



FUNDAÇÃO UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO GROSSO DO SUL
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA ANIMAL

PROBABILIDADE DE OCUPAÇÃO DE MANCHAS FLORESTAIS POR MÉDIOS E GRANDES
MAMÍFEROS NA SUB-REGIÃO DA NHECOLÂNDIA, PANTANAL, MATO GROSSO DO SUL, BRASIL

Wendy Judy Padilla Castro

Dissertação apresentada à Fundação
Universidade Federal de Mato Grosso do
Sul, como requisito à obtenção do título
de Mestre em Biologia Animal.
Área de concentração: Bionomia Animal.

Orientador: Nelson Rufino de Albuquerque
Co-orientador: Walfrido Moraes Tomas

Campo Grande, MS
Fevereiro, 2015



Serviço Público Federal
Ministério da Educação
Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul



RESOLUÇÃO Nº 25, DE 23 DE FEVEREIRO DE 2015.

O COLEGIADO DE CURSO DO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA ANIMAL, do Centro de Ciências Biológicas e da Saúde da Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, no uso de suas atribuições, resolve:

Aprovar a composição da “Banca Examinadora de Dissertação” de **Wendy Judy Padilla Castro**, intitulada “**Probabilidade de ocupação de manchas florestais por médios e grandes mamíferos na sub-região da Nhecolândia, Pantanal, Mato Grosso do Sul, Brasil**”, sob a orientação do Prof. Dr. Nelson Rufino de Albuquerque, conforme segue:

Dr. Marcelo Oscar Bordignon (UFMS - Presidente)
Dr. Erich Arnold Fischer (UFMS)
Dr. Flávio Henrique Guimarães Rodrigues (UFMG)
Dr. Marcus Vinícius Vieira (UFRJ)
Dra. Renata Pardini (USP)

Vanda Lúcia Ferreira,
Presidente.

Wendy Judy Padilla Castro

**PROBABILIDADE DE OCUPAÇÃO DE MANCHAS FLORESTAIS POR MÉDIOS E GRANDES
MAMÍFEROS NA SUB-REGIÃO DA NHECOLÂNDIA, PANTANAL, MATO GROSSO DO SUL, BRASIL**

Dissertação apresentada à Fundação
Universidade Federal de Mato Grosso do
Sul, como requisito à obtenção do título
de Mestre em Biologia Animal.
Área de concentração: Bionomia Animal.

Orientador: Nelson Rufino de Albuquerque
Co-orientador: Walfrido Moraes Tomas

Campo Grande, MS

Fevereiro, 2015

AGRADECIMENTOS

À Deus e à minha família, principalmente minha mãe que me acompanhou em muitas madrugadas ao longo da redação da dissertação.

À minha irmã Daly, que mesmo estando distante, sempre se preocupou com todo o meu trabalho e acompanhou mesmo de longe.

Ao Walfrido por ter depositado sua confiança em uma pessoa que passou toda a graduação num laboratório de botânica e caiu de paraquedas nos estudos com mamíferos. Agradeço a oportunidade de ter desenvolvido um projeto sob sua orientação. Não conseguiria colocar aqui em palavras o quão grata sou e sempre o serei. Muito obrigada Walfrido por todos os ensinamentos, confiança, amizade e principalmente paciência.

Ao professor Nelson por ter aceitado me orientar, mesmo não sendo da sua área. Muito obrigada professor.

À Suzana Salis por ter mediado meu contato com estudos com mamíferos, sempre que possível me liberando do estágio na botânica para trabalhar com projetos do Walfrido. Muito obrigada dona Suzana.

À Carolina Garcia que me aturou no campo por meses, rindo, conversando, chorando, discutindo, fugindo de abelhas até búfalos, sendo cortadas por milhões de caraguatás e enlouquecendo com os micuins. Enfim, sem ela o campo não teria sido tão divertido como foi.

À Embrapa Pantanal por todo o apoio financeiro e suporte logístico ao projeto.

Aos funcionários da Embrapa, tanto de Corumbá como da fazenda Nhumirim que estiveram sempre prestes a me ajudar, mesmo fora do expediente, e o mais importante, a amizade que foi criada. Muito obrigada Batista, Cleomar, Sr. Henrique, Armindo, Vitor, Ricardo, Nelson, Marcílio, Roberto, Moacir, Dênis. Agradeço também as “meninas” da fazenda: a Rosângela, Joana, Cris, Bia e Márcia.

Aos amigos que fiz ao longo desta caminhada: Aninha, Gustavo, Vanessão, Suellen, Bruna, Gabriel, Rafael, Maurício, Laísa, Vivi Brito, Nanda, Igor, Namor, Paulo, Bruna Bonono, Nina e Ariel.

À Viviane Filgueiras, Tatiele e Estela que me receberam em sua casa em Campo Grande nas primeiras semanas de aula, mesmo sem conhecer. Obrigada meninas.

Ao Luiz Alberto Pellegrin pela ajuda com os dados de área.

Às minhas professoras da graduação Iria Ishii e Marivaine Brasil que sempre acreditaram em mim e desde a graduação me incentivaram a seguir na pesquisa.

À secretária do programa, Liliane, por resolver todas as questões burocráticas e aturar meus milhões de e-mails, sempre prestes a me ajudar.

Aos meus colegas da pós, Pablo e Rosânea, que fizeram meus dias em Campo Grande mais divertidos, além de terem me ajudado com questões burocráticas.

Aos proprietários das fazendas Ipanema, João Monteiro e fazenda Alegria, Heitor Herrera por permitir desenvolver este estudo em suas propriedades.

Ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal e professores.

À Fundect/Capes pela concessão da bolsa.

APRESENTAÇÃO

O presente estudo faz parte projeto “Análise das respostas de indicadores da biodiversidade às variações ambientais naturais e antropogênicas na busca de critérios para a pecuária sustentável no Pantanal” sob nº 02.10.06.007.00.00 da EMBRAPA Pantanal, coordenado pelo pesquisador Walfrido Moraes Tomas. O estudo foi desenvolvido no campo experimental da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - Embrapa Pantanal e no âmbito do Laboratório de Vida Selvagem, através de um vínculo com o pesquisador Walfrido Tomas.

Esta dissertação está organizada em dois capítulos em formato de artigos científicos. Os artigos seguem as normas da revista internacional “*Journal of Tropical Ecology*”, cujas normas para publicação encontram-se na última seção desta dissertação. As figuras e tabelas foram anexadas ao final de cada um dos capítulos.

SUMÁRIO

AGRADECIMENTOS.....	IV
APRESENTAÇÃO.....	VI
SUMÁRIO.....	VII
RESUMO.....	9
ABSTRACT.....	10
INTRODUÇÃO GERAL.....	11
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	12
CAPÍTULO 1	14
<i>“PROBABILIDADE DE OCUPAÇÃO DE UNGULADOS NA SUB-REGIÃO DA NHECOLÂNDIA, PANTANAL SUL-MATO-GROSSENSE, BRASIL”</i>	14
RESUMO.....	15
ABSTRACT.....	16
INTRODUÇÃO.....	17
MÉTODOS.....	19
ÁREA DE ESTUDO.....	19
AMOSTRAGEM COM ARMADILHAS FOTOGRÁFICAS.....	19
CO-VARIÁVEIS.....	20
ANÁLISE DOS DADOS.....	21
RESULTADOS.....	23
DISCUSSÃO.....	25
LITERATURA CITADA.....	32
FIGURAS E TABELAS.....	40
CAPÍTULO 2	46
<i>“OCUPAÇÃO POR CARNÍVOROS EM TRÊS FAZENDAS NA SUB-REGIÃO DA NHECOLÂNDIA, MATO GROSSO DO SUL, BRASILBRASIL”</i>	46
RESUMO.....	47
ABSTRACT.....	48
INTRODUÇÃO.....	49
MÉTODOS.....	50
ÁREA DE ESTUDO.....	50
AMOSTRAGEM COM ARMADILHAS FOTOGRÁFICAS.....	51
CO-VARIÁVEIS.....	51
ANÁLISE DOS DADOS.....	53
RESULTADOS.....	54

DISCUSSÃO.....	56
LITERATURA CITADA.....	64
FIGURAS E TABELAS.....	71
APÊNDICE.....	77

RESUMO

O Pantanal é a maior planície alagada do mundo e possui um mosaico de fitofisionomias, ainda em bom estado de conservação, mas na região a criação extensiva de gado tem provocado transformações na paisagem através da supressão de formações florestais e substituição da vegetação nativa. Mamíferos são afetados por essas alterações, mas pouco se sabe como eles respondem a essas alterações. Com isso, este estudo buscou avaliar a resposta de algumas espécies de ungulados e carnívoros às variações naturais na paisagem e as modificações na estrutura de habitats em função de atividade pecuária no Pantanal, utilizando modelagem da probabilidade de ocupação. O estudo foi desenvolvido em três fazendas na sub-região da Nhecolândia e a coleta de dados de ocorrência das espécies foi feita por meio de armadilhas fotográficas. O histórico de detecções assim obtido, juntamente com variáveis ambientais, foi usado para modelar a probabilidade de ocupação das espécies registradas com uso do programa PRESENCE 5.8. Foram registradas 8 espécies de ungulados e 6 de carnívoros. Dos ungulados, foram gerados modelos de ocupação somente para duas espécies, anta (*Tapirus terrestris*) e veado-mateiro (*Mazama americana*). Dos modelos gerados para *T. terrestris*, a variável que influenciou positivamente a probabilidade de ocupação foi a densidade de árvores grandes (CAP > 50 cm). Para *M. gouazoubira*, a probabilidade de ocupação foi influenciada negativamente pelo isolamento e positivamente pela presença de bambu. Para as demais espécies não foram gerados modelos devido ao número reduzido de registros ou por nenhuma das variáveis analisadas ter sido determinante na ocupação dessas espécies, não diferindo de um modelo nulo. Para carnívoros, a disponibilidade de arbustos teve efeito negativo sobre a ocupação de quatis, *Nasua nasua*. Lobinho (*Cerdocyon thous*) teve sua ocupação influenciada negativamente pela disponibilidade de árvores e caraguatá. Jaguaritica (*Leopardus pardalis*) evitou áreas com alta densidade de acuri adulto, mas pareceu responder positivamente à disponibilidade de árvores com CAP < 50 cm. Para irara (*Eira barbara*) a ocupação foi influenciada positivamente pelo tamanho da área. Algumas das espécies registradas no estudo são conhecidamente florestais e alterações nesses ambientes teriam efeitos negativos na ocupação por elas. Sendo assim, é necessário estabelecer limites e critérios de manejo que possibilitem o desenvolvimento da pecuária e que também garantam as condições para a manutenção da biodiversidade na região.

ABSTRACT

The Pantanal is the largest inland wetland in the world, and its landscape is a mosaic of different phytophysionomies in a good conservation status, but the cattle ranching has transformed the landscape in the region due to the replacement of native vegetation by cultivated pastures. This type of intervention increasingly affects mammals, but there is no information on the responses of mammals to the effects of this activity on the habitat and landscape. Under this situation, this study aimed to evaluate the responses by ungulates and carnivores to the natural variation in the landscape, as well as to the changes caused by the cattle ranching activities in the Pantanal based on modeling of occupancy probability. The study was conducted in ranches, located in the Nhecolândia sub-region, and the data collection was based on camera trapping. The obtained detection histories were used together with environmental covariates to model the occupancy probability in the Presence 5.8 software. Eight ungulates and six carnivores species were recorded. Models were obtained only for two species of ungulates, the lowland tapir (*Tapirus terrestris*) and the red brocket deer (*Mazama americana*). The variable that influenced positively the occupancy by tapir was the large tree density (CBH > 50 cm). For the red brocket deer models, the occupancy was negatively influenced by forest patch isolation and positively by the presence of bamboo stands. No consistent occupancy models were obtained for the other ungulate species due to the low number of detections and/or because the variables used in our study were not related with the use of forests by these species. The density of shrubs in the forest understory has a negative effect over the occupancy by coatis, *Nasua nasua*, while the occupancy by crab-eating fox, *Cerdocyon thous* was negatively influenced by the density of trees and the density of bromeliads. The occupancy of forest patches by ocelot (*Leopardus pardalis*) was negatively influenced by the density of adult palm trees, and an alternative model indicated a positive influence of the density of young trees. The occupancy models for tayra (*Eira barbara*) indicate a positive influence of the area of forest patches. Some species recorded during our surveys are known as forest-dwelling species, and disturbances and alteration in this type of habitat may cause negative impact on them. The results of this study may help the establishment of suitable ranching management practices that guarantee the quality of the landscape and habitats for biodiversity in the Pantanal region.

INTRODUÇÃO GERAL

Quinhentas e vinte e quatro espécies de mamíferos podem ser encontradas no Brasil, representando 13% da mastofauna mundial (Rocha *et al.* 2006), fazendo do país o detentor da maior riqueza de mamíferos da região neotropical (Fonseca *et al.* 1996). A perda do habitat tem efeitos negativos sobre a biodiversidade (Fahrig 2003) e, somada à fragmentação de habitat, ambos resultantes de atividades humanas, constituem as maiores ameaças aos mamíferos terrestres no Brasil (Costa *et al.* 2005). Em muitos lugares a conversão e/ou substituição da vegetação nativa (áreas naturais) em pastagens exóticas ou para implantação da agricultura é outra constante ameaça à biodiversidade (Hecht 1993), e é um fenômeno presente, por exemplo, no Cerrado (Klink & Machado 2005), no Pantanal (Seidl *et al.* 2001; Harris *et al.* 2005), na Mata Atlântica (Tabarelli *et al.* 2005) e na Amazônia (Peres 2001).

O Pantanal apesar de não apresentar alto grau de endemismo de mamíferos possui grandes populações de várias espécies deste grupo (Brown Júnior 1986), tais como veados-campeiros (*Ozotoceros bezoarticus*), capivaras (*Hydrochoerus hydrachaeiris*), catetos (*Pecari tajacu*) e queixadas (*Tayassu pecari*) (Mourão *et al.* 2000, Rodrigues *et al.* 2002). A redução das populações de grandes predadores é um problema que ocorre no mundo inteiro, sendo estes afetados pela pressão humana (Weber & Rabinowitz 1996). Algumas espécies podem ser muito sensíveis a esses efeitos, enquanto outras podem ter maior adaptação (Calaça *et al.* 2010). No Brasil 34,5% do total de espécies da ordem Carnívora se encontra ameaçada, o que pode ser uma ameaça a todo um ecossistema, pois sem predadores de topo as espécies vegetais viriam a ser afetadas pelo aumento das populações de herbívoros (Reis *et al.* 2011). Ungulados também sofrem com a fragmentação e destruição de florestas (Tiepolo & Tomas 2011). Sendo assim, ungulados podem ser afetados pela transformação de seus habitats, principalmente aqueles que apresentam maior exigência. Pode-se dizer então que espécies, tanto de carnívoros como de ungulados, que estejam relacionadas a ambientes florestais venham a responder de alguma forma a essas alterações. No entanto, sabe-se pouco sobre os efeitos de atividades antrópicas sobre estes grupos na região.

No Pantanal a principal atividade econômica é a criação extensiva de gado bovino (Santos *et al.* 2002), que frequentemente adota a substituição de ambientes florestais naturais e pastagens nativas por pastagens cultivadas. A paisagem deste bioma sofreu poucas transformações em decorrência da pecuária (Harris *et al.* 2005) e apesar de manter 80% de sua área original (Mittermeier *et al.* 2003), Santos *et al.* (2002a) afirmam que nas

últimas décadas esta atividade tem crescido na região devido ao aumento da competitividade no mercado. Isto representa uma ameaça às espécies que respondem negativamente ao processo de fragmentação e perda de habitat. Segundo Harris *et al.* (2005) são poucas as informações quanto aos efeitos desta atividade sobre algumas espécies.

No Pantanal, ainda são poucas as informações sobre como mamíferos respondem as alterações na paisagem causadas pela pecuária. Assim, o objetivo do estudo foi avaliar a influência de variáveis ambientais, de paisagem e habitat, na ocupação de manchas florestais por algumas espécies de ungulados e carnívoros em fazendas de pecuária no Pantanal, utilizando a modelagem de ocupação como ferramenta para avaliar a relação espécie-habitat.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BROWN JUNIOR, K. S. 1986. Zoogeografia da região do Pantanal Mato-Grossense. In: Simpósio Sobre Recursos Naturais e Sócio-Econômicos do Pantanal, 1., 1986, Corumbá, MS. Anais... Brasília: EMBRAPA-DDT, p.137-178. (EMBRAPA-CPAP. Documentos 5).
- CALAÇA, A. M., MELO, F. R., MARCO JR, P., JÁCOMO, A. T. A. & SILVEIRA, L. 2010. A influência da fragmentação sobre a distribuição de carnívoros em uma paisagem de cerrado. *Neotropical Biology and Conservation* 5:31-38.
- COSTA, L. P., LEITE, Y. L. R., MENDES, S. L. & DITCHFIELD, A. B. 2005. Conservação de mamíferos no Brasil. *Megadiversidade* 1:103-112.
- FAHRIG, L., 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*. 34:487–515.
- FONSECA, G. A. B., HERRMANN, G., LEITE, Y. L. R., MITTERMEIER, R. A., RYLANDS, A. B. & PATTON, J. L. 1996. Lista anotada dos mamíferos do Brasil. *Occasional Papers in Conservation Biology* 4:1-38.
- HARRIS, M. B., TOMAS, W. M., MOURÃO, G., SILVA, C. J., GUIMARÃES, E., SONODA, F. & FACHIM, E. 2005. Safeguarding the Pantanal Wetlands: Threats and conservation initiatives. *Conservation Biology* 19:714-720.
- HECHT, S.B. 1993. The logic of livestock and deforestation in Amazonia. *BioScience* 43:687-695.
- KLINK, C. A. & MACHADO, R. B. 2005. A Conservação do Cerrado Brasileiro. *Megadiversidade* 1: 147-155.
- MITTERMEIER, R. A., MITTERMEIER, C. G., BROOKS, T. M., PILGRIM, J. D., KONSTANT, W. R., FONSECA, G. A. B. & KORMOS, C.. 2003. Wilderness and biodiversity conservation. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 100:10309-10313.

MOURÃO, G., COUTINHO, M. E., MAURO, R. A., CAMPOS, Z., TOMAS, W. M. & MAGNUSSON, W. E. 2000. Aerial surveys of caiman, marsh deer and pampas deer in the Pantanal wetland of Brazil. *Biological Conservation* 92:175-183.

PERES, C. A. 2001. Synergistic effects of subsistence hunting and habitat fragmentation on Amazonian forest vertebrates. *Conservation Biology* 15:1490-1505.

REIS, N. R., PERACCHI, A. L., PEDRO, W. A. & LIMA, I. P. 2011. Mamíferos do Brasil. Londrina: 2 ed. 439p.

ROCHA, E. C., SILVA, E., MARTINS, S. V. & BARRETO, F. C. C. 2006. Evaluación estacional de la riqueza y abundancia de especies de mamíferos en la Reserva Biológica Municipal "Mário Viana", Mato Grosso, Brasil. *Revista de Biología Tropical* 54:879-888.

RODRIGUES, F. H. G., MEDRI, I. M., TOMAS, W. M. & MOURÃO, G. 2002. Revisão do conhecimento sobre a ocorrência e distribuição de mamíferos do Pantanal. Embrapa Pantanal Documentos 38. 39 pp.

SANTOS, S. A., CARDOSO, L. E., SILVA, R. A. M.S. & Pellegrin, A. O. 2002. Princípios básicos para a produção sustentável de bovinos de corte no Pantanal. *Série Documentos, EMBRAPA-CPAP* 37:1-28.

SEIDL, A. F., SILVA, S. V, MORAES, A. S. 2001. Cattle ranching and deforestation in the Brazilian Pantanal. *Ecological Economics* 36: 413-425.

TABARELLI, M., PINTO, L.P., SILVA, J. M. C., HIROTA, M. & BEDÊ, L. 2005. Challenges and opportunities for biodiversity conservation in the Brazilian Atlantic Forest. *Conservation Biology* 19:695-700.

TIEPOLO, L. M. & TOMAS, W. M. Ordem Artiodactyla. In: Mamíferos do Brasil / Nélio R. dos Reis, ...[et al.]. – Londrina: 2011. 2 ed. 439p.

WEBER, W., RABINOWITZ, A. 1996. A global perspective on large carnivores conservation. *Conservation Biology* 10:1046-1054.

Capítulo 1

Probabilidade de ocupação de manchas florestais por ungulados na sub-região da Nhecolândia, Pantanal, Mato Grosso do Sul, Brasil

Título resumido: Ocupação por ungulados no Pantanal

Palavras chaves: Modelos de ocupação, Pantanal, pecuária, mamíferos herbívoros

Wendy Judy Padilla Castro^{1*}, Walfrido Moraes Tomas², Carolina Garcia³, Nelson Rufino De Albuquerque⁴

¹ Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande, Mato Grosso do Sul, 79070-900, Brasil

² Laboratório de Vida Selvagem, EMBRAPA PANTANAL, . Caixa Postal 109, Corumbá-MS, 79320-900, Brasil.

³ Acadêmica do curso de Ciências Biológicas na Universidade Federal de Viçosa, Minas Gerais.

⁴ Professor na Universidade Federal de Mato Grosso do Sul - Campus do Pantanal, Corumbá, Mato Grosso do Sul, 79304-902, Brasil

* Autor para correspondência: Laboratório de Vida Selvagem, EMBRAPA Pantanal - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Rua 21 de Setembro, 1880 - Bairro Nossa Senhora de Fátima. Corumbá, MS, Brasil. Caixa Postal 109 - CEP 79320-900.

wendy_jcp_7@hotmail.com

Resumo

Apesar de ser crescente o número de estudos de campo sobre a ecologia de médios e grandes mamíferos no Pantanal, a mastofauna de maior porte é ainda pouco conhecida, especialmente as relações espécie-habitat. No Pantanal a criação extensiva de gado tem provocado transformações na paisagem através da supressão de formações florestais e substituição da vegetação nativa. Mamíferos são cada vez mais afetados por essas alterações, mas pouco se sabe como cada espécie responde a essas alterações. Com isso, este estudo buscou avaliar a resposta de algumas espécies de ungulados às variações naturais na paisagem e as modificações na estrutura de habitats em função de atividade pecuária no Pantanal. O estudo foi conduzido em três áreas na sub-região da Nhecolândia e a coleta de dados de ocorrência das espécies foi feita por meio de armadilhas fotográficas. O histórico de detecções assim obtido, juntamente com variáveis ambientais, foi usado para modelar a probabilidade de ocupação com uso do programa PRESENCE 5.8. Foram registradas 8 espécies de ungulados e gerados modelos de ocupação somente para duas espécies, anta (*Tapirus terrestris*) e veado-mateiro (*Mazama americana*). Dos modelos gerados para *T. terrestris*, a variável que influenciou positivamente a probabilidade de ocupação foi a densidade de árvores grandes (CAP > 50 cm). Para *M. gouazoubira*, a probabilidade de ocupação foi influenciada negativamente pelo isolamento e positivamente pela presença de bambu. Para as demais espécies não foram gerados modelos devido ao número reduzido de registros ou por nenhuma das variáveis analisadas ter sido determinante na ocupação dessas espécies, não diferindo de um modelo nulo. Algumas das espécies registradas são conhecidamente florestais e alterações nesses ambientes teriam efeitos negativos na ocupação por elas. Práticas de manejo que garantam a conservação de habitats favoráveis à biodiversidade são fundamentais em fazendas de pecuária no Pantanal.

Abstract

Despite the increasing amount of field studies on the ecology of medium and large mammals in the Pantanal the mammal fauna is still little known, especially the species-habitat relationships. In the Pantanal the cattle ranching has transformed the landscape in the region due to the replacement of native vegetation by cultivated pastures. This type of intervention increasingly affects mammals. Under this situation, this study aimed to evaluate the responses by ungulates to the natural variation in the landscape, as well as to the changes caused by the cattle ranching activities. The study was conducted in three areas of the Nhecolândia sub-region of the Pantanal, and the data collection was based on camera trapping. The obtained detection histories was used together with environmental covariates to model the occupancy probability in the Presence 5.8 software. Eight ungulate species were recorded, but models were obtained only for two species, the lowland tapir (*Tapirus terrestris*) and the red brocket deer (*Mazama americana*). The variable that influenced positively the occupancy by tapir was the large tree density (CBH > 50 cm). For the red brocket deer models, the occupancy was negatively influenced by forest patch isolation and positively by the presence of bamboo stands. No consistent occupancy models were obtained for the other ungulate species due to the low number of detections and/or because the variables used in our study were not related with the use of forests by these species. Some of the ungulate species recorded during our surveys are known as forest-dwelling species, and disturbances and alteration in this type of habitat may cause negative impact on them. Management practices that guarantee to the conserve favorable habitat conditions for biodiversity are fundamental at cattle in ranches in the Pantanal wetland.

Introdução

Espécies têm sido extintas nos últimos anos devido às diversas pressões que vem sofrendo, principalmente por atividades de origem antrópica. Se a extinção de espécies continuar no ritmo atualmente observado, seus impactos durariam muito mais que qualquer outro problema ambiental, não havendo reposição de espécies em milhões de anos (Myers *et al.* 2000).

Frente às diversas ameaças, a persistência da biodiversidade é favorecida pela proteção e por reservas que possam manter todo o complexo de espécies e processos ecológicos em escala de paisagem, pois o desenvolvimento econômico cresce num ritmo acelerado, representando uma grande ameaça a diversos organismos (Peres 2005).

Donovan e Flather (2002) observaram que espécies que tinham tendência ao declínio, com relação a abundância global, ocorriam em locais onde houve justamente perda de habitat, tendo efeitos sobre aves (Robinson *et al.* 1995, Piratelli *et al.* 2008), anfíbios (Welsh & Droege 2001), répteis (Araújo *et al.* 2006) e mamíferos (Alho *et al.* 2011). Além da perda de habitat, outros efeitos da fragmentação são o aumento do número de manchas, diminuição no tamanho das manchas e aumento no isolamento das mesmas (Fahrig 2003). Diversas espécies respondem às transformações em seu habitat e por isso são conhecidos como indicadores ambientais/biológicos (Bonvicino *et al.* 2002, Fenton *et al.* 1992, Mazzolli 2006, Rodrigues *et al.* 2002), principalmente em decorrência da atividade humana pois, como o próprio termo usado diz, estas espécies indicam a preservação do local em que ocorrem.

Grandes mamíferos herbívoros, além de dependerem de certas comunidades vegetais, podem influenciar diretamente ou não a sua estrutura e composição (Agustine & McNaughton 1998). O homem, mesmo que de forma indireta, tem afetado populações de ungulados nativos em muitos ecossistemas e alguns exemplos que podem ser citados são a introdução de espécies, a mudança na estrutura da paisagem e a agricultura, existindo ainda muitos outros (Agustine & McNaughton 1998), além da caça excessiva (Mackie 1995). Para Martin & Baltzinger (2002) essas ameaças somadas a outras levaram a uma variação nas populações de ungulados nos últimos 150 anos.

O Pantanal é uma região instável, pois assim como sofre inundações também tem secas que se estendem por muito tempo (Brown Jr. 1986). É considerado o ecossistema mais conservado do Brasil, apresentando a maior percentagem de cobertura vegetal nativa (86,8%) e a menor área (11,5 %) com ação antrópica (Abreu *et al.* 2008, Harris *et al.* 2005), apesar da criação extensiva de gado bovino ser a principal atividade econômica da região e que vem sendo praticada desde o século XVIII (Crispim *et al.* 2009).

A remoção da vegetação nativa e implantação de pastagens cultivadas é uma das principais causas de alterações de origem antrópica no Pantanal (Seidl *et al.* 2001), e pouco ainda se sabe sobre os impactos causados (Harris *et al.* 2005) e como as diferentes espécies respondem a essas alterações. Informações sobre a distribuição da fauna na região são escassas, mesmo para aquelas que são grandes, abundantes e diurnos (p.e., Mourão *et al.* 2000) e entre os principais fatores que impedem os estudos estão: dificuldade de acesso, organismos e recursos flutuantes ou sazonais, além de serem imprevisíveis, e por último a característica da fauna em si (Brown Jr. 1986), pois muitos são raros, noturnos e dificilmente podem ser visualizados (Alves & Andriolo 2005).

No que diz respeito aos mamíferos, o Pantanal não apresenta endemismos (Tomas *et al.* 2011), mas possui considerável abundância de determinadas espécies, como veados campeiros (*Ozotoceros bezoarticus*), antas (*Tapirus terrestris*), catetos (*Pecari tajacu*) e queixadas (*Tayassu pecari*) se comparadas com outros ecossistemas (Harris *et al.* 2005, Mourão *et al.* 2000, Rodrigues *et al.* 2002, Tomas *et al.* 2001, 2004, Desbiez *et al.* 2010) em que muitas delas se encontram ameaçadas. Tendo em vista que a maior porção do Pantanal se encontra em propriedades particulares, é necessária a participação do setor privado, permitindo tanto o desenvolvimento econômico como a conservação da biodiversidade (Harris *et al.* 2005).

Em áreas com alta biodiversidade, as informações acerca dos tipos de impactos que resultam da expansão humana são muito importantes (Stephens *et al.* 2001), além de informações sobre distribuição e requisitos de habitat das espécies para o estabelecimento de práticas adequadas de manejo em fazendas na planície pantaneira (Tomas *et al.* 2009) uma vez que a maior porção do Pantanal se encontra em propriedade de pecuaristas, os quais utilizam formações naturais florestais ou os campos nativos, normalmente manejados com fogo (Santos *et al.* 2004) para a criação do gado. Essas alterações na paisagem natural, seja pela supressão ou pela substituição da vegetação nativa, vem afetando algumas espécies de mamíferos que dependem desses ambientes.

Por este motivo, o presente estudo procurou avaliar a influência das variações na paisagem e estrutura de habitats na ocupação de manchas florestais por ungulados em três fazendas no Pantanal da Nhecolândia (duas fazendas de pecuária e um campo experimental). Os objetivos do estudo foram: construir um histórico de detecções em diversas situações da paisagem natural e antropizada, modelar a probabilidade de ocupação da paisagem pelas espécies de ungulados e identificar as co-variáveis de paisagem e estrutura de habitats que influenciam a probabilidade de ocupação.

Métodos

Local do estudo

A área de estudo está localizada no Pantanal da Nhecolândia, uma das 11 sub-regiões do Pantanal (Silva & Abdon 1998). O estudo foi conduzido em três fazendas da sub-região (Figura 1): A) Na fazenda Nhumirim (18°59' S e 56°39' O), campo experimental da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - Embrapa Pantanal, ocupando uma área de 4.310 hectares. Nesta área há predomínio de campos limpo e inundável, além do caronal e cerrado sensu stricto, cerradão, mata semidecídua, cerrado aberto (Abdon *et al.* 1998, Pott *et al.* 1986, Silva *et al.* 2000). B) Na fazenda Alegria, na qual o estudo foi restrito ao retiro Manduvi (19°02'S – 56°46'W), a paisagem difere das demais, sendo composta por extensos campos de vegetação nativa e campos de vazante, com manchas florestais pequenas e isoladas. C) Na fazenda Ipanema (19°03' – 56°35'W) com a paisagem de campo cerrado alterada pela implantação de pastagens de gramíneas exóticas (25% dos 5.500 ha) (Tizianel 2008), restando atualmente apenas remanescentes de cordilheiras, capões artificiais e árvores esparsas. Tanto a fazenda Nhumirim quanto a Alegria possuem RPPNs (RPPN Nhumirim e RPPN Alegria), sendo possível a amostragem em locais onde o gado não tem acesso. O estudo foi conduzido nas fazendas Alegria e Ipanema, uma vez que em ambas a principal atividade econômica praticada é a pecuária, a qual provoca alterações na paisagem natural, sendo possível a amostragem em áreas alteradas.

O clima da região é do tipo Aw (köppen, 1948), tropical megatérmico, com verões chuvosos e invernos secos, com a temperatura média do mês mais frio superior a 18°C. A sub-região possui solo arenoso e lagoas de água doce e de água salobra ou alcalina (Alho *et al.* 1987). A vegetação da apresenta diversas fitofisionomias que variam conforme a topografia e os diferentes níveis de alagamento, sendo as principais baías ou lagoas, salinas, brejos, campos limpos, caronal, campo cerrado com murundus, cordilheiras e mata de salina (Pott *et al.* 1986). No interior das formações florestais destacam-se os aglomerados da bromélia caraguatá (*Bromelia balansae*) e da palmeira acuri (*Attalea phalerata*). Grande parte do Pantanal está em propriedades de pecuaristas que fazem uso de formações naturais florestais ou campos nativos (Santos *et al.* 2004) para a criação extensiva de gado bovino, atividade esta que pode trazer mudanças drásticas na paisagem (Santos *et al.* 2002b).

Amostragem com armadilhas fotográficas

Trinta pontos de amostragem foram definidos, sendo distribuídos em manchas florestais de três fazendas na região sudoeste da Nhecolândia, sendo 16 pontos na fazenda

Nhumirim, 12 no retiro Manduvi e 2 em Ipanema, distribuídos tanto em áreas onde o gado pasteja quanto em área de reserva no caso das fazendas Nhumirim e Manduvi. A distância entre um ponto e outro foi de no mínimo 1 km. Cada ponto recebeu uma armadilha fotográfica digital Tigrinus durante o período de maio de 2013 a julho de 2014. As armadilhas fotográficas consistiam de uma câmera digital (modelos Sony® DSC-W320, DSC-P41, DSC-S730 e DSC-W560) acoplada a uma caixa protetora que previne da ação de intempéries do meio, tais como chuva e umidade, a qual foi presa em árvores com uso de extensores.

As armadilhas foram alocadas em trilhas pré-existentes e em possíveis locais de passagem de fauna, sendo programadas para funcionar em tempo integral, registrando informações como data e horário de cada registro. Os dados de ocorrência constituíram um histórico de detecções para cada espécie, os quais foram usados juntamente com as variáveis de habitat e de local (pontos de amostragem) para modelar a probabilidade de ocupação para cada uma das espécies de ungulado.

Co-variáveis

Foram medidas 8 variáveis em cada ponto de amostragem, sendo 2 variáveis descritoras da mancha florestal e 6 da estrutura da vegetação nos pontos de amostragem. Para a coleta de dados de estrutura da vegetação considerou-se, além de árvores e arbustos, a bromélia caraguatá (*Bromelia balansae*), bambu (*Guadua paniculata*) e acuri (*Attalea phalerata*), pois tem ocorrência na região. Na escala de habitat foram medidas as seguintes variáveis: área da mancha florestal e isolamento. As variáveis descritoras da estrutura da vegetação em escala local foram: densidade de arbustos, a densidade de palmeira acuri jovem, a densidade de palmeira acuri adulto, a densidade de árvores, a frequência de ocorrência de bambu e a densidade média de bromélia caraguatá. Além destas variáveis, foram também avaliadas outras 4 variáveis tendo como base algumas consideradas anteriormente, sendo elas: densidade de árvores com circunferência à altura do peito (CAP) < 50 cm; a densidade de árvores com CAP > 50 cm; razão entre área e o isolamento das manchas florestais, e finalmente a proporção entre a densidade de árvores com CAP < 50 cm e de árvores com CAP > 50 cm. A área de cada mancha florestal foi obtida através de imagens de satélite e sistema de informação geográfica, utilizando o software Spring. Para a variável isolamento foi utilizado o método de quadrantes, no qual foram medidas as distâncias entre as primeiras quatro manchas florestais mais próximas do ponto de amostragem (medida borda a borda) em cada quadrante de orientação norte-sul/leste-oeste. As distâncias entre essas manchas mais próximas e as manchas próximas

seguintes, em cada quadrante, foi conduzido da mesma maneira e obtidas com a ferramenta régua do Google Earth, totalizando 8 medidas de distâncias para cada ponto amostrado. O grau de isolamento então foi obtido pela média das distâncias obtidas em cada ponto.

A estrutura da vegetação foi estimada com base no cálculo de densidades de árvores, palmeiras e bromélias. Pelo menos 3 parcelas de 10x50 m foram amostradas, a partir do ponto de amostragem, sendo que as parcelas tiveram orientação norte-sul ou leste-oeste. Somente nos casos em que a mancha era mais estreita as parcelas foram interrompidas, e complementadas com sub-seções menores, quando havia espaço na mancha florestal. Nas parcelas foram medidas todas as árvores com circunferência à altura do peito (CAP) acima de 15 cm, posteriormente separadas em classes ontogenéticas baseadas nesta medida: 15 - 25 cm, 26 – 50 cm, 51 – 75 cm, 76 – 100 cm, 100 – 200 cm e > 200 cm de CAP.

A densidade de arbustos foi obtida através da contagem de indivíduos com CAP <15 cm e pelo menos 1,30 m de altura, em parcelas de 2x50 m seguindo o mesmo alinhamento das parcelas para estimar a densidade de árvores. Para a densidade de palmeira acuri jovem foram contados todos os indivíduos imaturos (sem tronco exposto e que não apresentava sinais de reprodução, como flores ou cachos) em parcelas de 2 x 50 m em cada ponto. Os indivíduos adultos de palmeira acuri foram contados nas mesmas parcelas utilizadas para estimar densidade de árvores. A frequência de bambu foi obtida através da observação de presença e ausência desta planta em plots circulares com 1 m de raio, localizadas a cada 10 m sobre cada linha de transecto usada para definir as parcelas de amostragem de árvores, totalizando 20 amostras por ponto. A densidade de caraguatá foi obtida pela contagem de indivíduos nestes mesmos plots circulares.

Análise de dados

A modelagem da probabilidade de ocupação (MacKenzie *et al.* 2006) foi conduzida utilizando o histórico de detecções, e as variáveis de paisagem e habitat foram usadas como co-variáveis para esse fim, buscando avaliar quais delas influenciam a ocupação por ungulados. Para cada ponto de amostragem o total de dias amostrados através de armadilhas fotográficas foi dividido em 18 ocasiões compostas por 3 dias e intervalo de 1 dia entre elas. Em pontos que apresentaram menos de 18 ocasiões de amostragem por impossibilidade de acesso ou mau funcionamento do equipamento, as informações faltantes foram consideradas nas análises como dados perdidos. Os históricos de detecção de cada espécie, juntamente com as co-variáveis de paisagem e habitat foram inseridos no

programa Presence 5.8 para gerar conjuntos de modelos a serem testados, para cada espécie de ungulado.

Primeiramente, para cada espécie, foi gerado o modelo nulo, onde os parâmetros de ocupação (Ψ) foram constantes entre as unidades amostrais e ocasiões de amostragem, ou seja, considerando a hipótese de que a ocupação não foi influenciada por nenhuma co-variável. Assim sendo, nesta primeira análise não houve inclusão de co-variáveis. O seguinte passo foi gerar modelos incluindo uma co-variável, sendo testadas as 12 co-variáveis, uma de cada vez. Após isso, foram gerados modelos com a inclusão de duas co-variáveis, sendo testadas combinações.

Para selecionar os “melhores” modelos, entre os modelos candidatos, foi utilizado o Critério de Informação de Akaike (AIC) (Burnham & Anderson 2002), o qual considera como o melhor modelo aquele com menor valor, procurando favorecer modelos que tenham o menor número de variáveis (princípio da parcimônia). No entanto, MacKenzie *et al.* (2006) destacam que a escolha do modelo não deve levar em consideração apenas o menor valor de AIC, mas que o ajuste dos modelos também seja analisado. Para testar o ajuste dos modelos, os parâmetros obtidos nas estimativas de coeficientes foram utilizados em um procedimento com 2000 bootstraps como base para avaliar o nível de significância (p) de ajuste baseado em um teste de qui-quadrado. Foi também avaliada a dispersão dos dados obtidos em função da dispersão esperada pelo modelo (\hat{c}); um modelo com dispersão adequada deve apresentar valor de \hat{c} próximo de 1, com valores acima de 1 indicando mais dispersão do que o esperado (provavelmente como efeito de variáveis não incluídas no estudo), e valores muito abaixo de 1 indicando dispersão menos do que a esperada (White *et al.* 2001). Um bom ajuste foi aceito somente quando os resultados estimados pelo modelo não diferiram ($P > 0,05$) dos dados coletados (segundo Teste de qui-quadrado (χ^2)). Sendo assim, modelos que não tiveram um bom ajuste e/ou uma dispersão adequada não foram considerados, sendo excluídos do conjunto de modelos gerados para cada espécie. Uma vez selecionados os melhores modelos, foram construídos gráficos para representar a relação entre Ψ e as co-variáveis ambientais analisadas no estudo.

A modelagem da probabilidade de ocupação é uma alternativa em estudos de relações de espécies-habitat (MacKenzie *et al.* 2002). Os modelos de ocupação estimam a probabilidade de uma espécie ocupar um local enquanto as detecções imperfeitas são corrigidas com base nas repetições de dados de detecção/não-detecção (MacKenzie *et al.* 2006). Geissler & Fuller (1987) foram talvez os primeiros a propor que as probabilidades de detecção poderiam ser estimadas a partir de repetições nos levantamentos realizados nos mesmos locais. O não registro de uma espécie num determinado momento não garante

ausência nesta na área, e pode ser simplesmente o resultado de falha de detecção, gerando uma falsa ausência. Assim, repetições na amostragem como as preconizadas por MacKenzie *et al.* (2002) possibilitam a detecção da espécie em outros momentos ao longo da amostragem por ponto, permitindo derivar uma correção de falhas de detecção, estimando a detectabilidade (probabilidade de se detectar uma espécie quando ela está presente em uma área de amostragem). Assim, o histórico de detecções, juntamente com as co-variáveis, é usado para estimar a probabilidade de ocupação de uma espécie corrigindo erros de detectabilidade.

Resultados

Ocupação de ungulados

Ao longo da amostragem algumas armadilhas apresentaram falhas, sendo necessário estender o tempo de amostragem em alguns pontos. Nos meses iniciais do ano de 2014 alguns pontos não puderam ser monitorados, pois os mesmos encontravam-se inacessíveis devido à inundação no retiro Manduvi.

Foram identificadas 21 espécies de mamíferos de médio e grande porte (Figura 1). Em 724 registros de ungulados foram identificadas 7 espécies. As espécies de ungulados registradas estão distribuídas em 4 famílias: Cervidae, Tayassuidae, Suidae e Tapiridae (Tabela 1). A espécie com maior número de registros foi porco monteiro (*Sus scrofa*) que deteve 46,54% do registro total de ungulados, seguida de *Tayassu pecari* (27,48%), *Pecari tajacu* (10,91%), *Tapirus terrestris* (7,73%) e *Mazama gouazoubira* (5,93%). Das 7 espécies registradas neste estudo, o veado-campeiro (*Ozotoceros bezoarticus*) foi a única espécie a não ser incluída nas análises por ter apresentado número baixo de registros, 1 e 2, respectivamente, uma vez que se trata de uma espécie de habitats abertos (Desbiez & Tomas 2003, Tomas *et al.* 2011).

As probabilidades de ocupação por *S. scrofa*, *T. pecari*, *P. tajacu* e *M. gouazoubira* não foram influenciadas por nenhuma das co-variáveis ambientais analisadas neste estudo, e apesar de terem sido gerados modelos aparentemente bons ao se analisar o AIC em comparação com o modelo nulo, estes apresentavam erros matemáticos e problemas para estimar o erro padrão das constantes e estimativas de ocupação. Como nenhuma das co-variáveis influenciou a ocupação pelas espécies acima citadas, foram apresentados somente os modelos nulos de cada uma (Tabela 2). Modelos cujos parâmetros de avaliação foram considerados adequados foram obtidos apenas para *Mazama americana* e *T. terrestris*.

Foram selecionados dois modelos para *M. americana*, um considerando a variável isolamento (*isol*) e a outra a frequência de bambu (*frbam*). O modelo de ocupação por *M. americana* com melhor ajuste foi $\Psi(\text{isol}) p(\cdot)$, com a co-variável isolamento apresentando influência negativa na ocupação (Tabela 2 e Figura 2). Assim, em manchas florestais pouco isoladas e que estejam próximas umas das outras, a probabilidade da espécie ocupar aumenta. O segundo melhor modelo foi $\Psi(\text{frbam}) p(\cdot)$, com a probabilidade de ocupação sendo influenciada positivamente pela disponibilidade de bambu (Tabela 2 e Figura 3), ou seja, quanto maior a frequência de bambu maior a probabilidade de ocupação pela espécie. Maiores frequências de bambu foram registradas em áreas de mata mais densa.

Para *T. terrestris* foram selecionados três modelos, todos obtidos através de interações de co-variáveis. O primeiro modelo mostrou a probabilidade de ocupação de manchas florestais pela espécie em função da área da mancha (*area*) e densidade de árvores com CAP > 50 cm (*darv3456*), o segundo modelo em função da densidade de árvores com CAP > 50 cm e isolamento (*isol*) e o terceiro modelo em função da densidade de árvores com CAP > 50 cm e densidade de acuri adulto (*dacad*).

O modelo de ocupação por *T. terrestris* com melhor ajuste foi $\Psi(\text{area}+\text{darv3456}) p(\cdot)$, com a co-variável *darv3456* apresentando maior influência positiva, enquanto a co-variável *area* afetou negativamente a ocupação de manchas florestais pela espécie (Tabela 2 e Figura 4). Neste modelo, quando a probabilidade de ocupação foi analisada considerando a influência das duas co-variáveis separadamente, nenhum modelo resultou ser melhor que o nulo, sendo então descartados. O segundo modelo a ter um bom ajuste foi $\Psi(\text{darv3456}+\text{isol}) p(\cdot)$, com a co-variável *darv3456* apresentando também influência positiva na probabilidade de ocupação, enquanto que isolamento influenciou negativamente na probabilidade de ocupação (Tabela 2 e Figura 5). Quando a probabilidade de ocupação foi analisada considerando somente a influência da co-variável isolamento o modelo resultante não foi melhor que o nulo, sendo também descartado. O terceiro modelo apresentar um bom ajuste foi $\Psi(\text{darv3456}+\text{dacad}) p(\cdot)$, onde mais uma vez a co-variável *darv3456* influenciou positivamente na ocupação pela espécie, mas a co-variável *dacad* teve influência negativa (Tabela 2 e Figura 6). Quando a co-variável acuri adulto foi avaliada separadamente, o modelo resultante também não foi melhor que o nulo, sendo também descartado. Os três modelos selecionados para *T. terrestris* mostraram relação positiva com a densidade de árvores grandes (CAP > 50 cm), onde dos 56 registros, 45 foram obtidos em áreas que apresentaram maior densidade de árvores dessa categoria. As variáveis incluídas em diferentes modelos associadas à densidade de árvores de maior porte não foram influentes quando analisadas separadamente.

Discussão

O veado-mateiro (*M. americana*) ocorre do norte da Colômbia até o norte da Argentina (Merino & Rossi 2010). Pela IUCN está inserida na categoria de “Dados Insuficientes” e apesar de estar ameaçada em outros biomas, no Pantanal pode ser encontrada em altas densidades (Mourão *et al.* 2000, Tomas *et al.* 2001, 2004). Ocupa formações florestais densas do país, podendo ocorrer também em áreas de transição entre florestas e cerrados (Tiepolo & Tomas 2011), podendo ocupar áreas abertas, matas semi-decíduas, matas de galerias extensas e campos vazante (Alho *et al.* 1987, Rodrigues *et al.* 2002), além de áreas antropizadas (Oliveira *et al.* 2009), mas sempre associada a florestas tanto pela necessidade de abrigo quanto pela alimentação (Duarte *et al.* 2012). Em mata chiquitana da Bolívia teve preferência por habitats florestais de encostas e matas ciliares (Rivero *et al.* 2004), e florestas de terras baixas, como observado por Desbiez *et al.* (2009) no Pantanal, onde a espécie mostrou-se estritamente florestal. Assim como outros ungulados, é afetada pela fragmentação e supressão de ambientes florestados (Tiepolo & Tomas 2011). Alho *et al.* (1987) afirmaram que *M. americana* foi a terceira espécie mais frequente na fazenda Nhumirim, durante levantamentos realizados na década de 1980, mas esta afirmação parece ser resultado da dificuldade de identificação e discriminação entre espécies do gênero *Mazama* nesta área, onde a mais abundante é *M. gouazoubira* (Desbiez *et al.* 2009). No Pantanal, Desbiez *et al.* (2010) registrou baixas densidades em florestas (0.24 ind./km²) enquanto no Peru as densidade registradas vão de 1.8 ind./km² (Bodmer 1989) a 2.26 ind./km² (Sánchez & Vásquez 2007) em áreas onde a caça é tradicional.

A relação negativa entre isolamento de manchas florestais e a ocupação por *M. americana* sugere que isolamento, de um modo geral, pode afetar a probabilidade de indivíduos migrarem entre fragmentos. Este fator é reconhecido como comprometedor da manutenção de populações de animais silvestres (Colli *et al.* 2003). Os mesmos autores afirmam que quanto menor a distância entre fragmentos, maior será a similaridade faunística e/ou florística entre eles. Segundo MacArthur e Wilson (1967) quanto maior o isolamento entre as áreas, menor o número de espécies a ser encontrado. O isolamento tem efeitos negativos sobre a riqueza de espécies, mas também na presença/ausência das mesmas, tornando evidente o efeito da perda de habitat em escala de paisagem sobre a biodiversidade (Virgós 2001). Por outro lado, manchas pequenas e isoladas podem ser mais pobres em recursos do que manchas extensas de habitat, afetando assim negativamente a ocupação por espécies como *M. americana*.

A ocupação de manchas florestais por *M. americana* esteve positivamente relacionada com a presença de bambu no sub-bosque, sendo esta planta registrada em

ambientes florestais mais densos no presente estudo, o que confirma a associação desta espécie com ambientes florestados e em áreas de transição entre florestas e cerrados (Tiepolo & Tomas 2011, Oliveira & Marquis 2002, Oliveira-Santos 2009).

O veado-catingueiro (*M. gouazoubira*) é muito frequente na área de estudo (Rodrigues *et al.* 2002) tendo ampla distribuição pela América do Sul, apesar de sofrer com as transformações dos ambientes naturais que ocupa (Tiepolo & Tomas 2011). Tem ocorrência no Brasil, Bolívia, Paraguai, Uruguai e Argentina e no Brasil na Mata Atlântica, Cerrado, Caatinga e Chaco (Merino & Rossi 2010). De acordo com a União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN) a categoria de ameaça em que se encontra a espécie é “Pouco Preocupante”. Apesar de nenhuma variável ter sido relacionada com a ocupação de habitats florestais por *M. gouazoubira*, dos 43 registros, 30 foram obtidos em pontos de amostragem, onde as densidades de arbustos e árvores foram maiores e as manchas de florestas mais extensas e menos isoladas, resultado semelhante ao obtido por Oliveira-Santos (2009) onde a disponibilidade afetou positivamente a ocupação. O fato de nenhuma das variáveis utilizadas na modelagem ter demonstrado relação com a ocupação pela espécie, pode estar relacionado com a plasticidade ecológica da mesma (Duarte & Reis 2012), a qual é capaz de se adaptar aos mais diferentes ambientes e com diferentes graus de perturbação. Além disso, é bastante provável que outras variáveis não consideradas podem exercer influência significativa na probabilidade de ocupação de ambientes florestais pelo veado catingueiro. Sendo assim, a presença do gado poderia afetar a ocupação, uma vez que este tem efeito negativo sobre a densidade de arbustos devido ao pisoteio (Tobler *et al.* 2003, Nunes *et al.* 2008).

Densidades de *M. gouazoubira* no Pantanal parecem ser maiores em áreas de cerrado (3.82 ind./km²), seguido de floresta e planície inundável, 3.16 e 0.39 ind./km², respectivamente (Desbiez *et al.* 2010). Densidades ainda maiores foram encontradas por Romero & Chatellenaz (2013) no Parque Nacional Mburucuyá na Argentina, sendo a densidade média total de 6.9 ind./km², e por habitat, florestas mesófilas tiveram densidade média de 11.2 ind./km². O estudo destes autores foi o primeiro em proporcionar dados de densidade de *M. gouazoubira* para a região nordeste da Argentina. Densidades menores foram registradas por Bodmer (1989) no nordeste do Peru, sendo de 0,8 ind./km², mas a espécie atualmente aceita para aquela região é *M. nemorivaga* (Tiepolo & Tomas 2011). No Parque Nacional da Serra do Cipó, MG, Oliveira *et al.* (2009) registrou a ocorrência em mata ciliar e áreas antropizadas, o que mostra a tolerância a áreas alteradas como registrado em outros estudos (Oliveira *et al.* 2009, Duarte & Reis 2012). Já num estudo desenvolvido em 6 fazendas no Pantanal, as maiores densidades estiveram relacionadas com áreas de

cerrado, seguido de florestas (Desbiez *et al.* 2010). Uma das características que permite espécies ocuparem áreas com distúrbio é a plasticidade (Oliveira & Marquis 2002).

Mazama americana e *M. gouazoubira* ocorrem em simpatria no Pantanal e no Brasil como um todo (Tiepolo & Tomas 2011). Levantamentos de abundância destas espécies, quando em simpatria, mostraram que muitas vezes é difícil diferenciar uma espécie da outra (Peres & Nascimento 2006), sendo algumas vezes agrupadas em *Mazama spp.* tendo em vista esta dificuldade de identificação principalmente em períodos noturnos (Bocchiglieri *et al.* 2010). Quanto ao uso de habitat *M. gouazoubira* parece ser mais tolerante que *M. americana* (Tiepolo & Tomas 2011).

O cateto (*P. tajacu*) tem distribuição desde o sul dos Estados Unidos até o norte da Argentina, ocorrendo em todos os biomas do Brasil, em simpatria com *T. pecari* em quase toda sua área de distribuição no país (Tiepolo & Tomas 2011). A espécie ocupa os mais diferentes ambientes (Oliveira & Marquis 2002, Tiepolo & Tomas 2011, Venturini & Le Pendu 2006). Encontra-se listado como “Vulnerável” em estados como PA, SP, RJ e “Em Perigo” em RS e MG (Chiarello *et al.* 2008). Esta foi a terceira espécie a ter mais registros no presente estudo. Desbiez *et al.* (2010) registraram densidades entre 0.71 e 6.64 ind./km² no Pantanal, sendo esta última em ambiente florestal. A densidade registrada por Bodmer (1989) no nordeste do Peru foi de 3.3 ind./km² e no Parque Nacional Cordillera Azul, também no Peru, 4.38 ind./km² indicando uma densidade substancialmente mais baixa no Pantanal. Na fazenda Nhumirim e vizinhanças Desbiez e Tomas (2003) a consideraram como uma espécie frequente.

Dos trinta pontos de amostragem, catetos foram registrados em vinte e quatro. Bocchiglieri *et al.* (2010) obtiveram registros em todas as campanhas em uma área no Cerrado do Brasil central, indicando que esta espécie pode ser relativamente comum neste tipo de habitat. Catetos também foram abundantes em estudos realizados em outros países como México (Pérez-Irineo & Santos-Moreno 2012), Panamá (Eisenberg & Thorington 1973), Bolívia (Gómez *et al.* 2001) e Amazônia equatoriana (Zapata-Ríos *et al.* 2002), mas em ambientes mais florestais. *Pecari tajacu*, juntamente com *M. americana*, é um dos mamíferos com maior intensidade de caça em áreas protegidas na Amazônia (Peres 2001, Peres & Nascimento 2006, Sánchez & Vásquez 2007). Em uma fazenda no município de Jaborandi na Bahia catetos até chegaram a ser considerados como extintos devido à pressão da caça (Funatura 1994), mas em 2003 novos registros foram obtidos, sendo a proteção à vegetação nativa apontada como responsável pelo restabelecimento (Bocchiglieri *et al.* 2010).

Neste estudo nenhuma variável analisada esteve relacionada com a ocupação de *T. tajacu*, indicando flexibilidade da espécie no uso de habitats no Pantanal. Além disso, as variáveis utilizadas podem não ter sido adequadas para descrever a ocupação de manchas florestais por esta espécie. No estudo de Oliveira-Santos (2009) a ocupação por *P. tajacu* esteve relacionada positivamente com a disponibilidade de florestas, mas ocupou áreas independentemente da disponibilidade de arbustos. Thornton *et al.* (2011), por sua vez, não encontraram padrões de ocupação que estivessem fortemente relacionados com a perda e fragmentação na paisagem. Mesmo que os resultados obtidos neste estudo sejam restritos a manchas florestais, a falta de um modelo consistente com base nas variáveis utilizadas indica a flexibilidade desta espécie no uso de habitats.

Em comparação com o porco monteiro (*S. scrofa*) que é abundante no Pantanal, *P. tajacu* e *T. pecari* são espécies mais raras (Alho *et al.* 1987). Por outro lado, é provável que o predomínio *P. tajacu* em algumas regiões seja pela plasticidade com relação aos seus hábitos alimentares (Pérez-Irineo & Santos-Moreno 2012).

O porco monteiro (*S. scrofa*) é uma espécie exótica que teve sua introdução no Pantanal há mais de 200 anos e ocorre em simpatria com espécies de porcos nativos (Mourão *et al.* 2002). Desbiez *et al.* (2010) registraram maiores densidades em planície inundável no Pantanal central (11.0 ind./km²) se comparada com cerrado (2.50 ind./km²) e floresta (1.58 ind./km²), indicando a densidade muito alta quando comparada com os taiassuídeos nativos, corroborando os resultados de Alho *et al.* (1987) para a fazenda Nhumirim. Desbiez & Tomas (2003) consideraram a espécie frequente na fazenda Nhumirim e arredores, resultado este semelhante ao obtido por Mourão *et al.* (2002) no pantanal de Aquidauana/Negro, na sub-região da Nhecolândia e no Leque do Taquari.

Neste estudo, as áreas amostradas no retiro Manduvi, cuja paisagem é composta de pequenas e isoladas manchas florestais em uma matriz de campos inundáveis, produziram a maior parte dos registros da espécie (86%), indicando que esta espécie não se restringe a grandes manchas florestais, onde também ocorre. Os resultados de Oliveira-Santos (2009) mostraram que *S. scrofa* evitou áreas florestadas na estação seca e com grande cobertura de arbustos, mas ocupou áreas com grande cobertura de acuri e disponibilidade de água. O grande número de registros em Manduvi pode ser devido à baixa disponibilidade de arbustos (0,5 a 1,0 m) nas manchas florestais, corroborando as observações de Oliveira-Santos (2009) para Nhumirim.

Outro aspecto relevante na ocupação de pequenas manchas florestais com alta densidade de acuri, como ocorre no retiro Manduvi, é a disponibilidade de recursos. Foi observado que *S. scrofa*, na estação seca, procurou mais pelo fruto da palmeira acuri,

sendo uma das poucas frutas disponíveis na estação seca (Flores *et al.* 2013), o que poderia explicar o elevado número de registros, além do uso relevante de habitats abertos como campos, baías e vazantes pela espécie, os quais são usados para forrageamento em áreas mais úmidas (Desbiez *et al.* 2009).

No Pantanal, *S. scrofa* é encontrada em quase toda a planície e estima-se que sua presença tenha efeitos negativos sobre as espécies nativas (*T. pecari* e *P. tajacu*) devido à invasão de nichos destas espécies (Alho *et al.* 1987, Mourão *et al.* 2002). Entretanto, Desbiez *et al.* (2009) e Oliveira-Santos (2009) não encontraram suporte para esta afirmação. Assim, o fato de que não foi encontrado um modelo de ocupação de manchas florestais que mostrasse associação de *S. scrofa* com as variáveis analisadas indica que esta espécie pouco discrimina florestas em função de área e densidade de árvores, utilizando estes tipos de habitat como abrigo e fonte de recursos de forma não exclusiva. Além disso, sua abundância relativamente alta pode também influenciar o uso de habitats florestais em diversas condições, e isso é indicado pelo fato de que *S. scrofa* foi responsável por 36,55% do total de registros das 21 espécies e 46,54% considerando somente ungulados.

Queixadas (*T. pecari*), no Brasil, podem ser encontrados no Pantanal (planície e entorno), Cerrado, Chaco e Amazônia (Rodrigues *et al.* 2002). Listados na categoria de “Vulnerável” pela União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN) (Keuroghlian *et al.* 2013) e incluída como vulnerável na última lista oficial de espécies ameaçadas do Brasil (Ministério do Meio Ambiente 2014). Tem capacidade de adaptação aos diversos tipos de ambientes, mas tem preferência por habitats florestais (Venturieri & Le Pendu 2006).

Queixadas podem atuar como indicadores da qualidade do ambiente, uma vez que não tem tolerância a ambientes perturbados (Tiepolo & Tomas 2011), sendo mais comuns em ambientes com grande disponibilidade de florestas e áreas abertas (Oliveira & Marquis 2002), além de ocupar matas ciliares (Brown Júnior 1986). Desbiez *et al.* (2010) encontraram maior densidade desta espécie em habitats florestais no Pantanal (13.7 ind./km²), sendo que em áreas de cerrado ela foi substancialmente menor (2.99 ind./km²). No Peru densidades registradas em áreas onde a caça é tradicional vão de 1.3 ind./km² (Bodmer 1989) a 2.13 ind./km² (Sánchez & Vásquez 2007).

Neste estudo, nenhuma das variáveis utilizadas esteve relacionada com a ocupação de *T. pecari*. Entretanto, apesar do modelo de ocupação ser um modelo nulo, os dados mostraram que a maior parte dos registros se deu em áreas com baixa densidade de árvores e arbustos. Dos 199 registros de *T. pecari*, 157 (78,8%) foram obtidos no retiro Manduvi, esta com grandes extensões de campos de vazante e pastagens nativas, além de cordilheiras e capões, estes últimos com o composto arbustivo afetado devido ao pisoteio do

gado, predominando palmeiras acuri, além de apresentar baixa densidade de árvores. Assim, um fator que poderia estar favorecendo o elevado número de registros em Manduvi é a disponibilidade da palmeira acuri, uma vez que os frutos desta planta são altamente consumidos por queixadas (Flores *et al.* 2013). Queixadas, em épocas de cheia, preferem cordilheiras, por haver uma maior quantidade desta palmeira, além de outros frutos (Keuroghlian *et al.* 2009). No Pantanal da Nhecolândia Flores *et al.* (2013) observaram que a média de visitas a esta palmeira foi maior para *T. pecari* do que para *P. tajacu* e *S. scrofa* em períodos de cheia, enquanto que na seca as visitas por *S. scrofa* foram maiores, e visitas de *P. tajacu* não foram significativas em ambas estações. Assim, o fato dos modelos não terem se mostrado consistentes indica que o uso de habitats florestais é bastante flexível em função da disponibilidade de recursos.

A anta (*Tapirus terrestris*), o maior mamífero terrestre brasileiro, ocorre na América do sul em terras baixas até o norte da Argentina (Sekiana *et al.* 2011). Encontra-se na categoria de “Vulnerável” pela IUCN, e foi incluída como vulnerável na lista oficial de espécies ameaçadas do Brasil (Ministério de Meio Ambiente 2014). Considerada espécie-chave, pois é o único ungulado que frequentemente dispersa sementes intactas (Bodmer 1991, Fragoso 1997, Sekiana *et al.* 2011). É uma espécie generalista (De Vivo *et al.* 2011), mas primariamente de hábitos florestais (Cáceres *et al.* 2007, Tobler *et al.* 2009). Alho *et al.* (1987) igualmente obtiveram registros em campo de vazante e em cordilheiras no Pantanal. No checklist de mamíferos do Cerrado consta como uma espécie de habitats florestais e ambientes abertos (Marinho-Filho *et al.* 2002). No estudo de Oliveira-Santos (2009), também no Pantanal, a ocupação de *T. terrestris* esteve associada a áreas com grande disponibilidade de florestas e acuri, mas inversamente influenciada pela cobertura de arbustos grandes.

A densidade da espécie em uma área no Peru onde a caça é tradicional foi de 0.40 ind./km² (Bodmer 1989) enquanto que as densidades registradas por Desbiez *et al.* (2010) no Pantanal central, sem efeito de caça, variaram entre 0.13 e 0.40 ind./km² em áreas de cerrados e ambientes florestados, respectivamente.

Neste estudo, a maioria dos registros ocorreu entre os meses de maio e julho (estação seca), sendo também frequente, nessa mesma estação, no estudo de Rocha *et al.* (2006), os quais apontaram como possíveis explicações a dieta desta espécie que precisa percorrer grandes distâncias à procura de alimento e a época de acasalamento. Os modelos de ocupação obtidos neste estudo indicam uma relação com florestas maduras, com maior densidade de árvores grandes, bem como a área das manchas florestais, isolamento e densidade de acuris adultos, corroborando aquilo que se conhece acerca da espécie.

Atividades antrópicas têm efeitos sobre a paisagem, sendo a perda do habitat o efeito mais evidente deste processo (Fahrig 2003) e, como consequência, há a transformação e redução dos ambientes originais (Pérez-Irineo & Santos-Moreno 2012), sendo que espécies de grande porte são muito sensíveis a alterações no ambiente (Henle *et al.* 2004). Há espécies que podem não estar ameaçadas a nível global e nacional, mas regionalmente são consideradas ameaçadas. No Brasil estado de conservação difere entre biomas, por exemplo, espécies que se encontram ameaçadas em outros biomas, possuem grandes populações na Amazônia e Pantanal, além destes biomas possuírem grandes extensões de ambiente adequado para espécies de grande porte (Beisiegel *et al.* 2012). Um exemplo disso é o caso de grandes populações de veado-campeiro registrados no Pantanal, em contraste com a ameaça em extinção em que se encontra em alguns estados (RS, PR, SP e MG). O mesmo é observado para anta (*T. terrestris*) e queixada (*T. pecari*) que são raras na Mata Atlântica devido à caça e perda, degradação e fragmentação dos habitats (Cullen *et al.* 2000), mas são relativamente abundantes no Pantanal.

No Pantanal a criação do gado bovino se dá em paisagens naturais baseada especialmente nas áreas de campos nativos, mas a formação de pastagens cultivadas requer a substituição da vegetação nativa (Crispim *et al.* 2008, Silva *et al.* 1999). Atualmente, o crescente mercado competitivo desta atividade está levando à pressões para que a produtividade venha a aumentar cada vez mais, o que implica em maiores áreas de perda de vegetação nativa (Santos *et al.* 2002a). A presença de gado em algumas áreas afeta a paisagem natural, afetando diretamente a disponibilidade de arbustos através do pisoteio, suprimindo assim o componente arbustivo (Nunes *et al.* 2008, Tobler *et al.* 2003) e, de acordo com Junk & Cunha (2005), são poucas as informações dos efeitos sobre a fauna. Tanto o consumo (Santos *et al.* 2002c) como o pisoteio levam a transformações na estrutura das manchas florestais (Nunes *et al.* 2008), e a supressão da vegetação nativa, por sua vez, vem a transformar completamente a paisagem. Apesar de algumas espécies não terem sido influenciadas pelas variáveis de estrutura da vegetação, sabe-se que elas têm associação com ambientes florestais, como *P. tajacu*, *M. americana* e *M. gouazoubira*.

Os resultados deste estudo mostram associação de algumas espécies de ungulados a estrutura e a área de ambientes florestais no Pantanal e, assim sendo, a substituição de áreas florestais em pastagens exóticas teria influência negativa sobre a ocupação de espécies mais exigentes e que dependem destes ambientes para abrigo e alimentação. A presença do gado, mesmo que indiretamente, também afeta o componente arbustivo através do pisoteio, como observado em outros estudos, e espécies que dependam deste componente também podem ser afetadas. A remoção de vegetação nativa, tanto arbórea

como arbustiva ou herbácea, modifica a qualidade de habitats para várias espécies, além de alterar a composição da paisagem e como cada espécie irá responder a estes efeitos ainda são questões que precisam ser respondidas, indicando assim como a paisagem e os habitats em fazendas de pecuária devem ser utilizados de forma a garantir a manutenção da biodiversidade, ao mesmo tempo em que possibilite a viabilidade desta atividade na região. O estabelecimento de práticas adequadas de manejo pecuário é fundamental para a conservação no Pantanal, uma vez que 95% das terras são privadas (Harris, *et al.* 2005), e são nestas áreas onde se encontra o maior desafio para a conservação da biodiversidade.

Literatura citada

- ABDON, M. M., SILVA, J. S. V., POTT, V. J., POTT, A. & SILVA, M. P. 1998. Utilização de dados analógicos do Landsat-TM na discriminação da vegetação de parte da Sub-região da Nhecolândia no Pantanal. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, Brasília, Distrito Federal. 33:1799-1813.
- ABREU, U. G. P., SANTOS, S. A., BARROS, L. F. & DOMINGOS, I. T. 2008. Pecuária de corte e a conservação do Pantanal. 2008. Artigo em Hipertexto. Disponível em: <http://www.infobibos.com/Artigos/2008_3/Pecuaria/index.htm>. Acesso em: 30/1/2015
- AGUSTINE, D. J. & MCNAUGHTON, S. J. 1998. Ungulate Effects on the Functional Species Composition of Plant Communities: Herbivore Selectivity and Plant Tolerance. *The Journal of Wildlife Management* 62:1165-1183.
- ALHO, C. J. R., LACHER JR, T. E., CAMPOS, Z. M. S. & GONCALVES, H. C. 1987. Mamíferos da Fazenda Nhumirim, sub-região de Nhecolândia, Pantanal do Mato Grosso do Sul. 1 - Levantamento preliminar de espécies. *Revista Brasileira de Zoologia* 4:151-164.
- ALHO, C. J. R.; CAMARGO, G.; FISCHER, E. 2011. Terrestrial and aquatic mammals of the Pantanal. *Brazilian Journal of Biology* 71: 297-310.
- ALVES, L. C. P. S. & ANDRIOLO, A. 2005. "Camera traps used on the mastofauna survey of Araras Biological Reserve, IEF-RJ". *Revista Brasileira de Zociências* 7:231-246.
- ARAÚJO, M. B., THUILLER, W. & PEARSON, R. G., 2006. Climate warming and the decline of amphibians and reptiles in Europe. *Journal of Biogeography* 33:1712-1728.
- BEISIEGEL, B. M., DUARTI, J. M. B., MEDICI, E. P., KEUROGHLIAN, A. & DESBIEZ, A. L. J. 2012. Biodiversidade Brasileira Número Temático Avaliação do Estado de Conservação dos Ungulados. *Biodiversidade Brasileira Ano II, Nº 3, 1-2*.
- BOCCHIGLIERI, A., MENDONÇA, A. F. & HENRIQUES, R. P. B. 2010. Composição e diversidade de mamíferos de médio e grande porte no Cerrado do Brasil central. *Biota Neotropica* 10:169-176.
- BODMER, R. E., 1989. Ungulate biomass in relation to feeding strategy within Amazonian forests. *Oecologia* 84:547-550.

- BODMER, R.E. 1991. Strategies of seed dispersal and seed predation in Amazonian ungulates. *Biotropica* 23:255-261.
- BONVICINO, C. R., LINDBERGH, S. M. & MAROJA, L. S. 2002. Small non-flying mammals from conserved and altered areas of Atlantic Forest and Cerrado: comments on their potential use for monitoring environment. *Brazilian Journal of Biology* 62:765-774.
- BROWN JÚNIOR, K. S. 1986. Zoogeografia da região do Pantanal Mato-Grossense. In: Simpósio Sobre Recursos Naturais e Sócio-Econômicos do Pantanal, Corumbá, MS. Anais... Brasília: EMBRAPA-DDT, 1986. p.137-178. (EMBRAPA-CPAP. Documentos 5).
- BURNHAM, K. P. & ANDERSON, D. R. 2002. Model Selection and Multimodel Inference – A Practical Information-Theoretic Approach. Springer, New York. 490 pp.
- CÁCERES, N. C., CHEREM, J. J. & GRAIPEL, M. E. 2007. Distribuição geográfica de mamíferos terrestres na Região Sul do Brasil. *Ciência & Ambiente: Fauna Neotropical Austral* 35:167-180.
- CHIARELLO, A. G., AGUIAR, L. M. S., CERQUEIRA, R., MELO, F. R., RODRIGUES, F. H. G., SILVA, V. M. & OLIVEIRA, T. G. Mamíferos ameaçados de extinção no Brasil. p. 681-702. In: MACHADO, A. B. M., DRUMMOND, G. M. & PAGLIA, A. P. *Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção*. 1.ed. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente; Belo Horizonte, MG : Fundação Biodiversitas 1420 p. 2008.
- COLLI, G. R., ACCACIO, G. M., ANTONINI, Y., CONSTANTINO, R., FRANCESCHINELLI, E. V., LAPS, R. R., SCARIOT, A., VIEIRA, M. V. & WIEDERHECKER, H. C. A. 2003. Fragmentação dos Ecossistemas e a Biodiversidade Brasileira: Uma Síntese. In: RAMBALDI, D. M.; OLIVEIRA, D. A. S. (eds.). *Fragmentação de Ecossistemas: Causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas*. Ministério do Meio Ambiente/ Secretaria de Biodiversidade e Florestas, Brasília, 2003, p.317 - 324.
- COSTA, L. P., LEITE, Y. L. R., MENDES, S. L. & DITCHFIELD, A. B. 2005. Conservação de mamíferos no Brasil. *Megadiversidade* 1:103-112.
- CRISPIM, S. M. A.; ABREU, U. G. P. de; SANTOS, S. A.; SORIANO, B. M. A.; PELLEGRIN, L. A. 2008. As braquiárias e sua expansão no município de Corumbá, MS. Corumbá: Embrapa Pantanal, 5 p. (Embrapa Pantanal. Comunicado Técnico, 67).
- CRISPIM, S. M. A., SANTOS, S. A., SORIANO, B. M. A. & BRANCO, O. D. 2009. Fitofisionomias vegetais e incêndios no Pantanal. Corumbá: Embrapa Pantanal, 5 p. (Embrapa Pantanal. Comunicado Técnico, 81).
- CULLEN JR., L., BODMER, R. E. & PADUA, C. V. 2000. Effects of hunting in habitat fragments of the Atlantic forests, Brazil. *Biological Conservation* 95:49-56.
- DE VIVO, M., CARMIGNOTTO, A. P., GREGORIN, R., HINGST-ZAHER, E., IACK-XIMENES, G. E., MIRETZKI, M., PERCEQUILLO, A. R., ROLLO, M. M., ROSSI, R. V. & TADDEI, V. A. 2011. Checklist of mammals from São Paulo State, Brazil. *Biota Neotropica*. 11:111-131.
- DESBIEZ, A. & TOMAS, W. M. 2003. Aplicabilidade do método de amostragem de distâncias em levantamentos de médios e grandes vertebrados no Pantanal. Corumbá:

- Embrapa Pantanal, 2003. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento / Embrapa Pantanal, 53, 16 p.
- DESBIEZ, A. L. J., SANTOS, S. A. & KEUROGHLIAN, A. 2009. Predation of young palms (*Attalea phalerata*) by feral pigs in the Brazilian Pantanal. *Suiform Soundings* 9:35-40.
- DESBIEZ, A. L. J., BODMER, R. E. & TOMAS, W. M. 2010. Mammalian Densities in a Neotropical Wetland Subject to Extreme Climatic Events. *Biotropica* 42:372-378.
- DONOVAN, T. M. & FLATHER, C. H. 2002. Relationships among North American songbird trends, habitat fragmentation, and landscape occupancy. *Ecological Applications*. 12:364-74.
- DUARTE, J. M. B. & REIS, M. L. 2012. Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Cervídeos Ameaçados de Extinção: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, Icmbio, Brasil.
- DUARTE, J. M. B., VOGLIOTTI, A., ZANETTI, E. S., OLIVEIRA, M. L., TIEPOLO, L. M., RODRIGUES, L. F. & ALMEIDA, L. B. 2012. Avaliação do Risco de Extinção do Veado-catingueiro *Mazama gouazoubira* G. Fischer (von Waldheim), 1814, no Brasil: : Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, Icmbio, Brasil. 50-58p.
- EISENBERG, J. F. & THORINGTON, R. W. Jr. 1973. A preliminary analysis of a Neotropical mammal fauna. *Biotropica* 5:150-161.
- FAHRIG, L., 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 34:487-515.
- FENTON, M. B., ACHARYA, L., AUDET, D., HICKEY, M. B., MERRIMAN, C., OBRIST, M. K., SYME, D. M. & ADKINS, B. 1992. Phyllostomid bats (Chiroptera: Phyllostomidae) as indicators of habitat disruption in the Neotropics. *Biotropica* 24: 440-446.
- FLORES, J. L. T. P., SANTOS, M., DO CARMO, A., KEUROGHLIAN, A. & DESBIEZ, A. L. J. 2013. Utilização de frutos de *Attalea phalerata* por *Pecari tajacu*, *Tayassu pecari* e *Sus scrofa*, (Mammalia, Artiodactyla) na região da Nhecolândia - Pantanal – MS, Brasil *Suiform Soundings* 12: 44-51.
- FRAGOSO, J. M. V. 1997. Tapir-generated sees shadows: scale-dependent patchiness in the Amazon rain forest. *Journal of Ecology*. 85:519-529.
- FUNATURA. 1994. Inventário da fauna terrestre de répteis e mamíferos. In Estudos comparativos da biodiversidade entre cerrados e florestas plantadas na Fazenda Jatobá, Correntina (BA) (J. Marinho-Filho, Coord). Fundação Pró-Natureza, Brasília, p.1-43.
- GEISSLER, P. H. & FULLER, M. R. 1987. Estimation of the proportion of area occupied by an animal species. *Proceedings of the Section on Survey Research Methods of the American Statistical Association, 1986*, pp. 533-538.
- GÓMEZ, H., WALLACE, R. B. & VEITCH, Y. C. 2001. Diversidad y abundancia de mamíferos medianos y grandes en el noreste del área de influencia del Parque Nacional Madidi durante la época húmeda. *Ecología en Bolivia* 36:17-29.

- HARRIS, M. B., TOMAS, W. M., MOURÃO, G., SILVA, G. J., GUIMARÃES, E., SONODA, F. & FACCHINI, E. 2005. Safeguarding the Pantanal wetlands, Brazil: threats and conservation initiatives. *Conservation Biology* 19:714-720.
- HENLE, K., DAVIES, K. F., KLEYER, M., MERGULES, C. R. & SETTELE, J. 2004. Predictors of species sensitivity to fragmentation. *Biodiversity and Conservation* 13:207-251.
- JUNK, W. J. & CUNHA, C. N. 2005. Pantanal: A large South American wetland at a crossroads. *Ecological Engineering* 24:391-401.
- KEUROGHLIAN, A., EATON, D. P. & DESBIEZ, A. L.; 2009. The response of a landscape species, white-lipped peccaries, to seasonal resource fluctuations in a tropical wetland, the Brazilian Pantanal. Disponível na: International. *Journal of Biodiversity and Conservation*.
- KEUROGHLIAN, A., DESBIEZ, A., REYNA-HURTADO, R., ALTRICHTER, M., BECK, H., TABER, A. & FRAGOSO, J. M. V. 2013. *Tayassu pecari*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.3. <www.iucnredlist.org>. Downloaded on 13 February 2015.
- KÖEPPEN, W. Climatologia: con un estudio de los climas de la tierra. México: Fondo de Cultura Econômica, 1948. 479 p.
- MACARTHUR, R. H. & WILSON, E. O. 1967. The Theory of Island Biogeography, Princeton: Princeton University Press. 203p.
- MACKENZIE, D. I., NICHOLS, J. D., LACHMAN, G. B., DROEGE, S., ROYLE, A. & LANGTIMM, C. A. 2002. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology* 83:2248-2255.
- MACKENZIE, D. I., NICHOLS, J. D., ROYLE, J. D., POLLOCK, K. H., BAILEY, L. L. & HINES, J. E., 2006. Occupancy estimation and modeling: inferring patterns and dynamics of species occurrence. Elsevier Academic Press, Londres.
- MACKIE, R. S. 1995. The Wilderness Profound: Victorian Life on the Gulf of Georgia. Sono Nis Press, Victoria, BC, Canada.
- MARINHO-FILHO, J., RODRIGUES, F. H. G. & JUAREZ, K. M. 2002. The Cerrado Mammals: diversity, ecology, and natural history. In: OLIVEIRA, P. S. & MARQUIS, R. J. (Ed.). The Cerrados of Brazil: Ecology and natural history of a neotropical savana. New York: Columbia University Press 2002.
- MARTIN, J. L. & BALZINGER, C. 2002. Interaction among deer browsing, hunting, and tree regeneration. *Canadian Journal of Forest Research* 32:1254-1264.
- MAZZOLLI, M. 2006. Persistência e riqueza de mamíferos focais em sistemas agropecuários no planalto meridional brasileiro. Tese de Doutorado, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre. 105 p.
- MERINO, M. L. & ROSSI, R. V. 2010. Origin, systematics, and morphological radiation. In DUARTE J. M. B. GONZÁLES, S. (eds.). Neotropical Cervidology: Biology and Medicine of Latin American Deer. Jaboticabal, Brazil and Gland, Switzerland: Funep, in collaboration with IUCN, 2-11.

MINISTÉRIO DE MEIO AMBIENTE. 2014. Lista Nacional Oficial de Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção. PORTARIA No- 444, DE 17 DE DEZEMBRO DE 2014. Diário Oficial da União, Nº 246, Seção 1, Pag. 121.

MOURÃO, G., COUTINHO, M.E., MAURO, R.A., CAMPOS, Z., TOMAS, W.M., MAGNUSSON, W.E., 2000. Aerial surveys of caiman, marsh deer and pampas deer in the Pantanal wetland of Brazil. *Biological Conservation* 92:175-183.

MOURÃO, G., M. E. COUTINHO, R. MAURO, W. TOMAS, & W. MAGNUSSON. 2002. Levantamentos aéreos de espécies introduzidas no Pantanal: porcos ferais (porco monteiro), gado bovino e búfalos. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, Embrapa-Pantanal 28:1–22.

MYERS, N., MITTERMAYER, R.A., FONSECA, G.A.B. & KENT, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403:853-858.

NUNES, A. P., TOMAS, W. M. & RAGUSA-NETTO, J. 2008. Estrutura do sub-bosque em manchas florestais no Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul. Corumbá: Embrapa Pantanal. 4 p. (Embrapa Pantanal. Comunicado Técnico, 74). Disponível em: <http://www.cpap.embrapa.br/publicacoes/download.php?arq_pdf=COT74>. Acesso em: 20 Janeiro. 2015.

OLIVEIRA-SANTOS, L. G. R. 2009. Ecologia e conservação de ungulados florestais em uma área do Pantanal. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Mato Grosso do Sul. 92 p.

OLIVEIRA, P. S. & MARQUIS, R. J. 2002. The Cerrados of Brazil: Ecology and Natural History of a Neotropical Savanna. Columbia University Press, New York. 368p.

OLIVEIRA, V. B., CÂMARA, E. M. V. C. & OLIVEIRA, L. C. 2009. Composição e caracterização da mastofauna de médio e grande porte do Parque Nacional da Serra do Cipó, Minas Gerais, Brasil. *Mastozoologia Neotropical* 16:355-364.

PERES, C. A. 2001. Synergistic effects of subsistence hunting and habitat fragmentation on Amazonian forest vertebrates. *Conservation Biology* 15:1490-1505.

PERES, C.A. 2005. Why we need mega-reserves in Amazonian forests. *Conservation Biology* 19:728-733.

PERES, C.A., NASCIMENTO, H. S. 2006. Impact of game hunting by the Kayapó of south-eastern Amazonia: implications for Wildlife conservation in tropical forest indigenous reserves. *Biodiversity and Conservation* 15:2627-2653.

PÉREZ-IRINEO, G. & SANTOS-MORENO, A. 2012. Diversidad de mamíferos terrestres de talla grande y media de una selva subcaducifolia del noreste de Oaxaca, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 83:164-169.

PIRATELLI, A., SOUSA, S. D., CORRÊA, J. S., ANDRADE, V. A., RIBEIRO, R. Y., AVELAR, L. H. & OLIVEIRA, E. F. 2008. Searching for bioindicators of forest fragmentation: passerine birds in the Atlantic forest of southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 68:259-268.

- POTT, V. J., POTT, A., RATTER, J. A. & VALLS, J. F. M. 1986. Flora da fazenda Nhumirim, Nhecolândia, Pantanal: relação preliminar. *EMBRAPA-CPAP* 5:1-22.
- RIVERO, K., RUMIZ, D. I. & TABER, A. B. 2004. Estimating brocket deer (*Mazama americana* and *M. gouazoubira*) abundance by dung pullet and other indices in seasonal Chiquitano forest habitat of Santa Cruz, Bolívia. *European Journal Wildlife Research* 50:161-167.
- ROBINSON, S. K., THOMPSON, F. R., DONOVAN, T. M., WHITEHEAD, D. R. & FAABORG, J. 1995. Regional forest fragmentation and the nesting success of migratory birds. *Science* 267:1987-1990.
- ROCHA, E. C., SILVA, E., MARTINS, S. V. & BARRETO, F. C. C. 2006. Evaluación estacional de la riqueza y abundancia de especies de mamíferos en la Reserva Biológica Municipal "Mário Viana", Mato Grosso, Brasil. *Revista de Biología Tropical* 54:879-888.
- RODRIGUES, F. H. G., MEDRI, I. M., TOMAS, W. M. & MOURÃO, G., 2002. Revisão do conhecimento sobre a ocorrência e distribuição de mamíferos do Pantanal. Embrapa Pantanal Documentos 38. 39 pp.
- ROMERO, V. L. & CHATELLENAZ, M. L. 2013. Densidad de *Mazama gouazoubira* (Artiodactyla, Cervidae) en un Parque Nacional del Nordeste de Argentina. *Acta Zoológica Mexicana* 29:388-399.
- SÁNCHEZ, A. & VÁSQUEZ, P. 2007. Presión de caza de la comunidad nativa Mushuckllacta de Chipaota, zona de amortiguamiento del Parque Nacional Cordillera Azul, Perú. *Ecología Aplicada* 6:131-138.
- SANTOS, S.A., CARDOSO, L. E., SILVA, R. A. M. S. & PELLEGRIN, A. O. 2002a. Princípios básicos para a produção sustentável de bovinos de corte no Pantanal. *Série Documentos, EMBRAPA-CPAP* 37:1-28.
- SANTOS, S. A., COSTA C., CRISPIM, S. M. A., PELLEGRIN, L. A. & RAVAGLIA, E. 2002b. Estimativa da capacidade de suporte das pastagens nativas do Pantanal, sub-região da Nhecolândia. *Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento Embrapa* 27. 28 pp.
- SANTOS, S. A., COSTA, C., SOUZA, G. S., POTT, A., ALVAREZ, J. M. & MACHADO, S. R., 2002c. Composição botânica da dieta de bovinos em pastagem nativa na sub-região da Nhecolândia, Pantanal. *Revista Brasileira de Zootecnia* 31:1648-1662.
- SANTOS, S. A., CRISPIM, S.M. A., COMASTRI-FILHO, J. A. & CARDOSO, E. E. L. 2004. Princípios de agroecologia no manejo das pastagens nativas do Pantanal. *Documentos Embrapa Pantanal* 63. 35 pp.
- SEIDL, A. F., SILVA, S.V. & MORAES, A. S. 2001. Cattle ranching and deforestation in the Brazilian Pantanal. *Ecological Economics* 36:413-425.
- SEKIAMA, M. L., LIMA, I. P. & ROCHA, V. J. 2011. Ordem Perissodactyla. In: Mamíferos do Brasil / Nélio R. dos Reis, ...[et al.]. Londrina: 2011. 2 ed. 439p.
- SILVA, J. S. V. & ABDON, M. M. 1998. Delimitação do Pantanal Brasileiro e suas Sub-regiões. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 33:1703-1711.

- SILVA, M. P., MAURO, R. A., MOURÃO, G. & COUTINHO, M. E. 1999. Conversion of forest and woodland to cultivated pastures the wetland of Brazil. *Sociedad Venezolana de Ecología. Ecotropicos* 12:101-108.
- SILVA, M. P., POTT, V. J., PONZINI, F. J. & POTT, A. 2000. Fitossociologia e estrutura de cerrado e mata semidecídua do Pantanal da Nhecolândia, MS. p.1-22. *In: III Simpósio sobre Recursos 50 Naturais e Sócio-econômicos do Pantanal: os desafios do novo milênio.* EMBRAPA-CPAP, Corumbá.
- STEPHENS, P. A., D'SA, C. A., SILLERO-ZUBIRI, C. & LEADER-WILLIAMS, N. 2001. Impact of livestock and settlement on the large mammalian wildlife of Bale Mountains National Park, southern Ethiopia. *Biological Conservation* 100:307-322.
- THORNTON, D. H., BRANCH, L. C. & SUNQUIS, M. E. 2011. The relative influence of habitat loss and fragmentation: Do tropical mammals meet the temperate paradigm? *Ecological Applications* 21:2324-2333.
- TIEPOLO, L. M. & TOMAS, W. M. 2011. Ordem Artiodactyla. In: Mamíferos do Brasil / Nélio R. dos Reis, ...[et al.]. – Londrina: 2 ed. 439p.
- TIZIANEL, F. A. T. 2008. Efeito da complexidade da vegetação de fitofisionomias naturais e pastagens cultivadas sobre a comunidade de aves em duas fazendas no Pantanal da Nhecolândia, Corumbá, Mato Grosso do Sul. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande. 54 p.
- TOBLER, M., COCHARD, R. & EDWARDS, P. J., 2003. The impact of cattle ranching on large-scale vegetation patterns in a coastal savanna in Tanzania. *Journal of Applied Ecology* 40:430-444.
- TOBLER, M. W., CARRILLO-PERCASTEGUI, S. E. & POWELL, G. 2009. Habitat use, activity patterns and use of mineral licks by five species of ungulate in south-eastern Peru. *Journal of Tropical Ecology* 25:261-270.
- TOMAS, W. M., CÁCERES, N. C., NUNES, A. P., FISCHER, E., MOURÃO, G. & CAMPOS, Z. 2009. Mammals in the Pantanal wetland, Brazil. 2009. In: Junk, W. J., Da Silva, C. J., Nunes da Cunha, C., Wantzen, K. M. (Eds). 2009. The Pantanal: Ecology, biodiversity and Sustainable management of a large neotropical seasonal wetland. Pensoft Publishers, Sofia-Moscow.
- TOMAS, W. M., MCSHEA, W., MIRANDA, G. H. B., MOREIRA, J. R., MOURÃO, G. & BORGES, P. A. L. 2001. A survey of a pampas deer, *Ozotoceros bezoarticus leucogaster* (Arctiodactyla, Cervidae), population in the Pantanal wetland, Brazil, using the distance sampling technique. *Animal Biodiversity and Conservation* 24:101-106.
- VENTURIERI, B. & LE PENDU. 2006. Padrões de Atividades de *Caititus (Tayassu tajacu)* em Cativeiro. *Revista de Etologia* 8:35-43.
- VIRGÓS E. 2001. Role of isolation and habitat quality in shaping species abundance: a test with badgers (*Meles meles* L.) in a gradiente of forest fragmentation. *Journal of Biogeography* 28:381-89.

WELSH, Jr. & DROEGE, H. H. S. 2001. A case for using plethodontid salamanders for monitoring biodiversity and ecosystem integrity of North American forests. *Conservation Biology* 15:558–569.

WHITE, G. C., BURNHAM, K. P. & ANDERSON, D. R. 2001. Advanced features of Program MARK. In "Wildlife, Land, and People: Priorities for the 21st Century. Proceedings of the Second International Wildlife Management Congress" (R. J. Warren, H. Okarma, and P. R. Sievert, eds.), pp. 368-377. The Wildlife Society, Bethesda, MD.

ZAPATA-RÍOS, G., E. ARAGUILLIN & JORGENSON, J. P. 2002. Caracterización de la comunidad de mamíferos no voladores en las estribaciones orientales de la cordillera del Kutukú, Amazonia ecuatoriana. *Mastozoología Neotropical* 13:227-238.

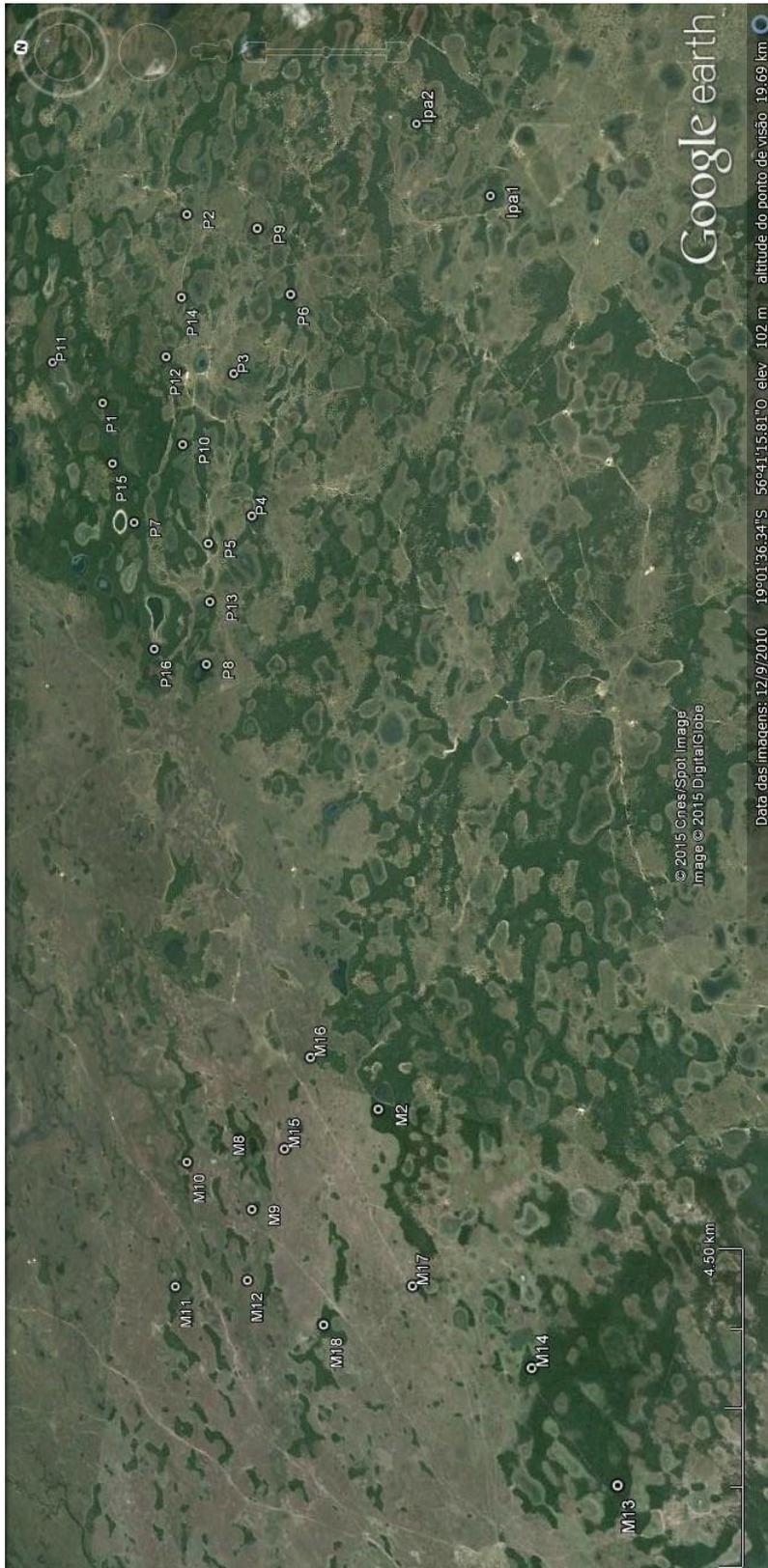


Figura 1. Pontos de amostragem através de armadilhas fotográficas em três áreas na sub-região da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul, entre os meses de maio/2013 e julho/2014.

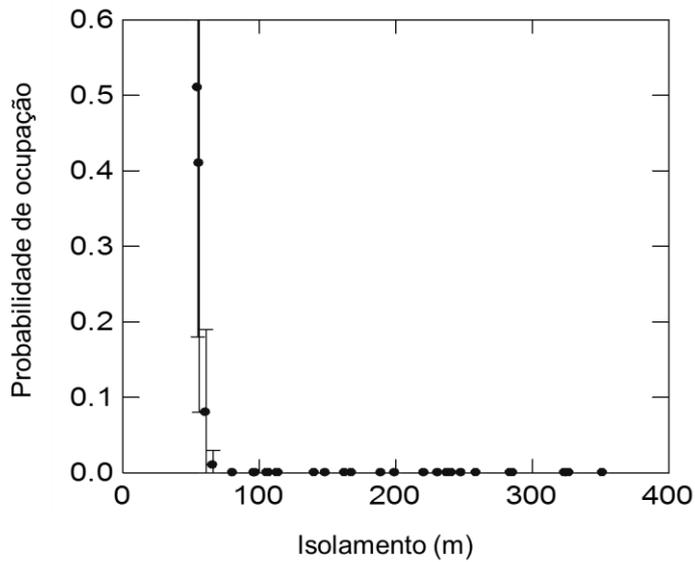


Figura 2: Probabilidade de ocupação (Ψ) de habitats florestais por veado-mateiro (*Mazama americana*) em função do seu isolamento na paisagem, em trinta unidades amostrais distribuídas em três fazendas no Pantanal da Nhecolândia, entre maio de 2013 e julho de 2014.

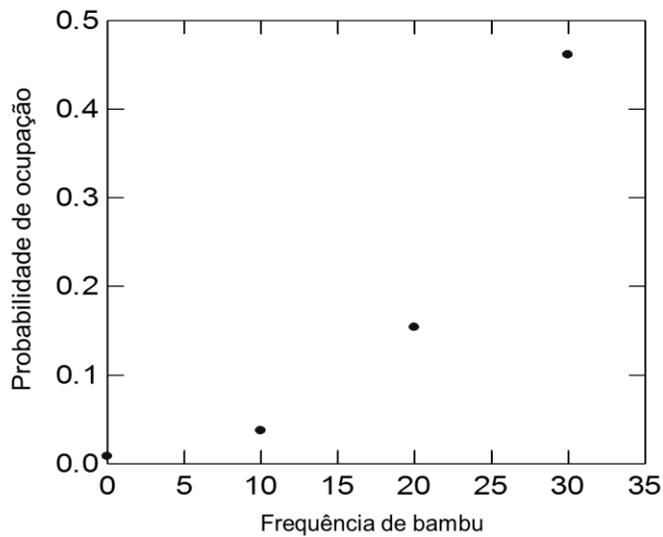


Figura 3: Probabilidade de ocupação (Ψ) de manchas florestais por veado-mateiro (*Mazama americana*) como uma função da frequência de ocorrência de bambu em 30 unidades amostrais em três fazendas no Pantanal da Nhecolândia, entre maio de 2013 e julho de 2014. São mostrados somente quatro pontos, pois nos demais o valor da frequência foi zero. Neste modelo os erros das estimativas foram pequenos.

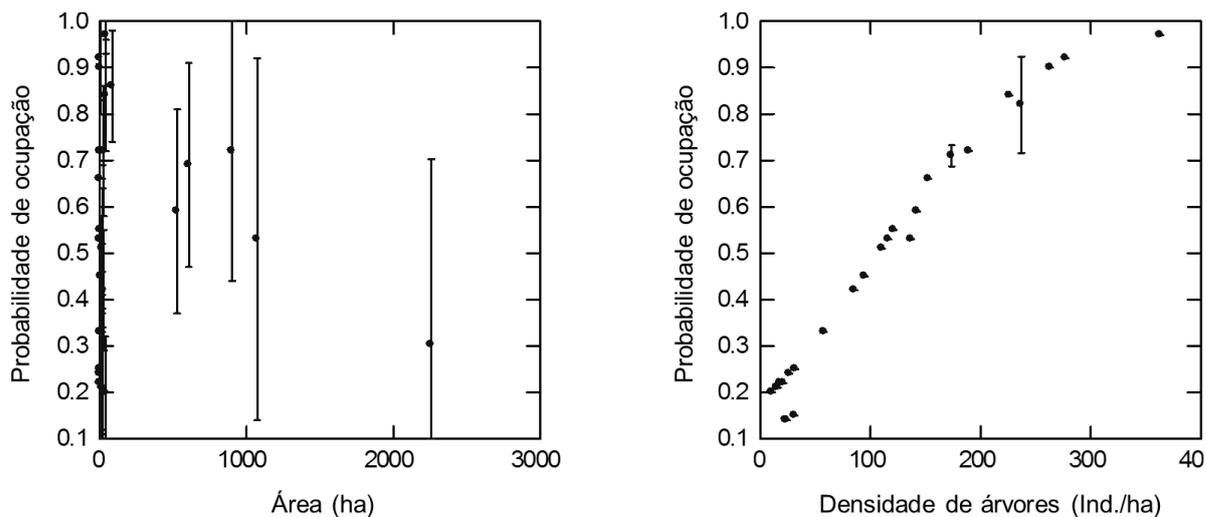


Figura 4: Probabilidade de ocupação (Ψ) de manchas florestais por anta (*Tapirus terrestris*) em função de área da mancha (esquerda) e densidade de árvores com CAP > 50 cm (direita) em 30 unidades amostrais em três fazendas no Pantanal da Nhecolândia, entre maio de 2013 e julho de 2014. Neste modelo os erros das estimativas resultaram pequenos.

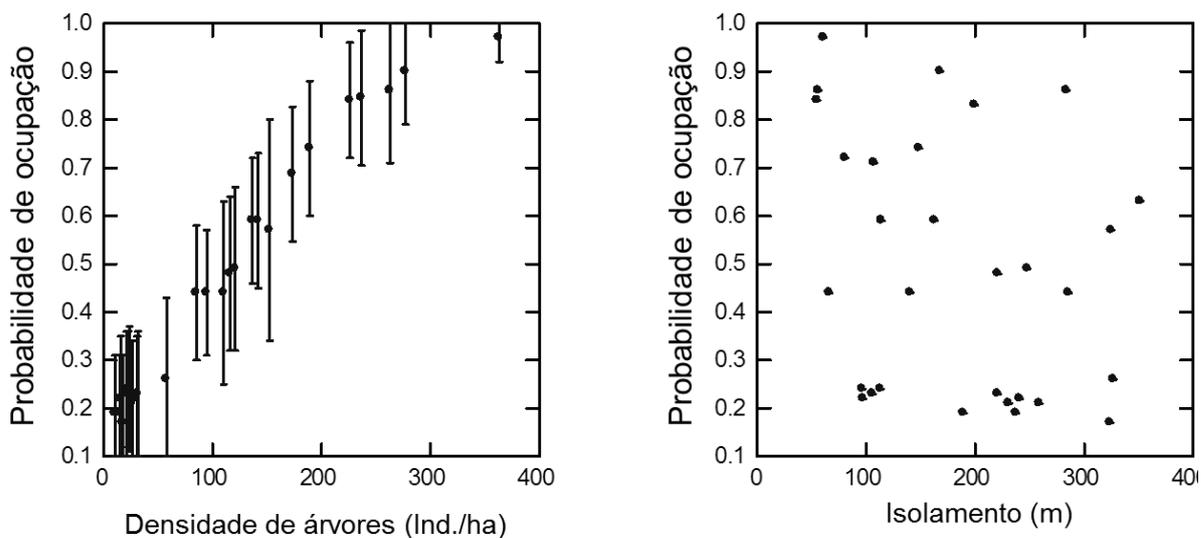


Figura 5: Probabilidade de ocupação (Ψ) de manchas florestais por anta (*Tapirus terrestris*) como uma função da densidade de árvores com CAP > 50 cm (esquerda) e isolamento (direita) em 30 unidades amostrais em três fazendas no Pantanal da Nhecolândia, entre maio de 2013 e julho de 2014.

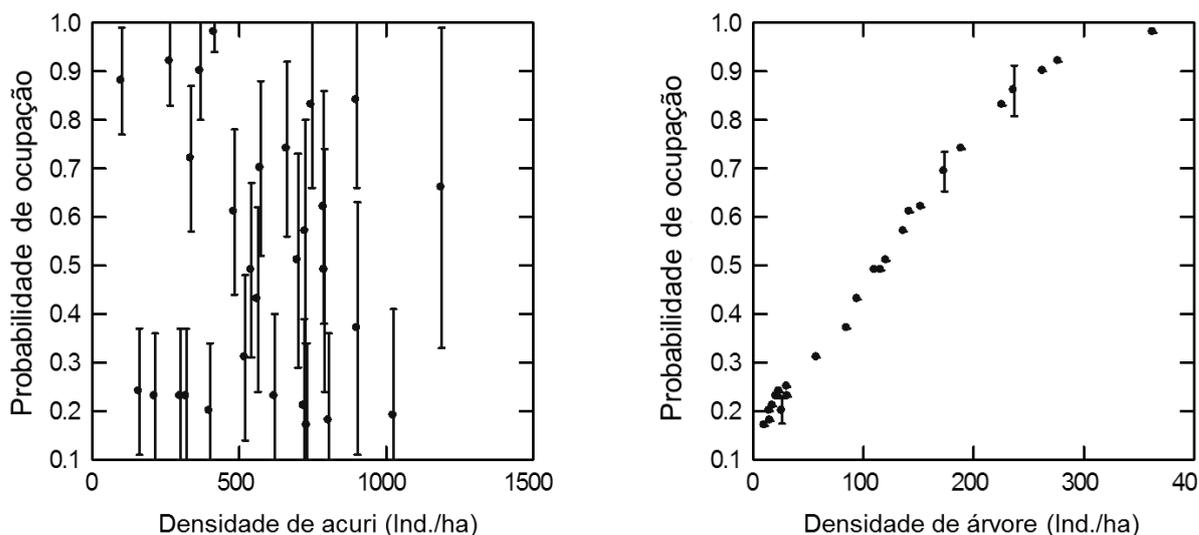


Figura 6: Probabilidade de ocupação (Ψ) de manchas florestais por anta (*Tapirus terrestris*) como uma função da interação entre densidade de árvores com CAP > 50 cm (direita) e densidade de acuri adulto (esquerda) em 30 unidades amostrais em três fazendas no Pantanal da Nhecolândia, entre maio de 2013 e julho de 2014.

Tabela 1. Lista de espécies de mamíferos de médio e grande porte registradas em três áreas de estudo na sub-região da Nhecolândia, Corumbá, MS, nome comum, número de registros, fazendas onde foram registradas (NH=Nhumirim, MA= Manduvi e IP=Ipanema) e número de unidades amostrais (UA) onde houve registros das espécies. Espécies domésticas (*) e exóticas (**).

Espécie	Nome comum	N° registros	Fazenda			N° UA
			NH	MA	IP	
ARTIODACTYLA						
Cervidae						
<i>Mazama americana</i> (Erleben, 1777)	Veado-mateiro	7	x			3
<i>Mazama gouazoubira</i> (G. Fischer [von Waldheim], 1814)	Veado-catingueiro	43	x	X	x	16
<i>Ozotoceros bezoarticus</i> (Linnaeus, 1758)	Veado-campeiro	2		X		1
Tayassuidae						
<i>Pecari tajacu</i> (Linnaeus, 1758)	Cateto	71	x	X	x	24
<i>Tayassu pecari</i> (Link, 1795)	Queixada	205	x	X		25
Suidae						
<i>Sus scrofa</i> (Linnaeus, 1758)**	porco monteiro	383	x	X	x	24
CARNIVORA						
Canidae						
<i>Cerdocyon thous</i> (Linnaeus, 1766)	Lobinho	30	x	X		13
Mustelidae						
<i>Eira barbara</i> (Linnaeus, 1758)	Irara	8	x	X		5
Felidae						

<i>Leopardus pardalis</i> (Linnaeus, 1758)	Jaguatirica	16	x	X		9
<i>Puma concolor</i> (Linnaeus, 1771)	Onça parda	6	x	X		
<i>Puma yagouaroundi</i> (E.Geoffroy Saint-Hilare, 1803)	Gato-mourisco	1		X		1
Procyonidae						
<i>Nasua nasua</i> (Linnaeus, 1766)	Quati	55	x	X	x	21
CINGULATA						
Dasypodidae						
<i>Dasypus novemcinctus</i> (Linnaeus, 1758)	Tatu galinha	5		X		2
<i>Euphractus sexcinctus</i> (Linnaeus, 1758)	Tatu peba	17	x	X	x	11
PERISSODACTYLA						
Tapiridae						
<i>Tapirus terrestris</i> (Linnaeus, 1758)	Anta	57	x	X		15
PILOSA						
Myrmecophagidae						
<i>Myrmecophaga tridactyla</i> (Linnaeus, 1758)	Tamanduá-bandeira	4	x	X		4
<i>Tamandua tetradactyla</i> (Linnaeus, 1758)	Tamanduá-mirim	9	x	X		6
RODENTIA						
Erethizontidae						
<i>Coendou prehensilis</i> (Linnaeus, 1758)	ouriço-cacheiro	1	x			1
Dasyproctidae						
<i>Dasyprocta azarae</i> (Lichtenstein, 1823)	Cutia	34	x	X	x	10
Caviidae						
<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i> (Linnaeus, 1766)	Capivara	6		X		2

Tabela 2. Modelos de ocupação de manchas florestais por seis espécies de ungulados em três áreas na sub-região da Nhecolândia, Corumbá, Mato Grosso do Sul. Para *M. americana* e *T. terrestris* os modelos escolhidos como “melhores” encontram-se destacados em negrito. Os modelos para cada espécie são apresentados juntamente com os valores do Critério de Informação de Akaike (AIC), diferença entre o AIC de cada modelo e o menor AIC (Δ AIC), probabilidade de ocupação (Ψ), probabilidade do modelo ser o melhor entre os modelos (AIC peso), número de parâmetros do modelo (K), dispersão dos dados observados em relação ao esperado pelo modelo (\hat{c}) e o ajuste do modelo em relação aos dados observados (P). Os modelos onde a probabilidade de ocupação foi constante foram representados por $\Psi(\cdot)$ e $p(\cdot)$. Co-variáveis ambientais analisadas: isolamento (isol), frequência de bambu (frbam), área (area), densidade de árvores com CAP >50 cm (darv3456) e densidade de acuri adulto (dacad).

Espécie	Modelos	AIC	Δ AIC	AIC peso	K	\hat{c}	P
<i>Mazama americana</i>	$\Psi(\text{isol}) p(\cdot)$	28.45	0.00	0.6722	3	0.7309	0.2749
	$\Psi(\text{frbam}) p(\cdot)$	30.85	2.40	0.2025	3	0.2769	0.3988
	$\Psi(\cdot) p(\cdot)$	31.81	3.36	0.1253	2	0.3710	0.3673
<i>Tapirus terrestris</i>	$\Psi(\text{area darv3456}) p(\cdot)$	212.24	0.00	0.3000	4	0.0002	0.2354
	$\Psi(\text{darv3456 isol}) p(\cdot)$	212.34	0.10	0.2854	4	0.0655	0.2029
	$\Psi(\text{dacad darv3456}) p(\cdot)$	212.38	0.14	0.2797	4	3.8675	0.0325
	$\Psi(\cdot) p(\cdot)$	215.57	3.33	0.0568	2	0.4051	0.0410
<i>Mazama gouazoubira</i>	$\Psi(\cdot) p(\cdot)$	184.95	0.00	0.1753	2	0.1733	0.3363
<i>Pecari tajacu</i>	$\Psi(\cdot) p(\cdot)$	269.15	0.00	0.1690	2	0.9816	0.1224
<i>Tayassu pecari</i>	$\Psi(\cdot) p(\cdot)$	460.07	0.00	0.5082	2	111.6135	0.0005
<i>Sus scrofa</i>	$\Psi(\cdot) p(\cdot)$	508.18	0.00	0.4179	2	45.2616	0.0000

Capítulo 2

Probabilidade de ocupação de manchas florestais por mamíferos carnívoros na sub-região da Nhecolândia, Pantanal, Mato Grosso do Sul, Brasil

Título resumido: Ocupação por carnívoros no Pantanal

Palavras chaves: *Cerdocyon thous*, *Eira barbara*, pecuária, *Leopardus pardalis*, mamíferos, modelagem de ocupação

Wendy Judy Padilla Castro^{1*}, Walfrido Moraes Tomas², Carolina Garcia³ & Nelson Rufino De Albuquerque⁴

¹ Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande, Mato Grosso do Sul, 79070-900, Brasil

² Laboratório de Vida Selvagem, EMBRAPA PANTANAL, . Caixa Postal 109, Corumbá-MS, 79320-900, Brasil.

³ Acadêmica do curso de Ciências Biológicas na Universidade Federal de Viçosa, Minas Gerais.

⁴ Professor na Universidade Federal de Mato Grosso do Sul - Campus do Pantanal, Corumbá, Mato Grosso do Sul, 79304-902, Brasil

*Autor para correspondência: Laboratório de Vida Selvagem, EMBRAPA Pantanal - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Rua 21 de Setembro, 1880 - Bairro Nossa Senhora de Fátima. Corumbá, MS, Brasil. Caixa Postal 109 - CEP 79320-900.

wendy_jcp_7@hotmail.com

Resumo

O Pantanal é a maior planície alagada do mundo e possui um mosaico de fitofisionomias, ainda em bom estado de conservação. No entanto, apenas 5% da planície estão protegidos em unidades de conservação, o restante encontrando-se em propriedades privadas de pecuaristas. A perda da biodiversidade no planeta vem crescendo e entre as principais causas está a perda de habitat, causado, em grande parte, pela conversão de áreas naturais em áreas para implantação da pecuária e agricultura. O objetivo do estudo foi avaliar a resposta de carnívoros às alterações de origem antrópica no Pantanal, utilizando modelagem da probabilidade de ocupação. O estudo foi desenvolvido nas fazendas Nhumirim, Alegria e Ipanema na sub-região da Nhecolândia. A coleta de dados foi realizada em cada unidade amostral com uso de armadilhas fotográficas, além de informações sobre a estrutura da vegetação. Estes dados foram inseridos no programa PRESENCE 5.8 para modelar a ocupação das espécies registradas. A disponibilidade de arbustos teve efeito negativo sobre a ocupação de quatis, *Nasua nasua*. Lobinho (*Cerdocyon thous*) teve sua ocupação influenciada negativamente pela disponibilidade de árvores e caraguatá. Jaguaririca (*Leopardus pardalis*) evitou áreas com alta densidade de acuri adulto, mas pareceu responder positivamente à disponibilidade de árvores com CAP < 50 cm. Para irara (*Eira barbara*) a ocupação foi influenciada positivamente pelo tamanho da área. Mesmo que a ocupação de algumas espécies não fosse influenciada por variáveis relacionadas a ambientes florestais, o efeito que as atividades antrópicas têm sobre suas presas pode afetar indiretamente alguns carnívoros. Os resultados deste estudo mostram que algumas espécies respondem negativamente aos efeitos das alterações no ambiente. Sendo assim, é necessário estabelecer limites e critérios de manejo que possibilitem o desenvolvimento da pecuária e que também garantam as condições para a manutenção da biodiversidade na região.

Abstract

The Pantanal is the largest inland wetland in the world, and its landscape is a mosaic of different phytophysionomies in a good conservation status. However, only 5% of the floodplain is protected, all the rest being private land used for cattle ranching. There is no information on the responses of carnivores to the effects of this activity on the habitat and landscape. The objective of this study was to evaluate the response of carnivore species to the natural variation of the landscape and the anthropogenic alterations in the structure of forest habitat in the Pantanal based on modeling of occupancy probability. The study was conducted in the Nhumirim, Alegria and Ipanema ranches, located in the Nhecolândia sub-region. The data collection was conducted using camera traps, as well as information on the vegetation structure, area and isolation of the forest patches. The detection history of each species was used to model the occupancy probability as a function of environmental covariates, through the PRESENCE 5.8 software. The density of shrubs in the forest understory has a negative effect over the occupancy by coatis, *Nasua nasua*, while the occupancy by crab-eating fox, *Cerdocyon thous* was negatively influenced by the density of trees and the density of bromeliads. The occupancy of forest patches by ocelot (*Leopardus pardalis*) was negatively influenced by the density of adult palm trees, and an alternative model indicated a positive influence of the density of young trees. The occupancy models for tayra (*Eira barbara*) indicate a positive influence of the area of forest patches. Even though the occupancy of forest patches in the Pantanal by some carnivore species were not influenced by the covariates used in this study, the effect of anthropic activities may have on the communities of prey species may indirectly affect these species. The results of this study may help the establishment of suitable ranching management practices that guarantee the quality of the landscape and habitats for native carnivores in the Pantanal.

Introdução

De toda mastofauna do mundo, 524 espécies podem ser encontradas no Brasil, representando 13% da mastofauna mundial (Rocha *et al.* 2006), fazendo do país o detentor da maior riqueza de mamíferos da região neotropical (Fonseca *et al.* 1996). Atualmente carnívoros são representados por 287 espécies inseridas em 15 famílias (Wozencraft 2005 *apud* Cheida *et al.* 2011), ocupando os mais diversos ambientes (Cheida *et al.* 2011). Ao igual que muitas outras espécies, também atuam como reguladores de suas presas (Terborgh 1992), conseqüentemente na manutenção do equilíbrio ecológico (Moro-Rios *et al.* 2008).

Vinte e oito espécies incluídas nas famílias Felidae, Canidae, Mustelidae, Otariidae, Mephitidae e Procyonidae foram consideradas por Cheida *et al.* (2011) para o Brasil, sendo 26 espécies terrestres. Seus representantes ocupam diferentes formações vegetacionais, áreas abertas, campos, cerrados e savanas, suportando diferentes climas (Cheida *et al.* 2011). Carnívoros possuem grandes áreas de vida e têm influência na abundância e diversidade de outras espécies (Berlow *et al.* 1999, Palomares *et al.* 1995) uma vez que são predadores de topo. A redução das populações de grandes predadores é um problema que ocorre no mundo inteiro, desde a Ásia e África até as Américas estes animais vêm sofrendo com a pressão humana (Weber & Rabinowitz 1996). Enquanto algumas espécies são muito sensíveis a esses efeitos, outras podem se adaptar mais facilmente (Calaça *et al.* 2010). No Brasil 34,5% do total de espécies da ordem se encontra ameaçada, o que pode ser uma ameaça a todo um ecossistema, visto que não havendo predadores de espécies herbívoras, espécies vegetais viriam a ser ameaçadas pelo aumento das populações de herbívoros (Reis *et al.* 2011).

Atividades antrópicas têm muitos efeitos sobre a paisagem, sendo a perda do habitat o efeito mais evidente deste processo (Fahrig 2003) e tem, como consequência, a transformação e redução dos ambientes originais (Pérez-Irineo & Santos-Moreno 2012). Em diversas partes do mundo estudos tem observado que muitas espécies, não somente de carnívoros, tem respondido negativamente a esses efeitos. Com isso, a fragmentação se torna uma das principais ameaças à biodiversidade (Costa *et al.* 2005, Debinski & Holt 2000, Fahrig 2003, Wilcove *et al.* 1998, Wilcox & Murphy 1985), apontada como causa da extinção de espécies.

No Pantanal, 95% de toda a área encontra-se em propriedades privadas de pecuaristas (Harris *et al.* 2005), sendo protegida em unidades de conservação somente 5%. A principal atividade econômica da região é a criação extensiva de gado bovino, praticada desde o século XVIII (Crispim *et al.* 2009) e baseada nos campos naturais inundáveis (Pott

1988). Um dos efeitos do gado em áreas florestadas é a redução na densidade do componente arbustivo, seja por pisoteio ou consumo (Dirzo & Miranda 1990, Nunes *et al.* 2008, Tobler *et al.* 2003) e nas últimas décadas as pressões por aumento na produtividade cresceram na região em função da competitividade do mercado pecuário (Santos *et al.* 2002a), conseqüentemente mais áreas a ser desmatadas. De acordo com Seidl *et al.* (2001) é uma das atividades que mais provocam alterações na paisagem, visto que há supressão da vegetação nativa para implantação de pastagens exóticas e, segundo Harris *et al.* (2005), pouco ainda se sabe sobre como as diferentes espécies respondem a essas alterações de origem antrópica, pois para Calaça *et al.* (2010) dependendo das características (comportamento, morfologia e ecologia) das espécies e da relação destas com a paisagem, a resposta aos efeitos da fragmentação pode variar.

Diante da importância que este grupo representa não só no Pantanal, mas como em outros ecossistemas, é relevante entender como elas respondem às variações naturais e de origem antrópica nas paisagens e habitats, na busca de se estabelecer estratégias de manejo e conservação. Com isso, o objetivo deste estudo foi avaliar a relação de variáveis ambientais com a ocupação por carnívoros em três áreas na sub-região da Nhecolândia.

Métodos

Local do estudo

A área de estudo está localizada no Pantanal da Nhecolândia, uma das 11 sub-regiões do Pantanal (Silva & Abdon 1998). O estudo foi conduzido em três fazendas da sub-região (Figura 1): A) Na fazenda Nhumirim (18°59' S e 56°39' O), campo experimental da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - Embrapa Pantanal, ocupando uma área de 4.310 hectares. Nesta área há predomínio de campos limpo e inundável, além do caronal e cerrado sensu stricto, cerradão, mata semidecídua, cerrado aberto (Abdon *et al.* 1998, Pott *et al.* 1986, Silva *et al.* 2000). B) Na fazenda Alegria, na qual o estudo foi restrito ao retiro Manduvi (19°02'S – 56°46'W), a paisagem difere das demais, sendo composta por extensos campos de vegetação nativa e campos de vazante, com manchas florestais pequenas e isoladas. C) Na fazenda Ipanema (19°03' – 56°35'W) com a paisagem de campo cerrado alterada pela implantação de pastagens de gramíneas exóticas (25% dos 5.500 ha) (Tizianel 2008), restando atualmente apenas remanescentes de cordilheiras, capões artificiais e árvores esparsas. Tanto a fazenda Nhumirim quanto a Alegria possuem RPPNs (RPPN Nhumirim e RPPN Alegria), sendo possível a amostragem em locais onde o gado não tem acesso. O estudo foi conduzido nas fazendas Alegria e Ipanema, uma vez que em ambas a

principal atividade econômica praticada é a pecuária, a qual provoca alterações na paisagem natural, sendo possível a amostragem em áreas alteradas.

O clima da região é do tipo Aw (köppen, 1948), tropical megatérmico, com verões chuvosos e invernos secos, com a temperatura média do mês mais frio superior a 18°C. A sub-região possui solo arenoso e lagoas de água doce e de água salobra ou alcalina (Alho *et al.* 1987). A vegetação apresenta diversas fitofisionomias que variam conforme a topografia e os diferentes níveis de alagamento, sendo as principais baías ou lagoas, salinas, brejos, campos limpos, caronal, campo cerrado com murundus, cordilheiras e mata de salina (Pott *et al.* 1986). No interior das formações florestais destacam-se os aglomerados da bromélia caraguatá (*Bromelia balansae*) e da palmeira acuri (*Attalea phalerata*). Grande parte do Pantanal está em propriedades de pecuaristas que fazem uso de formações naturais florestais ou campos nativos (Santos *et al.* 2004) para a criação extensiva de gado bovino, atividade esta que pode trazer mudanças drásticas na paisagem (Santos *et al.* 2002b).

Amostragem com armadilhas fotográficas

Trinta pontos de amostragem foram definidos, sendo distribuídos em manchas florestais de três fazendas na região sudoeste da Nhecolândia, sendo 16 pontos na fazenda Nhumirim, 12 no retiro Manduvi e 2 em Ipanema, distribuídos tanto em áreas onde o gado pasteja quanto em área de reserva no caso das fazendas Nhumirim e Manduvi. A distância entre um ponto e outro foi de no mínimo 1 km. Cada ponto recebeu uma armadilha fotográfica digital Tigrinus durante o período de maio de 2013 a julho de 2014. As armadilhas fotográficas consistiam de uma câmera digital (modelos Sony® DSC-W320, DSC-P41, DSC-S730 e DSC-W560) acoplada a uma caixa protetora que previne da ação de intempéries do meio, tais como chuva e umidade, a qual foi presa em árvores com uso de extensores.

As armadilhas foram alocadas em trilhas pré-existentes e em possíveis locais de passagem de fauna, sendo programadas para funcionar em tempo integral, registrando informações como data e horário de cada registro. Os dados de ocorrência constituíram um histórico de detecções para cada espécie, os quais foram usados juntamente com as variáveis de habitat e de local (pontos de amostragem) para modelar a probabilidade de ocupação para cada uma das espécies de carnívoro.

Co-variáveis

Foram medidas 8 variáveis em cada ponto de amostragem, sendo 2 variáveis descritoras da mancha florestal e 6 da estrutura da vegetação nos pontos de amostragem. Para a coleta de dados de estrutura da vegetação considerou-se, além de árvores e arbustos, a bromélia caraguatá (*Bromelia balansae*), bambu (*Guadua paniculata*) e acuri (*Attalea phalerata*), pois tem ocorrência na região. Na escala de habitat foram medidas as seguintes variáveis: área da mancha florestal e isolamento. As variáveis descritoras da estrutura da vegetação em escala local foram: densidade de arbustos, a densidade de palmeira acuri jovem, a densidade de palmeira acuri adulto, a densidade de árvores, a frequência de ocorrência de bambu e a densidade média de bromélia caraguatá. Além destas variáveis, foram também avaliadas outras 4 variáveis tendo como base algumas consideradas anteriormente, sendo elas: densidade de árvores com circunferência à altura do peito (CAP) < 50 cm; a densidade de árvores com CAP > 50 cm; razão entre área e o isolamento das manchas florestais, e finalmente a proporção entre a densidade de árvores com CAP < 50 cm e de árvores com CAP > 50 cm. A área de cada mancha florestal foi obtida através de imagens de satélite e sistema de informação geográfica, utilizando o software Spring. Para a variável isolamento foi utilizado o método de quadrantes, no qual foram medidas as distâncias entre as primeiras quatro manchas florestais mais próximas do ponto de amostragem (medida borda a borda) em cada quadrante de orientação norte-sul/leste-oeste. As distâncias entre essas manchas mais próximas e as manchas próximas seguintes, em cada quadrante, foi conduzido da mesma maneira e obtidas com a ferramenta régua do Google Earth, totalizando 8 medidas de distâncias para cada ponto amostrado. O grau de isolamento então foi obtido pela média das distâncias obtidas em cada ponto.

A estrutura da vegetação foi estimada com base no cálculo de densidades de árvores, palmeiras e bromélias. Pelo menos 3 parcelas de 10x50 m foram amostradas, a partir do ponto de amostragem, sendo que as parcelas tiveram orientação norte-sul ou leste-oeste. Somente nos casos em que a mancha era mais estreita as parcelas foram interrompidas, e complementadas com sub-seções menores, quando havia espaço na mancha florestal. Nas parcelas foram medidas todas as árvores com circunferência à altura do peito (CAP) acima de 15 cm, posteriormente separadas em classes ontogenéticas baseadas nesta medida: 15 - 25 cm, 26 - 50 cm, 51 - 75 cm, 76 - 100 cm, 100 - 200 cm e > 200 cm de CAP.

A densidade de arbustos foi obtida através da contagem de indivíduos com CAP <15 cm e pelo menos 1,30 m de altura, em parcelas de 2x50 m seguindo o mesmo alinhamento das parcelas para estimar a densidade de árvores. Para a densidade de palmeira acuri jovem foram contados todos os indivíduos imaturos (sem tronco exposto e que não

apresentava sinais de reprodução, como flores ou cachos) em parcelas de 2 x 50 m em cada ponto. Os indivíduos adultos de palmeira acuri foram contados nas mesmas parcelas utilizadas para estimar densidade de árvores. A frequência de bambu foi obtida através da observação de presença e ausência desta planta em plots circulares com 1 m de raio, localizadas a cada 10 m sobre cada linha de transecto usada para definir as parcelas de amostragem de árvores, totalizando 20 amostras por ponto. A densidade de caraguatá foi obtida pela contagem de indivíduos nestes mesmos plots circulares.

Análise de dados

A modelagem da probabilidade de ocupação (MacKenzie *et al.* 2006) foi conduzida utilizando o histórico de detecções, e as variáveis de paisagem e habitat foram usadas como co-variáveis para esse fim, buscando avaliar quais delas influenciam a ocupação por carnívoros. Para cada ponto de amostragem o total de dias amostrados através de armadilhas fotográficas foi dividido em 18 ocasiões compostas por 3 dias e intervalo de 1 dia entre elas. Em pontos que apresentaram menos de 18 ocasiões de amostragem por impossibilidade de acesso ou mau funcionamento do equipamento, as informações faltantes foram consideradas nas análises como dados perdidos. Os históricos de detecção de cada espécie, juntamente com as co-variáveis de paisagem e habitat foram inseridos no programa Presence 5.8 para gerar conjuntos de modelos a serem testados, para cada espécie de carnívoro.

Primeiramente, para cada espécie, foi gerado o modelo nulo, onde os parâmetros de ocupação (ψ) foram constantes entre as unidades amostrais e ocasiões de amostragem, ou seja, considerando a hipótese de que a ocupação não foi influenciada por nenhuma co-variável. Assim sendo, nesta primeira análise não houve inclusão de co-variáveis. O seguinte passo foi gerar modelos incluindo uma co-variável, sendo testadas as 12 co-variáveis, uma de cada vez. Após isso, foram gerados modelos com a inclusão de duas co-variáveis, sendo testadas combinações.

Para selecionar os “melhores” modelos entre os modelos candidatos foi utilizado o Critério de Informação de Akaike (CIA) (Burnham & Anderson 2002), o qual considera como o melhor modelo aquele com menor valor, procurando favorecer modelos que tenham o menor número de variáveis (princípio da parcimônia). No entanto, MacKenzie *et al.* (2006) destacam que a escolha do modelo não deve levar em consideração apenas o menor valor de AIC, mas que o ajuste dos modelos também seja analisado. Para testar o ajuste dos modelos, os parâmetros obtidos nas estimativas de coeficientes foram utilizados em um procedimento com 2000 bootstraps como base para avaliar o nível de significância (p) de

ajuste baseado em um teste de qui-quadrado. Foi também avaliada a dispersão dos dados obtidos em função da dispersão esperada pelo modelo (\hat{c}); um modelo com dispersão adequada deve apresentar valor de \hat{c} próximo de 1, com valores acima de 1 indicando mais dispersão do que o esperado (provavelmente como efeito de variáveis não incluídas no estudo), e valores muito abaixo de 1 indicando dispersão menos do que a esperada (White *et al.* 2001). Um bom ajuste foi aceito somente quando os resultados estimados pelo modelo não diferiram ($P > 0,05$) dos dados coletados (segundo Teste de qui-quadrado (χ^2)). Sendo assim, modelos que não tiveram um bom ajuste e/ou uma dispersão adequada não foram considerados, sendo excluídos do conjunto de modelos gerados para cada espécie. Uma vez selecionados os melhores modelos, foram construídos gráficos para representar a relação entre Ψ e as co-variáveis ambientais analisadas no estudo.

A modelagem da probabilidade de ocupação é uma alternativa em estudos de relações de espécies-habitat (MacKenzie *et al.* 2002). Os modelos de ocupação estimam a probabilidade de uma espécie ocupar um local enquanto as detecções imperfeitas são corrigidas com base nas repetições de dados de detecção/não-detecção (MacKenzie *et al.* 2006). Geissler & Fuller (1987) foram talvez os primeiros a propor que as probabilidades de detecção poderiam ser estimadas a partir de repetições nos levantamentos realizados nos mesmos locais. O não registro de uma espécie num determinado momento não garante ausência nesta na área, e pode ser simplesmente o resultado de falha de detecção, gerando uma falsa ausência. Assim, repetições na amostragem como as preconizadas por MacKenzie *et al.* (2002) possibilitam a detecção da espécie em outros momentos ao longo da amostragem por ponto, permitindo derivar uma correção de falhas de detecção, estimando a detectabilidade (probabilidade de se detectar uma espécie quando ela está presente em uma área de amostragem). Assim, o histórico de detecções, juntamente com as co-variáveis, é usado para estimar a probabilidade de ocupação de uma espécie corrigindo erros de detectabilidade.

Resultados

Ocupação por carnívoros

Ao longo da amostragem algumas armadilhas apresentaram falhas, sendo necessário estender o tempo de amostragem em alguns pontos. Nos meses iniciais do ano de 2014 alguns pontos não puderam ser monitorados, pois os mesmos encontravam-se inacessíveis devido à inundação no retiro Manduvi.

Foram identificadas 6 espécies de carnívoros em 118 detecções por armadilhas fotográficas. As espécies registradas distribuem-se em quatro famílias: Canidae, Mustelidae,

Felidae e Procyonidae. As espécies com maior número de registros foram quati (*Nasua nasua*), lobinho (*Cerdocyon thous*) e jaguatirica (*Leopardus pardalis*) e as menos registradas onça-parda (*Puma concolor*), gato-mourisco (*Puma yagouaroundi*) e irara (*Eira barbara*), além de terem sido registradas em poucas unidades amostrais (Tabela 1). Foram incluídas nas análises, à exceção de *P. yagouaroundi* que teve um registro, todas as espécies (Tabela 2) e das espécies analisadas, a probabilidade de ocupação por *P. concolor* foi a única a não ter sido influenciada pelas co-variáveis estudadas, sendo apresentado somente o modelo nulo para esta espécie.

Para *N. nasua* foram selecionados 4 modelos. O primeiro modelo apresenta a probabilidade de ocupação em função da densidade de arbustos (*darb*), o segundo modelo em função da densidade de arbustos e densidade de árvores com CAP < 50 cm (*darv12*), o terceiro modelo em função da densidade de arbustos e densidade de árvores de todas as classes ontogenéticas (*darv*), o quarto modelo como uma função da razão entre área e isolamento das manchas florestais (*arisol*). O modelo com melhor ajuste foi $\Psi(darb) p(.)$, com a co-variável *darb* apresentando influência negativa na ocupação das manchas florestais pela espécie (Tabela 2 e Figura 1). Outro modelo alternativo com bom ajuste foi $\Psi(darb+darv12) p(.)$, com ambas co-variáveis afetando negativamente a ocupação de *N. nasua* (Tabela 2 e Figura 2). Outro modelo alternativo foi $\Psi(darb+darv) p(.)$, com ambas co-variáveis também afetando negativamente a ocupação (Tabela 2 e Figura 3). A densidade de árvores de todas as classes ontogenéticas somadas não teve influência significativa na ocupação, tanto que isoladamente não resultou em modelo. O quarto modelo selecionado foi $\Psi(arisol) p(.)$, com a co-variável *arisol* apresentando influência negativa na ocupação pela espécie (Tabela 2 e Figura 4). Áreas maiores e pouco isoladas favoreceriam a ocupação, enquanto que em áreas menores e mais isoladas a probabilidade de ocupação poderia diminuir. As co-variáveis área e isolamento não foram significativas na ocupação quando consideradas isoladamente nas análises, indicando que há um efeito de interação entre estas duas variáveis. Três dos quatro modelos selecionados mostraram uma relação negativa entre a ocupação por *N. nasua* e a densidade de arbustos nas manchas florestais, sendo a maioria dos registros obtida em locais com sub-bosque bastante impactado pelo gado e com baixa densidade de arbustos.

Para *C. thous* foi selecionado somente um modelo, $\Psi(dcar+darv) p(.)$, incluindo as co-variáveis densidade de bromélia caraguatá (*dcar*) e densidade de árvores de todas as classes ontogenéticas (*darv*). Neste modelo a co-variável *dcar* apresentou influência negativa na ocupação, enquanto *darv* afetou positivamente a ocupação pela espécie (Tabela 2 e Figura 5). Vale ressaltar que a ocupação apresenta um ótimo entre 250 e 500

árvores por ha, e a ausência de caraguatá é altamente favorável, mas o aumento na densidade de caraguatá pode ter uma leve influência positiva na ocupação de manchas florestais por *C. thous*.

Para *E. barbara* foram selecionados dois modelos, um incluindo a co-variável área da mancha (*area*) e o outro a co-variável razão entre área e isolamento (*arisol*). O modelo de ocupação com melhor ajuste foi $\Psi(\textit{area}) p(\cdot)$, com a co-variável *area* apresentando influência positiva na ocupação (Tabela 2 e Figura 6). Áreas mais extensas de ambientes florestais aumentariam a probabilidade de ocupação pela espécie. Outro modelo alternativo teve como co-variável a razão entre área e isolamento das manchas florestais, $\Psi(\textit{arisol}) p(\cdot)$, com uma relação positiva (Tabela 2 e Figura 7). Este modelo mostra que áreas mais extensas e mais conectadas aumentariam a probabilidade da espécie ocupar. Entretanto, o conjunto de modelos alternativos inclui o modelo nulo, e esta situação deve-se ao fato de que em alguns pontos de amostragem o erro padrão da probabilidade de ocupação foi muito grande, provavelmente efeito de tamanho amostral e tempo de monitoramento.

Para *L. pardalis* foram também selecionados dois modelos, onde em um foi analisada a co-variável de densidade de acuri adulto (*dacad*) e no outro a densidade de árvores com CAP < 50 cm (*darv12*). O melhor modelo alternativo foi $\Psi(\textit{dacad}) p(\cdot)$, com esta co-variável apresentando influência negativa na ocupação de manchas florestais pela espécie (Tabela 2 e Figura 8). Não há um limiar, mas a tendência que se observa é que *L. pardalis* evita áreas com alta densidade desta palmeira, sendo estes locais aqueles cuja estrutura da floresta está mais alterada, com o predomínio de palmeiras. O outro modelo a apresentar um bom ajuste também foi $\Psi(\textit{darv12}) p(\cdot)$, com a co-variável densidade de árvores com CAP <50 cm apresentando influência positiva na probabilidade de ocupação de manchas florestais pela espécie (Tabela 2 e Figura 9). Estes dois modelos se complementam, uma vez que enquanto um indica evitação de áreas muito modificadas, o modelo alternativo com relação positiva com a densidade de árvores jovens indica preferência por áreas onde a sucessão na vegetação florestal não está severamente afetada. Entretanto, quando estas duas co-variáveis são consideradas num mesmo modelo, o resultado é inconsistente.

Discussão

Das 21 espécies da ordem Carnívora registradas para o Pantanal (Rodrigues *et al.* 2002), 6 foram registradas no presente estudo, sendo que 3 delas (*E. barbara*, *P. concolor* e *P. yagouaroundi*) tiveram poucos registros, provavelmente por ocorrerem em baixas densidades, como já foi detectado por Desbiez *et al.* (2010). Carnívoros desempenham

papel importante dentro dos ecossistemas, influenciando populações de suas presas (Terborgh 1992), atuando na manutenção do equilíbrio ecológico como um todo (Asquith *et al.* 1999, Moro-Rios *et al.* 2008). Apesar da sua importância, alguns representantes deste grupo se encontram ameaçados devido às atividades antrópicas (Reis *et al.* 2011), sendo a principal ameaça a redução, fragmentação e destruição do habitat que ocupam (Caso *et al.* 2008, Costa *et al.* 2005).

Nasua nasua é uma espécie exclusiva da América do Sul, ocorrendo em países como Colômbia, Venezuela, Guiana, Suriname, Peru, Bolívia, Argentina, Paraguai, Uruguai e Brasil (Cheida *et al.* 2011), ocorrendo em biomas como Pantanal, Cerrado e Amazônia (Rodrigues *et al.* 2002). Entre os carnívoros generalistas, *N. nasua* se destaca, apresentando tolerância a áreas com perturbação (Abreu Júnior & Köhler 2009, Borges & Tomas 2004, Dotta 2005, Mazzolli 2006). No entanto, também está associada a ambientes florestados (Abreu Júnior & Köhler 2009, Kaufman 1962). A diferença do encontrado em alguns estudos que obtiveram poucos registros (Barros 2008, Negrão & Valadares-Pádua 2006), no presente estudo *N. nasua* foi a espécie mais abundante entre os carnívoros, sendo registrada em 21 dos 30 pontos de amostragem. Estudos confirmam que no Pantanal as densidades desta espécie são altas (Alho *et al.* 1987, Desbiez & Borges 2010). No Pantanal da Nhecolândia as estimativas de densidade realizadas por Desbiez *et al.* (2010) para *N. nasua* foram altas (16.7 ind./km²) em ambientes florestais. Desbiez & Borges (2010) observaram que quatis selecionaram preferentemente habitats florestais e bordas de floresta, evitando áreas mais abertas como campo limpo e campo sujo.

Os modelos de ocupação gerados para *N. nasua* mostraram a forte associação com ambientes que apresentam baixa densidade de arbustos. A disponibilidade de arbustos resultou ter efeito negativo sobre a ocupação, principalmente em Nhumirim, que apresentou densidades mais altas de arbustos. No Pantanal, a criação de gado em paisagens naturais florestadas leva a redução na disponibilidade de arbustos no sub-bosque, uma vez que o gado ocupa o interior de florestas (Dirzo & Miranda 1990, Héralt & Hiernaux 2004, Nunes *et al.* 2008, Tobler *et al.* 2003) à procura de alimento ou para descanso, o que pode explicar o elevado número de registros em pontos de amostragem onde a disponibilidade de arbustos era baixa. Quatis podem atravessar grandes áreas de habitats não florestais (Michalski & Peres 2005), existindo uma comunicação entre indivíduos quando estes viajam em grupo, incluindo a elevação da cauda numa posição vertical, o que seria uma indicação de posição, mas quando em campos abertos e sem um grupo, costumam ser mais quietos e andar com a cauda mais abaixada (Desbiez & Borges 2010). Este comportamento pode, além de indicar posição entre eles, ser também para manter o grupo alerta frente a ameaças, uma

proteção contra predadores. A visualização/comunicação no grupo poderia estar envolvida na ocupação desta espécie em áreas com baixa densidade de arbustos. Quatis foram registrados em sua maioria no retiro Manduvi, onde a disponibilidade de arbustos resultou ser muito baixa, o que pode ter contribuído para obtenção do elevado número de registros nesta área. Este resultado sugere que o gado teria um efeito positivo na ocupação de quatis através da redução do composto arbustivo provocado pelo gado, mas esta inferência é problemática se outros fatores resultantes da presença do gado não forem analisados com profundidade.

O lobinho, *C. thous*, tem ampla distribuição na América do Sul, ocorrendo no Uruguai, Argentina, Bolívia, Venezuela, Colômbia, Guianas, Suriname e Brasil (Berta 1982, Cheida *et al.* 2011). Amplamente distribuído pelo Brasil, ocorre no Cerrado, Chaco, Amazônia e no Pantanal, sendo considerado o canídeo silvestre mais comum (Rodrigues *et al.* 2002). Segunda espécie mais importante no presente estudo, foi abundante também nos estudos de Abreu Júnior & Köhler (2009) em formações de Floresta Estacional Decidual e Floresta Ombrófila e no estudo de Dias *et al.* (2014) em áreas de vegetação densa, pastagens e campos agrícolas, sendo considerada uma espécie constante. Outros autores também confirmam a abundância da espécie, como Goulart *et al.* (2009) em reservas na Mata Atlântica (SC), Prado *et al.* (2008) num fragmento de Mata Atlântica (MG), Alho *et al.* (1987) na fazenda Nhumirim (MS) e Bogoni *et al.* (2013) em áreas antropizadas no município de Ipumirim (SC). No Cerrado *C. thous* também foi considerada abundante (Lyra-Jorge *et al.* 2008, Oliveira *et al.* 2009, Rocha & Dalponte 2006). Desbiez & Tomas (2003) por sua vez, através de transectos consideraram a espécie como “pouco frequente”, da mesma forma que Desbiez *et al.* (2010) em 6 fazendas no Pantanal central, onde foram registradas densidades menores para planície inundável, quando comparado com floresta e cerrado, apesar da diferença não ser tão grande, variando entre 0,24 a 0,55 ind./km².

A probabilidade de ocupação de manchas de habitat florestal por *C. thous* foi influenciada negativamente pela densidade de árvores, o que confirma a adaptação desta espécie a ocupar ambientes com alterações na estrutura da vegetação e com diferentes graus de perturbação, o que é confirmado por Cheida *et al.* (2011). A densidade de acuri adulto também teve efeito negativo sobre a ocupação, sendo obtida a maior parte dos registros de *C. thous* em áreas onde densidades desta palmeira foram baixas. Sobre a tolerância de *C. thous* a ocupar os mais diferentes ambientes, estudos relatam que esta espécie pode ocupar os mais diversos ambientes como canavial, cerradão, mata ciliar, floresta, outros tipos de plantações e áreas de regeneração (Alves *et al.* 2012, Bogoni *et al.* 2013, Michalski & Peres 2005, Oliveira & Marquis 2002). Em contraste com o encontrado

por referidos autores, Abreu Júnior & Köhler (2009) associaram *C. thous* mais com ambientes florestados do que com áreas alteradas e menos ainda a margem de corpos d'água. Como observado, *C. thous* tem ampla distribuição e sua plasticidade parece estar relacionada a disponibilidade de recursos, modificando sua dieta de acordo com a disponibilidade dos mesmos. Apesar de não ser uma espécie ameaçada no país, em outras regiões sofre constante e intensa pressão da caça (Berta 1982).

A irara, *E. barbara*, tem ocorrência no México, Argentina e em praticamente todos os biomas do Brasil. Pela IUCN é considerada como “Segura ou Pouco Preocupante” (Caso *et al.* 2008). É uma espécie sensível a alterações na paisagem (Bogoni *et al.* 2013). A ocupação de *E. barbara* esteve relacionada positivamente com a área da mancha florestal, resultado oposto ao obtido por Bogoni *et al.* (2013), onde *E. barbara* foi registrada em um grande número de áreas menores, porém com melhores condições em escala local. A covariável razão entre área e isolamento afetou positivamente a ocupação pela espécie, ou seja, quanto mais extensa e mais conectada a área da mancha florestal maior a probabilidade de ocupação pela espécie. Os registros de *E. barbara* se concentraram em pontos de amostragem onde as densidades de arbustos e árvores foram maiores, apesar de não ter sido encontrado nenhum modelo que relacione esta espécie a alguma variável de estrutura da vegetação e sabendo da forte associação desta espécie com ambientes florestados (Alves *et al.* 2012, Cheida *et al.* 2011, Desbiez *et al.* 2010, Goulart *et al.* 2009, Michalski *et al.* 2006). É raramente encontrada fora desses ambientes (Cáceres *et al.* 2007), mesmo apresentando tolerância a áreas abertas e ambientes com distúrbio, como registrado por Dotta (2005) e Michalski *et al.* (2006).

Estudos mostram que, da mesma forma que no presente estudo, *E. barbara* é uma espécie pouco abundante (Bocchiglieri *et al.* 2010, Dias *et al.* 2014, Desbiez & Tomas 2003, Pérez-Irineo & Santos-Moreno 2012, Rodríguez-Macedo *et al.* 2014), apesar de que em algumas áreas a espécie parece ser relativamente mais comum (Goulart *et al.* 2009). Negrão & Valladares-Pádua (2006) registraram *E. barbara* em baixas densidades e em poucas áreas de amostragem, resultado semelhante ao do presente estudo. Desbiez *et al.* (2010) registraram densidades maiores para áreas de floresta e cerrado. O baixo número de registros de *E. barbara* pode ter duas explicações, primeiro o fato de ser uma espécie naturalmente pouco abundante e, segundo, por ser semiarborícola (Pérez-Irineo & Santos-Moreno 2012), uma vez que as armadilhas fotográficas foram alocadas a poucos centímetros do solo. Iraras são excelentes escaladoras, perseguindo presas como macacos, esquilos, aves e até presas maiores (Cheida & Santos 2010) o que nos leva a compreender seu hábito florestal, uma vez que suas presas também ocupam esses habitats. A baixa

abundância observada no presente estudo, e em outros citados anteriormente, pode também estar relacionada ao tamanho da área de vida requerida pela espécie.

Ao que parece ser *E. barbara* é uma espécie que ocorre em baixas densidades, juntamente com *P. yagouaroundi* e *L. pardalis*, ao contrário de outras espécies como *N. nasua* (Arita *et al.* 1990) e *C. thous*. Alves *et al.* (2012) afirmam que ambientes mais abertos são menos utilizados por *E. barbara*, ficando esta em sua maior parte no interior de florestas. Assim sendo, o desmatamento, que conseqüentemente leva a perda de habitat e fragmentação, resulta ser uma ameaça a esta espécie, que apesar de também ocupar ambientes perturbados, como observado por Bogoni *et al.* (2013), é sensível a tais alterações, sendo exigentes com relação aos habitats que ocupam (Alves *et al.* 2012). Os resultados dos modelos de ocupação obtidos neste estudo indicam claramente estas observações, mesmo que o número de registros tenha sido baixo. Entretanto, os modelos consistentes indicam um padrão de uso de habitat muito marcante, suficiente para gerar ajustes aceitáveis.

A jaguatirica, *L. pardalis*, ocorre em algumas regiões dos Estados Unidos, México e chegando à Argentina (Murray & Gardner 1997). Assim como outros felídeos, é estritamente carnívoro (Bianchi 2009), alimentando-se essencialmente de pequenos mamíferos (Emmons 1987, Ludlow & Sunkist 1987), podendo incluir répteis (Villa-Meza *et al.* 2002), aves e peixes (Emmons 1987). Densidades populacionais de *L. pardalis* podem ser afetadas negativamente por pressões antrópicas, como perda de habitat e caça (Di Bitetti *et al.* 2008), sendo esta uma das principais causas da perda da fauna silvestre, uma vez que em muitos lugares é feita de maneira não sustentável (Robinson & Bodmer 1999). Densidades tendem a serem maiores em áreas florestadas no Pantanal do que em áreas de cerrado e em planície inundável no Pantanal (Desbiez *et al.* 2010). Resultados semelhantes foram obtidos por Emmons (1988) no Peru, onde indivíduos foram registrados em áreas florestadas e por Crawshaw & Quigley (1989) em áreas de Floresta Semidecidual no Pantanal. Já no trabalho de Oliveira & Marquis (2002), foram obtidos registros tanto em ambientes florestados quanto em formações mais abertas. Maiores frequências para a espécie foram obtidas em áreas de transição floresta/pastagem (Alves *et al.* 2012), mas a espécie parece ocupar também áreas antropizadas.

A probabilidade de ocupação de manchas florestais no pantanal por *L. pardalis* foi influenciada negativamente pela densidade de palmeiras acuri adulto, e influenciada positivamente pela presença de árvores com CAP < 50 cm. Os resultados obtidos indicam que há a associação desta espécie com ambientes florestais mais conservados, em detrimento daqueles mais degradados (onde há maior densidade de palmeiras acuri), uma

vez que, dos 16 registros, 12 foram obtidos em área onde as densidades de árvores jovens foram mais altas. Isso sugere que a espécie prefere florestas onde a dinâmica da vegetação não é muito perturbada. Por outro lado, em áreas onde houve dominância de palmeira acuri adulto foram obtidos apenas 4 registros. Em função da destruição do habitat, esta espécie encontra-se ameaçada, e foi incluída na mais recente lista de espécie ameaçadas do Brasil (Ministério do Meio Ambiente 2014). A derrubada de árvores e a conversão de áreas é uma das principais ameaças à espécie (Di Bitetti *et al.* (2008). Em outros estudos envolvendo modelagem de ocupação, foi encontrada também uma relação positiva com o grau de conservação de habitats (Di Bitetti *et al.* 2010). No Pantanal, a atividade pecuária intensificada tende a provocar transformações na paisagem natural, onde grandes áreas de vegetação nativa são substituídas por pastagens exóticas (Crispim *et al.* 2008, Silva *et al.* 1999), além da supressão de áreas florestadas. Sendo assim, os efeitos desta atividade podem afetar a ocupação de *L. pardalis*, dependendo de como for conduzido o manejo da paisagem e a intervenção direta ou indireta nos habitats desta espécie.

Puma concolor, ocorre em todo o continente americano (Pough *et al.* 2008). Pela União Internacional para Conservação da Natureza (IUCN) foi incluída na categoria de “Segura ou Pouco Preocupante” (Caso *et al.* 2008), sendo incluída como vulnerável na mais recente lista de espécies ameaçadas do Brasil (Ministério do meio Ambiente, 2014). Sua dieta inclui porcos nativos, veados, tamanduás e capivaras, além de como cutias, tatus, quatis (Cheida *et al.* 2011), e pequenos mamíferos (Pessino *et al.* 2001). É uma espécie que relacionada a ambientes florestais, no entanto segundo Oliveira & Marquis (2002) pode ocupar ambientes abertos e mata ciliar como registrado por Oliveira *et al.* (2009). Não foi encontrado nenhum modelo melhor que o modelo nulo entre as possibilidades testadas, e isso parece ser resultado do baixo número de registros e do uso indiscriminado de habitats florestais. Romero-Muñoz *et al.* (2010) no Parque Nacional Kaa-Iya, Bolívia, estudando *P. concolor* e *Panthera onca* (onça-pintada), obtiveram maiores densidades para *P. concolor*, muito provável, segundo os autores, pela melhor adaptação desta espécie a ecossistemas menos úmidos. As densidades registradas por Desbiez *et al.* (2010) foram extremamente baixas, principalmente na planície inundável, sendo 0.08 ind./km² em florestas e 0.04 ind./km² em áreas de cerrado. Dotta (2005), por outro lado, encontrou maiores frequências em áreas de floresta nativa, não havendo registros ou sendo extremamente baixas as frequências em áreas alteradas. Lantschner *et al.* (2012) registraram *P. concolor* tanto em vegetação e floresta nativa quanto em plantações de coníferas, não mostrando preferência entre os habitats, da mesma forma que Alves *et al.* (2012), sendo encontrada em

praticamente todos os ambientes avaliados, provavelmente por ser uma espécie bastante tolerante, aproveitando os recursos que esses diferentes ambientes podem oferecer.

Os registros de *P. concolor* obtidos neste estudo não permitem distinguir entre as paisagens presentes na área de estudo, devido ao pequeno número de registros. No estudo de Di Bitetti *et al.* (2010) áreas com alta proteção influenciaram positivamente a ocupação de *P. concolor*. Onças-pardas também podem ser predadoras de animais de criação (Mazzolli 1993, Rodrigues *et al.* 2002) como gado e ovelha, o que leva os donos destes animais a prosseguir-los e matá-los (Cáceres *et al.* 2007, Cheida *et al.* 2011), tentando assim evitar danos futuros. Tal comportamento em geral ocorre quando há uma redução na disponibilidade de suas presas como resultado de atividades humanas, como desmatamento e caça a essas presas (Cheida *et al.* 2011), levando esta espécie a procurar outras fontes de alimento. Esta espécie de felino requer grandes áreas de vida e as exigências com relação à área e dieta são fator de restrição na manutenção da espécie (Mazzolli 1993), uma vez que em muitas regiões, atividades humanas vem modificando o seu habitat, além de que tais alterações também tem efeito negativo sobre suas presas, muitas delas também florestais.

O gato mourisco, *Puma yagouaroundi*, apesar de ser amplamente distribuído pelo país e ocupando diversos ambientes (Oliveira 1998), ainda são escassas as informações sobre sua biologia e ecologia (Cheida *et al.* 2011). Atualmente, encontra-se na lista oficial de espécies ameaçadas de extinção do Brasil (Ministério do Meio Ambiente 2014). Dotta (2005) registrou a espécie em diferentes ambientes, desde canaviais e florestas de eucalipto implantadas até florestas nativas. No presente estudo, apenas um registro de *P. yagouaroundi* foi obtido, impedindo análises e inferências acerca da probabilidade de ocupação de manchas florestais pela espécie. O baixo número pode ser resultado de densidades (Caso *et al.* 2012) muito baixas e também do período relativamente curto de levantamentos. Em contraste com o encontrado no presente estudo, Di Bitetti *et al.* (2010), também utilizando armadilhas fotográficas, obtiveram 43 registros no período de 2003 a 2008. Dias *et al.* (2014) na Serra dos Macacos, Sergipe, em dez meses de estudo tiveram um único registro. Bianchi (2009) obteve 7 registros na fazenda Nhumirim em 2 anos de amostragem com armadilhas fotográficas. Um estudo mostrou que esta espécie não mostrou associação com a proteção da área em três níveis: baixo, médio e alto, sendo a probabilidade de ocupação baixa e igualmente para os três níveis (Di Bitetti *et al.* 2010).

Com o uso de armadilhas fotográficas, ferramenta muito útil em registro de espécies notadamente noturnas, esquivas, raras ou que ocorrem em baixas densidades, poucos registros foram obtidos para algumas espécies e outras nem sequer foram registradas,

como mão-pelada (*Procyon cancrivorous*) e cachorro-vinagre (*Speothos venaticus*). Apesar de serem amplamente distribuídos, felinos como *P. concolor* e *P. yagouaroundi* ocorrem em baixas densidades (Arita *et al.* 1990, Desbiez *et al.* 2010) e são difíceis de serem observados (Wilson & Delahey 2001). Espécies mais exigentes quanto ao habitat são pequenos felinos como *L. pardalis*, no entanto existem espécies que são mais tolerantes (Laurance 1990). Desbiez & Tomas (2003) percorrendo trilhas na fazenda Nhumirim e arredores, incluindo todos os tipos de habitats presentes na área, raramente avistaram felinos como *L. pardalis* e *P. concolor*, mas somente o fato destes dois felinos terem sido registrados destaca o valor da área para conservação, uma vez que são espécies indicadoras da qualidade do ambiente, além de estarem ameaçadas em alguns estados (Chiarello *et al.* 2008).

Algumas espécies registradas no estudo mostraram ter relação com variáveis de estrutura da vegetação, enquanto que outras não, mostrando adaptação destas aos diferentes tipos de ambientes. Mesmo que algumas das espécies que ocorreram neste estudo não estejam listadas como ameaçadas, não é um indicativo que não sejam afetadas, mesmo que indiretamente, mas que apresentam maior tolerância (Santos *et al.* 2008). No Pantanal, a maior ameaça é o desmatamento (Silva *et al.* 1999), e o fato de algumas espécies de animais silvestres serem dependentes de ambientes florestados, torna a situação preocupante. Com o desenvolvimento da pecuária, a alta densidade de animais (gado) tem efeito negativo sobre pastagens naturais, principalmente se não for adotado um manejo adequado (Santos *et al.* 2002b). O gado em época de cheia e seca ocupa cordilheiras (cordões de florestas) para proteção ou descanso, sendo necessária a conservação deste ambiente na região, visto que além do gado (Santos *et al.* 2004), outras espécies de animais silvestres utilizam esses ambientes. A presença do gado também afeta a densidade de arbustos no interior de florestas devido ao pisoteio, reduzindo sua disponibilidade, conseqüentemente afetando espécies que requerem este componente, bem como afeta cronicamente a dinâmica da vegetação arbórea e arbustiva (Tomas *et al.* 2013).

Segundo Santos *et al.* (2002b), em áreas que ainda conservam a paisagem natural, e que desenvolvem esta atividade, é necessária a conscientização para que donos dessas propriedades saibam quais as limitações desses ambientes (pastagem nativa), para que assim esta venha a permanecer estável por mais tempo. Os resultados deste estudo mostram que algumas espécies respondem negativamente aos efeitos das alterações no ambiente. Sendo assim, é necessário estabelecer limites e critérios de manejo que possibilitem o desenvolvimento da pecuária e que também garantam as condições para a manutenção da biodiversidade na região.

Literatura Citada

- ABDON, M. M., SILVA, J. S. V., POTT, V. J., POTT, A. & SILVA, M. P. 1998. Utilização de dados analógicos do Landsat-TM na discriminação da vegetação de parte da Sub-região da Nhecolândia no Pantanal. Pesquisa Agropecuária Brasileira, Brasília, Distrito Federal. 33:1799-1813.
- ABREU JÚNIOR, E. F. & KÖHLER, A. 2009. Mastofauna de médio e grande porte na RPPN da Unisc, RS, Brasil. *Biota Neotropica* 9:169-174.
- ALHO, C. J. R., LACHER JR, T. E., CAMPOS, Z. M. S. & GONCALVES, H. C. 1987. Mamíferos da Fazenda Nhumirim, sub-região de Nhecolândia, Pantanal do Mato Grosso do Sul. 1 - Levantamento preliminar de espécies. *Revista Brasileira de Zoologia* 4:151-164.
- ALVES, T. R., FONSECA, R. C. B. & ENGEL, V. L. 2012. Mamíferos de médio e grande porte e sua relação com o mosaico de habitats na *cuesta* de Botucatu, Estado de São Paulo, Brasil.
- ARITA, H. T., ROBINSON, J. G. & REDFORD, K. H. 1990. Rarity in neotropical forest mammals and its ecological correlates. *Conservation Biology* 4:181-192.
- ASQUITH, N. M., TERBORGH, J., ARNOLD, A. E. & RIVEROS, C. M. 1999. The fruits the Agouti ate: *Hymenaea courbaril* seed fate when its disperser is absent. *Journal of Tropical Ecology* 15:229-235.
- BARROS, R. S. M. 2008. Levantamento e estimativas populacionais de mamíferos de médio e grande porte num fragmento de Mata Atlântica em área urbana no sudeste do Brasil. Tese de Mestrado. Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora, Minas Gerais. 69 p.
- BERLOW, E. L., LAUNDRE, J. W., BRIGGS, C. J., POWER, M. E. & MENGE, M. A. 1999. Quantifying variation in the strengths of species interactions. *Ecology* 80:2206-2224.
- BERTA, A. 1982. *Cerdocyon thous*. *Mammalian Species*. American Society of Mammalogists. N.186, p.1-4.
- BIANCHI, R. C. 2009. Ecologia de mesocarnívoros em uma área no Pantanal central, Mato Grosso do Sul. Tese de Doutorado. Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande. 205 p.
- BOCCHIGLIERI, A., MENDONÇA, A. F. & HENRIQUES, R. P. B. 2010. Composição e diversidade de mamíferos de médio e grande porte no Cerrado do Brasil central. *Biota Neotropica* 10:169-176.
- BOGONI, J. A. , BOGONI, T. C., GRAIPEL, M. E. & MARINHO, J. R. 2013. The Influence of Landscape and Microhabitat on the Diversity of Large- and Medium-Sized Mammals in Atlantic Forest Remnants in a Matrix of Agroecosystem and Silviculture. *ISRN Forestry* 2013:1-14.
- BORGES, P. A. L. & TOMAS, W. M. 2004. Guia de rastros e outros vestígios de mamíferos do pantanal. Embrapa Pantanal, Corumbá, 148 p.
- BURNHAM, K. P. & ANDERSON, D. R. 2002. Model Selection and Multimodel Inference - A Practical Information-Theoretic Approach. Springer, New York. 490 pp.

- CÁCERES, N. C., CHEREM, J. J. & GRAIPEL, M. E. 2007. Distribuição geográfica de mamíferos terrestres na Região Sul do Brasil. *Ciência & Ambiente: Fauna Neotropical Austral* 35:167-180.
- CALAÇA, A. M., MELO, F. R., MARCO Jr, P., JÁCOMO, A. T. A. & SILVEIRA, L. 2010. A influência da fragmentação sobre a distribuição de carnívoros em uma paisagem de cerrado. *Neotropical Biology and Conservation* 5:31-38.
- CASO, A., LOPEZ-GONZALEZ, C., PAYAN, E., EIZIRIK, E., DE OLIVEIRA, T., LEITE-PITMAN, R., KELLY, M. & VALDERRAMA, C. *Puma yagouaroundi*. In: IUCN 2012. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2012.2. <www.iucnredlist.org>. Downloaded on 19 February 2015.
- CASO, A., LOPEZ-GONZALEZ, C., PAYAN, E., EIZIRIK, E., DE OLIVEIRA, T., LEITE-PITMAN, R., KELLY, M., VALDERRAMA, C. & LUCHERINI, M. 2008. *Puma concolor*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.3. <www.iucnredlist.org>. Downloaded on 10 February 2015.
- CHEIDA, C. C. & SANTOS, L. B. 2010. Ordem Carnívora. In: REIS, N. R., PERACCHI, A. L., FREGONEZI, M. N. & ROSSANEIS, B. K. eds. Mamíferos do Brasil: Guia de Identificação. Londrina, Technical Books, p.463-492.
- CHEIDA, C. C., NAKANO-OLIVEIRA, E., FUSCO-COSTA, R., ROCHA-MENDEZ, F. & QUADROS, J. 2011. Ordem Carnívora. p. 235-288 In: REIS, N. R., PERACCHI, A. L., PEDRO, W. A. & LIMA, I. P. (Eds). Mamíferos do Brasil. Londrina: 2 ed. 439p.
- CHIARELLO, A. G., AGUIAR, L. M. S., CERQUEIRA, R., MELO, F. R., RODRIGUES, F. H. G., SILVA, V. M. & OLIVEIRA, T. G. Mamíferos ameaçados de extinção no Brasil. p. 681-702. In: MACHADO, A. B. M., DRUMMOND, G. M. & PAGLIA, A. P. *Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção*. 1.ed. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente; Belo Horizonte, MG : Fundação Biodiversitas 1420 p. 2008.
- COSTA, L. P., LEITE, Y. L. R., MENDES, S. L. & DITCHFIELD, A. D. 2005. Conservação de Mamíferos no Brasil. *Megadiversidade* 1:103-112.
- COUTINHO, M. E., CAMPOS, Z. M. S., MOURÃO, G. M. & MAURO, R. A. 1997. Aspectos ecológicos dos vertebrados terrestres e semi-aquáticos no Pantanal. In BRASIL. Ministério do Meio Ambiente, dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal. Plano de Conservação da Bacia do Alto Paraguai (Pantanal) – PCBAP: Diagnóstico dos meios físicos e bióticos: meio biótico. Brasília, 1997. v.2, t.3, p.183-322.
- CRAWSHAW JÚNIOR, P. G. & QUIGLEY, H. B. 1989. Notes on the ocelot movement and activity in the Pantanal region, Brazil. *Biotropica* 21:377-379.
- CRISPIM, S. M. A., ABREU, U. G. P., SANTOS, S. A.; SORIANO, B. M. A. & PELLEGRIN, L. A. 2008. As braquiárias e sua expansão no município de Corumbá, MS. Corumbá: Embrapa Pantanal. 5 p. (Embrapa Pantanal. Comunicado Técnico, 67).
- CRISPIM, S. M. A., SANTOS, S. A., SORIANO, B. M. A. & BRANCO, O. D. 2009. Fitofisionomias vegetais e incêndios no Pantanal. Corumbá: Embrapa Pantanal, 5 p. (Embrapa Pantanal. Comunicado Técnico, 81).

DEBINSKI, D. M. & HOLT, R. D. 2000. A survey and overview of habitat fragmentation experiments. *Conservation Biology* 14:342-355.

DESBIEZ, A. & TOMAS, W. M. 2003. Aplicabilidade do método de amostragem de distâncias em levantamentos de médios e grandes vertebrados no Pantanal. Corumbá: Embrapa Pantanal, 2003. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento / Embrapa Pantanal, 53, 16 p.

DESBIEZ, A. L. J. & BORGES, P. A. L. 2010. Density, habitat selection and observations of South American coati *Nasua nasua* in the central region of the Brazilian Pantanal wetland. *Small Carnivore Conservation* 42:14-18.

DESBIEZ, A. L. J., BODMER, R. E. & TOMAS, W. M. 2010. Mammalian Densities in a Neotropical Wetland Subject to Extreme Climatic Events. *Biotropica* 42:372-378.

DIAS, D. M., RIBEIRO, A. S., BOCCHIGLIERI, A. & PEREIRA, T. C. 2014. Diversidade de carnívoros (Mammalia: Carnivora) da Serra dos Macacos, Tobias Barreto, Sergipe, Brasil. *Biosci. J.*, Uberlandia 30:1192-1204.

DI BITETTI, M. S., PAVIOLO, A., DE ANGELO, C. D. & DI BLANCO, Y. E. 2008. Local and continental correlates of the abundance of a Neotropical cat, the ocelot (*Leopardus pardalis*). *Journal of Tropical Ecology* 24:189-200.

DI BITETTI, M. S., DE ANGELO, C., DI BLANCO, Y. E. & PAVIOLO, A. 2010. Niche partitioning and species coexistence in a Neotropical felid assemblage. *Acta Oecologica* 34:403-412.

DIRZO, R. & MIRANDA, A. 1990. Contemporary Neotropical defaunation and forest structure, function, and diversity: a sequel to John Terborgh. *Conservation Biology* 4:444-447.

DOTTA, G. 2005. Diversidade de mamíferos de médio e grande porte em relação à paisagem da Bacia do Rio Passa-Cinco, São Paulo. Dissertação de Mestrado. Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz". Tese de Mestrado. Universidade de São Paulo, Piracicaba. 134 p.

EMMONS, L. H. 1987. Comparative feeding Ecology of felids in a neotropical rainforest. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 20:271-283.

EMMONS, L. H. 1988. A field study of ocelots (*Leopardus pardalis*) in Peru. *Revue D'Ecologie, La Terre et la Vie*. 43:133-157.

FAHRIG, L., 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 34:487-515.

FONSECA, G. A. B., HERRMANN, G., LEITE, Y. L. R., MITTERMEIER, R. A., RYLANDS, A. B. & PATTON, J. L. 1996. Lista anotada dos mamíferos do Brasil. *Occasional Papers in Conservation Biology* 4:1-38.

- GEISSLER, P. H. & FULLER, M. R. 1987. Estimation of the proportion of area occupied by an animal species. *Proceedings of the Section on Survey Research Methods of the American Statistical Association*, 1986, pp. 533–538.
- GOULART, F. V. B., CÁCERES, N. C., GRAIPEL, M. E., TORTATO, M. A., GHIZONI JÚNIOR, I. R. & OLIVEIRA-SANTOS, L. G. R. 2009. Habitat selection by large mammals in a Southern Brazilian Atlantic Forest. *Mammalian Biology* 74:182-190.
- HARRIS, M. B., TOMAS, W. M., MOURÃO, G., SILVA, G. J., GUIMARÃES, E., SONODA, F. & FACCHINI, E. 2005. Safeguarding the Pantanal wetlands, Brazil: threats and conservation initiatives. *Conservation Biology* 19:714-720.
- HÉRAULT, B. & HIERNAUX, P. 2004. Soil seed bank and vegetation dynamics in Sahelian fallows; the impact of past cropping and current grazing treatments. *Journal of Tropical Ecology* 20:683-691.
- KAUFMANN, J. H. 1962. Ecology and social behaviour of the coati, *Nasua narica*, on Barro Colorado Island, Panama. *University of California Publications in Zoology* 60:95-222.
- LANTSCHNER, M. V., RUSCH, V. & HAYES, J. P. 2012. "Habitat use by carnivores at different spatial scales in a plantation forest Landscape in Patagonia, Argentina," *Forest Ecology and Management* 269:271–278.
- LAURANCE, W. F. 1990. Comparative responses of five arboreal marsupials to tropical forest fragmentation. *Journal of Mammalogy* 71:641-653.
- LUDLOW, M. E. & SUNQUIST, M. E. 1987. Ecology and behavior of ocelots in Venezuela. *National Geographic Research* 3:447-461.
- LYRA-JORGE, M.C., CIOCHETI, G. & PIVELLO, V.R. 2008. Carnivores mammals in a fragmented landscape in northeast of São Paulo state, Brazil. *Biodivers. Conserv.* 17:1573-1580.
- MACKENZIE, D. I., NICHOLS, J. D., LACHMAN, G. B., DROEGE, S., ROYLE, A. & LANGTIMM, C. A. 2002. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology* 83:2248-2255.
- MACKENZIE, D. I., NICHOLS, J. D., ROYLE, J. A., POLLOCK, K. H., BAILEY, L. L. & HINES, J. E. 2006. *Occupancy estimation and modeling: inferring patterns and dynamics of species occurrence*. Academic Press, San Diego.
- MAZZOLLI, M. 2006. Persistência e riqueza de mamíferos focais em sistemas agropecuários no planalto meridional brasileiro. Tese de Doutorado, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre. 105 p.
- MAZZOLI, M. 1993. Ocorrência de *Puma concolor* (Linneus - Felidae, Carnivora) em áreas de vegetação remanescentes de Santa Catarina, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, Curitiba, 10:581-587.
- MICHALSKI, F. & PERES, C. A. 2005. Anthropogenic determinants of primate and carnivore local extinctions in a fragmented forest landscape of southern Amazonia. *Biological Conservation* 124:383-396.

MICHALSKI, F., CRAWSHAW JR., P. G., OLIVEIRA, T. G. & FABIÁN, M. E. 2006. Notes on home range and habitat use of three small carnivore species in a disturbed vegetation mosaic of southeastern Brazil. *Mammalia* 70:52-57.

MINISTÉRIO DE MEIO AMBIENTE. 2014. Lista Nacional Oficial de Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção. PORTARIA No- 444, DE 17 DE DEZEMBRO DE 2014. Diário Oficial da União, Nº 246, Seção 1, Pag. 121.

MORO-RIOS, R. F., SILVA-PEREIRA, J. E., SILVA, P. W., MOURA-BRITO, M. & PATROCÍNIO, D. N. M. 2008. Manual de rastros da fauna paranaense. Curitiba: Instituto Ambiental do Paraná, 2008. 70.: 112.

MURRAY, J. L. & GARDNER, G. L. 1997. *Leopardus pardalis*. *Mammalian species* 548:1-10.

NEGRÃO, M. F. F. & VALLADARES-PÁDUA, C. 2006. Registros de mamíferos de maior porte na Reserva Florestal do Morro Grande, São Paulo. *Biota Neotropica* 6:1-13.

NUNES, A. P., TOMAS, W. M. & RAGUSA-NETTO, J. 2008. Estrutura do sub-bosque em manchas florestais no Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul. Corumbá: Embrapa Pantanal. 4 p. (Embrapa Pantanal. Comunicado Técnico, 74). Disponível em: <http://www.cpap.embrapa.br/publicacoes/download.php?arq_pdf=COT74>. Acesso em: 20 Janeiro. 2015.

OLIVEIRA, T. G. 1998. *Herpailurus yagouaroundi*. *Mammalian Species* 578:1-6.

OLIVEIRA, P. S. & MARQUIS, R. J. 2002. The Cerrados of Brazil: Ecology and Natural History of a Neotropical Savanna. Columbia University Press, New York. 368p.

OLIVEIRA, V. B., CÂMARA, E. M. V. C. & OLIVEIRA, L. C. 2009. Composição e caracterização da mastofauna de médio e grande porte do Parque Nacional da Serra do Cipó, Minas Gerais, Brasil. *Mastozoologia Neotropical* 16:355-364.

PALOMARES, F., GAONA, P., FERRERAS, P., DELIBES, M. 1995. Positives Effects on game species of top predators by controlling smaller predator populations: an example with lynx, mongooses, and rabbits. *Conservation Biology* 9:295-305.

PÉREZ-IRINEO, G. & SANTOS-MORENO, A. 2012. Diversidad de mamíferos terrestres de talla grande y media de una selva subcaducifolia del noreste de Oaxaca, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 83:164-169.

PESSINO, E. M., SARASOLA, J. H., WANDER, C. & BESOKY, N. 2001. Respuesta a largo plazo del puma (*Puma concolor*) a una declinación poblacional de la vizcacha (*Lagostomus maximus*) en el desierto del Monte, Argentina. *Ecología Austral* 11:61-67.

POTT, A. Pastagens no Pantanal. Corumbá: EMBRAPA-CPAP, 1988. 58 p. (EMBRAPA-CPAP. Documentos, 7).

POTT, V.J., POTT, A., RATTER, J.A., VALLS, J.F.M. 1986. Flora da fazenda Nhumirim, Nhecolândia, Pantanal: relação preliminar. *EMBRAPA-CPAP* 5:1-22.

POUGH, F. H., JANIS, C. M. & HEISER, J. B. 2008. A vida dos vertebrados. 6 ed. Pearson Education. 718 pp.

- PRADO, M. R., ROCHA, E. C. & GIUDICE, G. M. L. 2008. Mamíferos de médio e grande porte em um fragmento de Mata Atlântica, Minas Gerais, Brasil. *Revista Árvore*, Viçosa-MG, 32:741-749.
- REIS, N. R., PERACCHI, A. L., PEDRO, W. A. & LIMA, I. P. 2011. Mamíferos do Brasil. Londrina: 2 ed. 439p.
- ROBINSON J. & BODMER R. 1999. Towards Wildlife management in tropical forests. *Journal of Wildlife Management* 63:1-13.
- ROCHA, E.C. & DALPONTE, J.C. 2006. Composição e caracterização da fauna de mamíferos de médio e grande porte em uma pequena reserva de Cerrado em Mato Grosso, Brasil. *Revista Árvore* 30(4):669-678.
- ROCHA, E. C., SILVA, E., MARTINS, S. V. & BARRETO, F. C. C. 2006. Evaluación estacional de la riqueza y abundancia de especies de mamíferos en la Reserva Biológica Municipal "Mário Viana", Mato Grosso, Brasil. *Revista de Biología Tropical* 54:879-888.
- RODRÍGUEZ-MACEDO, M., GONZÁLEZ-CHRISTEN, A. & LEÓN-PANIAGUA, L. S. 2014. Diversidad de los mamíferos silvestres de Misantla, Veracruz, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 85:262-275.
- RODRIGUES, F. H. G., MEDRI, I. M., TOMAS, W. M. & MOURÃO, G., 2002. Revisão do conhecimento sobre a ocorrência e distribuição de mamíferos do Pantanal. Embrapa Pantanal Documentos 38. 39 pp.
- ROMERO-MUÑOZ, A., MAFFEI, L., CUELLAR, E. & NOSS, A. J. 2010. Temporal separation between jaguar and puma in the dry forests of southern Bolivia. *Journal of Tropical Ecology* 26:303–311.
- SÁNCHEZ, A. & VÁSQUEZ, P. 2007. Presión de caza de la comunidad nativa Mushuckllacta de Chipaota, zona de amortiguamiento del Parque Nacional Cordillera Azul, Perú. *Ecología Aplicada* 6:131-138.
- SANTOS, S.A., CARDOSO, L. E., SILVA, R. A. M. S. & PELLEGRIN, A. O. 2002a. Princípios básicos para a produção sustentável de bovinos de corte no Pantanal. *Série Documentos, EMBRAPA-CPAP* 37:1-28.
- SANTOS, S. A., COSTA C., CRISPIM, S. M. A., PELLEGRIN, L. A. & RAVAGLIA, E. 2002b. Estimativa da capacidade de suporte das pastagens nativas do Pantanal, sub-região da Nhecolândia. *Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento Embrapa* 27. 28 pp.
- SANTOS, S. A., CRISPIM, S.M. A., COMASTRI-FILHO, J. A. & CARDOSO, E. E. L. 2004. Princípios de agroecologia no manejo das pastagens nativas do Pantanal. Documentos Embrapa Pantanal 63. 35 pp.
- SANTOS, T. G., SPIES, M. R., KOPP, K., TREVISAN, R. & CECHIN, S. Z. 2008. Mamíferos do campus da Universidade Federal de Santa Maria, Rio Grande do Sul, Brasil. *Biota Neotropica* 8:125-131.

- SEIDL, A. F., SILVA, J. S. V. & MORAES, A. S. 2001. Cattle ranching and deforestation in the Brazilian Pantanal. *Ecological Economics*. 36:413-425.
- SILVA, J. S. V. & ABDON, M. M. 1998. Delimitação do Pantanal Brasileiro e suas Sub-regiões. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 33:1703-1711.
- SILVA, M. P., MAURO, R. A., MOURÃO, G. & COUTINHO, M. E. 1999. Conversion of forest and woodland to cultivated pastures the wetland of Brazil. *Sociedad Venezolana de Ecología. Ecotropicos* 12:101-108.
- SILVA, M. P., POTT, V. J., PONZINI, F. J. & POTT, A. 2000. Fitossociologia e estrutura de cerrado e mata semidecídua do Pantanal da Nhecolândia, MS. p.1-22. *In: III Simpósio sobre Recursos 50 Naturais e Sócio-econômicos do Pantanal: os desafios do novo milênio*. EMBRAPA-CPAP, Corumbá.
- TERBORGH, J. 1992. Maintenance of diversity in tropical forests. *Biotropica*, Lawrence, 24:283-292.
- TIZIANEL, F. A. T. 2008. Efeito da complexidade da vegetação de fitofisionomias naturais e pastagens cultivadas sobre a comunidade de aves em duas fazendas no Pantanal da Nhecolândia, Corumbá, Mato Grosso do Sul. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande. 54 p.
- TOBLER, M., COCHARD, R. & EDWARDS, P. J., 2003. The impact of cattle ranching on large-scale vegetation patterns in a coastal savanna in Tanzania. *Journal of Applied Ecology* 40:430-444.
- TOMAS, W. M., FREITAS, G. O. & PEREIRA, G. M. F. 2013. Efeito de área e densidade de árvores sobre a probabilidade de ocupação de manchas florestais no Pantanal por corujas pretas (*Strix huhula*) 6º Simpósio sobre recursos naturais e socioeconômicos do Pantanal: Desafios e soluções para o Pantanal. 26-29 de novembro 2013. p 1-6.
- VILLA-MEZA, A., MEYER, E. M. & GONZÁLEZ, C. A. L. 2002. Ocelot (*Leopardus pardalis*) food habits in a tropical deciduous forest of Jalisco, México. *American Midland Naturalist* 148:146-154.
- WEBER, W. & RABINOWITZ, A. 1996. A global perspective on large carnivores conservation. *Conservation Biology* 10:1046-1054.
- WHITE, G. C., BURNHAM, K. P. & ANDERSON, D. R. 2001. Advanced features of Program MARK. *In* "Wildlife, Land, and People: Priorities for the 21st Century. Proceedings of the Second International Wildlife Management Congress" (R. J. Warren, H. Okarma, and P. R. Sievert, eds.), pp. 368-377. The Wildlife Society, Bethesda, MD.
- WILCOVE, D., DOTHEIN, D., DUBOW., J., PHILLIPS, A. & LOSOS, E. 1998. Quantifying threats to imperilled species in the United States. *Bioscience* 48:607-615.
- WILCOX, B. A. & MURPHY, D. D. 1985. Conservation strategy: the effects of fragmentation on extinction. *American Naturalist* 125:879-887.
- WILSON, G. J. & DELAHAY, R. J. 2001. A review of methods to estimate the abundance of terrestrial carnivores using field signs and observation. *Wildlife Research* 28:151-164.

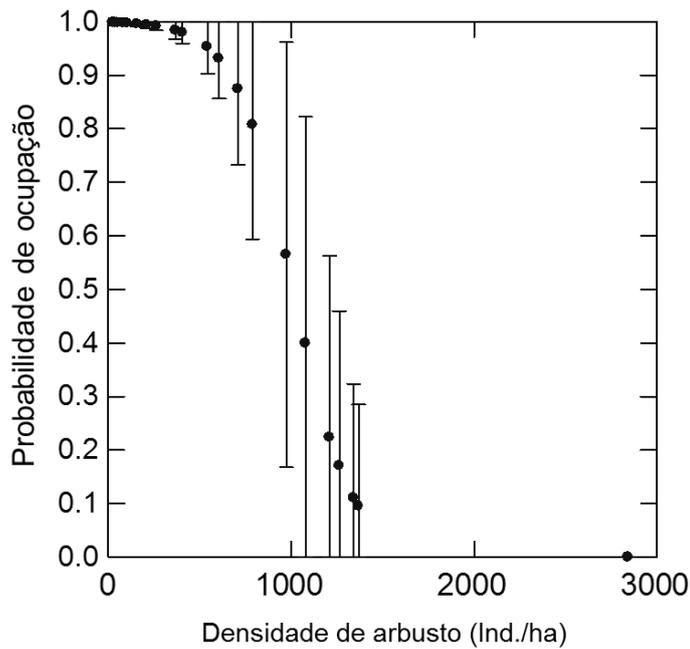


Figura 1: Probabilidade de ocupação (Ψ) do habitat por quati (*Nasua nasua*) em relação a co-variável densidade de arbusto. São mostrados também os erros-padrões (barras verticais) das estimativas de ocupação em trinta unidades amostrais distribuídas em três fazendas no Pantanal da Nhecolândia entre maio de 2013 e julho de 2014.

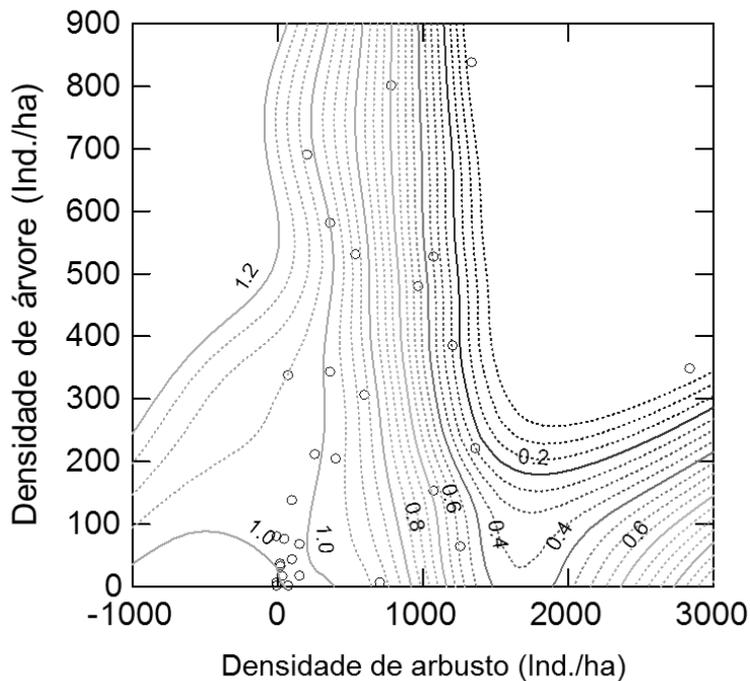


Figura 2: Probabilidade de ocupação (Ψ) do habitat por quati (*Nasua nasua*) em relação às co-variáveis densidade de arbusto e densidade de árvores com CAP < 50 cm em trinta unidades amostrais distribuídas em três fazendas no Pantanal da Nhecolândia entre maio de 2013 e julho de 2014.

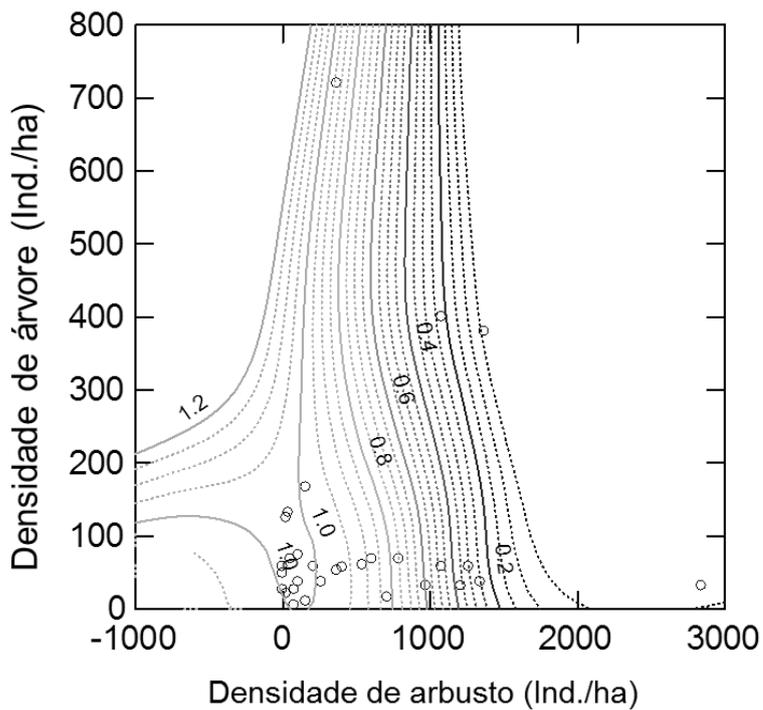


Figura 3: Probabilidade de ocupação (Ψ) do habitat por quati (*Nasua nasua*) em relação às co-variáveis de densidade de arbustos e densidade de árvores em trinta unidades amostrais distribuídas em três fazendas no Pantanal da Nhecolândia entre maio de 2013 e julho de 2014.

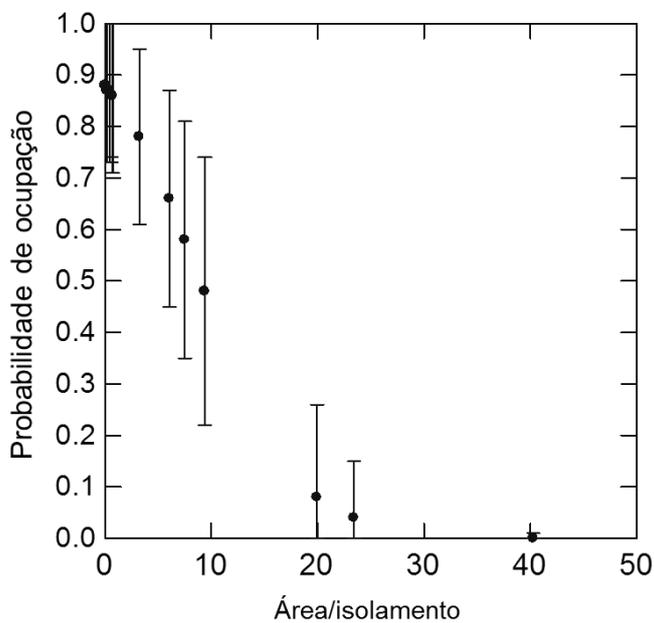


Figura 4: Probabilidade de ocupação (Ψ) do habitat por quati (*Nasua nasua*) em relação a variável de razão entre área e isolamento em trinta unidades amostrais distribuídas em três fazendas no Pantanal da Nhecolândia entre maio de 2013 e julho de 2014.

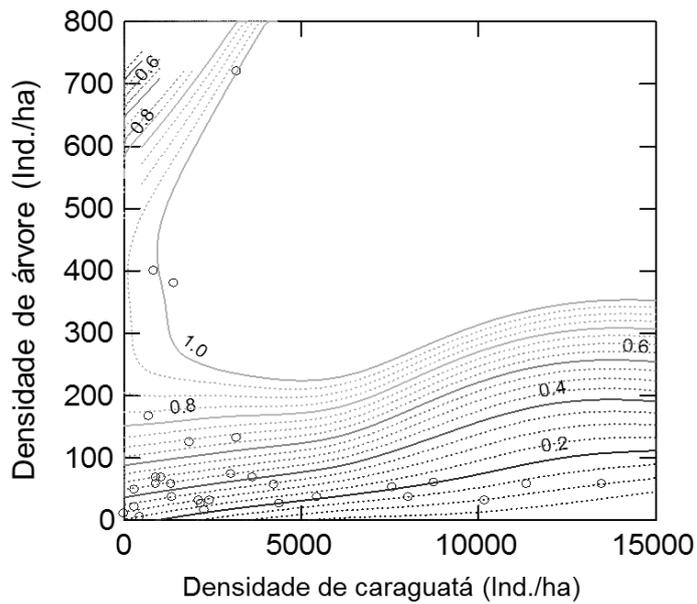


Figura 5: Probabilidade de ocupação (Ψ) por lobinho (*Cerdocyon thous*) em relação à variável de densidade de árvores e densidade de caragatá em trinta unidades amostrais distribuídas em três fazendas no Pantanal da Nhecolândia entre maio de 2013 e julho de 2014.

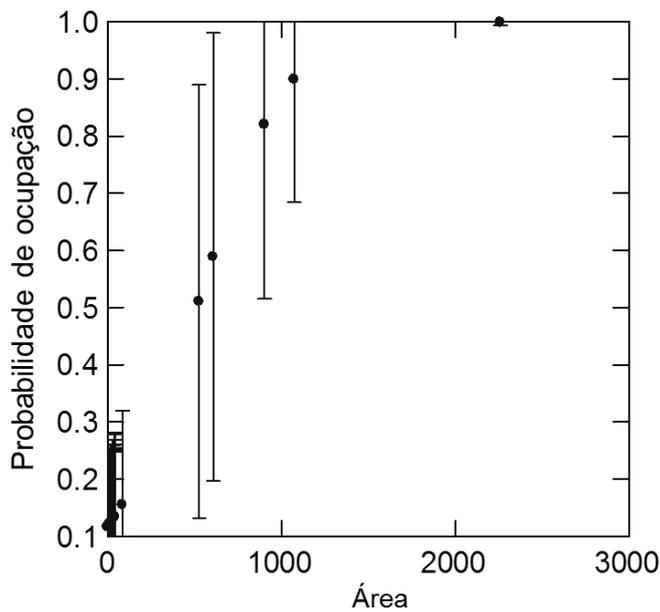


Figura 6: Probabilidade de ocupação de manchas florestais (Ψ) por irara (*Eira barbara*) como uma função da área da mancha, em 30 unidades amostrais distribuídas em três fazendas no Pantanal da Nhecolândia, entre maio de 2013 e julho de 2014.

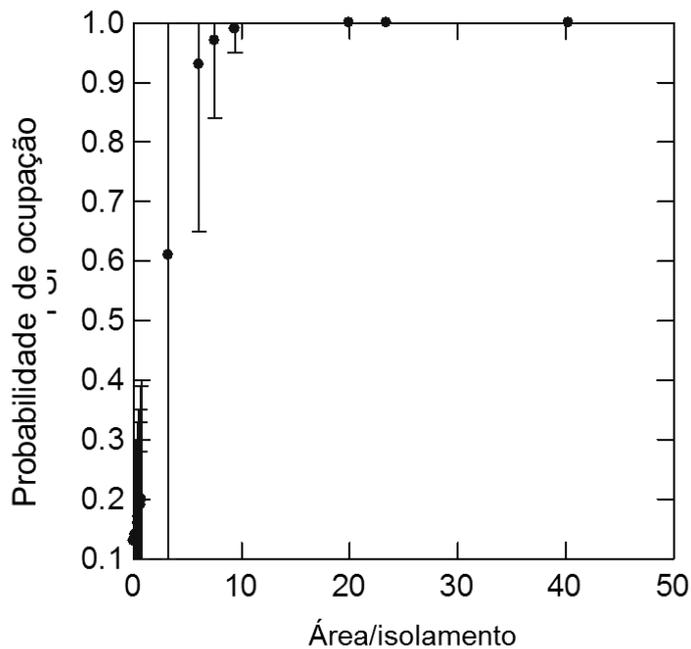


Figura 7: Probabilidade de ocupação de manchas florestais (Ψ) por irara (*Eira barbara*) em função da razão área/isolamento, em trinta unidades amostrais distribuídas em três fazendas no Pantanal da Nhecolândia, entre maio de 2013 e julho de 2014.

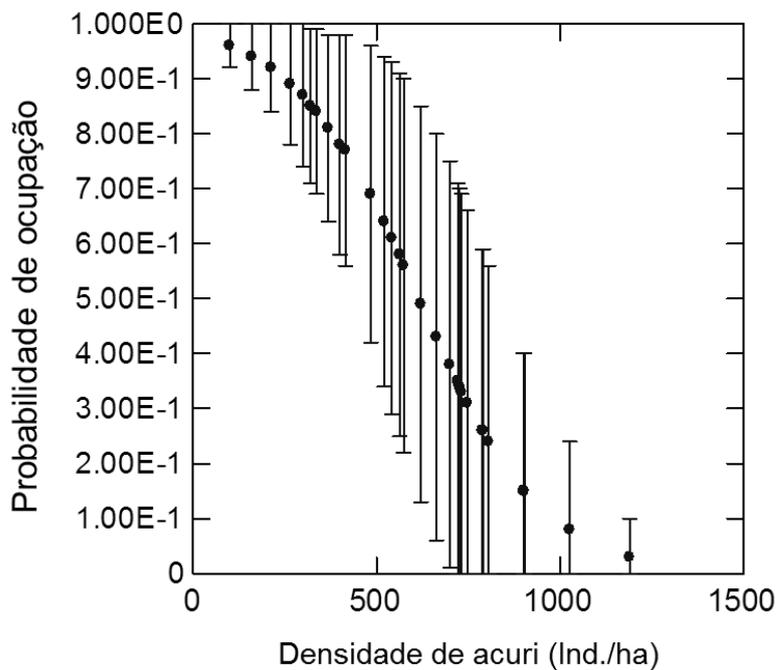


Figura 8: Probabilidade de ocupação de manchas florestais (Ψ) por jaguaritica (*Leopardus pardalis*) como uma função da densidade de acuri adulto em trinta unidades amostrais distribuídas em três fazendas no Pantanal da Nhecolândia, entre maio de 2013 e julho de 2014.

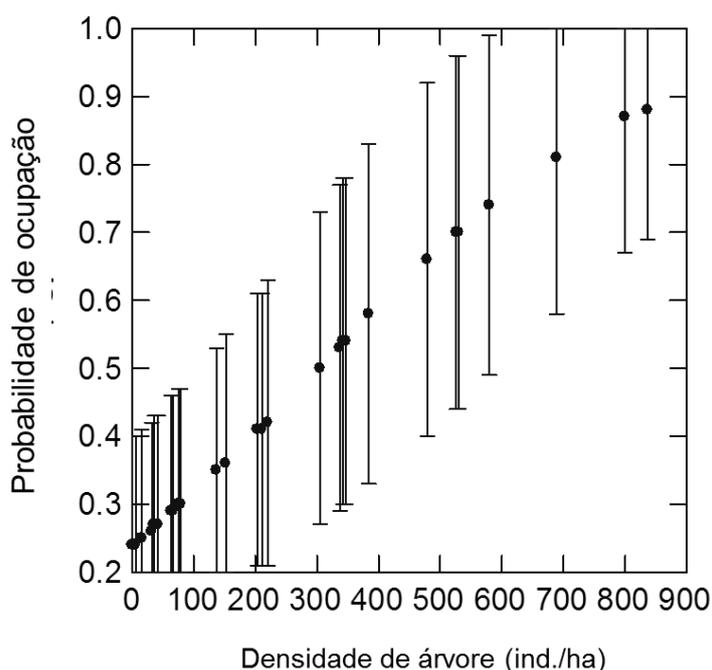


Figura 9: Probabilidade de ocupação (Ψ) por jaguatirica (*Leopardus pardalis*) em relação à variável de densidade de árvores com CAP < 50 cm em trinta unidades amostrais distribuídas em três fazendas no Pantanal da Nhecolândia entre maio de 2013 e julho de 2014.

Tabela 1. Espécies de carnívoros registrados nas fazendas Nhumirim (NH), retiro Manduvi (MA) e Ipanema (IP) entre maio de 2013 e julho de 2014, indicando o nome comum, número de registros (N), áreas onde houve registro e número de unidades amostrais (UA) em que cada espécie foi registrada.

Espécie	Nome popular	N	Fazenda			N° UA
			NH	MA	IP	
CARNIVORA						
Canidae						
<i>Cerdocyon thous</i> (Linnaeus, 1766)	Lobinho	30	x	x		13
Mustelidae						
<i>Eira barbara</i> (Linnaeus, 1758)	Irara	8	x	x		5
Felidae						
<i>Leopardus pardalis</i> (Linnaeus, 1758)	Jaguatirica	16	x	x		9
<i>Puma concolor</i> (Linnaeus, 1771)	Onça-parda	7	x	x		6
<i>Puma yagouaroundi</i> (E.Geoffroy Saint-Hilare, 1803)	Gato-mourisco	1		x		1
Procyonidae						
<i>Nasua nasua</i> (Linnaeus, 1766)	Quati	56	x	x	x	21

Tabela 2. Modelos de ocupação de manchas florestais por seis espécies de carnívoros em três áreas na sub-região da Nhecolândia, Corumbá, Mato Grosso do Sul. Para *M. americana* e *T. terrestris* os modelos escolhidos como “melhores” encontram-se destacados em negrito. Os modelos para cada espécie são apresentados juntamente com os valores do Critério de Informação de Akaike (AIC), diferença entre o AIC de cada modelo e o menor AIC (Δ AIC), probabilidade de ocupação (Ψ), probabilidade do modelo ser o melhor entre os modelos (AIC peso), número de parâmetros do modelo (K), dispersão dos dados observados em relação ao esperado pelo modelo (\hat{c}) e o ajuste do modelo em relação aos dados observados (P). Os modelos onde a probabilidade de ocupação foi constante foram representados por $\Psi(\cdot)$ e $p(\cdot)$. Co-variáveis ambientais analisadas: densidade de caraguatá (dcar), densidade de árvores de todas as classes ontogenéticas somadas (darv), área (area), razão entre área e isolamento das manchas florestais (arisol), densidade de arbustos (darb), densidade de árvores com CAP <50 cm (darv12) e densidade de acuri adulto (dacad).

Espécie	Modelos	AIC	Δ AIC	AIC peso	K	\hat{c}	P
<i>Cerdocyon thous</i>	$\Psi(\text{dcar darv}) p(\cdot)$	170.66	0.00	0.7355	4	0.6394	0.2209
	$\Psi(\cdot) p(\cdot)$	175.62	4.96	0.0616	2	0.9585	0.1614
<i>Eira barbara</i>	$\Psi(\text{area}) p(\cdot)$	48.55	0.00	0.3767	3	0.3914	0.3043
	$\Psi(\text{arisol}) p(\cdot)$	48.87	0.32	0.3210	3	0.2466	0.2714
	$\Psi(\cdot) p(\cdot)$	48.99	0.44	0.3023	2	0.2032	0.4718
<i>Nasua nasua</i>	$\Psi(\text{darb}) p(\cdot)$	249.27	0.00	0.4087	3	0.2041	0.4223
	$\Psi(\text{darb darv12}) p(\cdot)$	250.12	0.85	0.2672	4	0.0376	0.4993
	$\Psi(\text{darb darv}) p(\cdot)$	250.95	1.68	0.1764	4	0.0001	0.5117
	$\Psi(\text{arisol}) p(\cdot)$	251.60	2.33	0.1275	3	0.1379	0.4498
	$\Psi(\cdot) p(\cdot)$	255.67	6.40	0.0167	2	0.0797	0.5187
<i>Leopardus pardalis</i>	$\Psi(\text{dacad}) p(\cdot)$	107.53	0.00	0.1643	3	0.1475	0.4468
	$\Psi(\text{darv12}) p(\cdot)$	108.00	0.47	0.1299	3	0.0809	0.5652
	$\Psi(\cdot) p(\cdot)$	108.66	1.13	0.0934	2	0.0825	0.5322
<i>Puma concolor</i>	$\Psi(\cdot) p(\cdot)$	68.59	0.00	0.1315	2	0.7340	0.1994

Journal of Tropical Ecology

Potential contributors are advised that careful attention to the details below will greatly assist the Editor and thus speed the processing of their manuscripts. Poorly prepared manuscripts will be returned to authors.

Scope of the journal

Papers may deal with terrestrial, freshwater and strand/coastal tropical ecology, and both those devoted to the results or original research as well as those which form significant reviews will be considered. Papers normally should not exceed 6000 words of text. Short Communications are acceptable: they should not exceed four printed pages in total length.

Submission

All manuscripts must be submitted online via the website:

<http://mc.manuscriptcentral.com/jte>

Detailed instructions for submitting your manuscript online can be found at the submission website by clicking on the „Instructions and Forms“ link in the top right of the screen; and then clicking on the „Author Submission Instructions“ icon on the following page.

The Editor will acknowledge receipt of the manuscript, provide it with a manuscript reference number and assign it to reviewers. The reference number of the manuscript should be quoted in all correspondence with JTE Office and Publisher.

The submission of a manuscript will be taken to imply that the material is original, and that no similar paper has been published or is currently submitted for publication elsewhere. The original typescript and three complete copies must be submitted. Original figures should not be sent until they are requested; instead, submit four photocopies with the copies of your text and tables. In your covering letter please indicate the number of pages of text, references and appendices and the number of tables, figures and plates. Papers are first inspected for suitability by the Editor or a Board member. Those suitable papers are then critically reviewed by usually two or three expert persons. On their advice the Editor provisionally accepts, or rejects, the paper. If acceptance is indicated the manuscript is usually returned to the author for revision. In some cases a resubmission is invited and on receipt of the new version the paper will be sent to a third referee. If the author does not return the revised or resubmitted version within six months the paper will be classified as rejected. Final acceptance is made when the manuscript has been satisfactorily revised.

Language

All papers should be written in English, and spelling should generally follow The Concise Oxford Dictionary of Current English. Abstracts in other languages will be printed if the author so desires together with an abstract in English. All abstracts must be provided by the author.

Preparation of the manuscript

Authors are strongly advised to consult a recent issue of the JTE to acquaint themselves with the general layout of articles. Double spacing must be used throughout, allowing wide margins (about 3 cm) on all sides. Main text pages should be numbered.

A paper should be prepared using the following format:

Page 1. Title page. This should contain (a) the full title, preferably of less than 20 words and usually containing the geographical location of the study; (b) a running title of not more than 48 letters and spaces; (c) a list of up to 10 key words in alphabetical order suitable for international retrieval systems; (d) the full name of each author; (e) the name of the institution in which the work was carried out; and (f) the present postal address of the author to whom proofs should be sent.

Page 2. Abstract. This should be a single paragraph, in passive mode, no more than 200 words long, a concise summary of the paper intelligible on its own in conjunction with the title, without abbreviations or references.

Page 3 et seq. The main body of the text may contain the following sections in the sequence indicated: (a) Introduction, (b) Methods, (c) Results, (d) Discussion, (e) Acknowledgements, (f) Literature Cited, (g) Appendices, (h) Tables, (i) Legends to Figures. An extra section between (a) and (b) for Study Site or Study Species might be necessary.

Main headings should be in capital type and centred; sub-headings should be ranged left and italicised. A Short Communication has a title and keywords but no abstract or section headings until

Acknowledgements and item Literature Cited.

Acknowledgements should be brief. Notes should be avoided if at all possible; any notes will be printed at the end of the paper and not as footnotes.

Scientific names. The complete Latin name (genus, species and authority) must be given in full for every organism when first mentioned in the text unless a standard reference is available which can be cited. Authorities might alternatively appear in Tables where they are first used.

Underlining. The only underlining permitted is that of Latin names of genera and species; and subheadings.

Units of measurement. Measurements must be in metric units; if not, metric equivalents must also be given. The minus index (m -1, mm -3) should be used except where the unit is an object, e.g. 'per tree', not 'tree -1'). Use d -1, mo -1 and y-1 for per day, per month and per year.

Abbreviations. In general, abbreviations should be avoided. Numbers one to nine should be spelled out and number 10 onwards given in figures. Dates should follow the sequence day-month-year, e.g. 1 January 1997*. The 24-hour clock should be used, e.g. 1615 h.

Online supplementary material

Supplementary material is not copy edited or typeset but loaded onto CJO exactly as supplied. Supplementary material must be submitted at the same time as the article and must be clearly marked to distinguish it from the main article text.

Authors should ensure that they mention within their article that supplementary material is available on CJO.

Literature cited

References to literature in the text should conform to the 'name-and-date' system: e.g. Fleming (1982); (Goh & Sasekumar 1980); Montgomery *et al.* (1981). If a number of references are cited at one place in the text, they should be arranged alphabetically and not chronologically. In the reference list citations should take the forms given below. References with two or more authors should be arranged first alphabetically then chronologically. The names of cited journals should be given in full. Certain foreign language citations may be translated into English, and this should always be done where the English alphabet is not used (e.g. Chinese, Russian, Thai).

FLEMING, T. H. 1982. Foraging strategies of plant-visiting bats. Pp. 287-325 in Kunz, T. H. (ed.). Ecology of bats. Plenum Press, New York. 425 pp.

GOH, A. H. & SASEKUMAR, A. 1980. The community structure of the fringing coral reef, Cape Rachado. Malayan Nature Journal 34:25-27.

MONTGOMERY, G. G., BEST, R. C. & YAMAKOSHI, M. 1981. A radio-tracking study of the American manatee *Trichechus inunguis* (Mammalia: Sirenia). Biotropica 13:81-85.

WHITMORE, T. C. 1984. Tropical rain forests of the Far East (2nd edition). Oxford University Press, Oxford. 352 pp.

Use the following as contractions in text: 'pers. obs.', 'pers. comm.'; but 'unpubl. data', 'in press'. Authors should double-check that all references in the text correspond exactly to those in the Literature Cited section.

Tables and figures

Tables should be typed, together with their titles, on separate sheets. Column headings should be brief, with units of measurement in parenthesis. Vertical lines should not be used to separate columns. Avoid presenting tables that are too large to be printed across the page; table width must not exceed 80 characters, including spaces between words, figures and columns. Each table should be numbered consecutively with arabic numerals. The author should mark in the margin of the text where tables and figures are to be inserted; all tables and figures must be mentioned in the text.

Authors should ensure that all figures, whether line drawings or photographs, clarify or reduce the length of the text. Draw both diagrams and lettering in black ink on white drawing paper or tracing film, or on graph paper with faint blue ruling. Laser printer, or high quality ink-jet printer, output from computer graphics programs is preferable. Photographs should be provided as glossy black-and-white prints. If lettering or a scale is to be inserted on a print, this should be shown on a spare copy or an overlay, and an unmarked print should be provided for marking by the printer. Make sure that all figures are boldly drawn.

Figures need be no more than 50% larger than the final printed size (which is no more than 13 cm x 21 cm), great care being taken to make sure that all parts (e.g. lettering, scales, shading) will reduce satisfactorily. Especially ensure that histogram shading is simple and clear. Avoid solid black infills. Small illustrations should be grouped to occupy the least

space consistent with good appearance. All unnecessary parts should be trimmed (e.g. borders of photographs). Allowing at least 3 cm margin on all sides, groups should be mounted on stout white paper using rubber cement. On the back of each figure the name of the author(s) and the figure number should appear. Send figures flat; do not fold or roll. All figures should be numbered consecutively with arabic numerals, using lower case letters for their subdivisions. Legends should be typed on a separate sheet. Where possible put keys to symbols and lines in Legends not on figures.

Proofs

When proofs are received they should be corrected carefully and returned to the Editor without delay, together with the final marked-up typescript. Authors should adhere to the colour codes (blue for authors new changes/errors, red only for typesetter's errors) and complete and sign the accompanying "notes to authors" Authors, when returning proofs, should indicate whether they want the originals of their figures returned to them; typescripts will not be returned. Errors remaining in these first proofs after the author has checked them are the authors responsibility. Any further editorial changes, apart from minor grammatical and syntactical improvements, will be communicated to the author before second proofs are prepared. Ensure that the editorial office knows of changes in your address.

Offprints

Upon publication the corresponding author will automatically receive a pdf of their article from Cambridge University Press. Authors will be offered the opportunity to order paper offprints by using the form supplied at proof stage.

Copyright

Authors of articles published in the journal assign copyright to Cambridge University Press (with certain rights reserved) and you will receive a copyright assignment form for signature on acceptance of your paper. Authors receiving requests for permission to reproduce their work should contact Cambridge University Press for advice.

Business correspondence

Correspondence concerning offprints, copyright, back numbers, advertising and sales to libraries should be addressed to the publishers: Cambridge University Press, The Edinburgh Building, Shaftesbury Road, Cambridge CB2 8RU, UK or Cambridge University Press, 40 West 20th Street, New York, NY 10011-4211, USA.