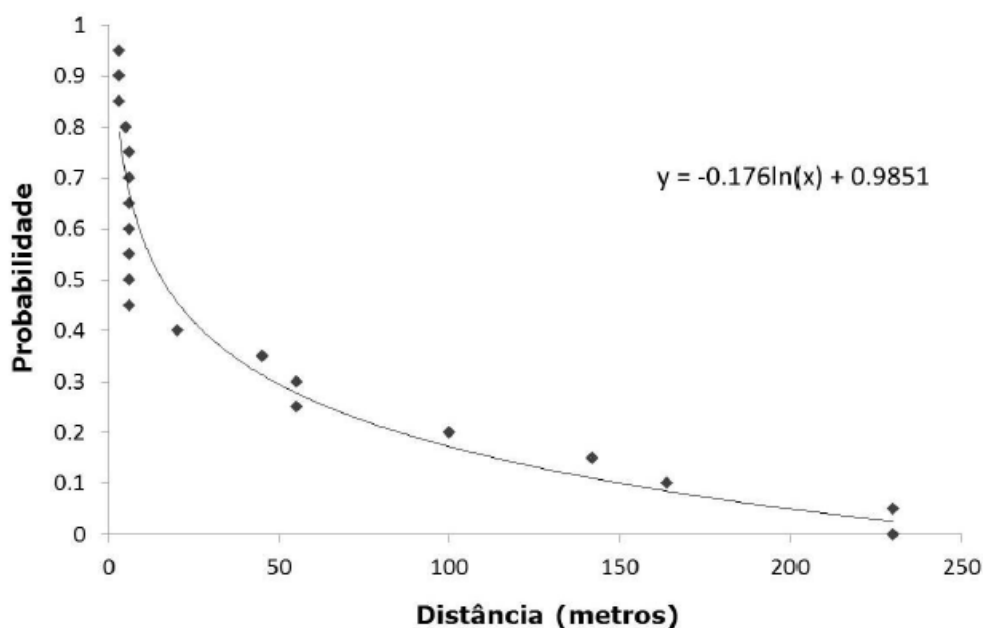


Figura 5. Curva da permeabilidade da matriz, probabilidade dos mico-leões-pretos de atravessarem uma determinada distância na matriz. Os valores variam entre 0 e 230 metros e foram obtidos a partir da função $y = -0.176\ln(x) + 0.9851$. Fonte: SANTOS, 2016.

2.5.3 Variáveis locais

As características locais identificadas para relacionar com a ocupação e detecção dos micos foram; diâmetro à altura do peito das árvores (DAP), presença de estratificação pisoteio

do gado e largura do ponto amostral (Tabela 3). Para analisar as características do DAP (diâmetro à altura do peito) e estratificação, foram realizadas parcelas de 10x10m em cada ponto amostral, analisando 10 árvores mais próximas (sorteadas), presentes nos quadrantes, com o auxílio de um botânico.

O DAP (diâmetro à altura do peito) foi medido através de uma fita métrica, avaliando o diâmetro das árvores (10), resultando na média dos seus valores. Outra variável que obteve ajuda de um especialista botânico foi a estratificação, que através do número de estratos, foi denominado uma classificação, sendo os locais sem estratificação (sem variação vertical), foram considerados ausentes (0), já com pouca estratificação, foram os que obtiveram até uma variação no estrato (1), as com até 2 variações no estrato, como média (2) e as que apresentaram 3 ou mais variações, foram consideradas altas (3).

A presença do gado nas trilhas foi registrada através da visualização direta ou indireta (presença de fezes) dos animais, que provocam uma compactação do solo, reduz a porosidade, danificam as árvores na sua passagem, dificultam a regeneração das espécies e acabam tornando os ambientes mais abertos. Classificamos cada ponto amostral com ausência (0) ou presença (1) de gado, pois em algumas áreas, há presença do gado em apenas alguns locais, devido a cercas (dentro da área) que delimitam sua passagem. Já a largura de cada ponto amostral foi medida através Google Earth Pro ®.

Tabela 3. Relação das variáveis locais, com a descrição e as hipóteses que foram relacionadas com a ocupação.

	Descrição	Hipóteses
DAP	Média do diâmetro à altura do peito de 10 árvores em cada ponto.	Maior ocupação e detecção nos locais com maiores diâmetros.
Estrat	Níveis de presença de estratificação de 10 árvores em cada ponto, com classes de presença.	Locais mais estratificados apresentariam maiores chances de detecção.
Piso_Gado	Presença do pisoteio do gado, com classes de presença	Quanto maior a presença do gado nos pontos amostrais, menor será a ocupação.
Largura	Largura de cada ponto amostral.	Quanto maior a largura dos pontos amostrais, maior a detecção.

2.6 Análise dos dados

2.6.1 Correlação das variáveis locais e da paisagem

Através do Programa PAST®, versão 2.17c, foi analisado a correlação entre as variáveis, utilizando o coeficiente de correlação de *Pearson*. As variáveis foram consideradas como correlacionadas quando o coeficiente de correlação estava acima de 0.60 (ZUUR *et al.* 2010).

As variáveis largura do ponto amostral e tipo de matriz foram excluídas, pois apresentaram correlação maior que 0.6 (Tabela 4). Assim, restaram 7 variáveis, sendo 4 características da paisagem (conectividade funcional, cobertura vegetal, distância à Estação Ecológica de Angatuba e densidade de borda) e 3 locais (DAP, pisoteio do gado e estratificação).

Tabela 4. Correlação de *Pearson*, realizada com as variáveis da paisagem e locais, sendo uma seleção os modelos de ocupação. A correlação foi identificada em valores superiores de 0.65. Dist_EEA: distância em km dos pontos amostrais até a Estação Ecológica de Angatuba/ Con_90: conectividade funcional à 90m/ Densi_borda: densidade de borda/Cobert_veg: proporção de área florestal/ Matriz: principais tipos de matrizes encontradas no município/Larg: largura de cada ponto amostral/DAP: média do diâmetro à altura do peito das árvores (10) / Piso_gado: presença do gado nos pontos amostrais/ Estrat: presença da estratificação nos pontos amostrais.

	Dist_EEA	Conect_90	Densi_borda	Cobert_veg	Matriz	Larg	DAP	Piso_gado	Estrat
Dist_EEA									
Conect_90	0.52149								
Densi_borda	0.51513	0.43837							
Cobert_veg	-0.33837	-0.17385	-0.16781						
Matriz	-0.64697	-0.39494	-0.48865	0.61673					
Larg	-0.31376	-0.22562	-0.37795	0.84221	0.66486				
DAP	-0.2474	-0.20773	-0.061073	0.066749	0.097599	0.12921			
Piso_gado	0.5209	0.24606	0.28352	-0.34098	-0.63018	-0.41354	-0.44184		
Estrat	-0.36838	-0.4177	-0.20295	0.017574	0.067074	0.11083	0.4898	-0.28096	

2.6.2 Modelos de Ocupação

As variáveis selecionadas para a ocupação foram: distância à Estação Ecológica de Angatuba, conectividade à 90m, densidade de borda, cobertura vegetal, DAP e pisoteio do gado. Já para a detecção fora; cobertura vegetal, densidade de borda, DAP, estratificação e pisoteio do gado.

O modelo de ocupação usado foi o de *standard single-season* (MACKENZIE *et al.*, 2002; HINES *et al.*, 2010), que é uma regressão logística que relacionou as variáveis (locais ou da paisagem) com a ocupação e a detectabilidade do mico-leão-preto através dos modelos de verossimilhança (*likelihood-based*), pelo programa PRESENCE 11.8 ® (HINES, 2006). Devido ao critério do modelo de ocupação ter a necessidade de um distanciamento entre os pontos de no mínimo a área de vida no animal em estudo para então serem independentes, o modelo utilizou os 16 sítios amostrais (Figura 1).

Os sítios amostrais apresentou um distanciamento ≥ 40 ha, suas características da paisagem quanto locais foram selecionadas aleatoriamente entre as 3 presentes em cada sítio amostral. Esses 48 pontos amostrais não foram independentes pois apresentaram um raio de

90m entre eles, sendo possível o estudo de uso da área, mas não de ocupação (*true occupancy*).

Primeiramente os dados foram normatizados no programa PRESENCE 11.8 ®, e depois, foram construídos os modelos de acordo com as variáveis de ocupação (psi) e detecção (p). Antes da seleção dos modelos, foram realizadas 2 fases fundamentais; (1) onde o psi foi modelado com as variáveis possíveis de p, ficando com o seu modelo “global” e (2) quando o melhor modelo de psi foi selecionado e modelado com p, onde desta vez, psi manteve suas variáveis (global) e o p foi testado com as diferentes combinações de variáveis.

O psi foi modelado com até duas variáveis (efeitos aditivos) por modelo pois com mais variáveis, os modelos começaram a apresentar problemas. Para a segunda fase, também foi relacionada até duas variáveis e os modelos que não convergiram, foram excluídos.

Os modelos apresentaram critérios de seleção de acordo com o ranqueamento (*rank*) do AIC (*Akaike Information Criterion*), Delta AIC ($\Delta AIC < 2$) (BURNHAM & ANDERSON, 2002; MACKENZIE, 2002), peso dos modelos (somas das variáveis em cada modelo) (AIC wgt), estimativas de betas e erro padrão (relação da sobreposição do 0 ou não). Através do *model-averaged-estimate* (modelo médio estimado) foram encontrados os valores de p e psi de cada sítio amostral, totais (de todos os sítios amostrais) juntamente com o desvio padrão e erro padrão.

3 RESULTADOS

3.1 Levantamento dos micos-leões-pretos

Dentre os 16 sítios amostrais no município de Guareí, os micos foram detectados em 4 sítios amostrais (Camargo, Reservado, Poço da areia e Ponte Balneário) apresentaram os micos-leões-pretos, com total de 17 indivíduos, em 122.08 ha amostrados (Figura 6). Obtivemos 39 respostas, das 432 vezes que tocamos o *playback*, apresentando uma média de resposta de 0.0385 ± 0.0148 per hectare. Todas as vezes em que os micos foram encontrados, foram apenas após o uso do *playback*, sendo nenhuma através do encontro ocasional dos micos ou mesmo de suas vocalizações.

A latência, ou seja, o tempo em que os micos demoram para responderem após o *playback*, foi caracterizada pela L1 que foi após o primeiro *playback* e a L2, após o segundo *playback* (intervalo de 6 minutos). A mediana da latência L1 foi de 3.01 minutos (intervalo: 0-5 minutos/ N=9 vocalizações ao longo dos 3 pontos amostrais). A mediana de latência L2 foi de 2.56 minutos (intervalo: 0-5 minutos/ N=9 vocalizações ao longo dos pontos amostrais). A

estimativa do *playback* para os mico-leões-preto seria de aproximadamente 4 minutos para que eles respondessem, ou seja, 1 minuto para tocar o *playback* e 3 minutos de espera para que eles respondessem. Dentre as 39 respostas, 17 foram de L1 e 22 de L2, mostrando que com a repetição do segundo *playback*, aumentaria as chances de resposta.

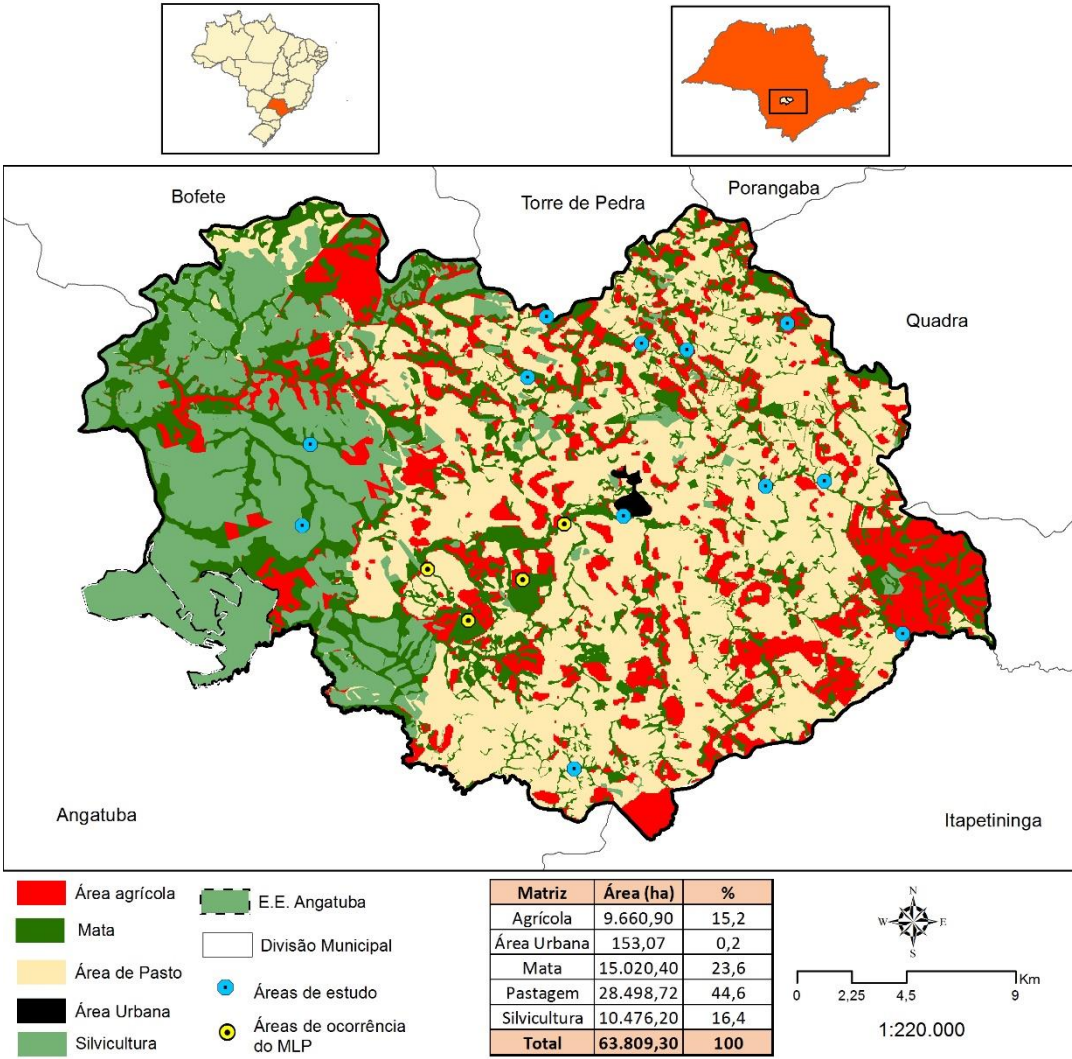


Figura 6. Mapa com a localização dos sítios amostrais e com a detecção dos micos-leões-pretos no município de Guareí, São Paulo. (Crédito: Camila Genaro Estevam).

3.2 Modelos de ocupação

De acordo com os critérios de seleção dos modelos, 7 modelos foram selecionados como igualmente plausíveis para os valores de psi (Tabela 5). A cobertura vegetal, foi a variável que de acordo com o ranqueamento (*rank*) do AIC (*Akaike Information Criterion*), Delta AIC ($\Delta AIC < 2$) e o peso dos modelos, mais influenciou na ocupação dos micos-leões-

pretos. (Tabela 5 e Figura 7). A cobertura vegetal está positivamente associada com a ocupação, quanto maior a quantidade de áreas florestais, maior a ocupação do mico-leão-preto, confirmando as hipóteses do estudo (Tabela 6).

A média da ocupação dos sítios amostrais foi de 0.2601 (26%) $\pm$ DP 0.2751 e cada sítio apresentou uma probabilidade de ser ocupado pelos micos-leões-pretos, de acordo com a cobertura vegetal (Figura 8).

Tabela 5. Seleção dos modelos para a ocupação (ψ) com as diferentes combinações das variáveis da paisagem e locais. Densi_bor: densidade de borda/Cobert_veg: proporção de área florestal/ Piso_gado: presença do gado nos pontos amostrais/ DAP (Diâmetro à altura do peito) / (global*): DAP, variável que modelou ψ / Δ AIC: valores de delta AIC (*Akaike Information Criterion*) / β : estimativas de beta do ψ / E.P: erro padrão do ψ / Peso: pesos dos valores de AIC.

Modelos	ΔAIC	Peso AIC	B	E.P
Ψ (Cobert_veg), p (global*)	0	0.2022	-1.043248	0.901969
Ψ (Piso_gado), p (global*)	0.72	0.1411	-0.742582	0.836911
Ψ (Cobert_veg, Piso_gado), p (global*)	0.75	0.139	-0.939511	0.919077
Ψ (Densi_bor, Cobert_veg), p (global*)	0.9	0.129	-0.495437	1.038614
Ψ (Densi_bor, Piso_gado), p (global*)	1.2	0.111	-0.544037	0.898503
Ψ (Densi_bor), p (global*)	1.78	0.0831	-0.491983	0.772247
Ψ (Cobert_veg, DAP), p (global*)	1.98	0.0752	-0.861634	1.982698

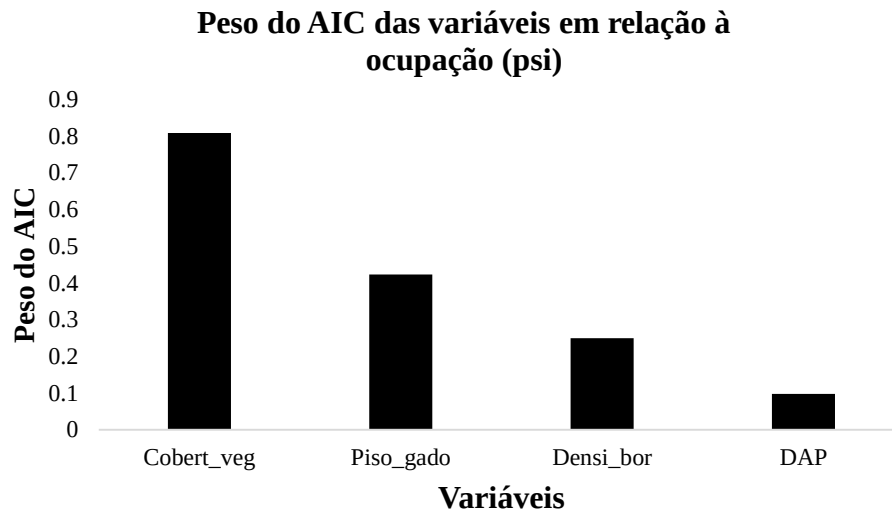


Figura 7. Peso do AIC das variáveis em relação à ocupação (psi) dos micos-leões-pretos. Cobert_veg: proporção de área florestal/ Piso_gado: presença do gado nos pontos amostrais/ Densi_bor: densidade de borda/ DAP: média do diâmetro à altura do peito das árvores (10).

Tabela 6. Seleção dos modelos para a ocupação (ψ) com as diferentes combinações das variáveis da paisagem e locais, mostrando as estimativas de beta, erro padrão e peso de cada variável nos modelos. Densi_bor: densidade de borda/Cobert_veg: proporção de área florestal/ Piso_gado: presença do gado nos pontos amostrais / DAP: média do diâmetro à altura do peito das árvores (10) /(global*) : DAP, modelando psi / V1: primeira variável/ $\beta 1$: estimativas de beta da primeira variável/ E.P1: erro padrão da primeira variável / Peso 1: peso do AIC da primeira variável/ V2: segunda variável/ $\beta 1$: estimativas de beta da segunda variável/ E.P1: erro padrão da segunda variável / Peso 2: peso do AIC da segunda variável.

Modelos	V1	$\beta 1$	E. P 1	Peso 1	V2	$\beta 1$	E. P 1	Peso 2
$\Psi(\text{Cobert_veg}), p(\text{global}^*)$	Cobert_veg	1.82	1.26	0.20	-	-	-	-
$\Psi(\text{Piso_gado}), p(\text{global}^*)$	Piso_gado	-1.4	0.80	0.14	-	-	-	-
$\Psi(\text{Cobert_veg}, \text{Piso_gado}), p(\text{global}^*)$	Cobert_veg	1.54	1.45	0.20	Piso_gado	-1.98	0.89	0.14
$\Psi(\text{Densi_bor}, \text{Cobert_veg}), p(\text{global}^*)$	Densi_bor	-1.16	1.24	0.08	Cobert_veg	1.83	1.53	0.20
$\Psi(\text{Densi_bor}, \text{Piso_gado}), p(\text{global}^*)$	Densi_bor	-1.16	1.02	0.08	Piso_gado	-1.34	0.90	0.14
$\Psi(\text{Densi_bor}), p(\text{global}^*)$	Densi_bor	-1.47	1.00	0.08	-	-	-	-
$\Psi(\text{Cobert_veg}, \text{DAP}), p(\text{global}^*)$	Cobert_veg	1.870516	1.355747	0.20	DAP	0.299066	2.846485	0.09

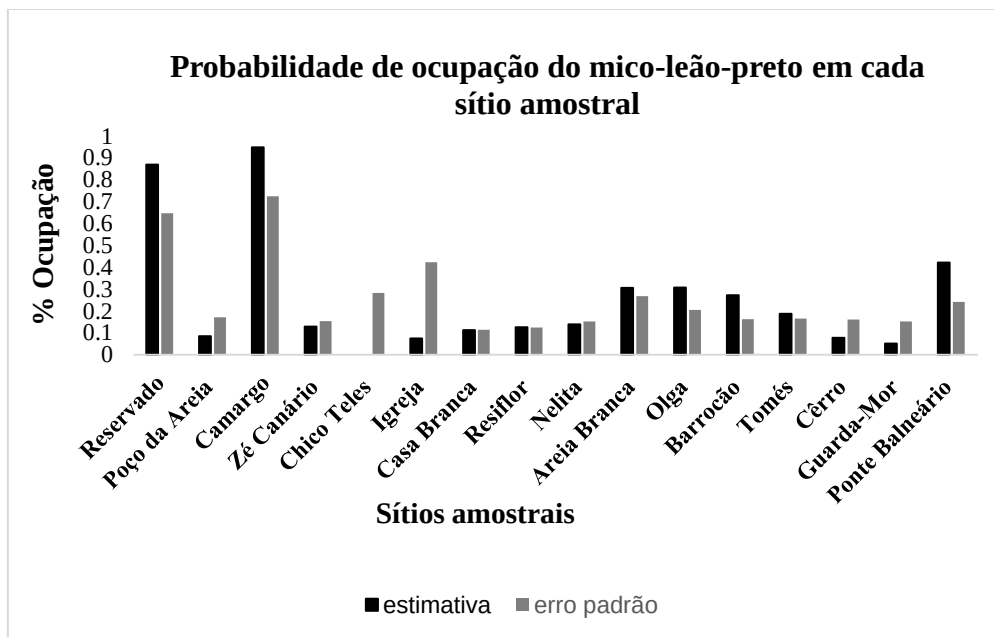


Figura 8. Probabilidade de ocupação do mico-leão-preto em cada sítio amostral, onde é identificado a estimativas (ocupação) e os erros padrões.

Em relação à detecção, 5 modelos apresentaram $\Delta AIC < 2$ (Tabela h), porém de acordo com o ranqueamento (*rank*) do AIC (*Akaike Information Criterion*), Delta AIC ($\Delta AIC < 2$) e o peso dos modelos, as variáveis da cobertura vegetal e densidade de borda, foram as que influenciam na detecção dos micos-leões-pretos (Tabela 7 e Figura 9). A cobertura vegetal apresentou o maior peso, e influenciou a detecção positivamente, como era esperado (hipóteses). Já a densidade de borda apresentou relação positiva com a detecção (Tabela 8), sendo oposta das sugeridas nas hipóteses. A média das detecções (3 repetições) foi de 0.5258 (52%) $\pm$ DP 0.2999, mostrando uma grande chance de ter micos mesmo onde eles não foram registrados.

Tabela 7. Seleção dos modelos de detecção (p) com as diferentes combinações das variáveis da paisagem e locais para a ocorrência do mico-leão-preto no município de Guareí. Densi_bor: densidade de borda/Cobert_veg: proporção de área florestal / DAP: média do diâmetro à altura do peito das árvores (10) / (Cobert_veg *): característica de importância para a ocupação / ΔAIC : valores de delta AIC (*Akaike Information Criterion*) / β : estimativas de beta/ E.P: erro padrão/ Peso AIC: peso dos valores de AIC.

Modelos	ΔAIC	β	E.P	Peso AIC
Ψ (Cobert_veg*), p (Cobert_veg)	0	0.198260	0.930948	0.2608
Ψ (Cobert_veg Cobert_veg*), p (Dens_bor)	0.34	1.817379	1.034839	0.22
Ψ (Cobert_veg*), p (Dens_bor, Cobert_veg)	0.76	1.952345	1.759868	0.1784
Ψ (Cobert_veg*), p (Cobert_veg, DAP)	1	2.854556	2.109944	0.1582
Ψ (Cobert_veg*), p (Dens_bor, DAP)	1.61	0.949594	1.435291	0.1166
Ψ (Cobert_veg*), p (. DAP)	4.4	0.915743	1.371034	0.0289

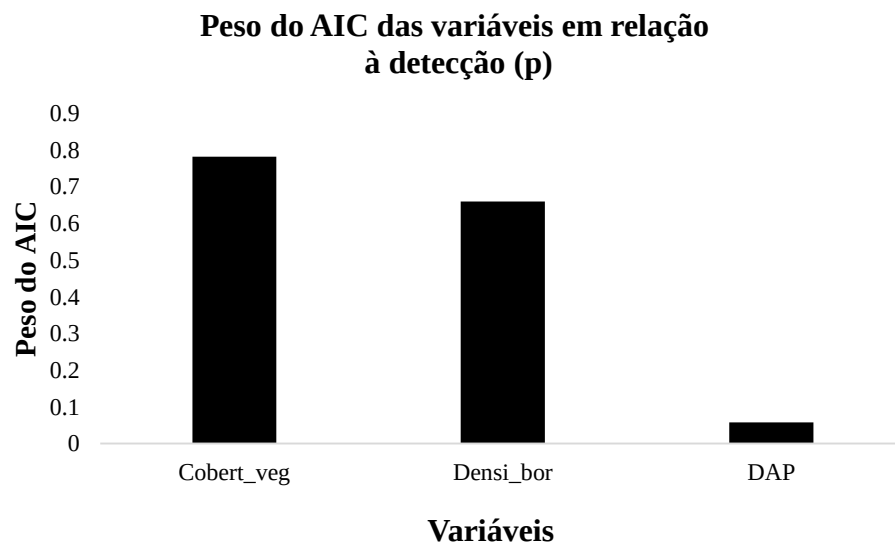


Figura 9. Peso do AIC das variáveis em relação à detecção (p) dos micos-leões-pretos. Cobert_veg: proporção de área florestal/ Densi_bor: densidade de borda/ DAP: altura máxima das árvores (10).

Tabela 8. Seleção dos modelos para a detecção, com as diferentes combinações das variáveis da paisagem e locais, mostrando as estimativas de beta, erro padrão e peso de cada variável nos modelos. Densi_bor: densidade de borda/Cobert_veg: proporção de área florestal/ DAP: altura máxima das árvores (10). (Cobert_veg *): cobertura vegetal, variável selecionada para ocupação / V1: primeira variável/ $\beta 1$: estimativas de beta da primeira variável/ E.P1: erro padrão da primeira variável / Peso 1: peso do AIC da primeira variável/ V2: segunda variável/ $\beta 1$: estimativas de beta da segunda variável/ E.P1: erro padrão da segunda variável / Peso 1: peso do AIC da segunda variável.

Modelos	V1	$\beta 1$	E. P 1	Peso 1	V2	$\beta 2$	E.P 2	Peso 2
psi(Cobert_veg*),p(Cobert_veg)	Cobert_veg	0.441683	0.657332	0.2608				
psi(Cobert_veg*),p (Densi_bor)	Densi_bor	0.453907	1.222302	0.22				
psi(Cobert_veg*),p(Densi_bor, Cobert_veg)	Densi_bor	1.005837	0.856086	0.22	Cobert_veg	1.005837	0.856086	0.2608
psi(Cobert_veg*),p(Cobert_veg, DAP)	Cobert_veg	2.419453	2.584819	0.2608	DAP	5.484529	5.890528	0.0289
psi(Cobert_veg*),p(Densi_bor, DAP)	Densi_bor	0.848336	1.525763	0.22	DAP	-8.76379	1.745490	0.0289

4 DISCUSSÃO

A ocupação não foi alta (26%), porém pode estar associada com as baixas densidades populacionais do mico-leão-preto que está principalmente relacionada com a alta fragmentação dos seus habitats (CULLEN JR. *et al.* 2001). A principal característica que influenciou a ocupação do mico-leão-preto foi a quantidade de área florestal (cobertura vegetal), que ressaltou ainda mais a necessidade da conservação desses habitats pois influencia a ocupação do mico-leão-preto. De acordo com o aumento das áreas florestais, há maiores chances dessas áreas serem ocupadas pelos micos. A razão seria principalmente pela grande necessidade dos primatas arbóreos dependerem das florestas para sua alimentação, refúgio, locais para dormir, deslocamento e reprodução (ARROYO-RODRÍGUEZ *et al.*, 2008; STEVESON *et al.*, 2001; BUENO *et al.*, 2013), levando em consideração que as espécies desse gênero (*Leontopithecus*) apresentam as maiores áreas de vida dentre os primatas da Família, podendo chegar até 300ha (RYLANDS, 1993). Além disso, maiores proporções de áreas florestais, beneficiaria a conectividade entre as áreas e consequentemente, o fluxo gênico das espécies.

Em relação à detecção, foi relacionada com a quantidade de área florestal e a quantidade de borda. A quantidade de floresta além de estar relacionada com a ocupação, pode mostrar uma relação com a densidade populacional, mostrando que os animais apresentam maiores chances de serem detectados nesses locais. Os *Leontopithecus* de uma maneira geral, apresentam um comportamento territorial (PERES, 1989; DIETZ *et al.*, 1996; RUIZ-MIRANDA *et al.*, 2006), que geralmente está associado com a defesa de recursos alimentares (PERES, 2000). Sendo assim, quanto maior a quantidade de áreas florestais, mais locais para a manutenção da espécie, apresentando condições favoráveis para sua sobrevivência (alimentação, árvores de dormir, dispersão entre outros), diminuindo competições ou mesmo comportamentos agonísticos (brigas).

Em contrapartida, a densidade de borda indicou uma influência positiva associada à quantidade de borda. O efeito de borda pode provocar o aumento na mortalidade das árvores, alterações no dossel, aumento da intensidade de luz, ventos, temperatura, aparecimento de lianas entre outros fatores (ARROYO-RODRÍGUEZ & MANDUJANO, 2006; SAUNDERS *et al.*, 1991, DIDHAM, 1997; FERREIRA & LAURANCE, 1997; LAURENCE *et al.*, 2002), que poderia beneficiar a propagação do som nas áreas florestais. Assim, ao comparar os ambientes mais conservados, sem grande influência dos efeitos de borda, a detecção pode ser diferente pois esses ambientes são caracterizados por serem mais fechados, além da propagação do som ficar reduzida e os micos como são considerados crípticos (PARANHOS, 2006; ENDLER, 1982), podem ser menos visíveis nesses locais.

A metodologia do uso de *playback* foi eficiente, como também encontrado em outros trabalhos (DACIER *et al.*, 2011; DA SILVA *et al.*, 2015; GESTICH *et al.*, 2017; VAN KUIJK *et al.*, 2016). Esta metodologia, associada aos modelos de ocupação foram fundamentais para a detecção da espécie, podendo ser utilizada para outros animais que apresentam a mesma dificuldade de detecção (crípticos). Outro fator importante, é que o registro da espécie, ocorreu somente após o *playback*, sem obter registros ocasionais.

Através desse estudo, foi possível realizar um levantamento breve na área, relacionando a ocupação do mico com as características da paisagem e as locais. Sendo assim, sabemos que em 122.08 ha amostrados, foram encontrados 17 indivíduos em 4 sítios amostrais. Além disso, esses resultados, serão essenciais para a validação do modelo em áreas ainda não estudadas, tanto em Guareí quanto em outros locais que ocorrem o mico-leão-preto, para gerar as probabilidades de ocupação da espécie.

5 CONCLUSÃO

As características da paisagem foram as que influenciaram tanto na ocupação quanto na detecção. Os resultados da ocupação dos micos, mostraram que principalmente está associada à quantidade de áreas florestais, quanto maior a proporção de áreas vegetais maior a ocupação do mico-leão-preto. A detectabilidade também mostrou a importância da quantidade de áreas florestais para a detecção do mico, como também lugares mais alterados (com efeito de borda) podem apresentar uma vantagem em relação à locais mais conservados (mais fechados), que acabam auxiliando na propagação do som e facilitam a procura do mico no campo.

Assim, ao identificar as principais características que influenciam a ocupação dos micos-leões-pretos, outros locais podem ser estimados e as áreas florestais priorizadas e com as medidas mitigadoras mais direcionadas para a preservação e conservação da espécie juntamente com seus habitats.

5.1 Perspectivas para a Conservação

Os modelos preditivos de distribuição de espécies, podem auxiliar nos possíveis locais de ocorrência do mico, utilizando os presentes dados e mapeando as características da paisagem das outras localidades. Tal modelagem poderá então estimar as probabilidades do mico em cada pixel do mapa gerado de acordo com as características físicas do local.

Além de enfatizar a importância ecológica dos micos-leões-pretos, é necessário mostrar para toda população de Guareí e região, a importância de preservar e conservar os seus habitats, já que todas as áreas estão situadas em propriedades particulares. O incentivo aos proprietários em preservar suas áreas é primordial, um dos aspectos que podem ser mencionados é o cercamento das propriedades, para não deixarem o gado impactar as áreas florestais, ajuda técnica, evitando problemas com a fauna nativa, como matar ou caçar, plantio de árvores nativas entre outros. Outra proposta, seria a elaboração de projetos de educação ambiental nas escolas da região, como também palestras para o aprimoramento dos professores ou mesmo da população.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALBERNAZ, A. L.K.M. Home range size and habitat use in black lion tamarin (*Leontopithecus chrysopygus*). **International Journal of Primatology**, v.18, n. 6, p. 877-887, 1997.
- ANDERSON, D. R.; BURNHAM, K. P. Avoiding pitfalls when using information-theoretic methods. **The Journal of Wildlife Management**, p. 912-918, 2002.
- ANDRÉN, H. Habitat Fragmentation and Changes in Biodiversity. **Ecological Bulletins**, n. 46, p. 171-181, 1997.
- ARROYO-RODRÍGUEZ, V. V. MANDUJANO Forest Fragmentation Modifies Habitat Quality for *Alouatta palliata*. **International Journal of Primatology**, v. 27, n. 4, p. 1079-1096, 2006.
- ARROYO-RODRÍGUEZ, V. MANDUJANO, S.; BENÍTEZ-MALVIDO, J.; CUENDE-FANTON, C. The Influence of Large Tree Density on Howler Monkey (*Alouatta palliata mexicana*) Presence in Very Small Rain Forest Fragments. **Biotropica**, v. 39, n.6, p. 760–766, 2007.
- ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; MANDUJANO, S.; BENÍTEZ-MALVIDO, J. Landscape attributes affecting patch occupancy by howler monkeys (*Alouatta palliata mexicana*) at Los Tuxtlas, Mexico. **American Journal of Primatology**, v. 70, n. 1, p. 69-77, 2008.
- ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; MANDUJANO, S. Conceptualization and measurement of habitat fragmentation from the primates' perspective. **International Journal of Primatology**, v.30, n. 3, p. 497-514, 2009.
- ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; PINEDA, E.; ESCOBAR, F.; BENÍTEZ-MALVIDO, J. Value of small patches in the conservation of plant-species diversity in highly fragmented rainforest. **Conserv Biol**, v. 23, p. 729–739, 2009.
- ASENSIO, N.; ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; DUNN, J. C.; CRISTÓBAL-AZKARATE, J. Conservation value of landscape supplementation for howler monkeys living in forest patches. **Biotropica**, v. 41, n.6, p. 768-773, 2009.
- BAKER, A.J.; BALES, K.; DIETZ, J.M. Mating systems and group dynamics in lion tamarins. In: KLEIMAN, D. G.; RYLANDS, A. B. (Eds.). **Lion Tamarins, Biology and Conservation**, Washington: Smithsonian Institution Press, 2002.
- BASSET, Y., NOVOTNY, V., MILLER, S.E. & KITCHING, R.L. (Eds.). **Arthropods Of Tropical Forests - Spatio-Temporal Dynamics And Resource Use In The Canopy**. Cambridge: University Press, Cambridge, p. 304-314, 2003.
- BAILEY, L. L.; SIMONS, T. R.; POLLOCK, K. H. Estimating site occupancy and species detection probability parameters for terrestrial salamanders. **Ecological Applications**, v. 14, n. 3, p. 692-702, 2004.

BEIER, P.; DRIELEN, M.V.; KANKAM, B.O. Avifaunal Collapse in West African Forest Fragments. **Conservation Biology**, v. 16, n. 4., p. 1097-1111, 2002.

BENSON, T.J.; CHIAVACCI, S.J.; WARD M.P. Patch size and edge proximity are useful predictors of brood parasitism but not nest survival of grassland birds. **Ecological Applications** 23:879–887, 2013.

BERGGREN A., CARLSON A. AND KINDVALL O. The effect of landscape composition on colonization success, growth rate and dispersal in introduced bush-crickets *Metrioptera roeseli*. **Journal of Animal Ecology**, v. 70, p. 663–670, 2001.

BICCA-MARQUES, J. C.; CALEGARO-MARQUES, C. Exotic plant species can serve as staple food sources for wild howler populations. **Folia Primatologica**, v.6, n.4, p. 209-211, 1994.

BICCA-MARQUES, J. C.; CALEGARO-MARQUES, C. Locomotion of black howlers in a habitat with discontinuous canopy. **Folia Primatologica**, v.64, n. 1-2, p. 55-61, 1995.

BROCKELMAN, W.Y, ALI, R. Methods of surveying and sampling forest primate populations. In: MARSH, C.W., MITTERMEIER, R.A, eds. **Primate conservation in the Tropical Rain Forest**, New York. Alan R. Liss, Inc., 1987, p. 23-62.

BUENO, R.S; GUEVARA, R.; RIBEIRO, M.C.; CULOT, L.; BUFALO, F.S.; GALETTI, M. Functional Redundancy and Complementarities of Seed Dispersal by the Last Neotropical Megafrugivores. **Plos One**, v. 8, p. 2, 2013.

BURNHAM, K.P.; ANDERSON, D.R.; LAAKE, J.L. Estimation of density from line transect sampling of biological populations. **Wildlife Monographs**, v. 72, p. 202, 1980.

CAPINHA, C. Modelação espacial da adequabilidade de habitat a espécies invasoras: o *Carpobrotus Edulis* em terreno não dunar. **Finisterra**, v. 43, n. 86, p. 53-68 , 2008.

CASTELLO'N, T.D.; SIEVING, K.E. An experimental test of matrix permeability and corridor use by an endemic understory bird. **Conservation Biology**, v. 20, p. 135–145, 2005.

CASTRO, D.E.; Viveiros, E.B.; FERNANDEZ, F.A.S. Determinants of differential extinction vulnerabilities of small mammals in Atlantic forest fragments in Brazil. **Biological Conservation**, v. 119, n. 1, p. 73-80, 2004.

CEPAGRI, 2017. Disponível em

http://webcache.googleusercontent.com/search?q=cache:http://www.cpa.unicamp.br/outras/informacoes/clima_muni_212.html&gws_rd=cr&ei=P3O8WMGjEsSiwATUubKIAQ. Acesso em 05/03/2017.

CHAPMAN, C. A.; CHAPMAN, L. J.; WANGHAM, R.; HUNT, K., GEBO, D.; GARDNER, L. Estimators of fruit abundance of tropical trees. **Biotropica**, p. 527-531, 1992.

CHAPMAN, C.A.; PERES, C.A. Primate conservation in the new millennium: the role of scientists. **Evol Anthropol**, v. 10, p. 16–33, 2001.

CHIARELLO, A.G. Conservation value of a native forest fragment in a region of extensive agriculture. **Revista Brasileira de Biologia**, São Carlos, v.60, n. 2, p. 237-247, 2000.

CLIMATE-DATA, 2017. Disponível em <https://pt.climate-data.org/location/34970/> . Acesso em 22/01/2017.

COIMBRA-FILHO, A.F. Acerca da redescoberta de *Leontideus chrysopygus* (Mikan, 1823) e apontamentos sobre sua ecologia. **Rev. Brasil. Biol.**, v, 30, n. 4, p. 609-615, 1970.

COIMBRA-FILHO, A.F. Animais predados ou rejeitados pelo sauí-piranga, *Leontopithecus rosalia* (L., 1766) na sua área de ocorrência primitiva (Callitrichidae, Primates). **Rev. Brasil. Riol.**, v. 41, n. 4, p.717-731, 1981.

COIMBRA-FILHO, A.F.; MITTERMEIER, R.A. Conservation of the Brazilian lion tamarins (*Leontopithecus rosalia*). **Primate Conservation**, p. 59-94, 1977.

COSTA, A.C.M. **Ecologia de um grupo de mico-leão-preto (*Leontopithecus chrysopygus*, Mikan, 1823) em um fragmento de mata ciliar na Fazenda Rio Claro, Lençóis Paulista, SP. Rio Claro, SP:** Dissertação de mestrado em Zoologia da Universidade Estadual Paulista, 1997.126p

CRISTÓBAL-AZKARATE, J.; VEÀ, J. J.; ASENSIO, N.; RODRÍGUEZ-LUNA, E. Biogeographical and floristic predictors of the presence and abundance of mantled howlers (*Alouatta palliata mexicana*) in rainforest fragments at Los Tuxtlas, Mexico. **American Journal of Primatology**, v. 67, n.2, p. 209-222, 2005.

CROOKS, K. Relative Sensitivities of Mammalian Carnivores to Habitat Fragmentation. **Conservation Biology**, v. 16, n. 2, p. 488-502, 2002.

CULLEN JR, L., BODMER, E.R., VALLADARES-PADUA, C.. Ecological consequences of hunting in Atlantic forest patches, São Paulo, Brazil. Evolution. Oxford, US: Oxford University Press. **Oryx**, v. 35, p. 137-144, 2001.

CULOT, L., GRIESE, J., KNOGGE, C., TONINI, M., SANTOS, M.M., ESTEVAN, C.G., PINTO, B.L., CUNHA, B.M., SILVA, A.B., PRADO, B.H.S., GARCIA, F.O, FONSECA, R.C.B, PORT-CARVALHO, M. 2015. New records, reconfirmed sites and proposal for the conservation of Black Lion Tamarin (*Leontopithecus chrysopygus*) in the Middle and Upper Paranapanema. **Neotropical Primates**, v.22, n.1, p. 32-39, 2015.

DA SILVA, L.G.; RIBEIRO, M.C.; HASUI, E.; DA COSTA, C.A.; DA CUNHA, R.G.T. Patch Size, Functional Isolation, Visibility and Matrix Permeability Influences. Neotropical Primate Occurrence within Highly Fragmented Landscapes. **Plos One**, v. 10, n. 2, p. 1-20, 2015. e0114025. doi:10.1371/journal.pone.0114025.

DACIER, A.; DE LUNA, A. G.; FERNANDEZ-DUQUE, E.; DI FIORE, A. Estimating population density of Amazonian titi monkeys (*Callicebus discolor*) via playback point counts. **Biotropica**, v. 43, n. 2, p. 135-140, 2011.

- DEVELEY, P.F.; STOUFFER, P.C. "Effects of roads on movements by understory birds in mixed-species flocks in central Amazonian Brazil. **Conservation Biology**, v. 15, n. 5, p.1416-1422, 2001.
- DI BITETTI, M. S., PAVIOLO, A., & DE ANGELO, C. Density, habitat use and activity patterns of ocelots (*Leopardus pardalis*) in the Atlantic Forest of Misiones, Argentina. **Journal of Zoology**, v. 270, n. 1, p. 153-163, 2006.
- DÍAZ, S.; FARGIONE, J.; CHAPIN, F. S.; TILMAN, D. Biodiversity loss threatens human well-being. **PLoS Biol.**, n. 4, p. 1300–1305, 2006.
- DIDHAM, R. K.). An overview of invertebrate responses to forest fragmentation. **Forests and insects**, v.1, p. 303-320, 1997.
- DIETZ J.M.; DE SOUSA, S.N.; BILLERBECK, R. Population dynamics of goldenheaded lion tamarins *Leontopithecus chrysomelas* in Una Reserve, Brazil. **Dodo**, v. 32, p. 115–122, 1996.
- DRISCOLL, D.A.; BANKS, S.C.; BARTON, P.S.; LINDENMAYER, D.B.; SMITH, A.L. Conceptual domain of the matrix in fragmented landscapes. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 28, n. 10, p. 605–610, 2013.
- ENDLER, J.A. Convergent and divergent effects of natural selection on color patterns in two fish faunas. **Evolution**, v. 36, p. 178–188, 1982.
- FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annu Rev Ecol Systemat**, v. 34, p. 487–515, 2003.
- FERREIRA, L. V.; LAURANCE, W. F. Effects of forest fragmentation on mortality and damage of selected trees in central Amazonia. **Conservation Biology**, v. 11, n. 3, p. 797-801, 1997.
- FONSECA, G.A.B. The vanishing Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation**, London, v. 34, n. 1, p. 17-34, 1985.
- GASCON, C.; LOVEJOY, T. E.; BIERREGAARD JR, R. O.; MALCOLM, J. R.; STOUFFER, P. C.; VASCONCELOS, H. L.; BORGES, S. Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. **Biological conservation**, v. 91, n. 2, p. 223-229, 1999.
- GESTICH, C.C.; CASELLI, C.B.; NAGY-REIS, M.B, SETZ, E.Z.F.; DA CUNHA, R. G.T. Estimating primate population densities: the systematic use of playbacks along transects in population surveys. **Am. J. Primatol.**, v. 9999, p. 1-9, 2016.
- GHELER-COSTA, C.; VETTORAZZI, C. A.; PARDINI, R. VERDADE, L. M. The distribution and abundance of small mammals in agroecosystems of southeastern Brazil. **Mammalia**, v. 76, p. 185-191, 2012.
- GIULIETTI, A.M.; FORERO, E. "Workshop" diversidade taxonômica e padrões de distribuição das Angiospermas brasileiras. Introdução. **Acta Botanica Brasilica**, v. 4, p. 3-10, 1990.

GROW N.; GURSKY, S.; DUMA, Y. Altitude and Forest Edges Influence the Density and Distribution of Pygmy Tarsiers (*Tarsius pumilus*). **American Journal of Primatology**, v. 75, p. 464–477, 2013.

GUISAN, A.; ZIMMERMANN, N. E. Predictive habitat distribution models in ecology. **Ecological modelling**, v. 135, n. 2, p. 147-186, 2000.

HARIHAR, A.; PANDAV, B. Influence of connectivity, wild prey and disturbance on occupancy of tigers in the human-dominated western Terai Arc Landscape. **PloS one**, v. 7, n. 7, 2012.

HARRIS, T. R.; CHAPMAN, C. A. Variation in diet and ranging of black and white colobus monkeys in Kibale National Park, Uganda. **Primates**, v. 48, n. 3, p. 208-221, 2007.

HERKERT, J. R.; REINKING, D. L.; WIEDENFELD, D. A.; WINTER, M.; ZIMMERMAN, J. L.; JENSEN, W. E.; JENKINS, M. A. Effects of prairie fragmentation on the nest success of breeding birds in the midcontinental United States. **Conservation Biology**, v. 17, n. 2, p. 587-594, 2003.

HEYMANN, E. W. Spatial patterns of scent marking in wild moustached tamarins, *Saguinus mystax*: no evidence for a territorial function. **Animal behaviour**, v. 60, n. 6, p. 723-730, 2000.

HINES, J. E. PRESENCE2: Software to estimate patch occupancy and related parameters. USGS-PWRC. <http://www.mbr-pwrc.usgs.gov/software/presence.Html>. 2006.

HINES, J. E.; NICHOLS, J. D.; ROYLE, J. A.; MACKENZIE, D. I.; GOPALASWAMY, A. M.; KUMAR, N.; KARANTH, K. U. Tigers on trails: occupancy modeling for cluster sampling. **Ecological Applications**, v. 20, n. 5, p. 1456-1466, 2010.

IBGE, 2013. Disponível em <http://www.guarei.sp.gov.br/> . Acesso em 22/04/2016.

IUCN, 2016. Disponível em <http://www.iucnredlist.org/details/11505/0> . Acesso em 10/03/17.

JAE-LEE, E. J.; HAN, H. J.; KIM, H. K.; CHO, H. J.; RHIM, S. J. Are birds influenced in winter by forest size?. **Forest Science and Technology**, v. 10, n. 3, p. 136-140, 2014.

KEUROGHLIAN, A.; F.C. PASSOS. Prey foraging behavior, seasonality and time-budgets in black lion tamarins, *Leontopithecus chrysopygus* Mikan 1823 (Mammalia, Callitrichidae). **Rev. Brasil. Biol**, v. 61, n.3, p. 455-459, 2001.

KIERULFF, M.C.M.; RUIZ-MIRANDA, C.R.; PROSCÓPIO DE OLIVEIRA, P.; BECK, B.B; MARTINS, A.; DIETZ, J.M.; RAMBALDI, D.M.; BAKER, A.J. The golden lion tamarin *Leontopithecus rosalia*: A conservation success story. **International Zoo Yearbook**, v. 46, p. 36-45, 2012.

KLAR, N.; HERRMANN, M.; KRAMER-SCHADT, S. Effects and mitigation of road impacts on individual movement behavior of wildcats. **Journal of Wildlife Management**, v. 73, n. 5, p. 631-638, 2009.

- KLEIMAN, D. G.; HOAGE, R. J.; GREEN, K. M. The lion tamarins, genus *Leontopithecus*. In: MITTERMEIER, R. A. et al (Ed.). **Ecology and behavior of neotropical primates**. Washington: World Wildlife Fund, 1988. p. 299-347.
- KOELLE, KATIA, AND JOHN VANDERMEER. "Dispersal-induced desynchronization: from metapopulations to metacommunities. **Ecology Letters**, v. 8, n.2, p.167-175, 2005.
- KRAUSS, J.; BOMMARCO, R.; GUARDIOLA, M.; HEIKKINEN, R. K.; HELM, A.; KUSSAARI, M.; LINDBORG, R.; OCKINGER, E.; PARTEL, M.; PINO, J.; POUYRY, J.; RAATIKAINEN, K.M.; SANG, A.; STEFANESCU, C.; TEDER, T.; ZOBEL, M.; STEFFAN-DEWENTER, I. Habitat fragmentation causes immediate and time-delayed biodiversity loss at different trophic levels. **Ecology Letters**, v. 13, p. 597-605, 2010.
- LANTSCHNER, M. V., RUSCH, V., & HAYES, J. P. Habitat use by carnivores at different spatial scales in a plantation forest landscape in Patagonia, Argentina. **Forest Ecology and Management**, v. 269, p. 271-278, 2012.
- LAPENTA, M.J.; PROCÓPIO DE OLIVEIRA, P.; KIERULFF, M.C.M ; MOTTA-JÚNIOR, J.C. Fruit exploitation by Golden Lion Tamarins (*Leontopithecus rosalia*) in the União Biological Reserve, Rio das Ostras, RJ. **Brazil. Mammalia**, v. 67, n. 1, p. 41-46, 2003.
- LAURANCE, W. F.; LOVEJOY, T. E.; VASCONCELOS, H. L.; BRUNA, E. M.; DIDHAM, R. K.; STOUFFER, P. C.; SAMPAIO, E. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation. **Conservation Biology**, v. 16, n. 3, p. 605-618, 2002.
- LENZ, B. B.; JACK, K. M.; SPIRONELLO, W. R. Edge effects in the primate community of the biological dynamics of Forest Fragments Project, Amazonas, Brazil. **American journal of physical anthropology**, v. 1, n.3, p. 436-446. 2014.
- LEWINSOHN, T. M.; FREITAS, A. V. L., PRADO, P. I. Conservação de invertebrados terrestres e seus habitats no Brasil. **Megadiversidade**, v.1, n. 1, p. 62-69,2005.
- LIMA, F. S.; SILVA, I.C.; MARTINS, C.S.; VALLADARES-PÁDUA, C. On the occurrence of black lion tamarin (*Leontopithecus chrysopygus*) in Buri, São Paulo, Brazil. **Neotropical Primates**, v. 11, n.2, p. 76-77, 2003.
- LINDEMANNI E.S.; HARRIS, J.P.; KELLER, G. Effects of Vegetation, Landscape Composition, and Edge Habitat on Small-Mammal Communities in Northern Massachusetts. **Northeastern Naturalist**, v. 22, n. 2, p. 287–298, 2015.
- LONG, R. A.; DONOVAN, T. M.; MACKAY, P.; ZIELINSKI, W. J.; BUZAS, J. S. Predicting carnivore occurrence with noninvasive surveys and occupancy modeling. **Landscape Ecology**, v. 26, n. 3, p. 327-340, 2011.
- LOUGHMAN, Z. J.; WELSH, S. A.; SIMON, T. P.). Occupancy rates of primary burrowing crayfish in natural and disturbed large river bottomlands. **Journal of Crustacean Biology**, v. 32, n. 4, p. 557-564, 2012.
- LOVERIDGE, A.J.; WANG, S.W.; FRANK, L.G.; SEIDENSTICKER, J. People and felids: conservation of cats and management of conflicts. In: Macdonald, D.W.; Loveridge, A.J.

editors. **Biology and conservation of wild felids**. New York: Oxford University Press; 2011, p. 161-196.

MACKENZIE, D. I. Modeling the probability of resource use: the effect of, and dealing with, detecting a species imperfectly. **Journal of Wildlife Management**, v. 70, n.2, p. 367-374, 2006.

MACKENZIE, D. I., NICHOLS, J. D., LACHMAN, G. B., DROEGE, S., ANDREW ROYLE, J., & LANGTIMM, C. A. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. **Ecology**, v. 83, n. 8, 2248-2255, 2002.

MAMEDE-COSTA, A. C.; GOBBI, N. The black lion tamarin *Leontopithecus chrysopygus*—its conservation and management. **Oryx**, v. 32, n.4, p. 295-300, 1998.

MARCHÃO, R. L.; BALBINO, L. C.; SILVA, E. D.; Santos Júnior, J. D.; Sá, M. D.; Vilela, L.; Becquer, T. Qualidade física de um Latossolo Vermelho sob sistemas de integração lavoura-pecuária no Cerrado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 42, n. 6, p. 873-882, 2007.

MARSH, C.; LINK, A.; KING-BAILEY, G.; DONATI, G. Effects of fragment and vegetation structure on the population abundance of *Ateles hybridus*, *Alouatta seniculus* and *Cebus albifrons* in Magdalena Valley, Colombia. **Folia Primatologica**, v. 87, n. 1, p. 17-30, 2016.

MAZEROLLE, M. J., BAILEY, L. L., KENDALL, W. L., ANDREW ROYLE, J., CONVERSE, S. J., & NICHOLS, J. D. Making great leaps forward: accounting for detectability in herpetological field studies. **Journal of Herpetology**, v. 41, n.4, p. 672-689, 2007.

MBORA, D.N.M; MACPEEK, M.A. Host density and human activities mediate increased parasite prevalence and richness in primates threatened by habitat loss and fragmentation. **Journal of Animal Ecology**, v. 78, p. 210-218, 2009.

MCGARIGAL, K.; CUSHMAN, S. Comparative evaluation of experimental approaches to the study of habitat fragmentation. **Ecological Applications**, v. 12, n. 2, p. 335-345, 2002.

MCLEAN, K.A.; TRAINOR, A.M.; ASNER, G.P.; CROFOOT, M.C.; HOPKINS, M.E.; CAMPBELL, C.J.; MARTIN, R.E.; KNAPP, D.E.; JANSEN, P.A. Movement patterns of three arboreal primates in a neotropical moist forest explained by LiDAR-estimated canopy structure. **Landscape Ecology**, v. 31, p. 1849–1862, 2016.

MÉDICI, E.P.; VALLADARES-PADUA, C.B.; RYLANDS, A.B.; MARTINS, C.S. Translocation as a metapopulation management tool for the black lion tamarin, *Leontopithecus chrysopygus*. **Primate Conservation**, v. 19, p. 23–31, 2003.

MENDES-PONTES, A.R.; SOARES, M.L. Sleeping sites of common marmosets (*Callithrix jacchus*) in defaunated urban forest fragments: a strategy to maximize food intake. **J Zool (Lond)**, v. 266, p.1–9, 2005.

MERRIAM, G.; WEGNER, J. Local Extinctions, Habitat Fragmentation, and Ecotones. **Ecological Studies**, v. 92, p. 150-169, 1992.

MORAIS-JR, M.; RUIZ-MIRANDA, C.; DIETZ, J.; MARTINS, ANDRÉIA, Responses of golden lion tamarin to playbacks: developing a method for estimating density. In: **International Primatological Society Congress**, 2014, China, Pequim, Resumo do Congresso.

NAGY-REIS, M. B., NICHOLS, J. D., CHIARELLO, A. G., RIBEIRO, M. C., & SETZ, E. Z. Landscape Use and Co-Occurrence Patterns of Neotropical Spotted Cats. **PLoS One**, v. 12, n. 1, p. 1-22, 2017 (a).

NAGY-REIS, M. B., ESTEVO, C. A., SETZ, E. Z. F., RIBEIRO, M. C., CHIARELLO, A. G., & NICHOLS, J. D. Relative importance of anthropogenic landscape characteristics for Neotropical frugivores at multiple scales. **Animal Conservation**, p. 1-12, 2017 (b).

NASCIMENTO, A.T.A. **Uso do espaço e seleção do hábitat pelo mico-leão-da-cara-preta (*Leontopithecus caissara*)**. Msc. Thesis. São Paulo University, São Paulo, Brazil. 2008.

O'CONNELL JR, A. F.; TALANCY, N. W.; BAILEY, L. L.; SAUER, J. R.; COOK, R.,; GILBERT, A. T. Estimating site occupancy and detection probability parameters for meso- and large mammals in a coastal ecosystem. **Journal of Wildlife Management**, v. 70, n. 6, p. 1625-1633, 2006.

OLIVEIRA, L.C.; NEVES, L.G.; RABOY, B.E.; DIETZ, J.M. Abundance of Jackfruit (*Artocarpus heterophyllus*) affects group characteristics and use of space by Golden-headed Lion Tamarins (*Leontopithecus chrysomelas*) in cabruca agroforest. **Environmental Management**, v. 48, p. 248-262, 2011.

PARANHOS, K. M. **Estimativas populacionais para espécies raras: Mico-leão-preto *Leontopithecus chrysopygus* (Mikan, 1823) como modelo**. Diss. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2006, 62p.

PASSOS, F.C. A foraging association between olivaceous woodcreeper *Sittasomus griseicapillus* and black lion tamarin *Leontopithecus chrysopygus* in southeastern Brazil. **Ciência Cultura**, v. 49, n. 112, p. 144-145, 1997.

PASSOS, F.C. Dieta de um grupo de mico-leão-preto, *Leontopithecus chrysopygus* (Mikan)(Mammalia, Callitrichidae), na Estação Ecológica dos Caetetus, São Paulo. **Revta bras. Zool.**, v. 16, n. 1, p. 269-278, 1999.

PASSOS, F.C.; KEUROGHLIAN, A. Foraging behavior and microhabitats used by black lion tamarins, *Leontopithecus chrysopygus* (Mikan 1823) (Primates, Callitrichidae). **Revta bras. Zool.**, v.16, n.2, p. 219-222, 1999.

PERES, C. A. Costs and benefits of territorial defense in wild golden lion tamarins, *Leontopithecus rosalia*. **Behavioral Ecology and Sociobiology**, v. 25, n. 3, p. 227-233, 1989.

PERES, C. A. Effects of subsistence hunting on vertebrate community structure in Amazonian Forests. **Conservation Biology**, v. 14, n. 1, p. 240-253, 2000.

PERES, C.A. General guidelines for standardizing line-transect surveys of tropical forest primates. **Neotropical Primates**, v. 7, n. 1, p. 11-16, 1999.

PFLÜGER, F.; BALKENHOL, N. A plea for simultaneously considering matrix quality and local environmental conditions when analyzing landscape impacts on effective dispersal. **Molecular Ecology**, v. 23, p. 2146-2156, 2014.

POZO-MONTUY G.; SERIO-SILVA, J. C.; BONILLA-SÁNCHEZ, Y. M. Influence of the landscape matrix on the abundance of arboreal primates in fragmented landscapes. **Primates**, v. 52, p. 139-147, 2011.

PROCÓPIO DE OLIVEIRA, P. **Ecologia alimentar, dieta e área de uso de micos-leões dourados (*Leontopithecus rosalia*) translocados e sua relação com a distribuição espacial e temporal de recursos alimentares na Reserva Biológica União, RJ.** 2002. Tese de Doutorado. UFMG, Belo Horizonte, MG. 223p.

RABOY, B. E.; DIETZ, J. M. Diet, foraging, and use of space in wild golden-headed lion tamarins. **American Journal of Primatology**, v. 63, n. 1, p. 1-15, 2004.

RANTA, P.; BLON, T.; NIEMELÄ, J.; JOENSUU, E.; SIITONEN, M. The fragmented Atlantic rain Forest of Brazil: size, shape and distribution of Forest fragments. **Biodiversity and Conservation**, v.7, p.385-403, 1998.

RIBEIRO, M.C.; METZGER, J.P.; MARTENSEN, A.C.; PONZONI, F.J.; HIROTA, M.M. The Brazilian Atlantic Forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biol. Conserv.**, v. 142, p. 1144-1156, 2009.

RICKETTS, T.H. The matrix matters: effective isolation in fragmented landscapes. **The American Naturalist**, v. 158, p. 88-98, 2001.

RICO, A.; KINDLMANN, P.; SEDLÁČEK, F. Barrier effects of roads on movements of small mammals. **Folia Zoologica**, v. 56, n. 1, p. 1, 2007.

RODRIGUES, S.B.M.; GAGETTI, B. L.; PIRATELLI, A. J. First Record of *Leontopithecus chrysopygus* (Primates: Callitrichidae) in Carlos Botelho State Park, São Miguel Arcanjo, São Paulo, **Brazil. Mammalia**, v. 214. p. 1- 4, 2014.

RÖHE, F.; ANTUNES, A. P.; TÓFOLI, C. F. The discovery of a new population of black lion tamarins (*Leontopithecus chrysopygus*) in the Serra de Paranapiacaba, São Paulo, Brazil. **Neotropical Primates**, v. 11, p. 75 – 76, 2003.

RONDININI, C.; WILSON, K.A.; BOITANI, L.; GRANTHAM, H.; POSSINGHAM, H.P. Tradeoffs of different types of species occurrence data for use in systematic conservation planning. **Ecol Lett.**, v. 9, p. 1136-1145, 2006.

RUIZ-MIRANDA, C. R.; AFFONSO, A. G.; MORAIS, M. M. D.; VERONA, C. E.; MARTINS, A.; BECK, B. B. Behavioral and ecological interactions between reintroduced golden lion tamarins (*Leontopithecus rosalia* Linnaeus, 1766) and introduced marmosets

(*Callithrix spp*, Linnaeus, 1758) in Brazil's Atlantic Coast forest fragments. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 49, n. 1, p. 99-109, 2006.

RYLANDS, A. B. **Marmosets and tamarins: Systematics, behaviour and ecology**, 1993.

RYLANDS, A.B.; MITTERMEIER, R.A.; RODRIGUEZ-LUNA, E. Conservation of neotropical primates: threatened species and an analysis of primate diversity by country and region. **Folia primatologica**, Switzerland, v.68, p.134-160, 1997.

RYLANDS, A.B.; MITTERMEIER, R.A. Family Callitrichidae (Marmosets and Tamarins). In: Mittermeier, R.A.; Rylands, A.B.; Wilson, D.E. eds. **Handbook of the Mammals of the World**. Barcelona: Primates. Lynx Edicions, v. 3, p. 262-346, 2013.

RYLANDS, A.B.; MALLINSON, J.J.C.; KLEIMAN, D.G.; COIMBRA-FILHO, A.F.; MITTERMEIER, R.A.; CÂMARA, I.G.; VALLADARES-PADUA, C.B; BAMPI, M.I. História da Pesquisa e Conservação do Mico-leão. In: KLEIMAN, D.G.; RYLANDS, A.B. (Orgs.) **Micos leões: biologia e conservação**. Tradução de Laegirissa Stones. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2008, p. 23-68.

SALES, L. P., HAYWARD, M. W., & PASSAMANI, M. Local vs landscape drivers of primate occupancy in a Brazilian fragmented region. **Mammal Research**, v.61, n. 1, p. 73-82, 2016.

SANTOS, M.M. **O uso da matriz pelo mico-leão-preto, *Leontopithecus chrysopygus*, no município de guareí, São Paulo**. 2016. 37f. Trabalho de Conclusão de curso (TCC), UNESP Rio Claro, Instituto de Biociências da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, no Campus em Rio, Claro.

SARMENTO, P. B., CRUZ, J., EIRA, C., & FONSECA, C. Modeling the occupancy of sympatric carnivores in a Mediterranean ecosystem. **European Journal of Wildlife Research**, v. 57, n. 1, p. 119-131, 2011.

SAUNDERS, D. A.; HOBBS, R. J.; MARGULES, C. R. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. **Conservation biology**, v. 5, n. 1, p. 18-32, 1991.

SEGURADO, P.; ARAUJO, M. B. An evaluation of methods for modelling species distributions. **Journal of Biogeography**, v. 31, n. 10, p. 1555-1568, 2004.

SIBERLOFF, D.; COX, J. Consequences and costs of conservation corridors. **Conservation Biology** 1: 63-71, 1987.

SIEVING, K. E.; WILLSON, M. F.; DE SANTO, T. L. Habitat barriers to movement of understory birds in fragmented south-temperate rainforest. **The Auk**, v. 113, n. 4, p. 944-949, 1996.

STERN, M.; QUESADA, M.; STONER, K. E.. Changes in composition and structure of a tropical dry forest following intermittent cattle grazing. **Revista de Biologia Tropical**, v. 50, p. 1021- 1034, 2002.

STEVENSON, P. R. The relationship between fruit production and primate abundance in neotropical communities. **Biological Journal of the Linnean Society**, v. 72, p. 161-178, 2001.

STOKES, M. A.; SMILEY, T. L. **An introduction to tree-ring dating**. University of Arizona Press, 1996.

STOUFFER, P.C.; STRONG, C.; NAKA, L.N. Twenty years of understory bird extinctions from Amazonian rain forest fragments: consistent trends and landscape-mediated dynamics. **Diversity & Distributions**, v. 15, n.1, p. 88-97, 2009.

STRIER, K. B. Conservation. In: CAMPBELL, C. J.; FUENTES, A.; MACKINNON, K. C.; PANGER, M.; BEARDER, S. K. (Eds.). **Primates in Perspective**. Oxford University Press, Oxford, 2007. p. 496-509.

TAYLOR, P.D.; FAHRIG, L.; HENEIN, K.; MERRIAM, G. Connectivity is a vital element of landscape structure. **Oikos**, v. 68, n. 3, p. 571-572, 1993.

THEOBALD, D.M.; CROOKS, K.R.; NORMAN, J.B. Assessing effects of land use on landscape connectivity: loss and fragmentation of western U.S. forests. **Ecol Appl**, v. 21, n. 7, p. 2445-2458, 2011.

TISCHENDORF, L.; FAHRIG, L. On the usage and measurement of landscape connectivity. **Oikos**, v. 90, n. 1, p. 7-19, 2000.

TUTIN, C.E.G., WHITE, L.J.T., MACKANGA MISSANDZOU, A. The use by rain forest mammals of natural forest fragments in an equatorial African savanna. *Conservation Biology*, v. 11, n. 5, p. 1190-1203, 1997.

VALLADARES-PÁDUA, C, PÁDUA, S.M.; CULLEN JR, L. Within and surrounding the Morro do Diabo State Park: biological value, conflicts, mitigation and sustainable development alternatives. **Environmental Science & Policy**, v. 5, n.1, p. 69-78, 2002.

VALLADARES-PÁDUA, C. **The ecology, behavior and conservation of black lion tamarins (*Leontopithecus chrysopygus*, Mica, 1823)**. Ph. D Dissertation, University of Leicester, Leicester, 1993.

VALLADARES-PADUA, C.; CULLEN JUNIOR, L. Distribution, abundance and minimum viable metapopulation of black lion tamarin (*Leontopithecus chrysopygus*). **Jornal of Wildlife presentation trust**, v. 30, p. 80-88, 1994.

VAN DEN BERG, L.J.L.; BULLOCK, J.M.; CLARK, R.P.; LANGSTON, R.H.W.; ROSE, R.J. Territory selection by the Dartford warbler (*Sylvia undata*) in Dorset, England: the role of vegetation type, habitat fragmentation and population size. **Biological Conservation**, v. 101, n. 2, p. 217-228, 2001.

VAN KUIJK, S. M.; GARCÍA-SUIKKANEN, C.; TELLO-ALVARADO, J. C.; VEERMER, J.; HILL, C. M. Estimating population density of the san martin titi monkey (*Callicebus oenanthe*) in Peru using vocalizations. **Folia Primatologica**, v. 86, n. 6, p. 525-533, 2015.

VANDERMEER, J.; CARVAJAL, R. Metapopulation Dynamics and the quality of the matrix. **The American Naturalist**, v. 158, p. 211-220, 2001.

VIANA, V.M.; TABANEZ, A.A.J. Biology and conservation of forest fragments in the Brazilian Atlantic moist forest. In: **Forest patches in tropical landscapes**. Washington: Island Press, 1996. p. 151-167.

VILLARD, M-A.; TRZCINSKI, M.K.; MERRIAM, G. Fragmentation Effects on Forest Birds: Relative Influence of Woodland Cover and Configuration on Landscape Occupancy. **Conservation Biology**, v. 13, n. 4, p. 774–783, 1999.

VYNNE, Carly; BOOTH, Rebecca K.; WASSER, Samuel K. Physiological implications of landscape use by free-ranging maned wolves (*Chrysocyon brachyurus*) in Brazil. **Journal of Mammalogy**, v. 95, n. 4, p. 696-706, 2014.

VZZOTTO, V. R.; MARCHEZAN, E.; SEGABINAZZI, T. Efeito do pisoteio bovino em algumas propriedades físicas do solo de várzea. **Ciência Rural**, v. 30, n. 6, p. 965-969, 2000.

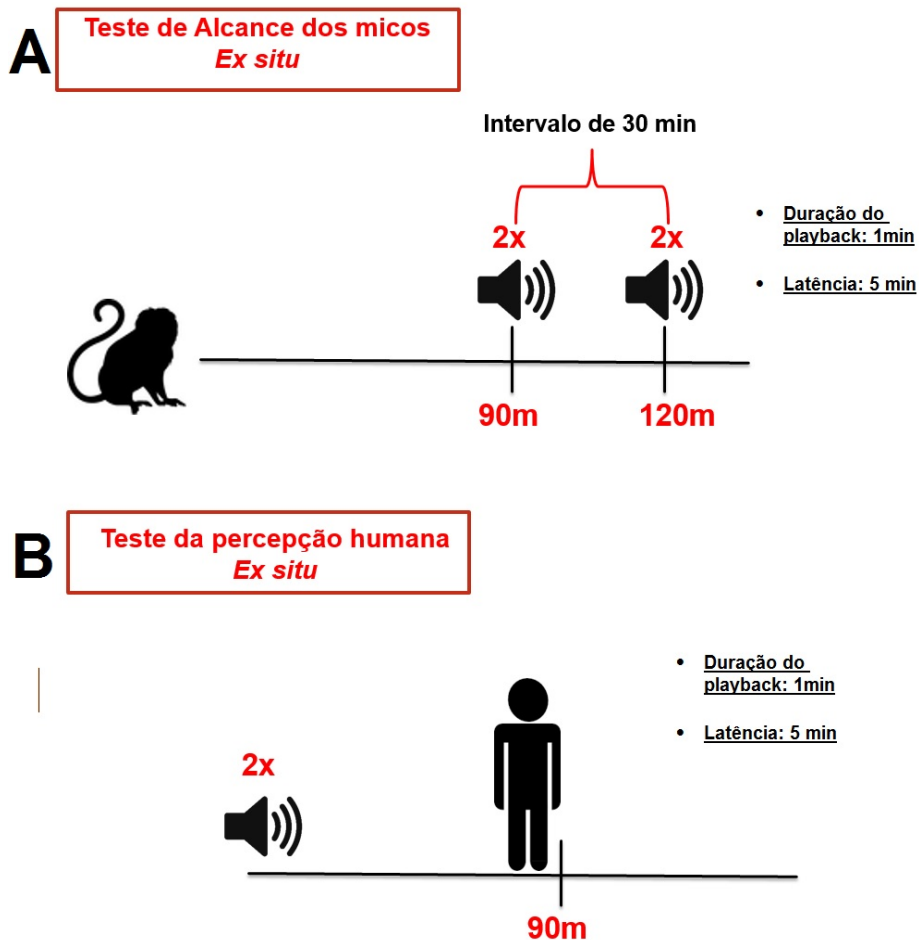
WIECZKOWSKI, J. Ecological correlates of abundance in the Tana mangabey (*Cercocebus galeritus*). **American Journal of Primatology**, v. 63, n. 3, p. 125-138, 2004.

WILCOVE, D. S.; MCLELLAN, C. H. & DOBSON, A. P. Habitat fragmentation in the temperate zone. In: SOULÉ, M. E. ed. **Conservation Biology: the science of scarcity and diversity**. Sunderland, Sinauer, 1986. p. 237-256.

WOLF, M...; G. BATZLI. Forest edge: High- or low-quality habitat for White-footed Mice (*Peromyscus leucopus*)? **Ecology**, v. 85, p.756–769, 2004.

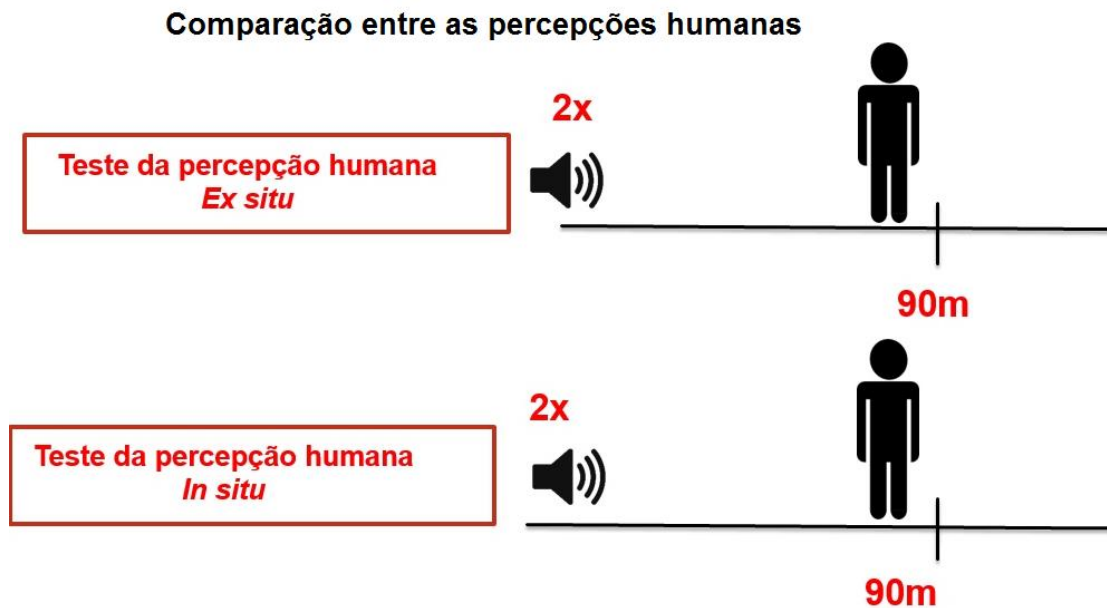
ZUUR, A. F.; IENO, E. N.; ELPHICK, C. S. A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 1, n. 1, p 3-14, 2010.

ANEXOS



ANEXO 1. Teste de alcance dos micos-leões-pretos no Parque Ecológico de São Carlos (*ex situ*). **A)** Os *playbacks* foram iniciadas à 120 m, seguindo a metodologia usada com outra espécie do mesmo gênero (*L. rosalia*, MORAIS-JR *et. al.*, 2014) e posteriormente à 90 m. Para cada distância, foi repetido duas vezes as vocalizações (duração de 1 minuto), com intervalo de 5 minutos entre elas, e um intervalo de 30 minutos entre as distâncias testadas. Testes foram realizados no período da manhã e da tarde (7:00-18:00h), durante dois dias consecutivos. Os micos responderam mais à distância de 90m (56.25 %) que 120m (37.5 %) e no período da manhã (71.43%) que em comparação com a tarde (27.78%). **B)** Teste comparativo entre a distância em que os micos respondem à vocalização (distância máxima de 120m) e a percepção humana no Parque Ecológico. O pesquisador se deslocou até o momento

em que não era possível escutar a gravação, anotando a distância máxima, repetindo duas vezes para confirmar o teste. Os dois testes apresentaram 90m de distância máxima em que a percepção humana pode ouvir, sendo esta, a mesma em que os micos responderam com maior frequência. Assim, não há necessidade de testar distâncias maiores, mesmo que o mico não reagisse, pois, o ouvido humano não conseguiria identificar a resposta (vocalização).



ANEXO 2. Comparação dos testes de alcance da percepção humana no Parque Ecológico de São Carlos (*ex situ*) e na área de estudo (Guareí, *in situ*). Após os testes *ex situ*, foram testados a percepção humana *in situ*, seguindo a mesma metodologia utilizada nos outros testes. Os resultados foram os mesmos encontrado nos testes anteriores (90m).