UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO

FFCLRP - DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA COMPARADA

O tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) em áreas protegidas e seus entornos no Cerrado do nordeste do estado de São Paulo

Natalia Fraguas Versiani

Tese apresentada à Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto da USP, como parte das exigências para a obtenção do título de Doutor em Ciências, Área: BIOLOGIA COMPARADA

RIBEIRÃO PRETO -SP

2016

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO

FFCLRP - DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA COMPARADA

O tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) em áreas protegidas e seus entornos no Cerrado do nordeste do estado de São Paulo

Natalia Fraguas Versiani

Orientador: Prof. Dr. Adriano Garcia Chiarello

Tese apresentada à Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto da USP, como parte das exigências para a obtenção do título de Doutor em Ciências, Área: BIOLOGIA COMPARADA

RIBEIRÃO PRETO -SP

2016

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.

CATALOGAÇÃO DA PUBLICAÇÃO

FACULDADE DE FILOSOFIA, CIÊNCIAS E LETRAS DE RIBEIRÃO PRETO

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO

Versiani, Natalia Fraguas

O tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) em áreas protegidas e seus entornos no Cerrado do nordeste do estado de São Paulo. Ribeirão Preto, 2016.

170 p. : il. ; 30 cm

Tese de doutorado, apresentada à Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto/USP. Área de concentração: Ecologia.

Orientador: Chiarello, Adriano Garcia.

1. Mamíferos. 2. Modelagem de ocupação. 3. Riqueza de espécies. 4.Sobreposição temporal. 5. Co-ocorrência 6. Zona de amortecimento.

NATALIA FRAGUAS VERSIANI

O tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) em áreas protegidas e seus entornos no Cerrado do nordeste do estado de São Paulo

Tese apresentada à Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto da USP, como parte das exigências para a obtenção do título de Doutor em Ciências, Área: BIOLOGIA COMPARADA

Comissão Julgadora

Data de aprovação:

_____ _____

Prof(a). Dr. Prof(a). Dr.

_____ _____

Prof(a). Dr. Prof(a). Dr.

_____

Prof. Dr. Adriano Garcia Chiarello

Orientador

Dedico esse trabalho à uma das pessoas mais especiais da minha vida, a qual tive a dor de perde-la durante meu doutorado: minha madrinha Janja. Você foi a pessoa que mais acreditou em mim, desde o princípio, e eu não poderia deixar de dedicar essa minha vitória a você. Sempre muito presente na minha vida, você cumpriu o seu papel de minha segunda mãe e me ensinou que nessa vida o que a gente leva é só o amor e a paz no coração. Sua alegria, doçura, força e vontade de viver foram inspiradoras para muita gente e não foi diferente para mim. Você foi uma vitoriosa e eu tenho o maior orgulho de poder ter tido o prazer de conviver com você, tia. Sei que hoje você está num plano muito superior, mas sua luz continua a brilhar em minha vida e pareço sentir sua presença em cada momento.

Eu sei que você está aqui...e sempre estará!

Por toda a minha vida, eu vou te amar...

"(...) Sem muitas jabuticabas na bacia, quero viver ao lado de gente humana, muito humana, que sabe rir de seus tropeços, não se encanta com triunfos, não se considera eleita antes da hora, não foge de sua mortalidade...

Só há que caminhar perto de coisas e pessoas de verdade.

O essencial faz a vida valer a pena.

E para mim, basta o essencial".

Mário de Andrade

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais, Manoel e Rosalinda, e à minha irmã Marcela pelo incentivo, dedicação, apoio, paciência e por sempre acreditarem no meu trabalho, no meu esforço e na minha vontade de ir muito além. Não basta apenas sonhar...é preciso acreditar, lutar e seguir sempre em frente, mas isso só se torna menos dolorido quando existem pessoas do nosso lado que possam lutar juntas. Vocês fizeram isso e essa vitória é também de vocês. Sonhos realizados não fazem sentido se não há com quem compartilhar e, eu agradeço por ter vocês comigo. Obrigada por me ensinar o que nenhuma pós-graduação pode oferecer: os verdadeiros valores da vida. Sou quem eu sou porque vocês se dedicam diariamente a mim. Sou e serei eternamente grata à família a qual fui presenteada. Amo vocês!

Ao Prof. Dr. Adriano Garcia Chiarello pela orientação, ensinamentos, boas conversas, paciência e confiança dada a mim desde o início do meu doutorado. Por um momento você achou que as coisas pareciam que não iam chegar no fim, que o tempo estava curto...na verdade, estava mesmo!! Esse final foi totalmente exaustivo para mim, assim como para você. E agradeço imensamente pela sua dedicação ao longo de todo meu doutorado, mas especialmente nesse duro e corrido final. Sua forma de conduzir e acreditar na ciência e na conservação é um exemplo a ser seguido, que tenho certeza que levarei comigo por onde eu caminhar.

À Profa. Dra. Larissa Bailey por me dar a oportunidade de fazer meu doutorado sanduíche na Colorado State University (CSU), onde vivi (com certeza) os melhores dias da minha vida. Obrigada pela sua recepção e por toda a sua dedicação e paciência em passar todos os seus ensinamentos. Você é um exemplo de profissionalismo, mas ainda mais um exemplo de pessoa. Obrigada a você e ao Kevin pelos cuidados, pela preocupação e pelo carinho comigo, fui tratada e me senti como da família. Obrigada simplesmente por conduzir a minha estadia aí de uma forma tão leve e tão deliciosa que fez sete meses passarem voando e, no final, não foi nada fácil dizer tchau. Por isso, preferi um até breve!

Ao Prof. Dr. Paul Doherty por me aceitar junto com a Larissa e por abrir as portas do seu laboratório na CSU para que ali eu pudesse desenvolver toda minha pesquisa. Pude ouvir algumas vezes “Seus dados e seus resultados são lixo”, mas nós (eu e outros brasileiros ali) nos esforçamos muito para conseguir o melhor que podíamos daquilo que era possível dentro da nossa realidade. Tivemos ótimas conversas e excelentes discussões, que nos faz abrir a cabeça e pensar muito além da ciência.

À Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto / Universidade de São Paulo (USP) e ao Programa de Pós-graduação em Biologia Comparada pela oportunidade de realizar meu doutorado em uma universidade de excelência.

À FAPESP pelos quarenta e dois meses de bolsa de estudos concedida no Brasil e por mais sete meses de bolsa BEPE concedida para o doutorado sanduíche no exterior. Ainda, ao apoio financeiro para execução e coleta de dados deste trabalho através do Projeto Auxílio Regular 2011/22449-4.

Ao Instituto Florestal, à Fundação Florestal (Edson Montilha) e à International Paper do Brasil Ltda., principalmente Rafael Silva e Miguel Magela. por possibilitar a execução deste trabalho e a logística de campo nas áreas de estudo.

Ao Instituto Geográfico e Cartográfico (IGC) por ceder as ortofotografias para mapeamento das áreas de estudo.

Ao Aurélio Fontes, por todos os ensinamentos em SIG. Você sabe que sem você esse projeto e tantos outros estariam muito longe de serem finalizados. Obrigada mesmo pela sua paciência em ensinar uma ferramenta tão complexa, porém tão fundamental hoje na nossa ciência.

A todos os companheiros de campo, Thiago, Roberta, Nielson e Victor, pelas boas risadas e um excelente repertório musical que transformavam nossos dias tão árduos em momentos mais leves e divertidos. Desculpa pelas vezes que eu era meio rude e não deixava ninguém almoçar para poder finalizar o trabalho, mas vocês sempre foram parceiros e seguravam as pontas. Vocês são top demais! Eu tive uma sorte imensa em ter uma equipe como essa. Valeu mesmo turma!!!

Aos demais colegas de trabalho da casa 39, Prof. Marcelo, Rafa, Laura, Joana (e sua pequena Julia), Banana, Aline, Vitão, Anaís, Wendy, Guidão, Victor, pelo convívio diário, pelo aprendizado e pelos bolos de aniversário que deixavam nossos dias bem mais gostosos.

Às minhas avós (*in memorian*), Dirce e Therezinha, pela ternura, amor e carinho com todos os seus netos. Continuarei buscando ser um orgulho para vocês...

À minha tia Zalica, ao meu padrinho César; aos meus primos Didi, Mônica e Brenda, Kaká e Edgar, Teco, Paula, Maya e Luigi, Marcelo e Kátia, e Vika, pelo amor, união e fraternidade. Por me ensinarem a importância e o valor do que é ter uma família presente, pois carregarei sempre em meu coração a certeza que nunca estarei sozinha. Da forma mais especial, eu agradeço à minha tia Rose, pois nunca tive a dúvida que ela sempre esteve presente comigo, independente de onde ela esteja hoje. Sinto sua presença todos os dias e as suas lembranças me confortarão por onde eu caminhar.

Aos meus tios Ivo (*in memorian*), Elaine, Chico e Vivi (*in memorian*) e aos meus primos Lu, Gui, Stéfano e Ornella, que sempre estiveram seus pensamentos positivos e sua torcida em favor da minha vitória.

Às minhas cachorras Brahma, Mel e Dora. Perdi as duas mais velhinhas durante meu doutorado e me pareceu perder um pedaço de mim. Sei que muita gente critica as pessoas que agradecem os animais de estimação, mas para mim é impossível deixar de agradece-las. Foram elas que tiravam os meus melhores sorrisos. São sentimentos que não se explicam...amor incondicional, respeito, companheirismo, um amor sem preconceitos e sem diferenças, que os homens jamais conseguirão alcançar. Felizes aqueles que são capazes de ter amigos como esse e poder sentir o valor de uma verdadeira amizade, sem maldade e sem inveja, aquela que basta um olhar para entender se existe alegria ou tristeza. Vocês foram, são e sempre serão o melhor de mim, a parte maravilhosa da minha felicidade.

A todos os meus grandes e bons amigos (não me caberia citar todos eles aqui, pois tenho a sorte de ter muitos), agradeço por compartilharmos cada descoberta, cada conquista e superar juntos cada desafio. Dividimos medo, incertezas e inseguranças, mas somamos entusiasmo, forças e alegrias. Obrigada a cada um por tornar inesquecível cada momento e por tornar doce e fascinante o aprendizado da vida. Uma amizade verdadeira só é possível se formos capazes de oferecê-la a alguém e de construí-la juntos, e assim somos nós! Aos que estão perto, obrigada por compreenderem minha ausência nesses últimos meses, aos que estão longe deixo aqui minha enorme saudade. Amo todos vocês!

A todos que contribuíram direta ou indiretamente para a realização desse trabalho e a todos que de alguma forma fizeram parte da minha vida.

RESUMO

As áreas protegidas, tanto públicas quanto privadas, e suas áreas de entorno têm desempenhado um papel relevante na sobrevivência de diversas espécies de mamíferos de médio e grande porte. Por essa razão, este estudo teve como primeiro objetivo estimar a riqueza de espécies de mamíferos de médio e grande porte no interior de três áreas de estudo com diferentes níveis de proteção, assim como nas suas respectivas áreas de entorno. Em segundo, e como principal objetivo deste trabalho, foi estimar as probabilidades de ocupação (ψ) e detecção (p) de uma espécie ameaçada, o tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*), assim como avaliar se a ocorrência e o período de atividade dessa espécie são afetados pela presença humana. Todos os dados foram coletados por armadilhas fotográficas em três áreas de estudo no nordeste do Estado de São Paulo. A riqueza de mamíferos de médio e grande porte na região de estudo não é diferente entre as áreas com diferentes níveis de proteção ou entre interior e entorno. Quanto às análises de ocupação (uso), todas as covariáveis que influenciaram foram associadas com atividades humanas, positivamente para estradas e para áreas protegidas, e negativamente para proporção de área urbana. A relação positiva com estradas não pavimentadas é inesperada e pode sugerir que a espécie prefere mover-se ao longo da paisagem usando estradas para minimizar o tempo de viagem ou maximizar o forrageamento em paisagens alteradas. A presença humana não afetou positivamente ou negativamente o uso do espaço pelo tamanduá-bandeira, já que ambos ocorreram de maneira independente um do outro ($\varphi = 1$). Este achado sugere que a falta de influência resulta em parte das características da paisagem de estudo (pressão de caça aparentemente baixa e uma razoável proporção de habitats nativos ainda presentes e protegidos), do desenho amostral empregado (concentrado em áreas protegidas e nas suas zonas de amortecimento) e, provavelmente, da baixa sobreposição nos períodos de atividades encontrada entre ambas espécies. Portanto, esses resultados indicam que tanto a sobrevivência da comunidade de mamíferos como, especificamente, do tamanduá-bandeira na região de estudo é fortemente dependente tanto das unidades de conservação (UC) como das áreas de vegetação nativas existentes em propriedades privadas protegidas pelo Código Florestal Brasileiro, além dos habitats perturbados no entorno dos grandes remanescentes. Todos os resultados encontrados são importantes para embasar a criação de novas áreas protegidas, assim como para o estabelecimento e manejo de zonas de amortecimento, pois indicam que estas têm papel chave na redução dos efeitos das atividades humanas sobre as UCs e na manutenção de populações viáveis das espécies presentes na região.

ABSTRACT

Protected areas, both public and private areas, and their surroundings have played an important role in the survival of several species of medium and large mammals. For this reason, this study aimed firstly to estimate the species richness of medium and large mammals within three study areas with different levels of protection, as well as their respective surrounding areas. Second, as the main goal of this study, it was to estimate occupancy (ψ) and detection (p) probability of an endangered species, the giant anteater (*Myrmecophaga tridactyla*), also assess if the occurrence and activity period of this species are affected by human presence. All data were collected by camera traps in three study areas in the northeast of São Paulo state. The species richness is not different between areas with different levels of protection or between interior and surroundings. Regarding occupancy analysis (use), all covariates that influenced giant anteater use were associated with human activities, positively to unpaved roads and protected areas, and negatively to proportion of urban area. The positive relationship with unpaved roads is unexpected and may suggest that giant anteater prefers to move along landscape using roads, perhaps to minimize travelling time or maximize foraging in altered landscapes. The human presence did not affect positively or negatively the use of space by giant anteater, since both species occurred independently of each other ($\varphi = 1$). This finding suggests that lack of influence results in part from the landscape features of study area (apparently low hunting pressure and a reasonable proportion of native habitats still present and protected), the sampling design applied (focused on protected areas and their buffer zones) and probably due to low overlap between activity periods of both two species. Overall, results indicate that both mammals community and, specifically, giant anteater survivorship in the study region are strongly dependent upon the existence of nature reserves and areas of native vegetation existing in private properties which area protected by the Brazilian Forest Code, , as well as the disturbed surrounding. All findings are important to support the creation of new protected areas, as well as the establishment and management of buffer zones, because they indicate that these zones have a key role in reducing the effects of human activities on protected areas and in the maintenance of viable species populations in the region.

LISTA DE FIGURAS – PREAMBULO

Figura 1 – Localização das três áreas de estudo no nordeste do estado de São Paulo, Brasil: Área 1 – Estação Ecológica de Jataí (EEJ), Estação Experimental de Luiz Antônio (EExLA) e seus entornos (5 km a partir do perímetro das áreas de interior); Área 2 – Fazenda Cara Preta (FCP) e seu entorno; Área 3 – Fazenda Dois Córregos (FDC), Floresta Estadual de Cajuru (FEC) e seus entornos. O mapa de uso e cobertura da paisagem (1:20000) é ilustrado para todas as áreas de estudo. Base cartográfica: Instituto Florestal de São Paulo e IBGE (2008). Projeção: UTM. Datum: SIRGAS 2000 27

Figura 2 – Mapa de uso e cobertura do solo (1:20000) da Estação Ecológica de Jataí (EEJ), Estação Experimental de Luiz Antônio (EExLA) e seus respectivos entornos (5 km a partir do perímetro da área de interior) – Área 1.....29

Figura 3. Mapa de uso e cobertura do solo (1:20000) da Fazenda Cara Preta (FCP) e seu respectivo entorno (5 km a partir do perímetro da área de interior) – Área 2 30

Figura 4 – Mapa de uso e cobertura do solo (1:20000) da Fazenda Dois Córregos (FDC), Floresta Estadual de Cajuru (FEC) e seus respectivos entornos (5 km a partir do perímetro da área de interior) – Área 3 30

Figura 5 – Composição da paisagem total incluindo todas as áreas de estudo (Área 1, 2 e 3) e a proporção de cada tipo de cobertura da paisagem na região nordeste do Estado de São Paulo 31

Figura 6 – Composição da paisagem e a proporção dos tipos de cobertura da paisagem em cada área de estudo. Área 1 - Estação Ecológica de Jataí (EEJ), Estação Experimental de Luiz Antônio (EExLA) e seus entornos; Área 2 - Fazenda Cara Preta (FCP) e seu entorno; Área 3 - Fazenda Dois Córregos (FDC), Floresta Estadual de Cajuru (FEC) e seus entornos. Abreviações incluem AG = Corpos d'água; VND = Vegetação Nativa Densa; VNA = Vegetação Nativa Aberta; SIL = Silvicultura (plantações de *Eucalyptus* spp. and *Pinus* spp.); CA = Cana de Açúcar; AU = Áreas urbanas. Outros consiste de pastagem e plantações de laranja. Principais tipos de vegetação presentes em cada área de estudo. A – Cana de Açúcar; B – Plantação de Eucalipto (Silvicultura); C –Vegetação Nativa 32

Figura 7 – Proporção de habitats naturais e antrópicos encontrados no interior e no entorno de cada área de estudo (Áreas 1, 2 e 3). Habitats naturais são vegetação nativa densa e aberta e água (rios, represas e várzeas). Habitats antrópicos são silvicultura (*Eucalyptus* spp. and *Pinus* spp.), plantações de cana de açúcar, áreas urbanas e outros (pastagem e plantações de laranja) 33

Figura 8 – Número de fragmentos de vegetação natural densa e aberta por classe de tamanho (<1 até >2000ha) e porcentagem acumulada de área dos remanescentes de vegetação natural para todas as áreas de estudo localizadas na região nordeste do Estado de São Paulo para a Estação Ecológica de Jataí, Estação Experimental de Luiz Antônio e seu respectivo entorno (Área 1; A); Fazenda Cara Preta e seu respectivo entorno (Área 2; B); e Fazenda Dois Córregos e Floresta Estadual de Cajuru e seus respectivos entornos (Área 3; C). A figura D representa o total de fragmentos e a porcentagem de área cumulada de vegetação natural para todas as áreas de estudos 34

Figura 9 – Número de fragmentos de vegetação natural densa e aberta por classe de tamanho (<1 até >2000ha) e porcentagem acumulada de área dos remanescentes de vegetação natural para a Estação Ecológica de Jataí, Estação Experimental de Luiz Antônio e seu respectivo entorno (Área 1; A); Fazenda Cara Preta e seu respectivo entorno (Área 2; B); e Fazenda Dois Córregos e Floresta Estadual de Cajuru e seus respectivos entornos (Área 3; C) 35

LISTA DE FIGURAS – CAPÍTULO 1

Figura 1 – Localização das três áreas de estudo no nordeste do estado de São Paulo, Brasil: Área 1 – Estação Ecológica de Jataí (EEJ), Estação Experimental de Luiz Antônio (EExLA) e seus entornos (5 km a partir do perímetro das áreas de interior); Área 2 – Fazenda Cara Preta (FCP) e seu entorno; Área 3 – Fazenda Dois Córregos (FDC), Floresta Estadual de Cajuru (FEC) e seus entornos. O mapa de uso e cobertura da paisagem (1:20000) é ilustrado para todas as áreas de estudo com a localização dos pontos amostrais. Base cartográfica: Instituto Florestal de São Paulo e IBGE (2008). Projeção: UTM. Datum: SIRGAS 2000 55

Figura 2 – Instalação e fixação das armadilhas fotográficas em troncos de árvores. A – Câmera sendo acorrentada e etiquetada; B – Etiqueta presa junto à câmera com dados pessoais e informações na tentativa de diminuir as chances de roubo; C – Armadilha fotográfica fixada em uma árvore na Estação Ecológica de Jataí (EEJ) 57

Figura 3 – Curva de rarefação (S_{est}) para espécies nativas registradas por armadilhamento fotográfico nas três paisagens, incluindo interior e entorno: Área 1 - EEJ (Estação Ecológica de Jataí e Estação Experimental de Luiz Antônio/SP), Estação Experimental de Luiz Antônio (EExLA) e seus entornos; Área 2 – Fazenda Cara Preta (FCP); e Área 3 - Fazenda Dois Córregos (FDC) e Floresta Estadual de Cajuru (FEC) 66

Figura 4 – Curvas de rarefação da riqueza de espécies observada (A) e estimada (B; estimador de Jackknife 2) de mamíferos nativos com seus respectivos intervalos de confiança (IC), a partir de registros por armadilhamento fotográfico na Estação Ecológica de Jataí e Estação Experimental de Luiz Antônio/SP e no seu respectivo entorno – Área 1 68

Figura 5 – Curvas de rarefação da riqueza de espécies observada (A) e estimada (B; estimador de Jackknife 2) de mamíferos nativos com seus respectivos intervalos de confiança (IC), a partir de registros por armadilhamento fotográfico na Fazenda Cara Preta e no seu respectivo entorno – Área 2 69

Figura 6 – Curvas de rarefação da riqueza de espécies observada (A) e estimada (B; estimador de Jackknife 2) de mamíferos nativos com seus respectivos intervalos de confiança (IC), a partir de registros por armadilhamento fotográfico na Fazenda Dois Córregos e Floresta Estadual de Cajuru e no seu respectivo entorno – Área 3 70

Figura 7 – Relação entre a probabilidade condicional do cachorro doméstico ($\Psi_{condicional}$) e estimativas de probabilidade de detecção (p) para espécies ameaçadas de extinção (A) e para as não ameaçadas de extinção (B) a partir do melhor modelo ranqueado [ψ(SC + PC) p(SC + Dog)]. Intervalos de confiança (±95 % IC) associados às estimativas também são dados (linhas tracejadas) 74

Figura 8 – Relação entre a o peso corpóreo médio de cada espécie (PC) e estimativas de probabilidade de ocupação (ψ) para espécies ameaçadas de extinção (A) e para as não ameaçadas de extinção (B) a partir do melhor modelo ranqueado [ψ(SC + PC) p(SC + Dog)]. Intervalos de confiança (±95 % IC) associados às estimativas também são dados (linhas tracejadas) 75

Figura 9 – Riqueza de espécies estimada para cada grupo de estudo pela soma das probabilidades condicionais de cada espécie presente na lista total de 32 espécies de mamíferos de médio e grande porte para a região de estudo. Grupos de estudo: A1I – Interior da Estação Ecológica de Jataí (EEJ) e Estação Experimental de Luiz Antônio (EExLA); A1E – entorno da EEJ e EExLA; A2I – interior da Fazenda Cara Preta (FCP); A2E – entorno da FCP; A3I – interior da Fazenda Dois Córregos (FDC) e Floresta Estadual de Cajuru (FEC); A3E – entorno da FDC e FEC. O grau de ameaça foi baseado segundo a classificação pela lista brasileira de espécies ameaçadas (ICMBio 2014) e pela lista de espécies ameaçadas do Estado de São Paulo (Bressan et al. 2009). O erro padrão não foi reportado visto que seus valores foram iguais a zero para todos os grupos e grau de ameaça 77

LISTA DE FIGURAS – CAPÍTULO 2

Figura 1 – Localização das três áreas de estudo no nordeste do estado de São Paulo, Brasil: Área 1 – Estação Ecológica de Jataí (EEJ), Estação Experimental de Luiz Antônio (EExLA) e seus entornos (5 km a partir do perímetro das áreas de interior); Área 2 – Fazenda Cara Preta (FCP) e seu entorno; Área 3 – Fazenda Dois Córregos (FDC), Floresta Estadual de Cajuru (FEC) e seus entornos. O mapa de uso e cobertura da paisagem (1:20000) é ilustrado para todas as áreas de estudo com a localização dos pontos amostrais. Base cartográfica: Instituto Florestal de São Paulo e IBGE (2008). Projeção: UTM. Datum: SIRGAS 2000 111

Figura 2 – Tipos de cobertura da paisagem mapeados dentro de um buffer de 200 ha em cada ponto amostral do interior e do entorno (buffer 5 km) das três áreas de estudo, situadas na região nordeste do Estado de São Paulo. Área 1 – Estação Ecológica de Jataí (EEJ), Estação Experimental de Luiz Antônio (EExLA) e seus entornos; Área 2 – Fazenda Cara Preta (FCP) e seu entorno; Área 3 – Fazenda Dois Córregos (FDC), Floresta Estadual de Cajuru (FEC) e seus entornos. Base cartográfica: Instituto Florestal de São Paulo e IBGE (2008). Projeção: UTM. Datum: SIRGAS 2000 115

Figura 3 – Relação entre área urbana (ha) e estimativas de probabilidade de detecção (*p*; gráfico A) e relação entre área de vegetação nativa aberta (ha) e estimativas de probabilidade de detecção (*p*; gráfico A) para o tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) a partir do melhor modelo ranqueado (ψ(ES + Local + UA) *p*(WA + ONV + UA)). Intervalos de confiança (±95 % IC) associados às estimativas também são dados 119

Figura 4 – Estimativas de probabilidade de uso (ψ) do tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) e os intervalos de confiança associados (IC) baseado no modelo mais parcimonioso (ψ(ES + Local + AU) *p*(AG + VNA + AU)) que contém todas as covariáveis importantes em cada parâmetro. Estimativas são dadas para pontos amostrais dentro e fora de estradas não pavimentadas (ES), no interior (A) ou no entorno (B) das áreas protegidas, considerando a proporção média de área urbana (AU; 0.67 ha). ES: 0 = pontos fora da estrada; 1= pontos na estrada. Abreviações: AG = água; VNA = vegetação nativa aberta 120

LISTA DE FIGURAS – CAPÍTULO 3

Figura 1 – Localização das três áreas de estudo no nordeste do estado de São Paulo, Brasil: Área 1 – Estação Ecológica de Jataí (EEJ), Estação Experimental de Luiz Antônio (EExLA) e seus entornos (5 km a partir do perímetro das áreas de interior); Área 2 – Fazenda Cara Preta (FCP) e seu entorno; Área 3 – Fazenda Dois Córregos (FDC), Floresta Estadual de Cajuru (FEC) e seus entornos. O mapa de uso e cobertura da paisagem (1:20000) é ilustrado para todas as áreas de estudo com a localização dos pontos amostrais. Base cartográfica: Instituto Florestal de São Paulo e IBGE (2008). Projeção: UTM. Datum: SIRGAS 2000 144

Figura 2 – Estimativas dos padrões de atividade diário do tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) entre as três diferentes áreas de estudo combinadas duas a duas. A = Área 1 (Estação Ecológica de Jataí – EEJ, Estação Experimental de Luiz Antônio – EExLA – e seus entornos) e Área 2 (Fazenda Cara Preta – FCP – e respectivo entorno); B = Área 1 e Área 3 (Fazenda Dois Córregos – FDC, Floresta Estadual de Cajuru – FEC – e entornos); C = Área 2 e Área 3. As linhas verticais curtas acima do eixo x indicam as horas dos registros individuais. O coeficiente de sobreposição é a área sob o mínimo de duas estimativas de densidade, como indicado pela área sombreada em cada gráfico. A estimativa de sobreposição ($\hat{\Delta}_1$) é indicada em cada gráfico, com intervalo de confiança de 95% entre parênteses 151

Figura 3 – Estimativas dos padrões de atividade diário do tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) entre interior (linha contínua) e entorno (linha tracejada) a partir de registros para todas as áreas de estudo. As linhas verticais curtas acima do eixo x indicam as horas dos registros individuais para interior (cinza) e entorno (azul). O coeficiente de sobreposição é a área sob o mínimo de duas estimativas de densidade, como indicado pela área sombreada no gráfico. A estimativa de sobreposição ($\hat{\Delta}_1$) é indicada juntamente com o intervalo de confiança de 95% entre parênteses 152

Figura 4 – Tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) fotografado com filhote no dorso no interior da Área 1 (Estação Ecológica de Jataí – EEJ, Estação Experimental de Luiz Antônio – EExLA e entornos) no período diurno (A) e em uma estrada de terra durante a noite no entorno da Área 1 (B) 152

Figura 5 – Estimativas dos padrões de atividade diário do tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) em pontos amostrais onde não ocorreu a presença humana (linha contínua) e onde humanos não foram detectados. Foi considerado o número total de registros coletados para ambas espécies durante toda a amostragem em todas as áreas de estudo. As linhas verticais curtas acima do eixo x indicam as horas dos registros individuais para o tamanduá-bandeira (cinza) e para a presença humana (azul). O coeficiente de sobreposição é a área sob o mínimo de duas estimativas de densidade, como indicado pela área sombreada em cada gráfico. A estimativa de sobreposição ($\hat{\Delta}_1$) é indicada juntamente com o intervalo de confiança de 95% entre parênteses 153

Figura 6 – Estimativas dos padrões de atividade diário do tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) (linha contínua) e atividade antrópica (linha tracejada) para todas as áreas de estudo. A presença humana é representada por todos os tipos de registro (pessoas, veículos e máquinas agrupados). As linhas verticais curtas acima do eixo x indicam as horas dos registros individuais para o tamanduá-bandeira (cinza) e para a presença humana (azul). O coeficiente de sobreposição é a área sob o mínimo de duas estimativas de densidade, como indicado pela área sombreada no gráfico. A estimativa de sobreposição ($\hat{\Delta}_1$) é indicada juntamente com o intervalo de confiança de 95% entre parênteses 154

Figura 7 – Estimativas dos padrões de atividade diário do tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) (linha contínua) e atividade antrópica (linha tracejada) para cada área de estudo separadamente. A = Área 1 (Estação Ecológica de Jataí – EEJ, Estação Experimental de Luiz Antônio – EExLA – e seus entornos), B = Área 2 (Fazenda Cara Preta – FCP – e respectivo entorno) e C = Área 3 (Fazenda Dois Córregos – FDC, Floresta Estadual de Cajuru – FEC – e entornos). A presença humana é representada por todos os tipos de registro (pessoas, veículos e máquinas agrupados). As linhas verticais curtas acima do eixo x indicam as horas dos registros individuais para o tamanduá-bandeira (cinza) e para a presença humana (azul). O coeficiente de sobreposição é a área sob o mínimo de duas

estimativas de densidade, como indicado pela área sombreada em cada gráfico. A estimativa de sobreposição ($\hat{\Delta}_1$) é indicada juntamente com o intervalo de confiança de 95% entre parênteses 155

Figura 8 – Estimativas dos padrões de atividade diário do tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) (linha contínua) e pessoas a pé, a cavalo ou de bicicleta (A), carros e motocicletas (B) e maquinários pesados, como caminhões e tratores (C) para todas as áreas de estudo. Foi considerado o número total de registros coletados para ambas espécies durante toda a amostragem em todas as áreas de estudo. As linhas verticais curtas acima do eixo x indicam as horas dos registros individuais para o tamanduá-bandeira (cinza) e para a presença humana (azul). O coeficiente de sobreposição é a área sob o mínimo de duas estimativas de densidade, como indicado pela área sombreada em cada gráfico. A estimativa de sobreposição ($\hat{\Delta}_1$) é indicada juntamente com o intervalo de confiança de 95% entre parênteses 155

Figura 9 – Estimativas dos padrões de atividade diário do tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) (linha contínua) e pessoas a pé, a cavalo ou de bicicleta (A-C), carros e motocicletas (D-F) e maquinários pesados, como caminhões e tratores (G-I) para cada área de estudo. A presença humana é representada pela linha tracejada em cada gráfico. As colunas representam cada área de estudo: coluna 1 = Área 1 (A, D, G; Estação Ecológica de Jataí – EEJ, Estação Experimental de Luiz Antônio – EExLA – e seus entornos), coluna 2 = Área 2 (B, E, H; Fazenda Cara Preta – FCP – e respectivo entorno) e coluna 3 = Área 3 (C, F, I; Fazenda Dois Córregos – FDC, Floresta Estadual de Cajuru – FEC – e entornos). As linhas verticais curtas acima do eixo x indicam as horas dos registros individuais para o tamanduá-bandeira (cinza) e para a presença humana (azul). O coeficiente de sobreposição é a área sob o mínimo de duas estimativas de densidade, como indicado pela área sombreada em cada gráfico. A estimativa de sobreposição ($\hat{\Delta}_1$) é indicada juntamente com o intervalo de confiança de 95% entre parênteses.....156

ANEXO

Figura 10 – Relação entre os registros diurnos e noturnos do tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) e o local de instalação das armadilhas fotográficas (interior e entorno) nas três paisagens de estudo: Área 1 – Estação Ecológica de Jataí (EEJ), Estação Experimental de Luiz Antônio (EEJ+EExLA) e entorno; Área 2 – Fazenda Cara Preta (FCP) e entorno; Área 3 – Fazenda Dois Córregos (FDC), Floresta Estadual de Cajuru (FDC+FEC) e entorno.....170

Figura 11 – Relação entre os registros diurnos, noturnos e crepusculares dos três tipos de perturbação humana (A-C) entre interior e entorno das três paisagens de estudo: Área 1 – Estação Ecológica de Jataí (EEJ), Estação Experimental de Luiz Antônio (EEJ+EExLA) e entorno; Área 2 – Fazenda Cara Preta (FCP) e entorno; Área 3 – Fazenda Dois Córregos (FDC), Floresta Estadual de Cajuru (FDC+FEC) e entorno. A – Registros de pessoas a pé, a cavalo ou de bicicleta (‘leve’), B – registros de carros e motocicletas (‘moderado’), C – registros de caminhões e tratores (‘pesado’) 170

LISTA DE TABELAS – PREAMBULO

Tabela 1 – Tamanho (hectares) e proporção das classes de uso mapeadas para cada área de estudo. Área 1 - Estação Ecológica de Jataí (EEJ), Estação Experimental de Luiz Antônio (EExLA) e seus entornos; Área 2 - Fazenda Cara Preta (FCP) e seu entorno; Área 3 - Fazenda Dois Córregos (FDC), Floresta Estadual de Cajuru (FEC) e seus entornos. Abreviações incluem AG = Corpos d'água, incluindo rios represas e, principalmente, várzeas; VND = Vegetação Nativa Densa; VNA = Vegetação Nativa Aberta; SIL = Silvicultura (plantações de *Eucalyptus* spp. and *Pinus* spp.); CA = Cana de Açúcar; AU = Áreas urbanas. Outros consiste de pastagem e plantações de laranja.....29

LISTA DE TABELAS – CAPÍTULO 1

Tabela 1 – Cronograma de amostragem das três áreas de estudo nas estações seca de 2013 e 2014 (meses indicados pelas iniciais – abril a setembro). Cada ponto amostral abrigou uma armadilha-fotográfica durante 30 dias. Metade dos pontos amostrais foi distribuído na área do interior das áreas protegidas e a outra metade na paisagem de entorno (Local). Áreas de estudo: Área 1 - Estação Ecológica de Jataí (EEJ), Estação Experimental de Luiz Antônio (EExLA) e seus entornos; Área 2 - Fazenda Cara Preta (FCP) e seu entorno; Área 3 - Fazenda Dois Córregos (FDC), Floresta Estadual de Cajuru (FEC) e seus entornos. A EEJ e a EExLA assim como a FDC junto com a FEC foram amostradas em conjunto visto que as áreas são contíguas (veja Figura 1) 56

Tabela 2 – Lista das espécies de mamíferos de médio e grande porte observadas nas áreas de estudo, com seus respectivos tipos e número de registros. Áreas de estudo: Área 1 - Estação Ecológica de Jataí (EEJ), Estação Experimental de Luiz Antônio (EExLA) e seus entornos; Área 2 - Fazenda Cara Preta (FCP) e seu entorno; Área 3 - Fazenda Dois Córregos (FDC), Floresta Estadual de Cajuru (FEC) e seus entornos. *Espécies exóticas ou **domésticas. Tipo de registro: VE = vestígios (pegadas, fezes, arranhados, carcaça), OD = observação direta, VO = vocalização e AF = armadilha fotográfica. Categorias de ameaça: VU = vulnerável e CR = criticamente ameaçada. Em letra maiúscula está a classificação de ameaça segundo a lista brasileira de espécies ameaçadas (ICMBio 2014) e em minúscula segundo a lista de espécies ameaçadas do Estado de São Paulo (Bressan et al 2009) 63

Tabela 3 – Lista das espécies de mamíferos de médio e grande porte nativas detectadas (23) por área (A1, A2 e A3) e por local de instalação da armadilha fotográfica (interior – I; ou entorno – E), com seus respectivos pesos corpóreo médio (Kg) e grau de ameaça (não ameaçada – 0; ou ameaçada de extinção – 1) para a espécie. Espécies não detectadas são marcadas por " ". Grupos de estudo: A1I – Interior da Estação Ecológica de Jataí (EEJ) e Estação Experimental de Luiz Antônio (EExLA); A1E – entorno da EEJ e EExLA; A2I – interior da Fazenda Cara Preta (FCP); A2E – entorno da FCP; A3I – interior da Fazenda Dois Córregos (FDC) e Floresta Estadual de Cajuru (FEC); A3E – entorno da FDC e FEC. O grau de ameaça foi baseado segundo a classificação pela lista brasileira de espécies ameaçadas (ICMBIO 2014) e pela lista de espécies ameaçadas do Estado de São Paulo (BRESSAN et al., 2009) 72

Tabela 4 – Resultado da seleção de modelos do primeiro passo para a modelagem da probabilidade de detecção (*p*) para o total de 32 espécies de mamíferos de médio e grande porte nas seis áreas de estudo no nordeste do Estado de São Paulo, Brasil. *p* foi modelado como uma função do status de conservação da espécie (SC) e $\Psi_{condicional}$ do cachorro doméstico (Dog). Ψ foi fixado na forma de 4 modelos interativos em função do status de conservação da espécie (SC), peso corpóreo médio para cada espécie (PC), áreas de estudo (Area) e interior ou entorno (Local). O sinal positivo (+) significa um efeito aditivo e o sinal multiplicativo (*) significa um efeito interativo entre duas covariáveis testadas 73

Tabela 5 – Peso cumulativo dos modelos (w_{cum}) para todas as covariáveis consideradas no primeiro (probabilidade de detecção (*p*)) e segundo passo (ocupação (ψ)) das análises. Estimativas do tamanho do efeito (β) para as covariáveis são dados a partir do modelo mais parcimonioso [ψ(SC + PC) *p*(SC + Dog)]. Estimativas de β e seus intervalo de confiança de 95% (IC) são dados em escala *logit*. Abreviações: SC – status de conservação das

espécies; Dog – probabilidade condicional do cachorro doméstico; PC – peso corpóreo; Local = interior ou entorno; Área – Área 1, 2 ou 3 73

Tabela 6 – Resultado da seleção de modelos do segundo passo para a modelagem da probabilidade de ocupação (Ψ) para o total de 32 espécies de mamíferos de médio e grande porte nas seis áreas de estudo no nordeste do Estado de São Paulo, Brasil. *p* foi modelado como uma função do status de conservação da espécie (SC) e $\Psi_{condicional}$ do cachorro doméstico (Dog). Ψ foi modelado em função do status de conservação da espécie (SC), peso corpóreo médio para cada espécie (PC), áreas de estudo (Area) e interior ou entorno (Local). O sinal positivo (+) significa um efeito aditivo entre duas covariáveis testadas 75

Tabela 7 – Probabilidade condicional de ocupação para cada uma das 32 espécies de mamíferos de médio e grande porte, das quais 23 foram detectadas pelas armadilhas fotográficas e 9 espécies não foram detectadas (identificadas por " "), mas possivelmente ocorrem na região de estudo. As probabilidades são dadas por grupos de estudo: A1I – Interior da Estação Ecológica de Jataí (EEJ) e Estação Experimental de Luiz Antônio (EExLA); A1E – entorno da EEJ e EExLA; A2I – interior da Fazenda Cara Preta (FCP); A2E – entorno da FCP; A3I – interior da Fazenda Dois Córregos (FDC) e Floresta Estadual de Cajuru (FEC); A3E – entorno da FDC e FEC 76

LISTA DE TABELAS – CAPÍTULO 2

Tabela 1 – Cronograma de amostragem das três áreas de estudo nas estações seca de 2013 e 2014 (meses indicados pelas iniciais – abril a setembro). Cada ponto amostral abrigou uma armadilha-fotográfica durante 30 dias. Metade dos pontos amostrais foi distribuído na área do interior das áreas protegidas e a outra metade na paisagem de entorno. Áreas de estudo: Área 1 - Estação Ecológica de Jataí (EEJ), Estação Experimental de Luiz Antônio (EExLA) e seus entornos; Área 2 - Fazenda Cara Preta (FCP) e seu entorno; Área 3 - Fazenda Dois Córregos (FDC), Floresta Estadual de Cajuru (FEC) e seus entornos. A EEJ e a EExLA assim como a FDC junto com a FEC foram amostradas em conjunto visto que as áreas são contíguas (veja Figura 1) 112

Tabela 2 – Nome da covariável, explicação, variação dos valores e relação esperada *a priori* para a probabilidade de detecção e ocupação do tamanduá-bandeira no Cerrado, Brasil. As relações esperadas foram baseadas em estudos prévios e nas próprias hipóteses. Na = não se aplica 114

Tabela 3 – Peso cumulativo dos modelos (w_{cum}) para todas as covariáveis consideradas no primeiro (probabilidade de detecção (*p*)) e segundo passo (ocupação (ψ)) das análises. Estimativas do tamanho do efeito (β) para as covariáveis são dados a partir do modelo mais parcimonioso [(ψ(ES + Local + AU) *p*(AG + VNA + AU)]. Estimativas de β e seus intervalo de confiança de 95% (IC) são dados em escala *logit*. Veja as abreviações das covariáveis na Tabela 1 118

Tabela 4 – Resultado da seleção de modelos para os 10 melhores modelos ranqueados (176 no total) consistindo da probabilidade de uso (ψ) e detecção (*p*) do tamanduá-bandeira nas três áreas de estudo no nordeste do Estado de São Paulo, Brasil. Ψ and *p* foram modelados como uma função de: área (Area); interior ou entorno (Local); dentro ou fora de estradas não pavimentadas (ES); $\Psi_{condicional}$ do cachorro doméstico (Dog); área (ha) de corpos d'água (AG), vegetação nativa fechada (VNF), vegetação nativa aberta (VNA), cana de açúcar (CA), silvicultura (SIL) e área urbana (AU). O sinal positivo (+) significa um efeito aditivo entre duas ou mais covariáveis testadas.....120

LISTA DE TABELAS – CAPÍTULO 3

Tabela 1 – Cronograma de amostragem das três áreas de estudo nas estações seca de 2013 e 2014 (meses indicados pelas iniciais – abril a setembro). Cada ponto amostral abrigou uma armadilha-fotográfica durante 30 dias. Metade dos pontos amostrais foi distribuído na área do interior das áreas protegidas e a outra metade na paisagem de entorno. Áreas de estudo: Área 1 - Estação Ecológica de Jataí (EEJ), Estação Experimental de Luiz Antônio (EExLA) e seus entornos; Área 2 - Fazenda Cara Preta (FCP) e seu entorno; Área 3 - Fazenda Dois Córregos (FDC), Floresta Estadual de Cajuru (FEC) e seus entornos. A EEJ e a EExLA assim como a FDC junto com a FEC foram amostradas em conjunto visto que as áreas são contíguas (veja Figura 1) 145

Tabela 2 – Número de registros por armadilhas fotográficas de tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) e de presença humana (*Homo sapiens*). A presença humana foi dividida em três diferentes tipos de registros: leve – pessoas a pé, a cavalo ou bicicleta; moderado – carros e motocicletas; pesado – maquinários de grande porte, como tratores e caminhões 149

Tabela 3 - Resultado da seleção de modelos das análises de co-ocorrência entre o tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) e o homem, consistindo da probabilidade de uso (ψ) e detecção (p) de ambas as espécies nas três áreas de estudo no nordeste do Estado de São Paulo, Brasil. Todos os parâmetros foram modelados sem função de covariáveis. ψ^{A}: probabilidade de ocupação da espécie dominante A; ψ^{Ba}: probabilidade de ocupação de B, dado que A está ausente; ψ^{BA}: probabilidade de ocupação da espécie subordinada B, dado que a espécie A está presente; p^{A}: probabilidade de detecção de A, dado que B está ausente; p^{B}: probabilidade de detecção de B, dado que A está ausente; r^{A}: probabilidade de detecção de A, dado que ambas as espécies estão presentes; r^{BA}: probabilidade de detecção de B, dado que ambas estão presentes e A é detectada; r^{Ba}: probabilidade de detecção de B, dado ambas estão presentes e A não é detectada. O sinal de igualdade (=) significa que os parâmetros estimados são iguais. Os parâmetros ψ^{A}, p^{A} e r^{A} são mantidos iguais em todos os modelos, visto que são referentes ao homem e não houve interesse em modelá-los. As hipóteses de cada modelo seguem no rodapé da tabela 150

SUMÁRIO

PREAMBULO: O passado e o presente do Cerrado no nordeste do Estado de São Paulo 20

1. Devastação do Cerrado: no Brasil e no Estado de São Paulo 20
2. O maior remanescente de cerrado no nordeste de SP: Estação Ecológica de Jataí (EEJ). 23
3. Áreas de estudo: descrição e mapeamento do uso e cobertura do solo 26
4. Conclusões 36

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS 38

CAPITULO 1: Importância de Áreas Protegidas e Zonas de Amortecimento na manutenção da diversidade de mamíferos do Cerrado no nordeste de São Paulo, Brasil. 44

RESUMO 44

ABSTRACT 46

1. INTRODUÇÃO 47
   - 1.1. Os mamíferos no Cerrado 47
   - 1.2. Áreas protegidas e zonas de amortecimento 48
   - 1.3. Ocupação da paisagem como alternativa analítica 50
2. OBJETIVOS E HIPÓTESES 53
3. MATERIAL E MÉTODOS 54
   - 3.1. Área de estudo 54
   - 3.2. Armadilhamento fotográfico e coleta de dados 55
   - 3.3. Análise dos dados 57
     - 3.3.1. Lista de espécies e curvas de rarefação 57
     - 3.3.2. Estimativa de riqueza de espécies por modelos de ocupação *single- season* 58
     - 3.3.3. Pressupostos do desenho amostral 61
4. RESULTADOS 62
   - 4.1. Inventário e Estimativa de Riqueza de Espécies por *Jackknife* 62
   - 4.2. Estimativa de riqueza de espécies por modelagem de ocupação 70
5. DISCUSSÃO 78
   - 5.1. Inventário de espécies de mamíferos terrestres de médio e grande porte 78
   - 5.2. Estimativa de riqueza de espécies 80
6. CONCLUSÕES 88

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS 89

CAPITULO 2: Impactos antrópicos em uma espécie bandeira do Cerrado: uso do espaço pelo tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) no interior de São Paulo . 105
RESUMO 105
ABSTRACT 106
1. INTRODUÇÃO 107
2. MATERIAL E MÉTODOS 110
2.1. Área de estudo 110
2.2. Descrição da paisagem 111
2.3. Armadilhamento fotográfico e coleta de dados 111
2.4. Análise dos dados 113
3. RESULTADOS 117
4. DISCUSSÃO 121
5. CONCLUSÕES 126
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS 127

CAPÍTULO 3: Impactos antrópicos em uma espécie bandeira do Cerrado: uso do tempo pelo tamanduá-bandeira no interior de São Paulo 135
RESUMO 135
ABSTRACT 137
1. INTRODUÇÃO 139
2. OBJETIVOS E HIPÓTESES 142
3. MATERIAL E MÉTODOS 143
3.1. Área de estudo 143
3.2. Armadilhamento fotográfico e coleta de dados 144
3.3. Análise dos dados 145
3.3.1. Co-ocorrência entre tamanduá-bandeira e presença humana 145
3.3.2. Período de Atividade 147
4. RESULTADOS 149
5. DISCUSSÃO 157
6. CONCLUSÕES 162
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS 163
ANEXO 170

PREAMBULO: O passado e o presente do Cerrado no nordeste do Estado de São Paulo

1. Devastação do Cerrado: no Brasil e no Estado de São Paulo

O Cerrado brasileiro ocupa mais de 2 milhões km^2, aproximadamente 24% do território nacional (IBGE, 2004), e é considerado a maior, mais rica e possivelmente a mais ameaçada savana tropical do mundo (SILVA; BATES, 2002). Considerado como um *hotspot* mundial da biodiversidade (MYERS et al., 2000), o Cerrado contém a mais rica flora dentre as savanas do mundo (>7.000 espécies) e abriga uma porcentagem expressiva de espécies endêmicas de répteis, anfíbios, aves e mamíferos, os quais vêm sofrendo perdas excepcionais de seus habitats (MENDONÇA et al., 1998; KLINK; MACHADO, 2005).

A transformação do cerrado em agriculturas associada ao processo de ocupação humana no interior do país é resultado de uma combinação de fatores, incluindo o crescimento na demanda de produtos agrícolas no Brasil e no exterior, investimentos públicos em infraestrutura, avanços tecnológicos na ciência agronômica e a implementação de políticas públicas para desenvolvimento regional, particularmente durante o período de 1968-1980 (KLINK; MOREIRA, 2002). Com isso, houve uma aceleração no processo de conversão da vegetação natural do cerrado em áreas de produção de *commodities* agropecuárias, principalmente soja, milho, cana de açúcar e silvicultura. Um estudo concluiu que 55% do cerrado já foram desmatados ou transformados pela ação humana (MACHADO et al., 2004a), o que equivale a uma área quase três vezes a área desmatada na Amazônia brasileira. Essas transformações têm ocasionado impactos ambientais consideráveis, como a redução e fragmentação de habitats, perda de biodiversidade, invasão de espécies exóticas, invasão biológica por gramíneas africanas, erosão dos solos, contaminação de aquíferos, alterações nos regimes de queimadas, desequilíbrios no ciclo do carbono e possivelmente modificações climáticas regionais (MACHADO et al., 2004a; KLINK; MACHADO, 2005).

Apesar do reconhecimento de sua importância biológica, do seu acelerado processo de degradação e do elevado número de espécies de plantas e animais em risco de extinção, o Cerrado, entre todos os *hotspots* mundiais, é o que possui a menor porcentagem de áreas sobre proteção integral. Apenas 8,21% de seu território está legalmente protegido por unidades de conservação e, desse total, 2,85% são unidades de conservação de proteção integral e 5,36% de unidades de conservação de uso sustentável, evidenciando um esforço de conservação do bioma muito inferior ao da Amazônia (SANO et al., 2010 - MMA). Com isso, estima-se que 20% das espécies ameaçadas ou endêmicas não ocorram nas áreas legalmente protegidas, expondo essas

diversas espécies às áreas mais degradadas e mais susceptíveis aos impactos ambientais e, consequentemente, às maiores chances de extinção (MACHADO et al., 2004b).

Isso não ocorre de forma diferente no estado de São Paulo. O cerrado foi considerado uma das vegetações mais devastadas no estado e continua sendo rapidamente destruída em um processo ainda mais acelerado do que no restante do país (DURIGAN et al., 2007). O cerrado paulista ocupava, no início do século XIX, cerca de 14% a 18% da superfície do estado (VICTOR, 1975; KRONKA et al., 1998; KRONKA et al., 2005) e encontrava-se relativamente bem preservado até a metade do século XX. Em 1962, segundo Borgonovi e Chiarini (1965), esta vegetação, com todas as suas fitofisionomias, cobria 33.929 km^2 (13,7% do Estado). Onze anos depois, restavam apenas 4,2% (SERRA FILHO et al., 1974). Já em 2002, a área total remanescente era de apenas 0,81% do estado (KRONKA et al., 2005), comprovando a rápida destruição desse bioma no estado.

Devido a uma lei federal, em 1988, proibindo qualquer exploração ou desmatamento da Mata Atlântica (Decreto 750, Brasil, 1993), o cerrado e até mesmo as áreas ecótonas começaram a ser as únicas áreas possíveis para conversão em agriculturas e pastagens no estado, acelerando ainda mais a destruição da vegetação de cerrado já escassa e não protegida. A rápida redução de área a que vem sendo submetido o cerrado paulista, ao longo das últimas três décadas, é decorrente, principalmente, do desenvolvimento econômico do estado, incluindo a expansão de culturas com tecnologias avançadas e a ampliação das redes de estradas e áreas urbanas (TILMAN et al., 2001; DURIGAN et al., 2007; WITTEMYER et al., 2008; GARDNER et al., 2009; DEFRIES et al., 2010). Como consequência, o cerrado paulista foi reduzido a milhares de pequenos fragmentos que correspondem a menos de 7% da sua área nativa original (0,81% do estado; VICTOR, 1975; KRONKA et al., 1998; KRONKA et al., 2005; DURIGAN et al., 2007). Deste remanescente, somente 6.5% é designado como áreas de proteção integral, as quais estão rodeadas por cana de açúcar, pastagens, silvicultura e áreas urbanas (METZGER; RODRIGUES, 2008).

Diante de todas essas constatações, considera-se que o melhor caminho para a conservação efetiva dos remanescentes de cerrado no Estado de São Paulo é transformá-los em unidades de conservação (SILVA, 2000; KLINK; MACHADO, 2005). Ainda, visto que uma importante parte da diversidade do Cerrado brasileiro não está incluída nessa rede de áreas estritamente protegidas (MACHADO et al., 2004b), as Áreas de Preservação Permanente (APPs) e as Reservas Legais (RLs), designadas pelo Código Florestal Brasileiro, possuem um papel chave na conservação e manutenção das espécies e devem ser protegidas e restauradas (METZGER; RODRIGUES, 2008).

Portanto, a grande extensão das modificações ambientais já ocorridas e o status de ameaça de muitas espécies têm provocado o surgimento de iniciativas de conservação por parte do governo, das ONGs, da academia e mesmo do setor privado na busca da conservação do Cerrado. Os problemas ambientais provocados podem ser resolvidos ou amenizados, particularmente, por meio do fortalecimento e ampliação do sistema de áreas protegidas, da criação de parcerias com o setor produtivo, o direcionamento de políticas governamentais efetivas e ações públicas adequadas para atividades agrícolas sustentáveis, como o maior controle sobre o uso dos insumos agrícolas para proteção dos mananciais e nascentes e o uso do plantio direto para redução da erosão do solo, além de maiores recursos ao desenvolvimento e divulgação de pesquisas científicas (SILVA, 2000; KLINK; MOREIRA, 2002; KLINK; MACHADO, 2005).

2. O maior remanescente de cerrado no nordeste de SP: Estação Ecológica de Jataí (EEJ)

A região nordeste do estado, a qual está atualmente entre as mais desenvolvidas, foi bastante explorada para o cultivo de café a partir de meados do século XIX e início do século XX (VICTOR, 1975). A expansão cafeeira para o nordeste paulista exerceu forte pressão, provocando alterações significativas na ocupação e exploração da terra, o qual centrava-se no uso para subsistência e criação de gado. Posteriormente, com políticas públicas empregadas na região, especialmente o Programa Nacional do Álcool, houve a expansão do cultivo de cana de açúcar (KRONKA et al., 1998; KOTCHETKOFF-HENRIQUES, 2003) e a região perdeu 60% da sua cobertura de vegetação original entre 1962 e 1992 (KRONKA et al., 1993). Atualmente, a vegetação natural encontra-se muito reduzida e isolada em paisagens fragmentadas e a agricultura e pecuária já correspondem a 79% da região nordeste, sendo a monocultura de cana de açúcar a mais representativa (44%; QUARTAROLI/EMBRAPA, 2006). Por essa razão, as unidades de conservação (UCs) públicas desempenham papel fundamental na manutenção dos ecossistemas nativos e na conservação e preservação das espécies e dos recursos naturais, mas ainda continuam a sofrer pressão das áreas antropizadas nos seus entornos. Os dois maiores remanescentes de cerrado protegidos como UCs de proteção integral no estado de São Paulo estão situados na região nordeste: a Gleba Cerrado Pé-de-Gigante (1.212,9 ha) (KORMAN, 2003), pertencente ao Parque Estadual de Vassununga (PEV), e a Estação Ecológica de Jataí (9.010,7 ha) (Decreto 47.096/SP, 18 de setembro de 2002), permanecendo separados por apenas três km de distância.

A EEJ, antiga “Fazenda Jatahy”, apresenta interessantes informações históricas sobre o uso e ocupação da região, começando sua história a partir de restos de tijolos do fim do século XIX quando a área da fazenda era propriedade do senhor Frederico Branco. Em meados de 1925, sob a nova apropriação do senhor Joaquim Augusto Ribeiro do Vale, a fazenda passou a ter o café e a pecuária como as principais fontes de renda, podendo ser encontrados vestígios do “Porto Jatahy” no rio Mogi-Guaçu para escoamento do café (ANDRIOLLI, 2006). Com a queda da bolsa de Nova York (EUA) em 1929 e consequente declínio do ciclo econômico do café em 1945, a Fazenda Jatahy tornou-se propriedade da Companhia Mogiana de Estradas de Ferro. A cafeicultura e a pecuária tiveram suas atividades reduzidas, e substituídas pelo cultivo do eucalipto, utilizado principalmente como combustível para as locomotivas de estrada de ferro (ANDRIOLLI, 2006). Estas mudanças no uso e ocupação do solo contribuíram significativamente para a diminuição da cobertura nativa vegetal regional, principalmente do

cerrado (TOLEDO FILHO, 1984). No ano de 1959, a área passou a pertencer ao Governo do Estado de São Paulo e ficou sob a administração do Instituto Florestal (IF), que iniciou o plantio de eucalipto e a transformou em uma estação experimental, cuja madeira das florestas plantadas pudesse atender à demanda existente e diminuir a exploração sobre às florestas naturais (MAROTI; SANTOS, 2001). Em 15 de junho de 1982 (Decreto Estadual nº 37.536), com a finalidade de proteger a integridade dos ecossistemas terrestres e aquáticos contidos na área em questão e garantir sua utilização para fins educacionais e científicos, foi criada a EEJ, possuindo inicialmente 4.532 ha que faziam divisa com os 6.267 ha da Estação Experimental de Luís Antônio (EExLA). Em 18 de setembro de 2002, o decreto 47.096/SP, assinado pelo governador Geraldo Alckmin, ampliou a área da EEJ para 9.010,7 ha, distribuídos em duas glebas, sobre áreas antes pertencentes à EExLA, a qual possui hoje apenas 2.021 ha, totalizando uma área de 11.031,7 ha entre as duas UCs.

Atualmente, a EEJ e a EExLA são compostas por três áreas disjuntas: a) Gleba A, a maior de entre as três, envolve parte da EEJ e é contínua à área da EExLA, onde atualmente há plantações de eucaliptos e pinheiros, algumas delas cortadas e/ou abandonadas, além de remanescentes secundários de fisionomias de cerrado (*sensu stricto* e cerradão) e de floresta semidecídua; b) Gleba Oitocentos Alqueires, predominantemente de cerradão, está separada da gleba anterior por uma área queimada em processo de regeneração, sem manejo, e uma estrada que dá acesso principalmente à cidade de Luiz Antônio e à balsa do rio Mogi-Guaçu; c) Gleba B, também com vegetação predominante de cerradão, está separada da gleba A por uma estrada com intenso tráfico de veículos leves e pesados (estrada da International Paper do Brasil Ltda.). A UC é atualmente gerenciada pela Fundação Florestal de São Paulo.

A EEJ abriga uma fauna identificada em 478 espécies de vertebrados (LEONEL et al., 2010), sendo 32 táxons da fauna silvestre ameaçada de extinção. Entre os mamíferos encontram-se espécies como o tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*), o lobo guará (*Chrysocyon brachyurus*), a onça parda (*Puma concolor*), (TALAMONI et al., 2000; LYRA-JORGE, 2008; 2010), o cervo-do-pantanal (*Blastocerus dichotomus*; FIGUEIRA et al., 2005) e a anta (*Tapirus terrestris*), recentemente encontrada na gleba A da EEJ (RODRIGUES et al., 2014). Segundo Pires e colaboradores (2000a; 2000b), a EEJ vem sofrendo diversas ameaças à sua biodiversidade, principalmente pela caça, pesca, introdução de animais e vegetais exóticos, entrada de agrotóxicos, fogo e isolamento de outras áreas naturais.

Portanto, o processo de destruição e fragmentação do cerrado na região iniciou-se a dezenas de anos atrás e ainda continua em andamento. Hoje, com os avanços nas pesquisas cientificas, torna-se importante entender como as espécies estão usando a paisagem nativa e

protegida em contraste com a paisagem alterada pelo homem no entorno dos remanescentes. A forma e a intensidade de uso da paisagem pelas espécies frente às ameaças são extremamente relevantes e podem ajudar a direcionar as propostas para a conservação da biodiversidade, como a criação de novas áreas protegidas, a conectividade entre os principais remanescentes de vegetação nativa (por exemplo, a criação de corredores de vegetação natural conectando EEJ à Gleba Pé de Gigante do Parque Estadual de Vassununga) e o estabelecimento e implementação adequada de uma zona de amortecimento em torno das UCs a fim de efetivar a proteção nas mesmas.

3. Áreas de estudo: descrição e mapeamento do uso e cobertura do solo

O estudo foi conduzido na região nordeste do estado de São Paulo e as três áreas de estudo estão localizadas nos municípios de Luiz Antônio, São Simão, Altinópolis e Cajuru (Figura 1). O clima da região é o tropical savânico (típico de zonobioma II, segundo WALTER, 1986) com uma estação anual seca (abril a setembro) e uma chuvosa (outubro a março) (KLINK; MACHADO, 2005). As temperaturas médias anuais variam entre 15°C e 34°C (MARTINS, 1979).

As amostragens foram conduzidas em três áreas (Figura 1): A Área 1 inclui a Estação Ecológica de Jataí (EEJ), a qual é o maior e mais protegido remanescente de Cerrado em São Paulo (9013 ha), e a Estação Experimental de Luiz Antônio (EExLA; 2009 ha), vizinha à UC. A área 2, Fazenda Cara Preta (FCP; 4546 ha), é composta principalmente por Áreas de Preservação Permanente (APPs) pertencentes à empresa de papel e celulose International Paper Ltda. A área 3 inclui duas propriedades: a Fazenda Dois Córregos (FDC), uma área protegida privada pertencente à mesma empresa, com 2017 ha de Reserva Legal (RL); e a Floresta Estadual de Cajuru (FEC), uma UC de uso sustentável (plantações de Pinus para produção de resina) com 2081 ha (Figura 1). A FDC e a FEC foram consideradas como uma única área devido à sua proximidade.

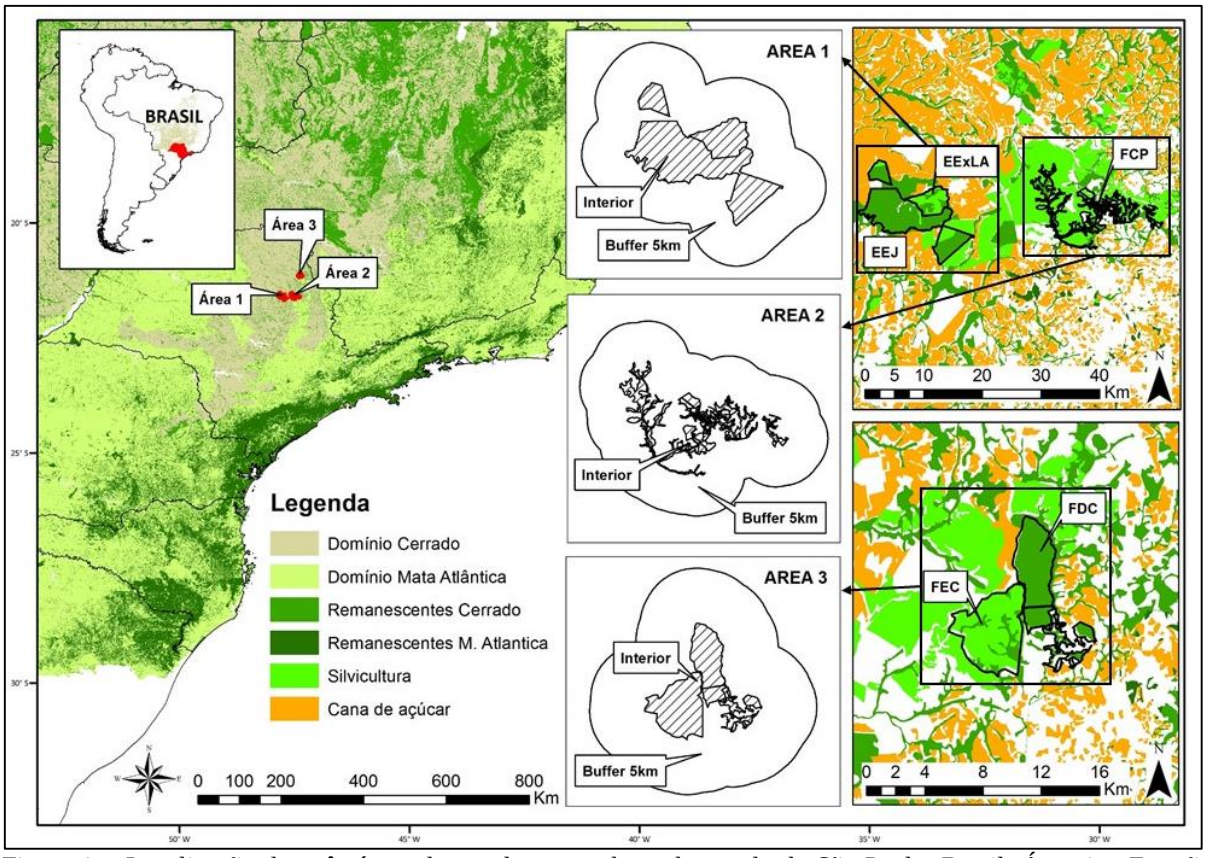

Figura 1 – Localização das três áreas de estudo no nordeste do estado de São Paulo, Brasil: Área 1 – Estação Ecológica de Jataí (EEJ), Estação Experimental de Luiz Antônio (EExLA) e seus entornos (5 km a partir do perímetro das áreas de interior); Área 2 – Fazenda Cara Preta (FCP) e seu entorno; Área 3 – Fazenda Dois Córregos (FDC), Floresta Estadual de Cajuru (FEC) e seus entornos. O mapa de uso e cobertura da paisagem (1:20000) é ilustrado para todas as áreas de estudo. Base cartográfica: Instituto Florestal de São Paulo e IBGE (2008). Projeção: UTM. Datum: SIRGAS 2000.

Como muitas outras regiões intensamente exploradas pelo homem, a região de estudo é um mosaico formado por fragmentos de vegetação nativa e extensivas áreas de monoculturas, especialmente cana de açúcar, silvicultura e laranja (SHIDA; PIVELLO, 2002; SHIDA, 2005; DURIGAN et al., 2007). A cobertura vegetal nativa da região é composta por fragmentos de diferentes fisionomias ocorrentes no bioma Cerrado, incluindo vegetações abertas, como os Campos sujos e Cerrado *sensu stricto*, e vegetações densas, como o Cerradão, além da Floresta Estacional Semidecídua (TOPPA, 2004; SHIDA, 2005).

Um *buffer* com raio de 5 km a partir do perímetro das áreas de estudo foi delineado, equivalente ao *buffer* (zona de amortecimento) de 5 km designado pelo Plano de Manejo da EEJ (LEONEL et al., 2010; Figura 1). Os tipos de cobertura da paisagem foram interpretados e classificados para cada área de estudo, dentro das áreas protegidas (“interior”) e dos *buffers* dos seus respectivos entornos (5 km; “entorno”), os quais foram representados por áreas naturais, corpos d’água e áreas antrópicas. As áreas naturais foram representadas pelas feições de vegetação nativa densa (Cerradão, Florestas Decídua e Semidecídua e Mata Ciliar) e

vegetação nativa aberta (Cerrado *stricto sensu*, Campos e Áreas em Regeneração). Os corpos d'água foram representados por represas, rios e várzeas. Quanto às áreas antrópicas, elas foram divididas em silvicultura (*Pinus* spp. e *Eucalyptus* spp.), cana de açúcar, áreas urbanas e "outras" (pastagem e plantações de laranja).

O mapa de uso e cobertura da paisagem foi derivado a partir da classificação e interpretação de ortofotografias georreferenciadas de 2010 (Instituto Geográfico e Cartográfico do Estado de São Paulo - IGC) e dados coletados em campo de forma a complementar as classificações. As ortofotos apresentam alta resolução espacial (3m), o que permitiu um mapeamento preciso e detalhado dos tipos de cobertura da paisagem em uma escala de 1:20.000. O sistema de coordenadas em UTM e o Datum Córrego Alegre foram adotados. O processamento digital das imagens foi realizado através do mapeamento manual de cada feição nos programas Quantum GIS v.2.2.0 (QUANTUM GIS DEVELOPMENT TEAM, 2015) and ArcGIS v.10.1 (ESRI, 2011, 80 New York Street, Redlands, CA, EUA), baseando-se em coordenadas geográficas coletadas em campo com seus respectivos tipos de cobertura do solo, na tentativa de refinar o mapeamento e estimar a exatidão do mapa temático. A ferramenta Kappa tool disponibilizada no ArcGIS v.10.1 foi utilizada para calcular o coeficiente de concordância Kappa para a validação do mapeamento (CONGALTON, 1991). Para isso, 200 pontos aleatórios foram distribuídos proporcionalmente entre as classes de feições nas três paisagens de estudo, os quais foram, então, classificados pelas imagens de satélite do Google Earth®. Essa classificação foi comparada com o mapeamento prévio e foi obtido um índice de concordância geral entre o mapeamento e a validação de 80,2%, demonstrando uma alta confiabilidade dos mapas produzidos pelo Laboratório de Ecologia e Conservação coordenado pelo Dr. Adriano G Chiarello. A tabela 1 apresenta o tipo de cobertura, o tamanho em hectares e a porcentagem representativa na paisagem final de cada área de estudo e nos seus respectivos interior e entorno.

Tabela 1 – Tamanho (hectares) e proporção das classes de uso mapeadas para cada área de estudo. Área 1 - Estação Ecológica de Jataí (EEJ), Estação Experimental de Luiz Antônio (EExLA) e seus entornos; Área 2 - Fazenda Cara Preta (FCP) e seu entorno; Área 3 - Fazenda Dois Córregos (FDC), Floresta Estadual de Cajuru (FEC) e seus entornos. Abreviações incluem AG = Corpos d'água, incluindo rios represas e, principalmente, várzeas; VND = Vegetação Nativa Densa; VNA = Vegetação Nativa Aberta; SIL = Silvicultura (plantações de *Eucalyptus* spp. and *Pinus* spp.); CA = Cana de Açúcar; AU = Áreas urbanas. Outros consiste de pastagem e plantações de laranja.

Área de Estudo		**Feições de cobertura da paisagem**							
		AG	**VND**	**VNA**	**SIL**	**CA**	**AU**	**Outros**	**Total**
Área 1	Interior (ha)	361.58	8423.22	1592.45	592.5	7.08	22.87	22.22	11021.91
	Entorno (ha)	4527.09	5258.71	260.72	5365.48	20586.38	691.21	3032.54	39722.13
	Total (ha)	4888.66	13681.92	1853.17	5957.99	20593.45	714.08	3054.76	50744.04
	Total (%)	9.63	26.96	3.65	11.74	40.58	1.41	6.02	100
Área 2	Interior (ha)	579.21	2449.24	1313.59	130.54	0.11	2.69	70.95	4546.32
	Entorno (ha)	1707.73	6132.44	4455.14	20239.62	7277.75	1234.55	6318.13	47365.36
	Total (ha)	2286.95	8581.68	5768.72	20370.16	7277.85	1237.23	6389.08	51911.67
	Total (%)	4.41	16.53	11.11	39.24	14.02	2.38	12.31	100
Área 3	Interior (ha)	516.32	937.55	1986.93	656.31	0.02	0.4	1.02	4098.55
	Entorno (ha)	1487.35	4949.87	1601.38	7580.09	7054.37	312.33	3148.11	26133.49
	Total (ha)	2003.67	5887.42	3588.31	8236.4	7054.39	312.74	3149.13	30232.05
	Total (%)	6.63	19.47	11.87	27.24	23.33	1.03	10.42	100

Os mapas de uso e cobertura da paisagem (1:20.000) foram criados para Área 1 (Figura 2), Área 2 (Figura 3) e Área 3 (Figura 4).

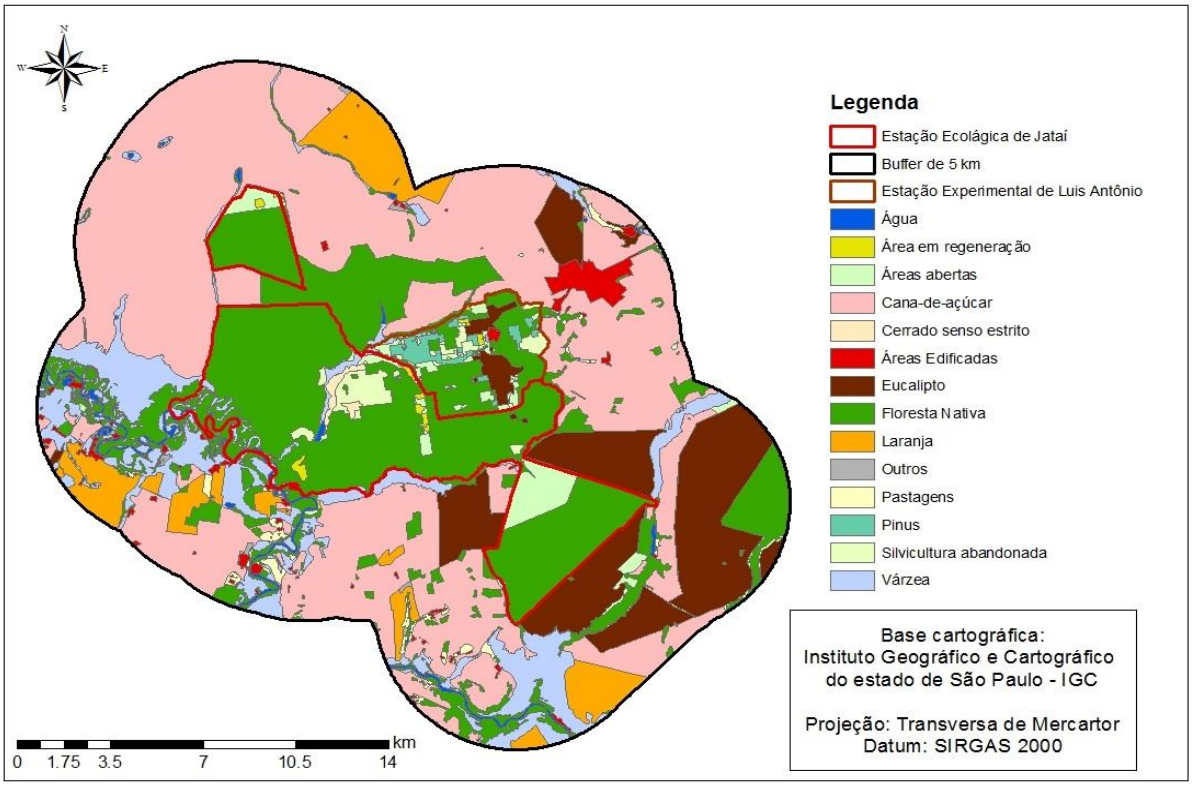

Figura 2 – Mapa de uso e cobertura do solo (1:20000) da Estação Ecológica de Jataí (EEJ), Estação Experimental de Luiz Antônio (EExLA) e seus respectivos entornos (5 km a partir do perímetro da área de interior) – Área 1.

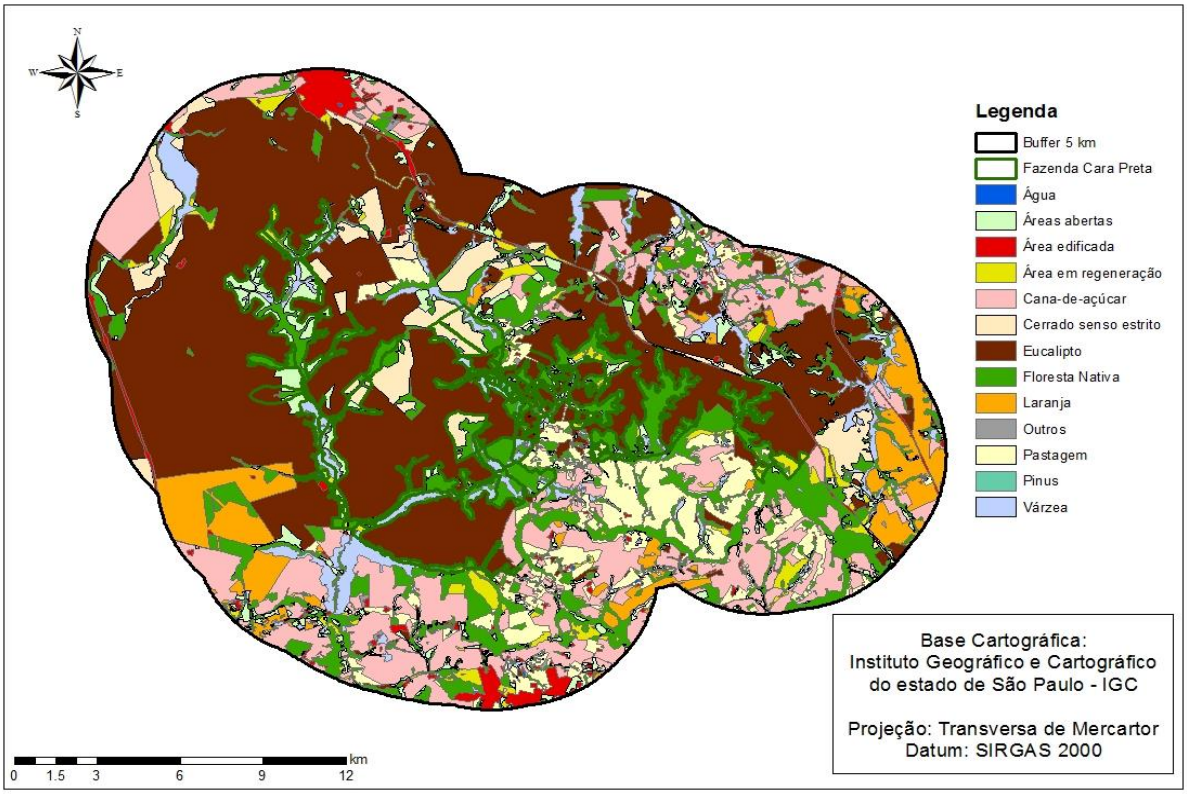

Figura 3. Mapa de uso e cobertura do solo (1:20000) da Fazenda Cara Preta (FCP) e seu respectivo entorno (5 km a partir do perímetro da área de interior) – Área 2.

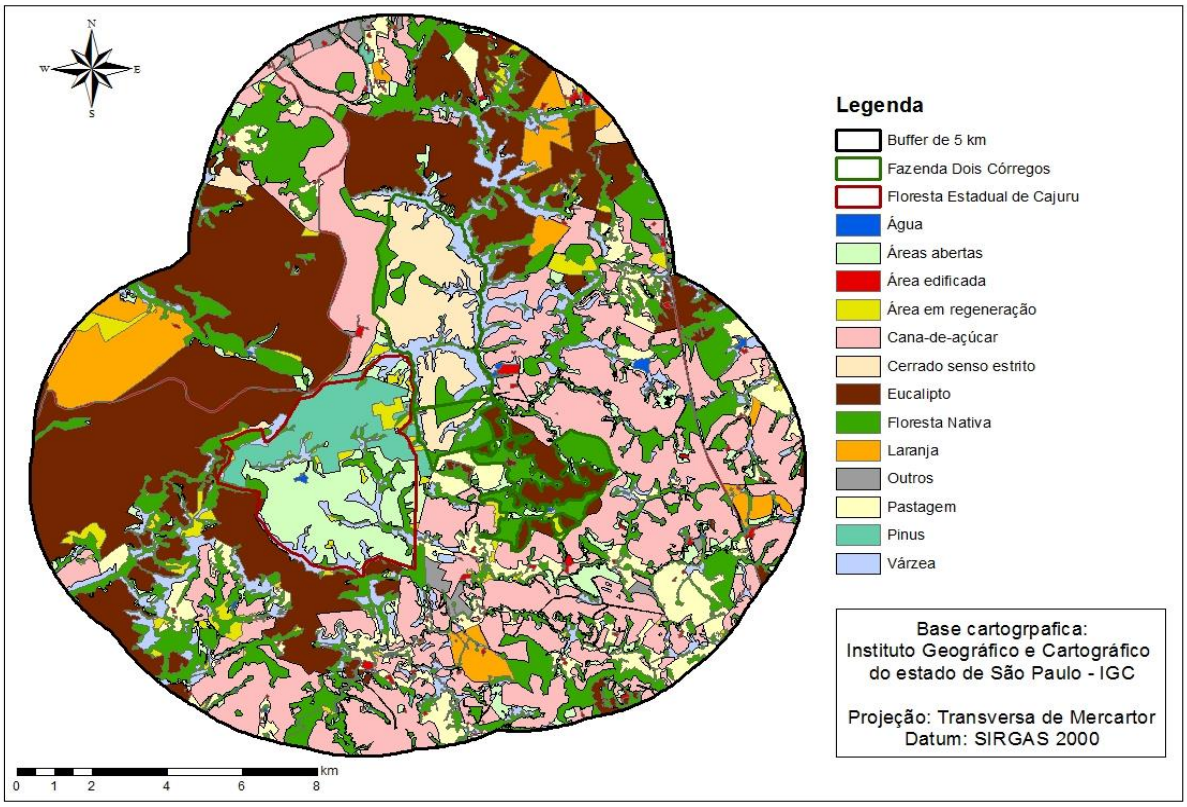

Figura 4 – Mapa de uso e cobertura do solo (1:20000) da Fazenda Dois Córregos (FDC), Floresta Estadual de Cajuru (FEC) e seus respectivos entornos (5 km a partir do perímetro da área de interior) – Área 3.

De maneira geral, considerando todas as áreas de estudo (133.000 ha) concentradas na região nordeste do estado de São Paulo, a agricultura e a pecuária correspondem a 61% da paisagem, sendo a cana de açúcar e a silvicultura igualmente representativas (Figura 5). A vegetação nativa encontra-se reduzida, sendo as áreas florestais representada por 21% e a vegetação aberta (Cerrado *sensu stricto*, campos e áreas em regeneração) por apenas 9% (Figura 5). Chiarini e Coelho (1969), através da interpretação de fotografias aéreas de 1962, encontraram predominância da fisionomia cerrado (75 %) sobre as fisionomias abertas (25%) em São Paulo, enquanto Kronka et al. (1998) encontraram 68,9 % de cerrado, 30,5 % de cerradão e 0,6 % de campo cerrado analisando mapas e fotos de 1992. Isso evidencia que a vegetação de cerrado vem sofrendo não apenas mudanças quantitativas (redução na cobertura), mas também alterações de natureza qualitativa. A proteção contra incêndios vem favorecendo as fisionomias de cerrado a tornarem-se mais densas em algumas áreas (GOODLAND; FERRI, 1979; RATTER et al., 1988; RATTER, 1992; MOREIRA, 2000; DURIGAN; RATTER, 2006) e estas alterações parecem seguir uma direção natural para um novo clímax na maioria dos remanescentes do Cerrado. Essas alterações estão acontecendo especialmente no Estado de São Paulo, onde as fisionomias da vegetação dos poucos remanescentes de cerrado que sobreviveram estão se transformando lentamente, reduzindo a área de fisionomias campestres e aumentando a área de fisionomias florestais, tendendo a um clímax predominantemente de cerradão (DURIGAN et al., 2007).

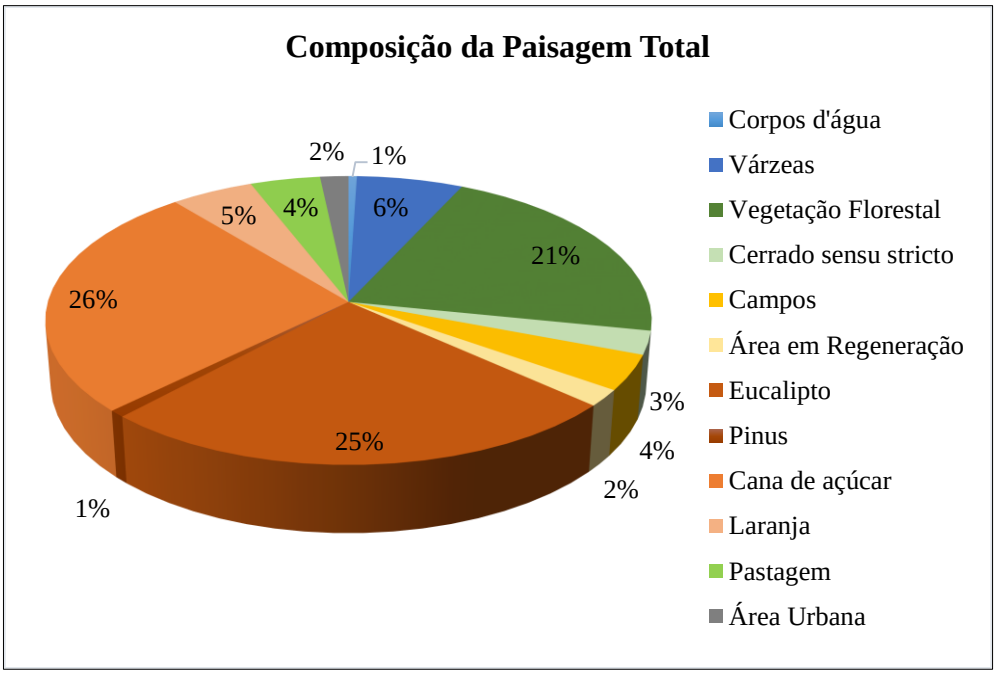

Figura 5 – Composição da paisagem total incluindo todas as áreas de estudo (Área 1, 2 e 3) e a proporção de cada tipo de cobertura da paisagem na região nordeste do Estado de São Paulo.

Ao analisar os tipos de cobertura do solo para cada área de estudo, os tipos dominantes foram vegetação nativa, cana de açúcar e silvicultura, mas a quantidade de cada tipo variou entre as áreas (Tabela 1 e Figura 6). As plantações de cana de açúcar representaram a maior proporção dentro da Área 1 (0.41), mas silvicultura foi o tipo de cobertura mais representado nas Áreas 2 e 3 (0.39 e 0.27, respectivamente; Figura 6), visto que nestas propriedades predominam a produção de papel e a extração de resina. No entanto, ao somar as quantidades de vegetação nativa densa e aberta, a cobertura por vegetação nativa predomina na Área 3 (0.31; Figura 6). Habitats antrópicos foram encontrados amplamente nas áreas de entorno das áreas protegidas, enquanto o interior de cada uma foi predominantemente coberto por habitats naturais (vegetação nativa densa e aberta, água e várzeas; Figura 7). Embora a proporção de vegetação nativa nas áreas de entorno foi menor do que cana de açúcar e silvicultura (habitats antrópicos), é importante destacar que a quantidade de habitats naturais remanescentes nessas regiões é relevante (30.380 ha), embora esta quantidade esteja dispersa em uma área muito maior (113.221 ha). Em outras palavras, essa quantidade que está localizada em propriedades particulares e, portanto, não protegida na forma de UCs públicas, representa aproximadamente o dobro da quantidade de habitats naturais existente no interior das áreas protegidas (18.160 ha).

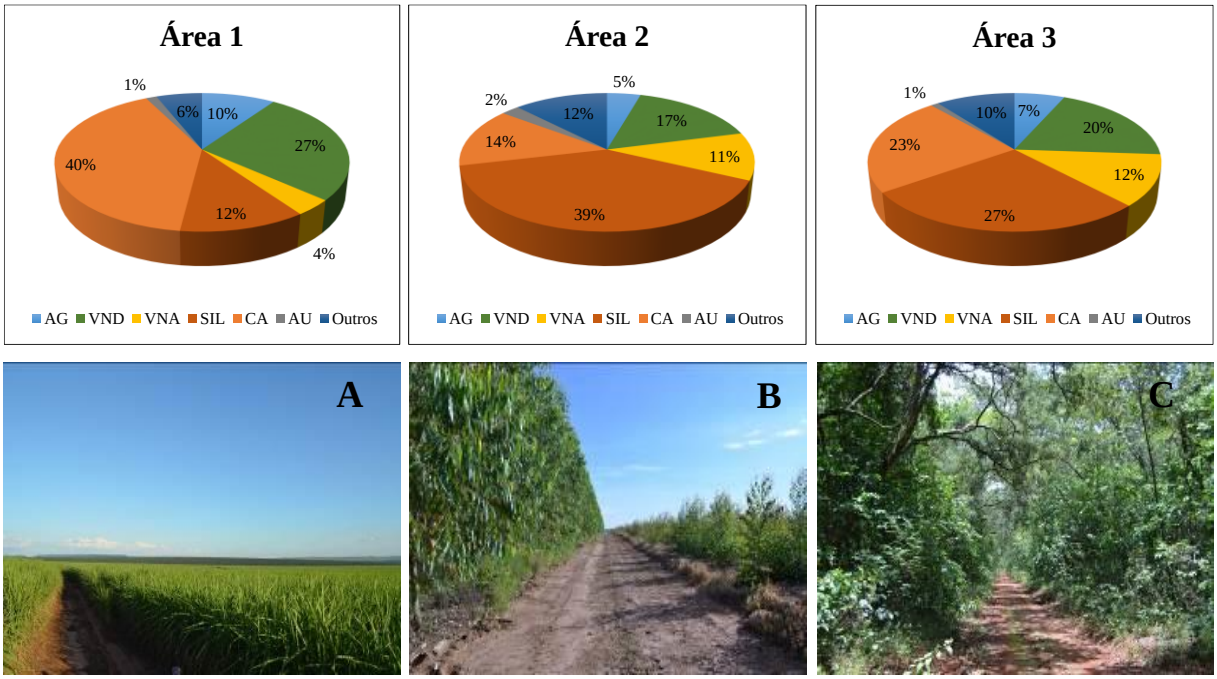

Figura 6 – Composição da paisagem e a proporção dos tipos de cobertura da paisagem em cada área de estudo. Área 1 - Estação Ecológica de Jataí (EEJ), Estação Experimental de Luiz Antônio (EExLA) e seus entornos; Área 2 - Fazenda Cara Preta (FCP) e seu entorno; Área 3 - Fazenda Dois Córregos (FDC), Floresta Estadual de Cajuru (FEC) e seus entornos. Abreviações incluem AG = Corpos d'água; VND = Vegetação Nativa Densa; VNA = Vegetação Nativa Aberta; SIL = Silvicultura (plantações de *Eucalyptus* spp. and *Pinus* spp.); CA = Cana de Açúcar; AU = Áreas urbanas. Outros consiste de pastagem e plantações de laranja. Principais tipos de vegetação presentes em cada área de estudo. A – Cana de Açúcar; B – Plantação de Eucalipto (Silvicultura); C –Vegetação Nativa.

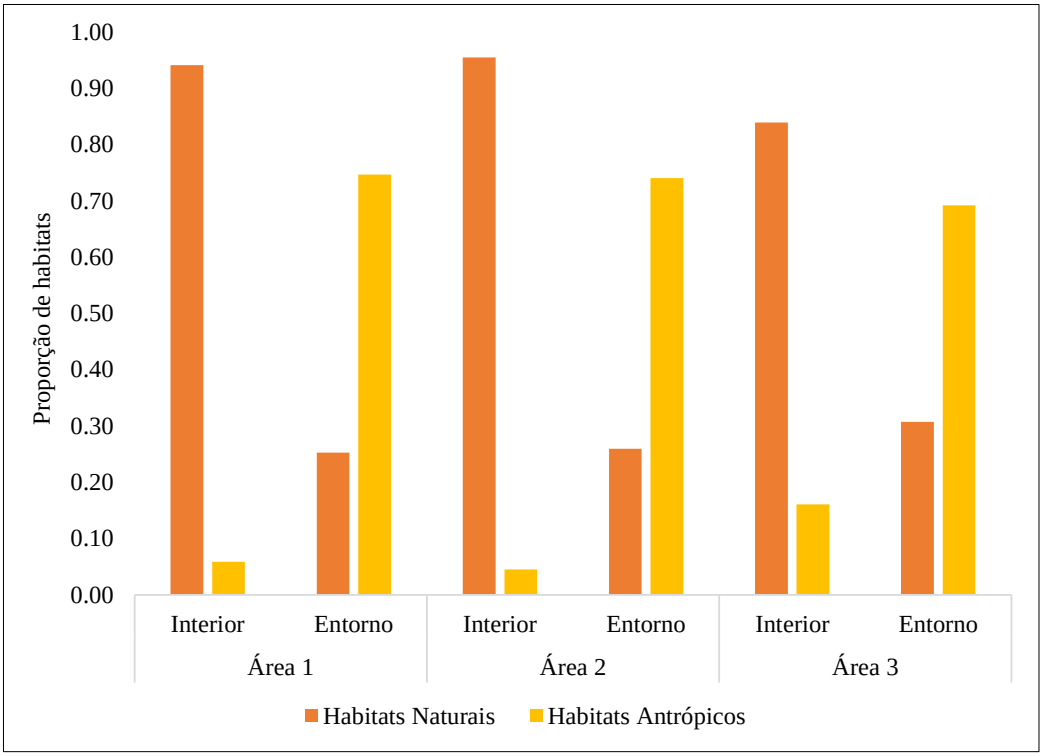

Figura 7 – Proporção de habitats naturais e antrópicos encontrados no interior e no entorno de cada área de estudo (Áreas 1, 2 e 3). Habitats naturais são vegetação nativa densa e aberta e água (rios, represas e várzeas). Habitats antrópicos são silvicultura (*Eucalyptus* spp. and *Pinus* spp.), plantações de cana de açúcar, áreas urbanas e outros (pastagem e plantações de laranja).

É importante ressaltar que esses remanescentes de vegetação natural, com exceção das áreas de interior das UCs, não estão distribuídos em manchas extensas. A maior parte dos habitats remanescentes estão distribuídos em milhares de fragmentos, sendo a maioria deles menores do que 5 hectares (Figura 8). De maneira geral, para os dois tipos de vegetação natural, a maior parte dos fragmentos possui menos de 50 ha (1924 manchas), sendo que esses pequenos fragmentos representam 16% da área dos remanescentes florestais e 45% da área dos fragmentos de vegetação aberta (Figura8). Isso ocorre de maneira contrária às atividades antrópicas, que apesar de ocuparem uma área maior na paisagem (Figura 7), apresentam um número bem menor de manchas (933 no total para as três áreas de estudo).

Em relação a cada área de estudo, a Área 1, representada pelo maior remanescente de Cerrado no Estado de São Paulo e seu respectivo entorno, tem a melhor situação quanto à sua vegetação natural densa, visto que 66% desta vegetação encontrada na área é representada por apenas um fragmento, a EEJ, com aproximadamente 9020 ha. O contrário ocorre para as áreas de vegetação nativa aberta, na qual 62% da sua área está dividida em 88 fragmentos menores do 200ha (Figura 9A). Conforme é possível visualizar no mapa de uso e cobertura do solo (Figura 3), a Área 2 é a mais fragmentada entre as áreas de estudo, com um total de 999 manchas de vegetação nativa (628 de vegetação aberta e 371 de vegetação densa). Deste total, apenas

dois fragmentos são superiores a 500 ha e correspondem a 36% da paisagem nativa (Figura 9B). Na área 3, tanto a vegetação densa quanto à aberta, foram representadas de maneira semelhante, sendo que aproximadamente 50% da vegetação remanescente de cada tipo estão concentrados em fragmentos menores que 200 ha (745 fragmentos; Figura 9C).

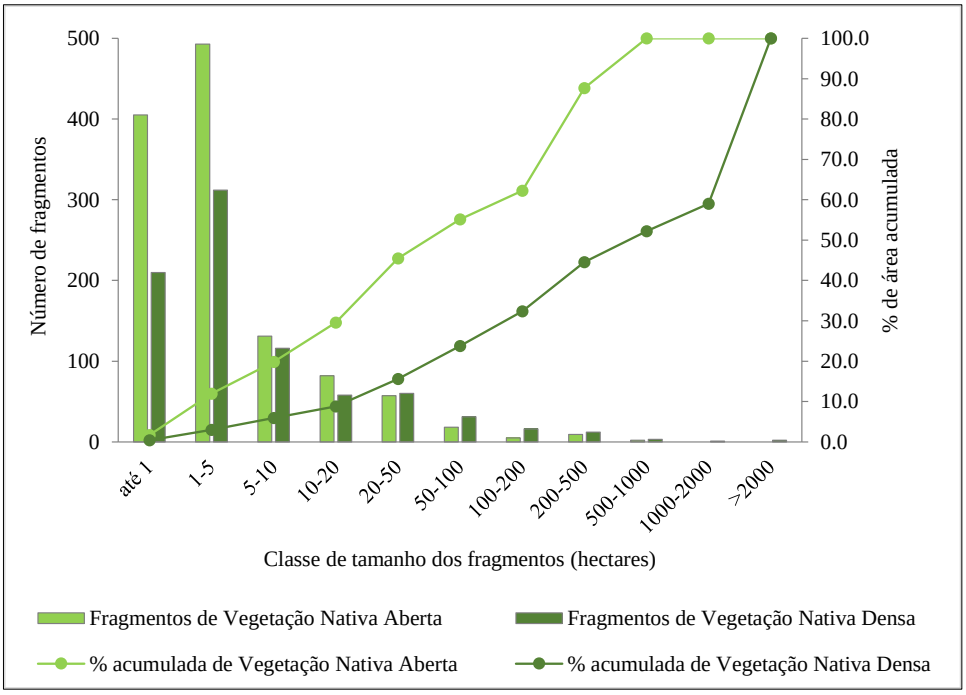

Figura 8 – Número de fragmentos de vegetação natural densa e aberta por classe de tamanho (<1 até >2000ha) e porcentagem acumulada de área dos remanescentes de vegetação natural para todas as áreas de estudo localizadas na região nordeste do Estado de São Paulo para a Estação Ecológica de Jataí, Estação Experimental de Luiz Antônio e seu respectivo entorno (Área 1; A); Fazenda Cara Preta e seu respectivo entorno (Área 2; B); e Fazenda Dois Córregos e Floresta Estadual de Cajuru e seus respectivos entornos (Área 3; C). A figura D representa o total de fragmentos e a porcentagem de área cumulada de vegetação natural para todas as áreas de estudos.

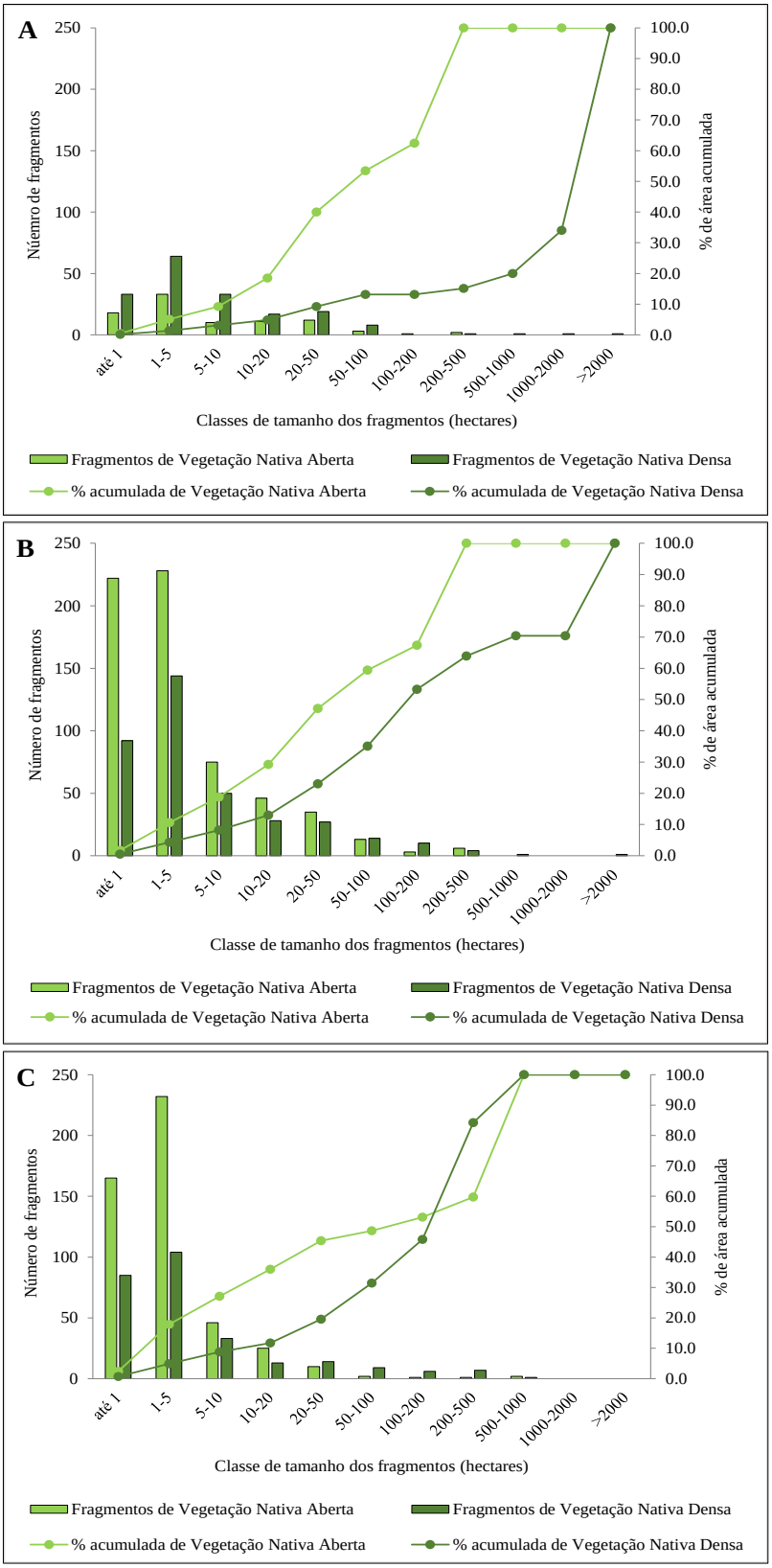

Figura 9 – Número de fragmentos de vegetação natural densa e aberta por classe de tamanho (<1 até >2000ha) e porcentagem acumulada de área dos remanescentes de vegetação natural para a Estação Ecológica de Jataí, Estação Experimental de Luiz Antônio e seu respectivo entorno (Área 1; A); Fazenda Cara Preta e seu respectivo entorno (Área 2; B); e Fazenda Dois Córregos e Floresta Estadual de Cajuru e seus respectivos entornos (Área 3; C).

4. Conclusões

Diversos estudos vêm apresentando limiares de proporções de habitats nativos na paisagem quanto às respostas de riqueza, distribuição e abundancia de espécies (ANDREN, 1994; FAHRIG, 2003; RADFORD et al., 2005; METZGER et al., 2009). Em regiões com mais de 30% de habitat adequado, a fragmentação é consequência principalmente da perda de habitat e a configuração da paisagem não tem fortes respostas. Abaixo desse limiar, a diminuição do tamanho dos fragmentos e o maior isolamento entre eles complementará o efeito da perda de habitat e, consequentemente, a perda de espécies ou a diminuição do tamanho das populações serão acentuados de maneira exponencial (ANDREN, 1994).

Conforme esperado, as áreas protegidas ("interiores") deste estudo são representadas por mais de 80% da sua paisagem por habitats naturais. No entanto, embora as áreas de entorno das UCs públicas e das áreas protegidas privadas sejam predominantemente representadas por extensas monoculturas de cana de açúcar e silvicultura, a proporção de remanescentes de vegetação nativa no entorno corresponde a aproximadamente 30% das suas respectivas áreas. Segundo Andren (1994), isso significa que a região de estudo está dentro de um limiar no qual a paisagem é configurada por diversas manchas de habitats adequado (>2000 fragmentos) relativamente próximos um do outro, possibilitando uma alta conectividade entre eles. Isso permite que as espécies dispersem pela matriz de entorno e mantenham alguns processos ecológicos como dispersão de sementes (Melo et al., 2006), colonização (COLLINGHAM; HUNTLEY, 2000), fluxo gênico (HAMRICK, 2004) e outros processos demográficos (LAURANCE et al., 2000). Ainda, as áreas de estudo estão situadas no limite sul da distribuição do domínio cerrado, em uma zona de ecótono, onde existe uma grande diversidade de tipos de habitats o que, possivelmente, torna as espécies mais adaptadas às variações na paisagem e capazes de usar diferentes tipos de habitats, inclusive aqueles feitos ou modificados pelo homem.

Dentro desse contexto, espécies generalistas devem ser favorecidas nessa paisagem, visto que elas são capazes de sobreviver em diferentes habitats e utilizar os recursos na matriz de entorno. Ainda, espécies com maior capacidade de dispersão têm forte respostas às medidas de conectividade (METZGER et al., 2009) e são capazes de se mover entre um fragmento e outro ao longo da matriz. Portanto, tendo em vista a proporção de habitats remanescentes em toda a paisagem, é esperado que exista uma comunidade relativamente rica de espécies na região de estudo, ocupando, em tese, tanto as áreas protegidas quanto as suas respectivas áreas de entorno, incluindo até mesmo espécies listadas como ameaçadas de extinção.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANDREN, H. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos*, v. 71, p. 355–366, 1994.

ANDRIOLLI, C. S. Nas entrelinhas da história, memória e gênero. Lembranças da antiga Fazenda Jatahy (1925-1959). Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 227p., 2006.

BORGONOVI, M.; CHIARINI, J. V. Cobertura vegetal do Estado de São Paulo: I-Levantamento por fotointerpretação das áreas cobertas com cerrado, cerradão e campo, em 1962. *Bragantia*, v. 24, p. 159-172, 1965.

CHIARINI, J. V.; COELHO, A. G. S. Cobertura vegetal natural e áreas reflorestadas do Estado de São Paulo. Secretaria da Agricultura do Estado de São Paulo. Instituto Agronômico, Campinas. *Boletim*, v. 193, 1969.

COLLINGHAM, Y. C.; HUNTLEY, B. Impacts of habitat fragmentation and patch size upon migration rates. *Ecological Applications*, v. 10, n. 1, p. 131–144, 2000.

CONGALTON, R.G. A review of Assessing the Accuracy of Classifications of Remotely Sensed Data. *Remote Sensing of Environment*, v. 37, n. 1, p. 35-46, 1991.

DEFRIES, R. S.; RUDEL, T.; URIARTE, M.; HANSEN, M. Deforestation driven by urban population growth and agricultural trade in the twenty-first century. *Nature Geoscience*, v. 3, n. 3, p. 178–181, 2010.

DURIGAN, G.; RATTER, J. A. Successional changes in Cerrado and Cerrado/forest ecotonal vegetation in western São Paulo State, Brazil, 1962-2000. *Edinburgh Journal of Botany*, v. 63, n. 1, p. 119-130, 2006.

DURIGAN, G.; SIQUEIRA, M. F.; FRANCO, G. A. D. C. Threats to the Cerrado remnants of the state of São Paulo, Brazil. *Scientia Agricola*, v. 64, v. 4, p. 355–363, 2007.

ESRI. *ArcGIS Desktop: Release 10*. Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute, 2011.

FAHRIG, L. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, v. 34, p. 487–515, 2003.

FIGUEIRA, C. J. M.; PIRES, J. S. R.; ANDRIOLO, A.; COSTA, M. J. R. P.; DUARTE, J. M. B. Marsh deer (*Blastocerus dichotomus*) reintroduction in the Jatai Ecological Station (Luiz Antônio, SP): spatial preferences. *Brazilian Journal Biology*, v. 65, n. 2, p. 263-270, 2005.

GARDNER, T.A.; BARLOW, J.; CHAZDON, R.; EWERS, R. M.; HARVEY, C. A.; PERES, C. A.; SODHI, N. S. Prospects for tropical forest biodiversity in a human-modified world. *Ecological Letters*, v. 12, n. 6, p. 561–582, 2009.

GOODLAND, R.; FERRI, M. G. *Ecologia do Cerrado*. São Paulo: EDUSP, 193p., 1979.

HAMRICK, J. L. Response of forest trees to global environmental changes. *Forest Ecology and Management*, v. 197, n. 1, p. 323–335, 2004.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). *Mapa de biomas do Brasil*. Escala 1:5.000.000. Rio de Janeiro: IBGE, 2004. Disponível em: <http://mapas.ibge.gov.br/biomas2/ viewer.htm>. Acessado em: 10 de janeiro 2016.

KLINK, C. A.; MACHADO, R. B. Conservation of the Brazilian Cerrado. *Conservation Biology*, v. 19, n. 3, p. 707-713, 2005.

KLINK, C. A.; MOREIRA, A. G. Past and current human occupation and land-use. In: P.S. Oliveira & R.J. Marquis (Eds.). *The Cerrado of Brazil. Ecology and natural history of a Neotropical savanna*, p. 69-88. Columbia University Press, New York, 2002.

KORMAN, V. Proposta de interligação das glebas do Parque Estadual de Vassununga (Santa Rita do Passa Quatro, SP). Dissertação de Mestrado, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, SP, Brasil, 131p., 2003.

KOTCHETKOFF-HENRIQUES, O. Caracterização da vegetação natural em Ribeirão Preto, SP - Bases para conservação. Tese de Doutorado, Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto - USP, Ribeirão Preto, 221p., 2003.

KRONKA, F.; MATSUKUMA, C. K.; NALON, M. A.; DEL CALI, I. H.; ROSSI, M.; MATTOS, I. F. A.; SHIN-IKE, M. S.; PONTINHAS, A. A. S. *Inventário florestal do Estado de São Paulo*. Instituto florestal/SMA, São Paulo, 1993.

KRONKA, F. J. N.; NALON, M. A.; MATSUKUMA, C. K.; PAVÃO, M.; GUILLAUMON, J. R.; CAVALLI, A. C.; GIANNOTTI, E.; IWANE, M. S. S.; LIMA, L. M. P. R.; MONTES, J.; DEL CALI, I. H.; HAACK, P. G. *Áreas de domínio do cerrado no Estado de São Paulo*. Secretaria de Estado do Meio Ambiente, Instituto Florestal, São Paulo, 1998.

KRONKA, F. J. N.; NALON, M. A.; MATSUKUMA, C. K.; KANASHIRO, M. M.; YWANE, M. S. S.; PAVÃO, M.; DURIGAN, G.; LIMA, L. M. P. R.; GUILLAUMON, J. R.; BAITELLO, J. B.; BORGO, S. C.; MANETTI, L. A.; BARRADAS, A. M. F.; FUKUDA, J. C.; SHIDA, C. N.; MONTEIRO, C. H. B.; PONTINHA, A. A. S.; ANDRADE, G. G.; BARBOSA, O.; SOARES, A. P. *Inventário florestal da vegetação natural do estado de São Paulo*. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente; Instituto Florestal; Imprensa Oficial, 200p., 2005.

LAURANCE, W. F.; DELAMONICA, P.; LAURANCE, S. G.; VASCONCELOS, H. L.; LOVEJOY, T. E. Conservation—rainforest fragmentation kills big trees. *Nature*, 404, n. 6780, p. 836, 2000.

LEONEL, C.; THOMAZIELLO, S; OLIVEIRA, E. M. *Plano de manejo da Estação Ecológica do Jataí*. 334p, 2010.

LYRA-JORGE, M. C.; CIOCHETI, G.; PIVELLO, V. R. Carnivore mammals in a fragmented landscape in northeast of São Paulo State, Brazil. *Biodiversity and Conservation*, v. 17, n. 7, p. 1573–1580, 2008.

LYRA-JORGE, M. C.; RIBEIRO, M. C.; CIOCHETI, G.; TAMBOSI, L. R.; PIVELLO, V. R. Influence of multi-scale landscape structure on the occurrence of carnivorous mammals in a human-modified savanna, Brazil. *European Journal of Wildlife Research*, v. 56, n. 3, p. 359-368, 2010.

MACHADO, R. B.; RAMOS NETO, M. B.; PEREIRA, P.; CALDAS, E.; GONÇALVES, D.; SANTOS, N.; TABOR, K.; STEININGER, M. Estimativas de perda da área do Cerrado brasileiro. *Conservation International do Brasil*, Brasília, 2004a.

MACHADO, R. B.; RAMOS NETO, M. B.; HARRIS, M. B.; LOURIVAL, R.; AGUIAR, L. M. S. Análise de lacunas de proteção da biodiversidade no Cerrado. In: *Anais IV Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação*. pp. 29-38, 2004b.

MAROTI, P. S.; SANTOS, J. E. Narrativas orais como subsídio para um programa de educação ambiental direcionado a uma unidade de conservação. In: SANTOS, J.E; SATO, M. (Org.). *A Contribuição da Educação Ambiental à Esperança de Pandora*. São Carlos: Rima, p.197-224, 2001.

MARTINS, F. R. O método de quadrantes e a fitossociologia de uma floresta residual do interior do estado de São Paulo: Parque Estadual do Vassununga. Tese de doutorado, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1979.

MELO, F. P. L.; DIRZO, R.; TABARELLI, M. Biased seed rain in forest edges: evidence from the Brazilian Atlantic forest. *Biological Conservation*, v. 132, n. 1, p. 50–60, 2006.

MENDONÇA, R.; FELFILI, J.; WALTER, B.; SILVA JR., J. C.; REZENDE, A.; FILGUEIRAS, T.; NOGUEIRA, P. Flora vascular do Cerrado. In: S. Sano & S. Almeida (Eds.). *Cerrado: Ambiente e flora*, pp. 288-556. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária–Embrapa - Cerrados, Planaltina, Brasil, 1998.

METZGER, J. P.; RODRIGUES, R. R. *Mapas síntese de diretrizes para a conservação e restauração da biodiversidade no estado de São Paulo*. Secretaria do Meio Ambiente, São Paulo, Brasil, p. 130-136, 2008.

METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; DIXO, M.; BERNACCI, L. C.; RIBEIRO, M. C.; TEIXEIRA, A. M. G.; PARDINI, R. Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic forest region. *Biological Conservation*, v. 142, n. 6, p. 1166–1177, 2009.

MOREIRA, A.G. Effects of fire protection on savanna structure in Central Brazil. *Journal of Biogeography*, v.27, n. 4, p.1021-1029, 2000.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; FONSECA, G. A. B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, v. 403, n. 6772, p. 853-858, 2000.

PIRES, A. M. Z. C. R.; SANTOS, J. E.; PIRES, J. S. R. Caracterização ambiental de uma Unidade de Conservação. Estação Ecológica de Jataí, Luiz Antônio, SP. In: SANTOS, J. E.; PIRES, J.S.R. (Eds.). *Estudos Integrados em Ecossistemas. Estação Ecológica de Jataí*. v. I. São Carlos: Rima, p. 59-71, 2000a.

PIRES, A.M.Z.C.R., SANTOS, J.E. & PIRES, J.S.R. Conservação da Biodiversidade: Análise da Situação de Unidades de Conservação de Proteção Integral (Parques Estaduais e Estações Ecológicas) do Estado de São Paulo. In: *Anais do II Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação*, Campo Grande, v. II, p. 618-627, 2000b.

QUANTUM GIS DEVELOPMENT TEAM. 2015. Quantum GIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. Disponível em: <http://qgis.osgeo.org>.

QUARTAROLI, C. F.; MIRANDA, E. E.; VALLADARES, G. S.; HOTT, M. C.; CRISCUOLO, C.; GUIMARÃES, M. 2006. *Uso e cobertura das terras na região nordeste do Estado de São Paulo*. Campinas: Embrapa Monitoramento por satélite. Disponível em: <http://www.nordestesp.cnpm.embrapa.br/conteudo/usoCobertura.htm>. Acessado em: 4 de janeiro de 2016.

RADFORD, J. Q.; BENNETT, A. F.; CHEERS, G. J. Landscape-level thresholds of habitat cover for woodland-dependent birds. *Biological Conservation*, v. 124, n. 3, p. 317–337, 2005.

RATTER, J. A.; LEITÃO FILHO, H. F.; ARGENT, G.; GIBBS, P. E.; SEMIR, J.; SHEPHERD, G.; TAMASHIRO, J. Floristic composition and community structure of a southern Cerrado area in Brazil. *Notes of Royal Botanical Garden of Edinburgh*, v.45, p.137-151, 1998.

RATTER, J. A. Transitions between Cerrado and forest vegetation in Brazil. In: FURLEY, P.A.; PROCTOR, J.; RATTER, J.A. (Ed.). *Nature and dynamics of forest savanna boundaries*. London: Chapman & Hall, p. 417-430, 1992.

RODRIGUES, T. F.; PAOLINO, R. M.; VERSIANI, N. F.; SALVADOR, N. A. P.; OLIVEIRA, E. M.; CHIARELLO, A. G. The lowland tapir *Tapirus terrestris* is back to the largest protected area of Cerrado in the state of São Paulo, Brazil. *Tapir Conservation*, v. 23, n. 32, p. 5-9, 2014.

SANO, E. E.; ROSA, R.; BRITO, J. L. S.; FERREIRA, L. G. *Mapeamento do uso do solo e cobertura vegetal do bioma cerrado: ano base 2002*. MMA/SBF, Brasília. MMA – Ministério do Meio Ambiente, 2010.

SERRA FILHO, R.; CAVALLI, A. C.; GUILLAUMON, J. R.; CHIARINI, J. V.; NOGUEIRA, F. P.; IVANCKO, C. M. A. M.; BARBIERI, J. L.; DONIZELI, P. L.; COELHO, A. G. S.; BITTENCOURT, I. Levantamento da cobertura natural e do reflorestamento no estado de São Paulo. *Boletim Técnico do Instituto Florestal*, v. 11, 1974.

SHIDA, C.N. Caracterização física do cerrado Pé-de-Gigante e uso das terras na região. Evolução do uso das terras na região. In: Pivello VR, Varanda E (Eds.). *O Cerrado Pé-de-Gigante. Parque Estadual de Vassununga*. Ecologia e Conservação. SEMA, São Paulo, pp 25–47, 2005.

SHIDA, C. N.; PIVELLO, V. R. 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. *Boletim*, v. 49, p. 27-42, 2002.

SILVA, L.L. O Papel do Estado no Processo de Ocupação das Áreas de Cerrado entre as Décadas de 60 e 80. *Caminhos de Geografia*, v. 1, n. 2, p. 24-36, 2000.

SILVA, J. M. C.; BATES, J. M. Biogeographic patterns and conservation in the South American Cerrado: a tropical savanna hotspot. *BioScience*, v. 52, n. 3, p. 225-234, 2002.

TALAMONI, S. A.; MOTTA-JÚNIOR, J. C.; DIAS, M. M. Fauna de mamíferos da Estação Ecológica de Jataí e Estação Experimental de Luiz Antônio. In: SANTOS, J.E & PIRES, J.S.R (Eds.). *Estudos Integrados em Ecossistemas, Estação Ecológica de Jataí*. RiMa Editora. São Carlos, p. 317-329, 2000.

TILMAN, D.; FARGIONE, J.; WOLFF, B.; ANTONIO, C.; DOBSON, A.; HOWARTH, R.; SCHINDLER, D.; SCHLESINGER, W. H.; SIMBERLOFF, D.; SWACKHAMER, D. Forecasting agriculturally driven global environmental change. *Science*, v. 292, n. 5515, p. 281-284, 2001.

TOLEDO FILHO, D. V. Composição Florística e Estrutura Fitossociológica da Vegetação de Cerrado no Município de Luiz Antônio (SP). Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP, 1984.

TOPPA, R. H. 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. 127p. 2004.

VICTOR, M. A. M. *A devastação florestal*. São Paulo: Sociedade Brasileira de Silvicultura, 47p., 1975.

WALTER, H. *Vegetação e zonas climáticas*. E.P.U., São Paulo, 325pp, 1986.

WITTEMYER, G.; ELSEN, P.; BEAN, W. T.; BURTON, C. O.; BRASHARES, J. S. Accelerated human population growth at protected area edges. *Science*, v. 321, n. 5885, p. 123–126, 2008.

<u>CAPITULO 1</u>: Importância de Áreas Protegidas e Zonas de Amortecimento na manutenção da diversidade de mamíferos do Cerrado no nordeste de São Paulo, Brasil.

RESUMO

O rápido avanço das fronteiras agrícolas tem submetido o cerrado à destruição acelerada e intensa, resultando em uma paisagem altamente fragmentada onde predominam grandes monoculturas nas áreas de entorno dos remanescentes. As áreas protegidas, tanto públicas quanto privadas, têm desempenhado um papel relevante na sobrevivência de diversas espécies de mamíferos de médio e grande porte. No entanto, a matriz de entorno tem agido como um filtro seletivo ao movimento de algumas espécies entre os fragmentos remanescentes e, por essa razão, é um elemento fundamental na manutenção da fauna de uma região fragmentada. Este estudo objetivou estimar a riqueza de espécies de mamíferos de médio e grande porte no interior de três áreas de estudo com diferentes níveis de proteção, assim como nas suas respectivas áreas de entorno. As riquezas foram estimadas por dois diferentes métodos a partir de dados coletados por armadilhas fotográficas em 2013 e 2014: *Jackknife 2* pelo programa EstimateS e modelos de ocupação *single-season/multi-species* no programa MARK, sendo este último utilizado pela primeira vez no Brasil. Visto que esse método permite investigar as covariáveis que podem influenciar as probabilidades de detecção e a ocupação de cada espécie, foram consideradas duas covariáveis na detecção e quatro covariáveis na ocupação e, por isso, suas estimativas foram mais robustas do que aquelas encontradas pelo estimador tradicional. As duas covariáveis, status de conservação e probabilidade condicional de ocorrência do cachorro doméstico, foram importantes para detecção, com efeito positivo para ambas neste parâmetro. Todas as covariáveis que influenciaram a ocupação foram associadas às características das espécies, sendo que peso corpóreo e grau de ameaça mostraram forte suporte com pesos cumulativos superiores a 50%. A probabilidade de uma espécie ocorrer na região de estudo foi menor para espécies ameaçadas com grande tamanho corpóreo ($\psi = 0.16$) do que espécies não ameaçadas de pequeno porte ($\psi = 0.59$). Ainda, os resultados indicam que a comunidade de espécies de mamífero de médio e grande porte na região de estudo não é diferente entre as áreas protegidas ou entre as áreas de interior e entorno, evidenciando uma forte dependência tanto das unidades de conservação como das áreas de vegetação nativas existentes em propriedades privadas protegidas pelo Código Florestal Brasileiro, assim como dos habitats perturbados do entorno dos remanescentes. Portanto, a comunidade de espécies encontradas é predominantemente capaz de se adaptar às alterações ambientais já que estão usando a

paisagem como um todo. Estes resultados são importantes para o planejamento e manejo de áreas protegidas e para a criação e estabelecimento de zonas de amortecimento, pois indicam que estas têm papel chave na redução dos efeitos das atividades humanas sobre as UCs e na manutenção de populações viáveis das espécies presentes na região.

ABSTRACT

The rapid advance of the agricultural frontier has submitted the Cerrado to accelerated and intense destruction, resulting in a highly fragmented landscape dominated by large monocultures in the surrounding areas of remnants. Protected areas, both public and private areas, have played an important role in the survival of several species of medium and large mammals. However, the anthropogenic matrix acts as a selective filter to species movement among native habitat patches and, therefore, it is a key element in maintaining of the wildlife in a fragmented region. This study aimed to estimate the species richness of medium and large mammals within three study areas with different levels of protection, as well as their respective surrounding areas. The richness was estimated by two different methods from data collected by camera traps in 2013 and 2014: Jackknife 2 in program EstimateS and single-season occupancy models in program MARK, being the latter used for the first time in Brazil. Since this method allows investigating covariates that can influence the detection and occupancy probability of each species, two covariates were considered in detection and four covariates in occupancy and, therefore, their estimates were more robust than those found by traditional estimator. The two covariates, conservation status and conditional probability of domestic dog occurrence, were important in detection, with a positive effect for both covariates in this parameter. All covariates that influenced species occupancy probability were associated with specific-species features, wherein body weight and conservation status showed strong support with cumulative weights higher than 50%. The probability of a species occur in the study area was lower for endangered species with large body size ($\psi = 0.16$) than not concern species with small body size ($\psi = 0.59$). Still, the results indicate that community of medium and large mammal species in the study area is not different among protected areas or between interior and surrounding areas, showing a strong dependence of both public protected areas and native private areas protected by the Brazilian Forest Code, as well as the disturbed surrounding. Therefore, the community found is predominantly composed of species able to adapt to environmental changes since they are using the landscape as a whole. These results are important for planning and management of protected areas and for creation and establishment of buffer zones, because they indicate that these zones have a key role in reducing the effects of human activities on protected areas and in the maintenance of viable species populations in the region.

1. INTRODUÇÃO

1.1. Os mamíferos no Cerrado

O cerrado no Brasil ocupa o segundo lugar em extensão entre os biomas da América do Sul, ocupando uma área com mais de 2 milhões km^2, cerca de 22% do território nacional. Possui a terceira maior diversidade de espécies de mamíferos (251 espécies) e a maior diversidade de carnívoros (21 espécies) entre todos os biomas brasileiros (PAGLIA et al., 2012). Os mamíferos correspondem ao segundo grupo mais diverso entre os vertebrados terrestres no cerrado, representando aproximadamente 18% das espécies conhecidas em todo o Brasil (AGUIAR et al., 2004; PAGLIA et al., 2012). Deste total, 32 delas são exclusivas do bioma (PAGLIA et al., 2012). A alta taxa de endemismo e de espécies ameaçadas, além do elevado grau de destruição e fragmentação dos seus habitats naturais, o cerrado está entre os ecossistemas mais ameaçados e, por isso, é considerado um *hotspot* da biodiversidade e merece destaque nas decisões de estratégias para a conservação mundial (MYERS et al., 2000; MITTERMEIER et al., 2005).

O rápido avanço das fronteiras agrícolas tem submetido o cerrado à destruição e à fragmentação rápidas e intensas, causando prejuízo visíveis à diversidade biológica (CAVALCANTI, 1999). Segundo Ahumada et al. (2011), áreas altamente fragmentadas abrigam uma comunidade de mamíferos terrestres com baixa riqueza e diversidade de espécies, reduzida diversidade funcional e alta dominância. Assim, em pequenos fragmentos, o processo de extinção torna-se o maior responsável pela perda de espécies, principalmente para grupos de animais com maior peso corpóreo, alto requerimento individual de área, baixa abundancia, baixo potencial reprodutivo, baixo poder de dispersão e forte especialização de habitat e alimentação, características que os tornam ainda mais sensíveis à perda de habitat e cada vez mais raros, podendo atingir o grau máximo de extinção de alguns grupos (CHIARELLO, 1999; HENLE, 2004; AHUMADA et al., 2011; VETTER et al., 2011).

No entanto, os efeitos da fragmentação sobre a fauna podem ser variáveis e as espécies respondem de maneira diferente à paisagem, de forma que as generalistas podem ser beneficiadas com a fragmentação de habitats, pois se tratam de animais com grande mobilidade, hábeis para uso de diversos tipos de habitats e itens alimentares (FERRAZ et al., 2007; VERDADE et al., 2011), enquanto as especialistas são mais confinadas espacialmente na sua seleção de recursos (GENTILE; FERNANDEZ, 1999). Segundo o estudo de Silva (2001),

espécies generalistas, como a *Eira barbara*, não demonstraram preferência entre os ambientes de floresta nativa e plantios de eucalipto, ao contrário das especialistas de florestas, como *Tapirus terrestris*, que preferiram usar mais as áreas nativas do que a matriz de entorno. Já os felinos, *Leopardus sp.*, foram as únicas espécies que utilizaram mais os plantios de eucalipto do que das áreas de floresta nativa.

De acordo com De Vivo et al. (2011), o Estado de São Paulo abriga 231 espécies de mamíferos, sendo que 38 delas estão ameaçadas de extinção e 22 na categoria de quase ameaçadas. Frente a esse cenário decorrente da degradação ambiental que vem ocorrendo ao longo dos anos causado pelo crescimento desordenado da população humana, a falta de conhecimento sobre o uso da comunidade na paisagem contribui ainda mais para suas ameaças (CROOKS, 2002; PERCEQUILLO; KIERULFF, 2009), principalmente na região nordeste do Estado de São Paulo onde a expansão na cana de açúcar é intensa (VERDADE et al., 2012). Portanto, torna-se extremamente necessário identificar quais espécies ainda estão presentes na região e de que forma a paisagem (natural ou antrópica), o grau de ameaça e a diferença no tamanho corpóreo entre as espécies estão influenciando no uso da comunidade em áreas protegidas públicas e privadas, além de suas matrizes de entorno no nordeste do Estado de São Paulo.

1.2. Áreas protegidas e zonas de amortecimento

Com o incentivo para a ocupação humana no cerrado, o Estado de São Paulo apresenta um elevado grau de fragmentação devido às suas intensas atividades agropecuárias, principalmente a silvicultura e a cana de açúcar. Esta é responsável por mais da metade da produção brasileira no Estado, sendo a maior parte concentrada na região nordeste do Estado, entre Piracicaba e Ribeirão Preto (IBGE, 2009). Com a política de incentivo fiscais aos projetos de reflorestamento, a expansão da indústria de papel e celulose estimulou o reflorestamento de extensas áreas com monoculturas de pinus e eucaliptos, contribuindo ainda mais para a alteração do uso da terra em várias regiões.

Atualmente, o cerrado representa apenas 8,5% da sua área original no Estado de São Paulo, transformando-se em uma paisagem dividida em pequenos e isolados fragmentos imersos em uma matriz de vastas monoculturas (VICTOR, 1975; KRONKA et al., 1998; KRONKA et al., 2005). Isso resultou em redução de habitat natural e, consequentemente,

limitação da área de uso pela fauna silvestre. Visto que, atualmente, as paisagens fragmentadas estão cada vez mais presentes nos ecossistemas naturais e as suas maiores extensões estão reservadas em uma pequena porcentagem de áreas de unidades de conservação de proteção integral (6,5% dos remanescentes), as áreas protegidas no interior de propriedades privadas (Áreas de Preservação Permanente – APP – e Reserva Legal – RL) têm se tornado de extrema importância para a sobrevivência de diversas espécies de mamíferos, incluindo até mesmo algumas espécies de mamíferos de médio e grande porte ameaçadas de extinção (LAIDLAW, 2000; PARDINI et al., 2010; PAOLINO et al., 2016 *in press*).

Essas áreas protegidas, incluindo públicas e privadas, têm papel fundamental na preservação e conservação in situ, mantendo não somente a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos, mas também os valores históricos e culturais (CHAPE et al., 2005; XAVIER et al., 2008). No entanto, encontram-se em pequenos fragmentos isolados, sofrendo fortes pressões das áreas de entorno e comprometendo a integridade dos seus ecossistemas (TAMBOSI, 2008). Por essa razão, o grau de isolamento dos fragmentos remanescentes é um fator importante para a conservação da biodiversidade, e a matriz pode exercer um papel relevante como corredor na manutenção da diversidade biológica na paisagem, facilitando a conectividade entre as áreas (FRANKLIN, 1993). Com isso, um elemento fundamental e, na maioria das vezes, ignorado na manutenção da fauna de uma região fragmentada é a matriz de entorno dos remanescentes, agindo frequentemente como filtro seletivo ao movimento de algumas espécies na paisagem (DOTTA; VERDADE, 2011). Sua importância como zona de amortecimento em áreas com vegetação nativa pode ser essencial para a manutenção da biodiversidade, principalmente quando existe um menor contraste estrutural entre a matriz e o habitat natural, possibilitando uma redução nos impactos ecológicos sobre a comunidade (LAURANCE, 1994; GASCON et al., 1999). Portanto, o estabelecimento de uma zona de amortecimento é uma importante estratégia de gestão para atingir os objetivos das áreas protegidas e atenuar os problemas de isolamento.

A zona de amortecimento (ZA; ou zona tampão) é definida como a porção adjacente de uma área protegida, onde o uso da terra é restrito, aumentando a proteção e proporcionando habitat/recursos para populações de animais selvagens maiores (MORSELLO, 2001). A ZA evita ou atenua os impactos externos antrópicos, tais como incêndio, erosão, invasão de espécies exóticas, extração de organismos, atropelamentos, contaminação por agrotóxicos, entre outros (VITALLI et al., 2009; VYNNE et al., 2011). No Brasil, a lei 9.985/2000 (18 de julho de 2000) prevê a criação de ZA e define como "o entorno de uma área protegida, onde as atividades humanas estão sujeitas a normas e restrições específicas, com o propósito de minimizar os

impactos negativos sobre a unidade". De acordo com a mesma lei, “o órgão responsável pela administração da unidade estabelecerá normas específicas regulamentando a ocupação e uso dos recursos da zona de amortecimento...” bem como “os limites da zona de amortecimento e dos corredores ecológicos e as normas (...) poderão ser definidas no ato de criação da unidade ou posteriormente”. O uso de informação biológica, tais como ocorrência, distribuição, deslocamento e riqueza de espécies na matriz de entorno, é necessário, uma vez que contribui biologicamente na definição da dimensão das zonas de amortecimento. A ausência desse conhecimento na região de entorno das UCs afeta o planejamento para a criação e estabelecimento de uma ZA (TAMBOSI, 2008).

A maioria dos estudos encontram uma maior riqueza de espécies nas áreas de maiores remanescentes nativos (FONSECA, 1989; CHIARELLO, 1999), no entanto eles comparam apenas entre remanescentes de diversos tamanhos e não consideram as demais coberturas existentes, como a própria matriz (DOTTA e VERDADE, 2009; 2011). Uma vez que muitas espécies não estão restritas ao interior das reservas (HJERT, 2006; VYNNE et al., 2011), é necessário o conhecimento sobre a composição de espécies entre os diferentes ambientes, o uso das áreas protegidas e das matrizes de entorno pela comunidade, as respostas das espécies frente à modificação que vem ocorrendo na paisagem e a identificação daquelas espécies que apresentam maior vulnerabilidade e maior grau de ameaça quanto à perda de habitat para a conservação da diversidade biológica.

1.3. Ocupação da paisagem como alternativa analítica

Ao longo dos últimos anos, estudos utilizando métodos tradicionais para estimativas de riqueza de espécies (N) vem sendo substituídos por métodos mais avançados que levam em consideração a detecção imperfeita das espécies (MACKENZIE et al., 2002; TYRE et al., 2003; DORAZIO et al., 2006). As estimativas de riqueza de espécies a partir dessas abordagens tradicionais podem ser enviesadas em direção ao táxon mais comum e abundante, enquanto aquelas estimadas a partir dos modelos de ocupação incorporam explicitamente as probabilidades de detecção espécie-específica e, portanto, podem ser mais acuradas, melhorando a capacidade de se fazer inferências não apenas sobre espécies abundantes, mas também sobre as raras (DORAZIO; ROYLE, 2005; DORAZIO et al., 2006; ROYLE; DORAZIO, 2008).

As abordagens tradicionais para estimar a diversidade têm uma capacidade limitada de incorporar ou acomodar os processos a nível de amostragem, sítio e espécies que afetam de forma diferenciada a detecção de espécies ou de indivíduos. Estimar a riqueza total a partir da assíntota de uma curva acumulativa de espécies, uma das mais populares abordagens (CONNOR; MCCOY, 1979; COLEMAN, 1981; COLEMAN et al., 1982; MCGUINNESS, 1984; ROSENZWEIG, 1985; LOMOLINO, 2000). No entanto, esta abordagem pode falhar em comunidades que contêm muitas espécies raras (FISHER, 1999; NOVOTNY; BASSETT, 2000) ou em comunidades de espécies que são comuns, mas de difícil detecção (DORAZIO et al., 2006). Isso significa que a detecção imperfeita tem consequências previsíveis: quando as espécies comuns ou raras estão presentes, mas não são detectadas, pode gerar uma subestimação das populações, como resultado de falsas ausências (IKNAYAN et al., 2014).

Os estimadores de riqueza de espécies mais populares, Jackknife (BURNHAM; OVERTON, 1979) e Chao (CHAO, 1984; 1987), corrigem o viés devido ao esforço de amostragem e raridade da espécie, utilizando a proporção de espécies raras como fator de correção da riqueza observada para, então estimar a riqueza total (espécies detectadas e não detectadas; MAO; COWELL, 2005; DORAZIO et al., 2006). Embora isso reduza o viés em comparação com as contagens de espécies não corrigidas, métodos que incorporem funcionalidades adicionais, como por exemplo a avaliação de covariáveis especificas de sitio e de amostragem, que potencialmente afetem a detecção das espécies, podem ser mais apropriados.

A grande vantagem de incorporar o processo de detecção em modelos da comunidade é a capacidade de explicitamente considerar os efeitos de fatores de amostragem, local, espécies e também no nível individual (peso, tamanho corporal, etc.) que estão afetando a detecção através da inclusão de um ou várias covariáveis de detecção (DORAZIO; ROYLE, 2005; DORAZIO et al., 2006). Considerando que fatores específicos de local e amostragem que afetam a detecção podem ser parcialmente resolvidos durante o desenvolvimento do desenho amostral, diferenças específicas entre as espécies e/ou indivíduos na detecção só podem ser resolvidas por meio de métodos estatísticos (IKNAYAN et al., 2014). As diferenças na detecção resultam do comportamento das espécies (por exemplo, a taxa de vocalização/volume, frequência do movimento) e “distinção” (por exemplo, tamanho corporal, coloração). A raridade de uma espécie também influencia a detecção, visto que probabilidade está positivamente relacionada à abundância, assim como a abundância local de outras espécies (um competidor ou predador, por exemplo) pode influenciar o comportamento da espécie focal,

resultando em mudanças tanto positivas quanto negativas na detectabilidade (BAILEY et al., 2009; WADDLE et al., 2010).

Os atuais modelos de ocupação *single-season* são uma alternativa para estimar hierarquicamente a probabilidade de detecção (p) e de ocupação (ψ) durante um período de amostragem usando uma base frequentista (máxima verossimilhança) ou bayesiana (MACKENZIE et al., 2006; KÉRY; SCHAUB, 2012). Esses modelos são construídos a partir de históricos de encontro (detecção de espécie ou não-detecção) em um sítio de amostragem. Estas histórias exigem amostragens repetidas durante um período no qual a população amostrada é assumida a ser fechada às mudanças na ocupação. O padrão das detecções nos locais ocupados fornece informação sobre detectabilidade da espécie que pode ser aplicada aos locais sem detecções.

Esses avanços recentes nos estimadores de riqueza de espécies têm aplicado esses modelos hierárquicos 'baseado em detecção' (ou seja, modelos que incorporam o processo de detecção separadamente do parâmetro ecológico de interesse) em levantamentos que compreendem várias espécies para melhorar as estimativas de diversidade, podendo até mesmo incorporar e estimar o número de espécies que não foram encontradas durante as amostragens (DORAZIO; ROYLE, 2005). Nenhum estudo usando esses modelos de ocupação para estimativa de riqueza de espécies foi utilizado no Brasil. Por essa razão, o presente estudo representa primeira avaliação desta metodologia, incluindo o uso de covariáveis espécie-específicas no auxílio das estimativas de riqueza de espécies. Esta metodologia alternativa pode gerar estimativas mais robustas e precisas da diversidade de espécies, identificando simultaneamente as covariáveis mais importantes tanto para o processo de detecção como para a o cálculo de riqueza de espécies dentro e fora de áreas protegidas. Os resultados avaliam a importância das zonas de amortecimento e, consequentemente, tem aplicações na gestão de unidades de conservação e de áreas protegidas de maneira geral.

2. OBJETIVOS E HIPÓTESES

O presente trabalho, visando compreender melhor o uso da comunidade de mamíferos de médio e grande porte dentro e fora de áreas protegidas imersas em paisagens com forte economia agrícola e silvicultural, tem os seguintes objetivos:

2.1. Inventariar e comparar a riqueza de espécies de mamíferos de médio e grande porte existentes em três paisagens com diferentes graus de proteção (UCs, APP e RL) e de uso e cobertura do solo situadas na região nordeste do estado de São Paulo. UCs são representadas por uma UC de proteção integral, uma estação experimental e uma floresta estadual, enquanto o entorno por monoculturas de cana de açúcar e eucalipto, principalmente;

Hipótese: espera-se que a riqueza de espécie não seja semelhante entre as paisagens, visto que elas têm diferenças tanto no grau de proteção como no uso e cobertura do solo.

2.2. Comparar a riqueza de espécies de mamíferos de médio e grande porte existentes no interior de áreas protegidas (dentro de UCs, APP e RL) e nas suas respectivas zonas de amortecimento, sendo que o interior é representado por uma UC de proteção integral, uma estação experimental, uma floresta estadual e áreas protegidas privadas (APP e RL), enquanto o entorno por monoculturas de cana de açúcar e eucalipto, principalmente;

Hipótese: espera-se que as zonas de amortecimento tenham riqueza comparativamente menor do que os interiores das áreas protegidas adjacentes.

2.3. Avaliar a importância relativa de covariáveis de sítio e relativa às espécies na estimativa de riqueza usando modelos de ocupação, comparando a riqueza estimada com aquela gerada por protocolos convencionais;

Hipótese: é esperado que modelos incluindo covariáveis produzam resultados melhores do que modelos nulos. Também é esperado que a riqueza estimada por modelos de ocupação seja mais acurada do que aquela gerada por protocolos que não incorporam a probabilidade de detecção tão pouco covariáveis em suas formulações.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Área de estudo

O estudo foi conduzido na região nordeste do estado de São Paulo e as três áreas de estudo estão localizadas nos municípios de Luiz Antônio, São Simão, Altinópolis e Cajuru (Figura 1). O clima da região é o tropical savânico (típico de zonobioma II, segundo WALTER, 1986) com uma estação anual seca (abril a setembro) e uma chuvosa (outubro a março) (KLINK; MACHADO, 2005). As temperaturas médias anuais variam entre 15°C e 34°C (MARTINS, 1979). A cobertura vegetal da região é composta de diferentes fisionomias ocorrentes no bioma Cerrado, incluindo vegetações abertas, como os Campos sujos e Cerrado *sensu stricto*, e vegetações densas, como o Cerradão e a Floresta Estacional Semidecídua (TOPPA, 2004).

As amostragens foram conduzidas em três áreas (Figura 1): A Área 1 inclui a Estação Ecológica de Jataí (EEJ), a qual é o maior e mais protegido remanescente de Cerrado em São Paulo (9013 ha). Essa Unidade de Conservação (UC) foi usada como controle juntamente com a Estação Experimental de Luiz Antônio (EExLA; 2009 ha), vizinha à UC. A área 2, Fazenda Cara Preta (FCP; 4546 ha), é composta principalmente por Áreas de Preservação Permanente (APPs) pertencentes à empresa de papel e celulose International Paper Ltda. A área 3 inclui duas propriedades: a Fazenda Dois Córregos (FDC), uma área protegida privada pertencente à mesma empresa, com 2017 ha de Reserva Legal (RL); e a Floresta Estadual de Cajuru (FEC), uma UC de uso sustentável (plantações de Pinus para produção de resina) com 2081 ha (Figura 1). A FDC e a FEC foram consideradas apenas uma área devido à sua proximidade. Todas as áreas compõem uma matriz de paisagem na qual predominam extensas áreas de monoculturas de cana de açúcar e de silvicultura nos seus entornos (SHIDA; PIVELLO, 2002).

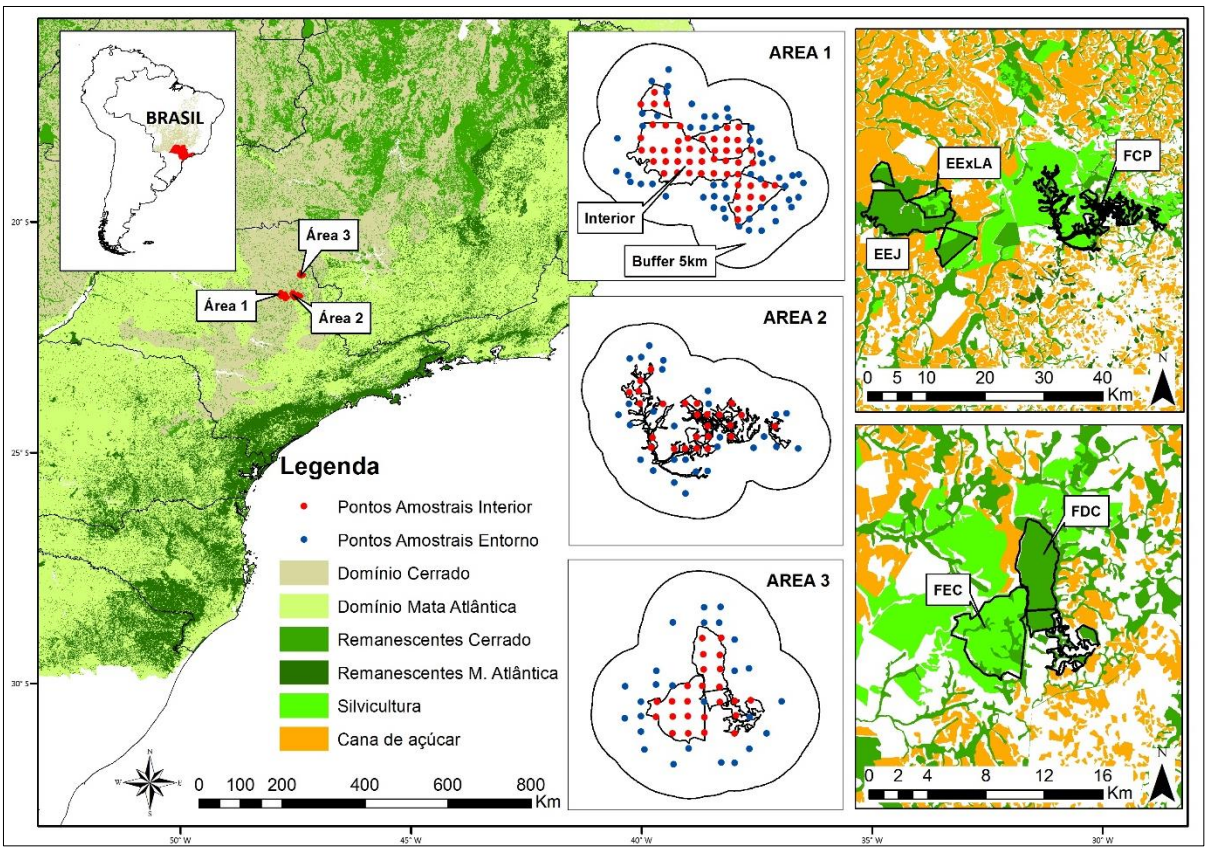

Figura 1 – Localização das três áreas de estudo no nordeste do estado de São Paulo, Brasil: Área 1 – Estação Ecológica de Jataí (EEJ), Estação Experimental de Luiz Antônio (EExLA) e seus entornos (5 km a partir do perímetro das áreas de interior); Área 2 – Fazenda Cara Preta (FCP) e seu entorno; Área 3 – Fazenda Dois Córregos (FDC), Floresta Estadual de Cajuru (FEC) e seus entornos. O mapa de uso e cobertura da paisagem (1:20000) é ilustrado para todas as áreas de estudo com a localização dos pontos amostrais. Base cartográfica: Instituto Florestal de São Paulo e IBGE (2008). Projeção: UTM. Datum: SIRGAS 2000.

3.2. Armadilhamento fotográfico e coleta de dados

Um grid de células com 200 ha (1416 m por 1416 m) foi sobreposto em cada área de estudo e o centro de cada célula foi considerado um potencial ponto de amostragem. Esse desenho amostral objetivou amostrar ao longo de todas as áreas de estudo para maximizar a detecção das espécies presentes e satisfazer o pressuposto de independência nas análises de ocupação (MACKENZIE et al., 2006; LINKIE et al., 2007). Todos os pontos no interior das áreas protegidas foram amostrados em cada área de estudo: 52 pontos na Área 1, 25 pontos na Área 2 e 24 pontos na Área 3 (Figura 1; Tabela 1). Um número similar de pontos foi randomicamente selecionado para as áreas de entorno (buffer de 5 km) visto que elas foram bem maiores que as áreas de interior (53 pontos na Área 1, 28 pontos na Área 2 e 26 pontos na Área 3; Figura 1; Tabela 1). Portanto, o esforço amostral total (6240 armadilhas-dia, n = 208 pontos amostrais) foi igualmente dividido entre interior (3030 armadilhas-dia, n = 101 pontos amostrais) e entorno (3120 armadilhas-dia, n= 107 pontos amostrais). Entre as áreas de estudo,

3150 armadilhas-dia foram alocadas na Área 1, 1590 armadilhas-dia na Área 2 e 1500 armadilhas-dia na Área 2, conforme tamanho de cada área (Tabela 1).

Tabela 1 – Cronograma de amostragem das três áreas de estudo nas estações seca de 2013 e 2014 (meses indicados pelas iniciais – abril a setembro). Cada ponto amostral abrigou uma armadilha-fotográfica durante 30 dias. Metade dos pontos amostrais foi distribuído na área do interior das áreas protegidas e a outra metade na paisagem de entorno (Local). Áreas de estudo: Área 1 - Estação Ecológica de Jataí (EEJ), Estação Experimental de Luiz Antônio (EExLA) e seus entornos; Área 2 - Fazenda Cara Preta (FCP) e seu entorno; Área 3 - Fazenda Dois Córregos (FDC), Floresta Estadual de Cajuru (FEC) e seus entornos. A EEJ e a EExLA assim como a FDC junto com a FEC foram amostradas em conjunto visto que as áreas são contíguas (veja Figura 1).

Ano	**Áreas de estudo**	**Local**	**Área (ha)**	**Número de pontos amostrais / 30 dias**							**Esforço amostral (armadilhas-dia)**
				A	**M**	**J**	**J**	**A**	**S**	**Total**	
2013	Área 1	Interior	11021.91	9	9	9	9	8	9	53	1590
		Entorno	39722.13	9	9	8	8	10	8	52	1560
2014	Área 2	Interior	4546.32	4	4	5	4	5	3	25	750
		Entorno	47365.36	5	5	4	5	4	5	28	840
2014	Área 3	Interior	4098.55	4	4	4	6	4	2	24	720
		Entorno	26133.49	5	5	5	3	6	2	26	780
Total										**208**	**6240**

Visitas prévias foram realizadas nas áreas de estudo em julho de 2012, janeiro de 2013 e janeiro e fevereiro de 2014 para verificar as condições de acesso e posicionamento das câmeras fotográficas. Dados problemas logísticos, todos os pontos randomicamente selecionados em plantações de cana de açúcar e pastagem foram realocados para a vegetação nativa mais próxima e as câmeras foram orientadas frente ao tipo de vegetação originalmente escolhido (cana de açúcar ou pastagem). Em alguns casos, o acesso para a localização exata dos pontos foi inviável e as câmeras foram realocadas o mais próximo possível do ponto original.

As armadilhas fotográficas foram colocadas em cada ponto amostral, fixadas em troncos de árvore (40-50cm do solo) e programadas para registrar continuamente (24 $h.d^{-1}$) durante 30 dias consecutivos na estação seca (Figura 2). Devido ao número limitado de câmeras fotográficas digitais (18 Reconyx HC500 HyperFire®), as áreas de estudo foram amostradas em dois anos consecutivos. A maior (interior) e mais protegida área de estudo (Área 1) foi amostrada de abril a setembro de 2013, enquanto as outras duas foram amostradas durante os mesmos meses em 2014. A amostragem foi restrita para a estação seca para satisfazer o pressuposto de que a ocupação não é alterada durante o período de amostragem nos modelos *single-season* (MACKENZIE et al., 2006).

Figura 2 – Instalação e fixação das armadilhas fotográficas em troncos de árvores. A – Câmera sendo acorrentada e etiquetada; B – Etiqueta presa junto à câmera com dados pessoais e informações na tentativa de diminuir as chances de roubo; C – Armadilha fotográfica fixada em uma árvore na Estação Ecológica de Jataí (EEJ).

Além disso, durante as duas visitas a campo (durante a instalação e ao término dos 30 dias de amostragem para retirada das câmeras), foi verificada a presença ou ausência de rastros e/ou fezes em um quadrante de 50m ao redor de cada armadilha e na estrada de terra mais próxima do ponto amostral, totalizando 200m de caminhada. As buscas por vestígios variavam conforme as características do local, na tentativa de aumentar a eficácia de registros da espécie alvo. A princípio, este seria um método alternativo às armadilhas que demanda pouco esforço e apresenta baixo custo. No entanto, os registros indiretos foram utilizados somente para inventário de fauna da área, pois a dificuldade de padronização das amostragens entre os diferentes pontos e a dependência entre os registros indiretos e fotográficos não permitiu inseri-los nas estimativas de riqueza de espécies para a região de estudo.

Todas as fotos e vestígios foram identificados de acordo com Becker e Dalponte (1999), Borges e Walfrido (2004), Carvalho Jr. e Luz (2008), Mamede e Albo (2008), Moro-Rios et al. (2008) e Miranda et al. (2009). Se havia alguma dúvida acerca da identificação, que não pode ser sanada por chaves específicas ou por especialistas no gênero, o registro foi descartado. A correta identificação dos vestígios satisfaz um dos pressupostos da modelagem de ocupação para a comunidade. Assim, após a correta identificação, um banco de dados digital foi criado com todas as informações de cada registro (espécie, local, data, hora, habitat, nº de indivíduos, sexo) no Camera Base 1.6 (Copyright 2012 Mathias Tobler).

3.3. Análise dos dados

3.3.1. Lista de espécies e curvas de rarefação

As espécies de mamíferos de médio e grande porte foram obtidas para as áreas de estudos a partir de registros fotográficos, presença de vestígios (pegadas e fezes), vocalização e observação direta. Foi obtido uma lista de espécies totais presentes a estimativa de riqueza (número de espécies) por área amostrada.

Para as estimativas de riqueza em cada área de estudo, foram utilizadas apenas os registros por armadilha fotográfica, com exceção das espécies arborícolas, as quais foram descartadas das análises mesmo quando registradas pelas câmeras. O esforço de captura foi avaliado com curvas de rarefação, através da análise gráfica das diferenças no acúmulo de espécies em relação ao esforço amostral entre as diferentes áreas de estudo (Area 1, 2 e 3), assim como entre interior e entorno. Adicionalmente, o estimador não-paramétrico de *Jackknife 2* foi utilizado para calcular a riqueza estimada. Segundo Tobler et al. (2008), esse estimador apresenta desempenho bastante acurado quando comparado diretamente ao uso direto das curvas de acúmulo e tende a ser menos tendencioso, gerando estimativas de riqueza de espécies muito próximas ao número de espécies reais da área amostrada, sob um esforço amostral entre 700 e 1500 armadilhas/dia. Além disso, as amostras foram aleatorizadas (1000 vezes) a fim de eliminar a arbitrariedade da ordem de entrada das amostras (no caso, espécies registradas por ponto amostral) (COLWELL; CODDINGTON, 1994). Todas as análises foram efetuadas no programa EstimateS versão 9.1.0 (COLWELL, 2013).

3.3.2. Estimativa de riqueza de espécies por modelos de ocupação *single- season*

Dado que armadilhas fotográficas usualmente produzem lista de espécies incompletas, a probabilidade de detecção precisa ser considerada quando a riqueza de espécies for comparada entre múltiplas áreas de estudo ou ao longo do tempo para evitar conclusões errôneas devido às espécies não detectadas (KARANTH; NICHOLS, 1998; GOTELLI; COLWELL, 2001; TOBLER et al., 2008; KÉRY, 2011.) Atualmente, os modelos de ocupação *multi-species* (MACKENZIE et al., 2006) têm produzido estimativas de riqueza de espécies mais robustas, visto que permitem integrar a comunidade com as características individuais das espécies, como peso corpóreo e status de conservação, que possam estar influenciando a probabilidade de detecção das mesmas (DORAZIO; ROYLE, 2005; KERY, 2011; TOBLER et al., 2015). Ainda, este método permite incorporar espécies que potencialmente ocorrem na região, mas que não foram detectadas durante o período amostral. Para isso, foram utilizados o plano de manejo da EEJ (LEONEL et al., 2010), o qual inclui trabalhos científicos desenvolvidos na área, e mapas de distribuição do táxon disponibilizados pela IUCN (www.iucnredlist.org) para determinação

das espécies adicionais não detectadas durante o estudo. Portanto, uma lista total de 32 espécies foi estabelecida para todas as áreas, sendo que nove espécies de mamíferos não detectadas que possivelmente ocorrem na área foram inseridas na modelagem.

Como as localizações foram randomicamente selecionadas dentro das áreas de estudo, são, portanto, consideradas como unidades réplicas de observação. Assim, cada ocasião de amostragem foi considerada como um ponto amostral (sítio), sendo cada sítio amostrado por um período de trinta dias. Os históricos de captura foram compilados para cada espécie, onde '1' indicou detecção (fotografia) das espécies e '0' indicou não detecção para cada ocasião.

Na tentativa de buscar resultados mais precisos com intervalos de confiança menores do que aqueles estimados pelos métodos tradicionais (TOBLER et al., 2015), os históricos de captura foram analisados usando a abordagem *single-season* para os modelos de ocupação (MACKENZIE et al., 2002) incorporados no programa MARK (WHITE; BURNHAM, 1999). Esse método permite investigar as covariáveis que podem influenciar as probabilidades de detecção e a ocupação de cada espécie e entre os pontos amostrais (MACKENZIE et al., 2002). Na análise de ocupação, foram consideradas duas covariáveis individuais das espécies: peso corpóreo (PC) e status de conservação (SC; ameaçada – 1; ou não ameaçada – 0). Para ambas covariáveis, espera-se um efeito negativo na probabilidade de ocupação, ou seja, as espécies ameaçadas e com maior peso corpóreo devem ter menor probabilidade de ocorrer na comunidade. Ainda para o mesmo parâmetro, duas covariáveis de sítio foram consideradas: área de estudo (Área) e local de instalação da armadilha fotográfica (Local; interior ou entorno). Essas covariáveis de sítio foram inseridas na forma de seis grupos nas análises: A1I – Interior da Estação Ecológica de Jataí (EEJ) e Estação Experimental de Luiz Antônio (EExLA); A1E – entorno da EEJ e EExLA; A2I – interior da Fazenda Cara Preta (FCP); A2E – entorno da FCP; A3I – interior da Fazenda Dois Córregos (FDC) e Floresta Estadual de Cajuru (FEC); A3E – entorno da FDC e FEC. Assumindo a A1I como grupo 'controle', visto que é o maior remanescente de cerrado protegido integralmente no Estado de São Paulo, espera-se que este grupo apresente uma comunidade de espécies mais rica que as demais áreas. Para as análises de detecção, o SC de cada espécie e a probabilidade condicional de ocorrência do cachorro doméstico (Dog) em cada sítio foram considerados, predizendo um efeito positivo e um efeito negativo no parâmetro *p*, respectivamente. Isso significa que espécies ameaçadas mais detectadas do que espécies não ameaçadas em pontos amostrais onde o cachorro doméstico não está presente.

Os valores de peso corpóreo foram extraídos a partir de Paglia et al. (2012). Quanto ao status de conservação de cada espécie, foram utilizadas as listas nacional e estadual de espécies

ameaçadas (BRESSAN et al., 2009; Portaria MMA nº 444, de 17 de dezembro de 2014 - ICMBio) e, a partir delas, foi considerado a categoria de maior ameaça descrito para espécie. Para explorar a influência da ocorrência do cachorro doméstico na detecção das espécies, foi usado a probabilidade condicional de uso pelo cachorro ($\Psi_{condicional}$) de cada ponto amostral como uma covariável. Nos pontos onde os cachorros domésticos foram detectados, o uso condicional é 1.0, enquanto os valores são <1 para pontos onde os cachorros não foram detectados (MACKENZIE et al., 2006, p. 97-98) (Tabela 2).

Primeiramente, os modelos foram construídos a partir da abordagem *ad hoc* (*two steps*) na tentativa de reduzir o número de modelos ajustados aos dados e explorar os principais fatores que possam influenciar as probabilidades de detecção e ocupação, eliminando covariáveis possivelmente espúrias nas estimativas (DOHERTY et al., 2012). Nessa abordagem, a modelagem da detecção foi feita mantendo a estrutura para ocupação com 4 modelos de interação entre as covariáveis (ψ(Local*SC), ψ(Local*PC), ψ(Área*SC), ψ(Área*PC)) e construindo modelos com todas as combinações aditivas possíveis de covariáveis na detecção (*p*). Todos os modelos foram ranqueados de acordo com o Critério de Informação de Akaike ajustado para amostras pequenas (AICc; BURNHAM; ANDERSON, 2002; MACKENZIE et al., 2006). Em seguida, as covariáveis para detecção que apresentaram peso cumulativo (w_{cum}) superior a 0.50 foram mantidas para a subsequente modelagem da ocupação (MACKENZIE et al., 2006). Fixado as covariáveis importantes no *p*, então, um conjunto de modelos candidatos com todas as possíveis combinações aditivas até duas covariáveis foi construído para a ψ. Os modelos foram ranqueados via AICc e associados com os seus pesos (*w*, BURNHAM; ANDERSON, 2002). Essa abordagem de construção dos modelos permite o uso dos pesos cumulativos de cada covariável (w_{cum}) para cada parâmetro (probabilidade de ocupação e detecção), visto que foi criado um conjunto balanceado de modelos (DOHERTY et al., 2012). As estimativas dos parâmetros (ψ and *p*) foram reportadas a partir do melhor modelo ranqueado com todas as covariáveis que apresentaram forte suporte baseado nos w_{cum} (>0.50).

Para estimar a riqueza de espécies para cada grupo de estudo (A1I, A1E, A2I, A2E, A3I e A3E), as probabilidades condicionais de cada espécie foram geradas pelo programa PRESENCE v.10.5 (HINES, 2006) a partir do melhor modelo ranqueado (MACKENZIE et al., 2006). Portanto, a riqueza de espécies é gerada pela soma das probabilidades condicionais das espécies detectadas ($p_{condicional} = 1$) e das espécies não detectadas ($p_{condicional} < 1$). Ainda, a probabilidade de falha na detecção de uma espécie no ponto amostral foi estimada a partir de $p^* = (1 - p)^k$, no qual *k* é o número de ocasiões amostrais (MACKENZIE et al., 2006), que neste estudo foi equivalente ao número de pontos amostrais.

1.3.3. Pressupostos do desenho amostral

Segundo Mackenzie et al. (2002) e Dorazio et al. (2006), existem três principais premissas dos modelos de ocupação para as estimativas de riqueza de espécies. Primeiramente, a duração total do estudo deve ser mantida suficientemente curta para que as extinções ou colonizações das espécies sejam improváveis de ocorrer no local amostrado. Por isso, as amostragens em todas as áreas ocorreram somente na estação seca de cada ano, de abril a setembro de 2013 e 2014, e por um período de um mês em cada ponto amostral da área de estudo na tentativa de minimizar as chances que tal mudança ocorra. Em segundo, a probabilidade de detecção e ocupação em um local são independentes de detecção e ocupação em outro local (geralmente assegurada por uma distância mínima entre os locais). Neste caso, as áreas foram divididas em quadrantes de 200 ha (1416 por 1416 m), tamanho este que foi definido com base no tamanho das áreas de vida e no padrão de movimentação descritos para o tamanduá-bandeira, espécie foco da tese de doutorado (Capítulo 2). Por último, as espécies são corretamente identificadas e, por essa razão, todas as espécies foram identificadas com total cuidado. Quando as dúvidas não foram sanadas, os registros foram descartados das análises.

2. RESULTADOS

4.1. Inventário e Estimativa de Riqueza de Espécies por *Jackknife*

No período total de amostragem (abril a setembro de 2013 e 2014), foram registradas 31 espécies de mamíferos, sendo 25 nativas e seis exóticas (Tabela 2). Incluindo espécies ocasionalmente avistadas (ex: *Cavia aperea*) ou detectadas apenas por vocalizações (ex: *Callicebus nigrifrons* e *Callithrix penicillata*), o total de espécies sobe para 34 (Tabela 2). Elas pertencem a 20 famílias e representam 75,55% das espécies de mamíferos terrestres de médio e grande porte de ocorrência conhecida para o estado de São Paulo (DE VIVO et al., 2011).

Trinta espécies foram registradas através das armadilhas fotográficas (24 nativas e 6 exóticas) e 25 através da identificação de pegadas e fezes. Algumas espécies foram registradas somente por um método de amostragem: *Didelphis albiventris, Dasypus septemcinctus, Felis catus, Cuniculus paca* e *Nasua nasua* foram restritas às armadilhas fotográficas, enquanto *Blastocerus dichotomus* foi a única registrada somente por pegadas. Já *C. aperea* foi registrada apenas pela observação direta e *C. nigrifons* apenas por vocalização (Tabela 2).

Comparando a diversidade das três áreas, a paisagem da Área 1 foi a mais rica, apresentando 32 espécies (26 nativas), enquanto as outras duas apresentaram ambas 26 espécies (21 nativas). Entretanto, houve diferenças importantes na composição, pois *C. aperea* e *Tapirus terrestris* foram restritos ao interior da Área 1, enquanto *Hydrochoerus hydrochaeris* só ocorreu no entorno e *B. dichotomus* ocorreu em ambos os locais da Área 1; *D. septemcinctus* foi restrito ao interior da Área 2 e *C. penicillata* foi registrado apenas na Área 3. Dentre as espécies observadas, cinco estão ameaçadas no Brasil (ICMBIO, 2014) e cinco no estado de São Paulo (BRESSAN et al., 2009) (Tabela 2). Duas dessas espécies de grande porte, *B. dichotomus* e *Tapirus terrestris*, estão restritas à unidade de conservação de proteção integral. Outras espécies com status de conservação preocupante como a onça-parda, o lobo-guará, jaguatirica e o tamanduá-bandeira foram registradas em todas as três paisagens amostradas.

Por outro lado, deve ser destacado também os registros de seis espécies invasoras entre as áreas: a lebre europeia (*Lepus europaeus*), o porco doméstico e seus híbridos (*Sus scrofa*), o cachorro doméstico (*Canis familiaris*), o bovino (*Bos linnaeus*), o gato (*Felis catus*) e o cavalo (*Eqqus caballus*). As quatro primeiras espécies foram registradas em todas as três paisagens amostradas, sendo todas elas encontradas nas áreas de interior e entorno. A Área 2 foi a mais surpreendente, pois todas as cinco espécies exóticas encontradas no entorno (lebre, porco, cachorro, bovino e cavalo) foram também detectadas no interior. O interior da Área 3 foi a

única que detectou apenas uma espécie exótica (bovino) e o porco só não foi registrado nesta área, mas ambas espécies estiveram presentes no interior e entorno de todas as demais áreas protegidas, incluindo o interior da maior UC de cerrado no Estado de São Paulo (EEJ).

Tabela 2 – Lista das espécies de mamíferos de médio e grande porte observadas nas áreas de estudo, com seus respectivos tipos e número de registros. Áreas de estudo: Área 1 - Estação Ecológica de Jataí (EEJ), Estação Experimental de Luiz Antônio (EExLA) e seus entornos; Área 2 - Fazenda Cara Preta (FCP) e seu entorno; Área 3 - Fazenda Dois Córregos (FDC), Floresta Estadual de Cajuru (FEC) e seus entornos. *Espécies exóticas ou **domésticas. Tipo de registro: VE = vestígios (pegadas, fezes, arranhados, carcaça), OD = observação direta, VO = vocalização e AF = armadilha fotográfica. Categorias de ameaça: VU = vulnerável e CR = criticamente ameaçada. Em letra maiúscula está a classificação de ameaça segundo a lista brasileira de espécies ameaçadas (ICMBio 2014) e em minúscula segundo a lista de espécies ameaçadas do Estado de São Paulo (Bressan et al 2009).

ORDEM/Família/*Espécie*	**Nome popular**	**Área de Estudo, Número e Tipo de Registros**					
		Área 1		**Área 2**		**Área 3**	
		VE ou OD ou VO	AF	VE ou OD ou VO	AF	VE ou OD ou VO	AF
DIDELPHIMORPHIA							
Didelphidae							
Didelphis albiventris	Gambá-da-orelha-branca	0	3	0	3	0	1
CINGULATA							
Dasypodidae							
Cabassous unicinctus	Tatu-de-rabo-mole	1(OD)	2	0	1	0	3
Dasypus septemcinctus	Tatuí	0	0	0	2	0	0
Dasypus novemcinctus	Tatu-galinha	2 (VE)	29	1 (OD)	31	3 (VE)	14
Euphractus sexcinctus	Tatu-peba	1(VE), 1(OD)	2	3 (VE)	1	0	3
PILOSA							
Myrmecophagidae							
Myrmecophaga tridactyla[VU/vu]	Tamanduá-bandeira	22(VE), 4(OD)	66	9(VE), 2(OD)	42	20(VE), 1(OD)	61
Tamandua tetradactyla	Tamanduá-mirim	1(OD)	3	2 (VE)	1	4 (VE)	5
LAGOMORPHA							
Leporidae							
Sylvilagus brasiliensis	Tapiti	10(VE), 1(OD)	30	2 (VE)	30	2 (VE)	2

Continua

Continuação da Tabela 2.

*Lepus europaeus**	Lebre-europeia	19(VE), 1(OD)	29	14 (VE)	14	14 (VE)	14
RODENTIA							
Cuniculidae							
Cuniculus paca	Paca	0	6	0	0	0	2
Caviidae							
Cavia aperea	Preá	2 (OD)	0	0	0	0	0
Hydrochoerus hydrochaeris	Capivara	2(VE), 1(OD)	1	0	0	0	0
Dasyproctidae							
Dasyprocta azarae	Cutia	5(VE), 1(OD)	82	0	11	2 (VE)	9
CARNIVORA							
Canidae							
*Canis lupus familiaris**	Cachorro doméstico	6(VE), 2(OD)	56	24(VE), 2(OD)	37	18(VE), 1(OD)	108
Cerdocyon thous	Cachorro-do-mato	32(VE), 1(OD)	100	13 (VE)	10	18 (VE)	23
Chrysocyon brachyurus[VU/vu]	Lobo-guará	33(VE), 1(OD)	55	33 (VE)	64	44 (VE)	77
Felidae							
*Felis catus**	Gato doméstico	0	1	0	0	0	2
Puma yagouaroundi[VU/]	Gato-mourisco	3 (VE)	10	0	1	2 (VE)	1
Leopardus pardalis[/vu]	Jaguatirica	9 (VE)	54	4 (VE)	16	4 (VE)	3
Puma concolor[VU/vu]	Onça-parda	17(VE), 1(OD)	80	18 (VE)	28	16 (VE)	22
Mustelidae							
Eira barbara	Irara	6(VE), 2(OD)	31	2 (VE)	4	3(VE), 2(OD)	2
Mephitidae							
Conepatus semistriatus	Jaritataca	16(VE), 1(OD)	19	9 (VE)	20	14 (VE)	22
Procyonidae							
Nasua nasua	Quati	0	47	1 (OD)	2	0	6
Procyon cancrivorus	Mão-pelada	1 (VE)	0	0	0	0	2

Continua

Conclusão da Tabela 2.

PRIMATES							
Cebidae							
Sapajus nigritus	Macaco-prego	1 (OD)	0	0	1	0	0
Callicebus nigrifrons	Sauá	2 (VO)	0	1 (VO)	0	0	0
Callitrichidae							
Callithrix penicillata	Sagui-de-tufos-pretos	0	0	0	0	1(OD), 1(VO)	0
ARTIODACTYLA							
Tayassuidae							
Pecari tajacu	Cateto	23(VE), 2(OD)	258	0	19	1 (VE)	0
Cervidae							
Mazama gouazoubira	Veado-catingueiro	35(VE), 2(OD)	105	15(VE), 3(OD)	45	12(VE), 1(OD)	31
Blastocerus dichotomus[VU/cr]	Cervo-do-pantanal	5 (VE)	0	0	0	0	0
Bovidae							
*Bos linnaeus**	Boi	3(VE), 2(OD)	25	39(VE), 4(OD)	669	12(VE), 1(OD)	301
Suidae							
*Sus scrofa**	Javaporco	4 (VE)	20	0	2	0	0
PERISSODACTYLA							
Equidae							
Eqqus caballus	Cavalo	2 (VE)	0	10 (VE)	28	4(VE), 1(OD)	1
Tapiridae							
Tapirus terrestris[VU/vu]	Anta	2 (VE)	2	0	0	0	0
Total de Registros		258 (VE) 28 (OD) 2 (VO)	1116	197 (VE) 13 (OD) 1(VO)	1082	193 (VE) 8 (OD) 1 (VO)	715
Total de Espécies	**34**	**32**		**26**		**26**	
Total de Espécies Nativas	**28**	**25**		**21**		**21**	

Considerando apenas as espécies nativas registradas por armadilhas fotográficas, a maior riqueza observada foi na Área 1 (21 espécies; Figura 3). Entretanto quando as três paisagens são comparadas num esforço amostral equivalente (50 pontos amostrais ou 1500 armadilhas-dia), a riqueza resultante é equivalente entre as três paisagens, variando entre 19 e 20 espécies (Figura 3). Estes resultados sugerem que, apesar da menor área e menor grau de proteção que a Área 1, as outras duas paisagens ainda abrigam diversidade equivalente de mamíferos terrestres, contendo, inclusive, algumas espécies ameaçadas de extinção no estado de São Paulo, como a onça parda, a jaguatirica e o tamanduá-bandeira.

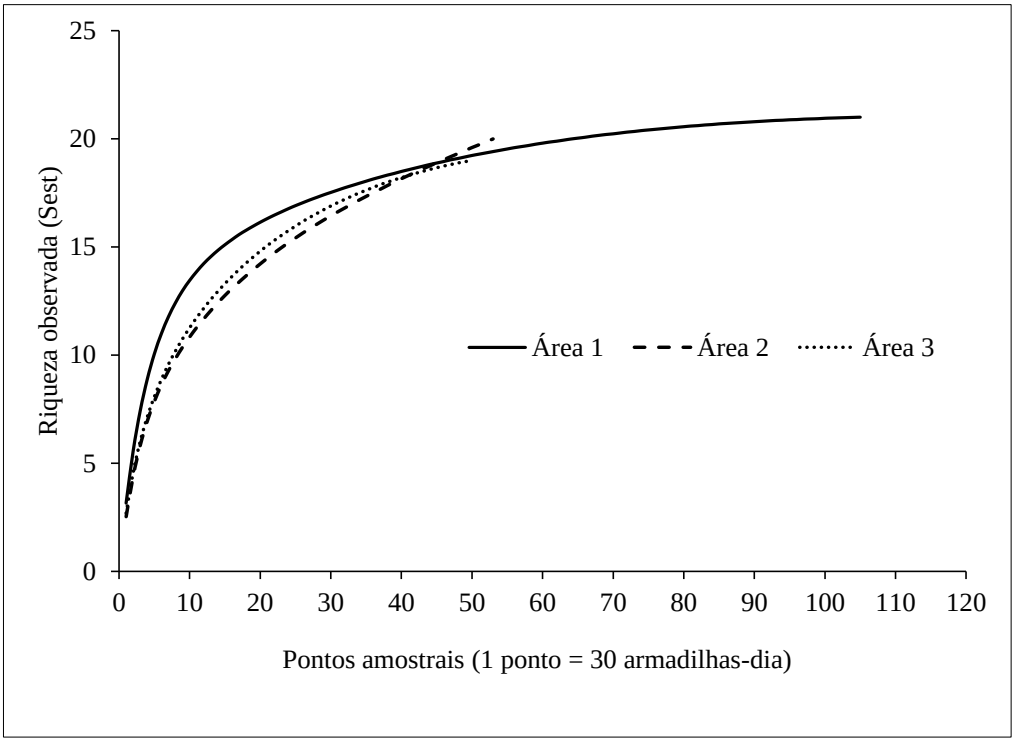

Figura 3 – Curva de rarefação (S_{est}) para espécies nativas registradas por armadilhamento fotográfico nas três paisagens, incluindo interior e entorno: Área 1 - EEJ (Estação Ecológica de Jataí e Estação Experimental de Luiz Antônio/SP), Estação Experimental de Luiz Antônio (EExLA) e seus entornos; Área 2 – Fazenda Cara Preta (FCP); e Área 3 - Fazenda Dois Córregos (FDC) e Floresta Estadual de Cajuru (FEC).

Nas análises a seguir comparamos interior e entorno para cada paisagem separadamente. Considerando apenas espécies nativas registradas por armadilhas fotográficas (21 para Área 1, 19 para Área 2 e 19 para Área 3), a riqueza observada foi similar entre interior (n=19) e entorno (n=18) na Área 1, assim como na Área 2 (interior=17 e entorno=14), visto que os intervalos de confiança se sobrepõem ao longo de toda a curva para as duas áreas (Figura 4A e 5A, respectivamente). Na Área 3, embora o número de espécies observadas no interior (n=12) tenha sido inferior ao número de espécies encontradas no entorno (n=17), sobreposição nos intervalos

de confiança também foi encontrada (Figura 6A). Portanto, de acordo com os dados observados, o interior e o entorno não se diferem quanto ao número de espécies presentes na comunidade.

Segundo as estimativas de riqueza de espécies pelo estimador de Jackknife 2, o interior e o entorno da Área 1 são semelhantes até 41 pontos amostrais, onde ocorre a sobreposição dos intervalos de confiança (IC), com estimativas entre 21 espécies no interior (20.3 – 22.5 95% IC) e 22 espécies no entorno (21.4 – 23.3 95% IC; Figura 4B). No entanto, ao final de 52 pontos amostrais, os intervalos de confiança são mínimos e a riqueza estimada é significativamente diferente entre os locais, sendo o entorno (25 espécies) surpreendentemente mais rico do que o interior da área protegida (20 espécies; Figura 4B). De maneira semelhante, as estimativas de riqueza para o interior e o entorno da Área 2 e a Área 3 são parecidas, embora as sobreposições dos intervalos de confiança ocorram apenas no início da curva (Figura 5B e 6B). A partir da metade dos pontos amostrais, as riquezas são contrastantes, sendo o interior da Área 2 (n=28) mais rico em espécies do que o seu entorno (n=24) (Figura 5B), ao contrário da Área 3, que apresentou maior riqueza de espécies no seu entorno (n=24) (Figura 6B), como na Área 1. Portanto, a partir das riquezas de espécies estimadas, o interior da Area 2 e o entorno da Área 1 se mostraram como os locais mais rico em espécies da região de estudo, desconsiderando que as curvas de riqueza observada e estimada para a Área 2 continuam em ascensão (Figura 5).

As curvas de rarefação envolvendo espécies nativas indicam esforço amostral satisfatório para amostrar a comunidade de mamíferos de médio e grande porte presentes tanto no interior como no entorno da Área 1 e Área 3 (Figura 4 e 6, respectivamente). Para a outra paisagem, entretanto, as curvas são ainda ascendentes, sugerindo a existência de espécies ainda não registradas nesta região e que, possivelmente, seriam observadas com um esforço amostral maior (Figura 5).

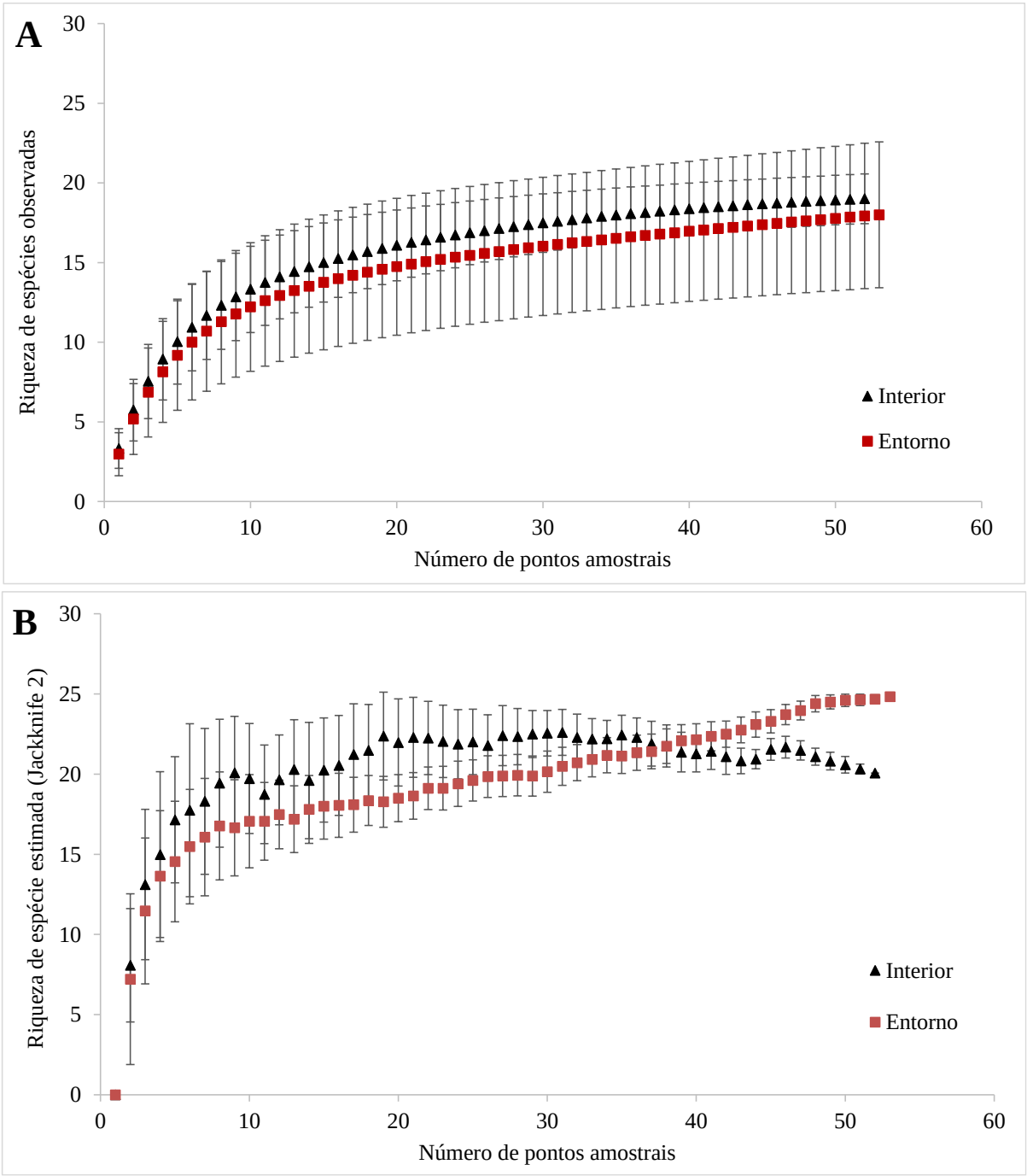

Figura 4 – Curvas de rarefação da riqueza de espécies observada (A) e estimada (B; estimador de Jackknife 2) de mamíferos nativos com seus respectivos intervalos de confiança (IC), a partir de registros por armadilhamento fotográfico na Estação Ecológica de Jataí e Estação Experimental de Luiz Antônio/SP e no seu respectivo entorno – Área 1.

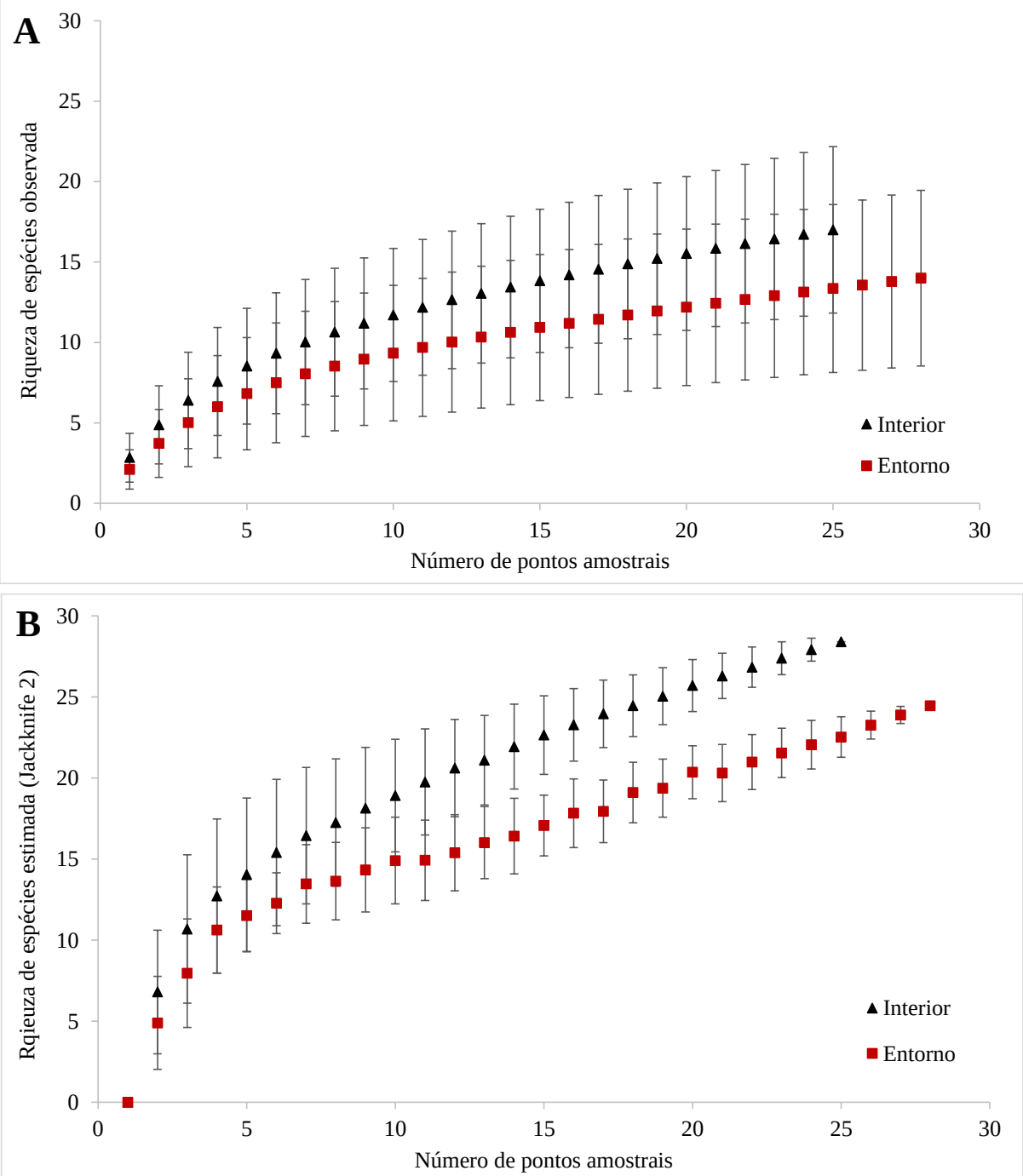

Figura 5 – Curvas de rarefação da riqueza de espécies observada (A) e estimada (B; estimador de Jackknife 2) de mamíferos nativos com seus respectivos intervalos de confiança (IC), a partir de registros por armadilhamento fotográfico na Fazenda Cara Preta e no seu respectivo entorno – Área 2.

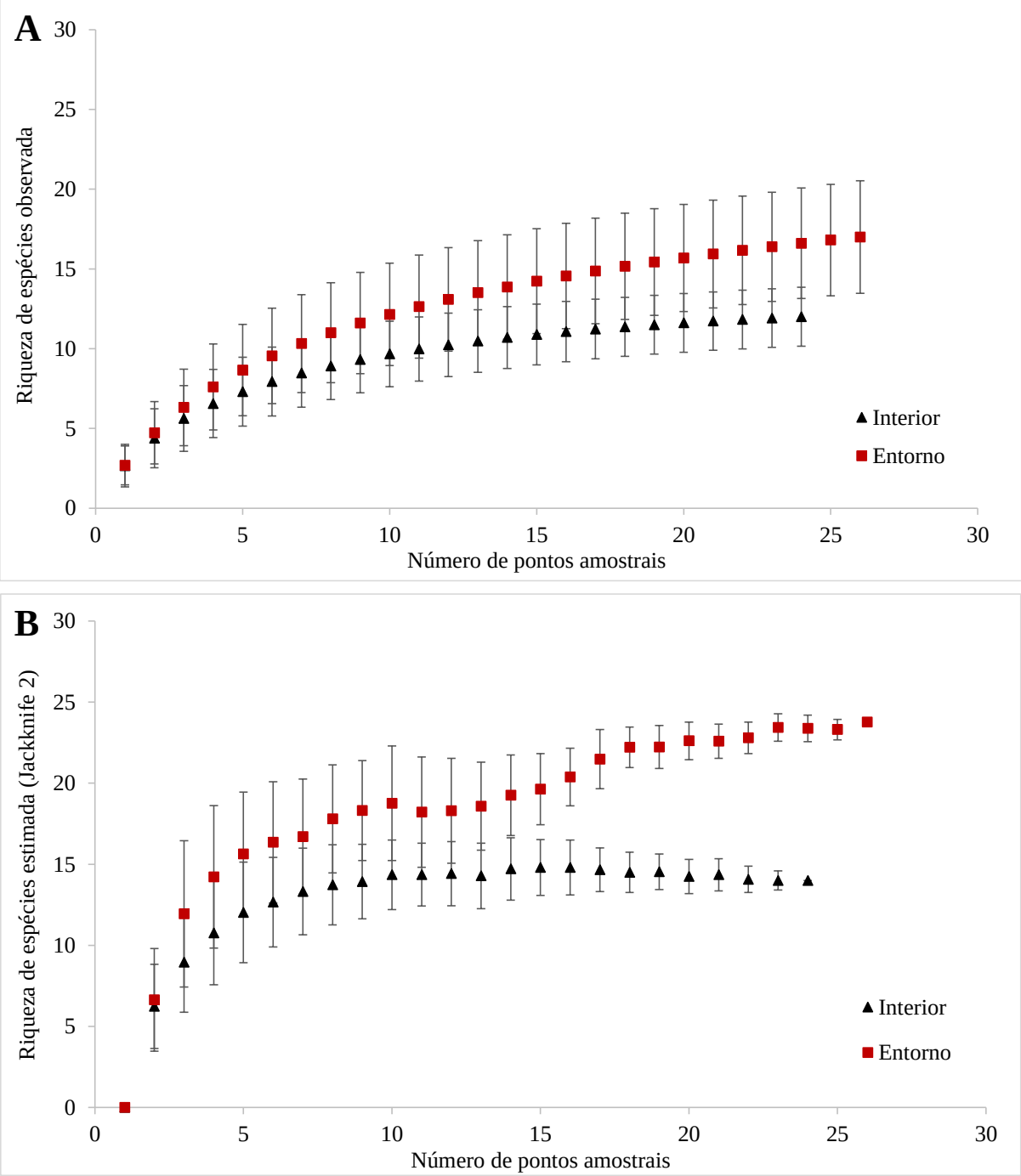

Figura 6 – Curvas de rarefação da riqueza de espécies observada (A) e estimada (B; estimador de Jackknife 2) de mamíferos nativos com seus respectivos intervalos de confiança (IC), a partir de registros por armadilhamento fotográfico na Fazenda Dois Córregos e Floresta Estadual de Cajuru e no seu respectivo entorno – Área 3.

4.2. Estimativa de riqueza de espécies por modelagem de ocupação

Considerando apenas as espécies nativas registradas por armadilha fotográfica, 23 espécies de mamíferos de médio e grande porte foram fotografadas durante a amostragem nas três áreas (Tabela 3). Na área 1, 21 espécies foram registradas, sendo seis delas listadas como

ameaçadas de extinção (BRESSAN et al., 2009; Portaria MMA nº 444, de 17 de dezembro de 2014 - ICMBio). Para as duas outras paisagens, o mesmo número de espécies foi registrado, sendo 14 espécies com status de conservação pouco preocupante e cinco categorizadas como vulneráveis à extinção (BRESSAN et al., 2009). A lista total de 32 espécies estabelecida, incluindo nove espécies de mamíferos não detectadas que possivelmente ocorrem na área, está na Tabela 3.

Considerando as espécies detectadas entre todas as áreas de estudo, 15 espécies não ameaçadas de extinção foram detectadas no interior e no entorno. No entanto, a capivara (*H. hydrochaeris*) foi detectada apenas no entorno, enquanto o tatuí (*D. septemcinctus*) ocorreu apenas no interior, totalizando 16 espécies para cada local. Quanto às espécies ameaçadas de extinção, o interior das áreas conta com seis espécies, constituindo de apenas uma espécie a mais que o entorno, a anta (*T. terrestris*).

Portanto, de acordo com a riqueza observada, o interior da Área 1 (A1I) se mostrou o mais rico entre as demais áreas protegidas, com um total de 19 espécies, assim como o seu entorno (A1E) em relação às demais áreas antropizadas, com 18 espécies detectadas. Esse número de espécies encontrada se mostra ainda superior em relação às áreas de APP e RL em propriedades privadas (A2I e A3I, respectivamente), mostrando a importância das zonas de amortecimento no entorno das UCs (Tabela 3). Ainda, de maneira surpreendente, o interior da área 3 apresentou o menor número de espécies detectadas (n=12), mostrando, até mesmo, ser mais pobre que sua própria área de entorno.

Tabela 3 – Lista das espécies de mamíferos de médio e grande porte nativas detectadas (23) por área (A1, A2 e A3) e por local de instalação da armadilha fotográfica (interior – I; ou entorno – E), com seus respectivos pesos corpóreo médio (Kg) e grau de ameaça (não ameaçada – 0; ou ameaçada de extinção – 1) para a espécie. Espécies não detectadas são marcadas por " ". Grupos de estudo: A1I – Interior da Estação Ecológica de Jataí (EEJ) e Estação Experimental de Luiz Antônio (EExLA); A1E – entorno da EEJ e EExLA; A2I – interior da Fazenda Cara Preta (FCP); A2E – entorno da FCP; A3I – interior da Fazenda Dois Córregos (FDC) e Floresta Estadual de Cajuru (FEC); A3E – entorno da FDC e FEC. O grau de ameaça foi baseado segundo a classificação pela lista brasileira de espécies ameaçadas (ICMBIO 2014) e pela lista de espécies ameaçadas do Estado de São Paulo (BRESSAN et al., 2009).

Espécies	**Peso corpóreo (Kg)**	**Espécie ameaçada(1) ou não ameaçada (0)**	**Espécies detectadas por grupo de estudo**					
			A1I	**A1E**	**A2I**	**A2E**	**A3I**	**A3E**
Didelphis albiventris	1.6	0	X		X	X		X
"Didelphis aurita"	1.2	0						
"Cabassous tatouay"	5.3	0						
Cabassous unicinctus	3.2	0	X	X	X		X	
Dasypus novemcinctus	3.6	0	X	X	X	X	X	X
Dasypus novemcinctus	3.6	0	X	X	X	X	X	X
Euphractus sexcinctus	5.4	0	X	X	X		X	
Myrmecophaga tridactyla	30.5	1	X	X	X	X	X	X
Tamandua tetradactyla	5.2	0	X	X		X		X
Sylvilagus brasiliensis	1.2	0	X	X	X	X	X	X
Cuniculus paca	9.3	0	X					X
Hydrochoerus hydrochaeris	50	0		X				
Dasyprocta azarae	2.9	0	X	X	X	X	X	X
Cerdocyon thous	6.5	0		X		X	X	X
Chrysocyon brachyurus	22	1	X	X	X	X	X	X
"Speothos venaticus"	6	1						
"Pseudalopex vetulus"	4	1						
Leopardus pardalis	9.5	1	X	X	X	X	X	X
"Leopardus tigrinus"	2.3	1						
"Leopardus wiedii"	6	1						
Puma concolor	46	1	X	X	X	X	X	X
Puma yagouaroundi	4.5	1	X	X	X			X
Eira barbara	7	0	X	X	X	X		X
Conepatus semistriatus	2.4	0	X	X	X	X	X	X
"Galictis cuja"	2	0						
Nasua nasua	5.1	0	X	X	X	X		X
Procyon cancrivorus	5.4	0						X
Pecari tajacu	26	0	X	X	X			
"Blastocerus dichotomus"	115	1						
"Mazama americana"	36	1						
Mazama gouazoubira	21	0	X	X	X	X	X	X
Tapirus terrestris	260	1	X					
ESPÉCIES NÃO AMEAÇADAS	Média 45.1Kg	20	13	13	12	10	8	12
ESPÉCIES AMEAÇADAS DE EXTINÇÃO	Média 8.3Kg	12	6	5	5	4	4	5
NÚMERO DE ESPÉCIES DETECTADAS			19	18	17	14	12	17
TOTAL DE ESPÉCIES POR ÁREA			21		19		19	

Tanto status de conservação da espécie (SC) quanto a probabilidade de o cachorro estar presente no ponto amostral (Dog) foram importantes na modelagem da probabilidade de detecção (w_{cum} = 1.00 e 0.70, respectivamente; Tabela 4 e 5) e ambas mostraram uma forte relação positiva para as espécies ameaçadas de extinção e para os pontos onde o cachorro doméstico estava presente (Tabela 5). Em outras palavras, a probabilidade de uma espécie ameaçada ser detectada nas áreas de estudo foi 0.29 (95% IC = 0.25 – 0.33) para os pontos onde o cachorro foi detectado pelas armadilhas fotográficas ($\Psi_{condicional}$ = 1.00) e 0.24 (95% IC =0.21 – 0.27) para os pontos onde o cachorro tinha a menor probabilidade de ocorrer ($\Psi_{condicional}$ = 0.063). De maneira semelhante, para as espécies não ameaçadas de extinção, a probabilidade

de detectá-las variou de aproximadamente 0.15 (95% IC = 013 – 0.18) em pontos amostrais com detecção do cachorro a 0.12 (95% IC = 011 – 0.14) em pontos com baixa probabilidade de o cachorro ocorrer (Figura 7). Assim, além de apresentarem pesos cumulativos superiores a 0.5, as duas covariáveis estavam contidas no melhor modelo ranqueado (Tabela 5) e, por isso, ambas foram retidas na subsequente estrutura dos modelos de ocupação.

Tabela 4 – Resultado da seleção de modelos do primeiro passo para a modelagem da probabilidade de detecção (*p*) para o total de 32 espécies de mamíferos de médio e grande porte nas seis áreas de estudo no nordeste do Estado de São Paulo, Brasil. *p* foi modelado como uma função do status de conservação da espécie (SC) e $\Psi_{condicional}$ do cachorro doméstico (Dog). Ψ foi fixado na forma de 4 modelos interativos em função do status de conservação da espécie (SC), peso corpóreo médio para cada espécie (PC), áreas de estudo (Area) e interior ou entorno (Local). O sinal positivo (+) significa um efeito aditivo e o sinal multiplicativo (*) significa um efeito interativo entre duas covariáveis testadas.

Modelos	AICc	ΔAICc	Peso dos modelos pelo AICc (*w*)	Parâmetros	Deviance
p (Dog + SC) Ψ (Local * SC)	3390.03	0.00	0.32	7	3375.42
p (Dog + SC) Ψ (Local * PC)	3390.97	0.95	0.20	7	3376.36
p (SC) Ψ (Local * SC)	3391.74	1.71	0.14	6	3379.28
p (Dog + SC) Ψ (Area * PC)	3392.43	2.40	0.10	9	3373.44
p (SC) Ψ (Local * PC)	3392.69	2.66	0.08	6	3380.23
p (Dog + SC) Ψ (Area * SC)	3392.70	2.67	0.08	9	3373.71
p (SC) Ψ (Area * PC)	3394.09	4.07	0.04	8	3377.31
p (SC) Ψ (Area * SC)	3394.36	4.34	0.04	8	3377.58
p (Dog) Ψ (Local * SC)	3454.15	64.13	0.00	6	3441.70
p (Dog) Ψ (Local * PC)	3454.62	64.59	0.00	6	3442.16
p (.) Ψ (Local * SC)	3455.78	65.75	0.00	5	3445.45
p (Dog) Ψ (Area * PC)	3455.98	65.95	0.00	8	3439.19
p (.) Ψ (Local * PC)	3456.24	66.22	0.00	5	3445.92
p (Dog) Ψ (Area * SC)	3456.70	66.67	0.00	8	3439.91
p (.) Ψ (Area * PC)	3457.56	67.53	0.00	7	3442.95
p (.) Ψ (Area * SC)	3458.28	68.25	0.00	7	3443.67

Tabela 5 – Peso cumulativo dos modelos (w_{cum}) para todas as covariáveis consideradas no primeiro (probabilidade de detecção (*p*)) e segundo passo (ocupação (ψ)) das análises. Estimativas do tamanho do efeito (β) para as covariáveis são dados a partir do modelo mais parcimonioso [ψ(SC + PC) *p*(SC + Dog)]. Estimativas de β e seus intervalo de confiança de 95% (IC) são dados em escala *logit*. Abreviações: SC – status de conservação das espécies; Dog – probabilidade condicional do cachorro doméstico; PC – peso corpóreo; Local = interior ou entorno; Área – Área 1, 2 ou 3.

Parâmetros	Covariáveis	Pesos cumulativo dos modelos (w_{cum})	Coeficientes de β (± 95% IC)
p	SC	1.00	0.80 (0.62, 0.99)
	Dog	0.70	0.27 (0.00 - 0.55)
Ψ	SC	0.59	-0.52 (-1.16, 0.13)
	PC	0.59	-0.01 (-0.01, 0.00)
	Local	0.16	-
	Area	0.14	-

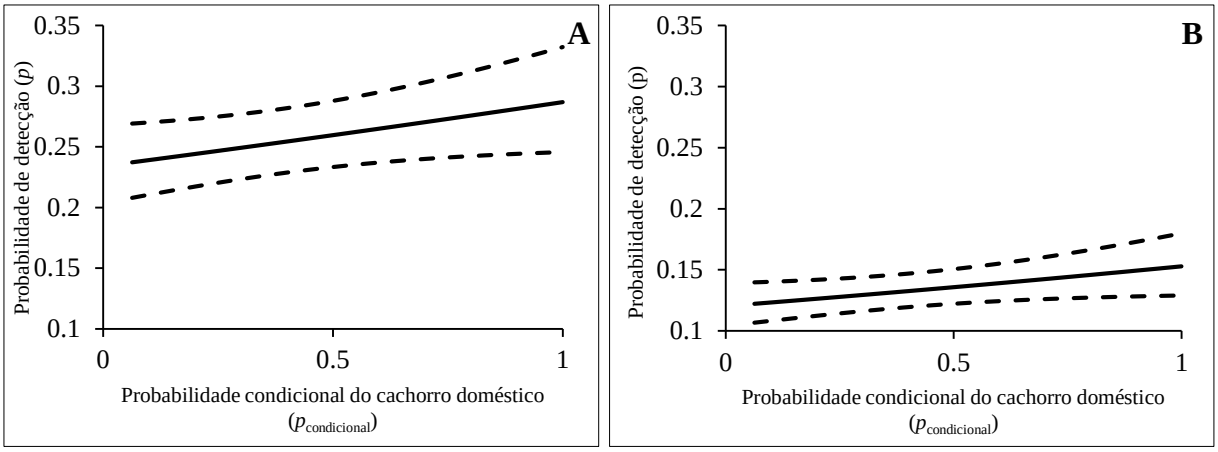

Figura 7 – Relação entre a probabilidade condicional do cachorro doméstico ($\Psi_{condicional}$) e estimativas de probabilidade de detecção (*p*) para espécies ameaçadas de extinção (A) e para as não ameaçadas de extinção (B) a partir do melhor modelo ranqueado [ψ(SC + PC) *p*(SC + Dog)]. Intervalos de confiança (±95 % IC) associados às estimativas também são dados (linhas tracejadas).

Todas as covariáveis que influenciaram a ocupação das espécies de mamíferos foram associadas com características das espécies (Tabela 5 e 6). Embora os intervalos de confiança dos valores de β incluam o zero (Tabela 4), o melhor modelo ranqueado, ψ (ES + Local + AU) *p* (AG + VNA + AU) indica que a probabilidade de ocupação é influenciada negativamente pelo grau de ameaça (SC; w_{cum}=0.59) e pelo peso corpóreo médio da espécie (PC; w_{cum}=0.59) (Tabela 5 e 6). Isso significa que a probabilidade de uma espécie ameaçada de extinção e com alto peso corpóreo estar presente na comunidade da região de estudo, como por exemplo a anta, é menor que uma espécie não ameaçada e de baixo peso corpóreo, como o tapeti (Figura 8). Usando o melhor modelo ranqueado, a probabilidade de ocupação das espécies consideradas ameaçadas de extinção com baixo (2.3kg) e alto (260kg) peso corpóreo foi 0.46 (95% IC = 0.33 – 0.59) e 0.16 (95% IC = 0.03 – 0.54), respectivamente (Figura 8A). Estimativas foram maiores para as espécies não ameaçadas, variando entre aquelas com menor (1.2kg; Ψ=0.59; 95% IC = 0.49 – 0.67) e maior peso corpóreo (50kg; Ψ=0.52; 95% IC = 0.39 – 0.64) (Figura 8B).

Tabela 6 – Resultado da seleção de modelos do segundo passo para a modelagem da probabilidade de ocupação (Ψ) para o total de 32 espécies de mamíferos de médio e grande porte nas seis áreas de estudo no nordeste do Estado de São Paulo, Brasil. *p* foi modelado como uma função do status de conservação da espécie (SC) e $\Psi_{condicional}$ do cachorro doméstico (Dog). Ψ foi modelado em função do status de conservação da espécie (SC), peso corpóreo médio para cada espécie (PC), áreas de estudo (Area) e interior ou entorno (Local). O sinal positivo (+) significa um efeito aditivo entre duas covariáveis testadas.

Modelos	AICc	Δ AICc	Peso dos modelos pelo AICc (*w*)	Parâmetros	Deviance
Ψ (PC + SC) *p* (Dog + SC)	3381.54	0.00	0.25	6	3369.09
Ψ (SC) *p* (Dog + SC)	3381.89	0.34	0.21	5	3371.56
Ψ (PC) *p* (Dog + SC)	3381.92	0.37	0.21	5	3371.59
Ψ (Local + SC) *p* (Dog + SC)	3384.01	2.47	0.07	6	3371.55
Ψ (Local + PC) *p* (Dog + SC)	3384.04	2.49	0.07	6	3371.58
Ψ (Area + PC) *p* (Dog + SC)	3384.28	2.74	0.06	7	3369.67
Ψ (Area + SC) *p* (Dog + SC)	3384.31	2.76	0.06	7	3369.70
Ψ (.) *p* (Dog + SC)	3385.21	3.67	0.04	4	3377.00
Ψ (Local) *p* (Dog + SC)	3387.31	5.77	0.01	5	3376.99
Ψ (Area) *p* (Dog + SC)	3387.56	6.02	0.01	6	3375.11
Ψ (Local + Area) *p* (Dog + SC)	3391.94	10.39	0.00	9	3372.95

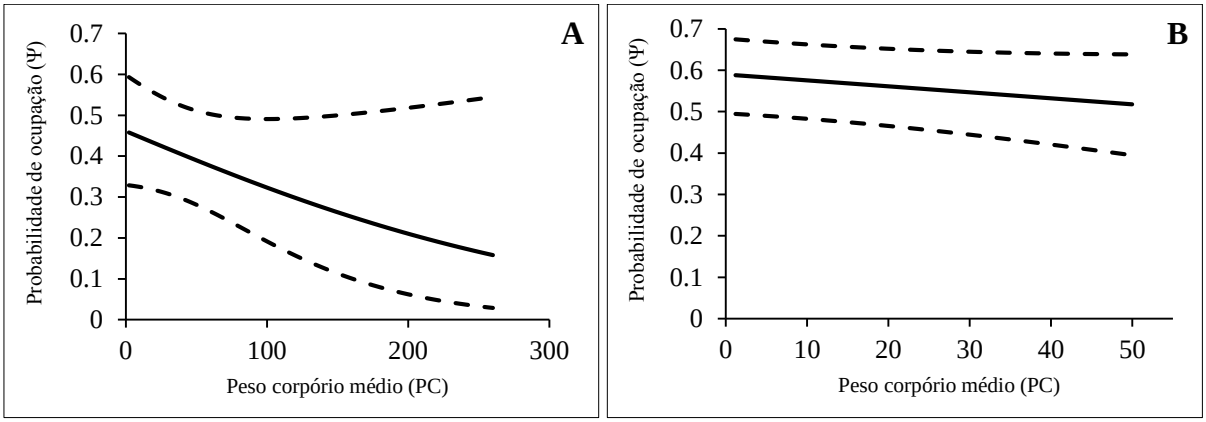

Figura 8 – Relação entre a o peso corpóreo médio de cada espécie (PC) e estimativas de probabilidade de ocupação (ψ) para espécies ameaçadas de extinção (A) e para as não ameaçadas de extinção (B) a partir do melhor modelo ranqueado [ψ(SC + PC) *p*(SC + Dog)]. Intervalos de confiança (±95 % IC) associados às estimativas também são dados (linhas tracejadas).

As probabilidades de ocupação não foram diferentes entre as áreas de estudo (intervalos de confiança se sobrepõem), sugerindo que a probabilidade das 32 espécies estarem em áreas de APP (0.49; 95% IC = 0.36 – 0.61) e RL (0.46; 95% IC = 0.34 – 0.58) é a mesma que em UCs de proteção integral (0.58; 95% IC = 0.45 – 0.70). Da mesma forma, isto também foi verificado entre interior ((ψ=0.51; 95% IC = 0.41 – 0.61) e entorno (ψ=0.52; 95% IC = 0.4 – 0.62), onde a probabilidade de encontrar essa comunidade de mamíferos de médio e grande porte é semelhante em ambos locais.

Assim, a partir das probabilidades condicionais geradas para cada espécie pelo modelo melhor ranqueado na modelagem de ocupação (ψ (SC + PC) *p* (SC + Dog) (Tabela 9), a riqueza de espécies estimada para cada grupo de estudo foi exatamente igual a riqueza observada

(detectada) pelas armadilhas fotográficas (Tabela 7 e Figura 9). Dado que uma espécie não ameaçada está na comunidade, a probabilidade de detectá-la em pelo menos um ponto amostral sem a presença do cachorro doméstico ($\Psi_{condicional}$ = 0.063) foi 0.12 a partir do modelo melhor ranqueado [(ψ (SC + PC) p (SC + Dog)]. Logo, a probabilidade de falha na detecção de uma espécie em uma única câmera foi $p^* = (1.0 - 0.12)^1 = 0.86$ (MacKenzie et al 2006). À medida que o número de pontos amostrais passa a ser superior a cinco neste estudo, essa probabilidade de falha torna-se praticamente zero e, consequentemente, a probabilidade de detectar uma espécie torna-se necessariamente 1.00.

Tabela 7 – Probabilidade condicional de ocupação para cada uma das 32 espécies de mamíferos de médio e grande porte, das quais 23 foram detectadas pelas armadilhas fotográficas e 9 espécies não foram detectadas (identificadas por “ ”), mas possivelmente ocorrem na região de estudo. As probabilidades são dadas por grupos de estudo: A1I – Interior da Estação Ecológica de Jataí (EEJ) e Estação Experimental de Luiz Antônio (EExLA); A1E – entorno da EEJ e EExLA; A2I – interior da Fazenda Cara Preta (FCP); A2E – entorno da FCP; A3I – interior da Fazenda Dois Córregos (FDC) e Floresta Estadual de Cajuru (FEC); A3E – entorno da FDC e FEC.

Espécies	**Probabilidade condicional de ocupação ($\Psi_{condicional}$)**					
	A1I	**A1E**	**A2I**	**A2E**	**A3I**	**A3E**
Didelphis albiventris	1.00	0.00	1.00	1.00	0.05	1.00
"Didelphis aurita"	0.00	0.00	0.04	0.03	0.05	0.03
"Cabassous tatouay"	0.00	0.00	0.04	0.02	0.05	0.03
Cabassous unicinctus	1.00	1.00	1.00	0.03	1.00	0.03
Dasypus novemcinctus	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
Dasypus septemcinctus	0.00	0.00	1.00	0.03	0.05	0.03
Euphractus sexcinctus	1.00	1.00	1.00	0.02	1.00	0.03
Myrmecophaga tridactyla	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
Tamandua tetradactyla	1.00	1.00	0.04	1.00	0.05	1.00
Sylvilagus brasiliensis	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
Cuniculus paca	1.00	0.00	0.04	0.02	0.04	1.00
Hydrochoerus hydrochaeris	0.00	1.00	0.03	0.02	0.04	0.02
Dasyprocta azarae	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
Cerdocyon thous	0.00	1.00	0.04	1.00	1.00	1.00
Chrysocyon brachyurus	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
"Speothos venaticus"	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
"Pseudalopex vetulus"	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Leopardus pardalis	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
"Leopardus tigrinus"	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
"Leopardus wiedii"	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Puma concolor	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
Puma yagouaroundi	1.00	1.00	1.00	0.00	0.00	1.00
Eira barbara	1.00	1.00	1.00	1.00	0.05	1.00
Conepatus semistriatus	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
"Galictis cuja"	0.00	0.00	0.04	0.03	0.05	0.03
Nasua nasua	1.00	1.00	1.00	1.00	0.05	1.00
Procyon cancrivorus	0.00	0.00	0.04	0.02	0.05	1.00
Pecari tajacu	1.00	1.00	1.00	0.02	0.04	0.03
"Blastocerus dichotomus"	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
"Mazama americana"	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Mazama gouazoubira	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
Tapirus terrestris	1.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
ESPÉCIES AMEAÇADAS DE EXTINÇÃO	6.0	5.0	5.0	4.0	4.0	5.0
ESPÉCIES NÃO AMEAÇADAS	13.0	13.0	12.3	10.2	8.5	12.2
NÚMERO DE ESPÉCIES ESTIMADAS TOTAL ± SE	19 ± 0.00	18.0 ± 0.00	17.3 ± 0.03	14.2 ± 0.02	12.5 ± 0.04	17.2 ± 0.02

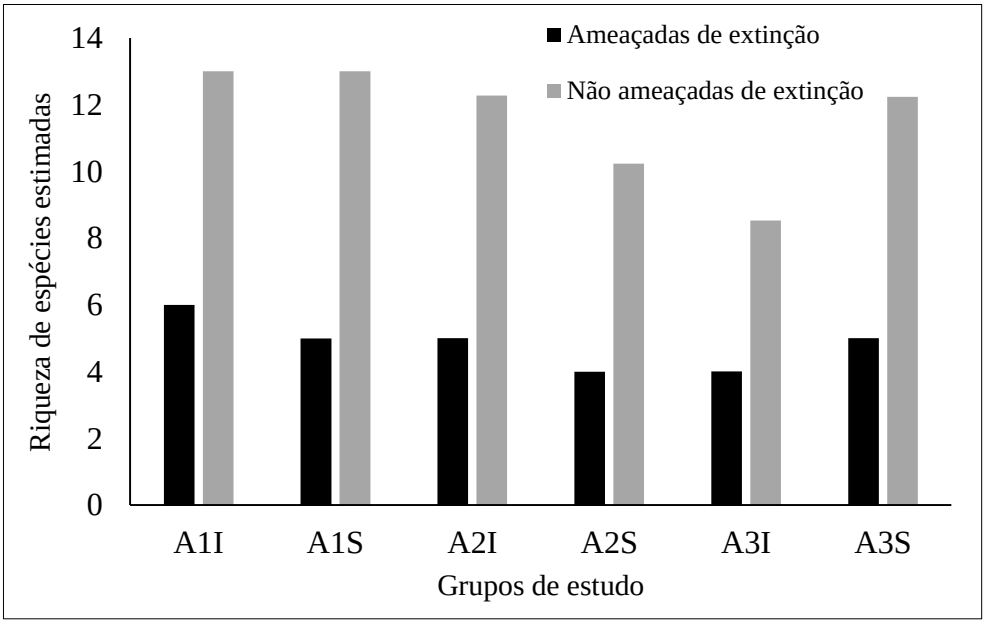

Figura 9 – Riqueza de espécies estimada para cada grupo de estudo pela soma das probabilidades condicionais de cada espécie presente na lista total de 32 espécies de mamíferos de médio e grande porte para a região de estudo. Grupos de estudo: A1I – Interior da Estação Ecológica de Jataí (EEJ) e Estação Experimental de Luiz Antônio (EExLA); A1E – entorno da EEJ e EExLA; A2I – interior da Fazenda Cara Preta (FCP); A2E – entorno da FCP; A3I – interior da Fazenda Dois Córregos (FDC) e Floresta Estadual de Cajuru (FEC); A3E – entorno da FDC e FEC. O grau de ameaça foi baseado segundo a classificação pela lista brasileira de espécies ameaçadas (ICMBio 2014) e pela lista de espécies ameaçadas do Estado de São Paulo (Bressan et al. 2009). O erro padrão não foi reportado visto que seus valores foram iguais a zero para todos os grupos e grau de ameaça.

5. DISCUSSÃO

5.1. Inventário de espécies de mamíferos terrestres de médio e grande porte

A composição de espécies encontrada na área de estudo está de acordo com a literatura (EMMONS, 1997; EISENBERG; REDFORD, 1999) e também corroboram com outros estudos já realizados na região (GARGAGLIONI et al., 1998; TALAMONI et al., 2000; LYRA-JORGE et al., 2008). Vale ressaltar o importante e animador registro feito da anta (*T. terrestris*) durante a amostragem (RODRIGUES et al., 2014), uma espécie ameaçada regional, nacional e globalmente (NAVEDA et al., 2008; BRESSAN et al., 2009). De acordo com alguns colegas, esta espécie não tinha sido vista na EEJ há mais de 50 anos (LYRA-JORGE, 2007) e, possivelmente, o último sinal desta espécie na UC foi um esqueleto encontrado em meados da década de 1980 (TALAMONI et al., 2000). No entanto, além deste estudo, um trabalho não publicado realizado com armadilha fotográfica na EEJ entre 2009 e 2010 também detectou a anta dentro do remanescente (Enrique Queralt, comunicação pessoal). Além deste, o cervo-do-pantanal (*B. dichotomus*) foi outro registro importante. Este cervo é criticamente ameaçado no Estado de São Paulo (BRESSAN et al., 2009) e foi reintroduzido na EEJ e região em 1998 (FIGUEIRA et al., 2005). A presença contínua do cervo-do-pantanal sugere, portanto, uma população permanente, mas uma investigação mais aprofundada é necessária para verificar seu estado de conservação atual na região, assim como da população local da anta.

Considerando inventários prévios juntamente com o Plano de Manejo da EEJ (LEONEL et al., 2010), certas espécies em tese podem ocorrer na região, porém não foram detectadas por este estudo. Este fato provavelmente indica que algumas dessas espécies ou são muito raras, ou são refratárias à detecção pelo método ou até mesmo podem estar extintas na região. Por exemplo, alguns canídeos, como a *Pseudalopex vetulus* e o *Speothos venaticus*, e os gatos pequenos (*Leopardus wiedii* e *Leopardus tigrinus*) não foram detectados durante o estudo. Estas espécies são naturalmente raras, com densidades populacionais geralmente muito baixas em algumas áreas (AZEVEDO, 1996; JÁCOMO et al., 2004; DEMATTEO et al., 2011). Similarmente, o veado-mateiro (*Mazama americana*), por observação direta, e o queixada (*Tayassu pecari*), por entrevistas com moradores, foram incluídos na lista de espécies por Talamoni e colaboradores (2000). O queixada não é encontrado na área há mais de 10 anos (LYRA-JORGE, 2007). Dessa forma, a ausência de registros pode ser resultado da raridade das espécies, as quais também possuem baixas densidades em suas áreas de ocorrência, o que pode ser natural da distribuição ou indício de um forte declínio populacional, pois ambas as espécies

possuem dieta altamente seletiva e preferem habitats florestais, sendo, portanto, bastante vulneráveis à degradação de seu ambiente (CHIARELLO, 1999; CULLEN et al., 2000; KEUROGHLIAN; EATON, 2008a; DUARTE; GONZALEZ, 2010). Declínios populacionais do queixada têm ocorrido principalmente em savanas, campos e florestas tropicais em habitats secos, vegetações típicas das áreas de estudo (SIGRIST, 2012). No estudo de Jorge et al. (2013), o queixada mostrou-se bastante sensível ao tamanho dos fragmentos de habitat, respondendo, principalmente, à porcentagem de cobertura vegetal e à existência de conectividade funcional. Nesse cenário, a possível extinção local dessas espécies precisa, portanto, ser investigada.

Espécies como *Ozotoceros bezoarticus* e *Priodontes maximus* possivelmente nunca ocorreram na área ou estão localmente extintas, visto que não se tem registros dessas espécies nas últimas décadas (GARGAGLIONI et al., 1998; BRESSAN et al., 2009; DUARTE et al., 2012). No caso da onça-pintada (*Panthera onca*), existem relatos de moradores (comunicação pessoal) da existência dessa espécie na EEJ e a sua ausência de registros por mais de 50 anos pode indicar sua possível extinção local. Isso pode ser consequência da perda de grandes remanescentes de vegetação nativa, um processo comum na área de estudo devido ao avanço de áreas urbanas, agropecuária e silvicultura. Além disso, essa é uma espécie muito caçada por motivos culturais e em retaliação ao abate de criações domésticas (MORATO et al., 2013).

Por outro lado, a ausência de registros de algumas espécies esperadas para as áreas pode ser consequência dos métodos utilizados para amostrar a riqueza local, os quais não foram direcionados a alguns tipos de habitats e nichos das espécies. Segundo o Plano de Manejo da EEJ (LEONEL et al. 2010), essa área protegida tem ocorrência histórica da lontra (*Lontra longicaudis*), porém sua ausência de registros é totalmente compreensível, visto que a espécie está associada a cursos de água, os quais não foram amostrados neste estudo. Espécies como e *G. cuja*, ambas registradas por Talamoni et al. (2000) e *Galictis sp*. fotografada pelo Dr. Adriano G. Chiarello em 2012 na área durante uma aula de campo, também não foram detectadas. Acredita-se que *G. cuja* não foi detectado em função de ser uma espécie pequena e ágil (SIGRIST, 2012), que pode passar rapidamente por debaixo do campo de visão da câmera sem disparar o sensor e sem deixar pegadas.

Quanto às espécies arborícolas que ocorrem na EEJ, houve apenas um registro de macaco-prego (*S. nigritus*) e dois de sauá (*C. nigrifrons*), enquanto o sagui-estrela (*C. penicillata*) foi registrado apenas na Área 2. O bugio (*Alouatta caraya*), registrado por Gargaglioni et al. (1998), o ouriço (*Coendou prehensilis*) e o serelepe (*Sciurus ingrami*), registrados por Gargaglioni et al. (1998) e Talamoni et al. (2000), não foram observados em nenhuma das três áreas. O não registro dessas espécies pode ter sido em função do maior esforço

de amostragem ter contemplado armadilhas fotográficas e identificação de pegadas, recomendados para espécies terrestres ou escansoriais, enquanto não foi empregado um esforço sistemático e intenso em amostragens diretas (avistamentos e registros em trilhas e transecções), mais apropriadas para o registro de espécies arborícolas.

Dentre os táxons amostrados, a presença de seis espécies exóticas invasoras nas áreas de entorno não é surpreendente. No entanto, a detecção de cinco delas no interior das áreas protegidas, incluindo UCs, APPs e RL, é muito preocupante. Isso indica que as áreas protegidas não estão funcionando como barreiras para essas espécies, que tem potencial para causar impactos não apenas nas populações de espécies nativas, mas também nos ecossistemas destas áreas protegidas. Os cães e gatos domésticos possuem impactos conhecidos sobre a fauna nativa, pois competem por recursos, são predadores e vetores de doenças (CAMPOS et al., 2007; LACERDA et al., 2009; PASCHOAL et al., 2012; CURI et al., 2016). Já a lebre-europeia e o porco doméstico, além do seu híbrido com o javali, possuem grande plasticidade ambiental, sendo prováveis ameaças para as espécies nativas, principalmente ocupando nichos próximos, como o tapeti e os porcos do mato, respectivamente (ROSIN et al., 2008; BARRIOS-GARCIA; BALLARI, 2012; BALLARI; BARRIOS-GARCIA, 2014). Assim, fica clara a necessidade de estudos posteriores que investiguem se a presença dessas espécies nas áreas protegidas e nos seus arredores está causando algum impacto sobre a fauna e flora nativas, a fim de definir melhores estratégias de manejo para a conservação.

A utilização de diferentes métodos de amostragem (armadilhamento fotográfico, identificação de pegadas, fezes, observação direta e identificação de vocalizações) aumentou significativamente a detecção de algumas espécies neste inventário, visto que algumas delas foram identificadas por apenas um método. De acordo com Lyra-Jorge (2007), os métodos são complementares e geram melhores resultados juntos do que se aplicados isoladamente, já que todo método é enviesado por ser capaz de abranger apenas uma fração da diversidade de mamíferos (VOSS; EMMONS, 1996). Portanto, conhecida a lista de espécies para a região e prévios inventários, o esforço utilizando métodos de amostragem diferentes se mostrou suficiente para inventariar a mastofauna terrestre de médio e grande porte, detectando a maioria das espécies comuns e abundantes, assim como algumas entre as mais raras. Segundo Tobler et al. (2008), um esforço amostral na faixa de 400-500 armadilhas/dia seria capaz de detectar a maioria das espécies comuns enquanto esforços variando entre 1000-2000 armadilha/dia, mais próximos do realizado o presente estudo, seriam capazes de detectar algumas espécies raras.

5.2. Estimativa de riqueza de espécies

Várias abordagens têm sido utilizadas na literatura recente para fazer inferências sobre a riqueza de espécies e estrutura da comunidade a partir de dados de armadilha fotográfica através do espaço e do tempo (TOBLER et al., 2008; O'BRIEN et al., 2010; AHUMADA et al., 2011; TOBLER et al., 2015). Enquanto os estimadores tradicionais tendem a ser enviesados em direção ao táxon mais comum e abundante, os modelos de ocupação *single-season/multi-species* representam uma abordagem unificada e inovadora para a modelagem de riqueza de espécies em uma estrutura hierárquica que permite a inclusão de espécies não detectadas e de covariáveis espécie-específicas e de sítios de amostragem, tanto para a ocupação quanto para a detecção (MACKENZIE et al., 2002; DORAZIO et al., 2006). Por isso, alguns autores as consideram mais adequadas para melhorar a capacidade de fazer inferências sobre espécies raras e abundantes (DORAZIO; ROYLE, 2005; DORAZIO et al., 2006; ROYLE; DORAZIO, 2008).

Neste estudo, as estimativas da riqueza de mamíferos de médio e grande porte, excluindo espécies arborícolas, geradas pelo estimador de *Jackknife 2*, foram bastante superiores em relação ao conjunto de espécies detectadas durante a amostragem em cada área de estudo, embora essas estimativas se mantiveram dentro do *pool* de espécies listadas para a região (32 espécies). De acordo com Tobler e colaboradores (2015), esses estimadores tradicionais, como *Jackknife*, produzem estimativas menos precisas, com amplos intervalos de confiança, que muitas vezes são superiores ao *pool* de espécies esperado para a área, pois assumem que a detecção de todas as espécies é igual a um. Por outro lado, os modelos de ocupação geraram estimativas exatamente iguais ao número de espécies detectadas, no entanto o estimador poderia ter apontado, conservadoramente, por mais duas espécies (*Galictis sp*. e *B. dichotomus*), as quais são conhecidas de estarem presentes na área, mas não foram detectadas pelas armadilhas fotográficas. Ao tomar informações sobre a probabilidade de detecção e ocupação das espécies, o modelo foi capaz de prever a raridade de determinadas espécies nas áreas de estudo. Em outras palavras, visto que a probabilidade de detecção neste estudo foi alta, a probabilidade condicional de ocupação dado que a espécie não foi detectada é essencialmente zero. À medida que o número de pontos amostrais passa a ser superior a cinco neste estudo, essa probabilidade de falha torna-se praticamente zero e, consequentemente, a probabilidade de detectar uma espécie torna-se necessariamente 1.00. Assim, dado o intenso esforço amostral e a alta detectabilidade de espécies no estudo, as estimavas derivadas da probabilidade de ocupação condicional das espécies ($\psi_{condicional}$) apontaram que não há espécies adicionais na lista e sugerem uma probabilidade mínima de que falsas ausências ocorreram durante a

amostragem (MACKENZIE et al., 2006). Este método se mostrou bastante conservador em relação aos métodos tradicionalmente utilizados, visto que estimou o que de fato foi encontrado na região, mas é possível que a inclusão de outros métodos de coleta de dados e de outras covariáveis possam gerar novas estimativas e, por isso, deve ser mais explorado.

Segundo Iknayan et al. (2014), falhas de detecção em muitas espécies são atribuídas às baixas taxas de ocorrência, ou seja, uma parte substancial da comunidade inclui espécies relativamente incomuns e, portanto, não é surpreendente que o número total estimado de espécies na comunidade exceda o número de espécies observadas na amostra. No entanto, as estimativas de riqueza no presente estudo são iguais ao número observado de espécies, sugerindo que muitas delas são relativamente comuns e que a amostragem ao longo de 30 dias consecutivos por ponto amostral e distribuída por toda a paisagem pôde aumentar substancialmente as chances de detectar estas espécies, mesmo para aquelas cuja probabilidade de detecção não é particularmente alta. Por isso, essa baixa probabilidade de falhas na detecção das espécies (ou seja, baixo número de espécies presentes, mas não detectadas) é decorrente tanto do delineamento amostral como do esforço amostral empregado por ponto amostral. De acordo com Iknayan e colaboradores (2014), a replicação temporal melhora a resolução das estimativas de diversidade para um determinado ponto e a replicação espacial melhora a resolução das estimativas de diversidade para a metacomunidade devido à fragmentação de ocorrências das espécies na paisagem. Portanto, não é surpreendente que o tamanho estimado da comunidade de mamíferos tenha sido igual ao número de espécies detectadas na amostra.

A probabilidade de detectar espécies ameaçadas na comunidade foi maior do que espécies não ameaçadas, principalmente nos pontos amostrais onde os cachorros estavam presentes. Num primeiro momento este resultado parece ser surpreendente, já que se esperava que espécies raras e ameaçadas ocorressem em baixas densidades e com distribuições desiguais (ARITA et al., 1990; COVE et al., 2013), como a anta, os felinos e outros mamíferos carismáticos, como o tamanduá-bandeira. Assim, estas espécies deveriam ter menores probabilidades de serem detectadas (COVE et al., 2013; IKNAYAN et al., 2014). Embora o desenho e o esforço amostral, cobrindo grande parte das áreas de estudo, foram planejados para maximizar a detecção do tamanduá-bandeira, procurando satisfazer o pressuposto de independência amostral (MACKENZIE; ROYLE, 2006; MACKENZIE et al., 2006), é possível conceber que outras espécies ameaçadas, particularmente carnívoros (lobo-guará, onça-parda e jaguatirica), também tenham sido adequadamente detectadas. Armadilhas fotográficas foram alocadas em trilhas, estradas não pavimentadas e bordas de campos agrícolas, favorecendo a detecção de espécies que usam fortemente estes locais para se movimentarem, como os felinos

(SILVER et al., 2004; TROLLE; KÉRY, 2005; KELLY et al., 2008). Outro fator relevante que pode contribuir na detecção é o maior tamanho corpóreo das espécies ameaçadas (neste estudo, a média foi 45kg para ameaçadas e 8 kg para não ameaçadas) e, consequentemente, possuem extensas áreas de vida e percorrem maiores distancias diariamente (ARITA et al., 1990), aumentando suas chances de passarem frente à uma armadilha fotográfica. Estes resultados corroboram com alguns estudos que já detectaram o melhor desempenho das armadilhas fotográficas para animais de maior porte (CARBONE et al., 2002; SILVEIRA et al., 2003; SRBEK-ARUJO; CHIARELLO, 2005), aumentando a probabilidade dessas espécies serem detectadas na comunidade quando comparadas com as espécies menores e de área de vida mais restrita, como por exemplo os tatus e o tapeti.

Embora com baixa probabilidade de serem detectadas, os modelos de ocupação sugeriram que essas espécies menores e menos ameaçadas possuem uma maior probabilidade de ocorrer na comunidade do que espécies de maior peso corpóreo e elevado grau de ameaça. Este resultado não é surpreendente, pois sabe-se que espécies de mamíferos de médio e grande porte são mais susceptíveis à fragmentação e perda de habitat devido ao alto requerimento individual de área para exercer suas atividades de forrageamento, reprodução e repouso, e, por isso, estão mais sujeitas às extinções em locais mais perturbados (SCHIPPER et al., 2008; AHUMADA et al., 2011; FARIGH, 2003). A região de estudo está entre as mais desenvolvidas do Estado de São Paulo, onde a transformação da paisagem nativa em extensas monoculturas de cana de açúcar e silvicultura vem destruindo os poucos remanescentes de cerrado ainda existentes na área e perdendo espécies importantes da sua fauna silvestre, como a onça pintada (GARGAGLIONI et al., 1998). A anta, por exemplo, foi o maior mamífero encontrado durante o estudo e, devido à sua taxa de reprodução baixa, alta demanda por espaço e caça furtiva, o seu estado de conservação é preocupante e suas chances de ocorrer são menores, especialmente nessas áreas sujeitas ao desmatamento e fragmentação florestal (MEDICI et al. 2007; RODRIGUES et al., 2014). Assim, o processo de extinção como consequência da perda de habitat torna-se o maior responsável pela perda de espécies e pela menor ocorrência de grupos de animais com maior peso corpóreo na comunidade de mamíferos (AHUMADA et al., 2011).

A riqueza de espécies de mamíferos foi bastante semelhante entre as áreas de UCs, APP e RL. A covariável ‘Área’ não apresentou forte suporte nos modelos de ocupação e, por isso, a riqueza de espécies não diferiu significativamente entre as áreas protegidas públicas e privadas, reforçando a importância dos remanescentes de vegetação nativa em áreas privadas localizados em uma paisagem perturbada para proporcionar melhor qualidade de habitat e, consequentemente, para manter certas comunidades de mamíferos de médio e grande porte. De

acordo com a relação espécie-área clássica (MACARTHUR; WILSON, 1967), fragmentos maiores e mais protegidos devem manter maior diversidade (LINDENMAYER; NIX, 1993, CHIARELLO, 1999). No entanto, atualmente, apenas entre 6% e 9% das áreas terrestres em todo o mundo possuem nível máximo de proteção (CHAPE et al., 2008). Por essa razão, grande parte da biodiversidade está localizada fora dos parques naturais, usando tanto os remanescentes de áreas protegidas em propriedades privadas como a paisagem antropizada nos seus arredores. Estudos recentes têm mostrado que essas espécies estão sofrendo adaptações frente às modificações que vem ocorrendo nos seus habitats originais (SÁNCHEZ-HERNANDEZ et al., 2001; TABENI; OJEDA, 2005; MORÁN-LÓPEZ et al., 2006; MCDOUGAL et al., 2006) e, por isso, estão utilizando a paisagem como um todo para sobreviverem, principalmente quando as espécies estão localizadas nos limites da distribuição do bioma, em uma zona ecotonal com alta heterogeneidade de habitats, como na região de estudo.

Visto a necessidade de compreender como e quais as espécies que estão utilizando a paisagem antropizada na tentativa de melhorar as estratégias para a conservação, estudos realizados em paisagens agrícolas têm sido cada vez mais frequentes nos últimos anos (LYRA-JORGE et al., 2008; DOTTA; VERDADE, 2009; 2011; COVE et al., 2013; TIMO et al., 2015). Seus resultados mostram geralmente os seguintes padrões: espécies cursoriais e generalistas exploram o ambiente amplamente e são menos suscetíveis à fragmentação da paisagem (CHIARELLO, 2000). Espécies, como a onça parda (*P. concolor*), o lobo guará (*C. brachyurus*) e o cachorro do mato (*C. thous*) foram facilmente encontrados em agroecossistemas, corroborando outros estudos feitos na região (DOTTA; VERDADE, 2009; 2011; TIMO et al., 2015). Esses mamíferos possuem uma dieta generalista e podem ser mais abundantes em zonas degradadas devido a um aumento na diversidade de habitats e, como consequência, maior densidade de espécies de presas (VIRGÓS, 2002; VIRGÓS et al., 2002; GHELER-COSTA et al., 2012). Tal dieta e uso generalista do habitat, permitem às espécies se alimentarem de diferentes recursos de acordo com a disponibilidade (EISENBERG; REDFORD 1999). Aparentemente, essas espécies, podem até mesmo serem beneficiadas desta mudança no uso e cobertura do solo (LAURANCE, 1994; LITVAITIS; VILLAFUERTE, 1996; CHIARELLO, 1999; GEHRING; SWIHART, 2003; DOTTA; VERDADE, 2011; VERDADE et al., 2011) devido a um possível aumento em seus recursos alimentares (MOGUEL; TOLEDO, 1999; FARIA et al., 2006). Essa pode ser uma das razões por trás da riqueza de espécies encontrada nas zonas de amortecimento deste estudo, quase tão ricas quanto o interior das áreas protegidas.

Embora a maioria das espécies prefiram um ou outro habitat, os resultados deste estudo sugerem que a maioria das espécies da comunidade de mamíferos de médio e grande porte

amostrada, está explorando as zonas de entorno das áreas protegidas, independentemente se a cobertura vegetal predominante é nativa ou antrópica. No entanto, a permanência de espécies selvagens em paisagens agrícolas depende basicamente da permeabilidade da matriz e dos recursos disponíveis, tanto nos agroecossistemas quanto nas manchas de remanescentes de vegetação nativa (GASCON et al., 1999). Os grandes blocos de vegetação nativa protegidos podem estar funcionando como uma fonte de indivíduos. Além disso, apesar de ser proporcionalmente menos coberta por vegetação nativa do que as áreas de interior, o entorno dos grandes remanescentes deste estudo possui aproximadamente 30% de suas áreas representadas por vegetação nativa distribuída em vários fragmentos, fornecendo fontes de recursos adicionais para as espécies da região. Segundo Andren (1994), uma paisagem que contém áreas de remanescentes nativos igual ou superior a 30% da área é representada por diversas manchas de habitat próximos ou estruturalmente ligados entre si e desempenham papel importante na movimentação das espécies. Paisagens com proporção inferior de habitat adequado estão comprometidas e o maior isolamento entre os remanescentes complementará o efeito da perda de habitat e, consequentemente, a perda de espécies (baixa riqueza) ou a diminuição do tamanho das populações serão acentuados de maneira exponencial.

De maneira geral, os dados indicam que paisagens agrícolas, desde que mantendo cerca de 30% de cobertura por vegetação nativa protegida na forma de APPs e RLs, podem ter um alto valor de conservação, uma vez que mantém uma biodiversidade considerável. Com presença de áreas protegidas nas proximidades, funcionando como fontes de indivíduos e espécies, o papel de preservação da biodiversidade destas áreas produtivas é ainda melhor. No Estado de São Paulo, essas paisagens ainda contêm cerca de dois terços das espécies nativas de mamíferos de médio e grande porte (LYRA-JORGE et al., 2008; DOTTA; VERDADE, 2011), incluindo várias espécies listadas como ameaçada no Estado de São Paulo. Saber quais são elas e como estão distribuídas na paisagem é crucial para gerir melhor os seus habitats e subsidiar ações para a manutenção da biodiversidade (LAIDLAW, 2000; LYRA-JORGE et al., 2008; DEFRIES et al., 2010; KARANTH; DEFRIES, 2010). Ainda, avaliar a comunidade em paisagens com menor proporção de vegetação nativa (< 30%) nas áreas de entorno são interessantes, pois a comunidade pode estar mais comprometida nessas paisagens mais perturbadas do que na região de estudo. Portanto, é preciso esforços científicos futuros avaliando as adaptações genéticas, ecológicas e comportamentais resultantes das diversas pressões antropogênicas existentes em paisagens agrícolas, a fim de formar uma base conceitual consistente para orientar o manejo da vida selvagem fora das unidades de conservação (DOTTA; VERDADE, 2011) e criar medidas para sua proteção. A criação e estabelecimento

de zonas de amortecimento no entorno das UCs tem papel fundamental na preservação dos ambientes e na conservação e manutenção das espécies na paisagem, visto que grande parte da biodiversidade está localizada fora dos parques naturais e de outras áreas protegidas. Nesse contexto de fragmentação, as zonas de amortecimento, além de reduzirem os efeitos das atividades humanas sobre as UCs, devem permitir o fluxo biológico entre os fragmentos, permitindo a manutenção de populações viáveis das espécies presentes na região, por meio de uma rede de fragmentos atuando como complemento às UCs (TAMBOSI, 2008).

Portanto, vale ressaltar que, embora exista uma rica comunidade de mamíferos nas áreas antropizadas, os grandes remanescentes de vegetação nativa são cruciais para a existência dessas espécies em toda a paisagem. A grande maioria das espécies de mamíferos neotropicais depende das áreas de vegetação nativa preservadas para se manter em paisagens dominadas pelo homem, com exceção de algumas poucas espécies que proliferam e são capazes de manter populações em ambientes urbanos ou agrícolas, como alguns roedores e marsupiais (UMETSU; PARDINI, 2007). As áreas protegidas por UCs, APPs e RLs, além de desempenharem um papel importante como fonte de indivíduos, podem oferecer abrigo e proteção contra caçadores e espécies invasoras e, possivelmente, um habitat adequado para a reprodução (DOTTA; VERDADE, 2009). Com isso, a sobrevivência de algumas espécies, principalmente aquelas especialistas de florestas, poderá ser determinada pela área de vegetação nativa remanescente e, consequentemente, a preservação desses fragmentos nativos não perturbados pode efetivamente melhorar certas comunidades de mamíferos em uma paisagem alterada pelo homem. A melhor estratégia de gestão seria reter grandes áreas nativas contínuas e protegidas, sempre que possível, e construir redes de fragmentos em meio a uma matriz antropizada, que possam funcionar como corredores e “trampolins ecológicos”, beneficiando a movimentação das espécies e aumentando a conectividade funcional da paisagem (GALETTI et al., 2010; VERDADE et al., 2011). Segundo Pardini e colaboradores (2005), a presença de corredores em paisagens fragmentadas, por funcionarem como habitat adicional, levam ao aumento na riqueza e abundância de pequenos mamíferos, contribuindo para a persistência dessas populações a médio e longo prazo.

Embora este e muitos outros estudos tenham apresentado a importância das UCs, APPs e RLs (PARDINI et al., 2005; LEE; PERES, 2008; PARDINI et al., 2010; RAMOS et al., 2014), assim como das suas respectivas áreas de entorno (LYRA-JORGE et al., 2008; DOTTA; VERDADE, 2011; PAOLINO et al., 2016 *in press*), a aprovação do novo Código Florestal brasileiro (lei Nº 12.651/2012) e a redução de 10 km para 3 km de zona de amortecimento para áreas sem plano de manejo (CONAMA N°428/2010) foi negativa para a biodiversidade e tem

sido alvo de diversas discussões na comunidade científica (GALETTI et al., 2010; METZGER, 2010; LIMA et al,. 2014). As APPs ripárias (matas ciliares), por exemplo, possuem o importante papel de corredores biológicos, pois facilitam o deslocamento de indivíduos, diminuindo o isolamento entre fragmentos e aumentando a conectividade da paisagem. O estreitamento de suas faixas poderá levar à redução de habitat, à ruptura da conectividade e intensificação dos efeitos de borda, acarretando num maior número de extinções locais (GALETTI et al., 2010; METZGER, 2010). Além disso, as RLs, além de aumentarem a proporção de áreas nativas na paisagem, ainda desempenham o papel de "trampolins ecológicos", os quais são fundamentais para complementar as UCs no seu papel de conservação da diversidade brasileira (CULLEN JR. et al., 2003; RIBEIRO et al., 2009). Portanto, a necessidade de pesquisas científicas voltadas à análise dos impactos do novo Código Florestal Brasileiro (Lei Nº 12.651/2012) é dada como emergencial, principalmente nas regiões de maior intensificação do uso do solo, como é o caso do Cerrado no Estado de São Paulo, e aproximar esse conhecimento científico gerado aos processos de tomada de decisão administrativa e política que envolvam dinâmicas de uso da terra. As leis ambientais precisam ser revistas, rigorosamente aplicadas e intensificamente inspecionadas, a fim de melhorar a conservação das vegetações nativas e os possíveis impactos da agricultura, da indústria de papel e da pecuária sobre toda a biodiversidade.

6. CONCLUSÕES

O presente trabalho, visando compreender melhor o uso da comunidade de mamíferos de médio e grande porte no interior e no entorno de áreas protegidas imersas em paisagens fortemente antropizadas no nordeste do Estado de São Paulo, encontrou uma riqueza semelhante entre as três paisagens com diferentes graus de proteção (UCs, APP e RL), assim como entre o interior e o entorno de áreas protegidas, diferindo do esperado. Estes resultados sugerem que, apesar da menor área e menor grau de proteção que a UC de proteção integral, as outras duas paisagens em áreas privadas, assim como suas áreas de entorno, ainda abrigam diversidade equivalente de mamíferos terrestres. Ao comparar os estimadores, os modelos de ocupação apresentaram uma riqueza de espécies estimada para cada grupo de estudo bastante conservadora quando comparada à riqueza estimada pelos métodos tradicionais, visto que foi exatamente igual a riqueza observada (detectada) pelas armadilhas fotográficas, sendo o interior e o entorno da UC os mais ricos entre as demais áreas protegidas. Ainda, ao inserir covariáveis relativas às espécies, a probabilidade de uma espécie ameaçada de extinção e com maior peso corpóreo estar presente na comunidade da região de estudo é menor que uma espécie não ameaçada e de baixo peso corpóreo, conforme esperado. Portanto, a partir dos resultados encontrados, pode-se concluir que a maioria das espécies, ameaçadas ou não, estão utilizando a paisagem como um todo, e os remanescentes de vegetação nativa protegidos, tanto públicos quanto privados, podem estar funcionando como uma fonte de indivíduos e qualidade de habitat. As áreas de entorno da região de estudo, incluindo as zonas de amortecimento das UCs, possuem aproximadamente 30% de suas áreas representadas por vegetação nativa distribuída em vários fragmentos e, por essa razão, estão desempenhando papel importante como fontes de recursos adicionais para as espécies da região.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGUIAR, L. D. S.; MACHADO, R. B.; MARINHO-FILHO, J. A diversidade biológica do Cerrado. *Ecologia e caracterização do Cerrado*, p. 19-42, 2004.

AHUMADA, J. A.; SILVA, C. E. F.; GAJAPERSAD, K.; HALLAM, C.; HURTADO, J.; MARTIN, E.; McWILLIAM, A.; MUGERWA, B.; O'BRIEN, T.; ROVERO, F.; SHEIL, D.; SPIRONELLO, W. R.; WINARNI, N.; ANDELMAN, S. J. Community structure and diversity of tropical Forest mammals: data from a global camera trap network. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, v. 366, n. 1578, p. 2703-2711, 2011.

ANDREN, H. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos*, v. 71, p. 355–366, 1994.

ARITA, H. T.; ROBINSON, J. G.; REDFORD, K. H. Rarity in Neotropical forest mammals and its ecological correlates. *Conservation Biology*, v. 4, n. 2, p. 181-192, 1990.

AZEVEDO, F.C.C. 1996. Notes on behavior of the margay *Felis wiedii* in the Brazilian Atlantic forest. *Mammalia*, v. 60, p. 325–328, 1996.

BAILEY, L. L.; REID, J. A.; FORSMAN, E. D.; NICHOLS, J. D. Modeling co-occurrence of northern spotted and barred owls: accounting for detection probability differences. *Biological Conservation*, v. 142, n. 12, p. 2983-2989, 2009.

BALLARI, S. A.; BARRIOS-GARCIA, M. N. A review of wild boar (*Sus scrofa*) diet and factors affecting food selection in the native and introduced ranges. *Mammal Review*, v. 44, n. 2, p. 124–134, 2014.

BARRIOS-GARCIA, M. N.; BALLARI, S. A. Impact of wild boar (*Sus scrofa*) in its introduced and native range: a review. *Biological Invasions*, v. 14, n. 11, p. 2283–2300, 2012.

BECKER, M.; DALPONTE, J. C. Rastros de mamíferos silvestres brasileiros: um guia de campo. 2ed., Brasília: Ed. UnB; Ed. IBAMA, DF, Brazil, 1999.

BORGES, P. A. L.; TOMAS, W. M. Guia de rastros e outros vestígios de mamíferos do Pantanal. Corumbá: Embrapa Pantanal, MS, Brasil, 2004.

BRESSAN, P. M.; KIERULFF, M. C. M.; SUGIEDA, A. M. Fauna Ameaçada de Extinção no estado de São Paulo – Vertebrados. São Paulo: Fundação Parque Zoológico de São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente, 2009.

BURNHAM, K. P.; ANDERSON, D. R. Model selection and multimodel inference: A practical information-theoretic approach, second ed. Springer–Verlag, New York, USA, 2002.

BURNHAM, K. P.; OVERTON, W. S. Robust estimation of population size when capture probabilities vary among animals. *Ecology*, v. 60, n. 5, p. 927–936, 1979.

CABEZA, M.; ARAÚJO, M. B.; WILSON, R. J.; THOMAS, C. D.; COWLEY, M. J. R.; MOILANEN, A. Combining probabilities of occurrence with spatial reserve design. *Journal of Applied Ecology*, v. 41, n. 2, p. 252–262, 2004.

CAMPOS, C. B.; ESTEVES, C. F.; FERRAZ, K. M. P. M. B.; CRAWSHAW JR., P. G.; VERDADE, L. M. Diet of free-ranging cats and dogs in a suburban and rural environment, south-eastern Brazil. *Journal of Zoology*, v. 273, n. 1, p. 14 – 20, 2007.

CARBONE, C.; CONFORTI, C.; COULSON, T.; FRANKLIN, N.; GINSBERG, J. N.; GRIVTHS, M.; HOLDEN, J.; KINNAIRD, M.; LAIDLAW, R.; LYNAM, A.; MACDONALD, D. W.; MARTYR, D.; MACDOUGAL, C.; NATH, L.; O'BRIEN, T. O.; SEIDNSTICKER, J.; SMITH, D. J.; TILSON, R.; SHAHRUDDIN, W. N. The use of photograph rates to estimate densities of tigers and other cryptic mammals: response to Jannelle et al. *Animal Conservation*, v. 5, p. 121–132, 2002.

CARVALHO JR., O.; LUZ, N. C. Pegadas: Série boas práticas. Belém: EDUFPA, PA, Brazil, 2008.

CAVALCANTI, R. B. Ações prioritárias para a conservação da biodiversidade do Cerrado e Pantanal. Conservation International do Brasil, Belo Horizonte, 1999.

CHAO, A. Nonparametric estimation of the number of classes in a population. *Scandinavian Journal of statistics*, v. 11, p. 265–270, 1984.

CHAO, A. Estimating the population size for capture-recapture data with unequal catchability. *Biometrics*, v. 43, p. 783–791, 1987.

CHAPE, S.; HARRISON, J.; SPALDING, M.; LYSENKO, I. Measuring the extent and effectiveness of protected areas as an indicator for meeting global biodiversity targets. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, v. 360, n. 1454, p. 443-455, 2005.

CHIARELLO, A. G. Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in south-eastern Brazil. *Biological Conservation*, v. 89, n.1, p. 71-82, 1999.

CHIARELLO, A. G. Density and population size of mammals in remnants of Brazilian Atlantic forest. *Conservation Biology*, v. 14, n. 6, p. 1649-1657, 2000.

COLEMAN, B. D. On random placement and species–area relations. *Mathematical Biosciences*, v. 54, n. 3-4, p. 191–215, 1981.

COLEMAN, B. D.; MARES, M. A.; WILLIG, M. R.; HSIEH, Y. H. Randomness, area, and species richness. *Ecology*, v. 63, n. 4, p. 1121–1133, 1982.

COLWELL, R. L. 2013. *EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples*. Version 9.1. Disponível em: <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates/>. Acessado em: 23 de abril de 2015.

COLWELL, R. K.; CODDINGTON, J. A. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, v. 345, n. 1311, p. 101–118, 1994.

COVE, M. V.; SPÍNOLA, R. M.; JACKSON, V. L.; SÁENZ, J. C.; CHASSOT, O. Integrating occupancy modeling and camera-trap data to estimate medium and large mammal detection and richness in a Central American biological corridor. *Tropical Conservation Science*, v. 6, n. 6, p. 781-795, 2013.

CONNOR, E. F.; MCCOY, E. D. The statistics and biology of the species–area relationship. *American Naturalist*, v. 113, n. 6, p. 791–833, 1979.

CROOKS, K. Relative sensitivities of mammalian carnivores to habitat fragmentation. *Conservation Biology*, v.16, n. 2, p. 488-502, 2002.

CULLEN JR., L.; BODMER, R. E.; VALLADARES-PÁDUA, C. Effects of hunting in habitat fragments of the Atlantic forest, Brazil. *Biological Conservation*, v. 95, n. 1, p. 49–56, 2000.

CULLEN Jr., L.; BELTRAME, T. P.; LIMA, J. F.; VALLADARES-PADUA, C.; PADUA, S. M. Trampolins ecológicos e zonas de benefício múltiplo: ferramentas agroflorestais para a conservação de paisagens rurais fragmentadas na Floresta Atlântica Brasileira. Natureza & Conservação, v. 1, n. 1, p. 93-102, 2003.

CURI, N. H. A.; MASSARA, R. L.; PASCHOAL, A. M. O.; SORIANO-ARAÚJO, A.; LOBATO, E. I. P.; DEMÉTRIO, G. R.; CHIARELLO, A. G.; PASSAMANI, M. Prevalence and risk factors for viral exposure in rural dogs around protected areas of the Atlantic forest. *BMC veterinary research*, v. 12, n. 1, p. 1, 2016.

DEFRIES, R. S.; RUDEL, T.; URIARTE, M.; HANSEN, M. Deforestation driven by urban population growth and agricultural trade in the twenty-first century. Nature Geoscience, v. 3, n. 3, p. 178–181, 2010.

DeMATTEO, K.; MICHALSKI, F.; LEITE-PITMAN, M. R. P. 2011. *Speothos venaticus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2011. Disponível em: <e.T20468A9203243.http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2011-2.RLTS.T20468A9203243.en>. Acessado em: 15 de março de 2016.

DE VIVO, M.; CARMIGNOTTO, A. P.; GREGORIN, R.; HINGST-ZAHER, E.; IACK-XIMENES, G. E.; MIRETZKI, M.; PERCEQUILLO, A. R.; ROLLO JR., M. M.; ROSSI, R. V.; TADDEI, V. A. Checklist dos mamíferos do estado de São Paulo, Brasil. *Biota Neotropica*, v. 11, n. 1a, p. 111-131, 2011.

DOHERTY, P. F.; WHITE, G. C.; BURNHAM, K. P. Comparison of model building and selection strategies. *Journal of Ornithology*, v. 152, Supplement 2, p. 317–323, 2012.

DORAZIO, R. M.; ROYLE, J. A. Estimating size and composition of biological communities by modeling the occurrence of species. *Journal of the American Statistical Association*, v. 100, n. 470, p. 389–398, 2005.

DORAZIO, R. M.; ROYLE, J. A.; SÖDERSTRÖM, B.; GLIMSKÄR, A. Estimating species richness and accumulation by modeling species occurrence and detectability. *Ecology*, v. 87, n. 4, p. 842-854, 2006.

DOTTA, G.; VERDADE, L. M. Felids in an agricultural landscape in São Paulo, Brazil. *CatNews*, v. 51, p. 24-27, 2009.

DOTTA, G.; VERDADE, L. Medium to large-sized mammals in agricultural landscapes of south-eastern Brazil. *Mammalia*, v. 75, n. 4, p. 345-352, 2011.

DUARTE, J. M. B.; GONZALEZ, S. *Neotropical cervidology: biology and medicine of Latin American deer*. Funep/IUCN, Jaboticabal, 393p, 2010.

DUARTE, J. M. B.; VOGLIOTTI, A.; ZANETTI, E. S.; OLIVEIRA, M. L.; TIEPOLO, L. M.; RODRIGUES, L. F.; ALMEIDA, L. B. Avaliação do Risco de Extinção do Veado-

mateiro *Mazama americana* Erxleben, 1777, no Brasil. Biodiversidade Brasileira, Ano II, n.03, p. 33-41, 2012.

EISENBERG, J. F.; REDFORD, K. H. *Mammals of the Neotropics: The Central Neotropics*. Ecuador, Peru, Bolivia, Brazil, v.3. Chicago: The University of Chicago Press, 610 p, 1999.

ELMHAGEN, B.; ANGERBJÖRN, A. The applicability of metapopulation theory to large mammals. *Oikos*, v. 94, n. 1, p. 89–100, 2001.

EMMONS, H. L. *Neotropical rainforest mammals: a field guide* / text by Louise H. Emmons; illustrations by François Feer, The University of Chicago Press, 2ed. 307p, 1997.

FARIA, D.; LAPS, R. R.; BAUMGARTEN, J.; CETRA, M. Bat and bird assemblages from forests and shade cacao plantations in two contrasting landscapes in the Atlantic forest of southern Bahia, Brazil. *Biodiversity and Conservation*, v. 15, n. 2, p. 587-612, 2006.

FERRAZ, K. M. P. B.; FERRAZ, S. F. B.; MOREIRA, J. R.; COUTO, H. T. Z.; VERDADE, L. M. Capybara (*Hydrochoerus hydrochaeris*) distribution in agroecosystems: a cross-scale habitat analysis. *Journal of Biogeography*, v. 34, n. 2, p. 223-230, 2007.

FIGUEIRA, C. J. M.; PIRES, J. S. R.; ANDRIOLO, A.; COSTA, M. J. R. P.; DUARTE, J. M. B. Marsh deer (*Blastocerus dichotomus*) reintroduction in the Jatai Ecological Station (Luiz Antônio, SP): spatial preferences. Brazilian Journal Biology, v. 65, n. 2, p. 263-270, 2005.

FISHER, B.L. Improving inventory efficiency: a case study of leaf-litter ant diversity in Madagascar. *Ecological Applications*, v. 9, n. 2, p. 714–731, 1999.

FONSECA, G. A.; KIERULFF, M. C. M.; STALLINGS, J. R. Biology and natural history of Brazilian Atlantic Forest small mammals. *Bulletin of the Florida State Museum, Biological Sciences*, v. 34, n. 3, p. 99-152, 1989.
FRANKLIN, J. F. Preserving biodiversity: species, ecosystems, or landscapes? *Ecological Applications*, v. 3, n. 2, p. 202-205, 1993.

GALETTI, M.; PARDINI, R.; DUARTE, J. M. B.; SILVA, V. M. F.; ROSSI, A.; PERES, C. A. Mudanças no Código Florestal e seu impacto na ecologia e diversidade dos mamíferos no Brasil. *Biota Neotropica*, v. 10, n. 4, p. 47, 2010.

GARGAGLIONI, L. H.; BATALHÃO, M. E.; LAPENTA, M. J.; CARVALHI, M. F.; ROSSI, R. V.; VERULI, V. P. Mamíferos da Estação Ecológica de Jataí, Luiz Antônio, São Paulo. *Papéis Avulsos de Zoologia*, v. 40, n. 17, p. 267-287, 1998.

GARSHELIS, D. L. *Delusions in habitat evaluation: measuring use, selection and importance*. In: Boitani L, Fuller TK (Eds.) Research techniques in animal ecology: controversies and consequences. Columbia University Press, New York, pp. 111–164, 2000.

GASCON, C.; LOVEJOY, T. E.; BIERREGAARD JR., R. O.; MALCOLM, J. R.; STOUFFER, P. C.; VASCONCELOS, H. L.; LAURANCE, W. F.; ZIMMERMAN, B.; TOCHER, M.; BORGES, S. Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. *Biological Conservation*, v. 91, n. 2, p. 223-229, 1999.

GEHRING, T. M.; SWIHART, R. K. Body size, niche breath, and ecologically scaled responses to habitat fragmentation: mammalian predators in an agricultural landscape. Biological Conservation, v. 109, n. 2, p. 283–295, 2003.

GENTILE, R.; FERNANDEZ, F. A. S. Influence of habitat structure on a streamside small mammal community in a Brazilian rural area. *Mammalia*, v. 63, n. 1, p.29-40, 1999.

GHELER-COSTA, C.; VETTORAZZI, C. A.; PARDINI, R.; VERDADE, L. M. The distribution and abundance of small mammals in agroecosystems of southeastern Brazil. *Mammalia*, v. 76, n. 2, p. 185-191, 2012.

GOTELLI, N. J.; COLWELL, R. K. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecological Letters*, v. 4, n. 4, p. 379-391, 2011.

HENLE, K.; DAVIES, K. F.; KLEYER, M.; MARGULES, C.; SETTELE, J. Predictors of species sensitivity to fragmentation. *Biodiversity and Conservation*, v. 13, n. 1, p. 207-251, 2004.

HENSEN, A.; KNIGHT, R. L.; MARZLUV, J. M.; POWELL, S.; BROWN, K.; GUDE, P.; JONES, K. Effects of exurban development on biodiversity: patterns mechanisms and research needs. *Ecological Applications*, v. 15, n. 6, p. 1893–1905, 2005.

HINES, J. E. 2006. *PRESENCE - Software to estimate patch occupancy and related parameters*. USGS-Patuxent Wildlife Research Center, Maryland. Disponível em: <http://www.mbr-pwrc.usgs.gov/software/presence.html>. Acessado em 3 de maio de 2012.

HJERT, C. J. *People vs. Wildlife: Buffer zones to integrate wildlife conservation and development?* Student Thesis, Huddinge: Institutionen för livsvetenskaper, 40 p., 2006.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. 2009. Mapeamento Agrícola do Estado de São Paulo. Disponível em: <http://www.ibge.br>. Acessado em 5 de novembro de 2014.

INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE – ICMBio. Lista das Espécies da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção. Portaria MMA (Ministério do Meio Ambiente) nº444, de 17 de dezembro de 2014. Disponível em: <http://www.icmbio.gov.br/portal/biodiversidade/fauna-brasileira/lista-de-especies.html>. Acessado em: 11 de agosto de 2015.

IKNAYAN, K. J.; TINGLEY, M. W.; FURNAS, B. J.; BEISSINGER, S. R. Detecting diversity: emerging methods to estimate species diversity. *Trends in Ecology & Evolution*, v. 29, n. 2, p. 97-106, 2014.

JÁCOMO, A.T.; SILVEIRA, L.; DINIZ-FILHO, A. F. Niche separation between the maned wolf (*Chrysocyon brachyurus*), the crab-eating fox (*Dusicyon thous*) and the hoary fox (*Dusicyon vetulus*) in Central Brazil. *Journal of Zoology*, v. 262, n. 1, p. 99–106, 2004.

JORGE, M. L. S.; GALETTI, M.; RIBEIRO, M. C.; FERRAZ, K. M. P. Mammal defaunation as surrogate of trophic cascades in a biodiversity hotspot. *Biological Conservation*, v. 163, p. 49-57, 2013.

KELLY, M. J.; NOSS, A. J.; DI BITETTI, M. S.; MAFFEI, L.; ARISPE, R. L.; PAVIOLO, A.; DE ANGELO, C. D.; DI BLANCO, Y. E. Estimating puma densities from camera-trapping across three study sites: Bolivia, Argentina, and Belize. *Journal of Mammalogy*, v. 89, n. 2, p. 408-418, 2008.

KARANTH, K. U.; NICHOLS, J. D. Estimation of tiger densities in India using photographic captures and re-captures. *Ecology*, v. 79, n. 8, p. 2852-2862, 1998.

KARANTH, K. K.; DEFRIES, R. Conservation and management in human-dominated landscapes: case studies from India. *Biological conservation*, v. 143, n. 12, p. 2865-2869, 2010.

KÉRY. M. *Species richness and community dynamics: A conceptual framework*. In: Camera-traps in animal ecology: methods and analyses. O'Connell, A. F., Nichols, J. D., and Karanth, K. U. (Eds.), pp.207-231. Springer, New York, 2011.

KÉRY, M.; SCHAUB, M. *Bayesian Population Analysis using WinBUGS: A Hierarchical Perspective*. Academic Press, 2012.

KEUROGHLIAN, A.; EATON, D. P. Importance of rare habitats and riparian zones in a tropical forest fragment: Preferential use by *Tayassu pecari*, a wide-ranging frugivore. *Journal of Zoology*, v. 275, n. 3, p. 283-293, 2008

KLINK, C. A.; MACHADO, R. B. Conservation of the Brazilian Cerrado. *Conservation Biology*, v. 19, n. 3, p. 707-713, 2005.

KRONKA, F. J. N.; NALON, M. A.; MATSUKUMA, C. K.; PAVÃO, M.; GUILLAUMON, J. R.; CAVALLI, A. C.; GIANNOTTI, E.; IWANE, M. S. S.; LIMA, L. M. P. R.; MONTES, J.; DEL CALI, I. H.; HAACK, P. G. *Áreas de domínio do cerrado no Estado de São Paulo*. São Paulo. Secretaria de Estado do Meio Ambiente, Instituto Florestal, 1998.

KRONKA, F. J. N.; NALON, M. A.; MATSUKUMA, C. K.; KANASHIRO, M. M.; YWANE, M. S. S.; PAVÃO, M.; DURIGAN, G.; LIMA, L. M. P. R.; GUILLAUMON, J. R.; BAITELLO, J. B.; BORGO, S. C.; MANETTI, L. A.; BARRADAS, A. M. F.; FUKUDA, J. C.; SHIDA, C. N.; MONTEIRO, C. H. B.; PONTINHA, A. A. S.; ANDRADE, G. G.; BARBOSA, O.; SOARES, A. P. *Inventário florestal da vegetação natural do estado de São Paulo*. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente; Instituto Florestal; Imprensa Oficial, 200p, 2005.

LAIDLAW, R. K. Effects of habitat disturbance and protected areas on mammals of peninsular Malaysia. *Conservation Biology*, v. 14, n. 6, p. 1639-1648, 2000.

LAURANCE, W.F. Rainforest fragmentation and the structure of small mammal communities in tropical Queensland. *Biological Conservation*, v. 69, n. 1, p. 23-32, 1994.

LEES, A. C.; PERES, C. A. Conservation Value of Remnant Riparian Forest Corridors of Varying Quality for Amazonian Birds and Mammals. *Conservation Biology*, v. 22, n. 2, p. 439–449, 2008.

LEONEL, C.; THOMAZIELLO, S.; OLIVEIRA, E. D. *Plano de Manejo da Estação Ecológica do Jataí – SP*, 334p, 2010.

LIMA, A.; BENSUSAN, N.; RUSS, L. *Código florestal: por um debate pautado em ciência*. IPAM: Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia, 2014.

LINDENMAYER, D. B.; NIX, H. A. Ecological principles for the design of wildlife corridors. *Conservation Biology*, v. 7, n. 3, p. 627-630, 1993.

LINKIE, M.; DINATA, Y.; NUGROHO, A.; HAIDIR, I. A. Estimating occupancy of data deficient mammalian species living in tropical rainforests: sun bears in the Kerinci Seblat region, Sumatra. *Biological Conservation*, v. 137, n. 1, p. 20–27, 2007.

LITVAITIS, J. A.; VILLAFUERTE, R. Intraguild predation, mesopredator release, and prey stability. *Conservation Biology*, v. 10, n. 2, p. 676-677, 1996.

LOMOLINO, M. V. Ecology's most general, yet protean pattern: the species–area relationship. *Journal of Biogeography*, v. 27, n. 1, p. 17–26, 2000.

LYRA-JORGE, M. C.; PIVELLO, V. R. *Mamíferos*. In: Pivello VR, Varanda EM (Eds.). O Cerrado Pé-de-Gigante (Parque Estadual de Vassununga, São Paulo) – Ecologia e Conservação. Secretaria de Estado do Meio Ambiente, São Paulo, pp.135–148, 2005.

LYRA-JORGE, M. C. Avaliação de qualidade de fragmentos de cerrado e floresta semidecídua na região da bacia do rio Mogi-Guaçu com base na ocorrência de carnívoros. Tese de Doutorado, Departamento de ecologia, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, 125p., 2007.

LYRA-JORGE, M. C.; CIOCHETI, G.; PIVELLO, V. R. Carnivore mammals in a fragmented landscape in northeast of São Paulo State, Brazil. *Biodiversity and Conservation*, v. 17, n. 7, p. 1573–1580, 2008.

MACARTHUR, R.; WILSON, E. *The theory of biogeography*. Princeton University Press, New Jersey, p. 19-67, 1967.

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

MACKENZIE, D. L.; NICHOLS, J. D.; ROYLE, J. A.; POLLOCK, K. H.; BAILEY, L.L.; HINES, J. E. *Occupancy Estimation and Modeling – Inferring Patterns and Dynamics of Species Occurrence*, 1st Ed., Elsevier, EUA, 2006.

MAMEDE, S. B.; ALHO, C. J. R. *Impressões de cerrado e pantanal: subsídios para a observação de mamíferos silvestres não voadores*. 2ed. Campo Grande, MS, Editora UFMS Brazil. 208p., 2008.

MARGULES, C. R.; PRESSEY, R. L.; WILLIAMS, P. H. Representing biodiversity: data and procedures for identifying priority areas for conservation. *Journal of Biosciences*, v. 27, n. 4, p. 309–326, 2002.

MAO, C. X.; COLWELL, R. K. Estimation of species richness: mixture models, the role of rare species, and inferential challenges. *Ecology*, v. 86, n. 5, p. 1143–1153, 2005.

MARTINS, F. R. O método de quadrantes e a fitossociologia de uma floresta residual do interior do estado de São Paulo: Parque Estadual de Vaçununga. Tese de doutorado, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1979.

MCDOUGAL, P. T.; RÉALE, D.; SOL, D.; READER, S. M. Wildlife conservation and animal temperament: causes and consequences of evolutionary change for captive reintroduced and wild populations. *Animal Conservation*, v. 9, n. 1, p. 39–48, 2006.

MCGUINNESS, K. A. Equations and explanations in the study of species–area curves. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society*, v. 59, p. 423–440, 1984.

MEDICI, E. P.; DESBIEZ, A. L. J.; GONÇALVES DA SILVA, A.; JERUSALINSKY, L.; CHASSOT, O.; MONTENEGRO, O. L.; RODRÍGUEZ, J. O.; MENDOZA, A.; QUSE, V. B.; PEDRAZA, C.; GATTI, A.; OLIVEIRA-SANTOS, L. G. R.; TORTATO, M. A.; RAMOS JR., V.; REIS, M. L.; LANDAU-REMY, G.; TAPIA, A.; MORAIS, A. A. Lowland Tapir (Tapirus terrestris) Population and Habitat Viability Assessment (PHVA): Final Report. *IUCN/SSC Tapir Specialist Group (TSG) and IUCN/SSC Conservation Breeding Specialist Group (CBSG)*, Sorocaba, São Paulo, Brazil, 2007.

METZGER, J. P. O Código Florestal tem base científica? *Conservação e Natureza*, v. 8, n. 1, p. 1-5, 2010.

MIRANDA, J. M. D.; MORO-RIOS, R. F.; SILVA-PEREIRA, J. E.; PASSOS, F. C. Guia ilustrado mamíferos da Serra de São Luiz do Purunã, Paraná, Brasil, Ed. USEB (Manuais de campo USEB; 12). 200p., 2009.

MITTERMEIER, R. A.; GIL, P. R.; HOFFMAN, M.; PILGRIM, J.; BROOKS, T.; MITTERMEIER, C. G.; LAMOREUX, J.; FONSECA, G. A. B. Hotspots revisited: Earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions. Mexico City, CEMEX, 2005.

MOGUEL, P.; TOLEDO, V. M. Biodiversity conservation in traditional coffee systems of Mexico. *Conservation Biology*, v. 13, n. 1, p. 11-21, 1999

MORÁN-LÓPEZ, R.; GUZMÁN, J. M.; BORREGO, E. C.; SÁNCHEZ, A.V. Nest-site selection of endangered cinereous (*Aegypius monachus*) vulture populations affect by anthropogenic disturbance: present and future conservation implications. *Animal Conservation*, v. 9, n. 1, p. 29–37, 2006.

MORATO, R. G.; BEISIEGEL, B. M.; RAMALHO, E. E.; CAMPOS, C. B.; BOULHOSA, R. L. P. Avaliação do risco de extinção da Onça-pintada *Panthera onca* (Linnaeus, 1758) no Brasil. Avaliação do Estado de Conservação dos Carnívoros. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade – ICMBio, p. 122-132, 2013.

MORO-RIOS, R. E.; SILVA-PEREIRA, J. E.; SILVA, P. W. E; MOURA-BRITTO, M.; NOGAROLI, D.; PATROCÍNIO, M. *Manual de rastros da Fauna Paranaense*. Curitiba: Instituto Ambiental do Paraná. 70p., 2008.

MORSELLO, C. *Áreas protegidas públicas e privadas: seleção e manejo*. São Paulo. Anablume / FAPESP, 344p., 2001

MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; FONSECA, G. A. B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, v. 403, n. 6772, p. 853-858, 2000.

NAVEDA, A.; DE THOISY, B.; RICHARD-HANSEN, C.; TORRES, D. A.; SALAS, L.; WALLANCE, R.; CHALUKIAN, S.; DE BUSTOS, S. 2008. *Tapirus terrestris*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: Disponível em: <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T21474A9285933.en>. Acessado em: 22 de março de 2016.

NOVOTNY, V.; BASSETT, Y. Rare species in communities of tropical insect herbivores: pondering the mystery of singletons. *Oikos*, v. 89, n. 3, p. 564–572, 2000.

O'BRIEN, T. G.; BAILLIE, J. E. M.; KRUEGER, L.; CUKE, M. The Wildlife Picture Index: monitoring top trophic levels. The Zoological Society of London. *Animal Conservation*, v.13, n. 4, p.335-343, 2010.

PAGLIA, A. P.; DA FONSECA, G. A.; RYLANDS, A. B.; HERRMANN, G.; AGUIAR, L. M.; CHIARELLO, A. G; LEITE, Y. L. R.; COSTA, L. P.; SICILIANO, S.; KIERULFF, M. C. M.; MENDES, S. L.; TAVARES, V. C.; MITTERMEIER, R. A.; PATTON, J. L. Lista Anotada dos Mamíferos do Brasil 2ª Edição/Annotated Checklist of Brazilian Mammals. *Occasional Papers in Conservation Biology*, v. 6, p. 1-76, 2012.

PAOLINO, R. M.; VERSIANI, N. F.; SALVADOR, N. A. P.; RODRIGUES, T. F.; KREPSCHI, V. G.; CHIARELLO, A. G. Buffer zone use by mammals in a Cerrado protected area. *Biota Neotropica*, in press, 2016.

PARDINI, R.; SOUZA, S. M.; BRAGA-NETO, R.; METZGER, J. P. The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in an Atlantic forest landscape. *Biological Conservation*, v.124, n. 2, p. 253-266, 2005.

PARDINI, R.; DE ARRUDA BUENO, A.; GARDNER, T. A.; PRADO, P. I.; METZGER, J. P. Beyond the fragmentation threshold hypothesis: regime shifts in biodiversity across fragmented landscapes. *Plos One*, v. 5, n. 10, p. 1-10, 2010.

PASCHOAL, A. M. O.; MASSARA, R. L.; SANTOS, J. L.; CHIARELLO, A. G. Is the domestic dog becoming an abundant species in the Atlantic forest? A study case in southeastern Brazil. *Mammalia*, v. 76, n. 1, p. 67-76, 2012.

PERCEQUILLO, A. R.; KIERULFF, M. C. M. *Mamíferos*. In: Fauna Ameaçada de Extinção no estado de São Paulo: Vertebrados; São Paulo: Fundação Parque Zoológico de São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente, 2009.

PIVELLO, V. R. *Manejo de fragmentos de Cerrado: princípios para a conservação da biodiversidade*. In: SCARIOT, A., SOUSA-SILVA, L.C. & FELFILI, J.M. (Eds.). Cerrado: ecologia, biodiversidade e conservação. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, p.401-413, 2005.

RAMOS, C. C. O.; ANJOS, L. The width and biotic integrity of riparian forests affect richness, abundance, and composition of bird communities. *Natureza e Conservação*, v. 12, n. 1, p. 59-64, 2014.

RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; PONZONI, F. J.; HIROTA, M. M. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation*, v. 142, n. 6, p. 1141-1153, 2009.

RODRIGUES, T. F.; PAOLINO, R. M.; VERSIANI, N. F.; SALVADOR, N. A. P.; OLIVEIRA, E. M.; CHIARELLO, A. G. The lowland tapir *Tapirus terrestris* is back to the largest protected area of Cerrado in the state of São Paulo, Brazil. *Tapir Conservation*, v. 23, n. 32, p. 5-9, 2014.

ROSENZWEIG, M. L. *Species diversity in time and space*. Cambridge University Press, Cambridge, UK, 1985.

ROSIN, A.V.; GILIO, N.; MERIGGI, A. Introduced lagomorphs as a threat to “native” lagomorphs: the case of the Eastern cottontail (*Sylvilagus floridanus*) in northern Italy. In: *Lagomorph Biology*. Springer Berlin Heidelberg, p. 153-164, 2008.

ROYLE, J. A.; DORAZIO, R. M. Hierarchical modeling and inference in ecology: The analysis of data from populations, metapopulations and communities. Academic Press, Elsevier, Boston, MA, USA. 444p., 2008.

SÁNCHEZ-HERNANDEZ, C.; ROMERO-ALMARAZ, M. L.; COLÍN-MARTINEZ. H.; GARCÍA-ESTRADA, C. Mamíferos de cuatro áreas com diferente grado de alteración em el sureste de México. *Acta Zoológica del Mexico*, v. 84, p. 35-48, 2001.

SHIDA, C. N.; PIVELLO, V. R. 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. *Boletim*, v. 49, p. 27-42, 2002.

SCHIPPER, J.; CHANSON, J. S.; CHIOZZA, F.; COX, N. A.; HOFFMANN, M.; KATARIYA, V.; AMOREUX, J.; RODRIGUES, A. S. L.; STUART, S. N.; TEMPLE, H. J.; BAILLIE, J.; BOITANI, L.; LACHER, T. E.; MITTERMEIER, R. A.; SMITH, A. T.; ABSOLON, D.; AGUIAR, J. M.; AMORI, G.; BAKKOUR, N.; BALDI, R.; BERRIDGE, R. J.; BIELBY, J.; BLACK, P. A.; BLANC, J. J.; BROOKS, T. M.; BURTON, J. A.; BUTYNSKI, T. M.; CATULLO, G.; CHAPMAN, R.; COKELISS, Z.; COLLEN, B.; CONROY, J.; COOKE, J. G.; DA FONSECA, G. A. B.; DEROCHER, A. E.; DUBLIN, H. T.; DUCKWORTH, J. W.; EMMONS, L.; EMSLIE, R. H.; FESTA-BIANCHET, M.; FOSTER, M.; FOSTER, S.; GARSHELIS, D. L.; GATES, C.; GIMENEZ-DIXON, M.; GONZALEZ, S.; GONZALEZ-MAYA, J. F.; GOOD, T. C.; HAMMERSON, G.; HAMMOND, P. S.; HAPPOLD, D.; HAPPOLD, M.; HARE, J.; HARRIS, R. B.; HAWKINS, C. E.; AYWOOD, M.; HEANEY, L. R.; HEDGES, S.; HELGEN, K. M.; HILTON-TAYLOR, C.; HUSSAIN, S. A.; ISHII, N.; JEFFERSON, T. A.; JENKINS, R. K. B.; JOHNSTON, C. H.; KEITH, M.; KINGDON, J.; KNOX, D. H.; KOVACS, K. M.; LANGHAMMER, P.; LEUS, K.; LEWISON, R.; LICHTENSTEIN, G.; LOWRY, L. F.; MACAVOY, Z.; MACE, G. M.; MALLON, D. P.; MASI, M.; MCKNIGHT, M. W.; MEDELLIN, R. A.; MEDICI, P.; MILLS, G.; MOEHLMAN, P. D.; MOLUR, S.; MORA, A.; NOWELL AND, K.; OATES, J. F.; OLECH, W.; OLIVER, W. R. L.; OPREA, M.; PATTERSON, B. D.; PERRIN, W. F.; POLIDORO, B. A.; POLLOCK, C.; POWEL, A.; PROTAS, Y.; RACEY, P.; RAGLE, J.; RAMANI, P.; RATHBUN, G.; REEVES, R. R.; REILLY, S. B.; REYNOLDS, J. E.; RONDININI, C.; ROSELL-AMBAL, R. G.; RULLI, M.; RYLANDS, A. B.; SAVINI, S.; SCHANK, C. J.; SECHREST, W.; SELF-SULLIVAN, C.; SHOEMAKER, A.; SILLERO-ZUBIRI, C.; DE SILVA, N.; SMITH, D. E.; SRINIVASULU, C.; STEPHENSON, P. J.; VAN STRIEN, N.; TALUKDAR, B. K.; TAYLOR, B. L.; TIMMINS, R.; TIRIRA, D. G.; TOGNELLI, M. F.; TSYTSULINA, K.; VEIGA, L. M.; VIE, J. C.; WILLIAMSON, E. A.; WYATT, S. A.; XIE, Y.; YOUNG, B.E. The status of the world’s land and marine mammals: diversity, threat, and knowledge. *Science*, v. 322, n. 5899, p. 225-230, 2008.

SIGRIST, T. *Mamíferos do Brasil, Uma Visão Artística*. 1ªed. Vinhedo: SP. AvisBrasilis Editora. 448p., 2012.

SILVA, C. R. 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, Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, 81p., 2001

SILVA, J. M. C.; BATES, J. M. Biogeographic patterns and conservation in the South American Cerrado: a tropical savanna hotspot. *BioScience*, v. 52, n. 3, p. 225-233, 2002.

SILVEIRA, L.; JÁCOMO, A. T.; DINIZ-FILHO, J. A. Camera trap, line transect census and track surveys: a comparative evaluation. *Biological Conservation*, v. 114, n. 3, p. 351–355, 2003.

SILVER, S. C.; OSTRO, L. E.; MARSH, L. K.; MAFFEI, L.; NOSS, A. J.; KELLY, M. J.; WALLACE, R. B.; GOMEZ, H.; AYALA, G. The use of camera traps for estimating jaguar (*Panthera onca*) abundance and density using capture/recapture analysis. *Oryx*, v. 38, n. 2, p. 148-154, 2004.

SRBEK-ARAUJO, C.; CHIARELLO, A. G. Is camera-trapping an efficient method for surveying mammals in Neotropical forests? A case study in south-eastern Brazil. *Journal of Tropical Ecology*, v. 21, n. 1, p. 121-125, 2005.

TABENI, S.; OJEDA, R. A. Ecology of the desert small mammals in disturbed and undisturbed habitats. *Journal of Mammalogy*, v. 70, n. 2, p. 416–420, 2005.

TALAMONI, S. A.; MOTTA-JÚNIOR, J. C.; DIAS, M. M. *Fauna de mamíferos da Estação Ecológica de Jataí e Estação Experimental de Luiz Antônio*. In: SANTOS, J.E & PIRES, J.S.R (Eds.). Estudos Integrados em Ecossistemas, Estação Ecológica de Jataí. RiMa Editora. São Carlos, p.317-329, 2000.

TAMBOSI, L. R. Análise da Paisagem no entorno de três unidades de conservação: subsídios para a criação da zona de amortecimento. Dissertação de mestrado, Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, Departamento de Ecologia. 86p. 2008.

TIMO, T. P. C.; LYRA-JORGE, M. C.; GHELER-COSTA, C.; VERDADE, L. M. Effect of the plantation age on the use of Eucalyptus stands by medium to large-sized wild mammals in south-eastern Brazil. *iForest-Biogeosciences and Forestry*, v. 8, n. 2, p. 108-113, 2015.

TOBLER, M. W.; CARRILLO-PERCASTEGUI, S. E.; LEITE PITMAN, R.; MARES, R.; POWELL, G. An evaluation of camera traps for inventorying large-and medium-sized terrestrial rainforest mammals. *Animal Conservation*, v. 11, n. 3, p. 169-178, 2008.

TOBLER, M. W.; HARTLEY, A. Z.; CARRILLO-PERCASTEGUI, S. E.; POWELL, G. V. N. Spatiotemporal hierarchical modelling of species richness and occupancy using camera trap data. *Journal of Applied Ecology*, v. 52, n. 2, p. 413-421, 2015.

TOPPA, R. H. 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. 127p. 2004.

TROLLE, M.; KÉRY, M. Camera-trap study of ocelot and other secretive mammals in the northern Pantanal. *Mammalian*, v. 69, n. 3-4, p. 405-412, 2005.

TYRE, A. J.; TENHUMBERG, B.; FIELD, S. A.; NIEJALKE, D.; PARRIS, K.; POSSINGHAM, H. P. Improving precision and reducing bias in biological surveys: estimating false-negative error rates. *Ecological Applications*, v.13, n.6, p. 1790–1801, 2003.

UMETSU, F.; PARDINI, R. Small mammals in a mosaic of forest remnants and anthropogenic habitats-evaluating matrix quality in an Atlantic forest landscape. *Landscape Ecology*, v. 22, n. 4, p. 517-530, 2007.

VERDADE, L. M.; ROSALINO, L. M.; GHELER-COSTA, C.; PEDROSO, N. M.; LYRA-JORGE, M. C. *Adaptation of mesocarnivores (Mammalia: Carnivora) to agricultural landscapes of Mediterranean Europe and Southeastern Brazil: a trophic perspective*. In: L.M. Rosalino and C. Gheler-Costa (Eds.). Middle-sized carnivores in agricultural landscapes. Nova Science Publishers, New York, pp.1–38, 2011.

VERDADE L. M.; GHELER-COSTA, C.; PENTEADO, M.; DOTTA, G. The impacts of sugarcane expansion on wildlife in the state of São Paulo, Brazil. *Journal of Sustainable Bioenergy Systems*, v. 2, p. 138–144, 2012

VETTER, D.; HANSBAUER, M.; VÉGVÁRI, Z.; STORCH, I. Predictors of forest fragmentation sensitivity in Neotropical vertebrates: a quantitative review. *Ecography*, v. 34, n. 1, p. 1-8, 2011.

VICTOR, M. A. M. A devastação florestal. São Paulo: Sociedade Brasileira de Silvicultura, 47p., 1975.

VILHENA, F.; FINEGAN, B.; VELÁSQUEZ, S.; FRANMA, B. C. Parámetros para la delimitación y manejo adaptativo de zonas de amortiguamiento en parques nacionales del Cerrado, Brasil. *Recursos Naturales y Ambiente*, v. 41, p. 16-24, 2004.

VIRGÓS E. Are habitat generalists affected by forest fragmentation? A test with Eurasian badgers (*Meles meles*) in coarse-grained fragmented landscapes of central Spain. *Journal of Zoology*, v. 258, n. 3, p. 313-318, 2002.

VIRGÓS E.; TELLERÍA, J. L.; SANTOS T. A comparison on the response to forest fragmentation by medium-sized Iberian carnivores in central Spain. *Biodiversity and Conservation*, v. 11, n. 6, p. 1063-1079, 2002.

VITALLI, P. L.; ZAKIA, M. J. B.; DURIGAN, G. Considerações sobre a legislação correlata à zona-tampão de unidades de conservação no Brasil. *Revista Ambiente & Sociedade*, v. 12, n. 1, p. 67-82, 2009.

VOSS, R. S.; EMMONS, L. H. Mammalian diversity in Neotropical lowland rainforests: a preliminary assessment. *Bulletin of the American Museum of Natural History*, v. 230, p. 1-250, 1996.

VYNNE, C.; KEIM, J. L.; MACHADO, R. B.; MARINHO-FILHO, J.; SILVEIRA, L.; GROOM, M. J.; WASSER, S. K. Resource selection and its implications for wide-ranging mammals of the Brazilian Cerrado. *PloS One*, v. 6, n. 12, e28939, 2011.

WALTER, H. *Vegetação e zonas climáticas: tratado de ecologia global*. São Paulo, E.P.U. Ltda., 325p. 1986.

WADDLE, J. H.; DORAZIO, R. M.; WALLS, S. C.; RICE, K. G.; BEAUCHAMP, J.; SCHUMAN, M. J.; MAZZOTTI, F. J. A new parameterization for estimating co-occurrence of interacting species. *Ecological Applications*, v. 20, n. 5, p. 1467-1475, 2010.

WALPOLE, M. J.; LEADER-WILLIAMS, N. Tourism and flagship species in conservation. *Biodiversity and Conservation*, v. 11, n. 3, p. 543-547, 2002.
WHITE, G. C.; BURNHAM, K. P. Program MARK: survival estimation from populations of marked animals. *Bird Study*, v. 46, Supplement 1, p. 120-138, 1999.

XAVIER, A. F.; BOLZANI, B. M.; JORDÃO, S. *Unidades de Conservação da Natureza no estado de São Paulo*. In: Diretrizes para a Conservação e Restauração da Biodiversidade no estado de São Paulo. Secretaria do Meio Ambiente, São Paulo, 2008.

<u>CAPITULO 2</u>: Impactos antrópicos em uma espécie bandeira do Cerrado: uso do espaço pelo tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) no interior de São Paulo

RESUMO

O intenso declínio do Cerrado no estado de São Paulo resultou em uma paisagem altamente fragmentada onde predominam grandes monoculturas, como a cana de açúcar e a silvicultura. O resultado da perda de habitat é o principal fator por trás do declínio populacional, particularmente para espécies com alta demanda por espaço, baixa densidade populacional e dieta especializada, como é o caso do tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*). Este táxon consta ameaçado em diversas regiões, incluindo Brasil. No entanto, pouco é conhecido sobre a sobrevivência dessa espécie, que tem forte dependência de ambientes naturais, em paisagens altamente alteradas. Este estudo objetivou estimar as probabilidades de ocupação (ψ) e detecção (p) do tamanduá-bandeira em remanescentes de Cerrado no nordeste do Estado de São Paulo, identificando as covariáveis ambientais que influenciam esses parâmetros. Dados de armadilhas fotográficas coletados em três paisagens da região de estudo entre 2013 e 2014 foram utilizados em modelos de ocupação *single-season* no programa MARK. Foram exploradas 10 covariáveis para ψ e 11 covariáveis para p. Área urbana (AU) e vegetação nativa aberta (VNA) foram as mais importantes covariáveis para detecção (frequência de uso), com efeito negativo e positivo, respectivamente, neste parâmetro. Todas as covariáveis que influenciaram a ocupação (uso) foram associadas com atividades humanas, principalmente estradas (ES), localização dentro da área de estudo (interior ou entorno; Local) e AU. Somente as covariáveis ‘estradas’ (armadilhas fotográficas localizadas dentro ou fora de estradas não pavimentadas) e ‘local’ (interior ou entorno das áreas protegidas) mostraram forte suporte, ambas com 100% dos pesos cumulativos. A ocupação foi maior nas estradas não pavimentadas e no interior (ψ = 0.90) do que nos pontos fora das estradas e nas áreas de entorno (ψ = 0.19). Portanto, os resultados indicam que a sobrevivência do tamanduá-bandeira na região de estudo é fortemente dependente tanto das unidades de conservação como das áreas de vegetação nativas existentes em propriedades privadas, as quais são protegidas pelo Código Florestal Brasileiro. A relação positiva com estradas não pavimentadas é, por outro lado, inesperada e pode sugerir que a espécie prefere mover-se ao longo da paisagem usando estradas, ou talvez para minimizar o tempo de viagem ou maximizar o forrageamento em paisagens alteradas. No entanto, fazendo isso, o tamanduá-bandeira se expõe a atropelamentos, uma das principais ameaças para a espécie.

ABSTRACT

The large decline in native vegetation of the Cerrado in the state of São Paulo, southeastern Brazil, resulted in a highly fragmented landscape where sugarcane and, to a lesser extent, commercial forestry predominates. The resulting habitat loss is the main factor behind the population decline, particularly for species with high demand for space, low population density and specialized diet, as is the case of the giant anteater (*Myrmecophaga tridactyla*). This taxon is in almost all national and regional endangered species lists of Central and South America and in Brazil, respectively. However, little is known about the species survival in such highly altered landscapes, which is greatly dependent of natural environments. This study estimated the occupancy and detection probabilities of the giant anteater in Cerrado remnants of Northeastern São Paulo, identifying the environmental covariates influencing these parameters. We collected data from 208 camera-trapping stations in three landscapes of the study region between 2013 and 2014 and used single-season occupancy models in program MARK. We explored several covariates for detection (p) and occupancy (ψ). Urban area (AU) and open canopy native vegetation (VNA) were the most important variable for modeling variation in detection probability. All covariates that influenced giant anteater occupancy (use) were associated with human activities, namely roads (ES), location within the study area (Local) and AU. Only ‘roads’(camera located on or off unpaved roads) and ‘local’ (interior or buffer zones of protected areas) covariates showed strong support, both with 100% of cumulative weights. Occupancy was higher on unpaved roads and on the interior of the protected areas (ψ = 0.90) when compared to off roads and surrounding areas (ψ = 0.19). Overall, results indicate that giant anteater survivorship in the study region is strongly dependent upon the existence of nature reserves and areas of native vegetation existing in private properties which area protected by the Brazilian Forest Code. The positive relationship with unpaved roads is, on the other hand, rather unexpected and may suggest that the giant anteater prefer to move through the landscape using roads, perhaps to minimize travelling time or maximize foraging in altered landscapes. However, by doing so the giant anteater expose itself to roadkill, one of the main threats to species.

1. INTRODUÇÃO

O crescimento populacional humano e sua associação com o desenvolvimento econômico, incluindo expansão das redes de estradas, agricultura, silvicultura (plantações de pinus e eucalipto) e áreas urbanas, são as maiores causas da destruição de habita global (TILMAN et al., 2001; WITTEMYER et al., 2008; GARDNER et al., 2009; DEFRIES et al., 2010). De fato, a quantificação da expansão da agricultura produz uma estimativa conservativa da perda de ecossistemas nativos (TILMAN et al., 2001). Essa perda e fragmentação de habitat são as maiores ameaças para os mamíferos terrestres, gerando alterações nos padrões de uso e distribuição das espécies, especialmente nos trópicos, uma região onde existe uma alta taxa de crescimento populacional e uma rica biodiversidade (CINCOTTA et al., 2000; TILMAN et al., 2001; GARDNER et al., 2009; TIMO et al., 2015).

O cerrado no Brasil é uma das mais ricas savanas e um dos mais ameaçados ecossistemas do mundo, o que o tem identificado como um *hotspot* global para a conservação da biodiversidade (MYERS et al., 2000; MITTERMEIER et al., 2005). Quase 49% da área original do cerrado foi convertida em campos agrícolas, pastagens e áreas urbanas nas últimas cinco décadas (SANO et al., 2010 - MMA). Os remanescentes de Cerrado estão distribuídos em milhares de pequenos fragmentos rodeados por monoculturas de cana de açúcar, pastagem e plantações de pinus e eucalipto. Isso acontece especialmente em estados com alto desenvolvimento econômico, como em São Paulo, onde o cerrado é considerado o bioma mais devastado (KRONKA et al., 2005).

Historicamente, o cerrado cobria entre 14% e 18% do estado de São Paulo; no entanto, somente 8.5% da sua área original permanece atualmente (VICTOR, 1975; KRONKA et al., 1998; KRONKA et al., 2005). Deste remanescente, somente 6.5% é designado como unidades de conservação (UCs) de proteção integral (METZGER; RODRIGUES 2008). Uma importante parte da diversidade do cerrado brasileiro não está incluída nessa rede de áreas estritamente protegidas, deixando 20% das espécies endêmicas e ameaçadas fora dos parques e reservas (MACHADO et al., 2004). Portanto, outros tipos de áreas protegidas com menor nível de proteção, como as Áreas de Preservação Permanente (APPs) e as Reservas Legais (RLs), possuem um papel chave na conservação e manutenção dessas espécies e devem ser protegidas e restauradas (METZGER; RODRIGUES 2008). Essas áreas são propriedades privadas e protegidas pelo Código Florestal Brasileiro (BRASIL, 2012). Até agora, no entanto, poucos estudos têm avaliado o papel destas áreas de vegetação nativa protegidas pelo Código Florestal na preservação da biodiversidade.

Espécies de mamíferos com grandes requerimentos espaciais e aqueles com hábitos altamente especializados, tais como *Myrmecophaga tridactyla* (tamanduá-bandeira; CHIARELLO, 1999; AHUMADA et al., 2011; VETTER et al., 2011), estão seriamente ameaçados e devem contar com essas áreas protegidas privadas para a sobrevivência (VYNNE et al., 2011). De acordo com a Lista Vermelha da IUCN, o tamanduá-bandeira está listada como "vulnerável" em toda a sua área de distribuição (MIRANDA et al., 2014). As principais ameaças à espécie incluem a degradação do habitat natural em paisagens agrícolas (MIRANDA et al., 2014), ataque/predação por cachorros domésticos (LACERDA et al., 2009) e atropelamentos (DINIZ; BRITO, 2013). Poucos estudos têm investigado a relativa importância dessas ameaças em um amplo nível da paisagem (VYNNE et al., 2011; ZIMBRES et al., 2013), mas compreender como o tamanduá-bandeira responde a estas ameaças é essencial para a criação de programas de conservação efetivos destinados a interromper ou reverter o declínio da população em áreas agrícolas. Este estudo aborda estas lacunas informativas, explorando como o tamanduá-bandeira usa essas áreas protegidas existentes e as suas zonas de entorno.

Estudos recentes têm aplicado métodos de estimativas de ocupação com dados de armadilhas fotográficas para explorar covariáveis que influenciam a distribuição das espécies e o uso de habitat (O'CONNELL et al., 2006; LINKIE et al., 2007; KARANTH et al., 2011; TOBLER et al., 2015). Essa abordagem de ocupação não requer identificação individual, usando apenas informações repetidas de detecção e não detecção ao longo de vários locais para estimar a probabilidade que a espécie ocorre no ponto ou na área (MACKENZIE et al., 2002; 2006; MACKENZIE; ROYLE, 2005). Este método representa uma maneira eficiente de avaliar a distribuição das espécies e a associação de habitats para espécies crípticas e com baixa densidade sobre uma escala espacial ampla (MACKENZIE et al., 2002; BAILEY et al., 2004; NOON et al., 2012). Detecções imperfeitas devido a limitações amostrais ou baixa densidade populacional é comum para mamíferos tropicais de médio e grande porte, mas a incorporação da probabilidade de detecção (*p*) nos modelos de ocupação permite estimativas robustas dos parâmetros de ocupação (MACKENZIE et al., 2002; MACKENZIE et al., 2006; O'CONNELL et al., 2006; BAILEY et al., 2007). Assim, modelos de ocupação são uma ferramenta eficiente para avaliar a influência de covariáveis da paisagem e das mudanças dos habitats no uso e ocorrência das espécies (MACKENZIE et al., 2006; NICHOLSON; MANEN, 2009).

Especificamente, este estudo explorou como o tamanduá-bandeira usa (ocupa) áreas com diferentes níveis de degradação de habitat e status de proteção, avaliando as respostas desta espécie em paisagens vastamente cobertas por agricultura intensiva e silvicultura. Foi também avaliado se a presença de cachorros influencia a distribuição do tamanduá-bandeira dentro desta

paisagem. Visto que a espécie está ameaçada principalmente pela degradação do habitat e alteração da paisagem, é previsto que a espécie ocupa muito menos intensivamente áreas amplamente modificadas pelo homem, tais como campos agrícolas e lugares próximos às estradas e áreas urbanas. O conhecimento sobre quais covariáveis ambientais influenciam a probabilidade de detecção e ocupação do tamanduá-bandeira permitirá uma melhor avaliação do estado de conservação da espécie, ajudando a justificar e auxiliar a criação de novas áreas protegidas, e ainda apoiar na tomada de decisões sobre as melhores estratégias para a conservação da espécie.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Área de estudo

O estudo foi conduzido na região nordeste do estado de São Paulo e as três áreas de estudo estão localizadas nos municípios de Luiz Antônio, São Simão, Altinópolis e Cajuru (Figura 1). O clima da região é o tropical savânico (típico de zonobioma II, segundo WALTER, 1986) com uma estação anual seca (abril a setembro) e uma chuvosa (outubro a março) (KLINK; MACHADO, 2005). As temperaturas médias anuais variam entre 15°C e 34°C (MARTINS, 1979). Os tipos de vegetação incluem vegetação nativa aberta, como campos sujos e cerrado *sensu stricto*, e vegetação nativa fechada, como cerradão e floresta semidecídua (TOPPA, 2004).

As amostragens foram conduzidas em três áreas (Figura 1): A Área 1 inclui a Estação Ecológica de Jataí (EEJ), a qual é o maior e mais protegido remanescente de Cerrado em São Paulo (9013 ha). Essa área protegida foi usada como ‘controle’ juntamente com a área vizinha da Estação Experimental de Luiz Antônio (EExLA; 2009 ha; Figura 1). A área 2, Fazenda Cara Preta (FCP; 4546 ha), é composta principalmente por Áreas de Preservação Permanente (APPs) pertencentes à empresa de papel e celulose International Paper Ltda. A área 3 inclui duas propriedades: a Fazenda Dois Córregos (FDC), uma área protegida privada pertencente à mesma empresa, com 2017 ha de Reserva Legal (RL); e a Floresta Estadual de Cajuru (FEC), uma UC de uso sustentável (plantações de Pinus para produção de resina) com 2081 ha (Figura 1). A FDC e a FEC foram consideradas como uma única área devido à sua proximidade. Todas as áreas são compostas por um conjunto de tipos de paisagem cercadas por extensas áreas de monoculturas de cana de açúcar e silvicultura (SHIDA; PIVELLO, 2002).

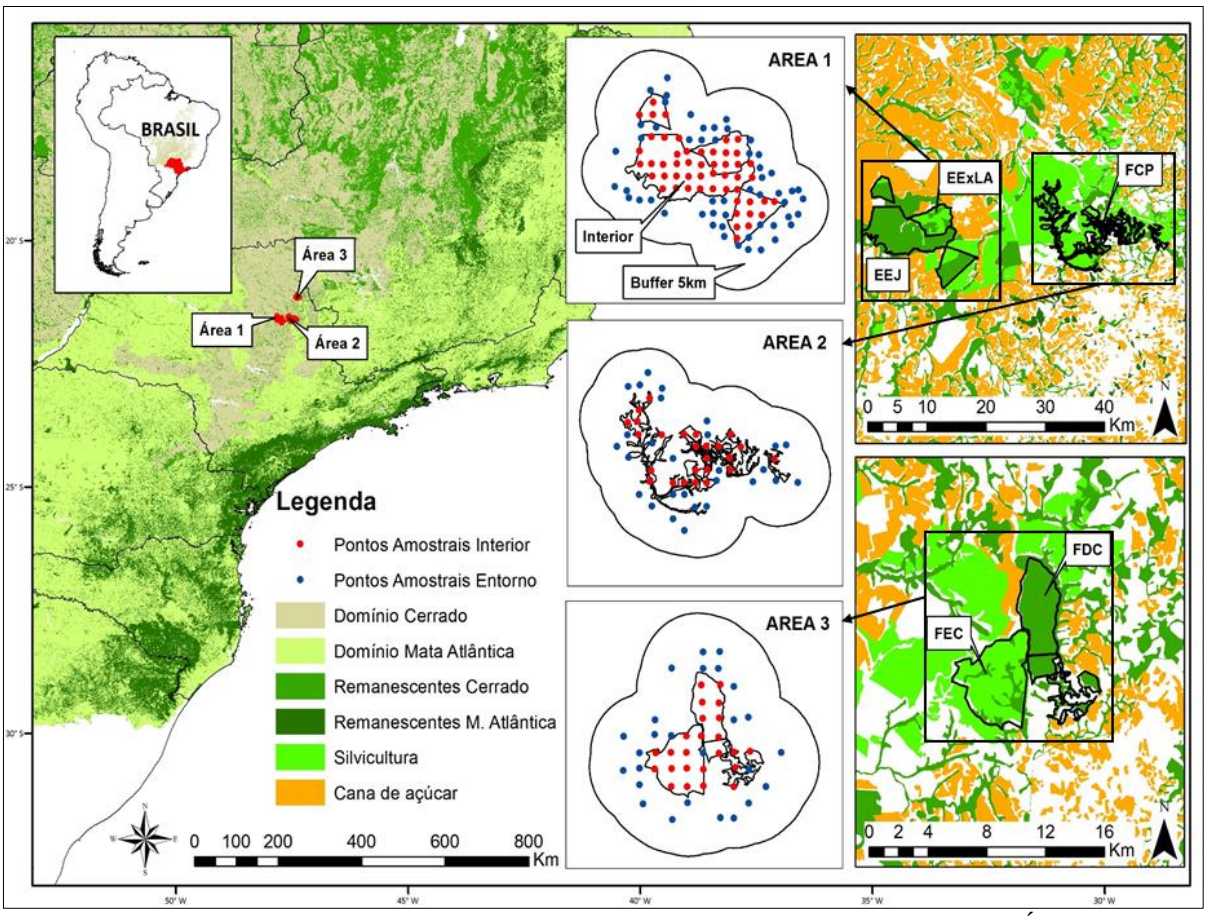

Figura 1 – Localização das três áreas de estudo no nordeste do estado de São Paulo, Brasil: Área 1 – Estação Ecológica de Jataí (EEJ), Estação Experimental de Luiz Antônio (EExLA) e seus entornos (5 km a partir do perímetro das áreas de interior); Área 2 – Fazenda Cara Preta (FCP) e seu entorno; Área 3 – Fazenda Dois Córregos (FDC), Floresta Estadual de Cajuru (FEC) e seus entornos. O mapa de uso e cobertura da paisagem (1:20000) é ilustrado para todas as áreas de estudo com a localização dos pontos amostrais. Base cartográfica: Instituto Florestal de São Paulo e IBGE (2008). Projeção: UTM. Datum: SIRGAS 2000.

2.2. Descrição da paisagem

Para explorar o uso pelo tamanduá-bandeira dentro ("interior") e no entorno ("buffer") das áreas protegidas, um buffer com raio de 5 km a partir do perímetro das áreas de estudo foi delineado, equivalente ao buffer (zona de amortecimento) de 5 km designado pelo Plano de Manejo da EEJ (LEONEL et al., 2010; Figura 1). Além disso, esta buffer é grande o suficiente para conter os movimentos diários (BERTASSONI, 2010) dentro de uma área de vida média para o tamanduá-bandeira no Cerrado (240 ha; SHAW et al., 1987; MIRANDA, 2004). A interpretação e classificação dos tipos de cobertura no interior e no entorno de cada área de estudo foi realizada conforme citado no tópico áreas de estudo no preambulo.

2.3. Armadilhamento fotográfico e coleta de dados

Um grid de células com 200 ha (1416 m por 1416 m) foi sobreposto em cada área de estudo e o centro de cada célula foi considerado um potencial ponto de amostragem. Esse desenho amostral objetivou amostrar ao longo de todas as áreas de estudo para maximizar a detecção de tamanduá-bandeira e satisfazer o pressuposto de independência nas análises de ocupação (MACKENZIE et al., 2006; LINKIE et al., 2007). Todos os pontos no interior das áreas protegidas foram amostrados em cada área de estudo: 52 pontos na Área 1, 25 pontos na Área 2 e 24 pontos na Área 3 (Figura 1). Um número similar de pontos foi randomicamente selecionado para as áreas de entorno (buffer de 5 km) visto que elas foram bem maiores que as áreas de interior (53 pontos na Área 1, 28 pontos na Área 2 e 26 pontos na Área 3; Figura 1). Portanto, o esforço amostral (6240 armadilhas-dia; n = 208 pontos amostrais; Tabela 1) foi igualmente dividido entre interior (3030 armadilhas-dia; n = 101 pontos amostrais) e entorno (3120 armadilhas-dia; n = 107 pontos amostrais), além de ter sido dividido proporcionalmente aos tamanhos das áreas de estudo (Tabela 1).

Tabela 1 – Cronograma de amostragem das três áreas de estudo nas estações seca de 2013 e 2014 (meses indicados pelas iniciais – abril a setembro). Cada ponto amostral abrigou uma armadilha-fotográfica durante 30 dias. Metade dos pontos amostrais foi distribuído na área do interior das áreas protegidas e a outra metade na paisagem de entorno. Áreas de estudo: Área 1 - Estação Ecológica de Jataí (EEJ), Estação Experimental de Luiz Antônio (EExLA) e seus entornos; Área 2 - Fazenda Cara Preta (FCP) e seu entorno; Área 3 - Fazenda Dois Córregos (FDC), Floresta Estadual de Cajuru (FEC) e seus entornos. A EEJ e a EExLA assim como a FDC junto com a FEC foram amostradas em conjunto visto que as áreas são contíguas (veja Figura 1).

Ano	Áreas de Estudo	Área (ha)		Número de pontos amostrais / 30 dias							Esforço Amostral (armadilhas-dia)
		Interior	Entorno	A	M	J	J	A	S	Total	
2013	Área 1	11021.91	39722.13	18	17	17	17	18	18	105	3150
2014	Área 2	4546.32	47365.36	9	9	9	9	9	8	53	1590
2014	Área 3	4098.55	26133.49	9	9	9	9	10	4	50	1500
Total		19666.78	113220.98							208	6240

Dados problemas logísticos, todos os pontos randomicamente selecionados em plantações de cana de açúcar e pastagem foram realocados para a vegetação nativa mais próxima e as câmeras foram orientadas frente ao tipo de vegetação originalmente escolhido (cana de açúcar e pastagem). Em alguns casos, o acesso para a localização exata dos pontos foi inviável e as câmeras foram realocadas o mais próximo possível do ponto original.

As armadilhas fotográficas foram colocadas em cada ponto amostral e programadas para registrar continuamente (24 $h.d^{-1}$) durante 30 dias consecutivos na estação seca. Devido ao número limitado de equipamentos (18 Reconyx HC500 HyperFire®), as áreas de estudo foram

amostradas em dois anos consecutivos. A maior e mais protegida área de estudo (Área 1) foi amostrada de abril a setembro de 2013, enquanto as outras duas áreas foram amostradas durante os mesmos meses em 2014. A amostragem foi restrita para a estação seca para satisfazer o pressuposto de que a ocupação não é alterada durante o período de amostragem nos modelos *single-season* (MACKENZIE et al., 2006).

2.4. Análise dos dados

Cada ocasião de amostragem foi definida como um período de cinco dias, no qual cada ponto (sítio) foi amostrado por seis ocasiões. Os históricos de captura foram compilados para cada sítio, onde '1' indicou detecção (fotografia) do tamanduá-bandeira e '0' indicou não detecção para cada ocasião. Os históricos de captura foram analisados usando a abordagem *single-season* para os modelos de ocupação (MACKENZIE et al., 2002) incorporados no programa MARK (WHITE; BURNHAM, 1999). Esse método permite investigar as covariáveis que podem influenciar as probabilidades de detecção e a ocupação ao longo dos pontos ou entre as ocasiões (MACKENZIE et al., 2002). Onze covariáveis independentes, as quais foram definidas *a priori* baseadas na literatura existente, foram exploradas, incluindo atividades humanas e covariáveis de habitats (Tabela 2). Essas incluem habitats com características importantes e preferenciais para o tamanduá-bandeira, como vegetação nativa densa e aberta e áreas alagadas (várzeas), e covariáveis que representam as mais importantes ameaças antropogênicas, incluindo agricultura e expansão urbana, espécies invasivas e estradas/atropelamentos.

Tabela 2 – Nome da covariável, explicação, variação dos valores e relação esperada *a priori* para a probabilidade de detecção e ocupação do tamanduá-bandeira no Cerrado, Brasil. As relações esperadas foram baseadas em estudos prévios e nas próprias hipóteses. Na = não se aplica.

Covariáveis	Explicações	Variação	Relação esperada para Ψ	Relação esperada para *p*	Literatura
Area[1]	Indicador das três áreas de estudo (Area 1, 2 or 3 - Area 1= 'controle')	0,1	–	–	Vynne et al (2011)
Local[1,2]	Interior (0) ou áreas de entorno (1)	0,1	–	–	Lacerda (2009); Vynne et al (2011); Zimbres et al (2013)
Estradas não pavimentadas (ES)[1,2]	Armadilhas fotográficas localizadas fora (0) ou em estradas (1) não pavimentadas	0,1	–	–	Vynne et al (2011)
Cachorro doméstico[2]	Probabilidade de ocupação condicional estimada para o cachorro-doméstico (ψ=1, quando detectado)	0.06 - 1	–	–	Lacerda (2009)
Água (AG)	Corpos d'água e várzeas (ha) dentro de um buffer de 200ha ao redor da localização das armadilhas fotográficas	0 - 127	+	+	Emmons et al (2004)
Vegetação nativa densa (VND)	Vegetação nativa densa (ha) dentro de um buffer de 200ha ao redor da localização das armadilhas fotográficas	0 - 197	+	+	Camilo-Alves & Mourão (2006); Rodrigues et al (2008); Vynne et al (2011)
Vegetação nativa aberta (VNA)	Vegetação nativa aberta (ha) dentro de um buffer de 200ha ao redor da localização das armadilhas fotográficas	0 - 182	+	+	Rodrigues et al (2008); Lacerda (2009); Vynne et al (2011); Miranda et al (2014)
Silvicultura (SIL)[2]	Planatações de *Eucalyptus* and *Pinus* (ha) dentro de um buffer de 200ha ao redor da localização das armadilhas fotográficas	0 - 200	–	–	Rodrigues et al (2008); Vynne et al (2011)
Cana de açúcar (CA)[2]	Planatações cana de açúcar (ha) dentro de um buffer de 200ha ao redor da localização das armadilhas fotográficas	0 - 187	–	–	Superina et al (2010); Miranda et al (2014)
Área urbana (AU)[2]	Áreas urbancas (ha; cidades, vilas e estradas pavimentadas) dentro de um buffer de 200ha ao redor da localização das armadilhas fotográficas	0 - 15.90	–	–	Cameroni (2013)
Temperatura (Temp)	Temperatura média de cada ocasião de amostragem, representada por um período de 5 dias	16.3 - 37.5	Na	+	Medri & Mourão (2005); Camilo-Alves & Mourão (2006); Cameroni (2013)

[1]Área: Área 1 possui Ψ e *p* maiores que as demais áreas; Local: Interior possui Ψ e *p* maiores que nas áreas de entorno; Estradas não pavimentadas: pontos fora de estradas possuem Ψ e *p* maiores que pontos localizados em estradas não pavimentadas.
[2]Essas covariáveis foram consideradas como perturbação humana/ameaças antropogênicas.

Para investigar a influência das covariáveis de habitat local na ocorrência do tamanduá-bandeira, os tipos de cobertura da paisagem foram mapeados dentro de um buffer de 200 ha em torno de cada armadilha fotográfica (Figura 2), tamanho máximo de buffer sem que houvesse sobreposição com os pontos vizinhos. Embora esta área é próxima do tamanho médio da área de vida do tamanduá-bandeira para algumas áreas no Cerrado (~ 240 ha; SHAW et al., 1987, MIRANDA, 2004), ainda não temos informação prévia do tamanho da área de vida da espécie para nossas áreas de estudo. Além disso, o intervalo de variação do tamanho da área de vida para outras regiões e por diferentes metodologias é, de fato, grande (MIRANDA, 2004; MEDRI; MOURÃO, 2005; CAMILO-ALVES; MOURÃO, 2006). Devido a isso, foi decidido interpretar o parâmetro de ocupação como uma medida de uso pela espécie de estudo, seguindo

MacKenzie et al. (2006). Para explorar a influência da ocorrência do cachorro doméstico sobre a probabilidade de uso e detecção do tamanduá-bandeira, foi utilizada a probabilidade condicional de uso do cachorro ($\Psi_{conditional}$) em cada ponto amostral como covariável. Os pontos onde os cachorros domésticos foram detectados, o uso condicional é 1.0, enquanto os valores são <1 para pontos onde os cachorros não foram detectados (MACKENZIE et al., 2006, p. 97-98) (Tabela 2).

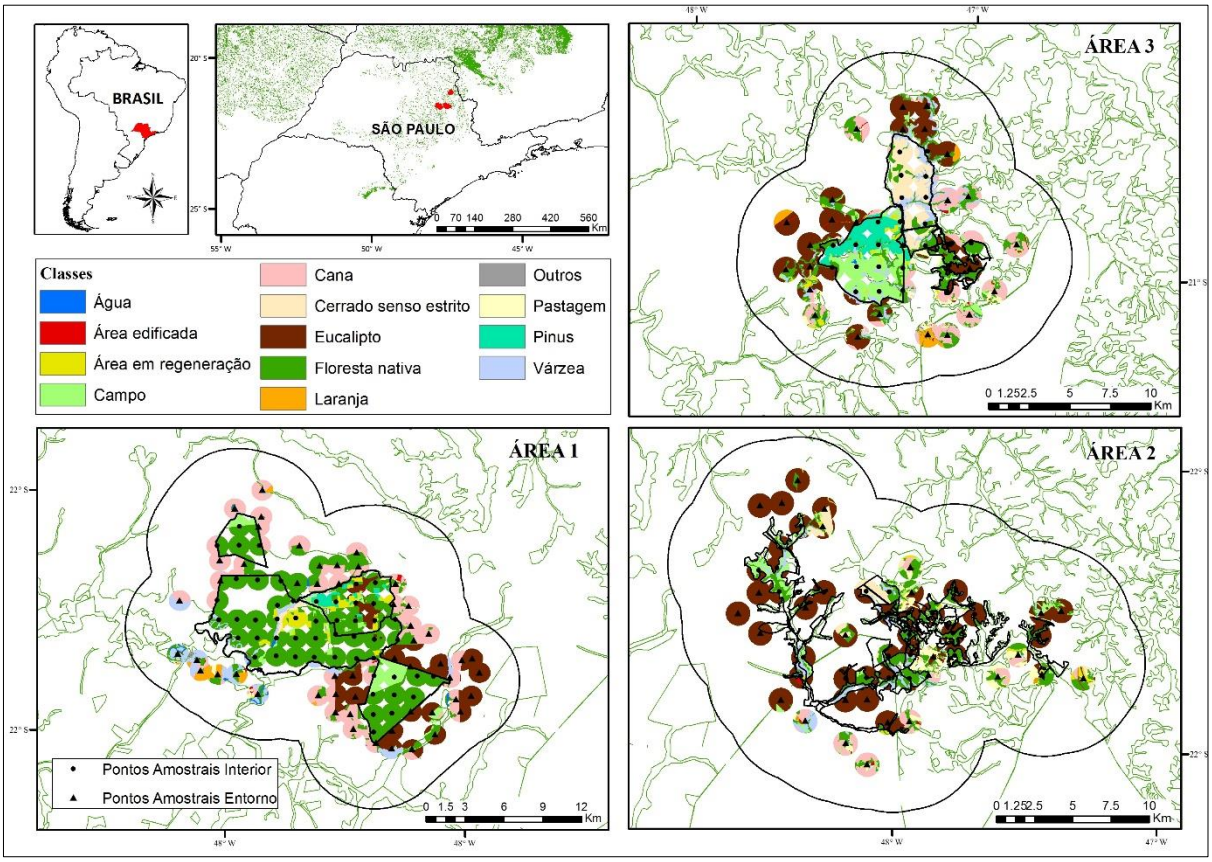

Figura 2 – Tipos de cobertura da paisagem mapeados dentro de um buffer de 200 ha em cada ponto amostral do interior e do entorno (buffer 5 km) das três áreas de estudo, situadas na região nordeste do Estado de São Paulo. Área 1 – Estação Ecológica de Jataí (EEJ), Estação Experimental de Luiz Antônio (EExLA) e seus entornos; Área 2 – Fazenda Cara Preta (FCP) e seu entorno; Área 3 – Fazenda Dois Córregos (FDC), Floresta Estadual de Cajuru (FEC) e seus entornos. Base cartográfica: Instituto Florestal de São Paulo e IBGE (2008). Projeção: UTM. Datum: SIRGAS 2000.

Os modelos foram construídos a partir do método *ad hoc* (*two-steps*) para reduzir o número de modelos que se ajustam aos dados, explorando os principais fatores que influenciam as probabilidades de ocupação e detecção (DOHERTY et al., 2012). Nessa abordagem, a estrutura do modelo de ocupação global com efeitos aditivos para todas as covariáveis ((ψ (global)) foi fixada e modelos com todas as combinações aditivas possíveis até três covariáveis na detecção (p) foram construídos. Os modelos foram ranqueados de acordo com o Critério de Informação de Akaike ajustado para amostras pequenas (AICc; BURNHAM; ANDERSON,

2002; MACKENZIE et al., 2006). Cada estrutura na detecção com ΔAICc ≤ 2, sendo mais parcimoniosa que o modelo nulo (p(.)), foi retida na subsequente modelagem de ocupação (ψ) (MACKENZIE et al., 2006). Visto que três covariáveis estavam inseridas no melhor modelo ranqueado para detecção, essas foram fixadas nos modelos de detecção (*p*) e, então, modelos foram construídos com todas as combinações aditivas possíveis até três covariáveis na ψ. Os modelos foram ranqueados via AICc e associados com o peso dos modelos (*w*, BURNHAM; ANDERSON, 2002). Esta abordagem de construção de modelos permite o uso dos pesos cumulativos das covariáveis cumulativas (w_{cum}) para cada parâmetro (probabilidade de ocupação e detecção), uma vez que foi utilizado um conjunto equilibrado de modelos (DOHERTY et al., 2012). Estimativas dos parâmetros (ψ and *p*) foram reportadas a partir do modelo melhor ranqueado com todas as covariáveis com suporte relativamente forte baseado nos pesos cumulativos.

Finalmente, o teste "*Goodness of fit*" foi realizado a partir do modelo global (modelo mais parametrizado com todas as covariáveis aditivas em ψ and *p*) utilizando a abordagem de bootstrap paramétrico (MacKenzie e Bailey 2004) incorporada no programa PRESENCE v.6.2 (HINES, 2006; Proteus Wildlife Research Consultants, New Zeland; http://www.proteus.co.nz). Considerou-se o modelo global como uma descrição adequada dos dados se a estimativa do parâmetro de overdispersão (ĉ) foi de aproximadamente 1 e o *p-value* do Qui-quadrado foi > 0,05 (BURNHAM; ANDERSON, 2002; MACKENZIE; BAILEY 2004).

3. RESULTADOS

O tamanduá-bandeira foi detectado em 83 pontos, 55 no interior das áreas protegidas e 28 nos pontos amostrais localizados nas áreas de entorno. Comparando detecções entre as áreas de estudo, a espécie foi detectada em 39 pontos na Área 1, 21 na Área 2 e 23 na Área 3, produzindo estimativas 'naturais' de ocupação similares (0.37, 0.40 and 0.46, respectivamente). O teste "*Goodness of fit*" usando o modelo global (mais parametrizado) baseado em 10000 *bootstraps* (MACKENZIE; BAILEY, 2004) mostrou bom ajuste, com nenhuma evidencia de overdispersão (χ^2= 46.54; *p-value* = 0.93; ĉ = 1).

Área urbana (AU) e vegetação nativa aberta (VNA) foram as covariáveis mais importantes para variação da modelagem na probabilidade de detecção (w_{cum} =0.80 e 0.68, respectivamente; Tabela 3). A probabilidade de detecção do tamanduá-bandeira mostrou uma forte relação negativa com AU em sítios ocupados, variando de aproximadamente 0.24 em sítios sem AU a 0.01 em sítios com a maior área de AU (15.9ha, equivalente a 7.95% do buffer total de 200ha; Figura 3). A detecção está positivamente relacionada com a quantidade de VNA (*p*=0.42 em sítios com a quantidade máxima de cobertura da vegetação; 182ha/ 200ha de buffer; Figura 3). Embora somente essas duas covariáveis mostraram forte relação com a probabilidade de detecção (Tabela 3), todas as covariáveis contidas no melhor modelo ranqueado do conjunto de modelos para a detecção (*p* (AU+VNA+AG)) foram inseridas na subsequente estrutura dos modelos de ocupação.

Tabela 3 – Peso cumulativo dos modelos (w_{cum}) para todas as covariáveis consideradas no primeiro (probabilidade de detecção (p)) e segundo passo (ocupação (ψ)) das análises. Estimativas do tamanho do efeito (β) para as covariáveis são dados a partir do modelo mais parcimonioso [(ψ(ES + Local + AU) p(AG + VNA + AU)]. Estimativas de β e seus intervalo de confiança de 95% (IC) são dados em escala *logit*. Veja as abreviações das covariáveis na Tabela 1.

Parâmetros	**Covariáveis**	**Peso cumulativos por AICc (w_{cum})**	**Coeficientes de β (± 95% IC)**
Ψ	Local	1	-1.93 (-2.85, -1.00)
	ES	1	1.73 (0.78, 2.69)
	AU	0.26	0.34 (-0.08, 0.76)
	Dog	0.18	-
	AG	0.09	-
	VND	0.07	-
	CA	0.06	-
	VNA	0.06	-
	SIL	0.06	-
	Area	0.03	-
p	AU	0.8	-0.23 (-0.39, -0.08)
	VNA	0.68	0.01 (0.00, 0.01)
	AG	0.4	0.01 (0.00, 0.02)
	VND	0.19	-
	ES	0.18	-
	CA	0.12	-
	SIL	0.11	-
	Temp	0.11	-
	Local	0.09	-
	Dog	0.07	-
	Area	0.03	0

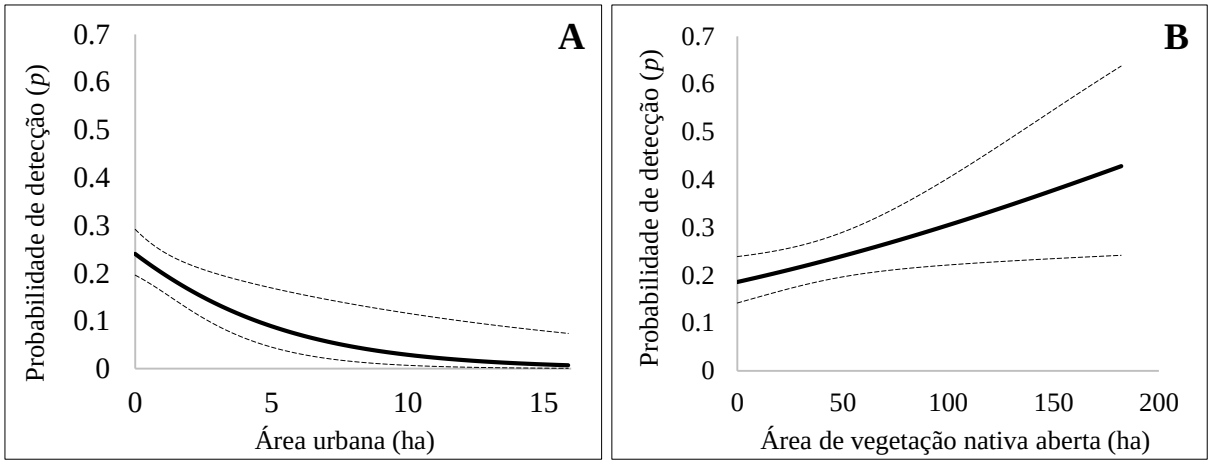

Figura 3 – Relação entre área urbana (ha) e estimativas de probabilidade de detecção (*p*; gráfico A) e relação entre área de vegetação nativa aberta (ha) e estimativas de probabilidade de detecção (*p*; gráfico A) para o tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) a partir do melhor modelo ranqueado (ψ(ES + Local + UA) *p*(WA + ONV + UA)). Intervalos de confiança (±95 % IC) associados às estimativas também são dados.

Todas as covariáveis que influenciaram a ocupação (uso) pelo tamanduá-bandeira foram associadas com atividades humanas (Tabela 3 e 4). O melhor modelo ranqueado, ψ(ES + Local + AU) *p*(AG + VNA + AU) sugere que a ocupação é influenciada pelas perturbações relacionadas com humanos, principalmente estradas não pavimentadas (ES), localização no interior da área de estudo (Local) and área urbana (Tabela 4). O tamanduá-bandeira usou mais intensivamente sítios localizados nas estradas não pavimentadas e no interior de áreas protegidas (w_{cum} = 1.00, Tabela 3). Usando o melhor modelo ranqueado e assumindo uma média de ‘área urbana (0.68 ha), o uso pela espécie em pontos amostrais dentro e fora das ES no interior das áreas protegidas foi 0.90 (95% IC = 0.75 – 0.97) e 0.62 (95% IC = 0.47 – 0.75), respectivamente (Figura 4A). Estimativas foram menores nas áreas de entorno (buffer), onde o uso dos pontos nas ES foi 0.57 (95% IC = 0.39 – 0.74) e 0.19 (95% IC = 0.10 – 0.34) para pontos fora das ES (Figura 4B).

Tabela 4 – Resultado da seleção de modelos para os 10 melhores modelos ranqueados (176 no total) consistindo da probabilidade de uso (ψ) e detecção (*p*) do tamanduá-bandeira nas três áreas de estudo no nordeste do Estado de São Paulo, Brasil. Ψ and *p* foram modelados como uma função de: área (Area); interior ou entorno (Local); dentro ou fora de estradas não pavimentadas (ES); $\Psi_{condicional}$ do cachorro doméstico (Dog); área (ha) de corpos d'água (AG), vegetação nativa fechada (VNF), vegetação nativa aberta (VNA), cana de açúcar (CA), silvicultura (SIL) e área urbana (AU). O sinal positivo (+) significa um efeito aditivo entre duas ou mais covariáveis testadas.

Modelos	**AICc**	**Δ AICc**	**Pesos cumulativos (w_{cum})**	**Parâmetros**	**Deviance**
p (WA + ONV + UA) Ψ (Local + ES + UA)	834.26	0.00	0.26	8	817.54
p (WA + ONV + UA) Ψ (Local + ES + Dog)	834.98	0.73	0.18	8	818.26
p (WA + ONV + UA) Ψ (Local + ES)	835.03	0.77	0.18	7	820.47
p (WA + ONV + UA) Ψ (Local + ES + WA)	836.35	2.09	0.09	8	819.62
p (WA + ONV + UA) Ψ (Local + ES + SUA)	837.12	2.87	0.06	8	820.40
p (WA + ONV + UA) Ψ (Local + ES + CNV)	837.14	2.88	0.06	8	820.41
p (WA + ONV + UA) Ψ (Local + ES + CFA)	837.16	2.91	0.06	8	820.44
p (WA + ONV + UA) Ψ (Local + ES + ONV)	837.19	2.93	0.06	8	820.47
p (WA + ONV + UA) Ψ (Area + Local + ES)	838.66	4.40	0.03	9	819.75
p (WA + ONV + UA) Ψ (ES + CNV + ONV)	845.19	10.93	0.00	8	828.47

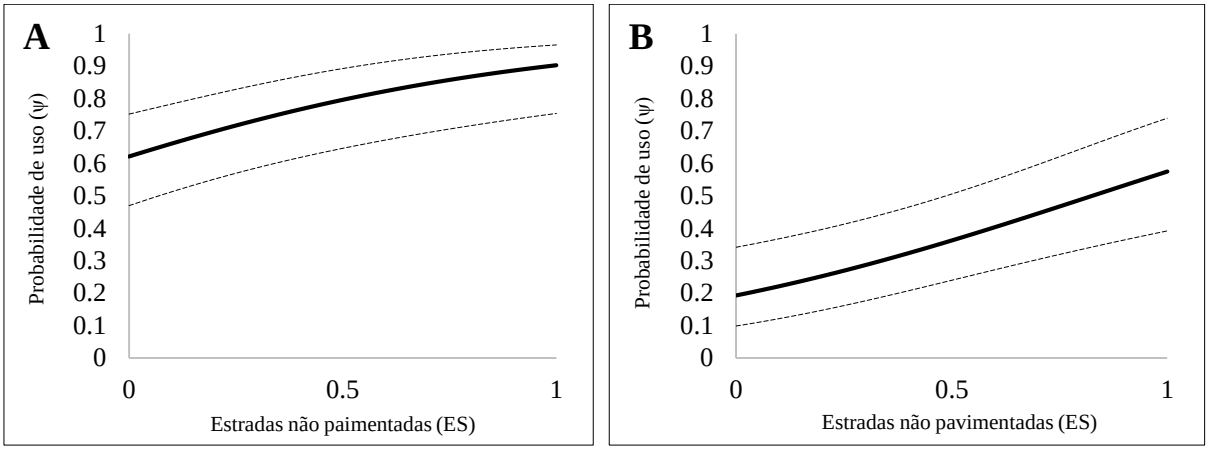

Figura 4 – Estimativas de probabilidade de uso (ψ) do tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) e os intervalos de confiança associados (IC) baseado no modelo mais parcimonioso (ψ(ES + Local + AU) *p*(AG + VNA + AU)) que contém todas as covariáveis importantes em cada parâmetro. Estimativas são dadas para pontos amostrais dentro e fora de estradas não pavimentadas (ES), no interior (A) ou no entorno (B) das áreas protegidas, considerando a proporção média de área urbana (AU; 0.67 ha). ES: 0 = pontos fora da estrada; 1= pontos na estrada. Abreviações: AG = água; VNA = vegetação nativa aberta.

4. DISCUSSÃO

Todas as nossas áreas de estudo são "ilhas" de cerrado nativo imersos em uma matriz de monoculturas e paisagens antropizadas. As modificações induzidas pelo homem na vegetação fora das áreas protegidas (zona tampão) e a presença de estradas foram as causas principais que influenciaram o uso do tamanduá-bandeira em nossas áreas. Esta espécie foi mais propensa a usar áreas protegidas do que as áreas de entorno, sugerindo que o tamanduá-bandeira prefere ambientes que são mais naturais e protegidos, onde os efeitos de borda e as ameaças devem ser menos intrusivo. Ao longo da sua distribuição, *M. tridactyla* utiliza diversos tipos de habitats nativos, incluindo várzeas, campos, cerrado e florestas (EMMONS et al., 2004; GARDNER, 2007). Estes habitats representaram 92% da paisagem no interior das áreas protegidas, contra apenas 30% nas áreas de entorno.

Já é bem conhecido que o tamanduá-bandeira usa todos esses habitats nativos não só para a alimentação, mas também para proteção térmica, abrigo e repouso (CAMILO-ALVES; MOURÃO, 2006; MOURÃO; MEDRI, 2007). O tamanduá-bandeira, como outros especialistas em alimentação de formigas e cupins, tem relativamente baixo metabolismo e são sensíveis à temperatura ambiental extrema. Esta espécie utiliza frequentemente campos e cerrados para forrageamento a temperaturas intermediárias, mas as áreas florestais são usadas para descanso durante os dias mais quentes ou mais frios, para minimizar os custos metabólicos (MCNAB, 1984; CAMILO-ALVES; MOURÃO, 2006). Considerando que o estudo foi realizado em uma região quente e durante a estação seca, quando a radiação solar também é intensa, é possível que o uso contrastante entre as áreas de interior e entorno refletem a necessidade da espécie buscar habitats com vegetação nativa mais densa, a qual é mais abundante no interior das áreas protegidas. Por sua vez, o entorno pode ser menos utilizado porque o tamanduá-bandeira enfrentaria maior exposição a temperaturas extremas (CAMILO-ALVES; MOURÃO, 2006).

Além disso, visto que as áreas no interior têm proporcionalmente três vezes mais vegetação nativa do que as áreas de entorno, a disponibilidade de alimentos (formigas e cupins) pode ser maior nestes habitats nativos. De acordo com Montgomery e Lubin (1977), a distribuição e abundância de formigas e cupins influencia o uso de habitat do tamanduá-bandeira. Dentro de áreas protegidas, formigas e cupins podem ser encontrados em vários habitats, incluindo vegetação nativa aberta e fechada (MEDRI; MOURÃO, 2005; RODRIGUES et al., 2008; LACERDA et al., 2009), sugerindo uma maior eficiência de forrageamento nessas áreas. Por outro lado, sabe-se que habitats com níveis mais elevados de perturbação têm menor riqueza e abundância de algumas espécies de formigas

(BESTELMEYER; WIENS, 1996; CAMEL et al., 1996; VASCONCELOS, 1998; SUGUITURU et al., 2011). Consequentemente, a menor disponibilidade de alimentos nessas áreas em comparação com os habitats nativos pode levar a uma diminuição na eficiência de forrageamento nas áreas de entorno em comparação com as áreas protegidas. A disponibilidade de alimentos na matriz pode ser ainda mais escassa porque insetos sociais são mais diretamente impactados devido ao uso de inseticidas (BRAGA et al., 2014) e indiretamente pelo uso de outras substâncias utilizadas para controle de plantas daninhas (SANTILLO et al., 1989; SULLIVAN; SULLIVAN, 2003; GIUSEPPE et al., 2006) na silvicultura e nas plantações de cana de açúcar.

Uma relação positiva entre o uso pelo tamanduá-bandeira e estradas não pavimentadas foi encontrada, oposto ao que se esperava. Estudos com armadilhas fotográficas indicaram que alguns mamíferos evitam, outros são atraídos e outros ainda são indiferentes às estradas não pavimentadas ou trilhas (SBERK-ARAUJO; CHIARELLO, 2013; TROLLE; KERRY, 2005). As razões por trás disso têm, porém, sido pouco estudadas até agora (WHITTINGTON et al., 2005). Curiosamente, esse resultado mostra que esta espécie está usando mais estradas não pavimentadas do que fora delas, tanto dentro de áreas protegidas como nas áreas de entorno, mas o contraste entre sítios usados dentro e fora de estrada é um pouco mais acentuado para o entorno do que para o interior (Figura 5). De acordo com nossas estimativas, os pontos amostrais em estradas situados nas áreas de entorno têm uma probabilidade de uso semelhante aos locais fora das estradas dentro de áreas protegidas. Sem dados mais detalhados sobre o movimento, e sem dados sobre a área de vida local, só é possível avançar em hipótese para explicar esses achados. Uma possível explicação é relativa à eficiência de forrageamento. Como discutido acima, as áreas de entorno são provavelmente piores em habitats do que as áreas protegidas, com menos comida por unidade de área, ou onde os recursos alimentares têm uma distribuição mais agregada. Consequentemente, o tamanduá-bandeira precisaria se mover mais rápido ou percorrer maiores distancias (ou ambos) para encontrar suas fontes de alimento preferidas nas áreas de entorno.

O uso de estradas não pavimentadas pelo tamanduá-bandeira já foi encontrado por outros autores (TROLLE; KÉRY, 2005; VYNNE et al., 2011). Na região do Parque Nacional das Emas, a ocorrência do tamanduá-bandeira foi maior em locais onde as estradas (pavimentada ou não) estavam mais distantes, no entanto, a espécie preferiu locais próximos às estradas para uma movimentação mais rápida quando há influência de habitats cultiváveis (VYNNE et al., 2011). Esta necessidade de se locomover mais rápido ou mais longe em áreas antrópicas pode ser agravada na estação onde a comida está em menor oferta. Cupins e formigas

são fontes de alimentos que estão fragmentadas no espaço e no tempo, e são mais prevalentes durante os meses de verão chuvosos (LUBIN; MONTGOMERY, 1981; REDFORD, 1985; DRUMMOND, 1992). A escassez de alimentos pode, portanto, requerer que o tamanduá-bandeira se desloque mais ao longo da estação seca (a temporada de amostragem deste estudo) para encontrar alimento, possivelmente refletindo no uso intensivo de estradas pela espécie de estudo.

Uma hipótese alternativa para explicar o uso de estradas não pavimentadas, a qual pode estar concordando simultaneamente com a primeira, diz respeito à necessidade de tamanduá-bandeira se abrigar em habitats florestais mais fechados durante o dia (CAMILO-ALVES; MOURÃO, 2006; MOURÃO; MEDRI, 2007). Segundo Vynne et al. (2011), uso da paisagem de entorno pelo tamanduá-bandeira está intimamente ligado à proximidade de áreas florestais e a espécie pode estar preferindo locais próximos às estradas para uma movimentação mais rápida entre habitats adequados em áreas antropizadas. É razoável pensar que a distância entre os lugares para abrigo (vegetação nativa florestal densa) e lugares para alimentação, que são geralmente concentrados em vegetação nativa aberta (RODRIGUES et al., 2008), pode ser maior nas áreas de entorno do que no interior de áreas protegidas. Consequentemente, isso pode estar afetando a movimentação da espécie entre os remanescentes de habitats adequados na paisagem antropizada, a qual vem buscando meios (uso das estradas) de se expor, por um tempo menor, às perturbações antrópicas, como a presença de seres humanos e maquinários, além das interações diretas com cães domésticos (LACERDA et al., 2009).

Seja qual for a razão por trás deste fato, no entanto, o uso intenso de estradas pela espécie poderia explicar por que o tamanduá-bandeira é tão suscetível a atropelamentos, sendo este listado como uma das suas principais ameaças (MIRANDA et al., 2014). De acordo com outro estudo realizado no Estado de Minas Gerais, as localizações dos atropelamentos são muitas vezes próximas ao cerrado e aos ninhos de formigas e cupins, com 86% dos locais com atropelamentos registrados apresentando sinais de forrageamento (FREITAS et al., 2015).

A probabilidade de detecção foi menor onde a quantidade de áreas urbanas foi maior. Isto está provavelmente ligado ao fato do tamanduá-bandeira ser considerado sensível à perturbação humana (MIRANDA et al., 2014). Cachorros estão fortemente associados com os seres humanos e paisagens antropizadas, incluindo assentamentos rurais e urbanos (LACERDA et al., 2009). Modificações da vegetação induzidas pelo homem para o desenvolvimento de cidades próximas ou ao redor de áreas protegidas, e a incidência de ataque por cães também são reportados como possíveis causas do declínio populacional do tamanduá-bandeira (MIRANDA et al., 2014). No Parque Nacional de Brasília (BNP), próximo a grande cidade de Brasília, esta

espécie é citada como a mais suscetível a ataques de cães (LACERDA et al., 2009), reforçando que o tamanduá-bandeira usa menos frequentemente áreas onde a probabilidade de ocorrência de humanos e cachorros é maior.

Por outro lado, uma relação positiva entre probabilidade de detecção e a quantidade de vegetação nativa aberta foi encontrada. Como mencionado acima, as áreas nativas abertas parecem ser o habitat preferido desta espécie, onde ela é mais abundante e/ou mais ativa (EISENBERG; REDFORD, 1999). Formigas e cupins podem ser abundantes nessas áreas, conforme relatado pela Medri e Mourão (2005) e Camilo-Alves e Mourão (2006) no Pantanal, e por Miranda (2004) no Parque Nacional das Emas. Assim, a presença de áreas de vegetação nativa aberta juntamente com a presença de possíveis ameaças em paisagens antrópicas podem ser os principais fatores que determinam a frequência de uso pelo tamanduá-bandeira em nossas áreas de estudo.

De acordo com os resultados encontrados, não houve diferenças no uso e detecção da espécie entre as três áreas de estudo, destacando a importância dos remanescentes de vegetação nativa em áreas privadas localizados em uma paisagem perturbada para proporcionar melhor qualidade de habitat e, consequentemente, para manter certas comunidades de mamíferos de médio e grande porte. Globalmente, as áreas protegidas são essenciais para os esforços na conservação e estas cobrem entre 13% e 17% das áreas terrestres em todo o mundo, mas apenas metade dessas áreas têm o nível máximo de proteção (CHAPE et al., 2008). Dessa forma, estudos que abordam o papel do uso da terra fora de áreas protegidas é cada vez mais importante na manutenção da biodiversidade (LAIDLAW, 2000; DEFRIES et al., 2010; KARANTH; DEFRIES, 2010; NAGENDRA et al., 2010). As áreas de entorno são frequentemente terras privadas com aproximadamente 30% da paisagem representada por pequenas manchas de vegetação nativa, imersas em grandes áreas de monoculturas na região (cana de açúcar e *Eucalyptus* sp.), que sozinhas não devem permitir a manutenção das espécies. Portanto, o estabelecimento de novas áreas protegidas a partir de fragmentos florestais e a recuperação de habitats degradados incorporados em uma matriz de uso humano em parceria com setores públicos e privados são prioridade e apresentam uma extensão importante para a manutenção da paisagem e conectividade ecológica.

Ambientes dominados pelo homem apresentam uma das paisagens mais desafiadoras para a conservação atualmente (KARANTH; DEFRIES 2010). Acredita-se que o rápido processo de urbanização próximo às áreas de proteção da vida selvagem está entre uma das principais causas do declínio do tamanduá-bandeira, e é um problema crescente na conservação de muitas outras espécies em todo o mundo (LAIDLAW, 2000; MCDONALD et al., 2008;

WITTEMYER, 2008). O problema tende a ser mais intenso nos países em desenvolvimento, onde a economia é em grande parte baseada em exportações de commodities e onde a vegetação nativa ainda é mantida quando comparada com países desenvolvidos, como na Europa (BEHRE, 1988; KAPLAN et al., 2009). Embora a espécie focal deste estudo usa áreas protegidas mais frequentemente, o tamanduá-bandeira usou aproximadamente 50% dos pontos amostrais nas áreas de entorno, destacando também a importância dessas áreas. A proteção/regulamentação desses habitats e a criação de corredores ecológicos poderiam limitar o número de atropelamentos e facilitar o movimento das espécies dentro desses habitats fragmentados.

Os resultados encontrados reforçam a importância de áreas protegidas, mas também incentivam os estudos que investigam o papel das áreas que cercam essas áreas protegidas e desenvolvam estratégias de gestão específicas para essas áreas. Além disso, a criação, regulamentação e gestão adequada das zonas de amortecimento em torno das áreas protegidas podem ter um papel fundamental na dispersão das espécies ao longo da matriz e podem evitar impactos negativos, tais como a proximidade de assentamentos urbanos e, por conseguinte, a introdução de animais domésticos. Para ser capaz de melhorar as áreas protegidas e o manejo das áreas ao redor, gestores e formuladores políticos precisam compreender melhor as ameaças frente às suas áreas protegidas e arredores, o impacto dessas ameaças na comunidade e a eficácia das suas estratégias de gestão na prevenção e mitigação das ameaças. Acredita-se que todas essas estratégias e estudos futuros que fornecem informações sobre o fluxo de genes, ecologia espacial, saúde genética, tamanho da população e taxa de reprodução das espécies devem ser reforçados para criar e conectar áreas protegidas, bem como estender os esforços de conservação para fora delas através da inclusão destas extensas áreas nas políticas de manejo da paisagem.

5. CONCLUSÕES

Este estudo explorou como o tamanduá-bandeira usa (ocupa) áreas com diferentes níveis de degradação de habitat e status de proteção, avaliando as respostas desta espécie em paisagens vastamente cobertas por agricultura intensiva e silvicultura. Com os resultados encontrados, pode-se concluir que a espécie ocupa menos intensivamente áreas amplamente modificadas pelo homem, tais como campos agrícolas e áreas urbanas, e usa preferencialmente o interior de área protegidas, onde a disponibilidade de alimento e habitats nativos com vegetação mais densa para regulação da temperatura corporal são mais abundantes. Por outro lado, o tamanduá-bandeira usou mais os pontos amostrais nas estradas não pavimentadas e este resultado é, de certa forma, surpreendente, pois esperava-se que a espécie usasse menos locais onde a presença humana é mais frequente. No entanto, a escassez de alimentos em áreas alteradas pelo homem pode requerer que o tamanduá-bandeira se desloque mais ao longo da estação seca para encontrar alimento, buscando aumentar sua eficiência de forrageamento, assim como se movimente mais rápido entre habitats florestais em áreas antropizadas para encontrar abrigo durante o dia devido às altas temperaturas. Assim, este estudo reforça a importância de áreas protegidas assim como das suas respectivas áreas de entorno, visto que o tamanduá-bandeira usou aproximadamente 50% dos pontos amostrais nas áreas de entorno. Os resultados encontrados poderão auxiliar e justificar a criação de novas áreas protegidas, assim como incentivar futuros estudos que investigam o papel das zonas de amortecimento e desenvolvam estratégias de gestão específicas para essas áreas.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AHUMADA, J. A.; SILVA, C. E. F.; GAJAPERSAD, K.; HALLAM, C.; HURTADO, J.; MARTIN, E.; McWILLIAM, A.; MUGERWA, B.; O'BRIEN, T.; ROVERO, F.; SHEIL, D.; SPIRONELLO, W. R.; WINARNI, N.; ANDELMAN, S. J. Community structure and diversity of tropical Forest mammals: data from a global camera trap network. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, v. 366, n. 1578, 2703-2711, 2011.

ANDREN, H. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos*, v. 71, p. 355–366, 1994.

BAILEY, L. L.; SIMONS, T. R.; POLLOCK, K. H. Estimating site occupancy and species detection probability parameters for terrestrial salamanders. *Ecological Applications*, v. 14, n. 3, p. 692–702, 2004.

BAILEY, L. L.; HINES, J.; NICHOLS, J.; MACKENZIE, D. Sampling design trade-offs in occupancy studies with imperfect detection: examples and software. *Ecological Applications*, v. 17, n. 1, p. 281–290, 2007.

BEHRE, K. E. *The role of man in European vegetation history*. In: Huntley, B., Webb, T. (Eds.), Vegetation History. Kluwer, Dordrecht, pp. 633–672, 1988.

BERTASSONI, A. Avaliação da relação entre distância média diária percorrida, área de vida e disponibilidade de energia para tamanduás-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) em savanas neotropicais. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Mato Grosso do Sul, Campo Grande, MS, 80p., 2010.

BESTELMEYER, B. T.; WIENS, J. A. The effects of land use on the structure of ground-foraging ant communities in the Argentine Chaco. *Ecological Applications*, p. 1225-1240, 1996.

BRAGA, F. G.; SOUZA, N. J.; BATISTA, A. C.; LIMA, P. P. Consumo de formigas cortadeiras por tamanduá-bandeira *Myrmecophaga tridactyla* (Linnaeus, 1758) em plantios de *Pinus* spp. no Paraná, Brasil. *Edentata*, v. 15, p. 1-8, 2014

BRASIL Lei Nº 12.651, de 12 de maio de 2012. Dispõe sobre a vegetação nativa e dá outras providências. Disponível em: <http://www2.planalto.gov.br/>. Acessado em: 04 de fevereiro de 2015.

BURNHAM, K. P.; ANDERSON, D. R. Model selection and multimodel inference: A practical information-theoretic approach, second ed. Springer–Verlag, New York, USA, 2002.

CAMILO-ALVES, C. S. P.; MOURÃO, G. M. Responses of a specialized insectivorous mammal (*Myrmecophaga tridactyla*) to variation in ambient temperature. *Biotropica*, v. 38, n. 1, p. 52-56, 2006.

CAMMELL, M. E.; WAY, M. J.; PAIVA, M. R. Diversity and structure of ant communities associated with oak, pine, eucalyptus and arable habitats in Portugal. *Insectes Sociaux*, v. 43, n. 1, p. 37–46, 1996.

CHAPE, S.; SPALDING, M. D.; JENKINS, M. D. The World's Protected Areas: Status, Values, and Prospects in the Twenty-first Century. University of California Press, Berkeley, 2008.

CHIARELLO, A. G. Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in south-eastern Brazil. *Biological Conservation*, v. 89, n.1, p. 71-82, 1999.

CINCOTTA, R. P.; WISNEWSKI, J.; ENGELMAN, R. Human population in the biodiversity hotspots. Nature, v. 404, n. 6781, p. 990-992, 2000.

DEFRIES, R. S.; RUDEL, T.; URIARTE, M.; HANSEN, M. Deforestation driven by urban population growth and agricultural trade in the twenty-first century. Nature Geoscience, v. 3, n. 3, p. 178–181, 2010.

DINIZ, M. F.; BRITO, D. Threats to and viability of the giant anteater, *Myrmecophaga tridactyla* (Pilosa: Myrmecophagidae), in a protected Cerrado remnant encroached by urban expansion in central Brazil. *Zoologia*, v. 30, n. 2, p. 151–156, 2013.

DOHERTY, P. F.; WHITE, G. C.; BURNHAM, K. P. Comparison of model building and selection strategies. *Journal of Ornithology*, v. 152, Supplement 2, p. 317–323, 2012.

DRUMOND, M. A. Padrões de forrageamento do tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) no Parque Nacional da Serra da Canastra: Dieta, comportamento alimentar e efeito de queimadas. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 1992.

EISENBERG, J. F.; REDFORD, K. H. *Mammals of the Neotropics: The Central Neotropics*. Ecuador, Peru, Bolivia, Brazil, v.3. Chicago: The University of Chicago Press, 610 p, 1999.

EMMONS, L. H.; FLORES, R. P.; ALPIRRE, S. A.; SWARNER, M. J. Bathing behavior of giant anteaters (*Myrmecophaga tridactyla*). *Edentata*, v. 6, p. 41-43, 2004.

FREITAS, C. H.; JUSTINO, C. S.; SETZ, E. Z. Road-kills of the giant anteater in south-eastern Brazil: 10 years monitoring spatial and temporal determinants. *Wildlife Research*, v. 41, n. 8, p. 673-680, 2015.

GARDNER, A. L. *Magnorder Xenarthra*. In: A. L. Gardner (Ed.). Mammals of South America, pp. 127–176. The University of Chicago Press, Chicago, 2007.

GARDNER, T. A.; BARLOW, J.; CHAZDON, R.; EWERS, R. M.; HARVEY, C. A.; PERES, C. A.; SODHI, N. S. Prospects for tropical forest biodiversity in a human-modified world. *Ecological Letters*, v. 12, n. 6, p. 561–582, 2009.

GIUSEPPE, K. F. L.; DRUMMOND, F. A.; STUBBS, C.; WOODS, S. The use of glyphosate herbicides in managed forest ecosystems and their effects on non-target organisms with particular reference to ants as bioindicators. University of Maine, vol. 192, 2006.

HINES, J. E. 2006. PRESENCE - Software to estimate patch occupancy and related parameters. USGS-Patuxent Wildlife Research Center, Maryland. Disponível em: <http://www.mbr-pwrc.usgs.gov/software/presence.html>. Acessado em: 20 de novembro de 2012.

KAPLAN, J. O.; KRUMHARDT, K. M.; ZIMMERMANN, N. The prehistoric and preindustrial deforestation of Europe. *Quaternary Science Reviews*, v. 28, n. 27, p. 3016–3034, 2009.

KARANTH, K. K.; DEFRIES, R. Conservation and management in human-dominated landscapes: case studies from India. *Biological conservation*, v. 143, n. 12, p. 2865-2869, 2010.

KARANTH, K. U.; GOPALASWAMY, A. M.; KUMAR, N. S.; VAIDYANATHAN, S.; NICHOLS, J. D.; MACKENZIE, D. I. Monitoring carnivore populations at the landscape scale: occupancy modelling of tigers from sign surveys. *Journal of Applied Ecology*, v. 48, n. 4, p. 1048–1056, 2011.

KLINK, C. A.; MACHADO, R. B. Conservation of the Brazilian Cerrado. *Conservation Biology*, v. 19, n. 3, p. 707-713, 2005.

KRONKA, F. J. N.; NALON, M. A.; MATSUKUMA, C. K.; PAVÃO, M.; GUILLAUMON, J. R.; CAVALLI, A. C.; GIANNOTTI, E.; IWANE, M. S. S.; LIMA, L. M. P. R.; MONTES, J.; DEL CALI, I. H.; HAACK, P. G. *Áreas de domínio do cerrado no Estado de São Paulo*. São Paulo. Secretaria de Estado do Meio Ambiente, Instituto Florestal, 1998.

KRONKA, F. J. N.; NALON, M. A.; MATSUKUMA, C. K.; KANASHIRO, M. M.; YWANE, M. S. S.; PAVÃO, M.; DURIGAN, G.; LIMA, L. M. P. R.; GUILLAUMON, J. R.; BAITELLO, J. B.; BORGO, S. C.; MANETTI, L. A.; BARRADAS, A. M. F.; FUKUDA, J. C.; SHIDA, C. N.; MONTEIRO, C. H. B.; PONTINHA, A. A. S.; ANDRADE, G. G.; BARBOSA, O.; SOARES, A. P. *Inventário florestal da vegetação natural do estado de São Paulo*. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente; Instituto Florestal; Imprensa Oficial, 200p, 2005.

LACERDA, A. C. R.; TOMAS, W. M.; MARINHO-FILHO, J. Domestic dogs as an edge effect in the Brasilia National Park, Brazil: Interactions with native mammals. *Animal Conservation*, v. 12, n. 5, p. 477–487, 2009.

LAIDLAW, R. K. Effects of habitat disturbance and protected areas on mammals of peninsular Malaysia. *Conservation Biology*, v. 14, n. 6, p. 1639-1648, 2000.

LEONEL, C.; THOMAZIELLO, S.; OLIVEIRA, E. D. *Plano de Manejo da Estação Ecológica do Jataí – SP*, 334p, 2010.

LINKIE, M.; DINATA, Y.; NUGROHO, A.; HAIDIR, I. A. Estimating occupancy of data deficient mammalian species living in tropical rainforests: sun bears in the Kerinci Seblat region, Sumatra. *Biological Conservation*, v. 137, n. 1, p. 20–27, 2007.

LUBIN, Y. D.; MONTGOMERY, G. G. Defenses of Nasutitermes termites (Isoptera, Termitidae) against Tamandua anteaters (Edentata, Myrmecophagidae). *Biotropica*, p. 66-76, 1981.

MACHADO, R. B.; RAMOS NETO, M. B.; HARRIS, M. B.; LOURIVAL, R.; AGUIAR, L. M. S. Análise de lacunas de proteção da biodiversidade no Cerrado. In: Anais IV Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação. pp. 29-38. Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, Curitiba, Brasil, 2004.

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

MACKENZIE, D. I.; BAILEY, L. L. Assessing the fit of site occupancy models. *Journal of Agricultural, Biological and Environmental Statistics*, v. 9, n. 3, p. 300–318, 2004.

MACKENZIE, D. I.; ROYLE, J. A. Designing efficient occupancy studies: general advice and tips on allocation of survey effort. *Journal of Applied Ecology*, v. 42, p. 1105–1114, 2005.

MACKENZIE, D. L.; NICHOLS, J. D.; ROYLE, J. A.; POLLOCK, K. H.; BAILEY, L.L.; HINES, J. E. *Occupancy Estimation and Modeling – Inferring Patterns and Dynamics of Species Occurrence*, 1st Ed., Elsevier, EUA, 2006.

MARTINS, F. R. O método de quadrantes e a fitossociologia de uma floresta residual do interior do estado de São Paulo: Parque Estadual de Vaçununga. Tese de doutorado, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1979.

MCDONALD, R. I.; KAREIVA, P.; FORMAN, R. T. The implications of current and future urbanization for global protected areas and biodiversity conservation. *Biological Conservation*, v. 141, n. 6, p. 1695-1703, 2008

MCNAB, B. K. Physiological convergence amongst ant-eating and termite-eating mammals. *Journal of Zoology*, v. 203, n. 4, p. 485–510, 1984.

MEDRI, I. M.; MOURÃO G. Home range of giant anteaters (*Myrmecophaga tridactyla*) in the Pantanal wetland, Brazil. *Journal of Zoology*, v. 266, n. 4, p. 365–375, 2005.

METZGER, J.P. & RODRIGUES, R.R. Mapas-síntese de diretrizes para a conservação e restauração da biodiversidade no estado de São Paulo. Secretaria do Meio Ambiente, São Paulo, Brasil, p. 130-136, 2008.

MIRANDA, G. H. B. Ecologia e Conservação do Tamanduá-Bandeira *(Myrmecophaga tridactyla*, Linnaeus, 1758*)* no Parque Nacional das Emas. Tese de Doutorado, Universidade de Brasília, Brasília, 81p., 2004.

MIRANDA, F.; BERTASSONI, A.; ABBA, A. M. 2014. *Myrmecophaga tridactyla*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.3. Disponível em: <www.iucnredlist.org>. Acessado em: 02 de abril de 2015.

MITTERMEIER, R. A.; GIL, P. R.; HOFFMAN, M.; PILGRIM, J.; BROOKS, T.; MITTERMEIER, C. G.; LAMOREUX, J.; FONSECA, G. A. B. Hotspots revisited: Earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions. Mexico City, CEMEX, 2005.

MONTGOMERY, G. G.; LUBIN, Y. D. Prey influences on movements of Neotropical anteaters. In Proceedings of the 1975 predator symposium (Vol. 1). Missoula: Montana Forest and Conservation Experiment Station, University of Montana, 1977.

MOURÃO, G.; MEDRI, M. I. Activity of a specialized insectivorous mammal (*Myrmecophaga tridactyla*) in the Pantanal of Brazil. Journal of Zoology, v. 271, n. 2, p. 187–192, 2007.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; FONSECA, G. A. B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, v. 403, n. 6772, p. 853-858, 2000.

NAGENDRA, H.; ROCCHINI, D.; GHATE, R. Beyond parks as monoliths: spatially differentiating park-people relationships in the Tadoba Andhari Tiger Reserve in India. *Biological Conservation*, v. 143, n. 12, p. 2900–2908, 2010.

NICHOLSON, J. M.; VAN MANEN, F. T. Using occupancy models to determine mammalian responses to landscape changes. Integrative Zoology, v. 4, n. 2, p. 232-239, 2009.

NOON, B. R.; BAILEY, L. L.; SISK, T. D.; MCKELVEY, K. S. Efficient species-level monitoring at the landscape scale. *Conservation Biology*, v. 26, n. 3, p. 432–441, 2012.

O'CONNELL Jr., A. F.; TALANCY, N. W.; BAILEY, L. L.; SAUER, J. R.; COOK, R.; GILBERT, A. T. Estimating Site Occupancy and Detection Probability Parameters for Meso- and Large Mammals in a Coastal Ecosystem. *Journal of Wildlife Management*, v. 70, n. 6, p. 1625-1633, 2006.

REDFORD, K. H. Feeding and food preference in captive and wild giant anteaters (*Myrmecophaga tridactyla*). *Journal of Zoology*, v. 205, n. 4, p. 559-572, 1985.

RODRIGUES, F. H. G.; MEDRI, I. M.; MIRANDA, G. H. B.; CAMILO-ALVES, C.; MOURÃO, G. *Anteater behavior and ecology*. In: VIZCAÍNO, S.F., W. J. LOUGHRY (Eds.). The Biology of the Xenarthra. Gainesville: University Press of Florida, p. 257-268, 2008.

SANO, E. E.; ROSA, R.; BRITO, J. L. S.; FERREIRA, L. G. Mapeamento do uso do solo e cobertura vegetal do bioma cerrado: ano base 2002. MMA/SBF, Brasília, 2010.

SANTILLO, D. J.; LESLIE JR, D. M.; BROWN, P. W. Responses of small mammals and habitat to glyphosate application on clearcuts. *The Journal of Wildlife Management*, p. 164-172, 1989.

SHAW, J. H.; MACHADO-NETO, J.; CARTER, T. S. Behavior of free-living giant anteaters (*Myrmecophaga tridactyla*). *Biotropica*, v. 19, p. 255–259, 1987.

SHIDA, C. N.; PIVELLO, V. R. 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. *Boletim*, v. 49, p. 27-42, 2002.

SRBEK-ARAUJO, A. C.; CHIARELLO, A. G. Influence of camera-trap sampling design on mammal species capture rates and community structures in southeastern Brazil. *Biota Neotropica*, v. 13, n. 2, p. 51–62, 2013.

SUGUITURU, S. S.; SILVA, R. S.; SOUZA, D. R.; MUNHAE, C. B.; MORINI, M. S. C. Ant community richness and composition across a gradient from Eucalyptus plantations to secondary Atlantic Forest. *Biota Neotropica*, vol. 11, n. 1, p. 1–8, 2011.

SULLIVAN, T. P.; SULLIVAN, D. S. Vegetation management and ecosystem disturbance: impact of glyphosate herbicide on plant and animal diversity in terrestrial systems. *Environmental Reviews*, v. 11, n. 1, p. 37–59, 2003.

TILMAN, D.; FARGIONE, J.; WOLFF, B.; ANTONIO, C.; DOBSON, A.; HOWARTH, R.; SCHINDLER, D.; SCHLESINGER, W. H.; SIMBERLOFF, D.; SWACKHAMER, D. Forecasting agriculturally driven global environmental change. *Science*, v. 292, n. 5515, p. 281-284, 2001.

TIMO, T. P. C.; LYRA-JORGE, M. C.; GHELER-COSTA, C.; VERDADE, L. M. Effect of the plantation age on the use of Eucalyptus stands by medium to large-sized wild mammals in south-eastern Brazil. *iForest-Biogeosciences and Forestry*, v. 8, n. 2, p. 108-113, 2015.

TOBLER, M. W.; HARTLEY, A. Z.; CARRILLO-PERCASTEGUI, S. E.; POWELL, G. V. N. Spatiotemporal hierarchical modelling of species richness and occupancy using camera trap data. *Journal of Applied Ecology*, v. 52, n. 2, p. 413-421, 2015.

TOPPA, R. H. 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. 127p. 2004.

TROLLE, M.; KÉRY, M. Camera-trap study of ocelot and other secretive mammals in the northern Pantanal. *Mammalian*, v. 69, n. 3-4, p. 405-412, 2005.

VASCONCELOS, H. L. Respostas das formigas à fragmentação florestal. Série Técnica IPEF, v. 12, n. 32, p. 95-98, 1998.

VETTER, D.; HANSBAUER, M.; VÉGVÁRI, Z.; STORCH, I. Predictors of forest fragmentation sensitivity in Neotropical vertebrates: a quantitative review. *Ecography*, v. 34, n. 1, p. 1-8, 2011.

VICTOR, M. A. M. A devastação florestal. São Paulo: Sociedade Brasileira de Silvicultura, 47p., 1975.

VYNNE, C.; KEIM, J. L.; MACHADO, R. B.; MARINHO-FILHO, J.; SILVEIRA, L.; GROOM, M. J.; WASSER, S. K. Resource selection and its implications for wide-ranging mammals of the Brazilian Cerrado. *PloS One*, v. 6, n. 12, e28939, 2011.

WALTER, H. *Vegetação e zonas climáticas: tratado de ecologia global*. São Paulo, E.P.U. Ltda., 325p. 1986.

WITTEMYER, G.; ELSEN, P.; BEAN, W. T.; BURTON, C. O.; BRASHARES, J. S. Accelerated human population growth at protected area edges. *Science*, v. 321, n. 5885, p. 123–126, 2008.

WHITE, G. C.; BURNHAM, K. P. Program MARK: survival estimation from populations of marked animals. *Bird Study*, v. 46, Supplement 1, p. 120-138, 1999.

WHITTINGTON, J.; ST CLAIR, C. C.; MERCER, G. Spatial responses of wolves to roads and trails in mountain valleys. *Ecological Applications*, v. 15, p. 543–553, 2005.

ZIMBRES, B.; FURTADO, M. M.; JÁCOMO, A. T. A.; SILVEIRA, L.; SOLLMANN, R.; TORRES, N. M.; MACHADO, R. B.; MARINHO-FILHO, J. The impact of habitat fragmentation on the ecology of xenarthrans (Mammalia) in the Brazilian Cerrado. *Landscape Ecology*, v. 28, n. 2, p. 259-269, 2013.

<u>CAPÍTULO 3</u>: Impactos antrópicos em uma espécie bandeira do Cerrado: uso do tempo pelo tamanduá-bandeira no interior de São Paulo

RESUMO

É conhecido que várias espécies de mamíferos evitam áreas onde o homem está presente ou alteram suas atividades frente à intensidade dos distúrbios antrópicos na tentativa de evitar possíveis conflitos. Embora as principais causas de ameaça para o tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) estejam direta ou indiretamente associadas à presença humana, pouco é conhecido sobre o efeito direto da presença humana no uso do espaço e do tempo pelo tamanduá-bandeira. Assim, este estudo objetivou avaliar se a ocorrência dessa espécie na região de estudo é afetada pela presença humana, assim como quantificar a sobreposição do período de atividade entre ambas as espécies em diferentes níveis de perturbação antrópica e diferentes níveis de proteção presentes nas áreas de estudo. Os dados de presença e ausência provenientes de armadilhas fotográficas em três áreas de estudo no nordeste do Estado de São Paulo foram utilizados para as análises de ocorrência condicional entre duas espécies no programa MARK. Ainda, os padrões de atividade diários destas duas espécies foram quantificados a partir do método de densidade de Kernel e, por sua vez, o coeficiente de sobreposição temporal foi estimado ($0 \leq \widehat{\Delta} \leq 1$). A detecção do tamanduá-bandeira nos pontos onde apenas ele estava presente (p^{B}) foi igual à dos pontos onde ambos foram registrados (r^{BA}), que foi igual à dos pontos onde o tamanduá-bandeira foi registrado, mas o homem não (r^{Ba}; $p^{B} = r^{BA} = r^{Ba} = 0.24$). De maneira semelhante, a probabilidade de uso de pontos onde homem e tamanduá-bandeira eram presentes (ψ^{BA}) foi igual à de pontos onde apenas o tamanduá estava presente, mas o homem não (ψ^{Ba}; $\psi^{BA} = \psi^{Ba} = 0.50$). Estes resultados indicam que o uso do espaço pela espécie silvestre não foi influenciado pela presença humana, já que ambos ocorreram de maneira independente um do outro ($\varphi = 1$). No entanto, houve pequena sobreposição temporal entre as atividades de ambas as espécies ($\widehat{\Delta}_1 = 0.39$), visto que o homem teve seu pico de atividade durante o dia (8:00-17:00h), enquanto o tamanduá-bandeira foi mais ativo durante a noite (19:00-05:00h). A maioria dos poucos registros diurnos ocorreram no interior das áreas protegidas, onde as temperaturas são mais amenas e/ou a presença humana é menos frequente e intensa. Em outras áreas menos perturbadas, como no Parque Nacional da Serra da Canastra, foi registrado maior frequência de atividade diurna para o tamanduá-bandeira. Este estudo fornece as primeiras informações sobre as interações entre a espécie humana e uma espécie nativa da fauna brasileira. Os dados indicaram, portanto, que a presença humana direta no ponto

amostral não está influenciando o uso do mesmo ponto pelo tamanduá-bandeira. Este achado sugere que a falta de influência resulta em parte das características da paisagem de estudo (pressão de caça aparentemente baixa e uma razoável proporção de habitats nativos ainda presentes e protegidos) e do desenho amostral empregado (concentrado em áreas protegidas e nas suas zonas de amortecimento). Por outro lado, parte da explicação se deve provavelmente à baixa sobreposição nos períodos de atividades de ambas espécies. A atividade noturna, típica da espécie, estaria sendo ainda mais acentuada na área de estudo, que tem intensa presença humana. Os resultados não deixam de ser uma boa notícia para a conservação da espécie, mas é preciso estudos futuros em paisagens mais dominadas por monoculturas e/ou silviculturas e menos cobertas por vegetação nativa para determinar a aplicabilidade dos resultados em regiões ainda mais influenciadas pelo homem.

ABSTRACT

It is known that several species of mammals avoid areas where human is present or alter their activities in relation to the intensity of anthropogenic disturbances in attempt to avoid possible conflicts. Although the main causes of threat to the giant anteater (*Myrmecophaga tridactyla*) are directly or indirectly associated with human presence, little is known about direct effect of human presence in use of space and time of giant anteater. Thus, this study aimed to evaluate if the giant anteater occurrence has been affected by human presence in the study region, also to quantify temporal overlap between both two species on different levels of anthropogenic disturbance and different levels of protection among study areas. The presence and absence data collected by camera traps in three study areas were used to analysis conditional occurrence between two species in program MARK. Still, daily activity patterns of species were quantified from kernel density method, in turn, their overlap through the coefficient Δ ($0 \leq \widehat{\Delta} \leq 1$). Giant anteater detection in sites where only it is present (p^{B}) was equal to sites where human and giant anteater were recorded (r^{BA}), which was equal to sites where both were present, but human was not recorded (r^{Ba}; $p^{B} = r^{BA} = r^{Ba} = 0.24$). Similarly, use probability in sites where both two species were present (ψ^{BA}) was equal to sites where only giant anteater was present (ψ^{Ba}; $\psi^{BA} = \psi^{Ba} = 0.50$). These results suggest that giant anteater use were not influenced by human presence, since both species are occurring independently in space ($\varphi = 1$). However, there was a small temporal overlap between activities ($\widehat{\Delta}_1 = 0.39$), since human had its peak activity during the day (8:00-17:00h) while giant anteater had its activity intensively during the night (19:00-05:00h). The most records during daytime occurred within protected areas, where temperatures are mild and human disturbances are almost absent. In less disturbed areas, such as the Serra da Canastra National Park, it was recorded more daytime activity period for giant anteater. This study provides the first insights into human and a native species spatio-temporal interaction in Brazil. The data indicated, therefore, giant anteater is not influenced by direct human presence in same sites. This finding suggests that lack of influence results in part from the landscape features of study area (apparently low hunting pressure and a reasonable proportion of native habitats still present and protected) and the sampling design applied (focused on protected areas and their buffer zones). On the other hand, part of explanation is probably due to low overlap between activity periods of both two species. Nocturnal activity, typical of giant anteater, would be even more pronounced in the study area, which has intense human presence. The results are good news for conservation of species, but future studies are necessary in a landscape sorely dominated by monocultures and/or

commercial forestry and less covered by native vegetation to determine the applicability of results in regions more influenced by human.

1. INTRODUÇÃO

Durante o último século, a atividade humana tem provocado mudanças significativas na ocorrência e nos padrões de atividade de muitas espécies selvagens. Algumas dessas mudanças têm sido relacionadas com a expansão da atividade humana, como a superpopulação e o desenvolvimento urbano (RILEY et al., 2003; MARKOVCHICK-NICHOLLS et al., 2008). O crescimento populacional humano mundial vem tomando proporções exacerbadas e espera-se que, na próxima década, a população crescerá em 1 bilhão de pessoas (DESA, 2013). Esse crescimento vem associado à uma rápida destruição de habitat para implementação de grandes pastagens e monoculturas para produção de alimento, combustível e matéria-prima para indústrias de papel e celulose, além da expansão das redes de estradas e desenvolvimento de áreas urbanas (TILMAN et al., 2001; WITTEMYER et al., 2008; GARDNER et al., 2009; DEFRIES et al., 2010).

É conhecido que populações humanas, juntamente com a agricultura e pecuária, vêm crescendo no entorno de áreas protegidas, principalmente em países da América Latina (WITTEMYER et al., 2008), aproximando as populações de animais selvagens às áreas urbanas. Este fato tem tornado as espécies susceptíveis à exposição de muitos tipos de perturbações antrópicas, causando impactos negativos frequentes na biodiversidade, inclusive na extinção de várias espécies. Os impactos das atividades humanas são muitas vezes complexos e influenciam muitos aspectos ecológicos e comportamentais dos animais selvagens, tais como uso espacial e padrão de atividade (OHASHI et al., 2013).

Assim, as espécies podem adotar padrões espaciais e comportamentos de atividade de acordo com o tipo da perturbação, seja ela a caça impactando diretamente na diminuição das populações silvestres ou a presença humana no mesmo local provocando alterações comportamentais das espécies (foge ou evita de se expor ao homem). Para muitas espécies, uma proporção considerável da mortalidade é afetada por atividades de caça (NORES et al. 2008; THEUERKAUF; ROUYN, 2008). Além disso, o estresse e o medo causado pela caça podem levar à modificação do uso espacial (GRIGNOLIO et al., 2011; OHASHI et al., 2013), comportamento (DE BOER et al., 2004), seleção de habitat (TOLON et al., 2009; 2012; SAD'D et al., 2012) e padrões de atividade (LIMA; BEDNEKOFF, 1999, OHASHI et al., 2013) das populações caçadas. Por outro lado, a perturbação resultante das atividades humanas diárias relacionadas com a agricultura e o transporte de pessoas ou cargas nos arredores de áreas protegidas podem ter potencial para causar efeitos consideráveis sobre a vida selvagem. Muitos estudos têm observado respostas comportamentais (LI et al., 2011; SIBBALD et al., 2011;

CARTER, et al., 2012; OHASHI et al., 2013) devido ao encontro com seres humanos. Estes distúrbios humanos relacionados apenas à presença têm sido associados, principalmente, a redução do sucesso reprodutivo (PHILLIPS; ALLDREDGE, 2000), que pode induzir o declínio da população a longo prazo (FRENCH et al., 2011). No entanto, pouca informação de alterações no padrão de uso do espaço e de atividade tem sido reportada frente a essas perturbações para espécies crípticas, como o tamanduá-bandeira.

A pressão de caça, incidência de queimadas em áreas agropastoris no manejo da cana-de-açúcar, atropelamentos e predação pelo cachorro doméstico estão totalmente vinculados à presença humana e são consideradas as principais ameaças de extinção do tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*; MIRANDA et al., 2014). De acordo com a Lista Vermelha da IUCN (MIRANDA et al., 2014), o tamanduá-bandeira está listado como ameaçado de extinção em praticamente todas as listas vermelhas nacionais e regionais na categoria "vulnerável", inclusive no Estado de São Paulo (MIRANDA et al., 2014). É uma espécie que ocupa uma diversidade de habitats, desde campos limpos, cerrados, florestas, até campos com plantações a diferentes altitudes. O uso de habitats pelo tamanduá-bandeira tem sido reportado como amplamente relacionado com a temperatura ambiental, pois apresenta atividades diurnas e noturnas como parte de um comportamento de termorregulação, evitando as horas mais quentes e mais frias do dia (CAMILO-ALVES; MORÃO, 2006; MOURÃO; MEDRI, 2007). Por outro lado, esses estudos foram realizados no Pantanal, onde as perturbações antrópicas são menores do que em áreas protegidas próximas às civilizações e às extensas áreas de agricultura. O padrão de atividade da espécie, em uma região com forte pressão antrópica como o nordeste do Estado de São Paulo, pode estar sendo influenciado por adaptações fisiológicas, mas também por perturbações causadas pelo homem. No entanto, embora seja conhecido que as principais causas do declínio populacional do tamanduá-bandeira estão associadas ao homem, nenhum estudo foi feito até o momento para investigar se a presença humana (pessoas e veículos) está influenciando o uso do espaço e do tempo pela espécie.

Nos últimos anos, armadilhas fotográficas se tornaram ferramentas importantes para avaliar a ocorrência de espécies no espaço, assim como os seus horários de atividades, visto que também fornecem informações de data e hora de cada registro, facilitando assim o estudo dos padrões de atividade, especialmente para espécies crípticas (CARBONE et al., 2001; O'BRIEN et al., 2003; DI BIETTI et al., 2006; VINE et al., 2009). Os dados de presença e ausência coletados das espécies pelas câmeras permitem estimar a co-ocorrência condicional entre duas espécies (MACKENZIE et al., 2004; RICHMOND, et al., 2010), sejam elas competidoras (BAILEY, et al., 2009), presa-predador (FOSTER, et al., 2013), nativa-invasora

(OLIVEIRA-SANTOS et al., 2011) ou nativa-homem (TOLON, et al., 2011; CARTER et al., 2012). Os dados relativos à atividade baseados em armadilhas fotográficas provavelmente oferecem uma melhor aproximação dos padrões de atividade no nível populacional do que no nível individual, como os métodos baseados em telemetria (BRIDGES et al., 2004). Recentemente, Ridout e Linkie (2009) desenvolveram uma metodologia estatística para estimar a sobreposição de atividade diária entre espécies de felinos simpátricos usando dados da armadilha fotográfica, incluindo uma medida de precisão do valor estimado de sobreposição. Ainda, essa abordagem permite quantificar a sobreposição temporal entre pares de padrões de atividade, como presas e predadores (WECKEL et al., 2006; FOSTER et al., 2013), machos e fêmeas (DI BITETTI et al., 2006,), espécies nativas e exóticas (GERBER et al., 2012; FARRIS et al., 2015) e fauna nativa e distúrbios humanos (VAN DYKE et al., 1986; KITCHEN et al., 2000; CARTER et al., 2012).

A informação empírica e quantitativa sobre a capacidade e os mecanismos para a vida selvagem co-ocorrer com os humanos em uma fina escala espacial está faltando. Tal informação é urgentemente necessária, porque o crescimento populacional e a pressão humana sobre as áreas protegidas, como por exemplo a coleta de recursos naturais e a caça, embora ilícita, aumentaram enormemente (WITTEMYER et al., 2008; WESTERN et al., 2009) e estão forçando as populações humanas e a fauna a compartilhar o mesmo espaço. Essa falta de estudos que avaliem a presença do homem interferindo na vida selvagem dentro de áreas protegidas e nos arredores destas é preocupante, pois se essas espécies estão se sobrepondo espacialmente e temporalmente, há grande potencial de riscos para a fauna, incluindo extinção local de espécies nativas. Por isso, estudos devem enfocar nas interações entre homem e vida selvagem levando em consideração dimensões espaciais e temporais, podendo fornecer informações importantes para a tomada de decisão de estratégias de manejo nas áreas protegidas. Isto é particularmente importante para as áreas de entorno, onde a presença humana é ainda mais acentuada e fauna nativa também está presente (Capítulo 1 e 2 desta tese; DOTTA; VERDADE, 2011; PAOLINO et al., 2016 *in press*).

2. OBJETIVOS E HIPÓTESES

O objetivo deste estudo foi examinar o efeito dos seres humanos sobre o uso do espaço e o padrão de atividade do tamanduá-bandeira, usando armadilhas fotográficas para coleta dos dados. A hipótese espacial é que a detecção e ocorrência do tamanduá-bandeira é menor nos locais onde a atividade humana está presente e foi detectada. A partir de um resultado de possível co-ocorrência entre ambos, o objetivo foi comparar se o tamanduá-bandeira altera suas atividades em relação ao ponto de instalação da armadilha fotográfica (interior ou entorno) ou à presença de distúrbios humanos, como o registro de pessoas, veículos automotivos ou movimentação de maquinários pelas estradas (registros de fotos pelas câmeras). Como o tamanduá-bandeira deve exibir o seu comportamento natural quando menos perturbado (ausência humana ou menor intensidade do distúrbio), a atividade diurna pode aumentar quando a espécie estiver exposta a uma perturbação menor e de curto prazo. Em outras palavras, a espécie pode antecipar seu horário de atividade em áreas com maior nível de proteção e menor intensidade do distúrbio, assim como pode atrasar seu horário de atividade em áreas com alta perturbação antrópica, como a matriz de entorno das áreas protegidas. Uma vez que a intensidade de perturbação será provavelmente mais elevada nas áreas de entorno, visto o grande fluxo de pessoas e veículos ao longo do dia nestas áreas, qualquer efeito de perturbação humana deve ser maior nessas áreas de entorno e conforme aumenta a magnitude da perturbação humana.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Área de estudo

As amostragens foram conduzidas em três áreas localizadas na região nordeste do Estado de São Paulo (Figura 1): A Área 1 (‘controle’) inclui a Estação Ecológica de Jataí (EEJ), uma unidade de conservação (UC), a qual é o maior e mais protegido remanescente de Cerrado em São Paulo (9013 ha), a área vizinha da Estação Experimental de Luiz Antônio (EExLA; 2009 ha; Figura 1) e seu respectivo entorno (buffer de 5 km a partir dos limites das áreas protegidas). A área 2, Fazenda Cara Preta (FCP; 4546 ha), é composta principalmente por Áreas de Preservação Permanente (APPs) pertencentes à empresa de papel e celulose International Paper Ltda., juntamente com seu respectivo entorno. A área 3 inclui duas propriedades e seus entornos: a Fazenda Dois Córregos (FDC), uma área protegida privada pertencente à mesma empresa, com 2017 ha de Reserva Legal (RL); e a Floresta Estadual de Cajuru (FEC), uma UC de uso sustentável (plantações de Pinus para produção de resina) com 2081 ha (Figura 1). A FDC e a FEC foram consideradas como uma única área devido à sua proximidade. Todas as áreas são compostas por vegetação nativa aberta, como campos sujos e cerrado *sensu stricto*, e vegetação nativa fechada, como cerradão e floresta semidecídua (TOPPA, 2004) cercadas por extensas áreas de monoculturas de cana de açúcar e silvicultura (SHIDA; PIVELLO, 2002). O clima da região é o tropical savânico (típico de zonobioma II, segundo WALTER, 1986) com uma estação anual seca (abril a setembro) e uma chuvosa (outubro a março) (KLINK; MACHADO, 2005).

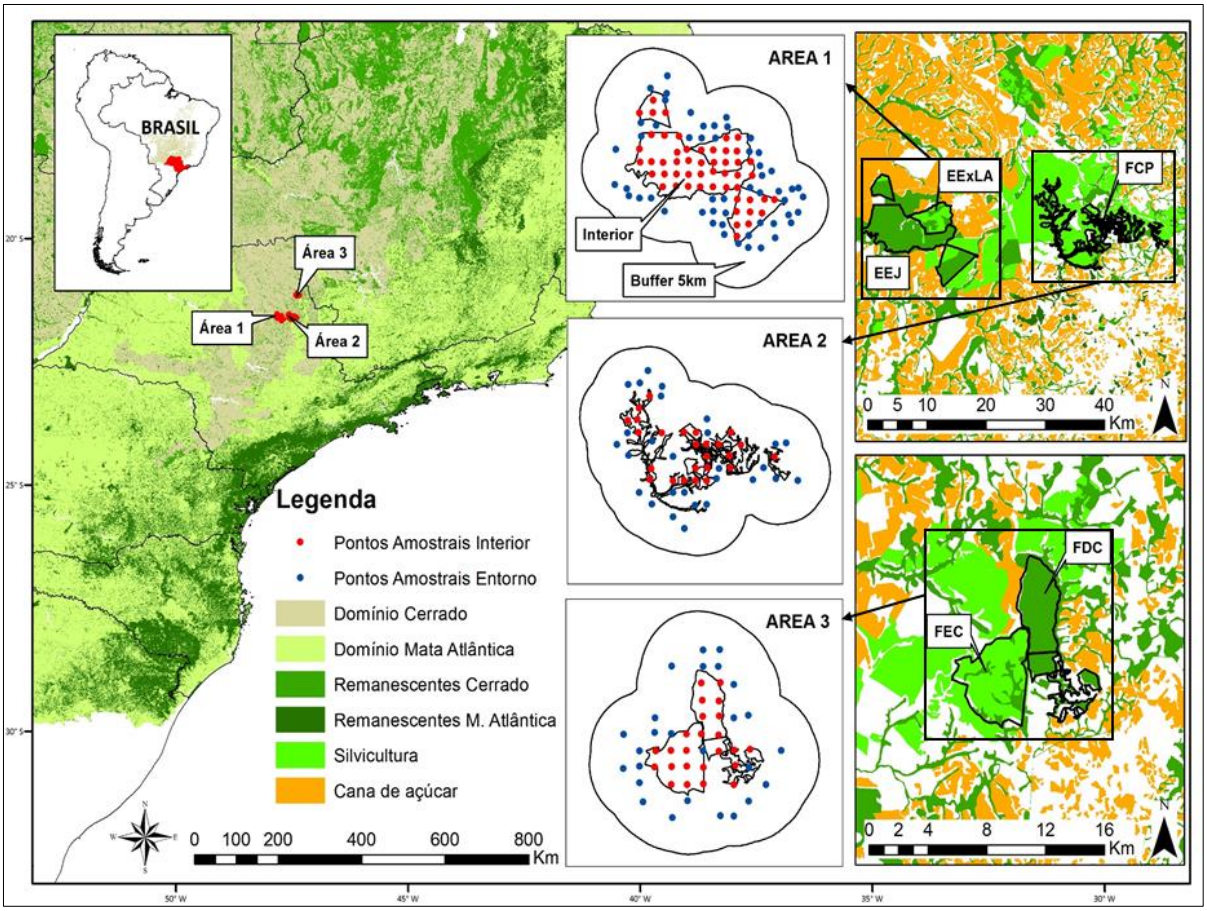

Figura 1 – Localização das três áreas de estudo no nordeste do estado de São Paulo, Brasil: Área 1 – Estação Ecológica de Jataí (EEJ), Estação Experimental de Luiz Antônio (EExLA) e seus entornos (5 km a partir do perímetro das áreas de interior); Área 2 – Fazenda Cara Preta (FCP) e seu entorno; Área 3 – Fazenda Dois Córregos (FDC), Floresta Estadual de Cajuru (FEC) e seus entornos. O mapa de uso e cobertura da paisagem (1:20000) é ilustrado para todas as áreas de estudo com a localização dos pontos amostrais. Base cartográfica: Instituto Florestal de São Paulo e IBGE (2008). Projeção: UTM. Datum: SIRGAS 2000.

3.2. Armadilhamento fotográfico e coleta de dados

A partir de um grid de células com 200 ha cada, o ponto central de cada uma foi considerado um potencial ponto de amostragem. Todos os pontos no interior das áreas protegidas foram amostrados em cada área de estudo (Figura 1) e um número similar de pontos foi randomicamente selecionado para as áreas de entorno (buffer de 5 km) visto que elas foram bem maiores que as áreas de interior (Figura 1). Portanto, o esforço amostral (6240 armadilhas-dia; n = 208 pontos amostrais; Tabela 1) foi igualmente dividido entre interior (3030 armadilhas-dia; n = 101 pontos amostrais) e entorno (3120 armadilhas-dia; n = 107 pontos amostrais), além de ter sido dividido proporcionalmente aos tamanhos das áreas de estudo (Tabela 1).

Tabela 1 – Cronograma de amostragem das três áreas de estudo nas estações seca de 2013 e 2014 (meses indicados pelas iniciais – abril a setembro). Cada ponto amostral abrigou uma armadilha-fotográfica durante 30 dias. Metade dos pontos amostrais foi distribuído na área do interior das áreas protegidas e a outra metade na paisagem de entorno. Áreas de estudo: Área 1 - Estação Ecológica de Jataí (EEJ), Estação Experimental de Luiz Antônio (EExLA) e seus entornos; Área 2 - Fazenda Cara Preta (FCP) e seu entorno; Área 3 - Fazenda Dois Córregos (FDC), Floresta Estadual de Cajuru (FEC) e seus entornos. A EEJ e a EExLA assim como a FDC junto com a FEC foram amostradas em conjunto visto que as áreas são contíguas (veja Figura 1).

Ano	Áreas de estudo	Local	Área (ha)	Número de pontos amostrais / 30 dias							Esforço amostral (armadilhas-dia)
				A	M	J	J	A	S	Total	
2013	Área 1	Interior	11021.91	9	9	9	9	8	9	53	1590
		Entorno	39722.13	9	9	8	8	10	8	52	1560
2014	Área 2	Interior	4546.32	4	4	5	4	5	3	25	750
		Entorno	47365.36	5	5	4	5	4	5	28	840
2014	Área 3	Interior	4098.55	4	4	4	6	4	2	24	720
		Entorno	26133.49	5	5	5	3	6	2	26	780
Total			**132887.76**							**208**	**6240**

As armadilhas fotográficas foram colocadas em cada ponto amostral e programadas para registrar continuamente (24 $h.d^{-1}$) durante 30 dias consecutivos na estação seca. Quando as câmeras não puderam ser instaladas nas localizações originais, devido ao acesso restrito, elas foram movidas para o local acessível mais próximo dentro de um raio de 100m. Devido ao número limitado de equipamentos (18 Reconyx HC500 HyperFire®), as áreas de estudo foram amostradas em dois anos consecutivos. A maior e mais protegida área de estudo (Área 1) foi amostrada de abril a setembro de 2013, enquanto as outras duas áreas foram amostradas durante os mesmos meses em 2014. A amostragem foi restrita para a estação seca para satisfazer o pressuposto de que a ocupação não é alterada durante o período de amostragem nos modelos *single-season* (Mackenzie et al. 2006; Capítulo 2).

3.3. Análise dos dados

3.3.1. Co-ocorrência entre tamanduá-bandeira e presença humana

Os padrões de co-ocorrência de duas ou mais espécies podem ser investigados por meio de uma extensão dos modelos de ocupação apresentados no capítulo anterior (capítulo 2). Logo, para que estes modelos de co-ocorrência gerem estatísticas válidas, as mesmas premissas de ocupação devem ser mantidas (MACKENZIE et al., 2006). No entanto, problemas de falta de convergência numérica durante a modelagem têm limitando sua utilização (MACKENZIE et al., 2004; 2006). Com isso, Richmond et al. (2010) propuseram uma nova parametrização que se mostrou bastante estável. Considerando um cenário hipotético com duas espécies (A e B), todos os parâmetros relativos à espécie B (espécie subordinada) ficam agora condicionados à

presença ou ausência da espécie A (dominante). Assim, a nova parametrização ficou definida da seguinte forma: probabilidade de ocupação da espécie dominante A (ψ^{A}); probabilidade de ocupação de B, dado que A está ausente (ψ^{Ba}); probabilidade de ocupação da espécie subordinada B, dado que a espécie A está presente (ψ^{BA}); probabilidade de detecção de A, dado que B está ausente (p^{A}); probabilidade de detecção de B, dado que A está ausente (p^{B}); probabilidade de detecção de A, dado que ambas as espécies estão presentes (r^{A}); probabilidade de detecção de B, dado que ambas estão presentes e A é detectada (r^{BA}); probabilidade de detecção de B, dado ambas estão presentes e A não é detectada (r^{Ba}). No contexto deste estudo, fica evidente que o homem é a espécie dominante, enquanto o tamanduá-bandeira é considerado a espécie subordinada.

A partir destes conceitos, o padrão de ocorrência do homem e do tamanduá-bandeira foi investigado a partir da abordagem "modelos de ocupação condicional para duas espécies" (*two-species conditional occupancy estimation*) no programa MARK (WHITE & BURNHAM, 1999; RICHMOND et al., 2010). A modelagem partiu de um modelo que continha alguns parâmetros forçados a serem estimados iguais ($\psi^{A} \neq \psi^{BA} = \psi^{Ba}$; $p^{A} = r^{A}$; $p^{B} = r^{BA} = r^{Ba}$), os quais denotam que a detecção e/ou a ocupação pelo tamanduá-bandeira não são afetados pela presença e/ou detecção do homem. Outras combinações possíveis dos parâmetros foram feitas até o modelo competitivo que estima individualmente todos os diferentes parâmetros de detecção e ocupação de ambas espécies (hipótese de que a detecção e/ou ocupação do tamanduá-bandeira é influenciada pela presença do homem, $\psi^{A} \neq \psi^{BA} \neq \psi^{Ba}$; $p^{A} = r^{A}$; $p^{B} \neq r^{BA} \neq r^{Ba}$). Esses modelos foram classificados e selecionados com base no critério de informação de Akaike ajustado para amostras pequenas (AICc; ANDERSON; BURNHAM, 1999). Embora a abordagem permita a inclusão de covariáveis, elas não foram testadas neste capítulo, visto que já foram avaliadas no capítulo anterior de ocupação, na tentativa de evitar estimativas de um número excessivo de parâmetros (*overparameterization*) (DONOVAN; HINES, 2007).

Ainda, cada modelo gerado possui um importante parâmetro derivado, denominado "fator de interação das espécies" ou φ (SIF, *species interaction factor*). Ele é definido como uma medida do quão provável as espécies podem co-ocorrer se comparado com o que seria esperado caso elas estivessem distribuídas independentemente. Assim, se $\varphi = 1$, as espécies ocorrem independentemente; se $\varphi > 1$, as espécies co-ocorrem com maior frequência que o esperado de uma distribuição independente e, por fim, se $\varphi < 1$, as espécies co-ocorrem com menor frequência que o esperado de uma distribuição independente (MACKENZIE et al., 2004; 2006; RICHMOND et al., 2010). Portanto, uma ocupação independente pode sugerir que a espécie dominante não está afetando na ocupação da espécie subordinada. Caso contrário, se as

probabilidades de ocupação das duas espécies se mostrarem não independentes, assume-se que estas duas espécies estão coexistindo no espaço, e a presença humana pode estar sendo negativa ao tamanduá-bandeira quando o $\varphi < 1$.

3.3.2. Período de Atividade

O período de atividade do tamanduá-bandeira e do homem (pessoas a pé, veículos ou maquinários) foi quantificado considerando todas as fotografias de ambos em cada ponto amostral por área de estudo (interior e entorno) durante os meses de abril a setembro de 2013 e 2014. As fotografias tiradas em sequência contínua do mesmo indivíduo/grupo ou com intervalos entre as fotografias menores que trinta minutos foram descartadas e apenas o primeiro registro foi considerado, na tentativa de minimizar a falta de independência entre fotografias consecutivas (LINKIE; RIDOUT, 2011). No caso da espécie humana, como é possível a identificação individual, todos os registros foram considerados quando indivíduos diferentes eram detectados, independente do intervalo entre os registros. Foram considerados três tipos diferentes de registros de presença humana: pessoas a pé, a cavalo ou de bicicleta (categoria leve); veículos de pequeno porte ou motocicletas (categoria moderado); e caminhões e tratores (categoria pesado). Para cada fotografia, foram anotados o tipo do registro (tamanduá-bandeira ou tipo de presença humana), localização, data e hora.

A fim de avaliar se a presença humana influenciou o padrão de atividade do tamanduá-bandeira, a hora de cada registro de atividade (tomada pelas armadilhas fotográficas) foi transformada em hora solar (baseado nas horas do nascer e do pôr do sol em cada área de estudo) para ajustar o tempo real do dia para o ciclo diário de cada espécie (RIDOUT; LINKIE, 2009; LINKIE; RIDOUT, 2011) e, em seguida, transformadas em radianos. As atividades humanas e do tamanduá-bandeira foram categorizadas em diurna (atividade predominantemente entre 1 h após o nascer do sol e 1 h antes do pôr do sol), noturno (atividade predominantemente entre 1 h após o pôr do sol e 1 h antes do nascer do sol) e crepuscular (atividade ocorreu 1 h antes e depois do nascer e pôr do sol). O momento exato do nascer e pôr do sol foi determinado pelo software Tropsolar 5.0, o qual usou hora do dia, data e coordenadas de cada área de estudo (CABÚS, 2015). O tempo aproximado do nascer e do pôr do sol em todas as áreas durante a amostragem foi 06:00 e 18:00, respectivamente.

Em uma primeira abordagem, foi estimado um período de atividade geral para o tamanduá-bandeira, agrupando o número total de registros coletados durante toda a amostragem. Porém, visto que cada área foi amostrada em diferentes períodos (ou seja, anos) e

são áreas amostrais com diferentes níveis de proteção, o padrão de atividade do tamanduá-bandeira foi estimado também para cada área de estudo separadamente.

Em uma segunda abordagem, medidas de sobreposição foram calculadas a partir de duas distribuições estimadas: 1) a atividade do tamanduá-bandeira entre as diferentes áreas de estudo (Área 1 x Área 2, Área 1 x Área 3, Área 2 x Área 3); 2) a atividade do tamanduá-bandeira entre interior e entorno (todos os registros das áreas de estudo agrupados e divididos entre as duas categorias); 3) a atividade geral (todas as áreas de estudo) do tamanduá-bandeira e da presença humana, independentemente do tipo de registro; 4) a atividade do tamanduá-bandeira perante os três diferentes tipos de registros de presença humana para cada área de estudo; e 5) entre a atividade do tamanduá-bandeira em pontos amostrais onde a presença humana foi ou não detectada.

Assim, o padrão de atividade de cada espécie foi estimado a partir da densidade de Kernel (isto é, a densidade de atividade), um método não paramétrico para avaliar a função da probabilidade de densidade de uma variável aleatória (WORTON 1989). O coeficiente de sobreposição ("*coefficient of overlapping*") mais adequado ($\widehat{\Delta}$), que pode variar de 0 (ausência de sobreposição) a 1 (sobreposição completa), foi calculado entre o tamanduá-bandeira e os tipos de registros de presença humana e foi utilizado para quantificar a diferença nos padrões das duas espécies focais (CLEMONS; BRADLEY, 2000; RIDOUT; LINKIE, 2009). O estimador $\widehat{\Delta}_1$ é utilizado quando o número de registos independentes da menor amostra for inferior a 50. Caso contrário (>75 fotografias), é utilizado o $\widehat{\Delta}_4$ (RIDOUT; LINKIE, 2009; MEREDITH; RIDOUT, 2014). Os intervalos de confiança de 95% foram calculados para $\widehat{\Delta}$ a partir de 10000 aleatorização das amostras, como sugerido por Meredith e Ridout (2014). As análises estatísticas foram incorporadas no programa R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2012).

Para finalizar, o teste G para amostras independentes foi usado para testar associação das frequências de registro entre os três períodos de atividade (diurno, noturno e crepuscular), entre as áreas de estudo, assim como entre o local de instalação da armadilha fotográfica (interior e entorno). A presença de associação significativa pode ser interpretada como sugestiva de que o tamanduá-bandeira e o homem alteram o seu horário de atividade em relação às áreas de estudo e ao grau de proteção do local amostrado.

4. RESULTADOS

A partir de um esforço amostral de 6240 armadilhas/dia, 174 registros independentes foram obtidos para o tamanduá-bandeira e 1406 registros de humanos. No entanto, esses registros variaram entre as áreas de estudo, entre o tipo de local onde a armadilha fotográfica estava instalada (interior e entorno) e entre os diferentes tipos de registros humanos (leve, moderado ou pesado; Tabela 2). A maior quantidade de detecções para o tamanduá-bandeira foi no interior da Área 1 (42 registros), enquanto que a espécie humana foi mais detectada no entorno da mesma área de estudo (1100 registros), principalmente pela presença de máquinas agrícolas pesadas, como caminhões e tratores (481 registros; Tabela 2). No entanto, ao considerar os tipos de registro humano entre todas as áreas de estudo, a presença de veículos automotivos comuns como carros e motos predominou, sendo superior nas áreas de entorno (538 registros) do que nas áreas de interior (177 registros) (Tabela 2).

Tabela 2 – Número de registros por armadilhas fotográficas de tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) e de presença humana (*Homo sapiens*). A presença humana foi dividida em três diferentes tipos de registros: leve – pessoas a pé, a cavalo ou bicicleta; moderado – carros e motocicletas; pesado – maquinários de grande porte, como tratores e caminhões.

Espécie	**Tipo de registro**	**Área de estudos**						**Total**
		Área 1		**Área 2**		**Área 3**		
		Interior	**Entorno**	**Interior**	**Entorno**	**Interior**	**Entorno**	
Tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*)	-	42	32	31	8	44	17	174
Homem (*Homo sapiens*)	Leve	7	69	20	17	1	12	126
	Moderado	88	450	23	17	66	71	715
	Pesado	5	481	1	48	4	26	565
Total de registros da espécie nativa		**74**		**39**		**61**		**174**
Total de registros da presença humana		**1100**		**126**		**180**		**1406**

Considerando todas as áreas de estudo, dos 84 pontos amostrais onde o tamanduá-bandeira foi registrado, em 51 deles (60%) ocorreu apenas sua presença, sem nenhuma detecção do homem pelas armadilhas fotográficas, principalmente nas áreas de entorno. Por outro lado, em 33 dos 84 pontos com detecção de tamanduá-bandeira (40%), também houve detecção de presença humana, sendo metade deles no interior (17) e metade deles no entono (16). No entanto, ao comparar essa sobreposição por área de estudo, ela aconteceu principalmente nas áreas de entorno das Áreas 1 e 3, enquanto na Área 2, 75% dos pontos amostrais em que ambos foram registrados estavam localizados no interior.

O melhor modelo ranqueado das análises de co-ocorrência, confirmou que a detecção ($p^{B} = r^{BA} = r^{Ba} = 0.24$) e a ocupação ($\psi^{BA} = \psi^{Ba} = 0.50$) pelo tamanduá-bandeira não foram

afetadas pela presença e/ou detecção do homem (Tabela 3), com ambas ocorrendo de maneira independente uma da outra ($\varphi = 1$). O segundo melhor modelo ranqueado (Tabela 3) evidencia, entretanto, um fraco efeito positivo do homem na detecção do tamanduá-bandeira (p=0.22 sem presença humana e p=0.27 com a presença humana), independentemente se o homem foi ou não detectado pela armadilha fotográfica ($r^{BA} = r^{Ba}$). O terceiro e o quarto modelo detém juntos 30% do peso dos modelos, apresentando diferenças na ocupação quando o homem está presente (terceiro modelo) e na detecção quando o homem está ausente ou presente, sendo detectado ou não pelas armadilhas (quarto modelo; Tabela 3). No entanto, as estimativas dos efeitos são fracas, pois incluem o zero nos seus intervalos de confiança.

Tabela 3 - Resultado da seleção de modelos das análises de co-ocorrência entre o tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) e o homem, consistindo da probabilidade de uso (ψ) e detecção (p) de ambas as espécies nas três áreas de estudo no nordeste do Estado de São Paulo, Brasil. Todos os parâmetros foram modelados sem função de covariáveis. ψ^{A}: probabilidade de ocupação da espécie dominante A; ψ^{Ba}: probabilidade de ocupação de B, dado que A está ausente; ψ^{BA}: probabilidade de ocupação da espécie subordinada B, dado que a espécie A está presente; p^{A}: probabilidade de detecção de A, dado que B está ausente; p^{B}: probabilidade de detecção de B, dado que A está ausente; r^{A}: probabilidade de detecção de A, dado que ambas as espécies estão presentes; r^{BA}: probabilidade de detecção de B, dado que ambas estão presentes e A é detectada; r^{Ba}: probabilidade de detecção de B, dado ambas estão presentes e A não é detectada. O sinal de igualdade (=) significa que os parâmetros estimados são iguais. Os parâmetros ψ^{A}, p^{A} e r^{A} são mantidos iguais em todos os modelos, visto que são referentes ao homem e não houve interesse em modelá-los. As hipóteses de cada modelo seguem no rodapé da tabela.

Modelos	AICc	ΔAICc	Peso AICc	Parâmetros	Deviance
[1]ψA(.), ψBa(.) = ψBA(.), rA(.) = *p* A(.), *p* B(.) = rBa(.) = rBA(.)	1777.70	0.00	0.34	4	1769.50
[2]ψA(.), ψBa(.) = ψBA(.), rA(.) = *p* A(.), *p* B(.), rBa(.) = rBA(.)	1778.24	0.54	0.26	5	1767.94
[3]ψA(.), ψBa(.), ψBA(.), rA(.) = *p* A(.), *p* B(.) = rBa(.) = rBA(.)	1779.34	1.64	0.15	5	1769.05
[4]ψA(.), ψBa(.) = ψBA(.), rA(.) = *p* A(.), *p* B(.), rBa(.), rBA(.)	1779.64	1.93	0.13	6	1767.22
[5]ψA(.), ψBa(.), ψBA(.), rA(.) = *p* A(.), *p* B(.), rBa(.) = rBA(.)	1780.34	2.64	0.09	6	1767.93
[6]ψA(.), ψBa(.), ψBA(.), rA(.) = *p* A(.), *p* B(.), rBa(.), rBA(.)	1781.77	4.06	0.04	7	1767.21

[1]Hipótese: a ocupação do tamanduá-bandeira é igual quando o homem está ausente ou presente [ψBa(.) = ψBA(.)], assim como sua detecção é igual quando o homem está ausente ou presente, sendo detectado ou não [pB(.) = rBa(.) = rBA(.)].

[2]Hipótese: mesma hipótese de ocupação do primeiro modelo, enquanto a detecção do tamanduá-bandeira é diferente quando o homem está ausente ou presente, mas independe se ele foi detectado ou não [pB(.) ≠ rBa(.) = rBA(.)].

[3]Hipótese: a ocupação do tamanduá-bandeira é diferente quando o homem está ausente ou presente [ψBa(.) ≠ ψBA(.)], enquanto a hipótese de detecção é igual do primeiro modelo.

[4]Hipótese: mesma hipótese de ocupação do primeiro modelo, enquanto a detecção do tamanduá-bandeira é diferente quando o homem está ausente ou presente, e depende se ele foi detectado ou não [pB(.) ≠ rBa(.) ≠ rBA(.)].

[5]Hipótese: mesma hipótese de ocupação do terceiro modelo e mesma hipótese de detecção do segundo modelo.

[6]Hipótese: mesma hipótese de ocupação do terceiro modelo e mesma hipótese de detecção do quarto modelo.

O tamanduá-bandeira exibiu o mesmo padrão em todas as áreas de estudo, sendo predominantemente noturno em todas elas (51% das observações da Área 1, 82% da Área 2 e 67% da Área 3), com pequenas diferenças no período de atividade entre as áreas 1, 2 e 3. As curvas de densidade para cada área de estudo foram analisadas em combinação e apresentaram

um coeficiente de sobreposição estimado superior a 0.65 (Figura 2), sendo o menor deles entre as áreas 1 e 2 (0.67). Já as Áreas 1 e 3 se mostraram bastante semelhantes quanto ao horário de atividade do tamanduá-bandeira, com uma sobreposição maior que 80%. Essa semelhança pode ser devido ao fato da Área 3 apresentar um grande e único bloco de cerrado nativo (2000ha) associado à uma unidade de conservação de uso sustentável, assim como na Área 1 (EEJ associado à EExLA), diferindo da Área 2, formada basicamente por APPs bastante recortadas imersas numa paisagem fortemente dominada por silvicultura de eucalipto (Preambulo). Esses resultados indicam que é aceitável combinar os dados de todas as áreas de estudo, visto que não foram observadas muitas diferenças no padrão de atividade.

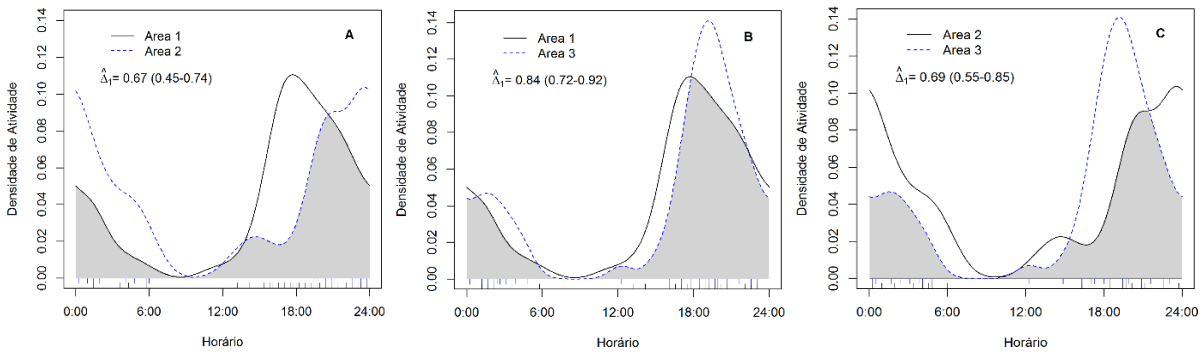

Figura 2 – Estimativas dos padrões de atividade diário do tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) entre as três diferentes áreas de estudo combinadas duas a duas. A = Área 1 (Estação Ecológica de Jataí – EEJ, Estação Experimental de Luiz Antônio – EExLA – e seus entornos) e Área 2 (Fazenda Cara Preta – FCP – e respectivo entorno); B = Área 1 e Área 3 (Fazenda Dois Córregos – FDC, Floresta Estadual de Cajuru – FEC – e entornos); C = Área 2 e Área 3. As linhas verticais curtas acima do eixo x indicam as horas dos registros individuais. O coeficiente de sobreposição é a área sob o mínimo de duas estimativas de densidade, como indicado pela área sombreada em cada gráfico. A estimativa de sobreposição ($\hat{\Delta}_1$) é indicada em cada gráfico, com intervalo de confiança de 95% entre parênteses.

Os estimadores de densidade de Kernel $\hat{\Delta}_1$ e $\hat{\Delta}_4$ forneceram valores numéricos semelhantes e, por questões de brevidade, os resultados são relatados somente para o estimador $\hat{\Delta}_1$. Os resultados mostram que o tamanduá-bandeira não alterou seu período de atividade (predominantemente noturno) entre pontos que estavam localizados dentro das áreas protegidas e aqueles na matriz antropizada, ocorrendo grande área de sobreposição entre as duas curvas (Figura 3). No entanto, nota-se que a frequência de registros diurnos aconteceu predominantemente no interior (19 registros - 90% das observações diurnas; Figura 4 e Anexo) comparado com os dois únicos registros nas áreas de entorno (10%), sugerindo que a espécie pode estar iniciando suas atividades mais cedo em áreas nativas mais protegidas e menos perturbadas (Figura 3).

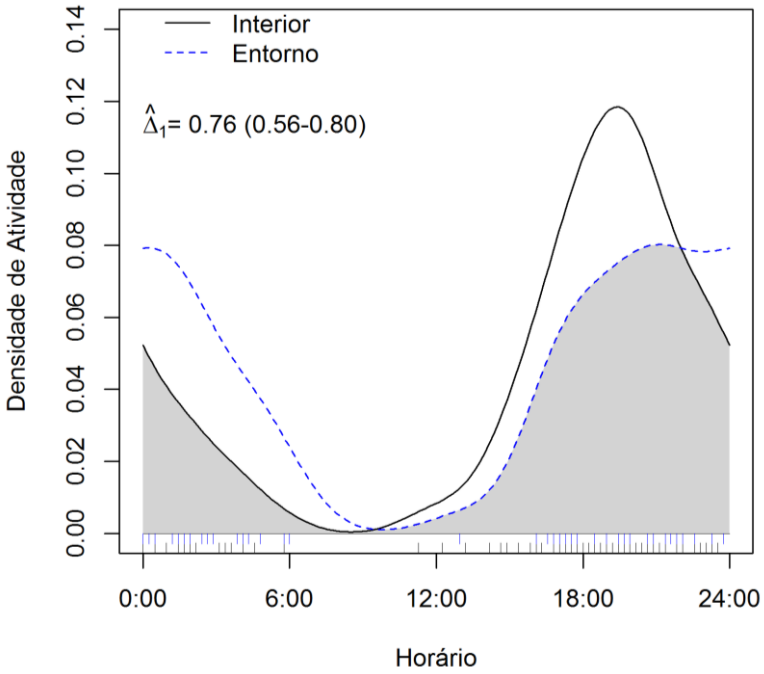

Figura 3 – Estimativas dos padrões de atividade diário do tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) entre interior (linha contínua) e entorno (linha tracejada) a partir de registros para todas as áreas de estudo. As linhas verticais curtas acima do eixo x indicam as horas dos registros individuais para interior (cinza) e entorno (azul). O coeficiente de sobreposição é a área sob o mínimo de duas estimativas de densidade, como indicado pela área sombreada no gráfico. A estimativa de sobreposição ($\hat{\Delta}_1$) é indicada juntamente com o intervalo de confiança de 95% entre parênteses.

Figura 4 – Tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) fotografado com filhote no dorso no interior da Área 1 (Estação Ecológica de Jataí – EEJ, Estação Experimental de Luiz Antônio – EExLA e entornos) no período diurno (A) e em uma estrada de terra durante a noite no entorno da Área 1 (B).

Segundo análises comparando apenas os registros nos pontos onde o tamanduá-bandeira foi detectado, foi encontrado um coeficiente de sobreposição próximo a 0.90, sugerindo que a espécie permanece com suas atividades no período noturno independentemente se houve a detecção ou não de humanos no ponto amostral (Figura 5). No entanto, ao comparar as curvas

de densidade de atividade entre o tamanduá-bandeira e a presença humana (atividade antrópica), há pouca sobreposição entre suas atividades (Δ=0.39), sendo que o maior período de sobreposição ocorre próximo ao pôr do sol (18:00h), momento em que o tamanduá-bandeira inicia suas atividades (ponto de ascensão da curva) e o homem encerra seu horário de trabalho (ponto de declínio da curva; Figura 6). O homem tem suas atividades fortemente concentradas no período entre 7:00 e 17:00h (80% das observações; Figura 6) e, principalmente, nas áreas de entorno. Isso significa que do total de 1406 registros, mais de 60% deles ocorreram durante o período diurno nas áreas antropizadas de entorno enquanto apenas 0.2% (3 registros) foram nas áreas de interior no período noturno, que são de fato preferências do tamanduá-bandeira.

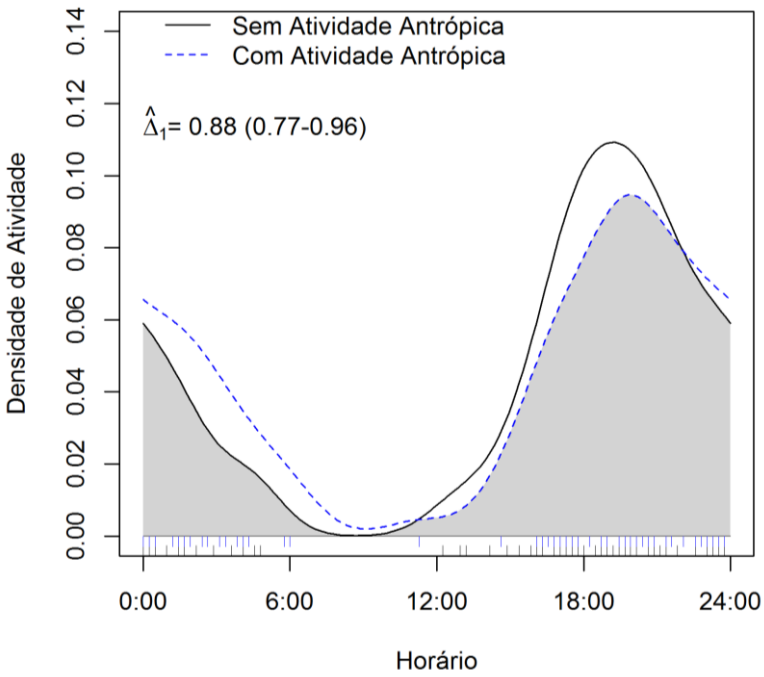

Figura 5 – Estimativas dos padrões de atividade diário do tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) em pontos amostrais onde não ocorreu a presença humana (linha contínua) e onde humanos não foram detectados. Foi considerado o número total de registros coletados para ambas espécies durante toda a amostragem em todas as áreas de estudo. As linhas verticais curtas acima do eixo x indicam as horas dos registros individuais para o tamanduá-bandeira (cinza) e para a presença humana (azul). O coeficiente de sobreposição é a área sob o mínimo de duas estimativas de densidade, como indicado pela área sombreada em cada gráfico. A estimativa de sobreposição ($\hat{\Delta}_1$) é indicada juntamente com o intervalo de confiança de 95% entre parênteses.

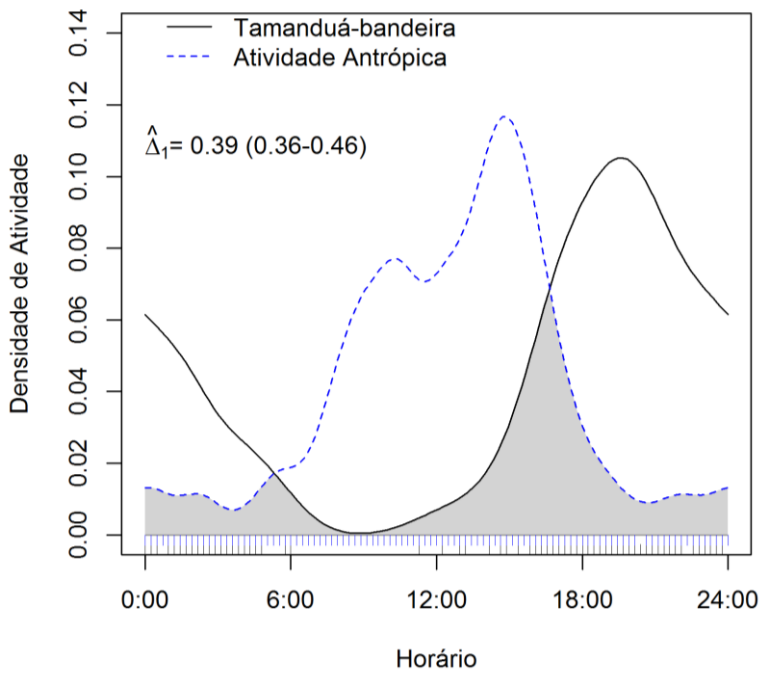

Figura 6 – Estimativas dos padrões de atividade diário do tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) (linha contínua) e atividade antrópica (linha tracejada) para todas as áreas de estudo. A presença humana é representada por todos os tipos de registro (pessoas, veículos e máquinas agrupados). As linhas verticais curtas acima do eixo x indicam as horas dos registros individuais para o tamanduá-bandeira (cinza) e para a presença humana (azul). O coeficiente de sobreposição é a área sob o mínimo de duas estimativas de densidade, como indicado pela área sombreada no gráfico. A estimativa de sobreposição ($\hat{\Delta}_1$) é indicada juntamente com o intervalo de confiança de 95% entre parênteses.

O mesmo resultado foi encontrado quando as análises foram feitas entre as áreas de estudo, ou seja, houve pouca sobreposição no horário de atividade entre tamanduá-bandeira e homem independentemente do nível de proteção da área (Figura 7). No entanto, é possível notar que o coeficiente de sobreposição para as Áreas 2 (Figura 7B) e 3 (Figura 7C) foram inferiores ao estimado na Área 1 (Figura 7A). Semelhantemente, os coeficientes de sobreposição se mantiveram baixos quando comparados entre os diferentes tipos de registros de presença humana (Figura 8), obtendo surpreendentemente maior sobreposição de atividades quando há presença de caminhões e tratores (máquinas, Figura 8C).

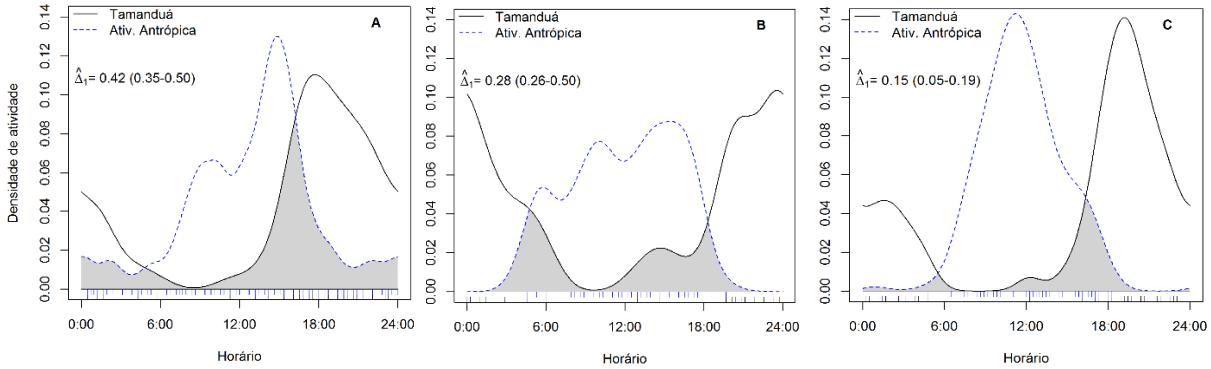

Figura 7 – Estimativas dos padrões de atividade diário do tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) (linha contínua) e atividade antrópica (linha tracejada) para cada área de estudo separadamente. A = Área 1 (Estação Ecológica de Jataí – EEJ, Estação Experimental de Luiz Antônio – EExLA – e seus entornos), B = Área 2 (Fazenda Cara Preta – FCP – e respectivo entorno) e C = Área 3 (Fazenda Dois Córregos – FDC, Floresta Estadual de Cajuru – FEC – e entornos). A presença humana é representada por todos os tipos de registro (pessoas, veículos e máquinas agrupados). As linhas verticais curtas acima do eixo x indicam as horas dos registros individuais para o tamanduá-bandeira (cinza) e para a presença humana (azul). O coeficiente de sobreposição é a área sob o mínimo de duas estimativas de densidade, como indicado pela área sombreada em cada gráfico. A estimativa de sobreposição ($\hat{\Delta}_1$) é indicada juntamente com o intervalo de confiança de 95% entre parênteses.

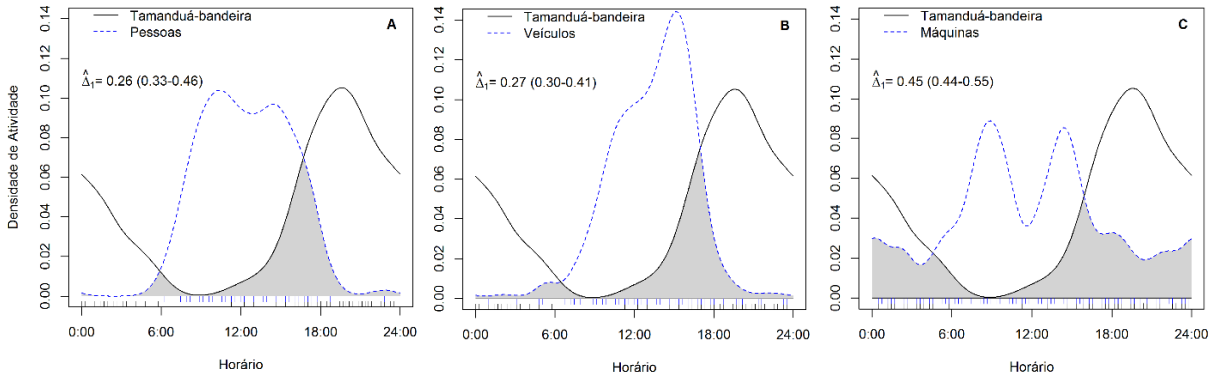

Figura 8 – Estimativas dos padrões de atividade diário do tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) (linha contínua) e pessoas a pé, a cavalo ou de bicicleta (A), carros e motocicletas (B) e maquinários pesados, como caminhões e tratores (C) para todas as áreas de estudo. Foi considerado o número total de registros coletados para ambas espécies durante toda a amostragem em todas as áreas de estudo. As linhas verticais curtas acima do eixo x indicam as horas dos registros individuais para o tamanduá-bandeira (cinza) e para a presença humana (azul). O coeficiente de sobreposição é a área sob o mínimo de duas estimativas de densidade, como indicado pela área sombreada em cada gráfico. A estimativa de sobreposição ($\hat{\Delta}_1$) é indicada juntamente com o intervalo de confiança de 95% entre parênteses.

Conforme reportado anteriormente, o tamanduá-bandeira exibe hábitos noturnos e o homem hábitos diurnos, o que permite que ambas espécies ocupem o mesmo espaço em horários distintos ao longo do dia, evitando assim possíveis conflitos entre a espécie humana e a fauna nativa. Isso é verdadeiro para todas as áreas de estudo, assim como entre os diferentes tipos de presença humana detectada (Figura 9). No entanto, o tamanduá-bandeira teve metade da sua densidade de atividade sobreposta com máquinas pesadas na Área 1, enquanto quase nenhuma sobreposição ocorreu com esse mesmo tipo de perturbação na Área 3 (0.07). Dentro da categoria ‘leve’, ocorreu um único registro noturno na Área 1, o qual foi um homem sozinho andando nas

áreas de entorno por volta das 22:00h e foi reconhecido como um possível caçador, visto que carregava juntamente consigo uma arma de caça (rifle ou cartucheira). Este foi o único registro proveniente das armadilhas fotográficas evidenciando presença de atividade de caça na região ao longo de todo o estudo.

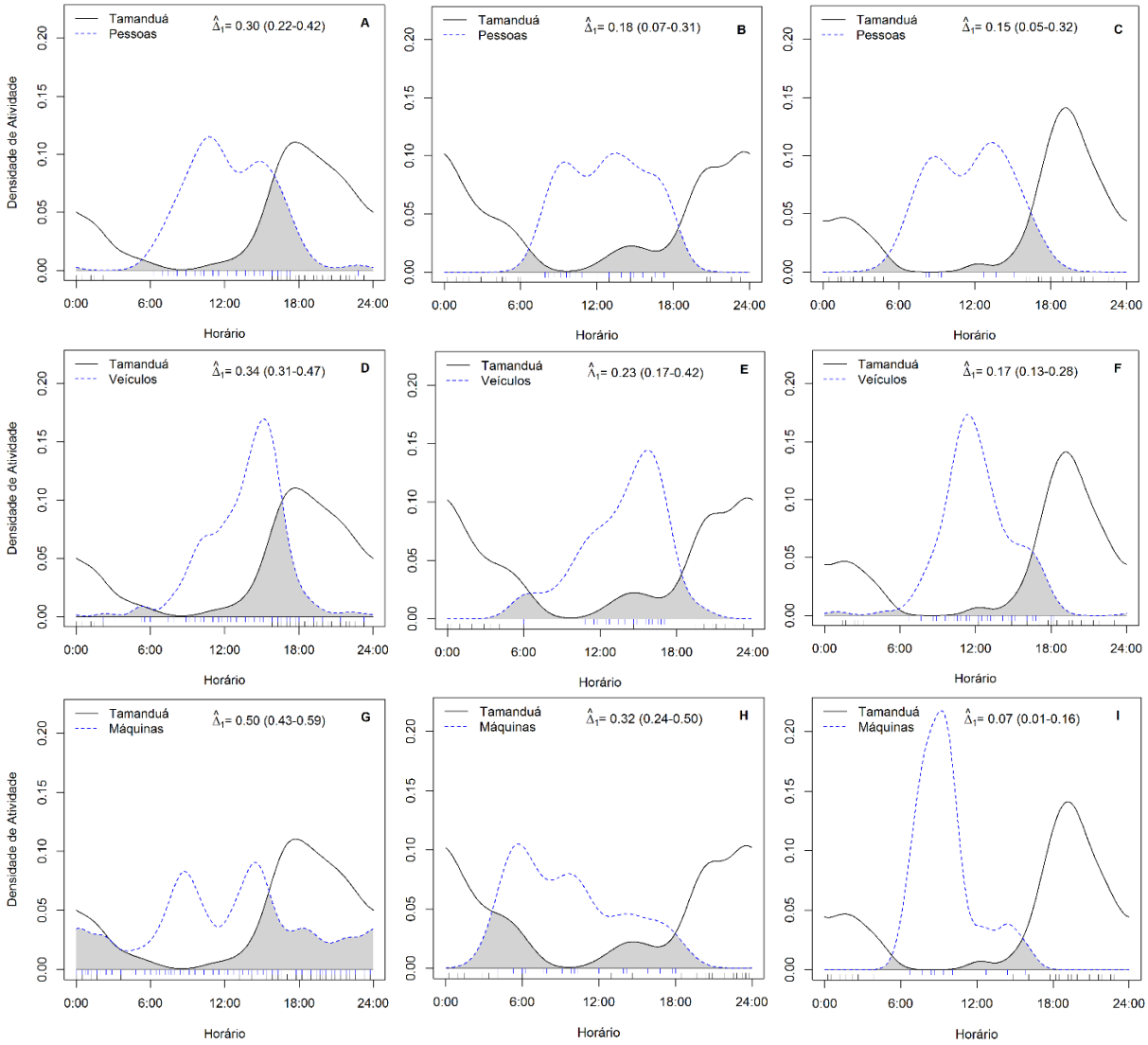

Figura 9 – Estimativas dos padrões de atividade diário do tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) (linha contínua) e pessoas a pé, a cavalo ou de bicicleta (A-C), carros e motocicletas (D-F) e maquinários pesados, como caminhões e tratores (G-I) para cada área de estudo. A presença humana é representada pela linha tracejada em cada gráfico. As colunas representam cada área de estudo: coluna 1 = Área 1 (A, D, G; Estação Ecológica de Jataí – EEJ, Estação Experimental de Luiz Antônio – EExLA – e seus entornos), coluna 2 = Área 2 (B, E, H; Fazenda Cara Preta – FCP – e respectivo entorno) e coluna 3 = Área 3 (C, F, I; Fazenda Dois Córregos – FDC, Floresta Estadual de Cajuru – FEC – e entornos). As linhas verticais curtas acima do eixo x indicam as horas dos registros individuais para o tamanduá-bandeira (cinza) e para a presença humana (azul). O coeficiente de sobreposição é a área sob o mínimo de duas estimativas de densidade, como indicado pela área sombreada em cada gráfico. A estimativa de sobreposição ($\hat{\Delta}_1$) é indicada juntamente com o intervalo de confiança de 95% entre parênteses.

5. DISCUSSÃO

Este foi o primeiro estudo que avaliou o grau de sobreposição espacial e temporal entre uma espécie da fauna brasileira e a presença humana. É conhecido que o tamanduá-bandeira ocupa preferencialmente o interior das áreas protegidas (Capítulo 2), onde a vegetação nativa predomina e o homem está menos presente, em relação às áreas de entorno. Por essa razão, esperava-se que o perfil de atividade não fosse alterado dentro das áreas protegidas, ao contrário do que possivelmente poderia acontecer em pontos com alta densidade de transito de pessoas e veículos, como no entorno. No entanto, a hipótese de que a presença humana resultaria em mudanças no uso do espaço não foi corroborada, visto que a ocorrência do tamanduá-bandeira não foi afetada positiva ou negativamente pela presença do homem na área. Surpreendentemente, a alta frequência de registros antrópicos nessas áreas não resultou em efeitos no uso do espaço pelo tamanduá-bandeira em uma escala espacial fina (isto é, na escala dos sítios amostrais).

A alta movimentação de pessoas e veículos, a intensidade de ruídos e a aplicação de produtos agrícolas (insumos e pesticidas) não tem afetado a ocorrência da espécie na área. Em outras palavras, a presença humana não tem impedido o tamanduá-bandeira de ocupar o mesmo espaço que o homem, principalmente nas estradas não pavimentadas das áreas de entorno. Os registros humanos foram predominantes nessas estradas, visto que são a única forma de veículos e máquinas pesadas se deslocarem pelas áreas. De maneira semelhante, conforme resultado encontrado no capítulo 2, o tamanduá-bandeira ocorre positivamente em estradas não pavimentadas, utilizadas para forrageamento e deslocamento na busca de alimento e abrigo (TROLLE; KÉRY, 2005; VYNNE et al., 2011; FREITAS et al., 2015). Portanto, embora exista um fluxo de pessoas e veículos por estas estradas, isto não foi suficiente para causar alterações no uso do espaço pelo tamanduá-bandeira. Pelo contrário, o fraco efeito positivo na detecção desta espécie frente a presença humana sugere que a maior frequência de uso das estradas por ambas espécies é um sinal que ambos estão co-ocorrendo no mesmo sítio amostral. O homem, por razões óbvias, se desloca mais nas estradas do que fora delas e, como visto no capítulo anterior, o tamanduá-bandeira também está usando mais as estradas de terra do que outros espaços, talvez para maximizar o forrageio neste ambiente fortemente alterado. No entanto, é importante ressaltar que essas estradas de terra possuem um fluxo bem menor de veículos e de pessoas do que as estradas pavimentadas, como as grandes rodovias que ligam os principais centros urbanos. Algumas rodovias estão presentes nas três áreas de entorno amostradas, mas variam em relação à distância do perímetro da área protegida. Portanto, um estudo que avalie a

interferência dessas rodovias altamente movimentadas poderia gerar um resultado diferente do que foi encontrado neste estudo. No Parque Nacional de Brasília, por exemplo, atropelamento em rodovias é considerado um dos principais fatores de declínio populacional para o tamanduá-bandeira (DINIZ; BRITO, 2013).

Outro ponto importante a ser considerado é que as áreas amostradas neste estudo representam o "melhor" cenário de cobertura de vegetação nativa da região nordeste do Estado de São Paulo, fato que pode estar favorecendo o uso comum do espaço pelo tamanduá-bandeira e pelo homem. Sabe-se que os grandes remanescentes de vegetação nativa são cruciais para a existência dessas espécies em toda a paisagem e a região de estudo inclui o maior remanescente de cerrado protegido integralmente do Estado que, por sua vez, está associado à uma estação experimental muito importante para a mastofauna de maneira geral. Ademais, o estudo incluiu outra UC, de uso sustentável, e duas grandes áreas privadas protegidas pelo Código Brasileiro Florestal (Lei Nº 12.651/2012). Essas áreas protegidas formam grandes blocos de cerrado e Cerradão, com um ambiente possivelmente mais fresco, menos perturbado e mais propício para a sobrevivência da espécie nativa. Quanto às áreas de entorno, embora a proporção de vegetação nativa ali presente seja menor do que de habitats antrópicos, é importante destacar que a quantidade de habitats naturais remanescentes nessas regiões ainda é substancial (30380 ha), representando aproximadamente o dobro da quantidade de habitats naturais existente no interior das áreas protegidas (18160 ha). Na Área 1, por exemplo, ocorreu a maior intensidade de presença humana, mas também o maior número de registros de tamanduá-bandeira. Considerando que a quantidade de habitats nativos no interior (10380 ha) é semelhante a quantidade de vegetação nativa presente no entorno (10050 ha), o efeito das atividades humanas deve estar sendo "tamponado" pela existência de uma extensa área de habitat favorável protegido na paisagem da UC e nos seus arredores, favorecendo a co-ocorrência da espécie nativa com atividades antrópicas. Assim, parece que neste cenário com alta proporção de habitat favorável para o tamanduá-bandeira, as áreas protegidas por UCs, APPs e RLs e os remanescentes nativos no entorno destas áreas, ainda que imersos em monoculturas ou silviculturas intensivas, podem oferecer abrigo, proteção e local de forrageio para o tamanduá-bandeira, mesmo com forte presença humana.

Além disso, a indiferença quanto a presença humana pode estar associada com a incidência aparentemente baixa de pressão de caça existente na região de estudo. Durante toda a amostragem, um único registro perceptível de caça (homem armado) foi detectado entre todas as áreas de estudo, tendo sido registrado no entorno da Área 1. No passado, porém, segundo Leonel et al. (2010), haviam mais relatos verbais obtidos de trabalhadores rurais e de policiais

florestais, que em várias oportunidades apreenderam armadilhas de espera deixadas por caçadores. Atualmente, a atividade de caça e outras atividades extrativistas ilegais não são atualmente muito comuns na EEJ e os poucos relatos via boletins de ocorrência são principalmente de aves e primatas (LEONEL et al., 2010). No interior desta UC, há presença de um guarda circulando pelas áreas ao longo de todo o dia e uma portaria a qual controla a entrada e saída de pessoas, embora esta não evite a entrada de pessoas pelas margens do rio Mogi-Guaçu ou pelas bordas vizinhas com propriedades particulares. As demais áreas são propriedades privadas, com alto fluxo de funcionários e veículos de empresas ligadas aos setores sucroalcoleiro (várias usinas de cana-de-açúcar) e silvicultural (International Paper do Brasil), o que pode dificultar a presença de atividades ilegais. Embora falte dados e informações mais precisas sobre a real incidência de caça e seus possíveis impactos locais, as informações atualmente existentes parecem sugerir, mais uma vez, que a região de estudo apresenta um cenário favorável para ocorrência do tamanduá-bandeira ao longo de toda a paisagem.

Alternativamente, uma hipótese plausível e não necessariamente excludente da anterior, para explicar a co-ocorrência entre a espécie foco e o ser humano é a não sobreposição temporal entre elas. O tamanduá-bandeira foi mais ativo durante a noite na região de estudo. Esta atividade predominantemente noturna pode ser decorrente de adaptações fisiológicas, já que durante a noite as temperaturas são mais amenas (MONTGOMERY; LUBIN, 1977; CAMILO-ALVES; MOURÃO, 2006; MOURÃO; MÉDRI, 2007). O homem, pelo contrário, teve sua atividade máxima durante as horas do dia, coincidente com a jornada usual de trabalho das 8h às 17h. Esta diferença nos padrões de atividade permitiria “naturalmente” que o tamanduá-bandeira co-ocorresse espacialmente com o homem.

Por outro lado, outros estudos detectaram uma certa flexibilidade temporal no padrão de atividade do tamanduá-bandeira frente as condições locais (DI BLANCO et al., 2016). No Parque Nacional da Serra da Canastra (PNSC), por exemplo, a atividade foi parcialmente diurna, com início entre as 13:00-14:00h e pico entre as 18:00h e as 19:00h, diminuindo até às 02:00h (SHAW et al., 1987). No Pantanal, sempre que a temperatura diurna declinava, a espécie iniciava suas atividades mais cedo durante o dia, provavelmente, para aproveitar o calor do sol (CAMILO-ALVES; MOURÃO, 2006; MEDRI; MOURÃO, 2007). Isso não ocorreu nas áreas do presente estudo, pois o tamanduá-bandeira sempre concentrou suas atividades no período noturno, mesmo no interior das áreas protegidas, onde as temperaturas podem ser mais amenas em função da cobertura florestal mais intensa e a presença e perturbação humana são menos frequentes ou intensos. De fato, o maior nível de atividade diurna (principalmente crepuscular) foi observado justamente na EEJ. Comparativamente, portanto, os dados sugerem que nas áreas

do presente estudo, o tamanduá-bandeira está restringindo ainda mais suas atividades ao período noturno, provavelmente por serem áreas mais perturbadas que o PNSC e o Pantanal, onde os distúrbios humanos são menos frequentes e, em tese, de menor magnitude. Portanto, com exceção da EEJ, o padrão de atividade majoritariamente noturno da espécie em uma região com forte pressão antrópica, como o nordeste do Estado de São Paulo, pode ser em resposta à presença humana. Desta forma, o tamanduá estaria não apenas exacerbando uma adaptação fisiológica típica da espécie, mas também minimizando sobreposição temporal com o homem.

As mudanças nos padrões de atividade devido à exploração humana foram previamente documentadas em uma variedade de espécies. Por exemplo, onças pardas (*Felis concolor*) ajustaram seus picos de atividade em resposta à atividade madeireira nos estados de Utah e Arizona (VAN DYKE et al., 1986). Kitchen e colaboradores (2000) reportaram uma diminuição das atividades diurnas de coiotes (*Canis latrans*) em áreas onde as pressões humanas eram altas, e sugeriram que os coiotes estão alterando o período de atividade para reduzir interações com as pessoas. No Nepal, tigres (*Panthera tigres*) ajustaram suas atividades no espaço e no tempo de acordo com o tipo e a magnitude da presença humana (CARTER et al., 2012). Embora tenha sido reportada uma menor probabilidade de detecção de tigres perto de áreas urbanas, como também foi observado no presente estudo para o tamanduá-bandeira (Capítulo 2), os autores observaram sobreposição espacial entre tigres e pessoas a pé ou com veículos. Entretanto, os autores sustentam que os tigres possivelmente estejam usando o período da noite para evitar perturbação humana associada a coleta de recursos naturais (CARTER et al., 2012).

No entanto, e de maneira surpreendente, foi observada sobreposição do período de atividade do tamanduá-bandeira mesmo com caminhões e máquinas agrícolas pesadas nas áreas de estudo. Este tipo de veículos foi exclusivamente registrado nas estradas do entorno, as quais são dominadas por extensas monoculturas de eucalipto e, principalmente, cana de açúcar. Durante a época de manutenção, corte, colheita e transporte da cana de açúcar e do eucalipto, as empresas responsáveis empregam jornadas de trabalho de 24 horas, tornando comum a intensa movimentação de tratores e caminhões pesados (máquinas) ao longo de todo o dia, incluindo os horários noturnos nos quais o tamanduá-bandeira preferencialmente exerce suas atividades. Não há outros estudos que tenham investigado a influência de veículos pesados ou maquinário agrícola da distribuição temporal da atividade do tamanduá-bandeira. Entretanto, um estudo realizado em plantações de eucalipto mais ao sul do estado de São Paulo, detectou declínio na riqueza geral de espécies de mamíferos de médio e grande porte na fase final do ciclo desta plantação (Timo et al., 2015). Nos dois últimos anos (6-7 anos), estas plantações são submetidas a um aumento da intensidade de manejo, seja para preparação para o corte seja para

o corte e retirada da madeira em si, quando aumenta muito a incidência de pessoas e de maquinário pesado nestas áreas (Timo et al., 2015). Em análises futuras será preciso investigar, portanto, se a co-ocorrência espacial detectada no presente estudo entre tamanduá e o homem se mantém ao se separar a presença humana nas suas diferentes classes (pessoas, veículos leves e maquinário pesado). De qualquer forma, os resultados até o momento sugerem que esta espécie está tolerando a presença inclusive de maquinário agrícola pesado durante o período de maior atividade desta espécie (noite).

O rápido crescimento populacional e uma longa história de competição entre as pessoas e os animais selvagens por recursos limitados, como alimentos (WOODROFFE et al., 2005), levaram a uma crença geral entre os profissionais da conservação e tomadores de decisão que algumas espécies de animais selvagens não poderiam co-ocorrer com os humanos em escalas espaciais locais (CARDILLO et al., 2004; KARANTH et al., 2010). No entanto, este trabalho mostrou que o tamanduá-bandeira está, provavelmente, adaptado à uma paisagem dominada pelo homem no nordeste do Estado de São Paulo. No entanto, é importante ressaltar que sua ocorrência na região é fortemente dependente da presença de grandes áreas protegidas, tanto unidades de conservação como áreas de preservação permanente (APP) e reservas legais (RL) (Capítulo 2). Estas áreas facilitam de certo modo a co-ocorrência entre humanos e da vida selvagem numa escala espacial local e regional (WESTERN et al., 2000; DUDLEY, 2008). Análises futuras em paisagens ainda mais modificadas e/ou com menor cobertura por áreas protegidas, como é o caso da maior parte do interior do estado de São Paulo, é, portanto, necessária para melhor contextualizar os resultados aqui apresentados.

6. CONCLUSÕES

Neste estudo, amostragens por armadilhas fotográficas foram conduzidas no nordeste do Estado de São Paulo para avaliar o efeito da presença humana no uso do espaço e no padrão de atividade do tamanduá-bandeira. A partir dos resultados, conclui-se que o uso do espaço pelo tamanduá-bandeira não foi afetado positiva ou negativamente pela presença humana e ambas espécies estão ocorrendo de maneira independente no espaço. A explicação para isto é devida, em parte, às características da paisagem de estudo (pressão de caça aparentemente baixa e uma razoável proporção de habitats nativos ainda presentes e protegidos) e, em parte, à ausência de sobreposição temporal entre as duas espécies. Para o momento, estes resultados podem ser entendidos como uma boa notícia para a conservação regional do tamanduá-bandeira. Entretanto, estudos adicionais em paisagens ainda mais dominadas por monoculturas e/ou silviculturas, onde a cobertura por vegetação nativa esteja abaixo dos 30%, são, porém, necessários para compreender melhor as relações espaciais e temporais desta espécie com o homem.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BAILEY, L. L.; REID, J. A.; FORSMAN, E. D.; NICHOLS, J. D. Modeling co-occurrence of northern spotted and barred owls: accounting for detection probability differences. *Biological Conservation*, v. 142, n. 12, p. 2983-2989, 2009.

BRIDGES, A. S.; VAUGHAN, M. R.; KLENZENDORF, S. Seasonal variation in American black bear *Ursus americanus* activity patterns: quantification via remote photography. *Wildlife Biology*, v.10, n. 4, p. 277–284, 2004.

CABÚS, R. Tropsolar 5.0. Grupo de Pesquisa em Iluminação (GRILU). Disponível em: < http://www.ctec.ufal.br/grupopesquisa/grilu>. Acessado em: 13 de outubro de 2015.

CAMILO-ALVES, C. S. P.; MOURÃO, G. M. Responses of a specialized insectivorous mammal (*Myrmecophaga tridactyla*) to variation in ambient temperature. *Biotropica*, v. 38, n. 1, p. 52-56, 2006.

CARBONE, C.; CHRISTIE, S.; CONFORTI, K.; COULSON, T.; FRANKLIN, N.; GINSBERG, J. R.; GRIFFITHS, M.; HOLDEN, J.; KAWANISHI, K.; KINNAIRD, M.; LAIDLAW, R.; LYNAM, A.; MACDONALD, D. W.; MARTYR, D.; MCDOUGAL, C.; NATH, L.; O'BRIEN, T.; SEIDENSTICKER, J.; SMITH, D. J. L.; SUNQUIST, M.; TILSON, R.; WAN SHAHRUDDIN, W. N. The use of photographic rates to estimate densities of tigers and other cryptic mammals. *Animal Conservation*, v.4, n. 1, p. 75–79, 2001.

CARDILLO, M.; PURVIS, A.; SECHREST, W.; GITTLEMAN, J. L.; BIELBY, J.; MACE, G. M. Human population density and extinction risk in the world's carnivores. *Plos Biology*, v.2, n. 7, p. e197, 2004.

CARTER, N. H.; SHRESTHA, B. K.; KARKI, J. B.; PRADHAN, N. M. B.; LIU, J. Coexistence between wildlife and humans at fine spatial scales. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v.109, n. 38, p. 15360-15365, 2012.

CLEMONS, T. E.; BRADLEY, E. L. A Nonparametric Measure of the Overlapping Coefficient. *Computational Statistics and Data Analysis*, v. 34, n. 1, p. 51-61, 2000.

DE BOER, H. Y.; VAN BREUKELEN, L.; HOOTSMANS, M. J. M.; VAN WIEREN, S. E. Flight distance in roe deer *Capreolus capreolus* and fallow deer *Dama dama* as related to hunting and other factors. *Wildlife Biology*, v.10, n. 1, p. 35–41, 2004.

DEFRIES, R. S.; RUDEL, T.; URIARTE, M; HANSEN, M. Deforestation driven by urban population growth and agricultural trade in the twenty-first century. *Nature Geoscience*, v.3, n. 3, p. 178–181, 2010.

DESA, U. N. World population prospects: the 2012 revision. *Population Division of the Department of Economic and Social Affairs of the United Nations Secretariat*, New York, 2013.

DI BITETTI, M. S.; PAVIOLO, A.; DE ANGELO, C. Density, Habitat Use and Activity Patterns of Ocelots (*Leopardus pardalis*) in the Atlantic Forest of Misiones, Argentina. *Journal of Zoology*, v. 270, n. 1, p. 153-163, 2006.

DI BLANCO, Y. E.; SPØRRING, K. L.; DI BITETTI, M. S. Daily activity pattern of reintroduced giant anteaters (*Myrmecophaga tridactyla*): effects of seasonality and experience. *Mammalia*. In press.

DINIZ, M. F.; BRITO, D. Threats to and viability of the giant anteater, *Myrmecophaga tridactyla* (Pilosa: Myrmecophagidae), in a protected Cerrado remnant encroached by urban expansion in central Brazil. *Zoologia*, v. 30, n. 2, p. 151–156, 2013.

DONOVAN, T. M.; HINES, J. **Exercises in occupancy modeling and estimation.** Disponível em: <http://www.uvm.edu/rsenr/vtcfwru/spreadsheets/occupancy/occupancy.htm>. Acessado em: 12 de setembro de 2013.

DOTTA, G.; VERDADE, L. Medium to large-sized mammals in agricultural landscapes of south-eastern Brazil. *Mammalia* v. 75, n. 4, p. 345-352, 2011.

DUDLEY, N. *Guidelines for Applying Protected Area Management Categories*. International Union for Conservation of Nature, Gland, Switzerland, 2008.

FARRIS, Z. J.; GERBER, B. D.; KARPANTY, S.; MURPHY, A.; ANDRIANJAKARIVELO, V.; RATELOLAHY, F.; KELLY, M. J. When carnivores roam: temporal patterns and overlap among Madagascar's native and exotic carnivores. *Journal of Zoology*, v. 296, n. 1, p. 45-57, 2015.

FOSTER, V. C.; SARMENTO, P.; SOLLMANN, R.; TÔRRES, N.; JÁCOMO, A. T.; NEGRÕES, N.; FONSECA, C.; SILVEIRA, L. Jaguar and Puma Activity Patterns and Predator-Prey Interactions in Four Brazilian Biomes. *Biotropica*, v. 45, n. 3, p. 373-379, 2013.

FREITAS, C. H.; JUSTINO, C. S.; SETZ, E. Z. Road-kills of the giant anteater in south-eastern Brazil: 10 years monitoring spatial and temporal determinants. *Wildlife Research*, v. 41, n. 8, p. 673-680, 2015.

FRENCH, S. S.; GONZÁLEZ-SUÁREZ, M.; YOUNG, J. K.; DURHAM, S.; GERBER, L. R. Human disturbance influences reproductive success and growth rate in California sea lions (*Zalophus californianus*). *PloS One*, v. 6, n. 3, p. 1–8, 2011.

GARDNER, T. A.; BARLOW, J.; CHAZDON, R.; EWERS, R. M.; HARVEY, C. A.; PERES, C. A.; SODHI, N. S. Prospects for tropical forest biodiversity in a human-modified world. *Ecology Letters*, v. 12, n. 6, p. 561–582, 2009.

GERBER, B. D.; KARPANTY, S. M.; RANDRIANANTENAINA, J. Activity patterns of carnivores in the rain forests of Madagascar: implications for species coexistence. *Journal of Mammalogy*, v. 93, n. 3, p. 667-676, 2012.

GRIGNOLIO, S.; MERLI, E.; BONGI, P.; CIUTI, S.; APOLLONIO, M. Effects of hunting with hounds on a non-target species living on the edge of a protected area. *Biological Conservation*, v. 144, n. 1, p. 641–649, 2011.

KARANTH, K. K.; NICHOLS, J. D.; KARANTH, K. U.; HINES, J. E.; CHRISTENSEN, N. L. The shrinking ark: Patterns of large mammal extinctions in India. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, v. 277, p. 1971–1979, 2010.

KITCHEN, A. M.; GESE, E. M.; SCHAUSTER, E. R. Changes in coyote activity patterns due to reduced exposure to human persecution. *Canadian Journal of Zoology*, v. 78, n. 5, p. 853-857, 2000.

KLINK, C. A.; MACHADO, R.B. Conservation of the Brazilian Cerrado. *Conservation Biology*, v. 19, n. 3, p. 707-713, 2005.

LACERDA, A. C. R.; TOMAS, W. M.; MARINHO-FILHO, J. Domestic dogs as an edge effect in the Brasilia National Park, Brazil: Interactions with native mammals. *Animal Conservation*, v. 12, n. 5, p. 477–487, 2009.

LEONEL, C.; THOMAZIELLO, S.; OLIVEIRA, E. D. *Plano de Manejo da Estação Ecológica do Jataí* – SP. 334p. 2010.

LI, C.; MONCLÚS, R.; MAUL, T. L.; JIANG, Z.; BLUMSTEIN, D. T. Quantifying human disturbance on antipredator behavior and flush initiation distance in yellow-bellied marmots. *Applied Animal Behaviour Science*, v. 129, n. 2, p. 146–152, 2011.

LIMA, S. L.; BEDNEKOFF, P. A. Temporal variation in danger drives antipredator behavior: the predation risk allocation hypothesis. *The American Naturalist*, v. 153, n. 6, p. 649–659, 1999.

LINKIE, M.; RIDOUT, M. S. Assessing tiger–prey interactions in Sumatran rainforests. *Journal of Zoology*, v. 284, n. 3, p. 224-229, 2011.

MACKENZIE, D. I.; BAILEY, L. L.; NICHOLS, J. D. Investigating species co-occurrence patterns when species are detected imperfectly. *Journal of Animal Ecology*, v. 73, n. 3, p. 546-555, 2004.

MACKENZIE, D. L.; NICHOLS, J. D.; ROYLE, J. A.; POLLOCK, K. H.; BAILEY, L.L.; HINES, J. E. *Occupancy Estimation and Modeling – Inferring Patterns and Dynamics of Species Occurrence*, 1st Ed., Academic Press, USA. 2006.

MARKOVCHICK-NICHOLLS, L.; REGAN, H. M.; DEUTSCHMAN, D. H.; WIDYANATA, A.; MARTIN, B.; NOREKE, L.; HUNT, T. A. Relationships between human disturbance and wildlife land use in urban habitat fragments. *Conservation Biology*, v. 22, n. 1, p. 99–109, 2008.

MEREDITH, M.; RIDOUT, M. 2014. Overlap: Estimates of coefficient of overlapping for animal activity patterns. R package version 2.3. Disponível em: <http://CRAN.R-project.org/package=overlap>. Acessado em 21 de novembro de 2015.

MIRANDA, F.; BERTASSONI, A.; ABBA, A. M. *Myrmecophaga tridactyla*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.3. <http://www.iucnredlist.org>. Acessado em 02 de abril de 2015.

MONTGOMERY, G. G.; LUBIN, Y. D. Prey influences on movements of Neotropical anteaters. In: *Proceedings of the 1975 predator symposium (vol. 1)*. Missoula: Montana Forest and Conservation Experiment Station, University of Montana, 1977.

MOURÃO, G.; MEDRI, M. I. Activity of a specialized insectivorous mammal (*Myrmecophaga tridactyla*) in the Pantanal of Brazil. Journal of Zoology, v. 271, n. 2, p. 187–192, 2007.

NORES, C.; LLANEZA, L.; ÁLVAREZ, M. A. Wild boar *Sus scrofa* mortality by hunting and wolf *Canis lupus* predation: an example in northern Spain. *Wildlife Biology*, v. 14, n. 1, p. 44–51, 2008.

O' BRIEN, T. G.; KINNAIRD, M. F.; WIBISONO, H. T. Crouching tigers, hidden prey: Sumatran tiger and prey populations in a tropical forest landscape. *Animal Conservation*, v. 6, n. 2, p. 131–139, 2003.

OHASHI, H.; SAITO, M.; HORIE, R.; TSUNODA, H.; NOBA, H.; ISHII, H.; KUWABARA, T.; HIROSHIGE, Y.; KOIKE, S.; HOSHINO, Y.; TODA, H; KAJI, K. Differences in the activity pattern of the wild boar Sus scrofa related to human disturbance. *European Journal of Wildlife Research*, v. 59, n. 2, p. 167-177, 2013.

PAOLINO, R. M.; VERSIANI, N. F.; SALVADOR, N. A. P.; RODRIGUES, T. F.; KREPSCHI, V. G.; CHIARELLO, A. G. 2016. Buffer zone use by mammals in a Cerrado protected area. *Biota Neotropica*. In press.

PHILLIPS, G. E.; ALLDREDGE, A. W. Reproductive success of elk following disturbance by humans during calving season. *Journal of Wildlife Management*, v. 64, p. 521–530, 2000.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. *R: a language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. 2012.

RICHMOND, O. M. W.; HINES, J. E.; BEISSINGER, S. R. Two-species occupancy models: a new parameterization applied to co-occurrence of secretive rails. *Ecological Applications*, v. 20, n. 7, p. 2036–2046, 2010.

RIDOUT, M.S.; LINKIE, M. Estimating overlap of daily activity patterns from camera trap data. *Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics*, v. 14, n. 3, p. 322-327, 2009.

RILEY, S. P.; SAUVAJOT, M. S.; FULLER, T. K.; YORK, E. C.; KAMRADT, D. A.; BROMLEY, C.; WAYNE, R. K. Effects of urbanization and habitat fragmentation on bobcats and coyotes in southern California. *Conservation Biology*, v. 17, n. 2, p. 566–576, 2003.

SAD'D, S.; TOLON, V.; BRANDT, S.; BAUBET, E. Sex effect on habitat selection in response to hunting disturbance: the study of wild boar. *European Journal of Wildlife Research*, v. 58, n. 1, p. 107–115, 2012.

SHAW, J. H.; MACHADO-NETO, J.; CARTER, T. S. Behavior of free-living giant anteaters (*Myrmecophaga tridactyla*). *Biotropica*, v. 19, p. 255–259, 1987.

SHIDA, C. N.; PIVELLO, V. R. 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*, v. 49, p. 27-42, 2002.

SIBBALD, A. M.; HOOPER, R. J.; MCLEOD, J. E.; GORDON, I. J. Responses of red deer (*Cervus elaphus*) to regular disturbance by hill walkers. *European Journal of Wildlife Research*, v. 57, n. 4, p. 817–825, 2011.

TILMAN, D.; FARGIONE, J.; WOLFF, B.; ANTONIO, C.; DOBSON, A.; HOWARTH, R.; SCHINDLER, D.; SCHLESINGER, W. H.; SIMBERLOFF, D.; SWACKHAMER, D. Forecasting agriculturally driven global environmental change. *Science*, v. 292, n. 5515, p. 281-284, 2001.

TIMO, T. P. C.; LYRA-JORGE, M. C.; GHELER-COSTA, C.; VERDADE, L. M. Effect of the plantation age on the use of Eucalyptus stands by medium to large-sized wild mammals in south-eastern Brazil. *iForest-Biogeosciences and Forestry*, v. 8, n. 2, p. 108-113, 2015.

THEUERKAUF, P. J.; ROUYS, S. Habitat selection by ungulates in relation to predation risk by wolves and humans in the Białowieza Forest. *Forest Ecology and Management*, v. 256, n. 6, p. 1325–1332, 2008.

TOLON, V.; DRAY, S.; LOISON, A.; ZEILEIS, A.; FISCHER, C.; BAUBET, E. Responding to spatial and temporal variations in predation risk: space use of a game species in a changing landscape of fear. *Canadian Journal of Zoology*, v. 87, n. 12, p. 1129–1137, 2009.

TOLON, V.; MARTIN, J.; DRAY, S.; LOISON, A.; FISCHER, C.; BAUBET, E. Predator–prey spatial game as a tool to understand the effects of protected areas on harvester-wildlife interactions. *Ecological Application*, v. 22, n. 2, p. 648–657, 2012.

TOPPA, R. H. 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, 149p, 2004.

TROLLE, M.; KÉRY, M. Camera-trap study of ocelot and other secretive mammals in the northern Pantanal. *Mammalian*, v. 69, n. 3-4, p. 405-412, 2005.

VAN DYKE, F. G.; BROCKE, R. H.; SHAW, H. G.; ACKERMAN, B. B.; HERNKE, T. P.; LINDZEY, F. G. Reactions of mountain lions to logging and human activity. *Journal of Wildlife Management*, v. 50, p. 95-102, 1986.

VINE, S. J.; CROWTHER, M. S.; LAPIDGE, S. J.; DICKMAN, C. R.; MOONEY, N.; PIGGOTT, M. P. Comparison of methods to detect rare and cryptic species: a case study using the red fox (*Vulpes vulpes*). *Wildlife Research*, v. 36, n. 5, p. 436–446, 2009.

VYNNE, C.; KEIM, J. L.; MACHADO, R. B.; MARINHO-FILHO, J.; SILVEIRA, L.; GROOM, M. J.; WASSER, S. K. Resource selection and its implications for wide-ranging mammals of the Brazilian Cerrado. *PloS One*, v. 6, n. 12, e28939, 2011.

WALKER, E. *Mammals of the world*, 3rd edition. The Johns Hopkins University Press, Baltimore, MD, U.S.A. and London, England, 1975.

WALTER, H. *Vegetação e zonas climáticas*. E.P.U., São Paulo, 325pp, 1986.

WECKEL, M.; GIULIANO, W.; SILVER, S. Jaguar (*Panthera onca*) feeding ecology: distribution of predator and prey through time and space. *Journal of Zoology*, v. 270, n. 1, p. 25-30, 2006.

WESTERN, D.; RUSSELL, S.; CUTHILL, I. The status of wildlife in protected areas compared to non-protected areas of Kenya. *PloS One*, v. 4, n. 7, e6140, 2009.

WHITE, G. C.; BURNHAM, K. P. Program MARK: survival estimation from populations of marked animals. *Bird Study*, v. *46*, Supplement 1, p. 120-138, 1999.

WITTEMYER, G.; ELSEN, P.; BEAN, W. T.; BURTON, C. O.; BRASHARES, J. S. Accelerated human population growth at protected area edges. *Science*, v. 321, n. 5885, p. 123–126, 2008.

WOODROFFE, R.; THIRGOOD, S.; RABINOWITZ, A. *People and Wildlife: Conflict or Coexistence?* Cambridge University Press, New York, 2005.

WORTON, B.J. Kernel methods for estimating the utilization distribution in home-range studies. *Ecology*, v. 70, n. 1, p. 164–168, 1989.

ANEXO

Quanto aos registros diurnos, mais da metade ocorreram no interior da Área 1 (Figura 10A) e esses resultados são reforçados pelas análises a partir do Teste G entre a frequência de registros noturnos e diurnos no interior e entorno de cada paisagem, o qual encontrou uma associação significativa (Teste G, $p < 0,05$) para a Área 1. No interior desta área, os registros diurnos e noturnos estão equilibrados (12 e 19 registros, respectivamente), enquanto no seu respectivo entorno, os registros foram predominantemente noturnos (Figura 10A). Nas outras duas paisagens predominaram registros noturnos, tanto no interior como no entorno (Figura 10B e 10C).

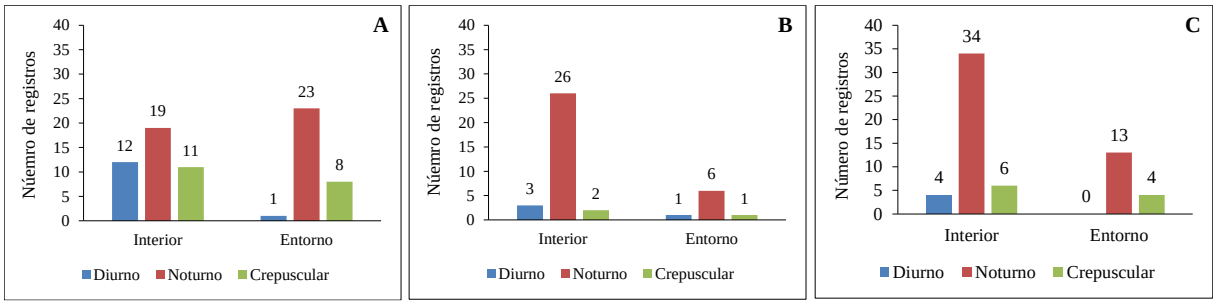

Figura 10 – Relação entre os registros diurnos e noturnos do tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) e o local de instalação das armadilhas fotográficas (interior e entorno) nas três paisagens de estudo: Área 1 – Estação Ecológica de Jataí (EEJ), Estação Experimental de Luiz Antônio (EEJ+EExLA) e entorno; Área 2 – Fazenda Cara Preta (FCP) e entorno; Área 3 – Fazenda Dois Córregos (FDC), Floresta Estadual de Cajuru (FDC+FEC) e entorno.

De maneira geral, a maioria dos registros na categoria "leve" foram diurnos e ocorreram predominantemente na Área 1 (Figura 11A), enquanto que o maior número de registros foi de carros e motocicletas (475; Figura 11B). A maior parte dos registros noturnos de perturbações humanas foram registrados principalmente na Área 1 (164), sendo que, do total, 81% são registros de máquinas pesadas nas áreas de entorno (140; Figura 11C). Na área 3, não houveram registros de caminhões e tratores durante a noite (Figura 11C).

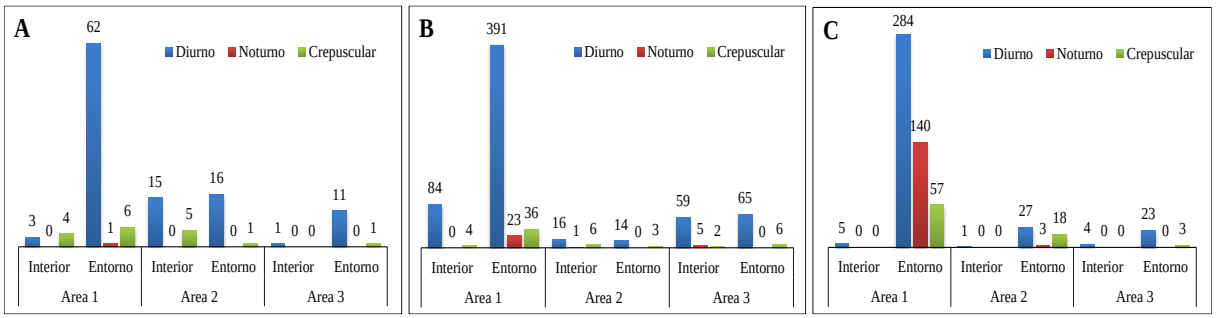

Figura 11 – Relação entre os registros diurnos, noturnos e crepusculares dos três tipos de perturbação humana (A-C) entre interior e entorno das três paisagens de estudo: Área 1 – Estação Ecológica de Jataí (EEJ), Estação Experimental de Luiz Antônio (EEJ+EExLA) e entorno; Área 2 – Fazenda Cara Preta (FCP) e entorno; Área 3 – Fazenda Dois Córregos (FDC), Floresta Estadual de Cajuru (FDC+FEC) e entorno. A – Registros de pessoas a pé, a cavalo ou de bicicleta ('leve'), B – registros de carros e motocicletas ('moderado'), C – registros de caminhões e tratores ('pesado').