UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
FFCLRP - DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA COMPARADA

Ocupação de paisagens dentro e fora de Unidades de Conservação pelo veado-catingueiro
(*Mazama gouazoubira* Fischer, 1814) no nordeste paulista.

THIAGO FERREIRA RODRIGUES

Dissertação apresentada à Faculdade de
Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão
Preto-USP, como parte das exigências para
obtenção do título de Mestre em Ciências -
Área: Biologia Comparada.

RIBEIRÃO PRETO / SP

2015

THIAGO FERREIRA RODRIGUES
Bacharel em Ciências Biológicas

VERSÃO CORRIGIDA

Ocupação de paisagens dentro e fora de Unidades de Conservação pelo veado-catingueiro
(*Mazama gouazoubira* Fischer, 1814) no nordeste paulista.

Dissertação apresentada à Faculdade de
Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão
Preto-USP, como parte das exigências para
obtenção do título de Mestre em Ciências -
Área: Biologia Comparada.

Orientador: Dr. Adriano Garcia Chiarello

RIBEIRÃO PRETO / SP

2015

Autorizo a reprodução e divulgação total ou parcial deste trabalho, por qualquer meio convencional ou eletrônico, para fins de estudo e pesquisa, desde que citada a fonte.

Ficha Catalográfica

Rodrigues, Thiago Ferreira

Ocupação de paisagens dentro e fora de Unidades de Conservação pelo veado-catingueiro (*Mazama gouazoubira* Fischer, 1814) no nordeste paulista. Ribeirão Preto, 2015.

56 p.: il. ; 30 cm

Dissertação de Mestrado, apresentada à Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto/USP. Área de concentração: Biologia Comparada.

Orientador: Chiarello, Adriano Garcia.

1. Cerrado. 2. Mamíferos. 3. Ecologia. 4. Armadilha fotográfica.
5. Paisagens agrícolas.

Comissão Julgadora

Prof(a). Dr.

Prof(a). Dr.

Prof. Dr. Adriano Garcia Chiarello

Orientador

*Dedico este trabalho às populações de
veado-catingueiro que persistem...*

Veementemente...

Evolutivamente...

Ao acaso...

De forma corajosa, persistem...

Oxalá que persistam ainda mais...

*Dedico este trabalho à Aline, aos meus
familiares e a todos que gostam de bichos
de vida livre.*

AGRADECIMENTOS

Ao Prof. Dr. Adriano Garcia Chiarello por oferecer essa oportunidade e ter apostado em mim, pela orientação e confiança em todo o projeto. Seus ideais pelos estudos e pela ecologia me fizeram enxergar o mundo de uma maneira muito melhor. Agradeço pelo grande aprendizado e obviamente pela amizade. Muito obrigado!

Ao Instituto Florestal e à Fundação Florestal do estado de São Paulo pelo apoio oferecido, além de mapas e autorizações necessárias à realização deste projeto. Obrigado!

À International Paper do Brasil Ltda. pelo apoio financeiro oferecido. Agradeço em especial ao biólogo Miguel e Rafael por toda a ajuda, além de mapas e autorizações necessárias para a realização deste trabalho. Obrigado!

Ao gestor da Estação Ecológica do Jataí, Edson Montilha, pela possibilidade de trabalhar no maior remanescente de Cerrado do estado de São Paulo e desenvolver este estudo. Trabalhar na EEJ foi uma experiência muito enriquecedora. Obrigado!

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq pelo suporte financeiro durante três meses do mestrado.

À Fundação de Amparo a Pesquisa do Estado de São Paulo – FAPESP pelo suporte financeiro através de bolsa de estudos e reserva técnica.

À Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto – FFCLRP/USP pela oportunidade de realizar meu mestrado numa ótima universidade, além de toda a estrutura, apoio e organização.

Ao Dr. Roland Kays pela oportunidade de fazer um estágio no seu laboratório no North Carolina Museum of Natural Science e por me acolher tão bem. Agradeço também aos alunos do Dr. Kays e aos funcionários do museu, sempre muito dispostos a me ajudar. Agradeço em especial, à Stephanie, à Arielle, à Troi, ao James e aos funcionários Lisa e Ben. Muito obrigado!

Ao Jordan Horst e Kayla Horst por me acolherem tão bem nos Estados Unidos e me fazerem sentir como se estivesse na minha própria casa. Muito obrigado!

A todos os membros do Laboratório de Ecologia e Conservação de Mamíferos de Ribeirão Preto, que me acolheram muito bem e sempre que precisei todos estavam prontamente presentes. Agradeço em especial, à Roberta, ao Nielson, à Natália e à Joana, que me proporcionaram muitos conhecimentos e muitos momentos de felicidade e alegria, além dos “gordos gordos”, por vezes, “gordos light”, pelas “bombas de efeito calórico” e pelas aventuras inesquecíveis nas saídas de campo. Muito massa!

A todos os amigos da casa 39, Prof. Marcelo, Livia, Alexandre, Guilherme, Vitão, Aline, Laura, Rafaela e Tocha que me acolheram muito bem. Agradeço a todos!

À minha namorada Aline, por ter me apoiado e me encorajado nessa etapa da minha vida. Seu incentivo e maneira de encarar o mundo faz com que tudo se torne muito mais fácil. Uma pessoa que torceu comigo desde o início do meu trabalho e que pude contar em todos os momentos, sempre. Obrigado pela compreensão e paciência, principalmente na fase final dessa dissertação, e pelo grande carinho e amor que você me deu. Te amo!

À minha família por sempre acreditar em mim em todos os momentos e me incentivar a buscar meus sonhos, dando-me força mesmo quando eu não precisava, além do amor e zelo incondicionais. Agradeço a todos!

À Chica louca, minha cachorrinha, que em todos os momentos me deixa muito feliz.

A todos que contribuíram, de alguma forma, para a realização desse trabalho, a minha mais sincera gratidão!

“Sou biólogo e viajo muito pela savana do meu país. Nessas regiões encontro pessoas que não sabem ler livros. Mas que sabem ler o seu mundo. Nesse universo de outros saberes, sou eu o analfabeto. Não sei ler sinais da terra, das árvores e dos bichos. Não sei ler nuvens, nem o prenúncio das chuvas. Não sei falar com os mortos, perdi contato com os antepassados que nos concedem o sentido de eternidade. Nessas visitas que faço à savana, vou aprendendo sensibilidades que me ajudam a sair de mim e a afastar-me das minhas certezas. Nesse território, eu não tenho apenas sonhos. Eu sou sonhável.”

Trecho do livro: E se Obama fosse africano?

(Mia Couto)

SUMÁRIO

RESUMO	9
ABSTRACT	10
INTRODUÇÃO.....	11
OBJETIVOS	15
Objetivos Principais:	15
Objetivos Secundários:	15
DESENVOLVIMENTO.....	16
MATERIAIS E MÉTODOS.....	16
Área de estudo	16
Delineamento amostral	20
Coleta de dados.....	21
<i>Mazama gouazoubira</i>	21
<i>Caracterização da paisagem de estudo</i>	22
<i>Modelagem da probabilidade de ocupação</i>	22
<i>Variáveis preditoras</i>	23
Análise dos dados	28
<i>Detectabilidade e modelos de ocupação</i>	28
<i>Atividade circadiana do veado-catingueiro dentro e fora de UCs</i>	30
RESULTADOS	31
Detectabilidade e modelos de ocupação	33
Atividade circadiana do veado-catingueiro dentro e fora de UCs.....	35
DISCUSSÃO	37
Implicações	42
CONCLUSÕES	44
REFERÊNCIAS	45

RESUMO

O nordeste paulista é composto por um mosaico de ambientes fortemente antropizado, com predominância de plantios de cana-de-açúcar, além de florestas plantadas de eucalipto e fragmentos de Cerrado. Embora o veado-catingueiro (*Mazama gouazoubira*) seja uma espécie amplamente distribuída em diferentes biomas do Brasil, pouco é conhecido sobre a sua capacidade de adaptação em paisagens alteradas. Neste contexto, modelos de ocupação da paisagem e dados de armadilhas fotográficas foram utilizados para verificar quais fatores ambientais são importantes na escolha do uso e seleção de ambientes pelo veado-catingueiro. Foram amostradas quatro áreas em três cenas de paisagens, entre os meses de Abril e Setembro de 2013 e 2014, totalizando um esforço amostral de 6240 armadilhas-dia. Os resultados apontam que o veado-catingueiro está amplamente distribuído nos remanescentes de Cerrado do nordeste do estado de São Paulo, além de ocupar com a mesma intensidade tanto o interior como o entorno de unidades de conservação. Foi observado um efeito positivo dos plantios de silvicultura na ocupação da paisagem pela espécie. A distribuição temporal dos registros ao longo do ciclo de 24 horas também foi semelhante dentro e fora de unidades de conservação. Estes resultados sugerem que o veado-catingueiro é uma espécie ecologicamente plástica e que está se beneficiando da heterogeneidade ambiental presente no nordeste paulista. Estes hábitos generalistas lhe atribuem vantagens em comparação a outras espécies mais especialistas nesse cenário.

Palavras-Chave: mamíferos, modelos de ocupação, Cerrado, paisagem agrícola, armadilhas fotográficas, ecologia.

ABSTRACT

The northeast of São Paulo state is a region where Cerrado remnants are immersed in a landscape with high human influence mediated by vast sugarcane and *Eucalyptus* plantations. Mammal's survival in this landscape has been little explored. Brown brocket deer (*Mazama gouazoubira*, Fischer 1814) is a species with widespread distribution in different biomes of Brazil, however little is known about its capacity of adaptation in landscapes with intensive agriculture. We conducted a study based on occupancy modelling from camera trapping data in order to evaluate which environmental factors are important for habitat selection by brown brocket deer. The study was carried out in three agricultural landscapes at four study areas between April and September (2013 and 2014) with a total effort of 6240 trap-days. Our results show that brown brocket deer are well adapted to Cerrado/agricultural matrix in the state of São Paulo, showing high ecological flexibility. This deer used non-protected areas as much as protected areas. Silviculture represented the only landscape covariate with high relative importance for brown brocket deer. Also, brown brocket deer shows similar rhythm of activity within and outside protected areas. Our results suggest that brown brocket deer is a extremely plastic species that is benefiting from environmental heterogeneity present in São Paulo's northeast. The generalist habit of this deer gives it advantage when compared to other more specialist species in this scenario.

Key-words: mammals, occupancy models, Brazilian Savannah, agricultural landscape, camera-traps, ecology.

INTRODUÇÃO

Mamíferos em paisagens fragmentadas

Grande parte dos diferentes ecossistemas mundiais, em função da alteração do ambiente pela ação humana, têm se tornado estruturalmente heterogêneos ou artificialmente homogêneos (Gardner et al. 2009; Martin et al. 2012), resultando não somente na extinção de grande parte das espécies, mas também na perda de importantes serviços ecológicos (Naeem, 2002; Díaz et al. 2006). No cenário brasileiro, dentre os biomas mais modificados pela ação humana, pode-se citar o Cerrado, considerado *hotspot* de biodiversidade mundial (Myers et al. 2000), detentor de uma das maiores biodiversidades entre as savanas do mundo, que não se limita apenas à riqueza local de espécies (diversidade α), mas é também encontrada na variedade de habitats (diversidade β) e de paisagens (diversidade γ) (Coutinho, 1978; Lyra-Jorge, 1999). Apesar de toda essa riqueza, cerca de metade dos seus dois milhões de km² originais (55%) foram transformados em pastagens plantadas, culturas anuais e outros tipos de uso (Machado et al. 2004).

O estado de São Paulo é um bom exemplo deste tipo de conversão da paisagem. O Cerrado presente nesse estado foi drasticamente reduzido ao longo dos últimos cinco séculos, mas notoriamente a partir de 1850, primeiro devido à expansão da cultura do café e, depois, em decorrência do crescimento da cultura canavieira a partir de 1960 (Machado et al 2004; Fundação SOS Mata Atlântica & INPE 2010). As estimativas indicam que restam cerca de 8,5% da área original coberta por Cerrado, o que equivale a menos de 2% da área do estado (Kronka et al. 1993). Já no interior do estado, a situação da vegetação nativa é ainda mais dramática, pois além de drasticamente reduzida, a vegetação nativa remanescente está distribuída de maneira muito heterogênea e fragmentada (Kronka et al. 1993). Este elevado grau de fragmentação em termos de uso da terra se deve a dois principais setores agroindustriais: cana-de-açúcar e silvicultura (ABRAF, 2013; CONAB, 2014). O cultivo de cana-de-açúcar, em função da produção de biocombustíveis e açúcar, apresentou uma expansão no estado de São Paulo de cerca de dois milhões de hectares, entre 2003 e 2014, ocupando atualmente cerca de 4,7 milhões de hectares de área plantada e representando 52% da produção brasileira (Rudorff et al. 2010; CONAB, 2014). Já a silvicultura está vinculada principalmente a produção de papel e celulose e ocupa atualmente cerca de 1,2 milhões de hectares de área plantada no estado (ABRAF, 2013), área esta que representa 18% da produção nacional (ABRAF, 2013). Deste modo, é importante saber como as espécies dependentes em maior ou menor grau de ambientes naturais estão sobrevivendo nestas paisagens fortemente dominadas por agricultura e silvicultura intensivas.

O entendimento da influencia destes distúrbios antrópicos à biodiversidade é complexo tendo efeitos positivos ou negativos (Gardner et al. 2009). A agricultura (tradicional ou moderna), a silvicultura e a urbanização promovem uma série de impactos (e.g. alterações da dinâmica dos fluxos hidrológicos e invasão de espécies exóticas) que agem através de efeitos diretos e indiretos (e.g. perda de recursos alimentares, mudanças no microclima, limitações de dispersão, e alteração da biologia e comportamento das espécies), prejudicando ou favorecendo as espécies de mamíferos (Gardner et al. 2009; Verdade & Ferraz 2006, Ferraz et al. 2007, Duarte & Reis, 2012, Verdade et al. 2011). Neste contexto, a região de Ribeirão Preto localizada no interior do estado, apesar de sua exígua cobertura por vegetação nativa, ainda abriga várias espécies de mamíferos, incluindo predadores de topo de cadeia trófica como a onça-parda (*Puma concolor*) e outros felinos ameaçados como a jaguatirica (*Leopardus pardalis*), grandes mirmecófagos como o tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*), primatas como o bugio-preto (*Alouatta caraya*) e frugívoros/herbívoros de maior porte como a anta (*Tapirus terrestres*) (Rodrigues et al. 2014), o caititu (*Pecari tajacu*) e o veado-catingueiro (*Mazama gouazoubira*) (Chiarello 2000b; Neri 2004; Campos et al. 2008; Miranda & Avellar 2008; Bressan et al. 2009). Entretanto, o status de conservação regional destas espécies é amplamente desconhecido, assim como poucos estudos foram desenvolvidos visando ampliar o conhecimento sobre a capacidade adaptativa destas espécies às grandes transformações ocorridas nesta paisagem. Estudos visando conhecer o uso que as espécies fazem desta paisagem, identificando os tipos de ambientes que são positivos ou negativos à permanência destas, tanto em áreas sem proteção, como em reservas privadas [áreas de preservação permanente (APPs) e de reserva legal] e em UCs existentes nesta região, são essenciais para a conservação dessas espécies.

O veado-catingueiro

O veado-catingueiro (*Mazama gouazoubira*, Fischer 1814) é a espécie mais abundante de cervídeo da região neotropical. Esta espécie pode ser considerada um cervídeo de pequeno porte, com altura média de 58 cm e peso entre 11-25 kg, sendo que os machos apresentam chifres simples (Black-Décima et al. 2010). Os poucos estudos disponíveis com o veado-catingueiro têm reportado uma dieta não-seletiva, sendo considerado um frugívoro generalista, reduzindo assim sua competição por alimento com outras espécies (Gayot et al. 2004; Kufner et al. 2008). No Brasil, está presente em todos os biomas, exceto na Amazônia. O veado-catingueiro apresenta grande flexibilidade ecológica, estando associado a diversos tipos de ambientes como campos arbustivos ou bordas de floresta densa. O táxon também é

frequentemente encontrado em diversos tipos de áreas agricultadas e alteradas pelo homem, incluindo plantações de eucaliptos, *Pinus* spp e remanescentes florestais isolados em meio aos cultivos de cana-de-açúcar (Duarte, 1996; Black-Décima et al. 2010; Rodrigues et al. 2014b). Entretanto, apesar desses relatos da ocorrência da espécie em diversos ambientes, poucos estudos foram dedicados à investigação dos padrões de uso e seleção de ambientes pelo veado-catingueiro, sendo praticamente desconhecidos os fatores que determinam esses padrões (Weber & Gonzalez, 2003; Vogliotti, 2008).

Figura 1 - Foto de um veado-catingueiro (*Mazama gouazoubira*) em uma das áreas de estudo deste trabalho.
Foto: Roberta M. Paolino.

Tendo em vista sua ampla distribuição geográfica e a ocorrência em áreas protegidas, o veado-catingueiro é considerada uma espécie “Pouco Preocupante” em relação ao risco de extinção ao nível global (IUCN, 2014). Por outro lado, localmente, encontra-se na Lista de Referência da Fauna Ameaçada de Extinção no Rio Grande do Sul (Marques, 2002), na categoria “Vulnerável”, e na Lista das Espécies Ameaçadas de Extinção do estado do Rio de Janeiro (Sema, 1998), na categoria “Em Perigo”. A caça e a destruição de seus habitats têm sido reportadas como os principais fatores responsáveis pelo aumento dos riscos de extinção às populações de veado-catingueiro (IUCN, 2014). Além disso, o ataque de cães-domésticos

também tem sido apontado como um importante fator de ameaça para espécies de veados (Duarte & Gonzalez, 2010). Não é de hoje que se sabe que cães-domésticos podem causar problemas à fauna nativa devido a predação direta, competição com carnívoros autóctones e pela transmissão de doenças (Butler et al 2004), mas apenas recentemente estudos começaram a investigar este problema em maior profundidade no Brasil (Lacerda 2002; Curi et al. 2006; Galetti & Sazima 2006; Paschoal 2008; Oliveira et al. 2008; Espartosa 2009; Lacerda et al. 2009; Santos 2011). Alguns estudos sugerem, ainda, que a entrada de cães-domésticos pode ser considerada como um tipo de efeito de borda, visto que a presença destes animais é mais intensa próxima as bordas das reservas ou em locais próximos a vilas e residências rurais (Lacerda 2002; Srбек-Araujo & Chiarello 2008; Lacerda et al. 2009). Neste contexto, surpreendentemente, pouco foi feito até o momento para avaliar a ecologia, a ameaça dos cães-domésticos, as preferências de ambientes ou mesmo o status de conservação do veado-catingueiro no estado economicamente mais rico da nação. De fato, quase todo o conhecimento sobre esta espécie no Brasil especificamente é proveniente de poucos estudos realizados em um número restrito de sítios.

É necessário, portanto, investigar as preferências de ambientes do veado-catingueiro em São Paulo, sobretudo nas áreas de Cerrado que detém uma expressiva quantidade de vegetação nativa, bem como uma expressiva heterogeneidade de ambientes em função dos diferentes plantios. Como alguns dos maiores remanescentes do Cerrado paulista estão localizados no nordeste Paulista, região dos municípios de Luiz Antônio, Cajuru e Altinópolis, esta região possui um mosaico ideal, tanto de ambientes nativos como aqueles sob forte influencia antrópica. Entretanto, além da constatação da presença do veado-catingueiro na Estação Ecológica de Jataí e adjacências (Talamoni et al. 2000; Bressan et al. 2009; observação pessoal), situada no município de Luiz Antônio, nada é conhecido sobre como os indivíduos estão usando a paisagem, tanto nesta UC e entorno, como nos outros grandes remanescentes de Cerrado que estão em propriedades particulares desta região, que é considerada como prioritária para conservação de mamíferos no estado de São Paulo (Paglia et al. 2006).

Estudos sobre o uso dos ambientes são fundamentais para mensurar as características adaptativas das espécies, ainda mais no caso do veado-catingueiro, para o qual esse tipo de informação é fragmentada e incompleta ao longo de toda a sua distribuição (Redford & Eisenberg, 1992; Weber & Gonzalez, 2003). Especificamente, este trabalho irá determinar a ocupação dos principais remanescentes de Cerrado do nordeste de São Paulo, incluindo a Estação Ecológica de Jataí, pelo veado-catingueiro, identificando os principais fatores ambientais que estão influenciando esta ocupação, além de avaliar o efeito de cães domésticos sobre a espécie, principal ameaça aos cervídeos. Mais do que a compreensão dos processos ecológicos e evolutivos que atuam sobre esta espécie, a importância em se determinar corretamente quais

fatores são responsáveis pela manutenção do veado-catingueiro em ambientes agrícolas, se estende à definição de estratégias mais eficientes de conservação e manejo em longo prazo, além de evitar que este cervídeo entre para a lista de espécies ameaçadas do Brasil.

OBJETIVOS

Objetivos Principais:

- Identificar as principais variáveis correlacionadas positiva e negativamente com a probabilidade de detecção e ocupação da paisagem pelo veado-catingueiro na região de estudo.
- Quantificar e comparar a probabilidade de ocupação, pelo veado-catingueiro, da paisagem de Unidade de Conservação com a de remanescentes de Cerrado existentes em propriedade privada e em áreas de produção (plantios de *Pinus* e *Eucalyptus*) do nordeste de São Paulo;
- Analisar a importância relativa de cachorros domésticos como variáveis preditoras da probabilidade de ocupação da paisagem pelo *M. gouazoubira*.

Objetivos Secundários:

- Investigar a possível ocorrência de *M. americana* na região de estudo.
- Comparar o período de atividade dentro e fora de unidades de conservação;

DESENVOLVIMENTO

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de estudo

O projeto foi desenvolvido em três paisagens com remanescentes significativos de Cerrado nos municípios de Luiz Antônio, São Simão, Altinópolis e Cajuru, no nordeste do estado de São Paulo. A escolha destas paisagens foi devida à presença de significativos remanescentes de vegetação nativa (Cerrado), bem como a presença de diferentes fatores antrópicos (e.g. estradas de terra, presença de cachorros domésticos, construções humanas) e significativa heterogeneidade (e.g. diferentes plantios e ambientes). A primeira paisagem está localizada no município de Luiz Antônio e contém a Estação Ecológica de Jataí (EEJ) e a Estação Experimental de Luiz Antônio (EELA) e seu entorno, composto por plantios de *Eucalyptus* e *Pinus*, bem como por outras culturas agrícolas, principalmente cana-de-açúcar. As outras duas paisagens são compostas por Áreas de Preservação Permanente (APPs) e reservas legais, além de uma unidade de conservação de uso sustentável, circundadas por áreas de produção de *Eucalyptus* e *Pinus* localizadas em duas regiões: Fazenda Cara Preta (FCP), localizada no município de São Simão e Fazenda Dois Córregos (FDC) e Floresta Estadual de Cajuru (FEC), ambas localizadas nos municípios de Altinópolis e Cajuru (Figura 2). A EEJ, EELA e a FEC são unidades de conservação administradas pelo Instituto Florestal de São Paulo, enquanto que a FCP e a FDC pertencem a International Paper do Brasil Ltda (IP).

Segundo a classificação de Köppen, o clima da região de Luiz Antônio e São Simão é do tipo Aw, definido como tropical úmido com estação chuvosa no verão (outono a março) e seca no inverno (abril a setembro). A média das temperaturas mínimas e máximas é de 16°C e 28,7°C, respectivamente, com precipitação pluvial média anual de 1493 mm (CEPAGRI, 2015). Para as regiões de Altinópolis e Cajuru, o clima da região é do tipo Cwa, definido como tropical de altitude com estação chuvosa no verão (outono a março) e seca no inverno (abril a setembro). A média das temperaturas mínimas e máximas é de 14,4°C e 27,3°C, respectivamente, com precipitação pluvial média anual de 1454 mm (CEPAGRI, 2015).

Figura 2 – Localização das áreas de estudo e seus respectivos entornos no nordeste do estado de São Paulo, Brasil.

Estação Ecológica de Jataí (EEJ). Área administrada pela Fundação Florestal de São Paulo. Está localizada no município de Luiz Antônio ($21^{\circ}30'S$; $47^{\circ}50'W$) (Figura 3). Outrora com 4532 ha, em 2002 (Decreto lei 47.096/SP de 18 de setembro de 2002) a estação teve sua área ampliada para 9010 ha divididos em três glebas, tornando-se a partir de então a maior área de preservação do Cerrado no estado de São Paulo (Toppa, 2004; Fundação Florestal, 2011). A fitofisionomia predominante é o Cerradão, que ocupa 60,7% da área total da EEJ, seguidos por áreas de Cerrado em regeneração (19,5%), anteriormente sob cultura de *Eucalyptus* spp ou *Pinus* spp, e por Mata Mesófila Semidecídua (13,6%), além de outras fitofisionomias menos expressivas como Várzeas, Cerrado senso estrito, Campo sujo e áreas de reflorestamento de *Eucalyptus* e de *Pinus* (Toppa, 2004; Figura 3). Adjacente à EEJ encontra-se a Estação Experimental de Luiz Antônio (EELA), com 1725 ha destinados aos plantios de *Eucalyptus* spp e *Pinus* spp sob administração da Fundação Florestal de São Paulo (Leonel et al. 2010). O entorno da EEJ e EELA é caracterizado pelo predomínio de extensas áreas de monoculturas de cana-de-açúcar e de silvicultura e, em menor proporção, por plantações de *Citrus* e pastagens (Shida & Pivello, 2002). A presença do veado-catingueiro,

bem como de outras espécies de mamíferos como o cervo-do-pantanal, a onça-parda, o lobo-guará, a jaguatirica, o cateto e, recentemente, a anta, foi confirmada por vários autores, demonstrando que a área ainda detém uma fauna relativamente rica (Mantovani, 2001; Neri, 2004; Prada, 2004; Lyra-Jorge, 2007, Rodrigues et al. 2014a).

Figura 3 - Mapa das fisionomias encontradas na Estação Ecológica de Jataí (EEJ) e na Estação Experimental de Luiz Antônio (EELA) e em seu entorno de 5 km. Detalhes do mapeamento realizado neste estudo são apresentados na seção “Caracterização da paisagem de estudo”.

Remanescentes de Cerrado da International Paper do Brasil Ltda (IP). Esta empresa possui 72 mil hectares de florestas de *Eucalyptus* no estado de São Paulo, destinadas à produção de papel e celulose e 24 mil hectares de florestas nativas destinadas à preservação nos municípios de Mogi Guaçu, Brotas, Luiz Antônio e Altinópolis (São Paulo). Neste estudo foram amostradas as áreas de APPs, de reserva legal e entorno de duas fazendas desta empresa, uma localizada no município de São Simão, a Fazenda de Alto Valor de Conservação Cara Preta (“Fazenda Cara Preta”; FCP), com 5334 ha (788 ha dos quais em processo de regeneração; Figura 4) e outra localizada no município de Altinópolis, Fazenda de Alto Valor de Conservação Dois Córregos (“Fazenda Dois Córregos”; FDC), com 2017 ha (Figura 5). Estas áreas de vegetação nativa estão espalhadas ao longo de córregos e riachos imersos em uma matriz onde predomina o plantio de eucalipto.

Figura 4 - Mapa das fisionomias encontradas na Fazenda Cara Preta (FCP) e em seu entorno de 5 km. Detalhes do mapeamento realizado neste estudo são apresentados na seção “Caracterização da paisagem de estudo”.

Floresta Estadual de Cajuru (FEC). Sob administração do Instituto Florestal de São Paulo, está localizada nos municípios de Altinópolis e Cajuru, no nordeste do estado de São Paulo (Figura 5). Possui área total de 1909 ha, dos quais cerca de 1000 ha são de plantios de *Pinus* spp e cerca de 900 ha são de vegetação nativa (APPs) e de Cerrado em regeneração (sobre plantações abandonadas de *Pinus* spp). Esta área é contígua à Fazenda Dois Córregos, da IP.

Figura 5 - Mapa das fisionomias encontradas na Fazenda Dois Córregos (FDC) e Floresta Estadual de Cajuru (FEC) e em seu entorno. Detalhes do mapeamento realizado neste estudo são apresentados na seção “Caracterização da paisagem de estudo”.

Delineamento amostral

A priori, o delineamento amostral deste estudo foi baseado em um projeto que verificou a probabilidade de ocupação do tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) na mesma área de estudo. Para tanto, cada uma das três cenas de paisagem de estudo foi dividida em quadrantes de 200 ha (1,4 km x 1,4 km), posicionando cada armadilha fotográfica no centro de cada quadrante ou o mais próximo possível para maximizar a independência espacial das unidades amostrais. A escolha deste tipo de delineamento refere-se à possibilidade de se amostrar diferentes tipos de ambientes em toda a área de estudo. No entanto, cabe ressaltar que em função da dificuldade de posicionar a armadilha fotográfica nos plantios de cana-de-açúcar, foi decidido instalá-las em árvores presentes em remanescentes de vegetação nativa localizadas dentro destes plantios, com a armadilha fotográfica voltada para a cana-de-açúcar. Além disso, tendo em vista que as áreas dentro dos perímetros das paisagens de estudo (EEJ, EELA, FCP, FDC e FEC) são mais restritas do que fora delas (entornos), todos os sítios amostrais dentro dos perímetros foram amostrados, enquanto que fora deles foi realizado um sorteio entre os sítios disponíveis. Dessa forma, foi alocado aleatoriamente um total de 208 sítios amostrais (Tabela 1).

Tabela 1 - Quantidade de sítios amostrais (+esforço amostral = armadilhas/dia) nas áreas de estudo.

Área de estudo	Sítios amostrais		
	Dentro de UC	Fora de UC	Total
EEJ+EELA	53 (1590)	52 (1560)	105 (3150)
FCP	0 (0)	53 (1590)	53 (1590)
FDC+FEC	10 (300)	40 (1200)	50 (1500)
Total	63 (1890)	145 (4350)	208 (6240)

O entorno amostrado pelas armadilhas foi definido por um *buffer* com diâmetro de 2598m a partir dos perímetros das unidades de conservação e/ou áreas particulares, o que permitiu amostrar uma extensão de entorno suficiente para englobar áreas de vida totais de indivíduos que habitam ao redor dessas áreas (área de vida média de *M. gouazoubira* é de 110 hectares; Santos-Junior, 2013).

Coleta de dados

Mazama gouazoubira

Foram utilizadas 18 armadilhas fotográficas digitais Reconyx® HC500 HyperFire, afixadas entre 40 – 60 cm do solo, posicionadas em bordas de mata e no interior da floresta, assim como em estradas não pavimentadas com pouco fluxo de veículos. Não foram utilizadas iscas atrativas. As armadilhas foram programadas para funcionamento contínuo (24 horas/dia) por 30 dias consecutivos, com um esforço amostral total de 6240 armadilhas/dia. O escopo temporal do estudo abrangeu seis meses consecutivos, de abril a setembro de 2013 e 2014. A escolha desse escopo temporal foi devido ao número limitado de armadilhas fotográficas, bem como a escolha de se amostrar a área de estudo durante a época seca do ano, o que diminuiu as chances de mau funcionamento das armadilhas fotográficas. No primeiro ano, foi amostrada a paisagem da EEJ/EELA (Figura 3) e no segundo ano foram amostradas às demais paisagens (Figura 4 e 5). Buscou-se distribuir igualmente o esforço amostral entre interior de vegetação/plantios e em trilhas/estradas de terra. A cada 30 dias, uma visita à área de estudo era realizada para manutenção das câmeras, troca dos cartões de memória e de baterias e para realocação dos pontos amostrais (Figura 6). Algumas câmeras foram danificadas por pessoas ou formigas e, conseqüentemente, esses sítios amostrais foram excluídos das análises ou re-amostrados no mês seguinte. As coordenadas geográficas de todas as armadilhas fotográficas foram registradas por meio de receptores GPS (GPS Garmin 60CSx e 62 S).

Figura 6 - Instalação e fixação das armadilhas fotográficas em troncos de árvores. A – Câmera sendo acorrentada e etiquetada; B – Etiqueta presa junto à câmera contendo informações que visaram diminuir as chances de furto ou dano por terceiros.

Caracterização da paisagem de estudo

O mapeamento do uso e cobertura do solo das áreas de estudo ocorreu por meio da classificação e interpretação de imagens de sensoriamento remoto, com o auxílio de ortofotocartas do ano de 2010 (Instituto Geográfico Cartográfico de São Paulo - IGC), além de visitas a campo de forma a complementar às classificações. O processamento digital das imagens foi realizado através do programa de sistema de informações geográficas, ArcMap v.10.1 (ESRI, 80 New York Street, Redlands, CA, EUA) (Esri, 2011) com algumas operações realizadas no Quantum GIS v.2.2 (Quantum GIS Development Team, 2015). A partir desses dados, para cada sítio amostrado pelas câmeras, foi realizado o cálculo das métricas de distâncias mínimas além da criação de um *buffer* com raio de 564 m (círculo com, aproximadamente, 100 ha de área), tamanho este próximo à área de vida média do veado-catingueiro para a quantificação das classes de uso e a cobertura do solo da paisagem desse estudo (Tabela 2). Para a obtenção dos dados climáticos foi utilizado o banco de dados do Instituto Nacional de Meteorologia – INMET (INMET, 2013) e dados disponibilizados pela IP.

Tabela 2 - Proporção das classes de uso utilizadas neste estudo para cada área de estudo.

Área de estudo	Área (ha)	Silvicultura (%)	Floresta nativa (%)	Cana-de-açúcar (%)	Campos (%)	Outros (%)
EEJ+EELA	35399,3	13,9	34,3	35,0	11,9	5,0
FCP	39793,6	44,0	17,6	10,1	16,6	11,7
FDC+FEC	19827,0	29,0	18,0	22,8	22,4	7,7
Todas as paisagens	95019,9	29,7	23,9	22,0	16,0	8,4

Modelagem da probabilidade de ocupação

A modelagem da probabilidade de ocupação é um protocolo que pode ser usado tanto com evidências diretas (e.g. registros fotográficos, o que se aplica a este estudo), como com evidências indiretas (e.g. pegadas e fezes). Para tanto, essa modelagem estima, simultaneamente, um parâmetro denominado ocupação (probabilidade de um sítio ser ocupado pela espécie alvo) e um parâmetro denominado detecção (probabilidade de detectar a espécie alvo dado que ela está presente) (Linkie et al. 2007; McShea et al. 2009; O'Connell & Bailey, 2011). Esta separação é importante, pois muitas espécies, particularmente as mais

raras, embora presentes, podem não ser detectadas pelo pesquisador, gerando falsas ausências. Isto cria uma fonte adicional de variação, muitas vezes não controlada, nas estimativas e nas análises de preferência de hábitat (MacKenzie et al. 2006; O'Connell & Bailey, 2011). Este método se baseia na idéia de que as mudanças de proporção de área ocupada por uma determinada espécie estão correlacionadas com mudanças no seu tamanho populacional (MacKenzie et al. 2004, 2006). Os modelos de ocupação estimam os parâmetros de probabilidade de detecção (p) e probabilidade de ocupação (ψ), usando dados de presença e ausência em múltiplas visitas a um conjunto de sítios de amostragem. A escolha deste protocolo está relacionada à obtenção de estimativas confiáveis, pois permitem obter estimativas ajustadas das populações através da estimativa da incerteza (variação da probabilidade de detecção), bem como da possibilidade por meio dessa abordagem de identificar que variáveis são estatisticamente relacionadas à probabilidade de ocupação como, por exemplo, diferentes tipos de vegetação, extensão de área coberta por vegetação nativa, distância de fontes de perturbação, etc. (MacKenzie et al. 2006; Linkie et al. 2007; McShea et al. 2009). Portanto, o parâmetro probabilidade de ocupação é a variável resposta de interesse neste estudo.

Variáveis preditoras

Em cada sítio amostral, variáveis de sítio (i.e. habitat) e variáveis de amostragem (i.e. temperatura) foram quantificadas (i.e. seção caracterização da paisagem) para serem utilizadas nos modelos de ocupação e de detecção, respectivamente (Tabela 3 e 4). Foram selecionadas variáveis que potencialmente afetam o uso e seleção do ambiente pelo veado-catingueiro com base em descrições encontradas na literatura (Black-Décima et al. 2010; Duarte, 1996; Putman, 1988) e através da experiência prévia da equipe de campo deste trabalho, sendo elas:

- (1) Abundância relativa de cachorro doméstico: refere-se à abundância relativa de cachorros domésticos ou ferais em cada sítio amostral. Os cachorros domésticos ou ferais representam um sério risco à sobrevivência dos indivíduos de veado-catingueiro, muitas vezes utilizados também como ferramentas para a caça (Duarte & Gonzalez, 2010). Hipótese (1): a probabilidade de ocupação da paisagem no entorno

das câmeras pelo veado-catingueiro será tanto menor quanto maior for a abundância relativa de cachorros domésticos em cada sítio amostral;

(2) Distância mínima (metros) das estradas de terra: refere-se a uma variável que mensura a participação das estradas de terra na ocupação do veado-catingueiro. Algumas espécies frequentemente utilizam mais estradas de terra do que outras (e.g. carnívoros) (Trolle & Kéry 2005, Srbeek-Araujo & Chiarello, 2013), no entanto, não se sabe ainda, como o veado-catingueiro responde à presença dessas estradas. Alguns autores citam que o veado-catingueiro evita estradas de terra (Srbeek-Araujo & Chiarello, 2013), enquanto outros sugerem a utilização das mesmas (Alves et al. 2012; Rodrigues et al. 2014b). Tendo em vista que predadores naturais (onças) parecem se deslocar mais por estradas de terra do que fora dela, o que possivelmente também deva ocorrer com os cães domésticos. Hipótese (4): a ocupação da paisagem no entorno da câmera pelo veado-catingueiro será tanto maior quanto maior for a distância das estradas de terra.

(3) Distância mínima (metros) de construções humanas: refere-se a uma variável que mensura a participação da presença humana na ocupação do veado-catingueiro. Com o crescimento demográfico no entorno das UCs e suas atividades relacionadas, bem como o aumento nas taxas de desmatamento, do consumo humano de recursos naturais e de cachorros, grande parte das espécies estão sob sérios riscos de ameaças nesse contexto (Wittemyer et al. 2008; Silva-Rodriguez et al. 2010). Mesmo o veado-catingueiro apresentando grande plasticidade ecológica, a caça ilegal e a presença de cachorros representam uma das principais ameaças à espécie (Duarte & Reis, 2012). Hipótese (5): a ocupação da paisagem no entorno da câmera pelo veado-catingueiro será tanto maior quanto maior for a distância das construções humanas.

(4) Distância mínima (metros) dos cursos d'água: refere-se a uma variável que mensura a participação dos cursos d'água na ocupação do veado-catingueiro. Alguns autores citam que existe uma estreita relação de algumas espécies do gênero *Mazama* com a água, embora isto não seja um padrão encontrado para todas as espécies; não há informações para o veado-catingueiro (Vogliotti, 2008; Duarte & Gonzalez, 2010). Hipótese (3): a ocupação da paisagem no entorno da câmera pelo veado-catingueiro será tanto maior quanto menor for a distância de cursos d'água.

(5) Proporção (%) de floresta nativa: refere-se a uma variável que mensura a participação da vegetação nativa florestal na ocupação do veado-catingueiro. Esta variável representa 23,9% do total de cobertura do solo (todas as paisagens somadas) e inclui apenas a categoria “Floresta Nativa”. Essa categoria refere-se a áreas com fisionomias florestais de Cerradão, Floresta Estacional Semidecídua e Mata Ciliar. Embora o veado-catingueiro esteja apenas de forma ocasional no interior de algumas florestas mais densas (Vogliotti, 2003), a cobertura do dossel, a densidade e a diversidade de arbustos, são fatores importantes para a manutenção do veado-catingueiro em sua área de vida (Black Décima et al. 2010). Além disso, alguns autores sugerem que sua manutenção em ambientes agrícolas só é possível em função da presença de fragmentos florestais e/ou matas ciliares (Pinder & Leeuwenberg, 1997; Rodrigues et al. 2014b). Hipótese (7): a ocupação da paisagem no entorno da câmera pelo veado-catingueiro será tanto maior quanto maior for a proporção de florestas nativas.

(6) Proporção (%) de campos: refere-se a uma variável que mensura a participação de campos (áreas sem cobertura florestal) na ocupação do veado-catingueiro. Esta variável representa 16% do total de cobertura do solo (todas as paisagens somadas) e inclui as categorias “áreas abertas”, “áreas em regeneração”, “Cerrado senso estrito” e “várzea”. Essa categoria refere-se a fisionomias não florestais, sem cobertura de dossel, que representam um contínuo de impactos sob pressões antrópicas (e.g. áreas abertas) ou não (e.g. cerrado senso estrito). Alguns autores sugerem que o veado-catingueiro evita fortemente áreas abertas, principalmente devido ao aumento nos riscos de predação e por se tratar de uma espécie naturalmente elusiva (Pinder & Leeuwenberg, 1997, Black-Décima et al. 2010). No entanto, pouco se sabe se o mesmo acontece em uma paisagem agrícola. Hipótese (8): a ocupação da paisagem no entorno da câmera pelo veado-catingueiro será tanto maior quanto menor for a proporção de campos.

(7) Proporção (%) de silvicultura: refere-se a uma variável que mensura a participação das áreas florestais de silvicultura na ocupação do veado-catingueiro. Esta variável representa 29,7% do total de cobertura do solo (todas as paisagens somadas) e

inclui as categorias “Eucalipto”, “Pinus” e “Silvicultura abandonada”. Essa categoria refere-se a fisionomias florestais heterogêneas de plantios de silvicultura, sob manejo intensivo ou não. Alguns estudos já evidenciaram a presença do veado-catingueiro nessas áreas de plantios (Alves et al. 2012, Timo et al. 2014), no entanto, não se sabe qual a influencia desses ambientes na escolha do habitat pela espécie. Hipótese (9): a ocupação da paisagem no entorno da câmera pelo veado-catingueiro será tanto maior quanto maior for a proporção de silvicultura.

(8) Proporção (%) de cana-de-açúcar: refere-se a uma variável que mensura a participação das áreas de plantios de cana-de-açúcar na ocupação do veado-catingueiro. Esta variável representa 22% do total de cobertura do solo (todas as paisagens somadas) e inclui apenas a categoria “Cana-de-açúcar”. Embora alguns estudos tenham evidenciado a presença do veado-catingueiro nessas áreas de plantios, sugerindo também a possibilidade dos animais estarem buscando fonte alimentar a partir dos brotos de plantas daninhas que nascem nas entrelinhas da cana (Lyra-Jorge & Pivello, 2005; Dotta & Verdade, 2007; Rodrigues et al. 2014b), acredita-se que estas áreas sejam preteridas pela espécie. Hipótese (10): a ocupação da paisagem no entorno da câmera pelo veado-catingueiro será tanto maior quanto menor for a proporção de cana-de-açúcar.

(9) Grau de proteção: refere-se a uma variável binária sendo que “0” refere-se a áreas oficialmente protegidas pelo poder público (EEJ/EELA/FEC) e “1” refere-se as demais áreas (entornos/FCP/FDC). Áreas oficialmente protegidas têm restrições de uso, o que favorece uma situação de menor risco à fauna nativa (Watson et al. 2014). Hipótese (10): a ocupação da paisagem no entorno da câmera pelo veado-catingueiro não será diferente dentro de áreas protegidas e do seu entorno.

Tabela 3 - Variáveis preditoras utilizadas para modelar ocupação do veado-catingueiro no nordeste do estado de São Paulo, Brasil, 2013–2014. A descrição de variável marcada com (*) é apresentada na seção Material e Métodos, Análise dos dados.

Tipo de Variável	ID	Tipo		Descrição
Variável de sítio				
Abundância de cachorros	Cao	Contínua		Abundância relativa calculada via Royle & Nichols et al. 2003*
Distância de estrada de terra	Destr	Contínua	(m)	Distância mínima
Distância de construções	Dedif	Contínua	(m)	Distância mínima
Distância de cursos d'água	Dagua	Contínua	(m)	Distância mínima
Proporção de floresta nativa	FN	Contínua	(ha)	Proporção dentro de 100 ha de <i>buffer</i>
Proporção de campos	Campo	Contínua	(ha)	Proporção dentro de 100 ha de <i>buffer</i>
Proporção de silvicultura	Silv	Contínua	(ha)	Proporção dentro de 100 ha de <i>buffer</i>
Proporção de cana-de-açúcar	Cana	Contínua	(ha)	Proporção dentro de 100 ha de <i>buffer</i>
Grau de Proteção	GP	Categórica	(binário)	0: unidades de conservação (EEJ/EELA/FEC); 1: áreas não protegidas (entornos/FCP/FDC)

Para modelagem de detecção (p) foram utilizadas sete covariáveis que podem influenciar a chance de um indivíduo desta espécie, quando presente, ser ou não registrado pelas câmeras, bem como potencialmente alterar a *performance* das câmeras (Mackenzie et al. 2006; Linkie et al. 2007; Srbek-Araujo & Chiarello, 2013)(Tabela 4), sendo elas: (1) localização da câmera: posicionamento da câmera na estrada de terra ou fora delas; (2) temperatura: variação climática existente durante o período de estudo; (3) precipitação: quantidade de precipitação durante o período de estudo; Proporções (Tabela 3): (4) de floresta nativa, (5) de silvicultura e (6) de campo; (7) Ano: ano de amostragem.

Tabela 4 - Variáveis utilizadas para modelar a detecção do veado-catingueiro no nordeste do estado de São Paulo, Brasil, 2013–2014.

Paulo, Brasília, 2015–2014.				
Tipo de Variável	ID	Tipo		Descrição
Variável de amostragem				
Localização da câmera	Cam_Estr	Categórica	(binário)	0: fora da estrada; 1: na estrada
Temperatura	Temp	Contínua	(°C)	Temperatura média (30 dias)
Precipitação	Chuva	Continua	(mm)	Precipitação total (30 dias)
Ano	Ano	Categórica	(binário)	0: 1º ano; 1: 2º ano

Análise dos dados

Detectabilidade e modelos de ocupação

Para a análise da probabilidade de ocupação utilizamos os modelos de ocupação (MacKenzie et al. 2002) de estação única (“single-season occupancy modelling”; MacKenzie et al. 2006). Estes modelos consideram que as populações presentes em cada sítio amostral estão demograficamente fechadas às alterações no estado de ocupação do local durante o período de amostragem, isto é, o modelo assume que não há nascimentos, mortes ou migrações de modo a manter a população constante em tamanho, composição e ocupação durante o período de estudo (MacKenzie et al. 2002). O parâmetro de ocupação também é considerado constante ao longo do tempo, não sendo possível modelá-lo em função de variáveis temporais, como os diferentes momentos dos plantios de cana-de-açúcar, por exemplo. Além disso, o modelo assume que as espécies nunca são falsamente detectadas em um local quando ausentes. No entanto, a dificuldade em não detectar uma espécie não implica na sua ausência, pois a espécie poderia estar presente e apenas não foi detectada. Para locais onde a espécie foi detectada em pelo menos uma ocasião de captura, é possível afirmar que a espécie está presente no local e pode ou não ser detectada em cada ocasião de amostragem. O modelo assume ainda que cada ponto amostral seja independente dos outros pontos amostrais (MacKenzie et al. 2002).

As histórias de captura a partir de dados de presença e ausência foram construídas para cada ponto amostral usando uma “Matriz-X” a partir de ocasiões de captura constituídas por cinco dias consecutivos (i.e. 000000: sem detecção; 010001: com detecção em diferentes ocasiões) (Otis et al. 1978, Mackenzie & Royle, 2005). A estimativa do parâmetro de probabilidade de ocupação (ψ) do veado-catingueiro foi modelada em função das variáveis de sítio afetando a presença e ausência da espécie, considerando as variáveis de amostragem que afetam a probabilidade de detecção (p) (MacKenzie et al. 2006). Para tanto, foi utilizado todo o conjunto de dados (208 sítios amostrais) para rodar os modelos de detecção e ocupação do veado-catingueiro usando o pacote "Unmarked" (Fiske e Chandler, 2010) e "Mumin" no programa R (R Core Team, 2014) e o programa MARK v.8.6. A modelagem foi feita em duas etapas, sendo a probabilidade de detecção (p) modelada na primeira etapa e a probabilidade de ocupação modelada na segunda etapa. Assim, foi considerado o seguinte conjunto de modelos candidatos:

- (1) Primeira etapa: para modelar a probabilidade de detecção, o modelo mais simples, que assume detecção constante ($p(.)$) foi contrastado com modelos contendo cada uma das covariáveis de amostragem acima descritas (MacKenzie, 2006; Perry *et al.* 2011), mantendo o parâmetro de ocupação constante e com todas as covariáveis, $p(\text{variável})\psi(\text{global})$;
- (2) Segunda etapa: para modelar a probabilidade de ocupação, o modelo mais simples, que assume ocupação constante ($\psi(.)$) foi contrastado com modelos contendo cada uma das covariáveis de sítio acima descritas (MacKenzie, 2006; Perry *et al.* 2011), mantendo o melhor modelo de detecção constante, $p(\text{melhor_cte})\psi(\text{variável})$.

Particularmente para a variável de abundância do cachorro doméstico, foi realizada uma análise de abundância relativa a partir de um parâmetro denominado lambda (λ) encontrado nos modelos de Royle & Nichols (2003), modificados a partir dos modelos de ocupação. O protocolo e a estratégia utilizados se para fazer essa análise foram os mesmos utilizados na modelagem de ocupação, com diferença apenas nos parâmetros estimados, sendo eles: (r) e (λ). Esses modelos de abundância consideram que a variação na probabilidade de detecção (r) é causada pela variação na abundância (λ) dos indivíduos entre sítios. Assim, essa variação no (λ) foi interpretada como sendo a diferença da intensidade de uso em cada sítio pelo cachorro doméstico (i.e. determinados sítios são mais utilizados que outros em função da maior abundância relativa dessa espécie nestes locais), o que permite que a abundância em cada sítio seja modelada e estimada (Royle & Nichols, 2003). Dessa forma, esses valores estimados foram utilizados na variável “Cao” nos modelos de ocupação da paisagem pelo veado-catingueiro.

A seleção entre os modelos candidatos, nos modelos de detecção (p), ocupação (ψ) e abundância (λ), foi realizada por meio do Critério de Informação de Akaike corrigido (AICc) (AIC corrigido para pequeno tamanho amostral). Esse critério também foi utilizado para calcular a importância relativa (*Akaike weights*) das variáveis nos modelos candidatos (Burnham & Anderson, 2002). Os modelos considerados com valores $\Delta\text{AICc} < 2$ são aqueles com substancial suporte, sendo que o modelo mais parcimonioso para os dados observados foi utilizado para estimar a probabilidade de ocupação final do veado-catingueiro (com erros padrão, EP) e precisão do modelo (CV: estimativa (EP)/estimativa(prob.Ocupação) x 100). Em situações onde houve uma série de modelos candidatos, uma técnica denominada *model averaging* (i.e. média ponderada com base nos pesos dos modelos) foi utilizada para estimar

os betas e a ocupação final destes modelos múltiplos (Burnham e Anderson, 2002). Verificou-se também se havia correlações entre as variáveis independentes por meio de uma matriz de correlação de Pearson e não foram utilizadas variáveis correlacionadas (0,60). Avaliou-se também a precisão dos modelos globais através do *goodness-of-fit test* com 1000 aleatorizações paramétricas, sendo que valores com $c\text{-hat}$ (parâmetro de sobre-dispersão) próximos a 1,0 indicam bons modelos (Burnham & Anderson 2002, MacKenzie et al. 2006).

Atividade circadiana do veado-catingueiro dentro e fora de UCs

Para avaliação temporal do veado-catingueiro dentro e fora de unidades de conservação na área de estudo, as fotografias da espécie foram distribuídas em 24 intervalos de uma hora, de acordo com o horário de obtenção de cada fotografia. Para evitar correlações, foram consideradas independentes as fotos tomadas em intervalos mínimos de uma hora entre si (Linkie & Ridout, 2011). Esse critério foi empregado tanto no cálculo de índices quanto na análise do padrão de atividade diária da espécie. A atividade do veado-catingueiro foi classificada em três categorias: (1) diurna (atividade entre 1h após o nascer do sol e 1h antes do pôr do sol); noturna (atividade entre 1h após o pôr do sol e 1h antes do nascer do sol) e crepuscular (atividade entre 1h antes e depois do nascer e pôr do sol). Nós determinamos o momento exato do pôr e nascer do sol usando as informações disponíveis no sítio Time and Date (2015).

Para verificar se o padrão de atividade circadiano apresentou uma distribuição uniforme ao longo do dia (padrão de atividade catemeral - diurno e noturno), adotou-se o *Rayleigh test* do programa Oriana 4.0 (Kovach Computing Services, 2011). O padrão catemeral foi definido quando uma distribuição circular uniforme dos registros em torno do relógio foi encontrada (Oliveira-Santos et al. 2010). Quando não encontrado um padrão catemeral, a atividade da espécie, então, foi classificada como: noturna (> 70% de registros à noite), noturna-crepuscular (45-70% dos registros durante a noite e >20% crepuscular), crepuscular-diurna (<45% de registros durante a noite e >20% crepuscular) ou diurna (<45% de registros durante a noite e <20% crepuscular). Para comparar as proporções de atividades diurnas, noturnas e crepusculares entre as áreas foi utilizado o Teste G (Oliveira-Santos et al. 2010).

RESULTADOS

Um total de 176 fotos de veado-catingueiro foram registradas e consideradas independentes a partir de intervalos mínimos de uma hora entre si. Tendo em vista o número total de 208 sítios amostrais, o veado-catingueiro foi detectado em 75 (ocupação inicial de 36%) e não foi detectado em 133 sítios amostrais (64%) (Figura 7 e 8). Já em relação à espécie *M. americana*, historicamente também presente na região de estudo, não foi encontrada nenhuma fotografia que confirmasse sua presença nessa área.

Figura 7 - Pontos amostrados pelas armadilhas fotográficas nas três paisagens de estudo indicando os locais onde o veado-catingueiro foi detectado (pontos coloridos) ou não detectado (pontos pretos).

Considerando as seis ocasiões por sítio ao longo do período de amostragem (30 dias), o veado-catingueiro foi raramente detectado. Do total de 75 sítios com a presença da espécie, o veado foi detectado em apenas uma das seis ocasiões amostrais (i.e. 100000) em 57% dos sítios (43/75), em 24% (18/75) em apenas duas ocasiões (i.e. 110000), em 8% (6/75) em três ocasiões (i.e. 111000), em 8% (6/75) em quatro ocasiões (i.e. 111100) e em 3% (2/75) sua presença foi detectada em cinco ocasiões (i.e. 111110). Consequentemente, a soma do número total de ausências (i.e. “0”s) e a soma do número total de presenças (i.e. “1”s) foram iguais a 1.117 e 131, respectivamente. Neste contexto, em 64 históricos de captura potenciais, obteve-se 30 diferentes históricos de captura, com 60% (18/30) deles contendo apenas um único registro da espécie por histórico.

Figura 8 - Registros de veado-catingueiro nas áreas de estudo.

Detectabilidade e modelos de ocupação

Para a variável “cao”, modelos de abundância relativa indicaram um forte efeito negativo do “Grau de Proteção” (importância relativa de 0,96 no conjunto total de modelos) sendo que o (λ) do cão-doméstico é menor dentro de áreas protegidas do que fora delas (Tabela 5).

Tabela 5 - Resultados dos modelos de abundância relativa para o cão-doméstico. Em azul estão os modelos igualmente plausíveis ($\Delta AIC \leq 2$). Beta: (+) = efeito positivo, (-) = efeito negativo e em branco = intervalo de confiança inclui o zero. K: número de parâmetros. AICc: Critério de Informação de Akaike para amostras pequenas. $\Delta AICc$: diferença entre os AICc, com base no melhor modelo ($\Delta AICc = 0$). W_i : peso das variáveis

Modelo	Beta	AICc	$\Delta AICc$	W_i	Verossimilhança	K	Deviance
{r(Cam_Estr)lam(GP)}	(-)	469,77	0,00	0,96	1,00	4	461,58
{r(Cam_Estr)lam(Campo)}		477,02	7,24	0,03	0,03	4	468,82
{r(Cam_Estr)lam(Dedif)}		479,19	9,42	0,01	0,01	4	471,00
{r(Cam_Estr)lam(FN)}		481,94	12,17	0,00	0,00	4	473,75
{r(Cam_Estr)lam(Destr)}		482,09	12,31	0,00	0,00	4	473,89
{r(Cam_Estr)lam(.)}		482,83	13,05	0,00	0,00	3	476,71
{r(Cam_Estr)lam(Dagua)}		483,38	13,60	0,00	0,00	4	475,18
{r(Cam_Estr)lam(Silv)}		484,75	14,98	0,00	0,00	4	476,56

Houve variação na detecção entre os sítios amostrais (probabilidade de detecção < 1), uma vez que o veado-catingueiro nem sempre foi detectado quando presente em um sítio amostral. Dessa forma, o melhor modelo de detecção para o veado-catingueiro foi o modelo com a variável “localização da câmera”, com probabilidade de detecção cerca de 70% maior ($p = 0,28$) quando as câmeras estavam alocadas fora de estradas de terra do que quando estavam nas estradas de terra ($p = 0,17$). Esse modelo foi o melhor ranqueado pelo ΔAIC , apresentando maior importância relativa no conjunto dos modelos ($W_i = 0,39$; Tabela 6).

Tabela 6 - Resultado dos modelos de detecção. Em azul estão os modelos igualmente plausíveis ($\Delta AIC \leq 2$). Beta: (+) = efeito positivo, (-) = efeito negativo e em branco = intervalo de confiança inclui o zero. K: número de parâmetros. AICc: Critério de Informação de Akaike para amostras pequenas. $\Delta AICc$: diferença entre os AICc, com base no melhor modelo ($\Delta AICc = 0$). W_i : peso das variáveis.

Modelo	Beta	AICc	$\Delta AICc$	W_i	Verossimilhança	K	Deviance
{psi(Global),p(Cam_Estr)}	(+)	800,51	0,00	0,39	1,00	12	774,91
{psi(Global),p(Campo)}	(-)	801,12	0,61	0,29	0,74	12	775,52
{psi(Global),p(.)}		804,12	3,61	0,06	0,16	11	780,77
{psi(Global),p(Silv)}		804,47	3,95	0,05	0,14	12	778,87
{psi(Global),p(Silv)}		804,47	3,95	0,05	0,14	12	778,87
{psi(Global),p(Ano)}		804,47	3,96	0,05	0,14	12	778,87
{psi(Global),p(Temp)}		804,64	4,13	0,05	0,13	12	779,04
{psi(Global),p(Chuva)}		806,14	5,63	0,02	0,06	12	780,54
{psi(Global),p(FN)}		806,24	5,73	0,02	0,06	12	780,64

O valor de ocupação inicial (36%), que assume $p = 1,0$, subestimou o valor da média dos modelos de ocupação em 25% (probabilidade de ocupação final média = 0,45 ($\pm 0,04$)), o que evidencia a necessidade de se incorporar a probabilidade de detecção para produzir estimativas de ocupação mais confiáveis. Contudo, o melhor modelo de ocupação para o veado-catingueiro ($\Delta AIC < 2$) foi o modelo contendo a variável silvicultura (Tabela 7), apresentando maior importância relativa no conjunto dos modelos ($W_i = 0,66$), indicando um forte efeito positivo deste ambiente na ocupação da espécie (Figura 9).

Tabela 7 - Resultado dos modelos de ocupação. Em azul estão os modelos igualmente plausíveis ($\Delta AIC \leq 2$). Beta: (+) = efeito positivo, (-) = efeito negativo e em branco = intervalo de confiança inclui o zero. K: número de parâmetros. AICc: Critério de Informação de Akaike para amostras pequenas. $\Delta AICc$: diferença entre os AICc, com base no melhor modelo ($\Delta AICc = 0$). W_i : peso das variáveis.

Modelo	Beta	AICc	$\Delta AICc$	W_i	Verossimilhança	K	Deviance
{p(Cam_Estr)psi(Silv)}	(+)	785,62	0,00	0,63	1,00	4	777,42
{p(Cam_Estr)psi(.)}		789,96	4,35	0,07	0,11	3	783,84
{p(Cam_Estr)psi(Dedif)}		790,27	4,65	0,06	0,10	4	782,07
{p(Cam_Estr)psi(FN)}		790,58	4,97	0,05	0,08	4	782,39
{p(Cam_Estr)psi(Dagua)}		791,44	5,83	0,03	0,05	4	783,24
{p(Cam_Estr)psi(Campo)}		791,58	5,96	0,03	0,05	4	783,38
{p(Cam_Estr)psi(Cana)}		791,61	5,99	0,03	0,05	4	783,41
{p(Cam_Estr)psi(Cao)}		791,76	6,15	0,03	0,05	4	783,57
{p(Cam_Estr)psi(Destr)}		791,90	6,28	0,03	0,04	4	783,70
{p(Cam_Estr)psi(GP)}		792,04	6,42	0,03	0,04	4	783,84

Figura 9 - Probabilidade de ocupação do habitat pelo veado-catingueiro (modelos preditos) em função da variável silvicultura. As barras verticais pretas correspondem ao intervalo de confiança (95%) e as barras azuis correspondem ao erro padrão das estimativas de ocupação.

A probabilidade de ocupação do veado-catingueiro dentro de unidades de conservação foi de 0,446 enquanto que fora delas foi de 0,452, o que indica uma ocupação da paisagem de forma semelhante dentro e fora de unidades de conservação. Todos os modelos apresentaram coeficiente de variação, tanto para a detecção quanto para a ocupação, abaixo de 20% e o $c-hat$ do modelo mais parametrizado $\{p(\text{Cam_Estr})\psi(\text{Global})\}$ foi igual a 0,65, ambos indicativos de um conjunto de bons modelos.

Atividade circadiana do veado-catingueiro dentro e fora de UCs.

Obteve-se um esforço total de 6240 armadilhas/dia com 176 fotos de veado-catingueiro, sendo 49 registros dentro das unidades de conservação (UC) e 127 registros fora delas. O veado-catingueiro apresentou distribuição circular uniforme ao longo das 24 horas (i.e. padrão de atividade catemeral), tanto dentro de UC ($Z=2,68$; $P=0,07$) quanto fora de UC ($Z=1,92$; $P=0,15$) (Figura 10).

Figura 10 - Distribuição de registros fotográficos do veado-catingueiro dentro e fora de UCs presente nas áreas de estudo entre abril e setembro de 2013 e 2014. As barras correspondem ao total de registros por hora do dia.

Considerando todos os registros juntos, o veado-catingueiro igualmente apresentou distribuição circular uniforme ao longo das 24 horas ($Z=1,64$; $P=0,20$) (Figura 11).

Figura 11 - Distribuição de registros fotográficos do veado-catingueiro em todas as paisagens nas áreas de estudo entre abril e setembro de 2013 e 2014. As barras correspondem ao total de registros por hora do dia.

DISCUSSÃO

A utilização de armadilhas fotográficas se mostrou bastante eficiente para a obtenção de dados do veado-catingueiro nas três áreas de estudo. A utilização dos modelos de ocupação da paisagem também se mostrou eficiente uma vez que permitiu obter estimativas confiáveis e ajustadas dessas populações através da estimativa da incerteza (variação da probabilidade de detecção) (Mackenzie et al. 2002). A utilização da variável “localização da câmera” (dentro e fora das estradas de terra) resultou no melhor modelo de detecção do veado-catingueiro, sendo que a espécie foi 65% mais detectada fora das estradas de terra do que em estradas de terra, mesmo com uma menor quantidade de armadilhas fotográficas alocadas fora das estradas (35%). A menor detecção do veado-catingueiro em estradas de terra pode ser devido à aversão da espécie por áreas abertas, o que reduz, por sua vez, sua exposição e o risco de predação (Black-Décima et al. 2010; Rodrigues et al. 2014b). Este resultado também se relaciona a aspectos comportamentais da espécie, que utiliza estradas de terra para atravessá-las (“atravessadores”) e não de forma a segui-las (“seguidores”) em função da maior utilização destas como rotas de deslocamento por grandes felinos e por cachorros domésticos, potenciais predadores, além do maior fluxo de pessoas e máquinas agrícolas, como observado nas áreas de estudo do presente trabalho, aumentando assim os riscos à espécie. De fato, a maior probabilidade de detecção do veado-catingueiro fora de estradas de terra, bem como o padrão de movimentação nestes locais, foi observado em diferentes estudos (Harmsen et al. 2010; Srbek-Araujo & Chiarello, 2013). Segundo estes autores, *Mazama* spp estão associadas aos cursos d’água e às bordas de florestas, o que corrobora a utilização de estradas de terra de forma oportunista, devido sua grande disponibilidade próxima ao seu hábitat.

Considerando os diferentes ambientes dentro de uma paisagem agrícola, houve um efeito positivo dos plantios de eucalipto e de pinheiro exótico na ocupação do veado-catingueiro. Uma possível explicação para isto pode estar relacionada à maximização do ganho energético e minimização do custo com a procura de alimento, além da redução do custo com a vigilância, comparativamente a outros ambientes imersos nesta paisagem. Dado alguns registros fotográficos do veado-catingueiro se alimentando em meio aos plantios de eucalipto, a utilização de itens alimentares pela espécie seria possível em função da regeneração natural de plantas herbáceo-arbustivas nativas presentes nesses locais. Dependendo da espécie de eucalipto plantada, bem como a idade dos plantios e vizinhança, o número de espécies nativas regeneradas no sub-bosque dessas plantações dentro das áreas de estudo pode variar de 51 até mais de 120 (Pereira-Silva, 2004; Nóbrega et al. 2008). Estudos

de dieta do veado-catingueiro apontam a presença de alguns gêneros de plantas (i.e. *Cordia* sp., *Baccharis* sp., *Vernonia* sp., *Jacaranda* sp., *Psycotria* sp.) como itens integrantes de sua dieta (Bodmer, 1989; Gayot et al. 2004; Richard & Juliá, 2001), sendo estas encontradas dentro de plantios de eucalipto e áreas regenerantes dentro das áreas de estudo (Pereira-Silva, 2004; Nóbrega et al. 2008), o que sugere a utilização dessas áreas em função do recurso disponível para a espécie. Da mesma forma que foi observado nesse estudo, Lyra-Jorge (1999), obteve registros do veado-catingueiro forrageando em meio aos plantios de eucalipto, assim como Lyra-Jorge & Pivello (2005), verificaram hábitos oportunistas de alimentação do veado-catingueiro em plantios de cana-de-açúcar a partir de plantas daninhas que nascem nas entrelinhas de cana ou mesmo brotos de cana, ambas na mesma área do presente trabalho, o que favorece sua manutenção em paisagens agrícolas.

A escolha de ambientes pelo veado-catingueiro também está associada à diminuição da probabilidade de encontro com predadores, sendo que a necessidade de ambientes florestais, que seriam utilizados como áreas de refúgio e descanso, é apontada como importante por diversos autores (Pinder, 1997; Black-Décima et al. 2010; Rodrigues et al. 2014b). Dessa forma, o efeito positivo na ocupação de plantios de silvicultura pelo veado-catingueiro pode estar relacionado à menor riqueza e abundância de predadores nestes locais quando comparados a outros ambientes (e.g. florestas nativas, cana-de-açúcar) e ao favorecimento tanto da fuga do veado-catingueiro como da detecção mais eficiente de seus predadores, reduzindo assim os riscos de predação nestes locais.

Diferentes estudos em plantações de eucaliptos em regiões próximas das nossas áreas de estudo no estado de São Paulo sugerem menor frequência de grandes e pequenos felinos e de cachorros domésticos em plantios de eucaliptos quando comparados a outros ambientes (Dotta, 2005; Silveira, 2005; Timo et al. 2014). Os resultados deste trabalho para a espécie *Canis familiaris* não sugere efeito da silvicultura neste potencial predador. Em um estudo paralelo (R.M.Paolino, dissertação de mestrado em elaboração), modelos gerados para a jaguatirica (*Leopardus pardalis*) indicaram menor abundância relativa deste felino nos eucaliptais, bem como influência negativa deste tipo de vegetação na ocupação da paisagem deste felino.

Por outro lado, mesmo que não detenham menor incidência ou abundância de predadores (Lyra-Jorge et al. 2008), essas florestas plantadas, por apresentarem grande espaçamento entre as árvores e ausência de sub-bosque denso, com exceção das áreas de silvicultura abandonada, poderiam favorecer tanto a fuga do veado-catingueiro como a detecção mais eficiente de seus predadores, reduzindo assim os riscos de predação. Nesse

sentido, é pertinente observar que Lagory (1987) verificou que o fato do veado *Odocoileus virginianus* visualizar seus predadores a longas distâncias em determinados ambientes, contribuiu para a redução nas taxas de predação e manutenção dessa espécie nestas áreas.

Sabe-se que os veados possuem estratégias de fuga extremamente eficientes (i.e. fuga rápida e veloz associada a uma enorme capacidade olfativa e auditiva) que os tornam uma presa difícil de ser abatida por grandes felinos. Ainda assim, os cachorros representam uma ameaça aos veados, pois a fisiologia muscular dos cervídeos os impede de realizar uma fuga demorada e persistente, sendo uma presa fácil para os cachorros (Black-Décima et al. 2010; Duarte & Reis, 2012). Mesmo quando não capturados pelos cachorros, os veados podem manifestar uma síndrome envolvendo o sistema músculo-esquelético e cárdio-respiratório, a miopatia de captura, que frequentemente leva os animais à morte horas ou dias após a perseguição (Catão-Dias & Camargo. 2010). No entanto, os resultados deste trabalho indicam que a abundância relativa do cachorro doméstico não influenciou a ocupação do veado-catingueiro. Uma hipótese provável é que a abundância de cães domésticos seja relativamente pequena nas áreas de estudo em comparação com outras áreas já estudadas. De fato, houve poucos registros da presença de cachorros (registro em $42/208 = 20\%$ dos pontos amostrados) nas áreas de estudo presentes no Cerrado, diferentemente do que já foi observado em alguns remanescentes na Mata Atlântica (Galetti & Sazima, 2006; Srbek-Araujo & Chiarello, 2008; Paschoal et al, 2008). Galetti & Sazima (2006) sugerem ainda que medidas de erradicação desses animais são extremamente necessárias nestas áreas para a sobrevivência de espécies nativas, dentre elas o veado-catingueiro (presa potencial). No entanto, além dos poucos registros de cachorros em todas as áreas de estudo, os modelos realizados com o cachorro apontam um efeito negativo na abundância relativa desta espécie nas unidades de conservação, resultando em uma diminuição das potenciais pressões de predação das populações de veados-catingueiro por esta espécie, neste contexto de paisagem.

Dado que a probabilidade de ocupação média nas áreas de estudo pelo veado-catingueiro foi de 0,45 ($\pm 0,04$), as populações da espécie estão relativamente bem distribuídas no Cerrado do estado de São Paulo. Apesar do resultado desta pesquisa não indicar um baixo valor para a ocupação do veado-catingueiro, a ausência de dados de outras áreas, sobretudo a respeito de ocupação em paisagens pouco alteradas, é um limitante para se apontar com segurança se a espécie está ou não bem neste contexto de paisagem. Isso porque se a espécie ocorrer naturalmente em áreas pouco alteradas em probabilidades muito acima da encontrada nesta pesquisa, como é o caso do Pantanal (probabilidade de ocupação do veado-catingueiro igual a 0,80; Oliveira-Santos, 2009), resultaria em uma notícia preocupante do ponto de vista

da conservação. Entretanto, no Cerrado do estado de São Paulo, nas áreas de estudo, existem alguns fatores que potencializam a manutenção do veado-catingueiro nesse contexto de paisagem, como a alta disponibilidade de recursos alimentares advindos de áreas nativas, plantios e áreas em regeneração, além da ausência de predadores, como a *Pantera onca* e de competidores, como a espécie *Mazama americana* (Talamoni et al. 2000, Leonel et al. 2010), bem como a reduzida taxa de caça ilegal no Cerrado, nas áreas de estudo, diferentemente do que acontece na Caatinga, por exemplo (Cruz et al. 2005).

A estimativa de ocupação encontrada para o veado-catingueiro também foi a mesma dentro de unidades de conservação e fora delas. Porém, a falta de diferença na ocupação dentro de UC e fora de UC pode ser um reflexo das condições do desenho experimental desta pesquisa, onde fora de UC é basicamente uma zona de amortecimento ou áreas adjacentes à APP e reserva legal. Dessa forma, a proporção de vegetação nativa, considerando todas as áreas de buffer de 5 km mapeadas, é de 40% (cerrados e florestas nativas), o que está acima do limiar de quantidade de habitat (cerca de 30% de habitat nativo) na qual as comunidades de mamíferos tendem a ser mais pobres e desestruturadas (Estavillo et al. 2013). Isso significa que em futuros estudos delineados para esta espécie, faz-se necessário levar em consideração ambientes sob maiores impactos antrópicos com menores proporções de vegetação nativa para o melhor entendimento do processo de ocupação do veado-catingueiro neste cenário. Apesar disso, diferentes autores já reportaram a ocorrência da espécie tanto dentro de áreas protegidas como fora delas, principalmente devido a seus hábitos generalistas (Dotta, 2005; Leonel et al. 2010; Alves et al. 2012; Rodrigues et al. 2014b). Sabe-se que as espécies generalistas são, normalmente, animais com grande mobilidade, hábeis para uso de diversos habitats e itens alimentares e o veado-catingueiro nesse contexto poderia estar se beneficiando da disponibilidade dessas diferentes fisionomias e da fragmentação de habitats, em função da ausência de grandes predadores e competidores diretos mais vulneráveis às mudanças ambientais. Estes novos ambientes, também poderiam ser ocupados por outros herbívoros, mas como se tratam de espécies com maiores requerimentos de habitat e com menor capacidade de se adaptar a ambientes muito alterados, o veado-catingueiro possui vantagem nesse processo.

Embora a caça ilegal seja amplamente difundida em muitas regiões do Brasil (e.g. Mata Atlântica, Amazônia) representando sérias ameaças a algumas espécies de veados (Duarte & Reis, 2012), os resultados deste trabalho indicam indiretamente que no Cerrado, nas áreas de estudo, a situação da caça ilegal parece diferente. Sabe-se que os veados desde a pré-história são caçados pelo homem para fins estéticos, religiosos, econômicos, sociais e

representam um dos principais recursos/“prêmios” utilizados nas sociedades tradicionais brasileiras (Putman, 1988; Vogliotti, 2003). Com isso, espera-se que populações de veados sofram com a pressão de caça. Além disso, historicamente nesta região do interior de São Paulo, havia de maneira significativa atividades de caça ilegal, com relatos de perseguição aos veados (Comunicação pessoal). No entanto, embora alguns poucos relatos de caça ilegal nas áreas de estudo tenham sido ouvidos, nenhuma evidência desta atividade foi detectada (e.g. registro de armadilhas, barracas, cevas, objetos). Isto significa que o estabelecimento do veado-catingueiro, mamífero com alto valor cinegético, em paisagens de agricultura intensiva também está atrelado à provável diminuição da cultura de caça neste cenário. Esta diminuição da cultura de caça no nordeste do estado de São Paulo pode estar associada a fatores como a mecanização da agricultura e da silvicultura (i.e. menos pessoas trabalhando diretamente no campo), bem como com o consequente êxodo rural, fato observado na superioridade do número de habitantes que vivem nas cidades quando comparado ao número total de habitantes que vivem no campo (IBGE, 2010). Além disso, a proibição do comércio de armas de fogo dificulta o acesso e prática da caça ilegal, potencializando ainda mais a ocorrência da espécie neste contexto de paisagem.

Por fim, o resultado da atividade circadiana do veado-catingueiro aponta hábitos catemerais, uma característica de vários ungulados seletivos (van Schaik & Griffiths, 1996; Rivero et al. 2005). No entanto, nossos resultados evidenciam uma frequência maior de atividades noturnas pelo veado-catingueiro diferentemente do encontrado para as populações da Amazônia Peruana e do Pantanal (Tobler et al. 2009; Chiaravalloti et al. 2010). Esse resultado pode ser um indicativo da mudança do período de atividade da espécie, ao longo do tempo, em função das pressões de caça diurna, historicamente existente nessa região. A adoção de estratégias para evitar a competição, a predação, à caça e o tráfego humano intenso têm sido reportados como moduladores do padrão de atividade de algumas espécies de mamíferos, inclusive em cervídeos (Griffiths & van Schaik, 1993; Kilgo et al. 1998; McClennen et al. 2001; Gomez et al. 2005; Weckel et al. 2006). Já em relação a comparação do período de atividade dentro e fora de unidades de conservação, não há diferença estatisticamente significativa nos padrões de atividade, corroborando a alta capacidade de adaptação da espécie neste contexto de paisagem.

Implicações

Os resultados deste trabalho indicam que o veado-catingueiro está distribuído pela paisagem agrícola e suas populações não se encontram isoladas em unidades de conservação. Isso indica que estas paisagens podem ser ambientes adequados para o veado-catingueiro no Cerrado. Paisagens agrícolas são tidas como ambientes complexos amplamente heterogêneos (Dotta et al. 2007) e esta heterogeneidade pode favorecer a manutenção de diversidade tanto de plantas (Pereira-Silva, 2004; Nóbrega et al. 2008) como da fauna (Dotta et al. 2007). Para algumas espécies, se há um manejo ambiental adequado com preservação de manchas de vegetação nativa, o impacto das atividades antrópicas pode ser minimizado, sendo que essas paisagens agrícolas podem desempenhar um importante papel na manutenção dessas espécies (Martin et al. 2012). Neste contexto, as espécies generalistas, capazes de utilizar diversos tipos de habitats e itens alimentares disponíveis, são favorecidas uma vez que dependem de menores requerimentos de habitats para sua manutenção (Dotta et al. 2007), como é o caso do veado-catingueiro. Os resultados corroboram a hipótese de que esta espécie apresenta uma alta flexibilidade ecológica, ocupando paisagens sobre bruscas mudanças nos últimos 50 anos. Além disso, os resultados deste estudo também sugerem uma redução da cultura de caça no Cerrado do nordeste paulista, nas áreas de estudo. No entanto, é necessário que estudos direcionados para avaliar a situação da caça ilegal no bioma Cerrado do estado de São Paulo sejam delineados para averiguar se o que foi encontrado para o veado-catingueiro se aplica também às demais espécies de mamíferos.

O efeito que as variáveis escolhidas neste estudo podem exercer na manutenção do veado-catingueiro deve ser estudado em maior detalhamento, investigando diferentes escalas espaciais (zona de influência ao redor do ponto amostral) bem como variáveis ainda não exploradas, notadamente com respeito à conectividade e estrutura das paisagens da área de estudo. A variação entre diferentes idades dos talhões de florestas plantadas e plantios agrícolas também pode representar uma ocupação diferenciada pela espécie neste cenário. Futuros estudos utilizando colares GPS podem ser uma excelente alternativa para a complementação deste estudo. Contudo, nossos resultados indicam que a ocupação de uma paisagem heterogênea pelo veado-catingueiro se concentra nos plantios de silvicultura.

Os resultados deste estudo também indicam que o cachorro doméstico é pouco abundante nas áreas de estudo e sua abundância é relativamente menor dentro de unidades de conservação do que no entorno destas. Isto significa que a influência do cachorro doméstico sobre as populações de veado-catingueiro deve estar restrita às zonas mais próximas as áreas

urbanas do que próximas as áreas nativas, neste momento. Além disso, esse resultado é um reflexo da diminuição de moradores presentes no campo (i.e. devido ao êxodo rural) uma vez que a presença destes animais é mais intensa em locais com a presença humana (e.g. vilas, residências rurais)(Srbek-Araujo & Chiarello 2008). A investigação dos processos que permitem a presença do cachorro doméstico dentro e/ou no entorno de UCs e sua interação com as populações de veados é em um primeiro passo para a compreensão de necessidades efetivas ou não de combate à essas espécies nestes locais. Assim, neste momento não há necessidade de se combater a presença de cachorros domésticos dentro das unidades de conservação do presente estudo. No entanto, nossos resultados apontam que os cachorros se encontram no entorno dessas UCs e com isso se faz necessário que mais estudos sejam delineados para que se avalie diretamente a quantidade de cachorros presentes nestas áreas e se o controle populacional de cães no entorno dessas UCs é uma medida necessária para a manutenção e sobrevivência dos veados-catingueiro nesta região em longo prazo.

CONCLUSÕES

Os resultados desse trabalho apontam que o veado-catingueiro está relativamente bem distribuído nos remanescentes de Cerrado do nordeste do estado de São Paulo, nas áreas de estudo, e que a espécie está se beneficiando da heterogeneidade ambiental presente na paisagem rural desta região;

O veado-catingueiro está ocupando com a mesma intensidade tanto o interior como o entorno de unidades de conservação, um provável reflexo da pouca pressão de caça existente fora de áreas protegidas bem como da existência, nestas zonas, de recursos alimentares e de abrigos.

O cachorro doméstico não influenciou a ocupação do veado-catingueiro nas áreas estudadas, resultado provável da baixa abundância relativa dos cachorros domésticos, conforme registrado pelas armadilhas fotográficas.

Os plantios de silvicultura apresentaram um efeito positivo na ocupação da paisagem pelo veado-catingueiro, reflexo provável da disponibilidade de alimento nestas áreas e/ou da menor taxa de predação aí presente.

Por fim, o veado-catingueiro apresenta hábito catemeral (diurno e noturno) e atividade circadiana sem diferença estatisticamente significativa dentro e fora de unidades de conservação, o que igualmente indica um aumento na capacidade de adaptação dessa espécie nesse contexto de paisagem.

REFERÊNCIAS

- ABRAF (Associação Brasileira de Produtores de Florestas Plantadas). 2013. Anuário estatístico ano base 2013. Disponível em: www.abraflor.org.br/estatisticas.asp. Acesso em: 01 de abril de 2015.
- Alves, T. R.; Fonseca, R. C. B.; Engel V. L. 2012. Mamíferos de médio e grande porte e sua relação com o mosaico de habitats na *cuesta* de Botucatu, Estado de São Paulo, Brasil. *Iheringia: Série Zoologia*, 102 (2):150-158.
- Angeli, T.; De Oliveira, M.L.; Duarte, J. M. B. 2014. Differentiation of deer species of the genus *Mazama* by track morphometry. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 49 (3): 199-203.
- Azevedo, A. D. K. 2008. Análise comparativa do período de atividade entre duas populações de *Mazama americana* (veado mateiro). 2008. 43p. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aplicada). Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba.
- Becker, M. & Dalponte, J. C. 1991. Rastros de mamíferos silvestres brasileiros: um guia de campo. Brasília: Universidade de Brasília. 181 p.
- Black-Décima, P.; Rossi, R. V.; Vogliotti, A.; Cartes, J. L.; Maffei, L.; Duarte, J. M. B.; Gonzalez, S.; Juliá, J. P. 2010. Brown brocket deer *Mazama gouazoubira* (Fisher 1814). In *Neotropical Cervidology: Biology and Medicine of Latin American Deer* (Duarte, J.M.B.; Gonzalez, S eds.) Jaboticabal: FUNEP, 393p.
- Bressan, P. M.; Kierulff, M. C. M.; Sugieda, A. M. 2009. Fauna Ameaçada de Extinção no Estado de São Paulo: Vertebrados. Fundação Parque Zoológico de São Paulo e Secretaria do Meio Ambiente, São Paulo.
- Bodmer, R. E. 1991. Strategies of Seed Dispersal and Seed Predation in Amazonian Ungulates. *Biotropica*, 23 (3): 255-261.
- _____. 1989. Ungulate biomass in relation to feeding strategy within Amazonian forests. *Oecologia*, 81 (4): 547-550.
- Burnham, K.P. & Anderson, D.R. 2002. Model selection and multimodel inference: A practical information-theoretic approach, second ed. Springer–Verlag, New York, USA.
- Campos, R. J.; Miranda, J. R.; Santos, H. F. 2008. A diversidade de mamíferos em cana de açúcar crua. IX Simpósio Nacional do Cerrado e II Simpósio Internacional de Savanas Tropicais. Brasília, DF.
- Catão-Dias, J. L. & Camargo, C. M. S. 2010. Capture Myopathy. In *Neotropical Cervidology: Biology and Medicine of Latin American Deer* (Duarte, J.M.B.; Gonzalez, S eds.). Jaboticabal: FUNEP. 393p.

- CEPAGRI (Centro de Pesquisas Meteorológicas e Climáticas Aplicadas à Agricultura). Clima dos municípios paulistas. 2014. Disponível em: www.cpa.unicamp.br. Acesso em: 01 de abril de 2015.
- Chiaravalloti, R. M.; Tomás, W. M.; Camilo, A. R.; Tomás, M. A.; Santos, L. G. O.; Mozerle, H. B.; Bolzan, A.; Bodmer, R. E. 2010. Separação de Nicho Entre Duas Espécies Simpátricas de Veados do Gênero *Mazama* em uma Paisagem Complexa no Pantanal. Anais do 5º Simpósio sobre recursos naturais e socioeconômicos do Pantanal.
- Clark & May. 2002. Taxonomic bias in conservation research. *Science*, 297: 191–192.
- CONAB (Companhia Nacional de Abastecimento). 2014. Acompanhamento da safra brasileira de cana-de-açúcar-de-açúcar. Disponível em: www.conab.gov.br. Acesso: 01 de abril de 2015.
- Coutinho, L. M. 1978. O conceito do Cerrado. *Revista Brasileira de Botânica*, 1: 17-23.
- Cruz, M. A. O. M.; Borges-Nojosa, D. M.; Langguth, A. R.; Sousa, M. A. N.; Silva, L. A. M.; Leite, L. M. R. M.; Prado, F. M. V.; Veríssimo, K. C. S.; Moraes, B. L. C. 2005. Diversidade de mamíferos em áreas prioritárias para a conservação da Caatinga. Disponível em: www.mma.gov.br/estruturas/chm/_arquivos/12_Biodiv_12_caps4e5.pdf. Acesso em: 01 de abril de 2015.
- Cuarón, A. D. 2000. Effects of land-cover changes on mammals in a neotropical region: a modeling approach. *Conservation Biology*, 14: 1676–1692.
- Curi, N. H. A.; Miranda, I.; Talamoni, S. A. 2006. Serologic evidence of *Leishmania* infection in free-ranging wild and domestic canids around a Brazilian National Park. *Mem. Inst. Oswaldo Cruz*, 101: 99-101.
- Danell, K.; Bergstrom, R.; Duncan, P.; Pastor, J. 2006. Large herbivore ecology, ecosystem dynamics and conservation. New York: Cambridge University Press.
- Díaz, S.; Fargione, J.; Chapin III, F. S.; Tilman, D. 2006. Biodiversity loss threaten human well-being. *Plos Biology*, 4 (8): 1300-1305.
- Dotta, G. 2005. Diversidade de mamíferos de médio e grande porte em relação à paisagem da bacia do rio Passa-Cinco, São Paulo. SP. 2005. 116p. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Agroecossistema). Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba.
- Dotta, G. & Verdade L. M. 2007. Trophic categories in a mammal assemblage: diversity in an agricultural landscape. *Biota Neotropica* 7: 287-292.
- Duarte, J. M. B. & Reis, M. L. 2012. Plano de ação para a conservação dos cervídeos ameaçados de extinção. Organizadores: Duarte, J. M. B. & Reis, M. L. Brasília: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade , ICMBIO, 128p.
- Duarte, J. M. B. & Gonzalez, S. 2010. Neotropical Cervidology: Biology and Medicine of Latin American Deer. Jaboticabal: FUNEP. 393p.

- Duarte, J. M. B. & Jorge, W. 2003. Morphologic and cytogenetic description of the small red brocket (*Mazama bororo* Duarte, 1996) in Brazil. *Mammalia*, 67 (3): 403-410.
- Duarte, J. M. B. & Merino, M. 1997. Taxonomia e evolução. In: Duarte, J. M. B. (Ed.). *Biologia e Conservação de Cervídeos Sul-americanos: Blastocerus, Ozotoceros e Mazama*. Jaboticabal: FUNEP, p. 1-21.
- Duarte, J. M. B. 1996. Guia de identificação de cervídeos brasileiros. Jaboticabal: FUNEP. 14p.
- Eisenberg, J. F. & Redfort, K. H. 1999. *Mammals of the neotropics: the central neotropics*. Chicago: The University of Chicago Press, v.3. 609p.
- Espartosa, K. R. 2009. Mamíferos terrestres de maior porte e a invasão de cães domésticos em remanescentes de uma paisagem fragmentada de Mata Atlântica: avaliação da eficiência de métodos de amostragem e da importância de múltiplos fatores sobre a distribuição das espécies. Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo.
- ESRI. 2011. ArcGIS Desktop: Release 10. Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute.
- Estavillo C, Pardini R, Rocha PLBd. 2013. Forest Loss and the Biodiversity Threshold: An Evaluation Considering Species Habitat Requirements and the Use of Matrix Habitats. *PLoS ONE* 8(12): e82369
- Ewers, R. M. & Didham, R. K. 2006. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. *Biological Reviews*, 81: 117–142.
- Fazey, I.; Fischer, J.; Lindenmayer, D. B. 2005. What do conservation biologists publish? *Biological Conservation*, 124: 63– 73.
- Ferrari, C. A. 2005. Abundância, uso del hábitat y horarios de actividad de la corzuela roja (*Mazama americana*) y la corzuela enana (*Mazama nana*) en la selva Paranaense. Tesis (Licenciatura em Ciências Biológicas). Universidade Nacional de Mar Del Plata, Mar Del Plata.
- Ferraz, K. M. P. M. B.; Ferraz, S. F. B.; Moreira, J. R.; Couto, H. T. Z.; Verdade, L. M. 2007. Capybara (*Hydrochoerus hydrochaeris*) distribution in agro ecosystems: a cross scale habitat analysis. *Journal of Biogeography*, 34 (2): 223-230.
- Figueiredo, M. G. 2014. Filogenia e taxonomia dos veados cinzas (*Mazama gouazoubira* e *M. nemorivaga*). Tese (Doutorado em Genética e Melhoramento Animal). 2014. 72p. Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Jaboticabal.
- Fischer, J. & Lindenmayer, B. D. 2007. Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Global Ecology and Biogeography*, 16, 265–280.

- Fiske, I. & Chandler, R. 2011. Unmarked: An R Package for Fitting Hierarchical Models of Wildlife Occurrence and Abundance. *Journal of Statistical Software*, 43(10): 1-23.
- Fundação Florestal. 2011. Fundação Florestal para a Conservação e a Produção Florestal do Estado de São Paulo. Estação Ecológica de Jataí. Disponível em: www.ffi.org.br. Acesso em: 01 de abril de 2015.
- Fundação SOS Mata Atlântica. 2010. Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica Período 2008-2010. Fundação SOS Mata Atlântica, São Paulo e Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos.
- Galetti, M. & Sazima, I. 2006. Impacto de cães ferais em um fragmento urbano de Floresta Atlântica no sudeste do Brasil. *Natureza e Conservação*, 4 (1): 58-63.
- Gardner, T.A., Barlow, J., Chazdon, R., Ewers, R. M., Harvey, C. A., Peres, C. A., Sodhi, N. S. 2009. Prospects for tropical forest biodiversity in a human-modified world. *Ecology Letters*, 12, 561-582.
- Gayot, M.; Henry, O.; Dubost, G.; Sabatier, D. 2004. Comparative diet of the two forest cervids of the genus *Mazama* in French Guiana. *Journal of Tropical Ecology*, 20: 31-43.
- Geldmann, J.; Barnes, M.; Coad, L.; Craigie, I. D.; Hockings, M.; Burgess, N. D. 2013. Effectiveness of terrestrial protected areas in reducing habitat loss and population declines. *Biological Conservation*, 161: 230–238.
- Griffiths, M. & Van Schaik, C.P. 1993. The impact of human traffic on the abundance and activity periods of Sumatran rain Forest wildlife. *Conservation Biology*, 7 (3): 623-626.
- Gomez, H., Wallace, R. B., Ayala, G., Tejada, R., 2005. Dry season activity periods of some Amazonian mammals. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 40: 91–95.
- Harmsen, B. J.; Foster, R. J.; Silver, S.; Ostro, L.; Doncaster, C.P. 2010. Differential Use of Trails by Forest Mammals and the Implications for Camera-Trap Studies: A Case Study from Belize. *Biotropica* 42 (1):126-133.
- Hester, A. J.; Bergman, M.; Iason, G. R.; Moen, J. 2006. Impacts of large herbivores on plant community structure and dynamics. In: Danell, K.; Bergstrom, R.; Duncam, P. & Pastor, J (Eds.). *Large herbivore ecology, ecosystem dynamics and conservation*. New York: Cambridge University Press.
- IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). 2014. Levantamento sistemático da produção agrícola - LSPA. São Paulo. Disponível em: www.ibge.gov.br/home/estatistica/indicadores/agropecuaria/lspa/default_publ_completa.sh tm. Acesso em: 01 de abril de 2015.
- IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). 2010. Censo demográfico. São Paulo. Disponível em: <http://7a12.ibge.gov.br/vamos-conhecer-o-brasil/nosso-povo/caracteristicas-da-populacao>. Acesso em: 01 de abril de 2015.

- INMET (Instituto Nacional de Meteorologia). 2013. BDMEP. Disponível em: www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=bdmep/bdmep. Acesso em: 01 de abril de 2015.
- INPE (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais). 2010. Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica Período 2008-2010. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos.
- IUCN (International Union for Conservation of Nature) 2014. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.1. www.iucnredlist.org. Downloaded on 10 January 2015.
- Jenkins, C. N.; Pimm, S. L.; Joppa, L. N. 2013. Global patterns of terrestrial vertebrate diversity and conservation. PNAS, 110 (28): 2602-2610.
- Juliá, J. P. & Richard, E. 2001. Corzuela colorada. In: Dellafiore, C. M.; Macieira, N. (Ed.). Los ciervos autóctonos de la Argentina. Buenos Aires: GAC, cap.3: 27-34.
- Kilgo, J. C.; Labisky, R. F.; Fritzen, D. E. 1998. Influences of hunting on the behavior of white-tailed deer: Implications for conservation of the Florida panther. Conservation Biology, 12: 1359–1364.
- Klink, C. A. & Machado, R. B. 2005. Conservation of the Brazilian Cerrado. Conservation Biology, 19 (3): 707-713.
- Kovach, W. L. 2011. Oriana – Circular Statistics for Windows, ver. 4. Kovach Computing Services, Pentraeth, Wales, U.K.
- Kronka, F. J. N.; Matsukuma, C. K.; Nalon, M. A.; Cali, I. H. D.; Rossi, M.; Mattos, I. F. A.; Shin-Ike, M. S.; Pontinhas, A. A. S. 1993. Inventário Florestal do Estado de São Paulo. Instituto Florestal, São Paulo.
- Kufner M. B.; L. Sepúlveda, G.; Gavier, L.; Madoery, L; Giraudo, L. 2008. Is the native deer *Mazama gouazoubira* threatened by competition for food with the exotic hare *Lepus europaeus* in the degraded Chaco in Córdoba, Argentina? Journal of Arid Environments 72: 2159-2167.
- Lacerda, A. C. R. 2002. Análise de ocorrência de *Canis familiaris* no Parque Nacional de Brasília: influência da matriz, monitoramento e controle. *Master Dissertation*, Universidade de Brasília, Brasília, Brazil.
- Lacerda A. C. R.; Tomás, W. M.; Marinho-Filho, J. 2009. Domestic dogs as an edge effect in the Brasília national park, Brazil: Interactions with native mammals. Animal Conservation 12(5): 477-487.
- Lagory, K. E. 1987. The influence of habitat and group characteristics on the alarm and flight response of white-tailed-deer. Animal Behaviour, 35 (1): 20-25.
- Leonel, C.; Thomaziello, S.; Oliveira, E. M. 2010. Plano de manejo da Estação Ecológica do Jataí. 334p.
- Linkie, M. & Ridout, M. S. 2011. Assessing tiger-prey interactions in Sumatran rainforests. Journal of Zoology. 284: 224–229.

- Linkie, M.; Dinata, Y.; Nugroho, A.; Haidir, I. A. 2007. Estimating occupancy of a data deficient mammalian species living in tropical rainforests: Sun bears in the Kerinci Seblat region, Sumatra. *Biological Conservation*, 137: 20-27.
- Lyra-Jorge, M. C. 2007. Avaliação da qualidade dos fragmentos de cerrado e floresta semidecídua da região da bacia do rio Mogi-Guaçu, com base na ocorrência de mamíferos carnívoros. 2007. 123p. Tese (Doutorado em Ecologia de Ecossistemas Terrestres e Aquáticos). Instituto de Biociências. Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Lyra-Jorge, M.C & Pivello, V.G. 2005. Caracterização de Grupos Biológicos do Cerrado Pé-de-Gigante – Mamíferos. In *O Cerrado Pé-de-Gigante: ecologia e conservação – Parque Estadual de Vassununga* (V.R. Pivello & E.M. Varanda, eds.). Secretaria do Meio Ambiente, São Paulo: 80-92.
- Lyra-Jorge, M. C. 1999. Avaliação do potencial faunístico da ARIE Cerrado Pé-de-Gigante (Parque Estadual de Vassununga, Santa Rita do Passa Quatro – SP), com base na análise de habitats. 1999. 125p. Dissertação (Mestrado em ecologia de Ecossistemas Terrestres e Aquáticos). Instituto de Biociências; Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Machado, R.B., M.B. Ramos Neto, P. Pereira, E. Caldas, D. Gonçalves, N. Santos, K. Tabor & M. Steininger. 2004. Estimativas de perda da área do Cerrado brasileiro. *Conservation International do Brasil*, Brasília.
- Mackenzie, D. I.; Nichols, J. D.; Lachman, G. B.; Droege, S.; Royle, J. A. & Langtimm, C.A. 2002. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology*, 83: 2248–2255.
- Mackenzie, D.I.; Royle, J.A.; Brown, J.A.; Nichols, J.D. 2004. Occupancy estimation and modeling for rare and elusive populations. In: Thompson, WL (eds.) *Sampling Rare or Elusive Species*. Island Press, Washington: 149-172.
- Mackenzie, D. I. & Royle, J. A. 2005. Designing occupancy studies: general advice and allocating survey effort. *Journal of Applied Ecology*, 42: 1105–1114.
- Mackenzie, D. I. 2006. Modeling the probability of resource use: the effect of, and dealing with, detecting a species imperfectly. *Journal of Wildlife Management* 70: 367–374.
- Magioli, M.; Moreira, M. Z.; Ferraz, K. M. B.; Miotto, R. A.; Camargo, P. B.; Rodrigues, M. G.; Canhoto, M. C. S.; Setz, E. F. 2014. Stable Isotope Evidence of *Puma concolor* (Felidae) Feeding Patterns in Agricultural Landscapes in Southeastern Brazil. *Biotropica* 46 (4): 451-460.
- Mantovani, J. E. 2001. Telemetria convencional e via satélite na determinação da área de vida de três espécies de carnívoros da região nordeste do estado de São Paulo. Tese de Doutorado, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, SP.
- Marques, A. A. B. 2002. Lista de referência da fauna ameaçada de extinção no Rio Grande do Sul. Decreto n. 41.672, de 10 de junho de 2002. Porto Alegre. Disponível em: www.agirazul.com.br/Especies/fauna.pdf. Acesso em: 1 de abril de 2015.

- Martin P. S.; Gheler-Costa C.; Lopes P. C.; Rosalino L. M.; Verdade L. M. 2012. Terrestrial non-volant small mammals in agro-silvicultural landscapes of Southeastern Brazil. *Forest Ecology and Management* 282: 185-19.
- McClennen, N.; Wigglesworth, R. R.; Anderson, S. H.; Wachob, D. G. 2001. The effect of suburban and agricultural development on the activity patterns of coyotes (*Canis latrans*). *The American Midland Naturalist*, 146: 27–36.
- McShea, W. J.; Stewart, C.; Peterson, L.; Erb, P.; Stuebing, R.; Gimán, B. 2009. The importance of secondary forest blocks for terrestrial mammals within an *Acacia*/secondary forest matrix in Sarawak, Malaysia. *Biological Conservation*, 142: 3108–3119.
- Metzger, J. P. & Rodrigues, R. R. 2008. Mapas-síntese das diretrizes para conservação e restauração da biodiversidade no estado de São Paulo. In: Secretaria de Estado do Meio Ambiente. Diretrizes para a conservação e restauração da biodiversidade no estado de São Paulo. São Paulo: Secretaria de Estado do Meio Ambiente.
- Miranda, J. R. & Avellar, L. M. 2008. Sistemas agrícolas sustentáveis e biodiversidade faunística: o caso da cana orgânica em manejo agroecológico. *Interfacehs (Revista de Gestão Integrada em Saúde do Trabalho e Meio Ambiente)*, 142: 1-13. Disponível em: <http://www.interfacehs.sp.senac.br/br>. Acesso em: 1 de abril de 2015.
- Myers, N.; Mittermeier, R. A.; Mittermeier, C. G. da Fonseca, G. A. B & Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403: 853-858.
- Naeem, S. 2002. Ecosystem consequences of biodiversity loss: the evolution of a paradigm. *Ecology*, 83 (6):1537-1552.
- Neri, F. M. 2004. Ecologia e conservação de catetos, *Tayassu tajacu* (Linnaeus, 1758) (Artiodactyla, Tayassuidae) em áreas de Cerrado do estado de São Paulo. Tese de Doutorado, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, SP.
- Nóbrega, A. M. F.; Valeri, S. V.; de Paula, R. C.; Silva, S. A. 2008. Regeneração natural em remanescentes florestais e áreas reflorestadas da várzea do rio Mogi-Guaçu, Luiz Antônio, SP. *Revista Árvore*, 32 (5): 909-920.
- Noss, A. J.; Salidas, R. L. C.; Crespo, J. A. 2006. Drive counts for grey brocket deer *Mazama gouazoubira* in the Bolivian Chaco. *Mammalia*, 70 (1/2): 64-69.
- Nowak, R.M. 1991. Walker's Mammals of the World. Fifth edition. The John Hopkins University Press, Baltimore, 1629p.
- O'Connell, A. F. & Bailey, L. L. 2011. Inference for occupancy and occupancy dynamics. Pp: 191-205 In: Karanth, K.U et al. (eds). *Camera Traps in Animal Ecology. Methods and Analysis*. Springer, Tokyo.
- Oliveira-Santos, L. G. R.; Machado-Filho, L. C. P.; Tortato, M. A.; Brusius, L. 2010. Influence of extrinsic variables on activity and habitat selection of lowland tapirs (*Tapirus terrestris*) in the coastal sand plain shrub, southern Brazil. *Mammalian Biology*, 75: 219-226.

- Oliveira-Santos, L. G. R. 2009. Ecologia e conservação de ungulados florestais em uma área no Pantanal. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, MS.
- Oliveira, V. B.; Linares, A. M.; Correa, G. L. C & Chiarello, A. G. 2008. Predation on the Black capuchin monkey *Cebus nigritus* (Primates: Cebidae) by domestic dogs *Canis lupus familiaris* (Carnivora: Canidae) in the Parque Estadual da Serra do Brigadeiro, Minas Gerais, Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia* 25(2), no prelo.
- Otis, D. L.; Burnham, K. P.; White, G. C.; Anderson, D. R. 1978. Statistical inference from capture data on closed animal populations. *Wildlife Monographs*, 62:1–135.
- Paglia, A.; Carmignotto, A. P.; Beisiegel, B. M. 2006. Workshop áreas continentais prioritárias para a conservação da biodiversidade no estado de São Paulo, 16 a 18 de novembro de 2006. Relatório de Atividades, Grupo Mamíferos. Relatório não publicado.
- Paglia, A. P.; Fonseca, G. A. B. da; Rylands, A. B.; Herrmann, G.; Aguiar, L. M. S.; Chiarello, A. G.; Leite, Y. L. R.; Costa, L. P.; Siciliano, S.; Kierulff, M. C. M.; Mendes, S. L.; Tavares, V. da C.; Mittermeier, R. A.; Patton J. L. 2012. Lista Anotada dos Mamíferos do Brasil / Annotated Checklist of Brazilian Mammals. 2ª Edição / 2nd Edition. Occasional Papers in Conservation Biology, No. 6. Conservation International, Arlington, VA. 76p.
- Paolino, R. M. 2015. Biodiversidade remanescente em áreas de preservação permanente (APPs) do nordeste paulista: situação da mastofauna de médio e grande porte. Dissertação de mestrado em elaboração, FFCLRP, USP.
- Paschoal, A. M. O. 2008. Predadores em fragmentos de Mata Atlântica: estudo de caso na RPPN Feliciano Miguel Abdala, Caratinga, MG. Dissertação de Mestrado, Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais.
- Pereira, R. J.; Polegato, B. F.; De Souza, S.; Negrão, J. A.; Duarte, J. M. B. 2006. Monitoring ovarian cycle and pregnancy in brown brocket deer (*Mazama gouazoubira*) by measurement of fecal progesterone metabolites. *Theriogenology*, 2: 387-399.
- Pereira-Silva, E. F. L.; Santos, J. E.; Kageyama, P. Y.; Hardt, E. 2004. Florística e fitossociologia dos estratos arbustivo e arbóreo de um remanescente de cerradão em uma Unidade de Conservação do Estado de São Paulo. *Revista Brasileira de Botânica*, 27 (3): 533-544.
- Pinder, L. & Leeuwenberg, F. 1997. Veado-catingueiro (*Mazama gouazoubira*, Fischer 1814). In: Duarte, J. M. B. (eds.). *Biologia e conservação de cervídeos sul-americanos: Blastocerus, Ozotoceros e Mazama*. Jaboticabal, FUNEP, 60-68.
- Prada, C. S. 2004. Atropelamento de vertebrados silvestres em uma região fragmentada do nordeste do estado de São Paulo: quantificação do impacto e análise de fatores envolvidos. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, SP.
- Putman, R. J. 1998. *The Natural History of Deer*. London, Christopher Helm. 191p.
- Purvis, A.; Gittleman, J. L.; Cowlshaw, G.; Mace, G.M. 2000. Predicting extinction risk in declining species. *Proceedings Royal Society B*, 267:1947–1952.

- Quantum GIS Development Team. 2015. Quantum GIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. <http://qgis.osgeo.org>.
- R Core Team. 2014. R: a language and environment for statistical computing. R foundation for statistical computing, Vienna, Austria. URL: <http://www.R-project.org/>
- Redford, K. H. & Eisenberg, J. F. 1992. Mammals of the neotropics: the Southern Cone: Chile, Argentina, Uruguay, Paraguay. Chicago: University of Chicago Press, v. 2.
- Richard, E & Juliá, J. P. 2001. Dieta de *Mazama gouazoubira* (Mammalia, Cervidae) en un ambiente secundário de yungas, Argentina. *Iheríngia: Série Zoológica*, 90: 147-156.
- Rivero K.; Rumiz D. I.; Taber A. B. 2005. Differential habitat use by two sympatric brocket deer species (*Mazama americana* and *M. gouazoubira*) in a seasonal Chiquitano forest of Bolivia. *Mammalia*, 69 (2): 169-183.
- Rivero, K.; Rumiz, D. I.; Taber, A. B. 2004. Estimating brocket deer species (*Mazama americana* and *M. gouazoubira*) abundance by dung pellet counts and other indices in seasonal Chiquitano forest habitats of Santa Cruz, Bolivia. *European Journal of Wildlife Research*, 50 (4):161-167.
- Rodrigues, T. F.; Paolino, R. M.; Versiani, N. F.; Salvador, N. A. P.; Oliveira, E. M.; Chiarello, A. G. 2014a. The lowland tapir *Tapirus terrestris* is back to the largest protected area of Cerrado in the state of São Paulo, Brazil. *Tapir Conservation* (Print), 23: 5-9.
- Rodrigues, T. F.; Cerveira, J. F.; Duarte, J. M. B. 2014b. Uso de áreas agrícolas por *Mazama gouazoubira* (Mammalia, Cervidae) no Estado de São Paulo. *Iheríngia: Série Zoologia* (Impresso), 104: 439-445.
- Rossi, R. V. 2000. Taxonomia de *Mazama* Ranfinesque, 1817 do Brasil (Artiodactyla, Cervidae). 2000. Dissertação (Mestrado) - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Royle, J. A. & Nichols, J. D. 2003. Estimating abundance from repeated presence-absence data or point counts. *Ecology*, 84 (3): 777-790.
- Rudorff, B. F. T.; Aguiar, D. A.; Silva, W. F.; Sugawara, L. M.; Adami, M. & Moreira, M. A. 2010. Studies on the rapid expansion of sugarcane for ethanol production in São Paulo state (Brazil) using landsat data. *Remote Sensing*, 2: 1057-1076.
- Santos, J. L. 2011. Ecologia do cão doméstico (*Canis lupus familiaris*) na Mata Atlântica. Dissertação de Mestrado, Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais, Belo Horizonte, MG.
- Santos-Junior, T. S. 2013. Mamíferos de cerrado de Mato Grosso, com ênfase no uso do espaço por *Cerdocyon thous* (Carnivora, Canidae) e *Mazama gouazoubira* (Artiodactyla, Cervidae). Dissertação de Mestrado. São Carlos: Universidade Federal de São Carlos. 89p.

- Secretaria do Meio Ambiente do Estado do Rio de Janeiro – SEMA. 1998. Lista das espécies ameaçadas de extinção do estado do Rio de Janeiro. Portaria – SEMA n. 001, de 4 de junho de 1998 – RJ.
- Shida, C. N. & Pivello, V. R. 2002. Caracterização fisiográfica e de uso das terras da região de Luiz Antônio e Santa Rita do Passa Quatro, SP, com o uso de sensoriamento remoto e SIG. *Investigaciones Geográficas. Boletim Del Instituto de Geografia, UNAM*, 49: 27-42.
- Silva, C. R. 2001. Riqueza e diversidade de mamíferos não-voadores em um mosaico formado por plantios de *Eucalyptus saligna* e remanescentes de Floresta Atlântica no município de Pilar do sul, SP. Dissertação de mestrado em Ciências - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba. 81p.
- Silva-Rodriguez, E. A.; Ortega-Solis, G. R.; Jimenez, J. E. 2010. Conservation and ecological implications of the use of space by chilla foxes and free-ranging dogs in a human-dominated landscape in southern Chile. *Austral Ecology*, 35:765–777.
- Silveira, P. B. 2005. Mamíferos de médio e grande porte em florestas de *Eucalyptus* spp. com diferentes densidades de sub-bosque no município de Itatinga, sp. Dissertação de mestrado em Ciências Florestais – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba. 75p.
- Soares-Filho, B.; Moutinho, P.; Nepstad, D.; Anderson, A.; Rodrigues, H.; Garcia, R.; Dietzsch, L.; Merry, F.; Bowman, M.; Hissa, L.; Silvestrini, R. 2010. Role of Brazilian Amazon protected areas in climate change mitigation. *PNAS*, 107:10821–10826.
- Srbek-Araujo, A. C. & Chiarello, A. G. 2013. Influence of camera-trap sampling design on mammal species capture rates and community structures in southeastern Brazil. *Biota Neotropica* 13 (2):51-62.
- Srbek-Araujo, A. C. & Chiarello, A. G. 2008. Domestic Dogs in Atlantic Forest Preserves of South-Eastern Brazil: A Camera-Trapping Study on Patterns of Entrance and Site Occupancy Rates. *Brazilian Journal of Biology (Online)*, 68:: 631-637.
- Stallings, J. R. 1984. Notes on feeding habits of *Mazama gouazoubira* in the Chaco Boreal of Paraguay. *Biotropica*, 16:155-157.
- Stein B. A., Master L. L., Morse L.E. 2002. Taxonomic bias and vulnerable species (letter to the editor). *Science* 297: 1807.
- Suominen, O. & K. Danell, 2006. Effects of large herbivores on other fauna. In: Danell, K.; Bergstrom, R.; Duncan, P.; Pastor, J. (Eds). *Large herbivore ecology, ecosystem dynamics and conservation*. New York: Cambridge University Press.
- Talamoni, S. A.; Motta-Junior, J. C.; Dias, M. M. 2000. Fauna de mamíferos da Estação Ecológica do Jataí e da Estação Experimental de Luiz Antônio. In: Estação Ecológica de Jataí. Vol I. J. E. Santos e J. S. R. Pires (eds.). RIMA Editora, São Carlos, 317-329.
- Tanentzap, A. J & Coomes, D. A. 2012. Carbon storage in terrestrial ecosystems: do browsing and grazing herbivores matter. *Biological Reviews*, 87: 27-94.

- Time and Date. 2015. Disponível em: www.timeanddate.com. Acesso em: 01 de abril de 2015.
- Timo, T. P. C.; Lyra-Jorge, M. C.; Gheler-Costa, C.; Verdade, L. M. 2014. Effect of the plantation age on the use of Eucalyptus stands by medium to large-sized wild mammals in south-eastern Brazil. *iForest* (early view): e1-e6 [online 2014-07-21].
- Tobler M. W.; Carrillo-Percegué, S. E.; Powell, G. 2009. Habitat use, activity patterns and use of mineral licks by five species of ungulate in south-eastern Peru. *Journal of Tropical Ecology*, 25 (3): 261-270.
- Toledo Filho, D. V. 1984. Composição florística e estrutura fitossociológica da vegetação de cerrado do município de Luís Antônio (SP). Dissertação de Mestrado, Instituto de Biociências, Campinas, 173p.
- Toppa, R. H. 2004. Estrutura e diversidade florística das diferentes fisionomias de Cerrado e suas correlações com o solo na Estação Ecológica de Jataí, Luiz Antônio, SP. Tese de Doutorado, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, SP.
- Trolle, M. & Kery, M. 2005. Camera trap study of ocelot and other secretive mammals in the northern Pantanal. *Mammalian*, 69 (3-4): 405-412.
- Valeri, M. P. 2014. Caracterização cariotípica de uma população de *Mazama gouazoubira* (Artiodactyla; Cervidae) do Pantanal da Nhecolândia. 2014. 44p. Trabalho de Conclusão de Curso (Curso de Zootecnia). Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Jaboticabal.
- Van Schaik, C. P. & Griffiths, M. 1996. Activity periods of Indonesian rain forest mammals. *Biotropica*, 28 (1):105-112.
- Verdade L. M.; Rosalino L. M., Gheler-Costa C., Pedroso N. M., Lyra-Jorge M. C. 2011. Adaptation of mesocarnivores (mammalia: Carnivora) to agricultural landscapes in Mediterranean Europe and Southeastern Brazil: a trophic perspective. In: “Middle-sized carnivores in agricultural landscapes”. Rosalino, L. M, Gheler-Costa C. (eds). Nova Science Publishers, New York, USA, 1-38.
- Verdade, L. M., Ferraz, K. M. 2006. Capybaras in an anthropogenic habitat in Southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 66 (1b): 371-378.
- Vogliotti, A. 2003. História natural de *Mazama bororo* (Artiodactyla; Cervidae) através da etnobiologia, monitoramento fotográfico e rádio-telemetria. 2003. 99p. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Agrossistemas). Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba.
- _____. 2008. Partição de habitats entre os cervídeos do Parque Nacional do Iguaçu. Tese (Doutorado em Ecologia Aplicada). 2008. 69p. Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba.

- Young, J. K.; Olson, K. A.; Reading, R. P.; Amgalanbaatar, S.; Berger, J. 2011. Is wildlife going to the dogs? Impacts of feral and free-roaming dogs on wildlife populations. *Bioscience*, 61: 125–132.
- Watson, J. E. M.; Dudley, N.; Segan, D. B.; Hockings, M. 2014. The performance and potential of protected areas. *Nature*, 515: 67–73.
- Weber, M.; Gonzalez, S. 2003. Latin American deer diversity and conservation: a review of status and distribution. *Écoscience*, 10 (4): 443-454.
- Weckel, M.; Giuliano, W.; Silver, S. 2006. Jaguar (*Panthera onca*) feeding ecology: distribution of predator and prey through time and space. *Journal of Zoology* 270: 25–30.
- Wittemyer G.; Elsen P.; Bean W.; Burton A. C. O.; Brashares J. 2008. Accelerated human population growth at protected area edges. *Science* 321: 123–126.