

temática e
Evolução



unesp

CAMPUS DE SÃO JOSÉ DO RIO PRETO

A influência da perda e da fragmentação do habitat sobre a
ocupação e o padrão de atividade do tamanduá-bandeira
(*Myrmecophaga tridactyla*)

Ecologia e
Comportamento

Gisele Lamberti Zanirato

Sistemática
Evolução

MESTRADO

PÓS GRADUAÇÃO
EM BIOLOGIA ANIMAL



Biologia
Estrutural

PÓS-GRADUAÇÃO



UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
"JÚLIO DE MESQUITA FILHO"
Campus de São José do Rio Preto

Gisele Lamberti Zanirato

A influência da perda e da fragmentação do habitat sobre a ocupação e o padrão de atividade do tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*)

São José do Rio Preto
2017

Gisele Lamberti Zanirato

A influência da perda e da fragmentação do habitat sobre a ocupação e o padrão de atividade do tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*)

Dissertação apresentada como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Biologia Animal, junto ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, do Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Campus de São José do Rio Preto.

Orientadora: Profa. Dra. Rita de Cassia Bianchi

São José do Rio Preto
2017

Zanirato, Gisele Lamberti.

A influência da perda e da fragmentação do habitat sobre a ocupação e o padrão de atividade do tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) / Gisele Lamberti Zanirato. -- São José do Rio Preto, 2017

53 f. : il., tabs.

Orientador: Rita de Cassia Bianchi

Dissertação (mestrado) – Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas

1. Ecologia do cerrado. 2. Tamanduá-bandeira - Habitat.
3. Paisagens fragmentadas – São Paulo (Estado) I. Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho". Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas. II. Título.

CDU – 577.4

Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca do IBILCE
UNESP - Câmpus de São José do Rio Preto

Gisele Lamberti Zanirato

A influência da perda e da fragmentação do habitat sobre a ocupação e o padrão de atividade do tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*)

Dissertação apresentada como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Biologia Animal, junto ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, do Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Campus de São José do Rio Preto.

Financiadora: CAPES

Comissão Examinadora

Profa. Dra. Rita de Cassia Bianchi
UNESP – Jaboticabal
Orientadora

Profa. Dra. Natália Mundim Tôrres
UFU – Uberlândia

Prof. Dr. Guilherme de Miranda Mourão
EMBRAPA – Corumbá

São José do Rio Preto
9 de junho de 2017

*Dedico este trabalho aos meus pais e
a minha avó Albertina (in memoriam).*

Agradecimentos

À Deus por nunca me desamparar e por me mostrar que é através dos momentos de dificuldade que nos tornamos fortes e que a sabedoria é adquirida frente aos grandes problemas. Sou grata pelo seu amor incondicional e, mais ainda, por nunca me dar o que peço e sim por sempre me oferecer o que preciso para aumentar a minha coragem frente aos desafios da vida.

Aos meus pais Mirian Terezinha e Antônio por todo o carinho, incentivo e preocupação. Sinto-me honrada por ter pais tão atenciosos, pacientes e acima de tudo humildes como vocês, a humildade de vocês me fascina. Que Deus sempre os abençoe.

À Profa. Dra. Rita de Cassia Bianchi pela orientação, dedicação, ensinamentos, compreensão e paciência. Agradeço a oportunidade e a confiança que depositaste em mim para a realização deste trabalho.

Ao meu namorado Evaldo pelos vários puxões de orelha e pelo companheirismo, paciência, bons conselhos e ensinamentos durante todos os momentos de dificuldade.

À minha prima Aline, aos meus amigos Vitor e André e as minhas amigas Rachel, Camila, Lorraine e Amanda por sempre ouvirem minhas reclamações e darem os melhores conselhos. Obrigada por aceitarem minha ausência em determinados momentos e por nunca desistirem de me fazer novos convites. Saibam que com vocês obtive parte dos meus maiores aprendizados e os melhores momentos de descontração.

Ao pessoal do Laboratório de Ecologia de Mamíferos (LEMa) da Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias (FCAV) da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Campus de Jaboticabal, pela troca de conhecimentos e ajuda em todas as etapas deste trabalho. Em especial à Larissa Fornitano pela coleta de grande parte dos dados, por tirar todas as minhas dúvidas em qualquer hora do dia e pelas conversas, carinho e atenção. À Alessandra por todos os conselhos, ensinamentos e pela experiência única de participação nas capturas dos tamanduás-bandeira. Ao Mateus, à Daiana e à Kimberly por fazerem do estágio docência uma experiência muito agradável. À Clarice por me confortar

nos momentos de desespero e aos meninos Gabriel, Edvan e Renan que me ajudaram muito em campo, obrigada por abrirem tantas trilhas sempre bem humorados.

À todos os motoristas da Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias (FCAV) da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Campus de Jaboticabal e funcionários da Estação Ecológica de Jataí, da Estação Experimental de Luiz Antônio, do Parque Estadual das Furnas do Bom Jesus, da Reserva Biológica “Augusto Ruschi”, da Floresta Estadual de Bebedouro, da Estação Ecológica de Santa Bárbara, do Parque Estadual de Vassununga, da Estação Experimental de Santa Rita do Passa Quatro e do Parque Estadual de Porto Ferreira que sempre nos ajudaram e acolheram com muito conforto e carinho.

Ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal do Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Campus de São José do Rio Preto.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa concedida.

Resumo

Com a expansão dos centros urbanos e das atividades agrícolas, as áreas do bioma Cerrado no estado de São Paulo vêm sendo transformadas em paisagens altamente fragmentadas constituídas em grande parte por fragmentos pequenos. A perda e a fragmentação do habitat tem sido um dos principais fatores responsáveis pelo declínio populacional e pela extinção local de espécies com baixa densidade populacional, baixa taxa de reprodução, alta demanda por espaço e especialista alimentar, como o tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*). É conhecido que algumas espécies de mamíferos modificam seus padrões de atividade frente às perturbações antrópicas e até em relação aos efeitos da perda de habitat. Diante disso, os objetivos deste estudo foram avaliar se a área e o isolamento do fragmento, a porcentagem de vegetação nativa e a disponibilidade hídrica da paisagem são importantes para explicar a ocupação dos fragmentos pelo tamanduá-bandeira, e verificar se há diferenças no padrão de atividade entre as populações de tamanduás que ocupam os fragmentos menores (< 2.015 ha) e a população que ocupa o fragmento maior (10.285 ha). Os dados de presença e ausência dos tamanduás-bandeira em cada um dos vinte fragmentos de vegetação nativa localizados no nordeste do estado de São Paulo foram coletados através de armadilhas fotográficas. A influência da temperatura e da pluviosidade na probabilidade de detecção dos tamanduás e a importância das variáveis de fragmento e de paisagem na probabilidade de ocupação dos fragmentos pela espécie foram avaliadas através de modelos de ocupação de estação única. O Critério de Informação de Akaike corrigido (AICc) foi utilizado para a seleção dos melhores modelos e o teste de Mardia Watson Wheeler foi usado para verificar possíveis diferenças no padrão de atividade entre as populações que ocupam os fragmentos menores e a população presente no fragmento maior. O padrão de atividade dos tamanduás não foi influenciado pela área do fragmento, no entanto, a probabilidade de ocupação dos fragmentos pela espécie foi maior nos fragmentos com áreas maiores e em fragmentos com maior porcentagem de vegetação nativa ao redor. Portanto, a conservação de fragmentos maiores e de fragmentos com maior porcentagem de vegetação nativa ao redor é de grande importância para a conservação de tamanduás-bandeira no nordeste do estado de São Paulo.

Palavras-chave: área do fragmento, fragmentação do habitat, padrão de atividade, perda de habitat, tamanduá-bandeira

Abstract

*With the expansion of urban areas and agricultural activities, the Cerrado's areas in São Paulo state have been transformed in highly fragmented landscapes consisting largely of small fragments. Habitat loss and fragmentation have been one of the main factors responsible for population decline and local extinction of species with low population density, low reproduction rate, high spatial demand and diet specialist, such as the giant anteater (*Myrmecophaga tridactyla*). It is known that some species of mammals modify their activity patterns in face of anthropic disturbances and even in relation to the habitat loss effects. On this, the aims of this study were to evaluate if the patch's area and the isolation, the native vegetation percentage and water availability in the landscape are important to explain the patches occupancy by the giant anteater, and verify if there are differences in the activity pattern between the anteaters populations that inhabit the smaller patches (<2,015 ha) and the population that occupies the larger patch (10,285 ha). The presence and absence data of the giant anteaters in each one of the twenty patches of native vegetation located in the northeast of the São Paulo state were collected through camera traps. The temperature and rainfall influence on the detection probability of the anteaters and the importance of the patch and landscape variables on the occupancy probability of the patches by the species were evaluated through single-season occupancy models. The corrected Akaike Information Criterion (AICc) was used to select the best models and the Mardia Watson Wheeler test was used to verify possible differences in the activity pattern between the populations that inhabit the smaller patches and the population present in the larger patch. The activity pattern of the anteaters was not influenced by the patch's area, however, the occupancy probability of the patches by the species was higher in the larger patches and in patches with higher native vegetation percentage around. Therefore, the conservation of larger patches and of the patches with higher native vegetation percentage around them is of great importance for the anteater conservation in the northeast of the São Paulo state.*

Key words: patch's area, habitat fragmentation, activity pattern, habitat loss, giant anteater

Sumário

Introdução Geral	1
Referências bibliográficas	9
Capítulo 1: A influência da perda e da fragmentação do habitat sobre a ocupação e o padrão de atividade do tamanduá-bandeira (<i>Myrmecophaga tridactyla</i>).....	16
Abstract.....	16
Key words.....	17
Resumo	18
Palavras-chave	18
1. Introdução.....	19
2. Material e métodos	22
2.1 Áreas de estudo	22
2.2 Coleta de dados	26
2.3 Variáveis dos fragmentos, de paisagem e climáticas.....	27
2.3.1 Variáveis de fragmento	28
2.3.2 Variáveis de paisagem.....	28
2.3.3 Variáveis climáticas	29
2.4 Análise de dados	30
2.4.1 Análise de correlação entre variáveis.....	30
2.4.2 Análises de ocupação	30
2.4.3 Análises do padrão de atividade.....	32
3. Resultados	32
3.1 Estimativas de detecção e ocupação	32
3.2 Padrão de atividade	34
4. Discussão.....	35
4.1 Estimativas de detecção e ocupação	35
4.2 Padrão de atividade	39
5. Conclusões	41
6. Referências bibliográficas	43

Introdução Geral

Há centenas de anos, o crescimento e a expansão das atividades antrópicas vêm modificando paisagens naturais em todo o mundo tanto involuntariamente quanto intencionalmente (KIRCH, 2005; ELLIS et al., 2010). Desde o ano de 1.700, as áreas de savana da biosfera terrestre tiveram 23% de sua cobertura original substituída por áreas de cultivo (ELLIS et al., 2010). Dentre as savanas mundiais, o Cerrado é considerado como a maior, mais rica e provavelmente a savana tropical mais ameaçada do mundo (MYERS et al., 2000; SILVA; BATES, 2002).

Conhecido como o segundo maior bioma da América do Sul, o Cerrado é superado em área apenas pela Amazônia o que faz dele um importante representante da vegetação terrestre na América do Sul (SILVA; BATES, 2002). Constituído por diferentes fitofisionomias, o Cerrado apresenta formações que variam de campestres a savânicas e florestais (WALTER; CARVALHO; RIBEIRO, 2008; BATALHA, 2011). Além de uma ampla heterogeneidade espacial, o Cerrado possui grande biodiversidade a qual é, em parte, representada por 1.268 espécies de vertebrados e 10.000 espécies de plantas sendo que, respectivamente, 9,2% e 44% das espécies são endêmicas (MYERS et al., 2000). No entanto, apesar de toda a sua biodiversidade, o uso do solo para pastagens e cultivos agrícolas tem predominado sobre a conservação do Cerrado cuja vegetação tem sido degradada drasticamente (KLINK; MACHADO, 2005). Caso a perda de cobertura nativa do Cerrado atinja 75%, estima-se que ao menos 24% das espécies poderão desaparecer (MACHADO et al., 2008). Uma vez que a redução da cobertura da vegetação nativa e o processo de fragmentação influenciam negativamente na ocorrência das espécies (CHIARELLO, 1999; CROOKS, 2002a; LAURANCE et al., 2002; VIRGÓS, 2002; PARDINI et al., 2010), a preservação de cada remanescente se torna essencial para a conservação da diversidade biológica.

Em meados do século XIX, o processo de expansão da agricultura levou a uma redução drástica na vegetação natural do estado de São Paulo devido ao crescimento da cafeicultura e posteriormente da cultura canvieira (RODRIGUES; HOTT, 2010). Originalmente o Cerrado cobria 14% (KRONKA et al., 1998) da superfície do estado e atualmente restam menos de 1% de sua cobertura original que se distribuem pela paisagem de forma descontínua representada em sua maior parte por fragmentos pequenos (KRONKA et al., 1998, 2005; RODRIGUES; BONONI, 2008).

O Cerrado que anteriormente ocupava uma grande extensão do estado de São Paulo, nos dias de hoje suporta as consequências de um processo chamado fragmentação. A fragmentação *lato sensu* é constituída por dois processos denominados perda de habitat, que

corresponde à redução da área de vegetação nativa e, a fragmentação *sensu stricto* que representa a divisão do habitat (FAHRIG, 2003). A perda de habitat é caracterizada pela redução no tamanho do fragmento e/ou de áreas de vegetação nativa disponíveis na paisagem para as espécies (FAHRIG, 2003). Já a fragmentação *sensu lato*, daqui em diante denominada fragmentação, é caracterizada por mudanças na configuração da paisagem geralmente representada pelo aumento no número e no isolamento dos fragmentos independente da perda de habitat (FAHRIG, 2003). Estudos empíricos mostram que os efeitos da fragmentação do habitat sobre a biodiversidade tendem a ser pouco pronunciados podendo ser tanto positivos quanto negativos, enquanto os efeitos da perda de habitat são fortes e negativos sobre a biodiversidade (FAHRIG, 2003).

Por estarem inseridos em paisagens constituídas por uma matriz de habitat diferente do qual são compostos, os fragmentos se assemelham a “ilhas de habitat” (PIRES; FERNANDEZ; BARROS, 2006). Desta forma, conhecimentos provenientes da teoria da biogeografia de ilhas têm sido importantes para a compreensão das respostas de comunidades de mamíferos terrestres aos efeitos de perda e fragmentação do habitat (PIRES; FERNANDEZ; BARROS, 2006). Dos padrões observados em ecossistemas insulares, o padrão que prediz que ilhas maiores geralmente possuem maior número de espécies quando comparadas a ilhas menores (MACARTHUR; WILSON, 1967) é o que mais tem sido registrado em fragmentos de florestas tropicais (CHIARELLO, 1999; LAURANCE et al., 2002; PARDINI et al., 2010). Na Mata Atlântica, foram registradas relações positivas entre o tamanho do fragmento e a riqueza de pequenos mamíferos especialistas (PARDINI et al., 2010) e mamíferos de médio e grande porte (CHIARELLO, 1999). Esta mesma relação também foi observada para mamíferos da África do Sul (RAMESH; DOWNS, 2016) e em um estudo que avaliou a riqueza de anfíbios, pássaros e mamíferos no Hemisfério Ocidental (DURÁN et al., 2016). Estes trabalhos mostram um forte efeito negativo do processo de perda de habitat na diversidade de espécies, geralmente relacionado com a incapacidade de pequenos fragmentos de suportar espécies de grande porte que requerem áreas grandes para a manutenção de uma população viável (CHIARELLO, 1999; RAMESH; DOWNS, 2016).

Além da redução no tamanho dos fragmentos, outro fator que tem representado os efeitos nocivos do processo de perda de habitat na biodiversidade dos mamíferos é a perda de vegetação nativa da paisagem (PARDINI et al., 2010). Na Mata Atlântica, a riqueza e abundância de pequenos mamíferos especialistas de floresta foram maiores nas paisagens mais florestadas (PARDINI et al., 2010). Em paisagens com altas porcentagens de cobertura de vegetação nativa (> 30%), o aumento da quantidade de fragmentos juntamente com o

aumento da ocorrência de fragmentos maiores e mais próximos entre si (FAHRIG, 2003; MICHALSKI; PERES; LAKE, 2008; PARDINI et al., 2010) auxiliam na imigração das espécies entre os fragmentos (PARDINI et al., 2010; GÁLVEZ et al., 2013) e proporcionam maior quantidade de recursos quando associados com os disponíveis no fragmento ocupado originalmente pela espécie (GÁLVEZ et al., 2013). Desta forma, a vegetação nativa ao redor dos fragmentos pode auxiliar no processo de recolonização aumentando assim as chances de persistência de populações de espécies presentes em paisagens fragmentadas.

Em paisagens com cobertura de vegetação nativa inferior a 30%, a ocorrência das espécies tem maior probabilidade de ser influenciada pelo tamanho do fragmento e/ou pelo isolamento, uma vez que estes fatores fortalecem o declínio no tamanho populacional geralmente iniciado pelos efeitos da perda de habitat (ANDRÉN, 1994). Nestas paisagens, reduções adicionais do habitat podem resultar no aumento do isolamento (ANDRÉN, 1994; PARDINI et al., 2010) o qual pode limitar o acesso aos recursos (GÁLVEZ et al., 2013) e a movimentação de indivíduos entre os fragmentos (FAHRIG; MERRIAM, 1994; PARDINI et al., 2010) diminuindo assim o fluxo gênico (COLLEVATTI et al., 2007; HAAG et al., 2010) e gerando pequenas populações isoladas (FAHRIG; MERRIAM, 1994; COLLEVATTI et al., 2007). A partir disso, em um fragmento isolado a persistência das espécies se torna dependente do tamanho do fragmento devido às reduções na taxa de imigração que auxiliava na manutenção da população (PARDINI et al., 2010) aumentando assim a probabilidade de extinções locais (FAHRIG; MERRIAM, 1994; PARDINI et al., 2010).

O tamanho corporal tem sido associado com o elevado risco de extinção de mamíferos de grande porte, pois além do requerimento de áreas maiores, espécies de grande porte tendem a apresentar outras características intrínsecas biológicas como baixas densidades populacionais e longos períodos de gestação e de cuidado parental que podem ser determinantes no risco de extinção quando somados às ameaças externas (CARDILLO et al., 2005). A maior parte dos estudos que abordam os efeitos da perda ou da fragmentação do habitat sobre mamíferos de grande porte registrou a sua ocorrência apenas nos fragmentos maiores (CHIARELLO, 1999; CROOKS, 2002b; VIRGÓS, 2002; MICHALSKI; PERES, 2007; RAMESH; DOWNS, 2016) e menos isolados (CROOKS, 2002b). Essa resposta dos mamíferos de grande porte tem sido relacionada com a menor disponibilidade de recursos em fragmentos menores (MCNAB, 1963) e com a incapacidade de suporte de populações maiores por estes fragmentos (VOS et al., 2001). Além disso, as características intrínsecas dos mamíferos de grande porte quando associadas aos impactos de perda do habitat e ao procedimento de caça ilegal ou de subsistência podem elevar a propensão das populações à

extinção local (CHIARELLO, 1999; CARDILLO et al., 2005; MICHALSKI; PERES, 2007; FRITZ; BININDA-EMONDS; PURVIS, 2009; RAMESH; DOWNS, 2016).

Até o momento, os conhecimentos sobre a influência do tamanho do fragmento e da cobertura de vegetação nativa na distribuição de mamíferos, em sua maior parte, são provenientes de estudos de riqueza e abundância de comunidades de mamíferos (CHIARELLO, 1999; MICHALSKI; PERES, 2005, 2007; PARDINI et al., 2010; SAMPAIO et al., 2010). Poucos são os estudos que focaram em grupos específicos (CROOKS, 2002b; ZIMBRES et al., 2013a; SILVA et al., 2015) ou em uma única espécie (VIRGÓS, 2001; VIRGÓS; GARCÍA, 2002; MCALPINE et al., 2006).

Em estudos que avaliaram a ocupação de fragmentos por grupos específicos de mamíferos (carnívoros e primatas), a influência da perda e/ou da fragmentação do habitat diferiu entre espécies pertencentes a um mesmo grupo (CROOKS, 2002b; SILVA et al., 2015). Para os carnívoros, as diferenças nas respostas das espécies frente à influência do tamanho do fragmento e do isolamento foram relacionadas com o tamanho corporal e com a capacidade de dispersão de algumas espécies pela matriz (CROOKS, 2002b). Em um estudo com primatas em fragmentos de Mata Atlântica, o tamanho do fragmento foi de grande importância para a ocorrência do macaco-prego (*Sapajus nigritus*) e do guigó, *Callicebus nigrifrons* (SILVA et al., 2015). No entanto, a menor importância do tamanho do fragmento na ocupação pelo sagui-da-serra-escuro (*Callithrix aurita*), considerado como uma espécie altamente sensível a habitats alterados, indica que a distribuição da espécie na paisagem pode ser melhor explicada por outras variáveis não consideradas no estudo como, por exemplo, o grau de degradação dos fragmentos de floresta (SILVA et al., 2015). Desta forma, estudos que consideram a espécie como elemento básico são muito importantes, pois permitem uma melhor compreensão da relação entre as características intrínsecas da espécie com os efeitos da perda e fragmentação do habitat.

Atualmente, os efeitos da perda e fragmentação do habitat têm apresentado resultados controversos na ocorrência de espécies especialistas alimentares. Para carnívoros nativos da Califórnia a relação negativa entre riqueza e isolamento do fragmento foi considerada fraca (CROOKS, 2002b). Para este grupo, a capacidade que algumas espécies têm de se dispersar pela matriz pode ter minimizado o efeito do isolamento dos fragmentos (CROOKS, 2002b), representando um fraco efeito da fragmentação sobre a diversidade de carnívoros. Pouco ou nenhum efeito do *status* da fragmentação foi observado para xenartras indicando assim que os impactos da fragmentação do habitat não influenciam a ocupação das espécies estudadas (ZIMBRES et al., 2013a). No entanto, esse resultado deve ser interpretado com cautela, uma

vez que neste estudo, o processo de fragmentação não foi avaliado com uma variação suficientemente ampla capaz de mostrar nitidamente os efeitos da fragmentação na ocupação das espécies (ZIMBRES et al., 2013a).

De um modo geral, a sensibilidade de espécies insetívoras pode estar relacionada com um maior requerimento espacial para a obtenção do alimento (MCNAB, 1963) e com supostas alterações na abundância de alimento devido às mudanças na cobertura de vegetação nativa e nas bordas dos fragmentos (AHUMADA et al., 2011; VETTER et al., 2011). O tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*), que consiste em uma espécie insetívora especialista, não foi registrado em fragmentos com área menor do que 200 ha na Mata Atlântica (CHIARELLO, 1999) e foi considerado extinto localmente em fragmentos menores que 100 ha na região amazônica (MICHALSKI; PERES, 2007). No entanto, no Cerrado da região Central do Brasil, não foi observado efeito da fragmentação sobre a ocupação dos tamanduás-bandeira e nem dos tamanduás-mirim, *Tamandua tetradactyla* (ZIMBRES et al., 2013a). Além disso, o tamanduá-mirim e o tamanduá-do-norte (*Tamandua mexicana*) têm respondido positivamente quanto aos efeitos da perda e fragmentação do habitat (MICHALSKI; PERES, 2007; THORNTON; BRANCH; SUNQUIST, 2011). Essas diferenças nas respostas mostram que apesar das três espécies serem especialistas insetívoras, outras características e exigências ecológicas podem estar influenciando em sua sensibilidade quanto aos efeitos da perda e fragmentação do habitat. Em geral, espécies de grande porte têm grandes demandas de energia o que exige uma área grande para a coleta de alimentos e, de certa forma, limita a densidade da população em um fragmento devido ao limite na quantidade de recursos (MCNAB, 1963). Ao considerar que a área de vida pode ser influenciada pelo tipo de alimento (MCNAB, 1963), a associação entre os efeitos da especialização alimentar e o tamanho corporal podem estar agindo como um filtro na persistência do tamanduá-bandeira em pequenos fragmentos.

Atualmente, são poucos os estudos que avaliaram os efeitos do tamanho do fragmento, da cobertura de vegetação nativa e do isolamento sobre a ocorrência de uma única espécie (VIRGÓS, 2001; VIRGÓS; GARCÍA, 2002; MCALPINE et al., 2006). Além disso, a influência desses fatores sobre o padrão de atividade de mamíferos é um assunto que tem sido pouco estudado. A compreensão sobre quais fatores extrínsecos são capazes de modificar o padrão de atividade é de grande importância para o entendimento sobre a adaptação e persistência das espécies de mamíferos em áreas alteradas pelas atividades humanas.

Apesar das restrições filogenéticas na evolução do padrão de atividade (ROLL; DAYAN; KRONFELD-SCHOR, 2006), diferentes espécies de mamíferos têm apresentado

modificações em seus períodos de atividade frente a diversos fatores. Dentre os fatores extrínsecos, como a temperatura (BRICE et al., 2002; CAMILO-ALVES; MOURÃO, 2006; MOURÃO; MEDRI, 2007; MACCARINI et al., 2015), a disponibilidade de alimento (ESTRADA et al., 1999; THEUERKAUF et al., 2003) e distúrbios provenientes da atividade humana (MCCLENNEN; WIGGLESWORTH; ANDERSON, 2001; GEORGE; CROOKS, 2006), o tamanho do fragmento tem sido considerado como mais um fator capaz de modificar o padrão de atividade de mamíferos (NORRIS; MICHALSKI; PERES, 2010). Em geral, tatus-galinha (*Dasypus novemcinctus*) são predominantemente noturnos, este padrão de atividade foi encontrado em fragmentos com áreas maiores que 1.000 ha, porém a espécie apresentou atividade diurna e noturna em fragmentos menores que 1.000 ha com a maior quantidade de registros durante o dia em áreas com menos de 100 ha (NORRIS; MICHALSKI; PERES, 2010). A atividade diurna dos tatus apenas nos fragmentos menores foi relacionada com a aquisição de alimento na matriz ao seu redor devido a possíveis mudanças na disponibilidade de artrópodes nos fragmentos (NORRIS; MICHALSKI; PERES, 2010).

Como consequência do processo de fragmentação, a criação de bordas nos fragmentos expõe parte deles às condições ambientais da matriz circundante (STEVENS; HUSBAND, 1998). A interação entre matriz e fragmentos de habitat leva a uma série de mudanças bióticas e abióticas que ocorrem nas bordas dos fragmentos se estendendo por distâncias variadas em direção ao seu interior (LAURANCE, 1997). Este conjunto de alterações é denominado efeito de borda, sendo geralmente caracterizado por mudanças na estrutura da vegetação e alterações microclimáticas como variações na temperatura, umidade e incidência de ventos (MURCIA, 1995; KAPOK et al., 1997). Além destas modificações, também podem ocorrer mudanças na abundância de invertebrados (DIDHAM et al., 1996), como alterações na composição de formigas nas bordas dos fragmentos (CARVALHO; VASCONCELOS, 1999). Uma vez que em fragmentos menores o efeito de borda tende a ser mais forte, acredita-se que espécies especialistas insetívoras sensíveis à temperatura ambiente como o tamanduá-bandeira (CAMILO-ALVES; MOURÃO, 2006) possam modificar os seus períodos de atividade em fragmentos pequenos como forma de minimizar os distúrbios causados pela perda e fragmentação do habitat. Embora os tamanduás-bandeira e outras espécies de xenartras não tenham apresentado mudanças no padrão de atividade entre áreas mais e menos fragmentadas, acredita-se que a ausência de alterações no padrão de atividade possa estar relacionada com a falta de um gradiente de fragmentação amplo no estudo ou com um atraso no tempo de resposta das espécies às alterações na estrutura da paisagem (ZIMBRES et al., 2013a).

O tamanduá-bandeira é uma das espécies pertencentes à superordem Xenarthra constituída por espécies que apresentam articulações adicionais (xenarthrales) entre as vértebras lombares que permitem aos animais assumirem uma postura ereta (MEDRI; MOURÃO; RODRIGUES, 2011). Esta superordem inclui os tatus pertencentes à Ordem Cingulata e as preguiças e tamanduás pertencentes à Ordem Pilosa (VIZCAINO; LOUGHRY, 2008). Os membros da Ordem Pilosa são caracterizados por uma densa cobertura de pelos no corpo e por um baixo metabolismo e baixa temperatura corporal (MEDRI; MOURÃO; RODRIGUES, 2011). Dentre as quatro famílias pertencentes à Ordem Pilosa, o tamanduá-bandeira está incluído no gênero *Myrmecophaga* pertencente à família Myrmecophagidae (GARDNER, 2005).

O tamanduá-bandeira apresenta distribuição original do sul de Belize e da Guatemala até o norte da Argentina e do Uruguai (WETZEL, 1985). Entretanto, atualmente na América Central, a espécie está limitada às regiões montanhosas e provavelmente extinta na Guatemala e em Belize (SUPERINA; MIRANDA; ABBA, 2010), enquanto na América do Sul se encontra extinta no Uruguai (EISENBERG; REDFORD, 1999). No Brasil, a espécie é encontrada em todos os biomas (PAGLIA et al., 2012). No entanto, a vasta ocupação humana nos diferentes tipos de habitat tem contribuído com a redução da densidade das populações e da área de distribuição do tamanduá-bandeira (MEDRI; MOURÃO; HARADA, 2003) devido à perda de habitat (MICHALSKI; PERES, 2007), atropelamentos, caça e incêndios florestais (FISCHER, 1997; LEEUWENBERG, 1997; SILVEIRA et al., 1999; SUPERINA; MIRANDA; ABBA, 2010). Estes fatores juntamente com a baixa taxa reprodutiva e longo período de cuidado parental (FONSECA; AGUIAR, 2004) contribuem para a classificação da espécie como criticamente ameaçada no Rio Grande do Sul (FONTANA; BENCKE; REIS, 2003) e “vulnerável” à extinção em âmbito mundial (IUCN, 2014), nacional (MACHADO; DRUMMOND; PAGLIA, 2008) e no Estado de São Paulo (BRESSAN; KIERULFF; SUGIEDA, 2009).

Considerado como o maior representante da família Myrmecophagidae, o tamanduá-bandeira pode apresentar massa corpórea superior a 35 kg (RODRIGUES et al., 2008) e atingir 2 metros de comprimento total (EISENBERG, 1989). O tamanho médio de área de vida estimado para a espécie varia de 2,7 a 11,9 km² com grande sobreposição de áreas entre indivíduos de ambos os sexos (MONTGOMERY; LUBIN, 1977; SHAW; MACHADO-NETO; CARTER, 1987; CAMILO-ALVES, 2003; MIRANDA, 2004). Com exceção das fêmeas com filhotes e período de acasalamento, os tamanduás geralmente são encontrados sozinhos podendo manifestar atividade diurna (SHAW; CARTER; MACHADO-NETO,

1985; SHAW; MACHADO-NETO; CARTER, 1987; CAMILO-ALVES; MOURÃO, 2006; MOURÃO; MEDRI, 2007) e/ou noturna (MONTGOMERY; LUBIN, 1977; CAMILO-ALVES; MOURÃO, 2006) assim como mudanças no período de atividade na mesma região em dias diferentes de acordo com a temperatura ambiente (CAMILO-ALVES; MOURÃO, 2006). As mudanças no padrão de atividade dos tamanduás causadas por variações na temperatura ambiente estão relacionadas com a baixa capacidade de termorregulação da espécie (MCNAB, 1984).

A ausência de um padrão claro e generalizável nas respostas das espécies frente aos impactos da perda e fragmentação do habitat sugere que a avaliação do *status* de conservação de algumas espécies depende de estudos que consideram a espécie como elemento básico (WIENS et al., 1993). Dessa forma, a compreensão sobre quais variáveis de fragmento e de paisagem influenciam na ocorrência dos tamanduás-bandeira e, sobre a influência da área do fragmento no padrão de atividade torna-se fundamental tanto para o entendimento ecológico da espécie como no auxílio aos planejamentos de conservação da mesma e de seus habitats.

Referências 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 B**, v. 366, p. 2703–2711, 2011.

ANDRÉN, H. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. **Oikos**, v. 71, n. 3, p. 355–366, 1994.

BATALHA, M. A. O cerrado não é um bioma. **Biota Neotropica**, v. 11, n. 1, p. 21–24, 2011.

BRESSAN, P. M.; KIERULFF, M. C. M.; SUGIEDA, A. M. **Fauna ameaçada de extinção no estado de São Paulo – vertebrados**. São Paulo, SP: Fundação Parque Zoológico de São Paulo e Secretaria do Meio Ambiente, 2009. 646 p.

BRICE, P. H.; GRIGG, G. C.; BEARD, L. A.; DONOVAN, J. A. Patterns of activity and inactivity in echidnas (*Tachyglossus aculeatus*) free-ranging in a hot dry climate: Correlates with ambient temperature, time of day and season. **Australian Journal of Zoology**, v. 50, n. 5, p. 461–475, 2002.

CAMILO-ALVES, C. S. P. **Adaptações dos tamanduás-bandeira (*myrmecophaga tridactyla* Linnaeus, 1758) à variação da temperatura ambiente no Pantanal da Nhecolândia, MS**. 2003. 48f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação), Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande, 2003.

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.

CARDILLO, M.; MACE, G. M.; JONES, K. E.; BIELBY, J.; BININDA-EMONDS, O. R. P.; SECHREST, W.; ORME, C. D. L.; PURVIS, A. Multiple causes of high extinction risk in large mammal species. **Science**, v. 309, p. 1239–1241, 2005.

CARVALHO, K. S.; VASCONCELOS, H. L. Forest fragmentation in central Amazonia and its effects on litter-dwelling ants. **Biological Conservation**, v. 91, p. 151–157, 1999.

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.

COLLEVATTI, R. G.; LEITE, K. C. E.; DE MIRANDA, G. H. B.; RODRIGUES, F. H. G. Evidence of high inbreeding in a population of the endangered giant anteater, *Myrmecophaga tridactyla* (Myrmecophagidae), from Emas National Park, Brazil. **Genetics and Molecular Biology**, v. 30, n. 1, p. 112–120, 2007.

CROOKS, K. R. Relative Sensitivities of Mammalian Carnivores to Habitat Fragmentation.

Conservation Biology, v. 16, n. 2, p. 488–502, 2002.

DIDHAM, R. K.; GHAZOUL, J.; STORK, N. E.; DAVIS, A. J. Insects in fragmented forest: a functional approach. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 11, n. 6, p. 255–260, 1996.

DURÁN, A. P.; INGER, R.; CANTÚ-SALAZAR, L.; GASTON, K. J. Species richness representation within protected areas is associated with multiple interacting spatial features. **Diversity and Distributions**, v. 22, n. 3, p. 300–308, 2016.

EISENBERG, J. F. **Mammals of the neotropics: the northern neotropics**. Chicago and London: The University of Chicago Press, 1989. 449 p.

EISENBERG, J. F.; REDFORD, K. H. **Mammals of the neotropics: the central neotropics. Ecuador, Peru, Bolivia, Brazil**. [s.l.] Chicago: The University of Chicago Press, 1999. 610 p.

ELLIS, E. C.; GOLDEWIJK, K. K.; SIEBERT, S.; LIGHTMAN, D.; RAMANKUTTY, N. Anthropogenic transformation of the biomes, 1700 to 2000. **Global Ecology and Biogeography**, v. 19, n. 5, p. 589–606, 2010.

ESTRADA, A.; JUAN-SOLANO, S.; MARTÍNEZ, T. O.; COATES-ESTRADA, R. Feeding and general activity patterns of a howler monkey (*Allouatta palliata*) troop living in a forest fragment at Los Tuxtlas, Mexico. **American Journal of Primatology**, v. 48, p. 167–183, 1999.

FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Review Literature And Arts Of The Americas**, v. 34, p. 487–515, 2003.

FAHRIG, L.; MERRIAM, G. Conservation of fragmented populations. **Conservation Biology**, v. 8, n. 1, p. 50–59, 1994.

FISCHER, W. A. **Efeitos da BR-262 na mortalidade de vertebrados silvestres: síntese naturalística para a conservação da região do Pantanal, MS**. 1997. 44f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas/Ecologia) - Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande, MS, 1997.

FONSECA, G. A. B.; AGUIAR, J. M. The 2004 Edentate Species Assessment Workshop. **Edentata**, v. 6, p. 1–2, 2004.

FONTANA, C. S.; BENCKE, G. A.; REIS, R. E. **Livro vermelho da fauna ameaçada de extinção no Rio Grande do Sul**. Porto Alegre, RS: EDIPUCRS, 2003. 632p.

FRITZ, S. A.; BININDA-EMONDS, O. R. P.; PURVIS, A. Geographical variation in predictors of mammalian extinction risk: Big is bad, but only in the tropics. **Ecology Letters**, v. 12, n. 6, p. 538–549, 2009.

GÁLVEZ, N.; HERNÁNDEZ, F.; LAKER, J.; GILABERT, H.; PETITPAS, R.; BONACIC, C.; GIMONA, A.; HESTER, A.; MACDONALD, D. W. Forest cover outside protected areas plays an important role in the conservation of the vulnerable guinea *Leopardus guigna*. **Oryx**, v. 47, n. 2, p. 251–258, 2013.

GARDNER, A. L. Order Pilosa. In: WILSON, D. E.; REEDER, D. M. (Ed.). **Mammals species of the world: a taxonomic and geographic reference**. Third Edit ed. [s.l.] Baltimore: The John Hopkins University Press, 2005. p. 98–102.

GEORGE, S. L.; CROOKS, K. R. Recreation and large mammal activity in an urban nature reserve. **Biological Conservation**, v. 133, n. 1, p. 107–117, 2006.

HAAG, T.; SANTOS, A. S.; SANA, D. A.; MORATO, R. G.; CULLEN, L.; CRAWSHAW, P. G.; DE ANGELO, C.; DI BITETTI, M. S.; SALZANO, F. M.; EIZIRIK, E. The effect of habitat fragmentation on the genetic structure of a top predator: Loss of diversity and high differentiation among remnant populations of Atlantic Forest jaguars (*Panthera onca*). **Molecular Ecology**, v. 19, n. 22, p. 4906–4921, 2010.

IUCN. **IUCN Red List of Threatened Species**. Disponível em: <<http://www.iucnredlist.org/details/14224/0>>. Acesso em: 10 out. 2016.

KAPOS, V.; WANDELLI, E.; CAMARGO, J. L.; GANADE, G. Edge-related changes in environment and plant responses due to forest fragmentation in Central Amazonia. In: LAURANCE, W. F.; BIERREGAARD JR., R. O. (Ed.). **Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities**. [s.l.] University of Chicago Press, 1997. p. 33–44.

KIRCH, P. V. Archaeology and global change: The Holocene Record. **Annual Review of Environment and Resources**, v. 30, n. 1, p. 409–440, 2005.

KLINK, C. a.; MACHADO, R. B. A conservação do Cerrado brasileiro. **Megadiversidade**, v. 1, n. 1, p. 147–155, 2005.

KRONKA, J. N. F.; NALON, M. A.; MATSUKUMA, C. K.; PAVAO, M.; GUILLAUMON, J. R.; CAVALLI, A. C.; GIANNOTTI, E.; YWANE, 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, 1998. 84 p.

KRONKA, F. J. N.; NALON, M. A.; MATSUKUMA, C. K.; KANASHIRO, M. M.; YWANE, M. S. S.; PAVAO, M.; DURIGAN, G.; LIMA, L. P. R.; GUILLAUMON, J. R.; BAITELLO, J. B.; BORGIO, S. C.; MANETTI, L. A.; BARRADAS, A. M. .; FUKUDA, J. C.; SHIDA, C. N.; MONTEIRO, C. H. B.; PONTINHAS, A. A. S.; ANDRADE, G. G.; BARBOSA, O.; SOARES, A. P.; JOLY, C. A.; COUTO, H. T. Z. **Inventário florestal da vegetação nativa do estado de São Paulo**, 2005. 200 p.

LAURANCE, W. F. Hyper-disturbed parks: edge effects and the ecology of isolated rainforest reserves in tropical Australia. In: WF, L.; RO, B. J. (Ed.). **Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities**. [s.l.] University of Chicago Press, 1997. p. 71–84.

LAURANCE, W. F.; LOVEJOY, T. E.; VASCONCELOS, H. L.; BRUNA, E. M.; DIDHAM, R. K.; STOUFFER, P. C.; GASCON, C.; BIERREGAARD, R. O.; LAURANCE, S. G.; SAMPAIO, E. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments : a 22-years investigation. **Conservation Biology**, v. 16, n. 3, p. 605–618, 2002.

LEEUWENBERG, F. Edentata as a food resource: subsistence hunting by Xavante Indians, Brasil. **Edentata**, v. 3, p. 4–5, 1997.

MACARTHUR, R. H.; WILSON, E. O. **The theory of island biogeography**. [s.l.] Princeton University Press, 1967. 203 p.

MACCARINI, T. B.; ATTIAS, N.; MEDRI, Í. M.; MARINHO-FILHO, J.; MOURÃO, G. Temperature influences the activity patterns of armadillo species in a large neotropical wetland. **Mammal Research**, v. 60, n. 4, p. 403–409, 2015.

MACHADO, A. B. M.; DRUMMOND, G. M.; PAGLIA, A. P. **Livro vermelho da fauna ameaçada**. Belo Horizonte e Brasília: Fundação Biodiversitas / MMA, 2008.

MACHADO, R. B.; AGUIAR, L. M. S.; CASTRO, A. A. J. F.; NOGUEIRA, C. C.; RAMOS NETO, M. B. Caracterização da fauna e flora do Cerrado. In: FALEIRO, F. GELAPE; NETO, A. L. DE F. (Ed.). **Savanas: desafios e estratégias para o equilíbrio entre sociedade, agronegócio e recursos naturais**. Brasília: [s.n]. 2008. p. 285–300.

MCALPINE, C. A.; RHODES, J. R.; CALLAGHAN, J. G.; BOWEN, M. E.; LUNNEY, D.; MITCHELL, D. L.; PULLAR, D. V.; POSSINGHAM, H. P. The importance of forest area and configuration relative to local habitat factors for conserving forest mammals: A case study of koalas in Queensland, Australia. **Biological Conservation**, v. 132, n. 2, p. 153–165, 2006.

MCCLENNEN, N.; WIGGLESWORTH, R. R.; ANDERSON, S. H. The effect of suburban and agricultural development on the activity patterns of coyotes (*Canis latrans*). **The American Midland Naturalist**, v. 146, n. 1, p. 27–36, 2001.

MCNAB, B. K. Bioenergetics and the determination of home range size. **The American Naturalist**, v. XCVII, n. 894, p. 133–140, 1963.

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

MEDRI, Í. M.; MOURÃO, G. M.; HARADA, A. Y. Dieta de Tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) no Pantanal da Nhecolândia, Brasil. **Edentata**, n. 5, p. 29–34, 2003.

MEDRI, Í. M.; MOURÃO, G. M.; RODRIGUES, F. H. G. Ordem Pilosa. In: REIS, N. R. DOS; PERACCHINI, A. L.; PEDRO, W. A.; LIMA, I. P. DE (Ed.). **Mamíferos do Brasil**. Second Edi ed. p. 91–106, 2011.

MICHALSKI, F.; PERES, C. A. Anthropogenic determinants of primate and carnivore local extinctions in a fragmented forest landscape of southern Amazonia. **Biological Conservation**, v. 124, n. 3, p. 383–396, 2005.

MICHALSKI, F.; PERES, C. A. Disturbance-mediated mammal persistence and abundance-area relationships in Amazonian Forest fragments. **Conservation Biology**, v. 21, n. 6, p. 1626–1640, 2007.

MICHALSKI, F.; PERES, C. a.; LAKE, I. R. Deforestation dynamics in a fragmented region of southern Amazonia: evaluation and future scenarios. **Environmental Conservation**, v. 35, n. 2, p. 93–103, 2008.

MIRANDA, G. H. B. **Ecologia e conservação do tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*, Linnaeus, 1758) no Parque Nacional das Emas**. 2004. 81f. Tese (Doutorado em Ecologia) - Universidade de Brasília, Brasília, 2004.

MONTGOMERY, G. G.; LUBIN, Y. D. Prey influences on movements of neotropical anteaters. In: PHILIPS, R. L.; JONKEL, C. (Ed.). **Proceedings of the 1975 Predator Symposium**. Missoula: University of Montana, 1977. p. 103–131.

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

MURCIA, C. Edge effects in fragmented forests: implications for Conservation. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 10, p. 58–62, 1995.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R.; MITTERMEIER, C.; DAFONESCA, G.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Conservation Biology**, v. 403, p. 853–858, 2000.

NORRIS, D.; MICHALSKI, F.; PERES, C. a. Habitat patch size modulates terrestrial mammal activity patterns in Amazonian Forest fragments. **Journal of Mammalogy**, v. 91, n. 3, p. 551–560, 2010.

PAGLIA, A. P.; RYLANDS, A. B.; HERRMANN, G.; AGUIAR, L. M. S.; CHIARELLO, A. G.; LEITE, Y. L. R.; COSTA, L. P.; SICILIANO, S. **Lista anotada dos mamíferos do Brasil / annotated checklist of brazilian mammals**. Second Edi ed. Arlington, VA: Conservation International, 2012. 76p.

PARDINI, R.; BUENO, A. de 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.

PIRES, A. S.; FERNANDEZ, F. A. S.; BARROS, C. S. Vivendo em um mundo em pedaços: efeitos da fragmentação florestal sobre comunidades e populações animais. In: ROCHA, C. F. D.; BERGALLO, H. G.; SLUYS, M. VAN; ALVES, M. A. S. (Ed.). **Essências em Biologia da conservação**. São Carlos: [s.n.], 2006. p. 231–260.

RAMESH, T.; DOWNS, C. T. Impact of farmland use on population density and activity patterns of serval in South Africa. **Journal of Mammalogy**, v. 94, n. 6, p. 1460–1470, 2016.

RODRIGUES, C. A. G.; HOTT, M. C. Dinâmica da vegetação natural no nordeste do estado de São Paulo, entre 1988 e 2003. **Revista Árvore**, v. 34, n. 5, p. 881–887, 2010.

RODRIGUES, F. H. G.; MEDRI, Í. M.; MIRANDA, G. H. B. de; CAMILO-ALVES, C.; MOURÃO, G. M. Anteater behavior and ecology. In: VIZCAÍNO, S. F.; LOUGHRY, W. J.

(Ed.). **The Biology of the Xenarthra**. Gainesville, FL: University Press of Florida, 2008. p. 257–268.

RODRIGUES, R. R. .; BONONI, V. L. R. **Diretrizes para conservação e restauração da biodiversidade no estado de São Paulo**. [s.l.] Instituto de Botânica, 2008.

ROLL, U.; DAYAN, T.; KRONFELD-SCHOR, N. On the role of phylogeny in determining activity patterns of rodents. **Evolutionary Ecology**, v. 20, n. 5, p. 479–490, 2006.

SAMPAIO, R.; LIMA, A. P.; MAGNUSSON, W. E.; PERES, C. A. Long-term persistence of mid-sized to large-bodied mammals in Amazonian landscapes under varying contexts of forest cover. **Biodiversity and Conservation**, v. 19, n. 8, p. 2421–2439, 2010.

SHAW, J. H.; CARTER, T. S.; MACHADO-NETO, J. C. Ecology of the giant anteater *Myrmecophaga tridactyla* in Serra da Canastra, Minas Gerais, Brazil: a pilot study. In: MONTGOMERY, G. G. (Ed.). **The Evolution and Ecology of Armadillos, Sloths, and Vermilinguas**. [s.l.] Washington and London: Smithsonian Institution Press, 1985. p. 379–384.

SHAW, J. H.; MACHADO-NETO, J.; CARTER, T. S. Behavior of free-living giant anteaters (*Myrmecophaga tridactyla*). **Biotropica**, v. 19, n. 3, p. 255–259, 1987.

SILVA, J. M. C. da; BATES, J. M. Biogeographic Patterns and Conservation in the South American Cerrado: A Tropical Savanna Hotspot. **BioScience**, v. 52, n. 3, p. 225, 2002.

SILVA, L. G. da; RIBEIRO, M. C.; HASUI, É.; COSTA, C. A. da; CUNHA, R. G. T. da. Patch size, functional isolation, visibility and matrix permeability influences neotropical primate occurrence within highly fragmented landscapes. **Plos One**, v. 10, n. 2, p. 1–20, 2015.

SILVEIRA, L.; RODRIGUES, F. H. G.; JACOMO, A. T. D.; DINIZ, J. A. F. Diniz. Impact of wildfires on the megafauna of Emas National Park, central Brazil. **Oryx**, v. 33, n. 2, p. 108–114, 1999.

STEVENS, S. M.; HUSBAND, T. P. The influence of edge on small mammals: evidence from Brazilian Atlantic forest fragments. **Biological Conservation**, v. 85, p. 1–8, 1998.

SUPERINA, M.; MIRANDA, F. R.; ABBA, A. M. The 2010 slot red list assessment. **Edentata**, v. 11, n. 2, p. 96–114, 2010.

THEUERKAUF, J.; JĘDRZEJEWSKI, W.; SCHMIDT, K.; OKARMA, H.; RUCZYŃSKI, I.; ŚNIEŻKO, S.; GULA, R. Daily Patterns and Duration of Wolf Activity in the Białowieża Forest, Poland. **Journal of Mammalogy**, v. 84, n. 1, p. 243–253, 2003.

THORNTON, D.; BRANCH, L.; SUNQUIST, M. E. The relative influence of habitat loss and fragmentation: Do tropical mammals meet the temperate paradigm? **Ecological Applications**, v. 21, n. 6, p. 2324–2333, 2011.

VETTER, D.; HANSBAUER, M. 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.

VIRGÓS, E. Role of isolation and habitat quality in shaping species abundance: A test with badgers (*Meles meles* L.) in a gradient of forest fragmentation. **Journal of Biogeography**, v. 28, n. 3, p. 381–389, 2001.

VIRGÓS, E. Factors affecting wild boar (*Sus scrofa*) occurrence in highly fragmented Mediterranean landscapes. **Canadian Journal of Zoology**, v. 80, n. 3, p. 430–435, 2002.

VIRGÓS, E.; GARCÍA, F. J. Patch occupancy by stone martens *Martes foina* in fragmented landscapes of central Spain: The role of fragment size, isolation and habitat structure. **Acta Oecologica**, v. 23, n. 4, p. 231–237, 2002.

VIZCAINO, S. F.; LOUGHRY, W. J. **The biology of the Xenartha**. Gainesville, FL: University of Florida Press, 2008.

VOS, C. C.; VERBOOM, J.; OPDAM, P. F. M.; BRAAK, C. J. F. T. Toward ecologically scaled landscape indices. **The American Naturalist**, v. 157, n. 1, p. 24–41, 2001.

WALTER, B. M. T.; CARVALHO, A. M. de; RIBEIRO, J. F. O conceito de savana e de seu componente cerrado. In: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P.; RIBEIRO, J. F. (Ed.). **Cerrado: Ecologia e Flora**. Brasília:[s.n], 2008, p. 21–45.

WETZEL, R. M. The identification and distribution of recent Xenarthra (Edentata). In: MONTGOMERY, G. G. (Ed.). **The evolution and ecology of armadillos, sloths and vermilinguas**. [s.l.] Washington and London: Smithsonian Institution Press, 1985. p. 5–21.
WIENS, J. A.; STENSETH, N. C.; VAN HORNE, B.; IMS, R. A. Ecological mechanisms and landscape ecology. **Oikos**, v. 66, n. 3, p. 369–380, 1993.

ZIMBRES, B.; FURTADO, M. M.; JÁCOMO, A. T. A.; SILVEIRA, L.; SOLLMANN, R.; TÔRRES, 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.

Capítulo 1: A influência da perda e da fragmentação do habitat sobre a ocupação e o padrão de atividade do tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*)

(Manuscrito preparado de acordo com as normas da revista *Journal of Mammalogy* e modificado para as normas da ABNT para a biblioteca da UNESP)

Abstract

Human habitation in different habitat types has contributed to the loss and fragmentation of the natural habitats. These factors coupled with the high individual demand for space, low population density and low reproductive rate have caused reductions in population density and spatial distribution of the giant anteaters (*Myrmecophaga tridactyla*). However, one alternative taken by some mammal's species to give with unfavorable factors and the consequences of habitat loss has been the change in the activity pattern. Therefore, the study had as main aim to evaluate the influence of the patch and landscape characteristics in the occupancy of the native vegetation patches by the giant anteater. The second aim was to verify if there are differences in the activity pattern between the populations that inhabit the smaller patches (< 2.015 ha) and the population that occupies the largest patch (10.285 ha). The occurrence data of the anteaters were collected through camera traps in twenty patches of native vegetation in the northeastern region of the state of São Paulo, Brazil. Together with the occurrence data, the patch's variables area and isolation, and the landscape variables percentage of native vegetation and water availability were used in Single Season Occupancy Models in the PRESENCE program. The selection of the best models was performed through the corrected Akaike Information Criterion (AICc). To verify possible differences in the record's distribution of the activity time between the anteaters's populations that inhabit the smaller patches and the largest patch was used the Mardia Watson Wheeler test for circular data. The patch's area and the native vegetation percentage in landscape are positively related to the occupancy of the anteater, indicating some sensitivity of the species to the effects of habitat loss. However, the patch's area did not influence the activity pattern of the anteaters. Given the results, it is concluded that the occurrence of the species in the northeast of the state is dependent of the conservation of large native vegetation areas as well as on a landscape with greater vegetation cover. Therefore, it is advisable that the patch's size and the amount of native vegetation in the landscape are considered in future conservation plans of the species.

Key words: activity pattern, giant anteater, native vegetation, occupancy, patch's area

Resumo

A ocupação humana nos diferentes tipos de habitat tem contribuído com a perda e fragmentação dos habitats naturais. Esses fatores juntamente com a alta demanda individual por espaço, a baixa densidade populacional e a baixa taxa reprodutiva têm causado reduções na densidade das populações e na distribuição espacial de tamanduás-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*). No entanto, uma alternativa adotada por algumas espécies de mamíferos para lidar com fatores desfavoráveis e com as consequências da perda de habitat tem sido a mudança no padrão de atividade. Desta forma, o estudo teve como objetivo principal avaliar a influência das características do fragmento e da paisagem na ocupação dos fragmentos de vegetação nativa pelo tamanduá-bandeira. O segundo objetivo foi verificar se há diferenças no padrão de atividade entre as populações que ocupam os fragmentos menores (< 2.015 ha) e a população que ocupa o fragmento maior (10.285 ha). Os dados de ocorrência dos tamanduás foram coletados por meio de armadilhas fotográficas em vinte fragmentos de vegetação nativa na região nordeste do estado de São Paulo, Brasil. Juntamente com os dados de ocorrência, as variáveis de fragmento área e isolamento, e as variáveis de paisagem porcentagem de vegetação nativa e disponibilidade hídrica foram utilizadas em modelos de ocupação de estação única no programa PRESENCE. A seleção dos melhores modelos foi realizada através do Critério de Informação de Akaike corrigido (AICc). Para verificar possíveis diferenças na distribuição dos registros de horário de atividade entre as populações de tamanduás que ocupam os fragmentos menores e o maior fragmento foi utilizado o teste de Mardia Watson Wheeler para dados circulares. A área do fragmento e a porcentagem de vegetação nativa na paisagem estão positivamente relacionadas com a ocupação do tamanduá, indicando certa sensibilidade da espécie aos efeitos da perda de habitat. No entanto, a área do fragmento não influenciou o padrão de atividade dos tamanduás. Diante dos resultados, conclui-se que a ocorrência da espécie no nordeste do estado é dependente da conservação de grandes áreas de vegetação nativa assim como de uma paisagem com maior cobertura de vegetação. Desta forma, aconselha-se que o tamanho do fragmento e a quantidade de vegetação nativa na paisagem sejam considerados em planejamentos futuros de conservação da espécie.

Palavras-chave: padrão de atividade, tamanduá-bandeira, vegetação nativa, ocupação, área do fragmento

1. Introdução

Entre os anos de 1.700 e 2.000, houve uma transformação crítica da vegetação natural da biosfera terrestre passando de um cenário com aproximadamente 50% da biosfera em condições naturais para uma biosfera constituída por apenas 12,5% do original (ELLIS et al., 2010). Essa modificação e/ou degradação dos habitats naturais tem sido atribuída ao crescimento e à expansão das atividades antrópicas (ELLIS et al., 2010; LAURANCE et al., 2011). No Brasil, são poucas as áreas de vegetação nativa que não foram afetadas pelas atividades socioeconômicas (KAREIVA et al., 2007) e as condições do bioma Cerrado refletem perfeitamente essa realidade (CARVALHO; MARCO; FERREIRA, 2009).

Conhecido por sua diversidade de ambientes, que variam desde formações campestres a florestais, o Cerrado é o segundo maior bioma brasileiro, excedido em área apenas pela Amazônia (KLINK; MACHADO, 2005). O Cerrado apresenta grande riqueza de espécies e alto grau de endemismo de vertebrados e plantas (MYERS et al., 2000; KLINK; MACHADO, 2005). No entanto, apesar da sua biodiversidade e endemismo, o processo de expansão da agricultura e do uso do solo para pastagens levou a uma redução drástica da sua vegetação (KLINK; MACHADO, 2005; RODRIGUES; HOTT, 2010). Estima-se que 55% da área total do Cerrado tenha sido modificada ou desmatada (MACHADO et al., 2004) e que, considerando apenas o estado de São Paulo, restam menos de 1% de sua cobertura original, representada por fragmentos ao longo das paisagens (KRONKA et al., 1998; RODRIGUES; BONONI, 2008). Esses remanescentes demonstram atualmente os resultados de dois processos conhecidos como perda e fragmentação do habitat. A perda de habitat consiste na redução da vegetação nativa e a fragmentação corresponde ao processo de divisão do habitat geralmente caracterizado pela redução no tamanho dos fragmentos, aumento da quantidade de fragmentos e do isolamento dos mesmos (FAHRIG, 2003). Tanto a perda quanto a fragmentação do habitat podem afetar negativamente as populações de várias espécies (VIRGÓS, 2001; FAHRIG, 2003; PARDINI et al., 2010; MARTENSEN et al., 2012; RAMESH; DOWNS, 2016).

As respostas à perda e fragmentação do habitat podem variar entre espécies, entretanto, mamíferos de grande porte têm se mostrado sensíveis, especialmente nos trópicos (FRITZ; BININDA-EMONDS; PURVIS, 2009), em função de ocorrerem em menor densidade (ARITA; ROBINSON; REDFORD, 1990; SCHITTINI, 2009) e apresentarem áreas de vida relativamente grandes (CHIARELLO, 1999; CROOKS, 2002a; HENLE et al., 2004; CALAÇA, 2009). Considerando paisagens que sofrem a perda ou a fragmentação do habitat, em geral, mamíferos de grande porte têm sido registrados apenas em áreas maiores

(CHIARELLO, 1999; CROOKS, 2002a; VIRGÓS, 2002; MCALPINE et al., 2006; SILVA et al., 2015) e menos isoladas (CROOKS, 2002a). Essa resposta dos mamíferos de grande porte tem sido relacionada com o fato de que, conforme o fragmento se torna menor e mais isolado, a taxa de imigração entre os fragmentos é reduzida (PARDINI et al., 2010), e o fragmento, assim como os recursos vitais presentes nele, tornam-se insuficientes (MCNAB, 1963) para a manutenção de uma população viável em longo prazo (VOS et al., 2001).

Além dos mamíferos de grande porte, espécies especialistas também têm sido afetadas negativamente pelos processos de perda e fragmentação do habitat (PARDINI et al., 2010; AHUMADA et al., 2011). Os efeitos da fragmentação e do tamanho do fragmento têm sido considerados como os fatores responsáveis pela extinção local em muitas áreas de uma espécie insetívora especialista, o tamanduá-bandeira, *Myrmecophaga tridactyla* (DAILY et al., 2003; MICHALSKI; PERES, 2007). Contudo, no Cerrado da região Central do Brasil, a fragmentação não influenciou a ocupação dos fragmentos pelos tamanduás-bandeira e nem pelos tamanduás-mirim, *Tamandua tetradactyla* (ZIMBRES et al., 2013). Neste contexto, as diferenças nas respostas, entre espécies que compartilham certas características, indicam que o estudo de uma única espécie é essencial para o entendimento dos efeitos da perda e fragmentação do habitat sobre a ocorrência de cada espécie. No entanto, o conhecimento sobre como a ocorrência de mamíferos é influenciada pela área do fragmento e pela cobertura de vegetação nativa tem sido adquirido em sua maior parte em estudos relacionados à riqueza e abundância de comunidades de mamíferos (CHIARELLO, 1999; MICHALSKI; PERES, 2005, 2007; PARDINI et al., 2010; SAMPAIO et al., 2010). Poucos são os estudos que avaliaram os efeitos dessas variáveis e do isolamento sobre a ocupação de uma única espécie (VIRGÓS, 2001; VIRGÓS; GARCÍA, 2002; MCALPINE et al., 2006). Além disso, um assunto que tem sido pouco abordado é a influência desses processos sobre o padrão de atividade de mamíferos.

Uma das capacidades utilizadas por alguns indivíduos mamíferos para minimizar a influência de distúrbios provenientes da atividade humana têm sido a mudança no seu padrão de atividade (MCCLENNEN; WIGGLESWORTH; ANDERSON, 2001; GEORGE; CROOKS, 2006). Nos Estados Unidos, os coiotes de uma região agrícola e os lincês de áreas com atividades de recreação humana mais intensas passaram a apresentar uma atividade mais noturna (MCCLENNEN; WIGGLESWORTH; ANDERSON, 2001; GEORGE; CROOKS, 2006). Além das atividades humanas, o tamanho do fragmento também é um fator capaz de influenciar o padrão de atividade de mamíferos (NORRIS; MICHALSKI; PERES, 2010). A atividade catemeral do tatu-galinha (*Dasypus novemcinctus*) em fragmentos menores do que

1.000 ha quando comparada à atividade noturna de populações presentes em fragmentos maiores foi relacionada com a aquisição de alimento (NORRIS; MICHALSKI; PERES, 2010). Em fragmentos pequenos, o efeito de borda é mais forte e como consequência ocorrem mudanças na disponibilidade de artrópodes fazendo com que a matriz ao redor seja utilizada como fonte de recurso alimentar durante o dia, permitindo assim a persistência da espécie em áreas pequenas (NORRIS; MICHALSKI; PERES, 2010).

Além de alterações na composição de formigas (CARVALHO; VASCONCELOS, 1999), a interação entre os fragmentos de habitat com a matriz circundante pode causar uma série de mudanças microclimáticas na borda dos fragmentos como variações na umidade, temperatura e incidência de ventos (MURCIA, 1995; KAPOŠ et al., 1997). Ao considerar que os efeitos de borda são mais fortes em fragmentos pequenos, acredita-se que uma espécie como o tamanduá-bandeira, especialista insetívoro e sensível à temperatura ambiente (CAMILO-ALVES; MOURÃO, 2006), pode modificar os seus períodos de atividade em fragmentos pequenos como forma de enfrentar as alterações microclimáticas.

Dentro do contexto sobre a influência da perda e fragmentação do habitat na ocorrência e no padrão de atividade de mamíferos, o objetivo principal desse estudo foi avaliar a importância da área e do isolamento do fragmento, da disponibilidade hídrica e da porcentagem de vegetação nativa na paisagem sobre a ocupação dos fragmentos pelo tamanduá-bandeira na região nordeste do estado de São Paulo. E o segundo objetivo consistiu em verificar se há diferenças no padrão de atividade entre as populações que ocupam os fragmentos menores (< 2.015 ha) e a população que ocupa o fragmento maior (10.285 ha) na região nordeste do estado de São Paulo. Considerando que a oferta de recursos é limitada em fragmentos pequenos, isolados e em paisagens com menor porcentagem de vegetação nativa e disponibilidade hídrica, espera-se que: a probabilidade de ocupação dos fragmentos pelos tamanduás-bandeira será maior quanto maior for: i) a área dos fragmentos, ii) a porcentagem de vegetação nativa na paisagem, iii) a disponibilidade hídrica na paisagem e iv) quanto menor for o grau de isolamento do fragmento. E quanto ao padrão de atividade dos tamanduás-bandeira, acredita-se que as populações presentes nos fragmentos menores apresentarão maior atividade noturna como forma de lidar com as adversidades causadas pelo tamanho reduzido dos fragmentos quando comparadas à população do fragmento maior.

2. Material e métodos

2.1 Áreas de estudo

As áreas de estudo localizam-se em uma área de abrangência do Cerrado na região nordeste do estado de São Paulo e englobam os municípios de Pedregulho, Bebedouro, Sertãozinho, Luiz Antônio, Santa Rita do Passa Quatro, Águas de Santa Bárbara e Porto Ferreira (Figura 1). Ao todo, foram estudados vinte fragmentos que têm como vegetação nativa o cerrado *lato sensu* e estão distribuídos em oito Unidades de Conservação (UCs) de diferentes categorias de proteção (BRASIL, 2000) as quais são heterogêneas quanto às características ligadas aos processos de perda e fragmentação do habitat, tais como a área do fragmento, a porcentagem de vegetação nativa na paisagem e o grau de isolamento. O projeto foi conduzido nas seguintes UCs, denominadas neste projeto como sítios, cada um constituído por diferentes quantidades de fragmentos:

Sítio 1: A Estação Ecológica de Jataí (EEJ) juntamente com a Estação Experimental de Luiz Antônio (EELA) está localizada no município de Luiz Antônio-SP (21° 30' S e 47° 40' W). A EEJ apresenta uma área de 9.010 ha que faz desta unidade de conservação uma das maiores áreas de preservação do Cerrado no estado de São Paulo (TOPPA, 2004). Para este estudo a EEJ e a EELA foram consideradas como um único fragmento com área total de 10.285 ha. A maior parte da Estação Ecológica de Jataí possui como cobertura vegetal o cerradão (60,7%), seguido por áreas de cerrado em regeneração (19,5%) e por floresta estacional semidecídua (13,6%), além de outras fitofisionomias como o cerrado *sensu stricto*, campo sujo e várzeas (TOPPA, 2004). A Estação Experimental de Luiz Antônio, adjacente à EEJ, tem uma área de 1.725 ha constituída de eucaliptos e pinus (LEONEL; THOMAZIELLO; OLIVEIRA, 2010). O entorno das duas estações é caracterizado por extensas áreas de cultivo de cana-de-açúcar e plantios de eucalipto, e em menor proporção por pastagens e plantações de cítricos (SHIDA; PIVELLO, 2002). O clima é do tipo Aw, segundo a Classificação de Köppen, definido como tropical úmido com chuvas no verão e o inverno seco (CEPAGRI, 2016). A média anual das temperaturas mínimas, máximas e média é respectivamente 15,2°C, 28,2°C e 21,7°C e pluviosidade anual de 1516,00 mm (CEPAGRI, 2016).

Sítio 2: O Parque Estadual das Furnas do Bom Jesus (PEFBJ) localizado em Pedregulho – SP (20° 14' S e 47° 28' W), é constituído de um único fragmento com área de 2069 ha (BRANCO et al., 1991). No entanto, para este estudo, a área considerada como área total do fragmento foi de 2.015 ha. A floresta estacional semidecídua e capoeiras baixas

cobrem as escarpas das furnas e o fundo do vale do córrego Pedregulho (BARBOSA; NUNES, 2001) enquanto as regiões mais altas são cobertas por fisionomias como o campo cerrado, campo sujo e cerrado *sensu stricto* (LUZ, 2000). O seu entorno é constituído principalmente de monoculturas de café e cana-de-açúcar e pastagens. Segundo a classificação de Köppen, o clima é do tipo Cwb, definido como tropical de altitude, e a média anual das temperaturas mínimas, máximas e média é de 13,7°C, 26,5°C e 20,1°C, respectivamente, com precipitação pluvial média anual de 1545,00 mm (CEPAGRI, 2016).

Sítio 3: A Reserva Biológica “Augusto Ruschi” (RBAR) localizada no município de Sertãozinho - SP (21° 10' S e 48° 5' W), é constituída de seis pequenos fragmentos (55,88 ha; 81,74 ha; 113,02 ha; 115,04 ha; 124,15 ha; 188,89 ha) sendo que todos eles foram amostrados e cujas áreas citadas corresponderam a área total de cada fragmento considerada no estudo. A vegetação é formada por floresta estacional semidecídua (FORNITANO et al., 2015) e o clima é do tipo Aw, segundo a Classificação de Köppen, definido como tropical úmido com chuvas no verão e o inverno seco (CEPAGRI, 2016). A média anual das temperaturas mínimas, máximas e média é de 16,2°C, 29,5°C e 22,8°C e a precipitação pluvial média anual de 1588,5 mm (CEPAGRI, 2016). A reserva é cortada pela rodovia estadual Atílio Balbo (SP-333) e o seu entorno é caracterizado pelo predomínio de extensas áreas de pastagem, culturas de cana-de-açúcar e, em menor proporção, por eucalipto.

Sítio 4: A Floresta Estadual de Bebedouro (FEB) está localizada no município de Bebedouro (20°57'S e 48°30' W) e é constituída por um único fragmento cuja área total é de 141,46 ha. O clima da região é caracterizado, segundo a classificação de Köppen, como tropical úmido (Aw) com estação chuvosa no verão e seca no inverno (TABANEZ; ROSA, 1994). A temperatura média anual mínima é de 16,5°C, a máxima de 31°C e a média de 23,9°C e a precipitação pluvial média é de 1333,8 mm (CEPAGRI, 2016). A vegetação nativa é constituída de remanescentes de cerrado *sensu stricto* e floresta estacional semidecídua sendo que parte da área é utilizada para o plantio de pinus e eucalipto (TABANEZ; ROSA, 1994).

Sítio 5: A Estação Ecológica de Santa Bárbara (EESB) se localiza no município de Águas de Santa Bárbara – SP (22°48'59" S, 49°14'12" W) e é formada por dois fragmentos com áreas totais de 1.635 ha e 1.237 ha. A cobertura vegetal é composta em sua maioria por vegetação de cerrado *lato sensu*, além de áreas com campos úmidos e floresta estacional semidecídua (MELO; DURIGAN, 2011). A paisagem de entorno é constituída de plantações de pinus e eucalipto, representada pela Floresta Estadual Águas de Santa Bárbara (1.659,97 ha) e áreas de pastagem e cultivos agrícolas nas fazendas vizinhas. A EESB é cortada pelas

rodovias SP-280 e SP-261 (MELO; DURIGAN, 2011). Conforme a classificação de Köppen, o clima da região é do tipo Cwa – tropical de altitude e a temperatura média anual mínima é de 15,3°C, a máxima de 28,1°C e a média de 21,7°C, com precipitação pluvial média de 1353,7 mm (CEPAGRI, 2016).

Sítio 6: O Parque Estadual de Vassununga está localizado no município de Santa Rita do Passa Quatro – SP, e é constituído por seis fragmentos cujas áreas somadas correspondem a cerca de 2.071,42 ha. Para este trabalho foram amostrados cinco fragmentos com áreas totais de 130 ha, 169 ha, 231 ha, 329 ha, e 1.217,13 ha, sendo que todos são constituídos por floresta estacional semidecídua, exceto o maior fragmento, apresentando parte dele composta por cerrado. O parque é dividido pela Rodovia Anhanguera (SP-330) e o seu entorno é constituído predominantemente de cultura de cana-de-açúcar seguida por eucalipto e pinus e em menor proporção pela citricultura e pastagens (MENDES et al., 2009). Conforme a classificação de Köppen, o clima da região é do tipo Cwa – tropical de altitude e a temperatura média anual mínima é de 14,6°C, a máxima de 27,5°C e a média de 21,1°C, com precipitação pluvial média de 1506,8 mm (CEPAGRI, 2016).

Sítio 7: A Estação Experimental de Santa Rita do Passa Quatro se localiza no município de Santa Rita do Passa Quatro – SP (21°44'06" S e 47°29'23" W), e é constituída por três fragmentos com áreas totais de 9,1 ha, 19,1ha e 51 ha. A vegetação do menor fragmento é constituída por floresta estacional semidecídua e plantios de pinus, a do fragmento com área de 19,1 ha é constituída por vegetação de cerrado, floresta estacional semidecídua e plantios de pinus e o maior fragmento por plantios de diferentes espécies de pinus e eucalipto com algumas árvores nativas esparsas. Conforme a classificação de Köppen, o clima da região é do tipo Cwa – tropical de altitude e a temperatura média anual mínima é de 14,6°C, a máxima de 27,5°C e a média de 21,1°C e a precipitação pluvial média é de 1506,8 mm (CEPAGRI, 2016). A Estação é cortada por duas rodovias Zequinha de Abreu (SP-241) e Luiz Pizetta (SP-328), e o seu entorno é constituído predominantemente por plantios agrícolas, principalmente de cana-de-açúcar.

Sítio 8: O Parque Estadual de Porto Ferreira está localizado no município de Porto Ferreira – SP (21° 49' S e 27° 25' W), e é constituído por um único fragmento com área total de 637 ha. A vegetação nativa é composta por remanescentes de floresta estacional semidecídua e cerrado. Conforme a classificação de Köppen, o clima é do tipo Cwa tropical de altitude e a temperatura média anual mínima é de 15,7°C, a máxima de 28,8°C e a média de 22,3°C, com precipitação pluvial média de 1497,1 mm (CEPAGRI, 2016).

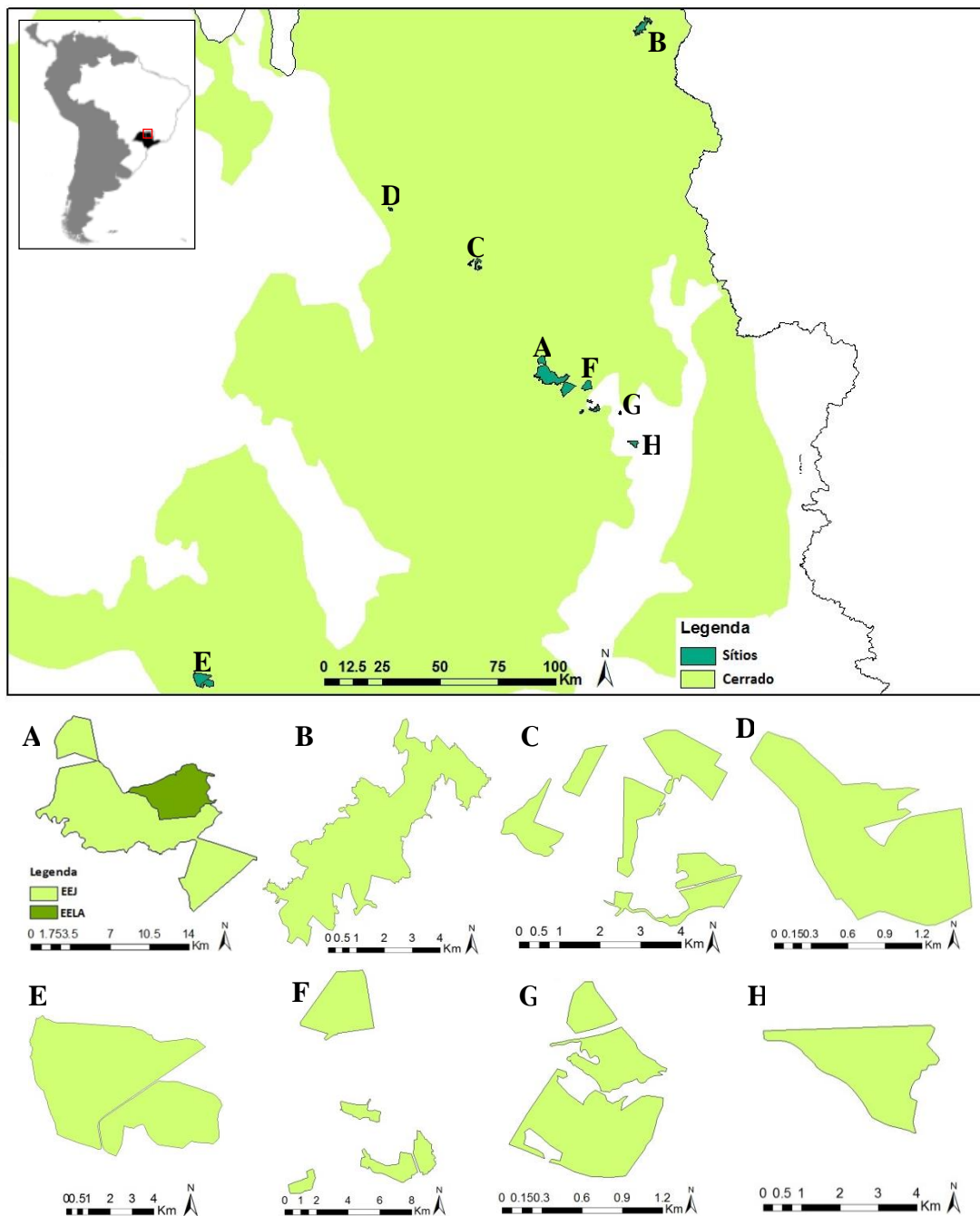


Figura 1: Sítios e seus respectivos fragmentos estudados no período de outubro/2012 a junho/2016 na região nordeste do estado de São Paulo e área de abrangência do Cerrado na região do estudo. As figuras de A a H correspondem a cada um dos sítios estudados e seus respectivos fragmentos. A: sítio 1 (Estação Ecológica de Jataí e Estação Experimental de Luiz Antônio, município de Luiz Antônio); B: sítio 2 (Parque Estadual das Furnas do Bom Jesus, município de Pedregulho), C: sítio 3 (Reserva Biológica “Augusto Ruschi”, município de Sertãozinho); D: sítio 4 (Floresta Estadual de Bebedouro, município de Bebedouro); E: sítio 5 (Estação Ecológica de Santa Bárbara, município de Águas de Santa Bárbara); F: sítio 6 (Parque Estadual de Vassununga, município de Santa Rita do Passa Quatro); G: sítio 7 (Estação Experimental de Santa Rita do Passa Quatro, município de Santa Rita do Passa Quatro); H: sítio 8 (Parque Estadual de Porto Ferreira, município de Porto Ferreira).

2.2 Coleta de dados

Para avaliar a presença e ausência do tamanduá-bandeira nos fragmentos foram utilizadas armadilhas fotográficas (FERREGUETTI; TOMÁS; BERGALLO, 2015). A distribuição das armadilhas foi previamente definida por meio do uso de imagens de satélite entre os anos de 2012 e 2016 disponibilizadas no programa *Google Earth Pro* que englobaram toda a área dos vinte fragmentos estudados. Cada fragmento foi dividido em quadrantes de 1 km x 1 km e, no campo, uma armadilha fotográfica foi posicionada em cada coordenada geográfica correspondente a um vértice dos quadrantes ou o mais próximo possível deste. No fragmento que compõe o sítio 1 e no fragmento maior (1.217,13 ha) pertencente ao sítio 6, a amostragem foi realizada em blocos devido ao número limitado de armadilhas fotográficas que impossibilitou a amostragem de toda a área ao mesmo tempo. Desta forma, as armadilhas ficaram instaladas de dois a três meses em cada bloco de amostragem. Com exceção destes fragmentos, todas as armadilhas presentes em um único fragmento o amostraram simultaneamente. No único fragmento que constitui o sítio 2, as armadilhas fotográficas foram distribuídas ao longo de transectos lineares a uma distância de aproximadamente 1 km, este padrão de distribuição foi adotado em função do relevo acidentado o qual forma um cânion e declives de até 200 m, dificultando o acesso a determinados locais.

Os vinte fragmentos amostrados foram estudados em épocas diferentes e no delineamento adotado, o número de armadilhas fotográficas, o tempo de permanência das armadilhas e o período de amostragem foram diferentes entre os fragmentos (Tabela 1). A variação no número de armadilhas entre os fragmentos ocorreu de acordo com o tamanho da área. Ao todo, foram amostrados 124 pontos com instalação de armadilhas fotográficas digitais (Bushnell[®] Trophy Cam 6.0 Mpxl e Scoutguard[®] SG 550), compreendendo um esforço amostral total de 8.420 armadilhas-dia. Todas as armadilhas foram fixadas em troncos de árvores a uma altura de aproximadamente 40 cm do solo e programadas para funcionamento contínuo (24horas/dia) com captura de três fotos a cada 10 segundos quando acionadas. As inspeções das armadilhas foram realizadas a cada quinze dias para a troca de baterias e cartões de memória, garantindo assim o funcionamento contínuo durante o período de amostragem. As coordenadas geográficas de cada uma das armadilhas foram registradas por meio de aparelhos GPS (Garmin GPSmap 62s).

Tabela 1: Dados referentes a cada fragmento estudado durante o período de outubro/2012 a junho/2016 no nordeste do estado de São Paulo. NA: número de armadilhas distribuídas em cada fragmento, EA: esforço amostral em cada fragmento, EA/Área: razão entre o esforço amostral e a área do fragmento, PA: Período de amostragem em cada fragmento.

Fragmentos	Sítios	Área (ha)	NA	EA (armadilhas/dia)	EA/Área (armadilhas/dia/ha)	PA (mês/ano)
1	1	10.285	42	2.690	0,2	01/2014 a 01/2015
2	2	2.015,7	16	1.404	0,7	07/2013 a 11/2013
3	3	115	1	49	0,4	03/2013 a 05/2013
4	3	55,8	1	23	0,4	02/2013 a 03/2013
5	3	188,8	2	130	0,6	10/2012 a 12/2012
6	3	124,1	2	56	0,4	02/2013 a 03/2013
7	3	81,7	1	42	0,5	03/2013 a 05/2013
8	3	113	1	22	0,1	04/2013
9	4	141,4	1	60	0,4	10/2014 a 12/2014
10	5	1.635	12	956	0,5	12/2014 a 03/2015
11	5	1.237	8	527	0,4	01/2015 a 03/2015
12	6	1.217,1	13	788	0,6	12/2015 a 03/2016
13	6	169	3	188	1,1	02/2016 a 04/2016
14	6	329	5	361	1,1	11/2015 a 02/2016
15	6	231	2	120	0,5	11/2015 a 02/2016
16	6	130	2	128	0,9	02/2016 a 04/2016
17	7	9,1	1	79	8,6	03/2016 a 06/2016
18	7	19,1	1	79	4,1	03/2016 a 06/2016
19	7	51	1	79	1,5	03/2016 a 06/2016
20	8	637	9	639	1	07/2015 a 10/2015
Total	-	18.784,8	124	8.420	-	-

2.3 Variáveis dos fragmentos, de paisagem e climáticas

As variáveis de fragmento e de paisagem foram mensuradas a partir de um mapa de uso e cobertura do solo e através de imagens de satélite dos anos de 2012 a 2016 disponibilizadas no programa *Google Earth Pro*. O mapa com as informações de uso e cobertura vegetal do Cerrado foi produzido por um grupo de instituições públicas brasileiras (IBAMA, INPE, EMBRAPA, UFG e UFU) sob coordenação do Ministério do Meio Ambiente e obtido gratuitamente no Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). O mapeamento é resultante do Projeto TerraClass Cerrado e mostra a situação do Cerrado para o ano de 2013. As variáveis de fragmento e de paisagem quantificadas neste estudo foram as seguintes:

2.3.1 Variáveis de fragmento

Área do fragmento (AF): corresponde à área total do fragmento amostrado em hectare. Esta variável foi mensurada através do programa de sistema de informações geográficas ArcGIS v.10.1 (ESRI, 2016).

Isolamento do fragmento (I): corresponde à média das distâncias dos cinco fragmentos de vegetação nativa mais próximos, com área mínima de 10 ha (VIEIRA et al., 2009), do fragmento estudado. A distância entre a borda do fragmento estudado e a borda de cada um dos cinco fragmentos mais próximos foi medida em metros por meio da ferramenta “régua” do *Google Earth Pro*. Esta variável mensura o isolamento do fragmento amostrado de forma abrangente, uma vez que mais de um fragmento vizinho é utilizado em seu cálculo.

2.3.2 Variáveis de paisagem

No programa de sistema de informações geográficas ArcGIS v.10.1 (ESRI, 2016) foram criados para cada um dos fragmentos, a partir dos seus perímetros, um *buffer* com raio de 4 km. Com a criação dos *buffers* e utilizando o mapa de uso e cobertura vegetal do Cerrado foi possível quantificar as seguintes variáveis de paisagem (Figura 2):

Porcentagem de vegetação nativa (PVN): corresponde a porcentagem de área coberta por vegetação nativa dentro de um *buffer* com raio de 4 km definido a partir dos perímetros de cada fragmento. Essa variável engloba todas as fisionomias de vegetação nativa existentes dentro do *buffer* e foi mensurada por meio do mapa de uso e cobertura vegetal do Cerrado através do programa ArcGIS v.10.1.

Disponibilidade hídrica (DH): corresponde à porcentagem de área coberta por corpos de água no interior do fragmento amostrado somada à porcentagem de área coberta por corpos de água existentes no interior do *buffer* com raio de 4 km definido a partir dos perímetros de cada fragmento. Essa variável foi mensurada utilizando o mapa de uso e cobertura vegetal do Cerrado através do programa ArcGIS v.10.1.

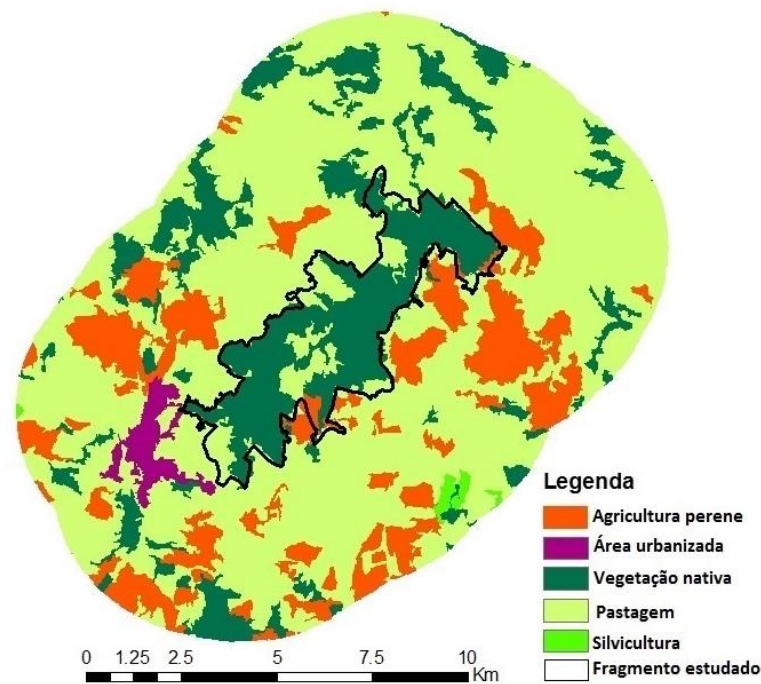


Figura 2: Mapa ilustrativo da cobertura do solo no interior do fragmento e do *buffer* ao redor do único fragmento pertencente ao sítio 2, localizado no município de Pedregulho no nordeste do estado de São Paulo.

2.3.3 Variáveis climáticas

Este estudo foi realizado em diferentes épocas (seca e/ou chuvosa) e em diferentes anos. Por esse motivo, as médias diárias de temperatura e pluviosidade dos sítios estudados foram utilizadas para avaliar se as diferenças na pluviosidade e temperatura existentes durante o período do estudo influenciaram a probabilidade de detecção do tamanduá-bandeira. As médias diárias da temperatura e pluviosidade correspondem à temperatura média diária e a pluviosidade média diária de cada um dos municípios no qual o fragmento amostrado se encontra. Quando não havia dados de um determinado município, os dados de temperatura e pluviosidade de um município mais próximo foram utilizados. Para o sítio 3, foram utilizados dados de dois municípios devido à falta de dados no município de Pedregulho durante parte do período de estudo. Os dados diários de temperatura e pluviosidade foram coletados de diferentes fontes sendo elas a Casa da Agricultura do município de Luiz Antônio e o Ciiagro - Centro Integrado de Informações Agrometeorológicas (Tabela 2).

Tabela 2 – Sítios e seus respectivos municípios de localização (Municípios dos sítios); Municípios dados coletados: corresponde ao município do qual foram utilizados os dados de temperatura e pluviosidade, Fontes: corresponde à fonte de onde os dados foram retirados.

Sítios	Município dos sítios	Municípios dados coletados	Fontes
1	Luiz Antônio	Luiz Antônio	Casa da Agricultura
2	Pedregulho	Franca e Pedregulho	Ciiagro
3	Sertãozinho	Sertãozinho	Ciiagro
4	Bebedouro	Monte Azul Paulista	Ciiagro
5	Águas de Santa Bárbara	Mandurí	Ciiagro
6 e 7	Santa Rita do Passa Quatro	São Simão	Ciiagro
8	Porto Ferreira	Descalvado	Ciiagro

2.4 Análise de dados

2.4.1 Análise de correlação entre variáveis

Com o objetivo de reduzir a quantidade de variáveis, foi realizada a análise de fatores utilizando as variáveis esforço amostral, área do fragmento, porcentagem de vegetação nativa, porcentagem de água e isolamento (GOTELLI; ELLISON, 2011). A variável esforço amostral foi incluída na análise devido à sua variação entre os fragmentos estudados. A análise de fatores foi realizada através do software Statistica, versão 3.4.0 utilizando dados não normalizados. Apenas as variáveis esforço amostral e área do fragmento estavam correlacionadas. Desta forma, optou-se pelo uso da variável área do fragmento e das variáveis porcentagem de vegetação nativa, disponibilidade hídrica e isolamento para as análises de ocupação.

2.4.2 Análises de ocupação

Os requerimentos ecológicos, os benefícios e custos de diferentes habitats para uma espécie podem ser percebidos pela forma como esta ocupa a paisagem (MORRISON; MARCOT; MANNAN, 2006; POLEY et al., 2014). A ocupação tem sido utilizada para analisar a presença de uma espécie em função de variáveis selecionadas que potencialmente afetam a ocupação de determinadas áreas pela espécie. A modelagem de ocupação baseia-se na premissa de que as mudanças na proporção de área ocupada por uma determinada espécie podem estar correlacionadas com alterações no seu tamanho populacional (MACKENZIE et al., 2006). A probabilidade de ocupação é definida como a proporção da área, do fragmento ou da unidade amostral ocupada por uma espécie, ou seja, onde a espécie está presente (MACKENZIE et al., 2006). Além do parâmetro ocupação (ψ), a modelagem estima o parâmetro detecção (p) que corresponde à probabilidade da espécie estudada ser detectada

quando ela estiver presente (O'CONNELL; BAILEY, 2011). A inclusão da probabilidade de detecção da espécie estudada nas estimativas de ocupação é muito importante, pois evita que conclusões equivocadas sobre as relações espécie-habitat sejam tomadas (MACKENZIE et al., 2006). Para estimar as probabilidades de ocupação e de detecção, os modelos de ocupação utilizam dados de presença e ausência em múltiplas ocasiões em um conjunto de pontos amostrais.

Para a análise da probabilidade de ocupação do tamanduá-bandeira, o número total de dias de amostragem foi dividido em períodos de três dias consecutivos (ocasiões). A partir disso, foi criada uma matriz com o histórico de detecção do tamanduá em cada ponto amostral, onde “0” significa que o animal não foi detectado no ponto amostral e “1” que o animal foi detectado ao menos uma vez.

A temperatura e a pluviosidade foram utilizadas para avaliar se a probabilidade de detecção da espécie em cada fragmento seria influenciada pelas características climáticas. A estimativa da probabilidade de ocupação do tamanduá-bandeira foi realizada com as variáveis do fragmento e da paisagem sendo relacionadas com a presença/ausência da espécie em cada fragmento (MACKENZIE et al., 2006).

Para a análise da probabilidade de detecção e ocupação, foram utilizados os modelos de ocupação de estação única – Single Season Occupancy Models (MACKENZIE et al., 2006), que assumem que o estado de ocupação dos fragmentos não se altera durante o período de amostragem. As análises foram realizadas por meio do programa Presence 10.9 (HINES, 2016), onde os dados de todas as armadilhas presentes em um único fragmento foram unidos a fim de utilizar cada fragmento como uma unidade amostral. As probabilidades de ocupação e detecção foram calculadas por meio de dois passos (MACKENZIE et al., 2006). No primeiro passo, a probabilidade de detecção foi estimada com o parâmetro ocupação (ψ) constante, o qual permaneceu constante para todos os modelos, enquanto as variáveis de detecção eram trocadas uma a uma ou combinadas entre si no parâmetro de detecção (p). A variável de detecção mais importante, ou seja, a variável pertencente ao melhor modelo foi selecionada e utilizada no passo seguinte. No segundo passo, a variável de detecção selecionada foi fixada no parâmetro de detecção (p) permanecendo constante em todos os modelos, enquanto as variáveis de ocupação foram variadas ou combinadas no parâmetro de ocupação (ψ).

A seleção do melhor modelo nos dois passos foi realizada através do Critério de Informação de Akaike corrigido (AICc), o valor de AIC foi corrigido devido ao pequeno tamanho amostral (BURNHAM; ANDERSON, 2002) e modificado para os dados

sobredispersos (QAICc). Os modelos com valores de delta QAICc menores que 2 ($\Delta\text{QAICc} < 2$) têm um nível substancial de suporte empírico e, portanto, foram considerados como os mais plausíveis (BURNHAM; ANDERSON, 2002). Além disso, os modelos com peso maior que 0,1 (QAICc peso $> 0,1$) também foram considerados plausíveis. O QAICc peso corresponde ao peso de evidência em favor do modelo (maior importância relativa) dentre um conjunto de modelos (BURNHAM; ANDERSON, 2002). Desta forma, os modelos plausíveis corresponderam àqueles com menor valor de AICc, com $\Delta\text{QAICc} < 2$ e QAICc peso $> 0,1$. O peso cumulativo de evidência de cada variável foi calculado a fim de avaliar a importância de cada variável na explicação dos dados. O peso cumulativo de evidência de cada variável pertencente aos modelos plausíveis ($\Delta\text{QAICc} < 2$ e QAICc peso $> 0,1$) foi calculado por meio da soma do peso do QAICc (QAICc peso) de cada variável em todos os modelos nos quais ela ocorreu (BURNHAM; ANDERSON, 2002). Além disso, os valores de β indicaram qual a influência de cada variável do modelo selecionado e se esta influência é positiva ou negativa.

2.4.3 Análises do padrão de atividade

Para avaliar possíveis diferenças na distribuição dos registros de horário de atividade entre populações que ocupam fragmentos menores que 2.015 ha e a população que ocupa o fragmento de 10.285 ha, os tamanduá-bandeira fotografados não foram individualmente identificados e cada registro fotográfico por ponto amostral com intervalo superior a uma hora foi considerado uma observação independente (RODRIGUES, 2015). Os horários de atividade registrados nas fotografias foram ajustados em função do nascer e do pôr do sol através da ferramenta "Solar calculator" (disponível em: <http://www.esrl.noaa.gov/gmd/grad/solcalc/>), desta forma, o tempo real do dia foi ajustado para o ciclo diário do tamanduá-bandeira. Este ajuste foi feito devido ao estudo ter sido realizado em distintas estações do ano. Para verificar se há diferenças na distribuição dos registros de horário de atividade entre populações que ocupam os fragmentos menores e o maior fragmento foi utilizado o teste de Mardia Watson Wheeler para dados circulares por meio do programa Oriana (Kovach Computing Services, Wales, U.K.).

3. Resultados

3.1 Estimativas de detecção e ocupação

Foram obtidos 128 registros de tamanduás-bandeira, sendo estes detectados em 54 pontos dos 124 pontos amostrais. A espécie foi detectada em nove dos 20 fragmentos estudados, apresentando assim probabilidade de ocupação geral de 45%.

O ranqueamento dos modelos de detecção mostra que somente o modelo com o parâmetro de detecção constante foi considerado plausível ($\Delta\text{QAICc} < 2$; Tabela 3), apresentando maior nível de suporte empírico. Isso indica que, mesmo que os dados tenham sido coletados no decorrer de quatro anos e por um longo período em alguns dos fragmentos estudados, não houve variação na detecção dos tamanduás-bandeira em função da temperatura e da pluviosidade.

Tabela 3: Modelos de detecção utilizados a fim de verificar quais variáveis climáticas podem afetar a probabilidade de detecção do tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) em paisagens fragmentadas no nordeste do estado de São Paulo.

Modelos	QAICc	ΔQAICc	QAICc peso	Nº de parâmetros
psi(.),p(.)	247,86	0	0,5671	3
psi(.),p(Pluvi)	249,98	2,12	0,1958	4
psi(.),p(Temp)	249,99	2,13	0,1948	4
psi(.),p(Temp, Pluvi)	253,14	5,28	0,0403	5
psi(Área, PVN, I, DH),p(Temp, Pluvi)	259,47	11,61	0,0017	9

Área: área do fragmento; PVN: porcentagem de vegetação nativa na paisagem; I: isolamento do fragmento; DH: disponibilidade hídrica na paisagem; Pluvi: pluviosidade; Temp: temperatura.

Dentre os 17 modelos de ocupação, dois foram considerados plausíveis ($\Delta\text{QAICc} < 2$; Tabela 4). O melhor modelo constituído pela variável área do fragmento apresentou um peso maior (QAICc peso = 0,33) que o segundo modelo plausível (QAICc peso = 0,18) formado pela área do fragmento e porcentagem de vegetação nativa. O modelo mais parcimonioso mostra que a área do fragmento é a principal variável que explica a ocorrência de tamanduás-bandeira nos fragmentos influenciando positivamente ($\beta = 7,10 \pm 4,07$; estimativa \pm erro padrão) a ocupação da espécie. Este resultado é realçado no segundo modelo plausível onde a área do fragmento ($\beta = 6,96 \pm 4,29$) apresenta maior influência na ocupação dos fragmentos pelos tamanduás do que a variável porcentagem de vegetação nativa ($\beta = 1,27 \pm 0,80$; Tabela 4).

Ao analisar o peso cumulativo de evidência de cada variável, a área do fragmento foi a variável que mais contribuiu para a explicação da ocupação dos fragmentos pelo tamanduá apresentando peso cumulativo de 0,79. A porcentagem de vegetação nativa quando combinada com a área do fragmento, também foi importante para a explicação da ocupação, uma vez que ela apareceu entre os melhores modelos (QAICc < 2 ; Tabela 4). No entanto, esta variável foi considerada como um fator secundário, pois apresentou menor peso cumulativo (peso cumulativo = 0,46). Quando isolada, a porcentagem de vegetação nativa não ficou entre

os modelos plausíveis, somente quando combinada com a área do fragmento, ainda assim, o modelo plausível ao qual pertence é menos plausível do que o modelo constituído somente pela variável área (Tabela 4). Quanto ao restante das variáveis, a disponibilidade hídrica e o isolamento tiveram menor importância na explicação da ocupação do tamanduá-bandeira apresentando peso cumulativo de 0,24 e 0,17 respectivamente.

Tabela 4: Modelos de ocupação utilizados a fim de verificar quais variáveis podem afetar a probabilidade de ocupação do tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) em paisagens fragmentadas no nordeste do estado de São Paulo.

Modelos	QAICc	Δ QAICc	QAICc peso	Nº de parâmetros
psi(Área),p(.)	244,28	0	0,3327	4
psi(Área, PVN),p(.)	245,43	1,14	0,1873	5
psi(Área, PVN, DH),p(.)	247,14	2,85	0,0798	6
psi(PVN),p(.)	247,55	3,27	0,0648	4
psi(Área, DH),p(.)	247,78	3,49	0,0578	5
psi(.),p(.)	247,86	3,57	0,0557	3
psi(Área, I),p(.)	247,89	3,60	0,0547	5
psi(Área, PVN, I, DH),p(.)	248,28	3,99	0,0451	7
psi(PVN, DH),p(.)	248,79	4,50	0,0349	5
psi(Área, PVN, I),p(.)	248,83	4,54	0,0342	6
psi(I),p(.)	250,50	6,22	0,0148	4
psi(DH),p(.)	250,84	6,56	0,0125	4
psi(PVN, I),p(.)	251,17	6,88	0,0106	5
psi(I, DH, Área),p(.)	251,94	7,65	0,0072	6
psi(PVN, I, DH),p(.)	252,92	8,63	0,0044	6
psi(I, DH),p(.)	253,92	9,63	0,0026	5
psi(Área, PVN, I, DH),p(Temp, Pluvi)	259,47	15,18	0,0001	9

Área: área do fragmento; PVN: porcentagem de vegetação nativa na paisagem; I: isolamento do fragmento; DH: disponibilidade hídrica na paisagem; Pluvi: pluviosidade; Temp: temperatura.

3.2 Padrão de atividade

Os tamanduás-bandeira apresentaram hábito catemeral, uma vez que se mostraram ativos durante todo o ciclo circadiano. No entanto, a espécie apresentou picos de atividade crepuscular entre as 17h e 17:59h e noturnos entre 18h e 21:59h e 1h e 3:59h (Figura 3) evidenciando assim uma frequência maior de atividades crepusculares e noturnas. Não houve diferença significativa entre os padrões de atividade das populações de tamanduás-bandeira ($w = 1,306$; $p = 0,521$) que ocupam fragmentos menores (55 ha a 2.015 ha) e a que ocupa o fragmento maior (10.285 ha) (Figura 4).

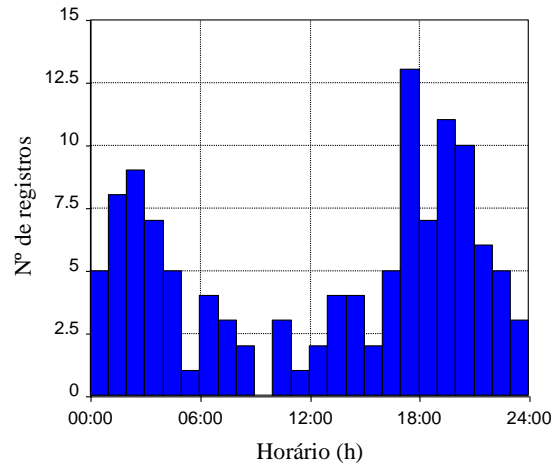


Figura 3: Padrão de atividade de tamanduás-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) registrados por meio de armadilhas fotográficas em nove fragmentos no nordeste do estado de São Paulo no período de outubro/2012 a junho/2016.

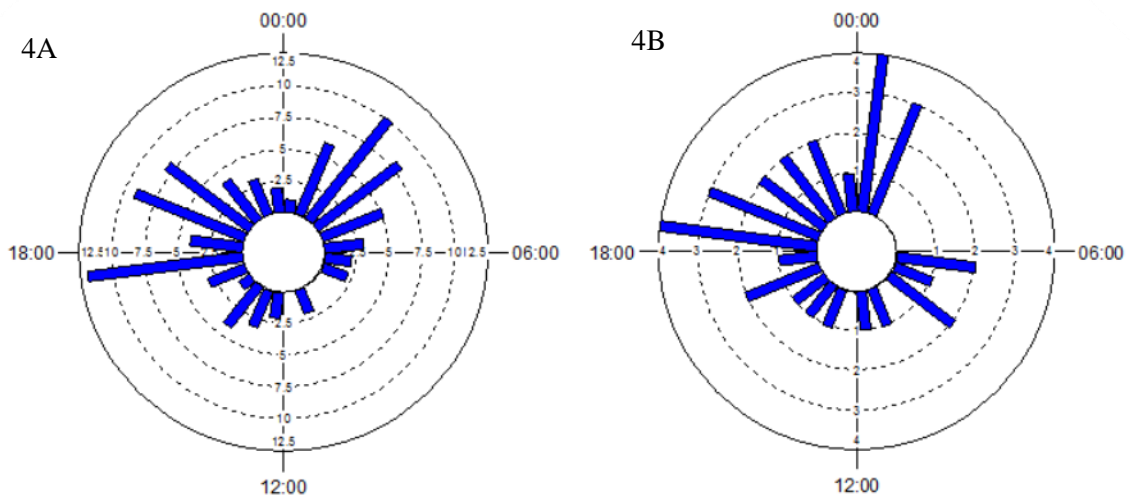


Figura 4: (A) Distribuição de 94 registros fotográficos de tamanduás-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) em oito fragmentos pequenos (área ≤ 2.015 ha) e (B) de 34 registros fotográficos da espécie em um fragmento de 10.285 ha no nordeste do estado de São Paulo, no período de outubro/2012 a junho/2016.

4. Discussão

4.1 Estimativas de detecção e ocupação

Mudanças na temperatura ambiente têm causado variações na atividade dos tamanduás-bandeira (CAMILO-ALVES; MOURÃO, 2006; MOURÃO; MEDRI, 2007). Sua baixa temperatura corporal faz com que a espécie apresente certa sensibilidade à temperatura ambiente (CAMILO-ALVES; MOURÃO, 2006), o que poderia influenciar na detecção dos tamanduás durante o período do estudo. No entanto, as diferenças na temperatura e na

pluviosidade existentes durante o período deste estudo não influenciaram a probabilidade de detecção dos tamanduás-bandeira no nordeste do estado de São Paulo.

Estudos sobre os efeitos da perda e fragmentação florestal na ocupação de mamíferos mostram que coalas (MCALPINE et al., 2006), javalis (VIRGÓS, 2002), primatas (SILVA et al., 2015) e algumas espécies de carnívoros (CROOKS, 2002; VIRGÓS; GARCÍA, 2002; VIRGÓS; TELLERIA; SANTOS, 2002) têm apresentado maior probabilidade de ocorrência em fragmentos maiores. Esses resultados são semelhantes aos encontrados no presente estudo, onde o tamanho do fragmento foi primordial para a explicação da ocupação dos tamanduás-bandeira, indicando que a ocorrência da espécie varia com a área do fragmento de forma que quanto maior o fragmento, maior a probabilidade de ocupação pelos tamanduás.

Espécies de grande porte têm sido apontadas na literatura como sensíveis aos impactos da perda de habitat devido ao maior requerimento de área para suprir suas necessidades energéticas (CROOKS, 2002; HENLE et al., 2004). Os tamanduás-bandeira são mamíferos de grande porte (SUPERINA; MIRANDA; ABBA, 2010; ZIMBRES et al., 2013) que apresentam baixa densidade populacional (VERSIANI, 2016) e área de vida relativamente grande, que pode chegar a 1.727 ha (MIRANDA, 2004). Essas características, juntamente com a baixa taxa de reprodução da espécie (MICHALSKI; PERES, 2007; SUPERINA; MIRANDA; ABBA, 2010), indicam a necessidade de fragmentos grandes de vegetação nativa para a persistência de populações viáveis de tamanduás ao longo de sua distribuição.

A necessidade de áreas maiores para a ocorrência de tamanduás-bandeira foi ressaltada em estudos com comunidades de mamíferos de médio e grande porte (CHIARELLO, 1999; MICHALSKI; PERES, 2007). Nesses estudos, os ungulados de grande porte e xenarthras, como o tatu-canastra (*Priodontes maximus*) e o tamanduá-bandeira, não foram registrados em fragmentos com área menor do que 100 ha na Floresta Amazônica (MICHALSKI; PERES, 2007) ou até em áreas de 200 ha na Mata Atlântica (CHIARELLO, 1999). No presente estudo, dos doze fragmentos com área menor do que 231 ha, os tamanduás-bandeira foram registrados apenas em dois com áreas de 55 ha e 81 ha e somente em uma ocasião. Esses resultados mostram que fragmentos com área menor do que 200 ha provavelmente não são grandes o bastante para suprir as exigências ecológicas da espécie. Em pequenos fragmentos, os efeitos de borda tendem a ser mais acentuados e, dentre as alterações que caracterizam esse fator estão alterações na composição de formigas (CARVALHO; VASCONCELOS, 1999). Uma vez que o tamanduá-bandeira é um mamífero de grande porte, ele apresenta um requerimento de energia maior (MCNAB, 1963), que somado à sua especialização alimentar (REDFORD; ROBINSON, 1991), faz com que a espécie demande

áreas maiores para a obtenção de alimento quando este é escasso no fragmento (MCNAB, 1963; REDFORD; ROBINSON, 1991).

A importância do tamanho do fragmento para a presença dos tamanduás-bandeira também pode estar relacionada com o fato de que fragmentos maiores são capazes de suportar populações maiores (VOS et al., 2001). Isso pode ocorrer pois fragmentos maiores apresentam habitats mais heterogêneos (FREEMARK; MERRIAM, 1986) os quais favorecem a presença de muitos recursos vitais (VIRGÓS; TELLERIA; SANTOS, 2002) reduzindo assim a propensão à extinção local (PIMM; JONES; DIAMOND, 1988). Considerando esses fatores, nossos resultados mostram que a redução no tamanho dos fragmentos, resultante do processo de perda de habitat, está atuando como um filtro para a ocorrência do tamanduá-bandeira nas paisagens amostradas.

A ocorrência de mamíferos em fragmentos de paisagens com cobertura de vegetação nativa superior a 30% tem sido relacionada com a quantidade de habitat nativo na paisagem (ANDRÉN, 1994; PARDINI et al., 2010; SAMPAIO et al., 2010; MARTENSEN et al., 2012; GÁLVEZ et al., 2013). Os resultados do presente estudo mostram que a porcentagem de vegetação nativa presente na paisagem ao redor do fragmento estudado influencia positivamente a ocupação do mesmo pelos tamanduás. Apesar de todas as paisagens estudadas possuírem cobertura de vegetação nativa inferior a 30%, mesmo assim, essa variável mostrou-se importante para a ocorrência dos tamanduás. Essa resposta pode estar relacionada com a dependência da espécie por fragmentos de vegetação maiores devido ao tamanho da sua área de vida. Dessa forma, quando os tamanduás estão presentes em fragmentos pequenos que não atendem todas as suas exigências ecológicas, a maior cobertura de vegetação nativa pode disponibilizar uma quantidade maior de recursos vitais (URQUIZA-HAAS; PERES; DOLMAN, 2011; GÁLVEZ et al., 2013) que quando associados com os recursos presentes nos fragmentos em que a espécie ocorre, proporcionam um habitat adequado para os tamanduás-bandeira.

Em paisagens constituídas por porcentagens altas (> 30%) de cobertura de vegetação nativa, os fragmentos geralmente são maiores e próximos entre si (MICHALSKI; PERES; LAKE, 2008; PARDINI et al., 2010) permitindo assim altas taxas de imigração das espécies entre os fragmentos (PARDINI et al., 2010). Conforme a perda e a fragmentação do habitat aumentam, a área dos fragmentos é reduzida e os mesmos se tornam cada vez mais subdivididos e isolados (FAHRIG, 2003; MICHALSKI; PERES; LAKE, 2008; PARDINI et al., 2010), reduzindo assim as taxas de imigração (PARDINI et al., 2010). A partir disso, em um dado fragmento, a persistência de indivíduos de uma espécie se torna dependente do

tamanho do fragmento, uma vez que as taxas de imigração são insuficientes para manter populações pequenas (PARDINI et al., 2010). Dessa forma, a maior probabilidade de ocorrência do tamanduá em paisagens com porcentagens maiores de vegetação nativa pode ser explicada pela maior disponibilidade de recursos proporcionada por um maior número de fragmentos geralmente com áreas maiores presentes na paisagem. Além disso, a existência de maior cobertura de vegetação nativa na paisagem, constituída mesmo que em sua maior parte por fragmentos pequenos, pode auxiliar na manutenção de populações nos fragmentos maiores e no estabelecimento de populações em fragmentos onde a espécie foi extinta localmente, uma vez que, fragmentos pequenos facilitam a dispersão de indivíduos pela matriz ao serem usados como “stepping stones” (BAUM; HAYNES; DILLEMUTH, 2004; SAURA; BODIN; FORTIN, 2014). Dessa forma, a maior porcentagem de vegetação nativa na paisagem auxilia no equilíbrio entre extinções locais e recolonização aumentando assim as chances de permanência de uma metapopulação (SAURA; BODIN; FORTIN, 2014).

Os “stepping stones” são pequenos fragmentos dispersos conhecidos por aumentar a conectividade da paisagem (BOSCOLO et al., 2008). Em nosso estudo, o provável uso de pequenos fragmentos pelos tamanduás-bandeira como “stepping stones” é reforçado pela ausência de influência do isolamento na ocupação dos fragmentos pelos tamanduás. O isolamento tem apresentado relações negativas com a distribuição e abundância de mamíferos (VIRGÓS, 2001; CROOKS, 2002; VIRGÓS; GARCÍA, 2002). No entanto, para algumas espécies de carnívoros, o isolamento influenciou pouco ou não apresentou efeito sobre a ocorrência destes mamíferos nos fragmentos (CROOKS, 2002). Essa resposta dos carnívoros em relação ao isolamento dos fragmentos foi relacionada com a forma como as espécies percebem a matriz, ou seja, os ambientes alterados ao redor dos fragmentos (CROOKS, 2002).

A tolerância à matriz é uma importante característica ecológica para a manutenção das espécies em paisagens fragmentadas (HENLE et al., 2004). Trabalhos com diferentes grupos de animais apontam que a capacidade de se dispersar pela matriz está negativamente relacionada com a vulnerabilidade das espécies à fragmentação (GASCON et al., 1999; RENJIFO, 2001; CASTRO; FERNANDEZ, 2004). Registros de antas (*Tapirus terrestris*) em florestas de eucalipto mostram que este tipo de matriz tem sido utilizada para o deslocamento da espécie entre fragmentos de vegetação de cerrado (GODOI, 2011). O tamanduá-bandeira tem sido registrado em plantações de soja (MIRANDA, 2004), plantios de eucalipto (SILVEIRA, 2005; GABRIEL et al., 2013), de pinus onde consumiu formigas cortadeiras (BRAGA et al., 2014) e em plantios de acácia-australiana onde foi observado se alimentando

(KREUTZ; FISCHER; LINSENMAIR, 2012). Esses registros mostram que a matriz pode influenciar na distribuição de populações que habitam paisagens fragmentadas (WIENS et al., 1993; GASCON et al., 1999; DAILY et al., 2003). Uma vez que, quando similares ao habitat nativo, as matrizes além de servirem como fonte de recursos alimentares, abrigo de predadores e de temperaturas extremas para os tamanduás-bandeira (KREUTZ; FISCHER; LINSENMAIR, 2012), podem servir também como corredores de dispersão entre os fragmentos (CASTELLÓN; SIEVING, 2006). Em algumas paisagens do nosso estudo parte da matriz é constituída por plantios de pinus e/ou eucaliptos, dessa forma, a não influência do isolamento na ocorrência dos tamanduás pode estar relacionada com a capacidade da espécie de se dispersar neste tipo de matriz, permitindo assim o fluxo mínimo de indivíduos capaz de manter populações nos fragmentos mais isolados. Diante disso, a área do fragmento e a porcentagem de vegetação nativa são aspectos que devem ser considerados em estudos sobre os efeitos da fragmentação com foco na conservação animal, uma vez que, em áreas com cobertura vegetal reduzida e fragmentada, a persistência das espécies se torna mais frágil.

Em locais onde a água é um recurso extremamente limitante, a persistência de muitas espécies (ASTETE et al., 2016), inclusive de xenarthras, está associada à presença de poços artificiais. Entretanto, apesar da sua importância vital, a disponibilidade hídrica não influenciou a ocupação dos fragmentos pelos tamanduás-bandeira na região nordeste do estado de São Paulo. Essa resposta pode estar relacionada com o fato de que os tamanduás apresentam alta mobilidade e capacidade de dispersão em matrizes similares ao habitat nativo, permitindo assim o acesso às fontes de água mais distantes localizadas dentro ou fora dos fragmentos. Além disso, há evidências de que os tamanduás abrem buracos em áreas onde o lençol freático se encontra mais próximo da superfície, os quais são utilizados como fonte de água tanto para os tamanduás beberem quanto para se banharem (EMMONS et al., 2004).

4.2 Padrão de atividade

Além de influenciar na ocupação (SILVA et al., 2015), riqueza (CHIARELLO, 1999) e abundância das espécies (MICHALSKI; PERES, 2007), o tamanho do fragmento de vegetação nativa pode influenciar também o período de atividade de mamíferos (NORRIS; MICHALSKI; PERES, 2010). Na Floresta Amazônica, o tatu-galinha (*Dasypus novemcinctus*) apresentou variações em seu padrão de atividade relacionadas com o tamanho do fragmento florestal. O tatu-galinha, considerado uma espécie noturna, apresentou padrão catemeral em fragmentos menores que 1.000 ha e padrão noturno em fragmentos maiores (NORRIS; MICHALSKI; PERES, 2010). No presente estudo, não foi registrada diferença

significativa entre os padrões de atividade das populações de tamanduás-bandeira que ocupam fragmentos menores (com até 2.015 ha, n=8) e a que ocupa o fragmento de 10.285 ha (n=1). No entanto, esse resultado deve ser considerado com cautela já que não há réplicas de áreas de maior tamanho, uma vez que essas são escassas na região nordeste do estado de São Paulo. Apesar da falta de réplicas, o padrão de atividade da população de tamanduás que ocupa o fragmento maior foi similar ao de populações presentes em áreas maiores e bem preservadas como os Llanos Venezuelanos (MONTGOMERY; LUBIN, 1977), o Parque Nacional da Serra da Canastra (SHAW; MACHADO-NETO; CARTER, 1987) e o Pantanal (CAMILO-ALVES; MOURÃO, 2006; MOURÃO; MEDRI, 2007). Além disso, em nosso estudo, as populações de tamanduás presentes nos fragmentos menores apresentaram maior atividade durante a noite (1h às 5h e 17h às 21h) corroborando assim com a atividade noturna encontrada nas populações de tamanduás presentes nos Llanos Venezuelanos (MONTGOMERY; LUBIN, 1977) e no Pantanal (CAMILO-ALVES; MOURÃO, 2006). O maior pico de atividade das populações presentes nos fragmentos menores ocorreu das 17h às 17:59h, próximo dos picos de atividade das 18h encontrados na Serra da Canastra (SHAW; MACHADO-NETO; CARTER, 1987) e no Pantanal (MOURÃO; MEDRI, 2007).

Apesar da falta de réplicas de áreas maiores, os nossos resultados corroboram com os de um outro estudo realizado no Cerrado da região central do Brasil, onde a fragmentação do habitat não alterou os padrões de atividade dos tamanduás-bandeira (ZIMBRES et al., 2013). Dessa forma, é possível pensar que o tamanho do fragmento não influencia o padrão de atividade dos tamanduás. No entanto, dentre fatores como distúrbios antropogênicos (KITCHEN; GESE; SCHAUSTER, 2000), disponibilidade de presas (THEUERKAUF et al., 2003), disponibilidade de recursos (THIES; KALKO; SCHNITZLER, 2006) e tipo de habitat (SCHWITZER et al., 2007), a temperatura é um dos fatores que tem sido indicado como o responsável pela alteração do padrão de atividade de mamíferos (BRICE et al., 2002; CAMILO-ALVES; MOURÃO, 2006; MOURÃO; MEDRI, 2007).

Modificações no padrão de atividade dos tamanduás-bandeira têm sido relacionadas com variações na temperatura ambiente (CAMILO-ALVES; MOURÃO, 2006; MOURÃO; MEDRI, 2007). Nos Llanos venezuelanos, durante a estação seca, a atividade dos tamanduás foi exclusivamente noturna (MONTGOMERY; LUBIN, 1977), enquanto no Brasil, no Parque Nacional da Serra da Canastra, os tamanduás foram parcialmente diurnos (ativos a partir das 13h) e apresentaram pico de atividade às 18h (SHAW; MACHADO-NETO; CARTER, 1987). A diferença no período de atividade da espécie entre estas regiões tem sido atribuída à diferença na temperatura ambiente, no entanto, a temperatura ambiente não foi medida em

ambos os trabalhos (SHAW; MACHADO-NETO; CARTER, 1987). Já no Pantanal, o horário em que os tamanduás iniciavam e terminavam as atividades estava positivamente relacionado com a temperatura média do dia (CAMILO-ALVES; MOURÃO, 2006). Em dias quentes os tamanduás ficavam ativos à noite, e quando a temperatura estava em torno de 25 °C, a atividade ocorria entre o nascer do sol e até tarde da noite, enquanto em dias mais frios (15 °C) eles se tornaram diurnos (CAMILO-ALVES; MOURÃO, 2006). Ainda no Pantanal, em dias quentes, o período de maior atividade dos tamanduás iniciou às 18 h e quando a temperatura mínima diária diminuía, a espécie iniciava a atividade diurna (MOURÃO; MEDRI, 2007). Em nosso estudo, os tamanduás foram ativos durante todo o ciclo circadiano, indicando um possível aproveitamento da radiação solar durante dias com temperatura moderada (temperatura mínima anual na região ~ 15,2 °C) como forma de reduzir seus custos metabólicos com o processo de termoregulação. Quanto aos picos de atividade crepuscular (17h) e noturnos (18h às 21:59h e 1h às 03:59h), estes podem ter ocorrido como forma de evitar seu superaquecimento durante altas temperaturas dos dias mais quentes, uma vez que a média da temperatura máxima anual da região estudada é de aproximadamente 28,3°C.

O tamanduá-bandeira possui baixa taxa metabólica basal e como consequência, a espécie tem dificuldade em manter a sua temperatura corporal quando a temperatura ambiente ultrapassa a faixa de termoneutralidade de 15°C a 36°C (MCNAB, 1984). Devido a estas características fisiológicas, os indivíduos precisam evitar o superaquecimento quando a temperatura ambiente é alta, e reduzir a produção de calor quando a temperatura é baixa como forma de diminuir os custos metabólicos (CAMILO-ALVES; MOURÃO, 2006). Diante disso, no presente estudo, ao considerar a ausência de diferença no padrão de atividade entre as populações dos menores fragmentos e a do maior fragmento e, os picos de atividade crepusculares e noturnos na região onde a temperatura média máxima é de aproximadamente 28,3°C é possível dizer que a temperatura ambiente provavelmente está atuando como principal fator modulador da atividade dos tamanduás.

5. Conclusões

Visando compreender melhor os efeitos da perda e da fragmentação do habitat na ocupação e no padrão de atividade do tamanduá-bandeira em paisagens alteradas no nordeste do estado de São Paulo, este estudo mostrou que a área do fragmento e a porcentagem de vegetação nativa na paisagem são fatores importantes para a ocupação dos fragmentos pelos tamanduás. Estes resultados indicam que, apesar das paisagens do estudo serem compostas em sua maior parte por fragmentos pequenos e médios (9 ha a 2.015 ha), e por uma cobertura

de vegetação nativa inferior a 30%, a persistência nestas paisagens de uma espécie vulnerável à extinção como o tamanduá-bandeira, ressalta a importância dessas áreas para a sua conservação. Desta forma, a inclusão de paisagens fragmentadas em planos de conservação é de grande importância para a conservação dos tamanduás pois, mesmo que constituídas por fragmentos pequenos, estas podem diminuir o isolamento entre as populações auxiliando assim na manutenção de uma metapopulação.

A compreensão dos fatores extrínsecos que são capazes de modificar o padrão de atividade de mamíferos é de grande importância para o entendimento sobre a adaptação e a persistência das espécies em áreas alteradas pelas atividades humanas. Neste estudo, os tamanduás-bandeira apresentaram um padrão de atividade catemeral com picos de atividade crepuscular e noturno e ausência de diferença no padrão de atividade entre populações de tamanduás pertencentes aos fragmentos menores (55 ha a 2.015 ha) e a pertencente ao fragmento maior (10.285 ha). Estes resultados indicam que as alterações que geralmente ocorrem na borda dos fragmentos pequenos e que podem se estender até o interior destes fragmentos não influenciam na atividade dos tamanduás. Desta forma, ao considerar as características fisiológicas dos tamanduás-bandeira, os picos de atividade crepuscular e noturnos e a ausência de diferença no padrão de atividade entre as populações dos fragmentos menores e a do fragmento maior é possível concluir que a atividade dos tamanduás provavelmente está relacionada com a temperatura ambiente.

6. Referências 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 B**, v. 366, p. 2703–2711, 2011.
- ANDRÉN, H. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. **Oikos**, v. 71, n. 3, p. 355–366, 1994.
- ARITA, H. T.; ROBINSON, J. G.; REDFORD, K. H. Rarity in neotropical forest mammals and its ecological correlates. **Society for Conservation Biology**, v. 4, n. 2, p. 181–192, 1990.
- ASTETE, S. .; MARINHO-FILHO, J. .; MACHADO, R. B. .; ZIMBRES, B. .; JÁCOMO, A. T. A. .; SOLLMANN, R. .; TÓRRES, N. M. .; SILVEIRA, L. Living in extreme environments: modeling habitat suitability for jaguars, pumas, and their prey in a semiarid habitat. **Journal of Mammalogy**, v. 98, n. 2, p. 464–474, 2016.
- BARBOSA, L. M.; NUNES, J. A. **Atlas das Unidades de Conservação do estado de São Paulo, parte ii: interior**. São Paulo: Secretaria Estadual do Meio Ambiente, 2001.
- BATALHA, M. A. O cerrado não é um bioma. **Biota Neotropica**, v. 11, n. 1, p. 21–24, 2011.
- BAUM, K. A.; HAYNES, K. J.; DILLEMUTH, F. P. The matrix enhances the effectiveness of corridors and stepping stones. **Ecology**, v. 85, n. 2671–2676, 2004.
- BOSCOLO, D.; CANDIA-GALLARDO, C.; AWADE, M.; METZGER, J. P. Importance of interhabitat gaps and stepping-stones for lesser woodcreepers (*Xiphorhynchus fuscus*) in the Atlantic forest, Brazil. **Biotropica**, v. 40, n. 3, p. 273–276, 2008.
- BRAGA, F. G.; NILTON, J. S.; BATISTA, A. C.; LIMA, P. P. S. 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.
- BRANCO, I. C.; DOMINGUES, E. N.; SERIO, F. C.; H., D. C. I.; MATTOS, I. A.; BERTONI, J. A.; ROSSI, M.; ESTON, M. R.; PFEIFER, R. M.; ANDRADE, W. J. Plano de manejo: Parque Estadual das Furnas do Bom Jesus, município de Pedregulho, SP. **Revista do Instituto Florestal**, v. 2, n. 3, p. 137–155, 1991.
- BRASIL. **Lei nº 9.985, de 18 de Julho de 2000. Institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza – SNUC**. Brasília, DF, 19 de julho de 2000, Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Poder Executivo, 2000.
- BRESSAN, P. M.; KIERULFF, M. C. M.; SUGIEDA, A. M. **Fauna ameaçada de extinção no estado de São Paulo – vertebrados**. São Paulo, SP: Fundação Parque Zoológico de São Paulo e Secretaria do Meio Ambiente, 2009. 646p.
- BRICE, P. H.; GRIGG, G. C.; BEARD, L. A.; DONOVAN, J. A. Patterns of activity and inactivity in echidnas (*Tachyglossus aculeatus*) free-ranging in a hot dry climate: Correlates with ambient temperature, time of day and season. **Australian Journal of Zoology**, v. 50, n.

5, p. 461–475, 2002.

BURNHAM, K. P.; ANDERSON, D. R. **Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach**. Second Edition. New York: Springer-Verlag, 2002. 515p.

CALAÇA, A. M. **A utilização da paisagem fragmentada por mamíferos de médio e grande porte e sua relação com a massa corporal na região do entorno de Aruanã, Goiás**. 2009. 109f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Evolução) - Universidade Federal de Goiás, 2009.

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.

CAMILO-ALVES, C. S. P. **C. adaptações dos tamanduás-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla* Linnaeus, 1758) à variação da temperatura ambiente no Pantanal da Nhecolândia, MS**. 2003. 48f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação) - Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande, MS, 2003.

CARDILLO, M.; MACE, G. M.; JONES, K. E.; BIELBY, J.; BININDA-EMONDS, O. R. P.; SECHREST, W.; ORME, C. D. L.; PURVIS, A. Multiple causes of high extinction risk in large mammal species. **Science**, v. 309, p. 1239–1241, 2005.

CARVALHO, K. S.; VASCONCELOS, H. L. Forest fragmentation in central Amazonia and its effects on litter-dwelling ants. **Biological Conservation**, v. 91, p. 151–157, 1999.

CARVALHO, F. M. V.; MARCO, P.; FERREIRA, L. G. The Cerrado into-pieces: Habitat fragmentation as a function of landscape use in the savannas of central Brazil. **Biological Conservation**, v. 142, n. 7, p. 1392–1403, 2009.

CASTELLÓN, T. D.; SIEVING, K. E. An experimental test of matrix permeability and corridor use by an endemic understory bird. **Conservation Biology**, v. 20, p. 135–145, 2006.

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

CEPAGRI. **Clima dos municípios paulistas**. Disponível em: <[http://www.cepagri.unicamp.br/outras-informacoes/clima-dos-municipios paulistas.html](http://www.cepagri.unicamp.br/outras-informacoes/clima-dos-municipios_paulistas.html)>. Acesso em: 3 out. 2016.

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.

COLLEVATTI, R. G.; LEITE, K. C. E.; DE MIRANDA, G. H. B.; RODRIGUES, F. H. G. Evidence of high inbreeding in a population of the endangered giant anteater, *Myrmecophaga tridactyla* (Myrmecophagidae), from Emas National Park, Brazil. **Genetics and Molecular Biology**, v. 30, n. 1, p. 112–120, 2007.

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

DAILY, G. C.; CEBALLOS, G.; PACHECO, J.; SUZÁN, G.; SÁNCHEZ-AZOFEIFA, A.

Countryside biogeography of neotropical mammals: conservation opportunities in agricultural landscapes of Costa Rica. **Conservation Biology**, v. 17, n. 6, p. 1814–1826, 2003.

DIDHAM, R. K.; GHAZOUL, J.; STORK, N. E.; DAVIS, A. J. Insects in fragmented forest: a functional approach. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 11, n. 6, p. 255–260, 1996.

DURÁN, A. P.; INGER, R.; CANTÚ-SALAZAR, L.; GASTON, K. J. Species richness representation within protected areas is associated with multiple interacting spatial features. **Diversity and Distributions**, v. 22, n. 3, p. 300–308, 2016.

EISENBERG, J. F. **Mammals of the neotropics: the northern neotropics**. Chicago and London: The University of Chicago Press, 1989. 449 p.

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

ELLIS, E. C.; GOLDEWIJK, K. K.; SIEBERT, S.; LIGHTMAN, D.; RAMANKUTTY, N. Anthropogenic transformation of the biomes, 1700 to 2000. **Global Ecology and Biogeography**, v. 19, n. 5, p. 589–606, 2010.

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

ESRI. **Software ArcGIS desktop, license type Arcinfo, version 10.1** Redlands, CA, 2016. . Disponível em: <www.esri.com>.

ESTRADA, A.; JUAN-SOLANO, S.; MARTÍNEZ, T. O.; COATES-ESTRADA, R. Feeding and general activity patterns of a howler monkey (*Allouatta palliata*) troop living in a forest fragment at Los Tuxtlas, Mexico. **American Journal of Primatology**, v. 48, p. 167–183, 1999.

FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Review Literature And Arts Of The Americas**, v. 34, p. 487–515, 2003.

FAHRIG, L.; MERRIAM, G. Conservation of fragmented populations. **Conservation Biology**, v. 8, n. 1, p. 50–59, 1994.

FERREGUETTI, A. C.; TOMÁS, W. M.; BERGALLO, H. G. Density, occupancy, and activity pattern of two sympatric deer (*Mazama*) in the Atlantic Forest , Brazil. **Journal of Mammalogy**, v. 20, n. 10, p. 1–10, 2015.

FISCHER, W. A. **Efeitos da BR-262 na mortalidade de vertebrados silvestres: síntese naturalística para a conservação da região do Pantanal, MS**. 1997. 44f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas/Ecologia) - Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande, MS, 1997.

FONSECA, G. A. B.; AGUIAR, J. M. The 2004 Edentate Species Assessment Workshop. **Edentata**, v. 6, p. 1–2, 2004.

FONTANA, C. S.; BENCKE, G. A.; REIS, R. E. **Livro vermelho da fauna ameaçada de extinção no Rio Grande do Sul**. Porto Alegre, RS: EDIPUCRS, 2003. 632p.

FORNITANO, L.; ANGELI, T.; COSTA, R. T.; OLIFIERS, N.; BIANCHI, R. D. C. Medium to large-sized mammals of the Augusto Ruschi Biological Reserve, São Paulo state, Brazil.

Oecologia Australis, v. 19, n. 1, p. 232–243, 2015.

FREEMARK, K. E.; MERRIAM, G. Importance of area and habitat heterogeneity to bird assemblages in temperate forest fragments. **Biological Conservation**, v. 36, p. 115–141, 1986.

FRITZ, S. A.; BININDA-EMONDS, O. R. P.; PURVIS, A. Geographical variation in predictors of mammalian extinction risk: Big is bad, but only in the tropics. **Ecology Letters**, v. 12, n. 6, p. 538–549, 2009.

GABRIEL, V. de A.; VASCONCELOS, A. A.; LIMA, E. F. de; CASSOLA, H.; BARRETTO, K. D.; BRITO, M. C. de. A importância das plantações de eucalipto na conservação da biodiversidade. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 33, n. 74, p. 203–213, 2013.

GÁLVEZ, N.; HERNÁNDEZ, F.; LAKER, J.; GILABERT, H.; PETITPAS, R.; BONACIC, C.; GIMONA, A.; HESTER, A.; MACDONALD, D. W. Forest cover outside protected areas plays an important role in the conservation of the vulnerable guíña *Leopardus guigna*. **Oryx**, v. 47, n. 2, p. 251–258, 2013.

GARDNER, A. L. Order Pilosa. In: WILSON, D. E.; REEDER, D. M. (Ed.). **Mammals species of the world: a taxonomic and geographic reference**. Third Edit ed. [s.l.] Baltimore: The John Hopkins University Press, 2005. p. 98–102.

GASCON, C.; LOVEJOY, T. E.; BIERREGAARD, 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, p. 223–229, 1999.

GEORGE, S. L.; CROOKS, K. R. Recreation and large mammal activity in an urban nature reserve. **Biological Conservation**, v. 133, n. 1, p. 107–117, 2006.

GODOI, T. G. **Movimentação de indivíduos de uma população de antas (*Tapirus terrestris*) em uma paisagem fragmentada no cerrado do Mato Grosso do Sul**. 2011.31f. Trabalho de Conclusão de Curso (Especialização em Ecologia) - Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", 2011.

GOTELLI, N. J.; ELLISON, A. M. **Princípios de estatística em ecologia**. [s.l.] Artmed, 2011. 528p.

HAAG, T.; SANTOS, A. S.; SANA, D. A.; MORATO, R. G.; CULLEN, L.; CRAWSHAW, P. G.; DE ANGELO, C.; DI BITETTI, M. S.; SALZANO, F. M.; EIZIRIK, E. The effect of habitat fragmentation on the genetic structure of a top predator: Loss of diversity and high differentiation among remnant populations of Atlantic Forest jaguars (*Panthera onca*). **Molecular Ecology**, v. 19, n. 22, p. 4906–4921, 2010.

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

HINES, J. E. **Program PRESENCE 3.1. Software to estimate patch occupancy and related parameters**. USGS-PWRC, 2016. Disponível em: <<http://www.mbr-pwrc.usgs.gov/software/presence.html>>.

IUCN. **IUCN Red List of Threatened Species**. Disponível em:

<<http://www.iucnredlist.org/details/14224/0>>. Acesso em: 10 out. 2016.

KAPOS, V.; WANDELLI, E.; CAMARGO, J. L.; GANADE, G. Edge-related changes in environment and plant responses due to forest fragmentation in Central Amazonia. In: LAURANCE, W. F.; BIERREGAARD JR., R. O. (Ed.). **Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities**. [s.l.] University of Chicago Press, 1997. p. 33–44.

KAREIVA, P.; WATTS, S.; MCDONALD, R.; BOUCHER, T. Domesticated nature: shaping landscapes and ecosystems for human welfare. **Science**, v. 316, p. 1866–1869, 2007.

KIRCH, P. V. Archaeology and global change: The Holocene Record. **Annual Review of Environment and Resources**, v. 30, n. 1, p. 409–440, 2005.

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. A conservação do Cerrado brasileiro. **Megadiversidade**, v. 1, n. 1, p. 147–155, 2005.

KREUTZ, K.; FISCHER, F.; LINSENMAIR, K. E. Timber plantations as favourite habitat for giant anteaters. **Mammalia**, v. 76, n. 2, p. 137–142, 2012.

KRONKA, J. N. F.; NALON, M. A.; MATSUKUMA, C. K.; PAVAO, M.; GUILLAUMON, J. R.; CAVALLI, A. C.; GIANNOTTI, E.; YWANE, 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**. [s.l.]:Secretaria de Estado do Meio Ambiente, Instituto Florestal, ed., 1998. 84 p.

KRONKA, F. J. N.; NALON, M. A.; MATSUKUMA, C. K.; KANASHIRO, M. M.; YWANE, M. S. S.; PAVAO, M.; DURIGAN, G.; LIMA, L. P. R.; GUILLAUMON, J. R.; BAITELLO, J. B.; BORGIO, S. C.; MANETTI, L. A.; BARRADAS, A. M. .; FUKUDA, J. C.; SHIDA, C. N.; MONTEIRO, C. H. B.; PONTINHAS, A. A. S.; ANDRADE, G. G.; BARBOSA, O.; SOARES, A. P.; JOLY, C. A.; COUTO, H. T. Z. **Inventário florestal da vegetação nativa do estado de São Paulo**. [s.l.], 2005. 200 p.

LAURANCE, W. F. Hyper-disturbed parks: edge effects and the ecology of isolated rainforest reserves in tropical Australia. In: WF, L.; RO, B. J. (Ed.). **Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities**. [s.l.]: University of Chicago Press, 1997. p. 71–84.

LAURANCE, W. F.; LOVEJOY, T. E.; VASCONCELOS, H. L.; BRUNA, E. M.; DIDHAM, R. K.; STOUFFER, P. C.; GASCON, C.; BIERREGAARD, R. O.; LAURANCE, S. G.; SAMPAIO, E. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments : a 22-years investigation. **Conservation Biology**, v. 16, n. 3, p. 605–618, 2002.

LAURANCE, W. F.; CAMARGO, J. L. C.; LUIZÃO, R. C. C.; LAURANCE, S. G.; PIMM, S. L.; BRUNA, E. M.; STOUFFER, P. C.; BRUCE WILLIAMSON, G.; BENÍTEZ-MALVIDO, J.; VASCONCELOS, H. L.; VAN HOUTAN, K. S.; ZARTMAN, C. E.; BOYLE, S. A.; DIDHAM, R. K.; ANDRADE, A.; LOVEJOY, T. E. The fate of Amazonian forest fragments: A 32-year investigation. **Biological Conservation**, v. 144, p. 56–67, 2011.

LEEUEWENBERG, F. Edentata as a food resource: subsistence hunting by Xavante Indians, Brasil. **Edentata**, v. 3, p. 4–5, 1997.

- LEONEL, C.; THOMAZIELLO, S.; OLIVEIRA, E. M. **Plano de manejo da Estação Ecológica do Jataí**. [s.l.:s.n], 2010. 334 p.
- LUZ, B. R. **Zoneamento ecológico do Parque Estadual das Furnas do Bom Jesus, em Pedregulho–SP, usando Sensoriamento Remoto e Sistema de Informação Geográfica (SIG)**. 2000. Universidade de São Paulo, 2000.
- MACARTHUR, R. H.; WILSON, E. O. **The Theory of Island Biogeography**. [s.l.] Princeton University Press, 1967. 203p.
- MACCARINI, T. B.; ATTIAS, N.; MEDRI, Í. M.; MARINHO-FILHO, J.; MOURÃO, G. Temperature influences the activity patterns of armadillo species in a large neotropical wetland. **Mammal Research**, v. 60, n. 4, p. 403–409, 2015.
- MACHADO, A. B. M.; DRUMMOND, G. M.; PAGLIA, A. P. **Livro vermelho da fauna ameaçada**. Belo Horizonte e Brasília: Fundação Biodiversitas / MMA, 2008.
- MACHADO, R. B.; AGUIAR, L. M. S.; CASTRO, A. A. J. F.; NOGUEIRA, C. C.; RAMOS NETO, M. B. Caracterização da fauna e flora do Cerrado. In: FALEIRO, F. GELAPE; NETO, A. L. DE F. (Ed.). **Savanas: desafios e estratégias para o equilíbrio entre sociedade, agronegócio e recursos naturais**. Brasília: [s.n.], 2008. p. 285–300.
- MACHADO, R. B.; NETO, M. G. P.; PEREIRA, P. G. P.; CALDAS, E. F.; GONÇALVES, D. a.; SANTOS, N. a.; TABOR, K.; STEININGER, M. Estimativas de perda da área do Cerrado brasileiro. **Conservação Internacional: Brasil**, p. 1–23, 2004.
- MACKENZIE, D. I.; NICHOLS, J. D.; ROYLE, J. A.; POLLOCK, K. H.; BAILEY, L. L.; HINES, J. E. **Occupancy estimation and modeling-inferred patterns and dynamics of species occurrence**. First edit ed. Boston: Academic Press, 2006. 343 p.
- MARTENSEN, A. C.; RIBEIRO, M. C.; BANKS-LEITE, C.; PRADO, P. I.; METZGER, J. P. Associations of forest cover, fragment area, and connectivity with neotropical understory bird species richness and abundance. **Conservation Biology**, v. 26, n. 6, p. 1100–1111, 2012.
- MCALPINE, C. A.; RHODES, J. R.; CALLAGHAN, J. G.; BOWEN, M. E.; LUNNEY, D.; MITCHELL, D. L.; PULLAR, D. V.; POSSINGHAM, H. P. The importance of forest area and configuration relative to local habitat factors for conserving forest mammals: A case study of koalas in Queensland, Australia. **Biological Conservation**, v. 132, n. 2, p. 153–165, 2006.
- MCCLENNEN, N.; WIGGLESWORTH, R. R.; ANDERSON, S. H. The effect of suburban and agricultural development on the activity patterns of coyotes (*Canis latrans*). **The American Midland Naturalist**, v. 146, n. 1, p. 27–36, 2001.
- MCNAB, B. K. Bioenergetics and the determination of home range size. **The American Naturalist**, v. XCVII, n. 894, p. 133–140, 1963.
- MCNAB, B. K. Physiological convergence amongst ant-eating and termite eating mammals. **Journal of Zoology**, v. 203, p. 485–510, 1984.
- MEDRI, Í. M.; MOURÃO, G. de M.; HARADA, A. Y. Dieta de Tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) no Pantanal da Nhecolândia, Brasil. **Edentata**, n. 5, p. 29–34, 2003.

- MEDRI, Í. M.; MOURÃO, G. de M.; RODRIGUES, F. H. G. Ordem Pilosa. In: REIS, N. R. DOS; PERACCHINI, A. L.; PEDRO, W. A.; LIMA, I. P. DE (Ed.). **Mamíferos do Brasil**. Second Edi ed. [s.l:s.n], 2011. p. 91–106.
- MELO, A. C. G.; DURIGAN, G. **Plano de manejo da Estação Ecológica de Santa Bárbara**. São Paulo: Instituto Florestal/SEMA, 2011. 222 p.
- MENDES, A. F; et al. **Plano de manejo do Parque Estadual de Vassununga**. [s.l:s.n], 2009.
- MICHALSKI, F.; PERES, C. A. Anthropogenic determinants of primate and carnivore local extinctions in a fragmented forest landscape of southern Amazonia. **Biological Conservation**, v. 124, n. 3, p. 383–396, 2005.
- MICHALSKI, F.; PERES, C. A. Disturbance-mediated mammal persistence and abundance-area relationships in Amazonian forest fragments. **Conservation Biology**, v. 21, n. 6, p. 1626–1640, 2007.
- MICHALSKI, F.; PERES, C. a.; LAKE, I. R. Deforestation dynamics in a fragmented region of southern Amazonia: evaluation and future scenarios. **Environmental Conservation**, v. 35, n. 2, p. 93–103, 2008.
- MIRANDA, G. H. B. **Ecologia e conservação do tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*, Linnaeus, 1758) no Parque Nacional das Emas**. 2004. 81f. Tese (Doutorado em Ecologia) -Universidade de Brasília, 2004.
- MONTGOMERY, G. G.; LUBIN, Y. D. Prey influences on movements of neotropical anteaters. In: PHILIPS, R. L.; JONKEL, C. (Ed.). **Proceedings of the 1975 Predator Symposium**. Missoula: University of Montana, 1977. p. 103–131.
- MORRISON, M. L.; MARCOT, B. G.; MANNAN, R. W. **Wildlife–habitat relationships**. Washington, DC: Island Press, 2006.
- MOURÃO, G.; MEDRI, I. M. Activity of a specialized insectivorous mammal (*Myrmecophaga tridactyla*) in the Pantanal of Brazil. **Journal of Zoology**, v. 271, n. 2, p. 187–192, 2007.
- MURCIA, C. Edge effects in fragmented forests: implications for Conservation. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 10, p. 58–62, 1995.
- MYERS, N.; MITTERMEIER, R.; MITTERMEIER, C.; DAFONESCA, G.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Conservation Biology**, v. 403, p. 853–858, 2000.
- NORRIS, D.; MICHALSKI, F.; PERES, C. a. Habitat patch size modulates terrestrial mammal activity patterns in Amazonian forest fragments. **Journal of Mammalogy**, v. 91, n. 3, p. 551–560, 2010.
- O’CONNELL, A. F.; BAILEY, L. L. Inference for occupancy and occupancy dynamics. In: KARANTH ET AL, K. U. (Ed.). **Camera Traps in Animal Ecology. Methods and Analysis**. Tokyo: Springer, 2011.
- PAGLIA, A. P.; RYLANDS, A. B.; HERRMANN, G.; AGUIAR, L. M. S.; CHIARELLO, A. G.; LEITE, Y. L. R.; COSTA, L. P.; SICILIANO, S. **Lista anotada dos mamíferos do**

- Brasil / annotated checklist of brazilian mammals.** Second Edition. Arlington, VA: Conservation International, 2012. 76p.
- PARDINI, R.; BUENO, A. de 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.
- PIMM, S. L.; JONES, H. L.; DIAMOND, J. On the risk of extinction. **American Naturalist**, v. 122, p. 757–785, 1988.
- PIRES, A. S.; FERNANDEZ, F. A. S.; BARROS, C. S. Vivendo em um mundo em pedaços: efeitos da fragmentação florestal sobre comunidades e populações animais. In: ROCHA, C. F. D.; BERGALLO, H. G.; SLUYS, M. VAN; ALVES, M. A. S. (Ed.). **Essências em biologia da conservação**. [s.l. : s.n] p. 231–260, 2006.
- POLEY, L. G.; POND, B. A.; SHAEFER, J. A.; BROWN, G. S.; RAY, J. C.; JOHNSON, D. S. Occupancy patterns of large mammals in the Far North of Ontario under imperfect detection and spatial autocorrelation. **Journal of Biogeography**, v. 41, p. 122–132, 2014.
- RAMESH, T.; DOWNS, C. T. Impact of farmland use on population density and activity patterns of serval in South Africa. **Journal of Mammalogy**, v. 94, n. 6, p. 1460–1470, 2016.
- REDFORD, K. H.; ROBINSON, J. G. Park size and the conservation of forest mammals in Latin America. In: MARES, M. A.; SCHMIDLY, D. J. (Ed.). **Latin American Mammalogy, History, Biodiversity and Conservation**. Norman, OK and London: University of Oklahoma Press, 1991. p. 227–234.
- RENJIFO, L. M. Effect of natural and anthropogenic landscape matrices on the abundance of subandean bird species. **America**, v. 11, n. 1, p. 14–31, 2001.
- RODRIGUES, C. A. G.; HOTT, M. C. Dinâmica da vegetação natural no nordeste do Estado de São Paulo, entre 1988 e 2003. **Revista Árvore**, v. 34, n. 5, p. 881–887, 2010.
- RODRIGUES, F. H. G.; MEDRI, Í. M.; MIRANDA, G. H. B. de; CAMILO-ALVES, C.; MOURÃO, G. M. Anteater behavior and ecology. In: VIZCAÍNO, S. F.; LOUGHRY, W. J. (Ed.). **The Biology of the Xenarthra**. Gainesville, FL: University Press of Florida, 2008. p. 257–268.
- RODRIGUES, R. R. ; BONONI, V. L. R. **Diretrizes para conservação e restauração da biodiversidade no estado de São Paulo**. [s.l.] Instituto de Botânica, 2008.
- RODRIGUES, T. F. **Ocupação de paisagens dentro e fora de unidades de conservação pelo veado-catingueiro (*Mazama gouazoubira* Fischer, 1814) no nordeste paulista**. 2015. 56 f. Dissertação (Mestrado em Ciências/ Biologia Comparada) - Universidade de São Paulo, Ribeirão Preto, 2015.
- ROLL, U.; DAYAN, T.; KRONFELD-SCHOR, N. On the role of phylogeny in determining activity patterns of rodents. **Evolutionary Ecology**, v. 20, n. 5, p. 479–490, 2006.
- SAMPAIO, R.; LIMA, A. P.; MAGNUSSON, W. E.; PERES, C. A. Long-term persistence of midsized to large-bodied mammals in Amazonian landscapes under varying contexts of forest cover. **Biodiversity and Conservation**, v. 19, n. 8, p. 2421–2439, 2010.
- SAURA, S.; BODIN, O.; FORTIN, M. J. EDITOR'S CHOICE: Stepping stones are crucial

for species' long-distance dispersal and range expansion through habitat networks. **Journal of Applied Ecology**, v. 51, n. 1, p. 171–182, 2014.

SCHITTINI, A. E. D. F. B. **Mamíferos de médio e grande porte no cerrado mato-grossense: caracterização geral e efeitos de mudanças na estrutura da paisagem sobre a comunidade**. 2009. 164 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Universidade de Brasília, Brasília, 2009.

SCHWITZER, N.; KAUMANN, W.; SEITZ, P. C.; SCHWITZER, C. Cathemeral activity patterns of the blue-eyed black lemur *Eulemur macaco flavifrons* in intact and degraded forest fragments. **Endangered Species Research**, v. 3, p. 239–247, 2007.

SHAW, J. H.; CARTER, T. S.; MACHADO-NETO, J. C. Ecology of the giant anteater *Myrmecophaga tridactyla* in Serra da Canastra, Minas Gerais, Brazil: a pilot study. In: MONTGOMERY, G. G. (Ed.). **The Evolution and Ecology of Armadillos, Sloths, and Vermilinguas**. [s.l.] Washington and London: Smithsonian Institution Press, 1985. p. 379–384.

SHAW, J. H.; MACHADO-NETO, J.; CARTER, T. S. Behavior of free-living giant anteaters (*Myrmecophaga tridactyla*). **Biotropica**, v. 19, n. 3, 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. **Boletim Del Instituto de Geografia**, v. 49, p. 27–42, 2002.

SILVA, J. M. C. da; BATES, J. M. Biogeographic Patterns and Conservation in the South American Cerrado: A Tropical Savanna Hotspot. **BioScience**, v. 52, n. 3, p. 225, 2002.

SILVA, L. G. da; RIBEIRO, M. C.; HASUI, É.; COSTA, C. A. da; CUNHA, R. G. T. da. Patch size, functional isolation, visibility and matrix permeability influences neotropical primate occurrence within highly fragmented landscapes. **PLoS ONE**, v. 10, n. 2, p. 1–20, 2015.

SILVEIRA, L.; RODRIGUES, F. H. G.; JACOMO, A. T. D.; DINIZ, J. A. F. Diniz. Impact of wildfires on the megafauna of Emas National Park, central Brazil. **Oryx**, v. 33, n. 2, p. 108–114, 1999.

SILVEIRA, P. B. **Mamíferos de médio e grande porte em florestas de *Eucalyptus* spp com diferentes densidades de sub-bosque no município de Itatinga, SP**. 2005. 76 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.

STEVENS, S. M.; HUSBAND, T. P. The influence of edge on small mammals: evidence from Brazilian Atlantic forest fragments. **Biological Conservation**, v. 85, p. 1–8, 1998.

SUPERINA, M.; MIRANDA, F. R.; ABBA, A. M. The 2010 slot red list assessment. **Edentata**, v. 11, n. 2, p. 96–114, 2010.

TABANEZ, M. F.; ROSA, P. R. F. da. Projeto para implantação de área de educação ambiental e recreação na Floresta de Bebedouro, São Paulo. In: **Programa Nacional do Meio Ambiente**. São Paulo, SP: Programa Nacional do Meio Ambiente, Secretaria de Estado do Meio Ambiente, 1994.

THEUERKAUF, J.; JĘDRZEJEWSKI, W.; SCHMIDT, K.; OKARMA, H.; RUCZYŃSKI, I.;

- ŚNIEŻKO, S.; GULA, R. Daily Patterns and Duration of Wolf Activity in the Białowieża Forest, Poland. **Journal of Mammalogy**, v. 84, n. 1, p. 243–253, 2003.
- THIES, W.; KALKO, E. K. V.; SCHNITZLER, H. U. Influence of environment and resource availability on activity patterns of *Carollia castanea* (Phyllostomidae) in Panama. **Journal of Mammalogy**, v. 87, p. 331–338, 2006.
- THORNTON, D.; BRANCH, L.; SUNQUIST, M. E. The relative influence of habitat loss and fragmentation: Do tropical mammals meet the temperate paradigm? **Ecological Applications**, v. 21, n. 6, p. 2324–2333, 2011.
- 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**. 2004. 149 f. Tese (Doutorado em Ciências/Ecologia) - Universidade Federal de São Carlos, SP, 2004.
- URQUIZA-HAAS, T.; PERES, C. A.; DOLMAN, P. M. Large vertebrate responses to forest cover and hunting pressure in communal landholdings and protected areas of the Yucatan Peninsula, Mexico. **Animal Conservation**, v. 14, n. 3, p. 271–282, 2011.
- VERSIANI, N. F. **O tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) em áreas protegidas e seus entornos no cerrado do nordeste do estado de São Paulo**. 2016. 171 f. Tese (Doutorado em Ciências/ Biologia Comparada) - Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto, Universidade de São Paulo, 2016.
- VETTER, D.; HANSBAUER, M. 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.
- VIEIRA, M. V.; OLIFIERS, N.; DELCIELLOS, A. C.; ANTUNES, V. Z.; BERNARDO, L. R.; GRELE, C. E. V.; CERQUEIRA, R. Land use vs . fragment size and isolation as determinants of small mammal composition and richness in Atlantic Forest remnants. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1191–1200, 2009.
- VIRGÓS, E. Role of isolation and habitat quality in shaping species abundance: A test with badgers (*Meles meles* L.) in a gradient of forest fragmentation. **Journal of Biogeography**, v. 28, n. 3, p. 381–389, 2001.
- VIRGÓS, E. Factors affecting wild boar (*Sus scrofa*) occurrence in highly fragmented Mediterranean landscapes. **Canadian Journal of Zoology**, v. 80, n. 3, p. 430–435, 2002.
- VIRGÓS, E.; GARCÍA, F. J. Patch occupancy by stone martens *Martes foina* in fragmented landscapes of central Spain: The role of fragment size, isolation and habitat structure. **Acta Oecologica**, v. 23, n. 4, p. 231–237, 2002.
- VIRGÓS, E.; TELLERIA, 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, p. 1063–1079, 2002.
- VIZCAINO, S. F.; LOUGHRY, W. J. **The biology of the xenartha**. Gainesville, FL: University of Florida Press, 2008.
- VOS, C. C.; VERBOOM, J.; OPDAM, P. F. M.; BRAAK, C. J. F. Ter. Toward ecologically scaled landscape indices. **The American Naturalist**, v. 157, n. 1, p. 24–41, 2001.

WALTER, B. M. T.; CARVALHO, A. M. de; RIBEIRO, J. F. O Conceito de Savana e de seu Componente Cerrado. In: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P.; RIBEIRO, J. F. (Ed.). **Cerrado: Ecologia e Flora**. [s.l.: s.n.]p. 21–45.

WETZEL, R. M. The identification and distribution of recent Xenarthra (Edentata). In: MONTGOMERY, G. G. (Ed.). **The evolution and ecology of armadillos, sloths and vermilinguas**. [s.l.] Washington and London: Smithsonian Institution Press, 1985. p. 5–21.

WIENS, J. A.; STENSETH, N. C.; VAN HORNE, B.; IMS, R. A. Ecological mechanisms and landscape ecology. **Oikos**, v. 66, n. 3, p. 369–380, 1993.

ZIMBRES, B.; FURTADO, M. M.; JÁCOMO, A. T. A.; SILVEIRA, L.; SOLLMANN, R.; TÔRRES, 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.