



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO E DO DESPORTO
UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO GROSSO DO SUL

DENSIDADE E USO DE RECURSOS POR VEADO-CAMPEIRO
(*Ozotoceros bezoarticus*) EM TRÊS PAISAGENS DIFERENTES NO
PANTANAL, MS

MARCELLE AIZA TOMAS

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em **Ecologia e Conservação** da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, como parte dos requisitos para obtenção do título de **Mestre** em Ecologia.

Campo Grande –MS

Março-2011

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO GROSSO DO SUL
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO

DENSIDADE E USO DE RECURSOS POR VEADO-CAMPERIO
(*Ozotoceros bezoarticus*) EM TRÊS PAISAGENS DIFERENTES NO
PANTANAL, MS

MARCELLE AIZA TOMAS

ORIENTADOR: FLÁVIO HENRIQUE GUIMARÃES RODRIGUES

CO-ORIENTADOR: WALFRIDO MORAES TOMAS

Campo Grande -MS
Março – 2011

*“... que a importância de uma coisa não se
mede com fita métrica nem com balanças
nem barômetros etc.*

*Que a importância de uma coisa há que ser
medida pelo encantamento que a coisa
produza em nós.”*

Manoel de Barros

*Dedico este trabalho aos meus pais,
Letícia Aiza Tomas e Geraldo Moraes
Tomas, e aos meus irmãos, Gabriel Aiza
Tomas e Adrielle Aiza Tomas.*

AGRADECIMENTOS

Ao meu orientador Flávio Henrique Guimarães Rodrigues pela orientação e oportunidade de fazer o mestrado na UFMS.

Ao Walfrido Moraes Tomas por todos os ensinamentos passados desde o início da graduação, pela co-orientação, pelo apoio, pela ajuda neste trabalho e pelos conselhos. Serei eternamente grata!

À Embrapa Pantanal apoio logístico na Fazenda Nhumirim e à CAPES pela bolsa de Mestrado concedida.

Aos proprietários das fazendas Alegria, Heitor Herreira Júnior, e Ipanema, Sr. João Campos, pela permissão para trabalhar em suas propriedades.

Aos veterinários Paulo André Lima Borges e Igor Alexandre H. F. S. Péres pela captura e marcação dos veados-campeiros.

À Suzana M. Salis, Sandra A. Santos, Sandra M. A. Crispim, Iria H. Ishii, Adriana Takahashi, João Batista, Antônio A. B. Sobrinho, Marquinhos e Daly, que me ajudaram a identificar as plantas, que para mim pareciam impossíveis de serem identificadas.

Aos estagiários Alan Bolzan e Diogo Grabin, pela companhia, ajuda em algumas coletas de campo e discussões sobre métodos e análises.

À minha família, Letícia, Geraldo, Gabriel e Adrielle, pois me confortaram, amenizaram a minha angústia e estiveram sempre presentes em todas as fases do projeto. Sem eles os meus dias teriam sido muito mais estressantes, especialmente na finalização do trabalho. Serei eternamente grata pelo apoio e carinho!

Aos meus amigos que me apoiaram e dividiram angústias e alegrias: Felipe, Mariana, Gabriel Marcari, Fábia, Rafael Garcez, Laryssa, Daniela, Marco, Thiago “hacker”, Tiago Tamaki, Camila e Fernanda Bueno.

SUMÁRIO

AGRADECIMENTOS.....	V
SUMÁRIO.....	VI
APRESENTAÇÃO.....	7
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	10
CAPÍTULO 1: DISPONIBILIDADE E SELEÇÃO DE RECURSOS ALIMENTARES POR VEADO-CAMPEIRO, <i>Ozotoceros bezoarticus</i> (ARTIODACTYLA, CERVIDAE), EM TRÊS DIFERENTES PAISAGENS NO PANTANAL	13
ABSTRACT.....	13
RESUMO.....	14
INTRODUÇÃO.....	15
MATERIAL E MÉTODOS.....	19
ÁREA DE ESTUDO.....	19
CAPTURA E MARCAÇÃO.....	20
DISPONIBILIDADE E SELEÇÃO DE RECURSOS.....	20
RESULTADOS.....	23
DISCUSSÃO.....	33
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	37
CAPÍTULO 2: DENSIDADE E AGREGAÇÃO DE VEADO-CAMPEIRO, <i>Ozotoceros bezoarticus</i> (ARTIODACTYLA, CERVIDAE), EM TRÊS DIFERENTES PAISAGENS NO PANTANAL.....	42
ABSTRACT.....	42
RESUMO.....	43
INTRODUÇÃO.....	44
MATERIAL E MÉTODOS.....	46
ÁREA DE ESTUDO.....	46
CAPTURA E MARCAÇÃO.....	47
DENSIDADE E AGREGAÇÃO.....	47
RESULTADOS.....	49
DISCUSSÃO.....	52
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	56
CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	60

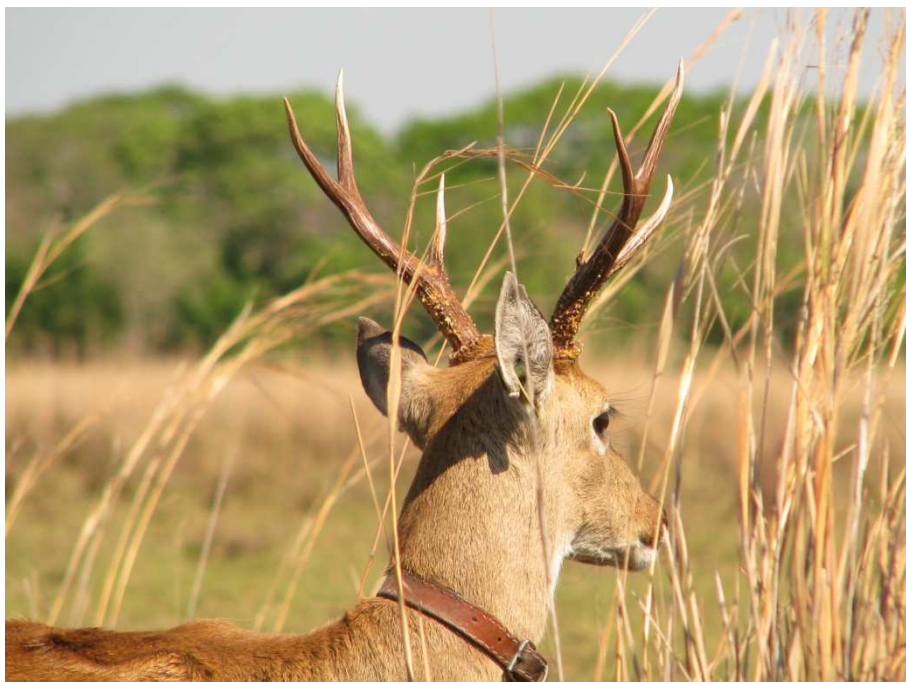


Figura 1: Macho de *Ozotoceros bezoarticus* em setembro de 2009, Pantanal da Nhecolândia.
Foto: Alan Bolzan

APRESENTAÇÃO

O veado-campeiro (Figura 1), *Ozotoceros bezoarticus* Linnaeus 1758 (Artiodactyla, Cervidae) é um cervídeo de médio porte, coloração parda e com pelagem branca no ventre, no interior das orelhas, lábios, ao redor dos olhos e abaixo da cauda (Jackson 1987). Esta espécie vive em grupos, exhibe hábitos diurnos, e ocupa áreas abertas (Tomas et al. 2010). Por estas razões pode ser visto com certa facilidade nos locais onde habita. O veado-campeiro é um podador seletivo e sua dieta é composta principalmente por herbáceas, brotos de arbustos, flores de dicotiledôneas e frutos (Rodrigues & Monteiro-Filho 1999; Berndt 2005; Lacerda 2008; Desbiez et al 2010).

A sua distribuição original era ampla, ocupando ambientes abertos do Brasil, Bolívia, Paraguai, Argentina e Uruguai, entre 5° e 40° S (Jackson 1987; Eisenberg & Redford 1999). Atualmente, a espécie está listada como quase ameaçada (IUCN 2010) e não está na lista oficial de espécies brasileiras ameaçadas de extinção (IBAMA). Encontra-se restrita a um número pequeno de populações, extremamente ameaçadas,

principalmente na Argentina, Bolívia, Paraguai e Uruguai (González et al. 2002; Tomas et al. 2010). As populações da Argentina e do Uruguai são as menores e mais ameaçadas, além de altamente isoladas (González et al. 1998, 2002; Pautasso 2002; Dellafiore et al. 2003). As principais causas apontadas para o declínio nas populações de veado-campeiro são perda e fragmentação do habitat por conversão das pastagens nativas para agricultura e pecuária, caça, competição por recursos com o gado e transmissão de doenças de gado para a espécie (Jackson & Giullieti 1988; Merino 1994; Demarí et al. 2003).

O Pantanal brasileiro é uma exceção a este cenário, pois a população da espécie foi estimada em torno de 60.000 indivíduos (Mourão et al. 2000), e apresenta as maiores densidades já reportadas em sua área de distribuição (Tomás et al. 2001). O Pantanal apresenta extensas áreas de campo limpo, que são os habitats preferenciais do veado-campeiro (Leeuwenberg et al. 1997; Lacerda 2008; Vila et al. 2008). Essas áreas de campo limpo também têm sido usadas para a criação de gado há mais de duzentos anos na região, onde os veados convivem de maneira harmoniosa com os bovinos (Desbiez et al., 2010). No entanto, nas últimas décadas tem havido uma intensificação do sistema tradicional de produção, que tem causado mudanças na paisagem e na composição dos habitats, levantando preocupações quanto à conservação da fauna silvestre neste ecossistema. A substituição das pastagens naturais e outros tipos de vegetação por pastagens cultivadas com espécies exóticas tem sido utilizada como alternativa para melhorar a produtividade da pecuária, contudo, não se sabe qual é o efeito dessas mudanças sobre a fauna local (Junk & Cunha 2005; Harris et al. 2005). Inicialmente, as pastagens eram cultivadas em áreas desmatadas de cordões de mata decídua e semi-decídua, conhecidas como cordilheiras (Junk & Silva 1999), porém, nos últimos anos a prática mais comum tem sido a substituição de campos nativos, como os caronais

(formação vegetal dominada por capim-carona, *Elyonurus muticus*) para a formação de pastagens cultivadas com gramíneas exóticas (Cardoso et al. 2000 a, b; Cardoso et al. 2003).

Um estudo preliminar sobre a influência da introdução de pastagens cultivadas na densidade de veados-campeiros no Pantanal da Nhecolândia sugere uma resposta relativamente negativa a esta prática de manejo e alteração da paisagem e composição da vegetação (Camilo et al. 2008). Porém, em regiões que possuem uma mescla de áreas de pastagem nativa e de pastagem cultivada, a densidade foi muito próxima da encontrada em áreas similares não alteradas. Estes resultados demonstram a necessidade de estudos mais detalhados para avaliar quais fatores podem estar envolvidos nas respostas da população de veados campeiros em relação às alterações ambientais.

Para entender de que forma a alteração na paisagem natural do Pantanal pode influenciar alguns fatores que determinam a abundância e a ecologia alimentar do veado-campeiro, este trabalho objetivou avaliar as diferenças na densidade, na agregação e na dieta de populações de veado-campeiro encontradas em três paisagens diferentes no Pantanal da Nhecolândia, uma das quais se encontra alterada pela introdução de pastagem cultivada com gramíneas exóticas.

O trabalho foi dividido em dois capítulos, seguindo as normas da revista *Zoologia*, da Sociedade Brasileira de Zoologia. Cada capítulo apresenta uma abordagem diferente sobre a ecologia da espécie. Ao final encontra-se uma sessão denominada Considerações Finais, onde são apresentados sucintamente os resultados e as conclusões finais dos dois capítulos.

O primeiro capítulo, “Disponibilidade e seleção de recursos alimentares por veado-campeiro, *Ozotoceros bezoarticus* (Artiodactyla, Cervidae), em três diferentes paisagens no Pantanal da Nhecolândia”, teve como objetivo verificar a variação na

diversidade e disponibilidade de espécies vegetais, assim como verificar a variação na seleção de recursos alimentares pelo veado-campeiro em três paisagens diferentes no Pantanal da Nhecolândia, incluindo áreas de pastagem cultivada com espécies exóticas.

O segundo capítulo, “Densidade e agregação de veado-campeiro, *Ozotoceros bezoarticus* (Artiodactyla, Cervidae) em três diferentes paisagens no Pantanal da Nhecolândia”, teve como objetivo verificar a variação nas densidades e na concentração de pontos de forrageio de veado-campeiro em três paisagens diferentes no Pantanal da Nhecolândia, incluindo áreas de pastagem cultivada com espécies exóticas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BERNDT, A. 2005. Nutrição e ecologia nutricional de cervídeos brasileiros em cativeiro e no Parque Nacional das Emas, Goiás. Tese de doutorado, Universidade de São Paulo, Piracicaba, Brasil.

CAMILO, A.R.; CHIARAVALLOTI, R.M.; TOMAS, M.A.; BORGHEZAN, H.; COELHO, A.G. & TOMAS, W.M. 2008. Cultivated grasslands do not favor pampas deer (*Ozotoceros bezoarticus*) in the Pantanal wetland, Brazil. In: **8th Intecol International Wetlands Conference**, Cuiabá, 20 - 25 July, 2008. P. 228.

CARDOSO, E.L.; CRISPIM, S.M.A.; RODRIGUES, C.A.G. & BARIONI, W. 2000a. Biomassa aérea e produção primária do estrato herbáceo em campo de *Elyonurus muticus* submetido à queima anual, Pantanal. **Pesquisa Agropecuária Brasileira** 35: 1501-1507.

CARDOSO, E.L.; CRISPIM, S.M.A.; RODRIGUES, C.A.G. & BARIONI, W. 2000b. Composição e dinâmica da biomassa aérea após a queima em savana gramíneolenhosa no Pantanal. **Pesquisa Agropecuária Brasileira** 35: 2309-2316.

CARDOSO, E.L., CRISPIM, S.M.A., RODRIGUES, C.A.G. & BARIONI, W.J. 2003. Efeitos da queima na dinâmica da biomassa aérea de um campo nativo no Pantanal. **Pesquisa Agropecuária Brasileira** 38: 747-752.

EISENBERG, J.F. & REDFORD, K.H. 1999. **Mammals of the Neotropics The Central Neotropics**, Vol. 3. The University of Chicago Press, Chicago and London.

DELLAFIORE, C.M.; DEMARÍA, M.; MACEIRA, N. & BUCHER, E. 2003. Distribution and abundance of the pampas deer in San Luis Province, Argentina. **Mastozoologia Neotropical** 10: 41-47.

DEMARÍA, M.R.; MCSHEA, W.; KOY, K. & MACEIRA, N.O. 2003. Pampas deer conservation with respect to habitat loss and protected area considerations in San Luis, Argentina. **Biological Conservation** 115:121-130

DESBIEZ, A.L.; SANTOS, S.A.; ALVAREZ, J.M.; TOMAS, W.M. 2010. Forage use in domestic cattle (*Bos indicus*), capybara (*Hydrochoerus hydrochaeris*) and pampas deer (*Ozotoceros bezoarticus*) in a seasonal Neotropical wetland. **Mammalian Biology** 76: 351-357. Doi 10.1016. Disponível em: <http://ijjkk.com/science>.

GONZÁLEZ, S.; MALDONADO, J.E.; LEONARD, J.A. ; VILÁ, C.; DUARTE, J.M.B.; MERINO, M.; ZORRILLA, N.B. & WAYNE, R.K. 1998. Conservation genetics of the endangered pampas deer (*Ozotoceros bezoarticus*). **Molecular ecology** 7: 47-56.

GONZÁLEZ, S.; ÀLVARES-VALIN & MALDONADO, J.E. 2002. Morphometric differentiation of endangered pampas deer (*Ozotoceros bezoarticus*), with description of new subspecies from Uruguay. **Journal of Mammalogy** 83: 1127-1140.

HARRIS, M.B.; ARCANGELO, C.; PINTO, E.C.T.; CAMARGO, G.; RAMOS NETO, M.B. & SILVA, S.M. 2005. Estimativas de perda da área natural da Bacia do Alto Paraguai e Pantanal Brasileiro. Relatório técnico não publicado. **Conservação Internacional**, Campo Grande, MS.

IUCN 2010. IUCN red list of threatened species. Version 2010.4 <www.iucnredlist.org>

JACKSON, J.E. 1987. *Ozotoceros bezoarticus*. **Mammalian Species** 295: 1-5.

JACKSON, J.E. & GIULIETTI, J.D. 1988. The food habits of pampas deer *Ozotoceros bezoarticus* celer in relation to its conservation in a relict natural grassland in Argentina. **Biological Conservation** 45: 1-10

JUNK, W.J. & CUNHA, C.N. 2005. Pantanal: a large South American Wetland at a crossroads. **Ecological Engineering** 24: 391-401.

JUNK, W.J. & SILVA, C. 1999. O conceito do pulso de inundação e suas implicações para o Pantanal de Mato Grosso. In: **II Simpósio sobre Recursos Naturais e Socioeconômicos do Pantanal: Manejo e Conservação**. Pp. 17-28. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa Pantanal), Corumbá, Brasil.

LACERDA, A.C.R. 2008. Ecologia e estrutura social de veado-campeiro (*Ozotoceros bezoarticus*) no Pantanal. Tese de doutorado, Universidade de Brasília, Brasília, Brasil.

LEEUEWENBERG, F.J.; RESENDE, S.L.; RODRIGUES, F..H.G & BIZERRIL, M.X.A. 1997. Home range, activity and habitat use of the pampas deer *Ozotoceros bezoarticus* L., 1758 (Artiodactyla, Cervidae) in the brazilian cerrado. **Mammalia** 61 (4): 487 – 495.

MERINO, M.L. 1994. Situación Del "venado de las pampas" (*Ozotocerus bezoarticus* Linneus 1758) en la República Argentina. Pp. 144-154. In: **Evaluación de la viabilidad de La población y el habitat del "venado de las pampas" (*Ozotocerus bezoarticus* Linneus 1758)**. Publicación del UICN/SSC/CBSG Minnesota. Pp.

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

PAUTASSO, A.A.; PEÑA, M.I.; MASTROPAOLO, J.M. & MOGGIA. 2002. Distribución y conservación del venado de las pampas (*Ozotoceros bezoarticus leucogaster*) en el norte de Santa Fé, Argentina. **Mastozoología Neotropical** 9:64-69.

RODRIGUES, F.H.G. & MONTEIRO-FILHO, E.L.A. 1999. Feeding behavior of the pampas deer: A grazer or a browser? **Deer Specialist Group News 15**: 12-1.

TOMÁS, 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* (Artiodactyla, Cervidae), population in the Pantanal wetland, Brazil, using the distance sampling technique. **Animal Biodiversity and Conservation 24**: 101-106.

TOMAS, W.M.; TIEPOLO, L.M. & DUARTE, J.M.B. 2010. Ordem Artiodactyla. P.495-506 In: Reis, N.R., Peracchi, A.L., Fregonezi, M.N. & Rossaneis, B.K. (Eds) **Mamíferos do Brasil**. Guia de Identificação. Technical books, Rio de Janeiro, 557 p.

VILA, A.R.; BEADE, M.S. & BARRIOS LAMUNIÈRE, D. 2008. Home range and habitat selection of pampas deer. **Journal of Zoology 276**: 95 - 102

CAPÍTULO 1:

DISPONIBILIDADE E SELEÇÃO DE RECURSOS FORRAGEIROS POR VEADO-CAMPEIRO, *Ozotoceros bezoarticus* (ARTIODACTYLA, CERVIDAE), EM TRÊS DIFERENTES PAISAGENS NO PANTANAL

ABSTRACT

The pampas deer, *Ozotoceros bezoarticus*, is considered as browser, and its diet includes herbs, sprouts and flowers. The effects of replacement of the natural landscapes by cultivated pastures at the Pantanal on the pampas deer population are unknown. The objective of this study was to verify the variation of the diversity and availability of plant species, as well as to analyze the variation of resource selection by pampas deer in three different landscapes (Cerrado woodland savanna, seasonally flooded grasslands, and cultivated pastures) in the Pantanal wetland. Sixty pampas deer were captured, marked and monitored from September 2009 to October 2010, in the three landscapes. The plant species availability, and the Shannon-Wiener (H') and dominance (d) indexes were calculated based on 221 random sampling sites at the three landscapes. The variation of the pampas deer diet composition was studied through feeding site technique. The deer preference for plant species was estimated using a resource selection function and a standardized selection index. The Jacobs selectivity index was used to evaluate and compare the species selection by deer based on availability data collected from random site and feeding site approaches. The landscape dominated by woodland savanna presented higher plant diversity, while the cultivated pasture presented highest dominance. Some plant species not consumed in the natural grasslands were consumed in the cultivated pastures. Some species frequently eaten by pampas deer were not available in the cultivated pastures, and exotic grass species of the *Urochloa* genus were rarely consumed. The use of the Jacobs index indicated that resource selection analyses depend on the scale of the availability sampling design. The amplitude of the diet niche was larger in the floodable grasslands than in the savanna landscape. This difference may be explained by higher availability of important species for pampas deer diet, such as *Sebastiania hispida* e *Byrsonima orbignyana*. There were significant differences in diet composition, diet niche amplitude, and plant species preference by pampas deer among the three study areas, suggesting that cultivated pastures may alter the species biology.

keywords: resource selection, diet, feeding site, cultivated pastures, trophic niche

RESUMO

O veado-campeiro, *Ozotoceros bezoarticus*, é um cervídeo considerado podador seletivo e em sua dieta predomina herbáceas, brotos de arbustos e flores. Há carência de conhecimentos sobre o efeito da substituição das paisagens naturais por pastagens cultivadas com espécies exóticas sobre a população de veado-campeiro no Pantanal. O objetivo do presente estudo foi avaliar a variação na diversidade e disponibilidade de espécies vegetais, assim como verificar a variação na seleção de recursos alimentares pelo veado-campeiro, *Ozotoceros bezoarticus*, em três paisagens (cerrado, campos de vazante e pastagem cultivada com gramíneas exóticas), no Pantanal. Entre setembro de 2009 e outubro de 2010, sessenta indivíduos de veados campeiros foram capturados, marcados e acompanhados nas três paisagens. A disponibilidade de espécies vegetais e os índices de diversidade de Shannon-Wiener (H') e de Dominância (d) foram calculados com base em 221 sítios aleatórios nas três paisagens. A variação na composição da dieta de veado-campeiro foi estudada através de exames de sítios de alimentação e a preferência de espécies vegetais foi estimada através de uma função de seleção padronizada. O índice de Eletividade de Jacobs foi usado para avaliar e comparar a seleção de espécies vegetais a partir de dados de disponibilidade obtidos nos sítios aleatórios e com os sítios de alimentação. A paisagem dominada por cerrado apresentou maior diversidade de espécies, enquanto que a área de pastagem cultivada apresentou o maior índice de dominância. Espécies que não foram consumidas ou selecionadas nos locais de vegetação nativa foram consumidas na área de pastagem cultivada. Algumas espécies frequentes na dieta do veado-campeiro não estavam disponíveis em pastagem cultivada, e as gramíneas exóticas do gênero *Urochloa* foram muito pouco consumidas. O uso do Índice de Jacobs mostrou que as análises de seleção de recurso dependem da escala em que a amostragem de disponibilidade é realizada. A amplitude do nicho alimentar foi maior nos campos de vazante e menor no cerrado. Essa menor amplitude no cerrado pode ser atribuída à alta disponibilidade de espécies importantes ou preferida na dieta do veado-campeiro, como a *Sebastiania hispida* e *Byrsonima orbignyana*. Houve diferenças na composição da dieta, na amplitude do nicho alimentar e na preferência de espécies pelo veado campeiro, sugerindo que as pastagens cultivadas podem alterar profundamente a biologia da espécie.

Palavras-chaves: seleção de recurso, dieta, sítio de alimentação, pastagem cultivada, nicho alimentar

INTRODUÇÃO

O veado-campeiro, *Ozotoceros bezoarticus* Linnaeus 1758 (Artiodactyla, Cervidae) é um cervídeo de médio porte que vive em grupos, exibe hábitos diurnos, e ocupa áreas abertas (Tomas et al. 2010). Por estas razões pode ser visto com certa facilidade nos locais onde habita. A sua distribuição original era ampla, ocupando ambientes abertos do Brasil, Bolívia, Paraguai, Argentina e Uruguai, entre 5° e 40° S (Jackson 1987; Eisenberg & Redford 1999).

Atualmente, a espécie está listada como quase ameaçada (IUCN 2010) e encontra-se restrita a um número pequeno de populações, extremamente ameaçadas, principalmente na Argentina, Bolívia, Paraguai e Uruguai (González et al. 2002; Tomas et al. 2010). As populações da Argentina e do Uruguai são as menores e as mais ameaçadas, além de altamente isoladas (González et al. 1998, 2002; Pautasso 2002; Dellafiore et al. 2003). As principais causas apontadas para o declínio nas populações de veado-campeiro são a perda e a fragmentação do habitat por conversão das pastagens nativas para agricultura e pecuária, caça, competição por recursos com o gado e transmissão de doenças de gado para a espécie (Jackson & Giullieti 1988; Merino 1994; Demaría et al. 2003).

O Pantanal brasileiro é uma exceção a este cenário, pois a população da espécie foi estimada em torno de 60.000 indivíduos (Mourão et al. 2000), e apresenta as maiores densidades já reportadas em sua área de distribuição (Tomás et al. 2001). O Pantanal apresenta extensas áreas de campo limpo, que são os habitats preferenciais do veado-campeiro (Leeuwenberg et al. 1997; Lacerda 2008; Vila et al. 2008). Essas áreas de campo limpo também têm sido usadas para a criação de gado há mais de duzentos anos na região, onde os veados convivem de maneira harmoniosa com os bovinos (Desbiez et al., 2010). No entanto, nas últimas décadas tem havido uma intensificação do sistema

tradicional de produção, que tem causado mudanças na paisagem e na composição dos habitats, levantando preocupações quanto à conservação da fauna silvestre neste ecossistema. A substituição das pastagens naturais e outros tipos de vegetação por pastagens cultivadas com espécies exóticas têm sido utilizada como alternativa para melhorar a produtividade da pecuária, contudo, não se sabe qual é o efeito dessas mudanças sobre a fauna local (Junk & Cunha 2005; Harris et al. 2005). Inicialmente, as pastagens eram cultivadas em áreas desmatadas de cordões de mata decídua e semi-decídua, conhecidas como cordilheiras (Junk & Silva 1999), porém, nos últimos anos a prática mais comum tem sido a substituição de campos nativos, como os caronais (formação vegetacional dominada por capim-carona, *Elyonurus muticus*) para a formação de pastagens cultivadas com gramíneas exóticas (Cardoso et al. 2000 a, b; Cardoso et al. 2003).

As unidades de vegetação utilizadas como pastagens nativas no Pantanal são muito diversificadas em suas composições florísticas (Rodela et al. 2007). No caronal, por exemplo, são encontradas várias espécies forrageiras tais como *Mesosetum chaseae*, *Richardia grandiflora*, *Axonopus purpusii*, *Andropogon selloanus*, *Waltheria communis*, *Spermacoce verticillata*, *Desmodium barbatum*, entre outras (Cardoso et al. 2000c), das quais todas fazem parte da dieta do veado-campeiro (Soares & Santos 1996; Lacerda 2008). Outro exemplo é o campo de vazante, área de drenagem temporariamente inundável, que apresenta predomínio de gramíneas e ciperáceas, porém é comum encontrar outras espécies forrageiras herbáceas e arbustivas. As espécies mais comuns são *Scleria* sp, *Cyperus* sp, *Reimarochloa brasiliensis*, *Heliotropium filiforme*, *Leersia hexandra*, *Hymenachne amplexicaulis*, *Caperonia castaneifolia*, *Ludwigia* sp, *Panicum laxum*, *Eleocharis* sp, *Axonopus purpusii*, *Setaria*

sp, *Rhinchospora trispicata* e *Byrsonima orbignyana* (Comastri 1984), onde todas já foram encontradas na dieta de *Ozotoceros bezoarticus*.

As pastagens cultivadas com gramíneas exóticas provavelmente apresentam uma baixa diversidade de espécies vegetais, quando comparada com pastagens nativas, já que o objetivo do cultivo é a monocultura para garantir que o gado tenha alta disponibilidade de forrageiras. Uma das espécies mais cultivadas na porção central do Pantanal é a braquiária humidícola (*Urochloa humidicola*). Para espécies do gênero, um único talo pode chegar a crescer até cobrir um quarto de metro quadrado, e de um talo central brotam gemas basais que desenvolvem vasto crescimento vertical, que tornam a planta mais espessa (León 2000). Isso pode impossibilitar o desenvolvimento de muitas espécies forrageiras, diminuindo a diversidade.

A primeira descrição da ecologia alimentar de *O. bezoarticus*, por Jackson & Giuletti (1988) na Argentina, classifica a espécie como pastador seletivo, já que sua dieta era composta por 80% de gramíneas. Porém, Pinder (1997), no Pantanal, verificou a preferência por herbáceas e brotos. Rodrigues & Monteiro-Filho (1999) e Berndt (2005), concluíram que veado-campeiro seleciona herbáceas não gramíneas, brotos de arbustos e flores de eudicotiledôneas, mesmo em áreas onde as gramíneas são mais abundantes, no Parque Nacional das Emas. Lacerda (2008), no Pantanal da Nhecolândia, também observou que esta espécie é seletiva, e em sua dieta predominou herbáceas, brotos de arbustos e flores, incluindo frutos como itens consumidos. Desbiez et al. (2010) classificaram o veado campeiro como ramoneadores (“browsers”), porém em época chuvosa, a composição da sua dieta pode apresentar grande quantidade de gramíneas, tornando-se um forrageador misto.

Rodrigues & Monteiro-Filho (2000), estudando área de vida e padrões de atividades da espécie no Parque Nacional das Emas, encontraram uma relação entre os

movimentos dos indivíduos com a disponibilidade de flores, sugerindo, como explicação, a teoria do forrageamento ótimo. A teoria do forrageamento ótimo afirma que determinado organismo busca maximizar a absorção de energia (busca, captura e consumo) por unidade de tempo, gastando mínimo de tempo e energia (MacArthur & Pianka 1966; Stephens & Krebs 1986; Nonacs 1993; Bergman et al. 2001).

A quantidade e qualidade de forrageiras são complementares, às vezes contrastando com a noção de qualidade do habitat (Kie 1988). Habitats com abundante oferta de forrageiras de qualidade marginal, geralmente, suportam mais animais se comparados com habitats com uma baixa oferta de forrageiras de alta qualidade (Hobbs & Swift 1985). A disponibilidade de recursos é definida como a quantidade de recurso acessível ao animal ou população durante um período de tempo determinado. Já o uso do recurso é definido como a quantidade de recurso utilizada pelo animal ou população no mesmo período de tempo (Manly et al. 2002). Seleção de recurso é o processo no qual um indivíduo escolhe um recurso, e preferência é a probabilidade de determinado recurso ser selecionado se oferecido na mesma proporção que outros recursos. Quando o uso dos recursos é desproporcional à disponibilidade, entende-se que pode estar havendo mecanismos de preferência ou rejeição (Manly et al. 2002).

Com a crescente substituição da vegetação natural do Pantanal, se fazem necessários estudos que comparem o uso de habitat em áreas naturais e áreas alteradas, pois informações deste tipo podem contribuir na definição de critérios de manejo compatíveis com a conservação da espécie, além de ajudar a avaliar os impactos de alterações de origem antrópica na paisagem e habitats.

O objetivo do presente estudo foi verificar a variação na diversidade e disponibilidade de espécies vegetais, assim como verificar a variação na seleção de recursos alimentares e na amplitude do nicho alimentar do veado-campeiro em três

paisagens diferentes no Pantanal da Nhecolândia, incluindo áreas de pastagem cultivada com espécies exóticas.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi conduzido em três fazendas localizadas na sub-região da Nhecolândia (Adámoli 1982), Corumbá, Mato Grosso do Sul. A região é caracterizada por solos de textura arenosa e formações vegetais dispostas em mosaico, com campos inundáveis, cordões de florestas estacionais decídua e semi-decídua, conhecidos como cordilheiras, cerrados e vegetação arbustiva esparsa, intercalados com lagoas permanentes ou temporárias, denominadas baías e salinas.

Os três sistemas de produção (fazendas) foram selecionados de acordo com o tipo de vegetação dominante (paisagem) que foram: fazenda Nhumirim, com paisagem dominada por cerrado; fazenda Alegria, com paisagem dominada por extensos campos de vazante, e fazenda Ipanema, paisagem de campo cerrado alterada pela implantação de pastagem cultivada. Vazante é o nome dado às amplas extensões de campos que são inundados de janeiro a junho, com período de drenagem de julho a agosto. Durante o período de inundação a vegetação é composta principalmente por macrófitas aquáticas, as quais passam a ser gradualmente substituídas por gramíneas conforme a água é drenada. No período mais seco, algumas lagoas permanentes são encontradas espalhadas no campo

O clima da região é tropical (Aw, segundo classificação de Köppen), com uma estação seca entre os meses de maio e setembro, com precipitação mensal menor que 10 mm, e uma estação chuvosa entre os meses de outubro e abril, onde a precipitação mensal máxima pode chegar a 250-300 mm (Junk & Silva 1999).

Captura e marcação

Sessenta indivíduos de veados-campeiros foram capturados e marcados, sob a supervisão de veterinários, para identificação dos indivíduos. A imobilização foi realizada com dardos de 5 ml contendo uma associação de 2mg/kg tiletamina+zolazepam (Zoletil), 1 mg/kg de xilazina (Rompun) e 0,01 mg/kg de atropina, arremessados com pistola de ar comprimido (Lima Borges et al. 2006). Os indivíduos tornaram-se imóveis entre cinco e dez minutos após serem atingidos pelo dardo. Quando imobilizados, eles foram pesados, mensurados e foram marcados com coleiras de couro contendo placas de plástico numeradas e com brincos de plástico com a mesma numeração da coleira. Após todos os procedimentos, a xilazina foi revertida utilizando Ioimbina (0,19mg/kg) por meio intravenoso.

Disponibilidade e seleção de recursos forrageiros

Foram sorteadas 221 parcelas circulares de 1m de raio em habitats abertos nas três paisagens selecionadas para verificar a disponibilidade de plantas herbáceas e arbustivas. O sorteio foi feito através da geração de coordenadas x e y, separadamente, ao acaso, e a combinação das duas determinaram os pontos de amostragem. Dentro de cada parcela foi feito o levantamento das espécies vegetais presentes, as quais foram coletadas e prensadas para posterior identificação. O conjunto de unidades amostrais e a frequência de ocorrência das espécies foram utilizados para calcular os índices de diversidade de Shannon-Wiener (H') e de Dominância de Berger-Parker (d). A disponibilidade das plantas foi estimada usando como indicador a frequência de ocorrência de cada espécie no conjunto de unidades amostrais. Para essas análises foi utilizado o programa EcoSim 7.0. Para cada paisagem estudada, foi calculada a quantidade média de espécies disponíveis por parcela e aplicado os testes não-

paramétricos Kruskal-Wallis e Kolmogorov-Smirnov para verificar se houve diferença entre as três paisagens estudadas.

O método escolhido para avaliar a variação na composição e amplitude da dieta de veado campeiro foi o sítio de alimentação (“feeding site”). Neste método, indivíduos são observados forrageando e, nos locais de forrageamento, são avaliadas as plantas ingeridas e aquelas presentes em unidades amostrais alocadas durante a observação (Jenkins et al. 2007; Watson & Owen-Smith 2000). Ao se localizar um indivíduo, foram registrados a data, o horário, o número de identificação do indivíduo (com auxílio de binóculos), o sexo, as coordenadas geográficas e as características do habitat tais como: tipo de vegetação e presença ou ausência de água. Em seguida, foi realizada uma aproximação lenta e cuidadosa até uma distância ideal (dois a três metros), seguindo procedimentos descritos por Lacerda (2008).

Após a aproximação, foi observada a primeira planta forrageada, a qual foi marcada como indicadora do primeiro sítio. Esperou-se 10 minutos para observar e marcar a primeira planta forrageada indicadora do segundo sítio. Esse procedimento foi repetido até se obter em torno de dez sítios por indivíduo focal, para garantir maior número de animais observados e independência das observações (Lacerda 2008). No intervalo de dez minutos entre uma observação e outra, a planta indicadora (que foi forrageada) do sítio foi marcada com fita colorida. Após a identificação dos dez pontos, colocou-se um círculo com raio de 1m mantendo a planta indicadora no centro. Foram coletadas amostras de todas as plantas dentro deste círculo, as quais foram prensadas imediatamente para posterior identificação. Todas as plantas dentro do sítio foram examinadas em busca de evidências de forrageio recente pelo veado-campeiro (bordas ainda úmidas, com sinais de remoção recente de suas partes) e não forrageio. Com esses dados foram obtidas as frequências de recursos consumidos e não consumidos

disponíveis nos sítios de alimentação. As coletas foram realizadas de setembro de 2009 a outubro de 2010, abrangendo um ano hidrológico.

A análise de seleção de espécies vegetais locais de forrageio amostrados através do método de “feeding site” foi feita utilizando-se uma função de seleção de recurso (Manly et al. 2002):

$$W_i = O_i / \pi_i$$

onde O_i é a proporção da amostra de unidades de recurso usadas que estão na categoria i ; π_i é a proporção de unidades de recursos disponíveis na categoria i e W_i é a proporção da população de unidades disponíveis da categoria i que são usados. Esta foi padronizada pela razão de seleção padronizada, onde todos os tipos de recursos somam um:

$$B_i = W_i / (\sum W_i)$$

onde B_i é o índice de seleção padronizado para a espécie i e W_i é o índice de seleção para a espécie i . Interpreta-se B_i como a probabilidade estimada de uma unidade de recurso da categoria i ser a próxima selecionada se for igualmente disponível com outras unidades de recursos. Razões de seleção padronizadas (B_i) iguais a $1/n^\circ$ de recursos indicam não preferência, valores abaixo indicam que o recurso é evitado e valores acima indicam preferência relativa.

Para comparar a importância quantitativa de cada item na dieta e na paisagem em geral, considerando a disponibilidade estimada a partir de sítios aleatórios e a utilização medida através dos sítios de alimentação, aplicou-se o Índice de Eletividade de Jacobs (1974):

$$D = r - p / r + p - 2rp,$$

onde r e p são os percentuais dos itens na dieta e no ambiente, respectivamente. Considera-se que o alimento é evitado pelo veado-campeiro quando os valores de D estão entre -1 e 0 e como item preferido quando os valores estão entre 0 e $+1$.

Outra análise realizada foi a amplitude do nicho alimentar comparando as áreas de vegetação nativa com pastagem cultivada, com base no índice de amplitude de nicho de Levins (1968):

$$\beta = 1/\sum (P_i^2),$$

onde P_i é a proporção do recurso i utilizado pela espécie. Com isso, obteve-se o índice de amplitude de nicho padronizado de Levins (Hurlbert 1978), definido por:

$$\beta_A = \beta - 1 / n - 1$$

onde n é o número de recursos consumidos.

RESULTADOS

Foram identificadas 53 espécies de plantas distribuídas em 18 famílias nas amostragens aleatórias. A diversidade variou entre as três paisagens estudadas, sendo que a área de cerrado apresentou $H' = 2,735$, os campos de vazante $H' = 2,533$ e a pastagem cultivada $H' = 2,214$. O índice de Dominância (d) foi de $0,274$, $0,250$ e $0,362$ para cerrado, campo de vazante e pastagem cultivada, respectivamente. A riqueza de espécies em habitats abertos encontrada nas três paisagens foi de 35 espécies no cerrado e 25 no campo de vazante e 25 pastagem cultivada.

A média de espécies de plantas por parcela foi de $3,34 \pm 1,16$ no cerrado, $2,79 \pm 1,14$ no campo de vazante e $2,05 \pm 1,19$ na pastagem cultivada. O teste não-paramétrico de Kruskal-Wallis indicou diferença significativa ($KW = 44,91$, $df = 2$, $p < 0,001$) entre as três paisagens estudadas, e o teste Kolmogorov-Smirnov mostrou que diferenças

significativas ocorreram entre todos os possíveis pares: entre cerrado e pastagem cultivada ($p < 0,001$), entre cerrado e campo de vazante ($p < 0,015$) e entre campo de vazante e pastagem cultivada ($p < 0,001$).

Um total de 243 sítios de alimentação foi observado durante o estudo, nos quais foram identificadas 88 espécies de plantas. Destas, 52 espécies distribuídas em 30 famílias, compõem a dieta do veado-campeiro (Tabela I). Apenas duas espécies foram consumidas preferencialmente pelo veado-campeiro nas três áreas de estudo, de acordo com o índice de seleção padronizado: *Sebastiania hispida* (mercúrio) e *Byrsonima orbignyana* (canjiqueira). Outras espécies foram selecionadas, porém a seleção foi diferente entre as áreas de estudo.

Na paisagem cerrado 18 espécies apresentaram índice de seleção (B_i) maior que 0,022 e, destas, as que apresentaram os maiores índices de seletividade ($B_i > 0,08$) foram *Sebastiania hispida*, *Sida linifolia*, *Aeschynomene* sp., *Mimosa* sp. e *Sida cerradoensis*.

Na área paisagem campo de vazante, 14 espécies apresentaram seletividade ($B_i > 0,02$) e as que apresentaram os maiores índices ($B_i = 0,062$) foram *Abutilon* sp, *B. orbignyana*, *Cecropia pachystachya*, *Couepia uiti*, *Indigofera campestris*, *Melochia simplex*, *S. hispida*, *Spermacoce quadrifaria*, *Spermacoce verticillata* e *Stylosanthes* sp.

Na área de pastagem cultivada, 19 espécies foram selecionadas ($B_i > 0,025$) e as que apresentaram índices maiores ($B_i > 0,054$) foram *Aeschynomene paniculata*, *Caryocar brasiliense*, *Curatella americana*, *Desmodium* sp, *Hymenaea courbaril*, *Licania parvifolia*, *Mimosa weddelliana*, *Sebastiania hispida*, *Sida cerradoensis* e *Ximenia americana*. Indivíduos de veado-campeiro evitaram ($B_i < 0,025$) *Urochloa dictyoneura* (braquiária de origem africana utilizada na formação de pastagens) e, quando houve forrageio, as partes consumidas foram as inflorescências e as folhas mais jovens. *Portulaca fluvialis* foi uma espécie não muito expressiva na dieta do veado-

campeiro, porém na pastagem cultivada ela passou a ser selecionada ($Bi=0,042$), assim como *Curatella americana* ($Bi=0,056$). As espécies *Spermacoce quadrifaria*, *Spermacoce verticilata* e *Melochia simplex*, consideradas espécies-chave na dieta do *Ozotoceros bezoarticus*, não estavam disponíveis nos campos de *U. dictyoneura*. Não houve consumo de *U. humidicola* pelo veado-campeiro.

Tabela I: Proporção disponível do recurso i (Ii), proporção consumida do recurso i (Oi) e índice de seleção padronizado (Bi) da dieta do veado-campeiro (*Ozotoceros bezoarticus*) em três paisagens no Pantanal da Nhecolândia, com o , , de setembro de 2009 a outubro de 2010. O símbolo (-) representa não ocorrência da espécie.

ESPÉCIE	CERRADO			CAMPO DE VAZANTE			PASTAGEM CULTIVADA		
	Ii	Oi	Bi	Ii	Oi	Bi	Ii	Oi	Bi
ANNONACEAE									
<i>Annona dioica</i> A. St.-Hil. 1825	0,000	0,037	0,032	0,007	0,000	0,000	0,079	0,030	0,021
ARECACEAE									
<i>Attalea phalerata</i> Mart. ex Spreng. 1825	-	-	-	0,007	0,000	0,000	0,010	0,000	0,000
ASTERACEAE									
<i>Bidens gardneri</i> Baker 1884	0,019	0,000	0,000	0,015	0,000	0,000	-	-	-
<i>Stilpnopappus trichospiroides</i> Mart. ex DC. 1836	0,176	0,056	0,028	0,015	0,000	0,000	0,010	0,000	0,000
<i>Vernonia scabra</i> Pers. 1807	0,074	0,046	0,055	-	-	-	-	-	-
<i>Wedelia brachycarpa</i> Baker 1884	0,009	0,000	0,000	-	-	-	-	-	-
BROMELIACEAE									
<i>Bromelia balansae</i> Mez 1891	-	-	-	-	-	-	0,010	0,000	0,000
CARYOCARACEAE									
<i>Caryocar brasiliense</i> Cambess. 1828	-	-	-	-	-	-	0,059	0,059	0,056
CHRYSOBALANACEAE									
<i>Couepia uiti</i> (Mart. & Zucc.) Benth. ex Hook. f. 1867	-	-	-	0,067	0,067	0,069	-	-	-
<i>Licania parvifolia</i> Huber 1909	-	-	-	-	-	-	0,010	0,010	0,056
CYPERACEAE									
<i>Eleocharis</i> sp R. Br. 1810	-	-	-	-	-	-	0,079	0,000	0,000
<i>Oxycaryum cubense</i> (Poepp. & Kunth) Palla 1908	-	-	-	0,007	0,000	0,000			
<i>Scleria melaleuca</i> Rchb. ex Schltld. & Cham. 1831	-	-	-	-	-	-	0,020	0,000	0,000
Cyperaceae	-	-	-	0,007	0,000	0,000	-	-	-
<i>Cyperus digitatus</i> Roxb. 1820	-	-	-	0,015	0,000	0,000	-	-	-
<i>Cyperus giganteus</i> Vahl 1805	-	-	-	-	-	-	0,010	0,000	0,000

ESPÉCIE	CERRADO			CAMPODE VAZANTE			PASTAGEM CULTIVADA		
	IIi	Oi	Bi	IIi	Oi	Bi	IIi	Oi	Bi
DILLENIACEAE									
<i>Curatella americana</i> L. 1759	0,009	0,000	0,000	-	-	-	0,010	0,010	0,056
EUPHORBIACEAE									
<i>Caperonia castaneifolia</i> (L.) A. St.-Hil. 1826	0,065	0,000	0,000	0,201	0,045	0,015	0,030	0,010	0,019
<i>Chamesyce cf. prostrata</i> (Aiton) Small 1903	-	-	-	0,007	0,000	0,000	-	-	-
<i>Croton glandulosus</i> L. 1759	0,074	0,019	0,022	0,022	0,000	0,000	-	-	-
<i>Euphorbia thymifolia</i> L. 1753	0,009	0,000	0,000	0,127	0,060	0,032	0,030	0,020	0,037
<i>Sebastiania hispida</i> (Mart.) Pax ex Engl. 1912	0,481	0,463	0,085	0,052	0,052	0,069	0,337	0,327	0,054
FABACEAE									
<i>Aeschynomene americana</i> Lehmann, 1753	-	-	-	-	-	-	0,030	0,020	0,037
<i>Aeschynomene fluminensis</i> Vell., 1825	-	-	-	-	-	-	0,010	0,000	0,000
<i>Aeschynomene paniculata</i> Willd. ex Vogel, 1838	-	-	-	-	-	-	0,010	0,010	0,056
<i>Aeschynomene rudis</i> Benth., 1843	-	-	-	-	-	-	0,059	0,050	0,020
<i>Aeschynomene</i> sp. L. 1753	0,065	0,065	0,088	-	-	-	-	-	-
<i>Chamaecrista flexuosa</i> (L.) Greene 1899	0,065	0,019	0,025	-	-	-	-	-	-
<i>Chamaecrista serpens</i> (L.) Greene 1899	0,009	0,000	0,000	-	-	-	-	-	-
<i>Desmodium</i> sp. Desv. 1813	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Desmodium barbatum</i> (L.) Benth. 1852	-	-	-	-	-	-	0,010	0,010	0,056
<i>Hymenaea courbaril</i> L. 1753	-	-	-	-	-	-	0,010	0,010	0,056
<i>Indigofera campestris</i> Bong. ex Benth. 1859	-	-	-	0,007	0,007	0,069	-	-	-
<i>Mimosa</i> sp L. 1753	0,046	0,046	0,088	-	-	-	-	-	-
<i>Mimosa weddelliana</i> Benth. 1876	0,019	0,009	0,044	-	-	-	0,010	0,010	0,056
<i>Senna occidentalis</i> (L.) Link 1829	-	-	-	0,022	0,007	0,023	-	-	-
<i>Stylosanthes</i> sp. Sw. 1788	-	-	-	0,007	0,007	0,069	-	-	-
LAMIACEAE									
<i>Hyptis brevipes</i> Poit. 1806	0,102	0,000	0,000	-	-	-	-	-	-
<i>Hyptis crenata</i> Pohl ex Benth. 1833	-	-	-	0,015	0,000	0,000	-	-	-
LYTHRACEAE									
<i>Cuphea cf repens</i> Koehne 1877	-	-	-	0,015	0,007	0,000	-	-	-
MALPIGHIACEAE									
<i>Byrsonima orbignyana</i> A. Juss. 1840	0,074	0,037	0,044	0,216	0,201	0,064	0,109	0,059	0,030

ESPÉCIE	CERRADO			CAMPODE VAZANTE			PASTAGEM CULTIVADA		
	IIi	Oi	Bi	IIi	Oi	Bi	IIi	Oi	Bi
MALVACEAE									
Malvaceae Juss. 1789	0,046	0,028	0,053	0,007	0,007	0,069	0,010	0,010	0,056
<i>Melochia parvifolia</i> Kunth 1821 [1823]	-	-	-	-	-	-	0,069	0,059	0,048
<i>Melochia simplex</i> A. St.-Hil. 1825	0,056	0,028	0,044	0,045	0,045	0,069	0,010	0,000	0,000
<i>Sida cerradoensis</i> Krap. 1969	0,083	0,009	0,088	0,015	0,000	0,000	0,040	0,040	0,056
<i>Sida linifolia</i> Cav. 1785	0,009	0,009	0,088	-	-	-	-	-	-
<i>Abutilon</i> sp. Mill. 1754	-	-	-	0,007	0,007	0,069	-	-	-
<i>Waltheria communis</i> A. St.- Hil. 1825	0,574	0,000	0,000	0,187	0,007	0,003	0,386	0,000	0,000
MAYACACEAE									
<i>Mayaca fluviatilis</i> Aubl. 1775	-	-	-	0,007	0,000	0,000	-	-	-
MYRTACEAE									
<i>Eugenia tapacumensis</i> O. Berg 1854 [1856]	0,009	0,000	0,000	-	-	-	-	-	-
NYNPHAEACEAE									
<i>Nymphaea prolifera</i> Wiersema 1984	-	-	-	0,090	0,007	0,006	-	-	-
OLACACEAE									
<i>Ximenia americana</i> L. 1753	-	-	-	-	-	-	0,010	0,010	0,056
ONAGRACEAE									
<i>Ludwigia sedoides</i> (Bonpl.) H. Hara 1953	-	-	-	0,015	0,000	0,000	-	-	-
OPHIOGLOSSACEAE									
<i>Ophioglossum</i> sp L. 1753	-	-	-	0,007	0,000	0,000	-	-	-
PASSIFLORACEAE									
<i>Turnera melochioides</i> A. St.-Hil. & Cambess. 1830	-	-	-	-	-	-	0,030	0,020	0,037
PHYLLANTHACEAE									
<i>Phyllanthus amarus</i> Schumach. & Thonn. 1827	-	-	-	0,067	0,000	0,000	-	-	-
<i>Phyllanthus orbiculatus</i> Rich. 1792	-	-	-	0,007	0,000	0,000	-	-	-
PLANTAGINACEAE									
<i>Bacopa verticillata</i> (Pennell & Gleason) Pennell 1946	0,046	0,000	0,000	-	-	-	-	-	-
POACEAE									
<i>Andropogon bicornis</i> L. 1753	0,167	0,000	0,000	0,060	0,000	0,000	-	-	-
<i>Andropogon selloanus</i> (Hack.) Hack. 1904	0,028	0,009	0,029	-	-	-	-	-	-
<i>Aristida setifolia</i> Kunth 1815 [1816]	0,028	0,000	0,000	-	-	-	0,050	0,000	0,000
<i>Axonopus purpusii</i> (Mez) Chase 1925	0,296	0,000	0,000	0,672	0,082	0,008	0,040	0,000	0,000
<i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers. 1805	0,019	0,000	0,000	0,007	0,000	0,000	-	-	-

ESPÉCIE	CERRADO			CAMPODE VAZANTE			PASTAGEM CULTIVADA		
	Ili	Oi	Bi	Ili	Oi	Bi	Ili	Oi	Bi
<i>Digitaria</i> sp Haller 1768	-	-	-	0,022	0,000	0,000	-	-	-
<i>Elionurus muticus</i> (Spreng.) Kuntze 1898	0,019	0,000	0,000	-	-	-	-	-	-
<i>Hymenachne amplexicaulis</i> (Rudge) Nees 1829	0,083	0,009	0,010	0,022	0,000	0,000	0,010	0,000	0,000
<i>Mesosetum chaseae</i> Lucas 1942	0,333	0,000	0,000	0,127	0,015	0,008	0,020	0,000	0,000
<i>Panicum laxum</i> Sw. 1788	0,009	0,000	0,000	0,007	0,000	0,000	0,020	0,000	0,000
<i>Pappophorum</i> <i>krapovickasii</i> Roseng. 1975	0,009	0,000	0,000	-	-	-	-	-	-
<i>Paspalidium paludivagum</i> (Hitchc. & Chase) Parodi 1939	-	-	-	0,321	0,142	0,030	-	-	-
<i>Paspalum plicatulum</i> Michx. 1803	0,009	0,000	0,000	-	-	-	-	-	-
<i>Reimarochloa brasiliensis</i> (Spreng.) Hitchc. 1909	-	-	-	0,090	0,067	0,052	-	-	-
<i>Setaria</i> sp P. Beauv. 1812	0,083	0,000	0,000	0,134	0,015	0,008	0,010	0,000	0,000
<i>Sporobolus</i> sp. R. Br. 1810	0,009	0,000	0,000	-	-	-	-	-	-
<i>Urochloa dictyoneura</i> (Fig. & De Not.) Veldkamp 1996	-	-	-	-	-	-	0,535	0,168	0,018
<i>Urochloa humidicola</i> (Rendle) Morrone & Zuloaga 1992	0,139	0,000	0,000	-	-	-	0,376	0,000	0,000
POLYGONACEAE									
<i>Polygonum acuminatum</i> Kunth 1817 [1818]	0,019	0,000	0,000	-	-	-	-	-	-
PORTULACACEAE									
<i>Portulaca fluvialis</i> D. Legrand 1942	0,037	0,009	0,022	0,007	0,000	0,000	0,040	0,030	0,042
RUBIACEAE									
<i>Diodia kuntzei</i> K. Schum. 1888	-	-	-	-	-	-	0,020	0,010	0,028
<i>Richardia grandiflora</i> (Cham. & Schltdl.) Steud. 1841	0,157	0,028	0,016	0,209	0,045	0,015	0,040	0,020	0,028
Rubiaceae Juss. 1782	-	-	-	-	-	-	0,010	0,000	0,000
<i>Spermacoce quadrifaria</i> (E.L. Cabral) Govaerts 1996	0,056	0,019	0,029	0,007	0,007	0,069	-	-	-
<i>Spermacoce</i> sp. L. 1753	0,028	0,009	0,029	-	-	-	-	-	-
<i>Spermacoce verticillata</i> L. 1753	0,028	0,019	0,059	0,075	0,067	0,062	-	-	-
SMILACACEAE									
<i>Smilax fluminensis</i> Steud. 1841	0,009	0,009	0,076	-	-	-	-	-	-
SOLANACEAE									
<i>Solanum viarum</i> Dunal 1852	0,028	0,000	0,000	-	-	-	-	-	-
URTICACEAE									
<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul 1847	-	-	-	0,007	0,007	0,069	-	-	-

A disponibilidade das plantas nos habitats abertos diferiu entre as amostragens em sítios aleatórios e em sítios de alimentação (Tabela II). Ao empregar o índice de eletividade de Jacobs (U), foi possível observar que, ao utilizar a disponibilidade geral das espécies (não restrita aos sítios de alimentação), com amostras aleatórias, houveram plantas selecionadas (U entre 0 e 1). Quando este mesmo índice foi calculado utilizando-se a disponibilidade das espécies de plantas apenas nos sítios de alimentação, não houve seleção de nenhuma espécie (U' entre 0 e -1) (Tabela III).

A amplitude do nicho alimentar padronizado do veado-campeiro variou entre as três áreas: no campo de vazante o veado-campeiro apresentou maior amplitude de nicho ($\beta A = 0,417$), seguido pela área de pastagem cultivada ($\beta A = 0,250$), tendo a área com cerrado a menor amplitude de nicho ($\beta A = 0,156$).

Tabela II: Disponibilidade de espécies de plantas em habitats abertos de três paisagens no Pantanal da Nhecolândia, MS, de setembro de 2009 a outubro de 2010. **D** é a disponibilidade com amostragens aleatórias e **AS** é a disponibilidade com amostragens dos sítios de alimentação.

ESPÉCIE	CERRADO		CAMPO DE VAZANTE		PASTAGEM CULTIVADA	
	D	SA	D	SA	D	SA
<i>Abutilon</i> sp.	0,00	0,00	0,00	0,75	0,00	0,00
<i>Aeschynomene americana</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,97
<i>Aeschynomene ciliata</i>	0,00	0,93	0,00	0,00	0,00	0,99
<i>Aeschynomene fluminensis</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,99
<i>Aeschynomene paniculata</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,99
<i>Aeschynomene rudis</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	1,43	5,94
<i>Aeschynomene</i> sp.	1,32	6,48	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Andropogon bicornis</i>	10,53	16,67	12,00	5,97	1,43	0,00
<i>Andropogon selloanus</i>	0,00	2,78	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Annona dioica</i>	18,42	10,19	0,00	0,75	17,14	7,92
<i>Aristida setifolia</i>	10,53	2,78	0,00	0,00	12,86	4,95
<i>Attalea phalerata</i>	2,63	0,00	0,00	0,75	5,71	0,99
<i>Axonopus purpusii</i>	13,16	29,63	68,00	67,16	0,00	3,96
<i>Bacopa</i> sp.	0,00	0,00	2,67	0,00	0,00	0,00
<i>Bacopa verticillata</i>	0,00	4,63	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Bidens gardneri</i>	1,32	1,85	0,00	1,49	0,00	0,00
<i>Bromelia balansae</i>	1,32	0,00	1,33	0,00	0,00	0,99
<i>Byrsonima orbignyana</i>	19,74	7,41	14,67	21,64	0,00	10,89
<i>Caperonia castaneifolia</i>	0,00	6,48	8,00	20,15	1,43	2,97
<i>Caryocar brasiliense</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	5,94
<i>Cecropia pachystachya</i>	0,00	0,00	0,00	0,75	0,00	0,00
<i>Chamaecrista flexuosa</i>	1,32	6,48	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Chamaecrista serpens</i>	0,00	0,93	0,00	0,00	0,00	0,00

ESPÉCIE	CERRADO		CAMPO DE VAZANTE		PASTAGEM CULTIVADA	
	D	SA	D	SA	D	SA
<i>Chamesyce cf prostrata</i>	0,00	0,00	0,00	0,75	0,00	0,00
<i>Couepia uiti</i>	0,00	0,00	0,00	6,72	0,00	0,00
<i>Croton glandulosus</i>	0,00	7,41	0,00	2,24	0,00	0,00
<i>Cuphea cf repens</i>	0,00	0,00	0,00	1,49	0,00	0,00
<i>Curatella americana</i>	1,32	0,93	1,33	0,00	0,00	0,99
<i>Cynodon dactylon</i>	7,89	1,85	2,67	0,75	0,00	0,00
<i>Cyperaceae</i>	1,32	0,00	0,00	0,75	0,00	0,00
<i>Cyperus digitatus</i>	0,00	0,00	0,00	1,49	0,00	0,00
<i>Cyperus giganteus</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,99
<i>Desmodium barbatum</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,98
<i>Desmodium sp.</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,99
<i>Digitaria sp.</i>	0,00	0,00	0,00	2,24	1,43	0,00
<i>Diodia kuntzei</i>	2,63	0,00	8,00	0,00	0,00	1,98
<i>Eleocharis sp</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	4,29	7,92
<i>Eleusine indica</i>	1,32	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Elionurus muticus</i>	3,95	1,85	9,33	0,00	0,00	0,00
<i>Eragrostis sp</i>	0,00	0,00	12,00	0,00	1,43	0,00
<i>Eugenia tapacumensis</i>	0,00	0,93	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Euphorbia thymifolia</i>	0,00	0,93	8,00	12,69	1,43	2,97
<i>Hymenachne amplexicaulis</i>	1,32	8,33	10,67	2,24	0,00	0,99
<i>Hymenaea courbaril</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,99
<i>Hyptis brevipes</i>	1,32	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Hyptis crenata</i>	0,00	10,19	0,00	1,49	0,00	0,00
<i>Indigofera campestris</i>	0,00	0,00	0,00	0,75	0,00	0,00
<i>Licania parvifolia</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,99
<i>Ludwigia sedoides</i>	0,00	0,00	0,00	1,49	0,00	0,00
<i>Malvaceae</i>	0,00	4,63	1,33	0,75	0,00	0,99
<i>Mayaca fluviatilis</i>	0,00	0,00	1,33	0,75	0,00	0,00
<i>Melochia parvifolia</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	6,93
<i>Melochia simplex</i>	11,84	5,56	0,00	4,48	0,00	0,99
<i>Melochia villosa</i>	1,32	0,00	0,00	0,00	2,86	0,00
<i>Mesosetum chaseae</i>	25,00	33,33	52,00	12,69	1,43	1,98
<i>Mimosa sp.</i>	0,00	4,63	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Mimosa weddelliana</i>	1,32	1,85	0,00	0,00	1,43	0,99
<i>Nymphaea prolifera</i>	0,00	0,00	4,00	8,96	0,00	0,00
<i>Ophioglossum sp.</i>	0,00	0,00	0,00	0,75	0,00	0,00
<i>Oxycarium cubense</i>	0,00	0,00	0,00	0,75	0,00	0,00
<i>Panicum laxum</i>	0,00	0,93	0,00	0,75	2,86	1,98
<i>Pappophorum krapovickasii</i>	0,00	0,93	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Paspalidium paludivagum</i>	0,00	0,00	1,33	32,09	0,00	0,00
<i>Paspalum plicatulum</i>	0,00	0,93	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Phyllanthus amarus</i>	0,00	0,00	0,00	6,72	0,00	0,00
<i>Phyllanthus orbiculatus</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,75	0,00
<i>Polygonum acuminatum</i>	0,00	1,85	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Portulaca fluvialis</i>	6,58	3,70	0,00	0,75	2,86	3,96
<i>Reimarochloa brasiliensis</i>	0,00	0,00	0,00	8,96	0,00	0,00
<i>Rhynchospora trispicata</i>	0,00	0,00	12,00	0,00	1,43	0,00
<i>Richardia grandiflora</i>	30,26	15,74	10,67	20,90	5,71	3,96
<i>Scleria melaleuca</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,98
<i>Scoparia montividentis</i>	1,32	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Sebastiania hispida</i>	22,37	48,15	4,00	5,22	0,00	33,66
<i>Senna aculeata</i>	0,00	0,00	2,67	0,00	0,00	0,00

ESPÉCIE	CERRADO		CAMPO DE VAZANTE		PASTAGEM CULTIVADA	
	D	SA	D	SA	D	SA
<i>Senna occidentalis</i>	0,00	0,00	0,00	2,24	0,00	0,00
<i>Setaria</i> sp.	9,21	8,33	0,00	13,43	0,00	0,99
<i>Sida cerradoensis</i>	7,89	8,33	1,33	1,49	7,14	3,96
<i>Sida linifolia</i>	0,00	0,93	0,00	0,00	1,43	0,00
<i>Smilax fluminensis</i>	0,00	0,93	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Solanum viarum</i>	0,00	2,78	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Spermacoce quadrifaria</i>	3,95	5,56	4,00	0,75	0,00	0,00
<i>Spermacoce verticilata</i>	0,00	2,78	0,00	7,46	0,00	0,00
<i>Sporobolus</i> sp.	2,63	0,93	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Stilpnopappus trichospiroides</i>	2,63	17,59	0,00	1,49	0,00	0,99
<i>Stylosanthes</i> sp.	0,00	0,00	0,00	0,75	0,00	0,00
<i>Turnera melochioides</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,97
<i>Urochloa decumbens</i>	1,32	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Urochloa dictyoneura</i>	6,58	0,00	0,00	0,00	67,14	53,47
<i>Urochloa humidicola</i>	0,00	13,89	0,00	0,00	27,14	37,62
<i>Vernonia scabra</i>	5,26	7,41	0,00	0,00	1,43	0,00
<i>Vochysia divergens</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	1,43	0,00
<i>Waltheria albicans</i>	85,53	57,41	25,33	18,66	22,86	38,61
<i>Wedelia brachycarpa</i>	0,00	0,93	0,00	0,00	1,43	0,00
<i>Ximenia americana</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,99

Tabela III: Índice de Eletividade de Jacobs calculado para todas as espécies de plantas em habitats abertos de três paisagens no Pantanal da Nhecolândia, MS, de setembro de 2009 a outubro de 2010. U representa o índice calculado com base nos sítios de disponibilidade aleatórios e U' o índice calculado com base nos sítios de alimentação.

ESPÉCIE	CERRADO		CAMPO DE VAZANTE		PASTAGEM CULTIVADA	
	U	U'	U	U'	U	U'
<i>Abutilon</i> sp.	-	-	1,00	0,00	-	-
<i>Aeschynomene americana</i>	-	-	-	-	-0,01	-0,20
<i>Aeschynomene ciliata</i>	-1,00	-1,00	-	-	-1,00	-1,00
<i>Aeschynomene fluminensis</i>	-	-	-	-	-	-1,00
<i>Aeschynomene paniculata</i>	-	-	-	-	-0,01	0,00
<i>Aeschynomene rudis</i>	-	-	-	-	0,44	-0,10
<i>Aeschynomene</i> sp.	0,06	-0,01	-	-	-	-
<i>Andropogon bicornis</i>	-1,00	-1,00	-1,00	-1,00	-1,00	-
<i>Andropogon selloanus</i>	-0,41	-0,50	-	-	-	-
<i>Annona dioica</i>	-0,70	-0,47	-	-1,00	-0,74	-0,46
<i>Aristida setifolia</i>	-1,00	-1,00	-	-	-1,00	-1,00
<i>Attalea phalerata</i>	-1,00	-	-1,00	-1,00	-1,00	-1,00
<i>Axonopus purpusii</i>	-1,00	-1,00	-0,94	-0,89	-1,00	-1,00
<i>Bacopa verticillata</i>	-1,00	-1,00	-1,00	-	-	-
<i>Bidens gardneri</i>	-1,00	-1,00	-1,00	-1,00	-	-
<i>Bromelia balansae</i>	-1,00	-	-1,00	-	-1,00	-1,00
<i>Byrsonima orbignyana</i>	-0,68	-0,34	-0,02	-0,12	0,34	-0,31
<i>Caperonia castaneifolia</i>	-1,00	-1,00	-0,56	-0,65	-0,34	-0,50
<i>Caryocar brasiliense</i>	-	-	-	-	0,51	-0,01
<i>Cecropia pachystachya</i>	-	-	-0,12	0,00	-	-
<i>Chamaecrista flexuosa</i>	-0,53	-0,56	-	-	-	-
<i>Chamaecrista serpens</i>	-1,00	-1,00	-	-	-	-

ESPÉCIE	CERRADO		CAMPO DE VAZANTE		PASTAGEM CULTIVADA	
	U	U'	U	U'	U	U'
<i>Chamesyce cf prostrata</i>	-	-	-	-1,00	-	-
<i>Couepia uiti</i>	-	-	1,00	-0,01	-	-
<i>Croton glandulosus</i>	-0,53	-0,60	-	-1,00	-1,00	-
<i>Curatella americana</i>	-1,00	-1,00	-1,00	-	-0,01	0,00
<i>Cuphea cf repens</i>	-	-	-0,12	-0,33	-	-
<i>Cynodon dactylon</i>	-1,00	-1,00	-1,00	-1,00	-	-
Cyperaceae	-1,00	-	-	-1,00	-	-
<i>Cyperus digitatus</i>	-	-	-1,00	-1,00	-	-
<i>Cyperus giganteus</i>	-	-	-	-	-1,00	-1,00
<i>Desmodium barbatum</i>	-	-	-	-	-1,00	-1,00
<i>Desmodium sp</i>	-	-	-	-	-0,01	0,00
<i>Digitaria sp</i>	-	-	-1,00	-1,00	-1,00	-
<i>Diodia kuntzei</i>	-1,00	-	-1,00	-	-0,34	-0,33
<i>Eleocharis sp</i>	-	-	-	-	-1,00	-1,00
<i>Eleusine indica</i>	-1,00	-	-	-	-1,00	-
<i>Elionurus muticus</i>	-1,00	-1,00	-1,00	-	-	-
<i>Eragrostis sp.</i>	-	-	-1,00	-	-1,00	-
<i>Eugenia tapacumensis</i>	-1,00	-1,00	-	-	-	-
<i>Euphorbia thymifolia</i>	-1,00	-1,00	-0,13	-0,38	-0,01	-0,20
<i>Hymenachne amplexicaulis</i>	-0,79	-0,80	-1,00	-1,00	-	-1,00
<i>Hymenaea courbaril</i>	-	-	-	-	-0,01	0,00
<i>Hyptis brevipes</i>	-1,00	-1,00	-	-1,00	-1,00	-
<i>Hyptis crenata</i>	-1,00	-	-1,00	-	-	-
<i>Indigofera campestris</i>	-	-	-0,12	0,00	-	-
<i>Licania parvifolia</i>	-	-	-	-	-0,01	0,00
<i>Ludwigia sedoides</i>	-	-	-	-1,00	-	-
Malvaceae	-0,14	-0,25	-0,44	0,00	-0,01	0,00
<i>Mayaca fluviatilis</i>	-	-	-1,00	-1,00	-	-
<i>Melochia simplex</i>	-0,62	-0,34	0,23	0,00	-	-1,00
<i>Melochia parvifolia</i>	-	-	-	-	-0,01	-0,09
<i>Melochia villosa</i>	-1,00	-	-	-	-1,00	-
<i>Mesosetum chaseae</i>	-1,00	-1,00	-0,96	-0,79	-1,00	-1,00
<i>Mimosa sp.</i>	0,13	0,00	-	-	-	-
<i>Mimosa weddelliana</i>	-0,41	-0,33	-	-	-0,34	0,00
<i>Nynphaea prolifera</i>	-	-	-0,68	-0,85	-	-
<i>Ophioglossum sp.</i>	-	-	-1,00	-1,00	-	-
<i>Oxycarium cubense</i>	-	-	-	-1,00	-	-
<i>Panicum laxum</i>	-1,00	-1,00	1,00	-0,60	-1,00	-1,00
<i>Pappophorum krapovickasii</i>	-1,00	-1,00	-	-	-	-
<i>Paspalidium paludivagum</i>	-	-	0,22	-0,48	-	-
<i>Paspalum plicatulum</i>	-1,00	-1,00	-	-	-	-
<i>Phyllanthus amarus</i>	-	-	-1,00	-1,00	-	-
<i>Phyllanthus orbiculatus</i>	-	-	-	-1,00	-	-
<i>Polygonum acuminatum</i>	-1,00	-1,00	-	-	-	-
<i>Portulaca fluvialis</i>	-0,76	-0,60	-1,00	-1,00	0,20	-0,15
<i>Reimarochloa brasiliensis</i>	-	-	0,58	-0,15	-	-
<i>Rhynchospora sp.</i>	-	-	-1,00	-	-1,00	-
<i>Richardia grandiflora</i>	-0,87	-0,71	-0,65	-0,67	-0,58	-0,33
Rubiaceae	-	-	-	-	-	-1,00
<i>Scleria melaleuca</i>	-	-	-	-	-1,00	-1,00
<i>Scoparia montividentis</i>	-	-	-	-	-1,00	-
<i>Sebastiania hispida</i>	-0,07	-0,47	-0,20	-0,01	0,47	-0,42

ESPÉCIE	CERRADO		CAMPO DE VAZANTE		PASTAGEM CULTIVADA	
	U	U'	U	U'	U	U'
<i>Senna aculeata</i>	-	-	-1,00	-	-	-
<i>Senna occidentalis</i>	-	-	-0,44	-0,50	-	-
<i>Setaria</i> sp.	-1,00	-1,00	0,22	-0,80	-1,00	-1,00
<i>Sida cerradoensis</i>	-0,73	-0,64	-1,00	-1,00	-0,22	0,00
<i>Sida linifolia</i>	0,12	0,00	-	-	-1,00	-
<i>Smilax fluminensis</i>	0,12	0,00	-	-	-	-
<i>Solanum viarum</i>	-1,00	-1,00	-	-	-	-
<i>Scoparia montividenis</i>	-1,00	-	-	-	-	-
<i>Spermacoce quadrifaria</i>	-0,57	-0,50	-0,59	0,00	-	-
<i>Spermacoce</i> sp.	-0,41	-0,50	-	-	-	-
<i>Spermacoce verticilata</i>	-0,08	-0,20	0,58	-0,06	-	-
<i>Sporobolus</i> sp.	-1,00	-1,00	-	-	-1,00	-
<i>Stilpnopappus trichospiroides</i>	-0,51	-0,54	-1,00	-1,00	-	-1,00
<i>Stylosanthes</i> sp.	-	-	1,00	0,00	-	-
<i>Turnera melochioides</i>	-	-	-	-	0,33	-0,20
<i>Urochloa dictyoneura</i>	-1,00	-	-	-	-0,86	-0,70
<i>Urochloa humidicola</i>	-1,00	-1,00	-	-	-1,00	-1,00
<i>Vernonia scabra</i>	-0,32	-0,24	-	-	-1,00	-
<i>Vochysia divergens</i>	-	-	-	-	-1,00	-
<i>Waltheria communis</i>	-1,00	-1,00	-0,96	-0,93	-1,00	-1,00
<i>Wedelia brachycarpa</i>	-1,00	-1,00	-	-	-1,00	-
<i>Ximenia americana</i>	-	-	-	-	-0,01	0,00

DISCUSSÃO

A diversidade de espécies vegetais variou entre os habitats abertos das três paisagens estudadas no Pantanal da Nhecolândia. Conforme esperado, a paisagem alterada com pastagem cultivada apresentou menor diversidade e maior índice de dominância. A paisagem de cerrado apresentou a maior diversidade. Os campos de vazante são sujeitos à inundação extensiva, o que pode restringir a diversidade de espécies adaptadas a esta condição ambiental. Por outro lado, a introdução de pastagens cultivadas altera a composição das comunidades vegetais, com predomínio de gramíneas exóticas. Essa maior dominância pode ser atribuída às duas espécies exóticas cultivadas na área (*Urochloa dictyoneura* e *Urochloa humidicola*) que se mostraram mais freqüentes tanto nas amostragens aleatórias, como nas amostragens dos sítios de alimentação de veado-campeiro. A dominância de uma ou duas espécies pode ser

benéfica ou não para os herbívoros, e isso vai depender de quais espécies são dominantes. Se for uma espécie de forrageira chave na dieta do herbívoro, pode ser benéfico, porém, se for uma espécie que não faz parte da dieta, pode influenciar negativamente a população. Neste estudo, o uso de espécies de *Urochloa* por veado-campeiro não foi expressivo, e os resultados obtidos indicam que isso pode estar ocorrendo no Pantanal porque o veado-campeiro evita o consumo de *Urochloa*. O uso de *Urochloa* por veado-campeiro foi restrito a folhas jovens e inflorescências onde espécies de forrageiras preferidas não ocorrem.

A quantidade média de plantas por parcela amostrada mostrou que a pastagem cultivada apresentou apenas duas espécies por parcela sendo o habitat com menor riqueza. Isso pode ser atribuído à dominância das espécies exóticas cultivadas, como a *Urochloa dictyoneura*, presente em 67% das parcelas aleatórias e a *Urochloa humidicola*, presente em 27% das parcelas aleatórias. É importante destacar que as duas espécies são cultivadas em áreas diferentes ficando a primeira em áreas mais altas e secas, e a segunda em áreas mais baixas e úmidas. Sendo assim, pode-se afirmar que as gramíneas exóticas estavam presentes em 94% das parcelas aleatoriamente amostradas.

A menor amplitude de nicho alimentar no cerrado pode ser atribuída à alta disponibilidade de espécies importantes para a dieta do veado-campeiro, como *Sebastiania hispida* e *Byrsonima orbignyana*, diminuindo o consumo de outras espécies.

Sebastiania hispida, (mercúrio) é uma planta perene, pioneira, que varia de erva a arbusto e ocorre principalmente em formações de cerrado e campo cerrado dominadas por canjiqueira (*B. orbignyana*) e por capim-carona (*Elyonurus muticus*), borda de cordilheiras e áreas desmatadas e gradeadas (Pott & Pott 1994). Em anos mais secos pode apresentar um aumento considerável na sua abundância formando extensas

manchas nas pastagens, sendo então considerada uma relevante invasora na sub-região da Nhecolândia (Allen & Valls 1987). Santos et al. (2002), estudando a composição da dieta de bovinos, verificou que o mercúrio praticamente não é consumido e sugeriu que a preferência ou não de determinadas espécies vegetais pode estar relacionada com a presença de compostos químicos secundários que inibem o consumo. Um estudo fitoquímico realizado por Honda et al. (1990), mostrou que *S. hispida* apresenta compostos secundários, tais como triterpenóides, flavonóides, taninos e saponinas, porém a presença destes compostos não impediram que o veado-campeiro utilizasse esta espécie como importante recurso alimentar.

Na paisagem de pastagem cultivada, observou-se o consumo expressivo de espécies de forrageiras que não são freqüentes na dieta de *Ozotoceros bezoarticus* em habitats nativos, como *Curatella americana*, *Turnera melochioides* e *Portulaca fluvialis*, que pode ser atribuído à menor disponibilidade ou até mesmo ausência das espécies preferidas, tais como a *Indigofera campestris*, *Spermacoce quadrifaria* e *Spermacoce verticillata*. Um estudo sobre os requerimentos nutricionais de *Ozotoceros bezoarticus*, e comparação da composição nutricional dessas espécies poderá indicar se essa substituição é saudável ou não para indivíduos da espécie. Reduções na reprodução resultantes da limitação de alimentos já foram reportadas para algumas espécies de ungulados (Skogland 1986). Declínios na ingestão alimentar podem resultar em condições corporais desfavoráveis, levando a uma redução na taxa reprodutiva e ao aumento da taxa de mortalidade e emigração, e subsequente à redução do número de indivíduos na população (Kie 1988).

A seleção de habitat pode ser estudada em quatro níveis: seleção de primeira ordem que se refere ao alcance geográfico da espécie; seleção de segunda ordem que se refere à área de vida dentro de uma área total disponível; seleção de terceira ordem é a

seleção de categorias de habitats dentro da área de vida; seleção de quarta ordem é a seleção de itens alimentares dentro de sítios de alimentação (Johnson 1980; Aebischer & Robertson 1993), porém, sua ocorrência pode não ser visível, dependendo da escala em que é amostrada. Este fato pode ser observado na diferença encontrada entre os índices de eletividade de Jacobs calculados com amostragens aleatórias e com os sítios de alimentação de veado-campeiro. Esta diferença provavelmente ocorreu devido ao nível da disponibilidade que foi abordado: um considerou a disponibilidade em toda a paisagem, através das amostragens aleatórias; outro considerou apenas a disponibilidade nos sítios de alimentação. Sendo assim, plantas que são pouco abundantes na paisagem, podem ser muito abundantes em uma pequena porção do habitat utilizada pelo herbívoro para forrageio, já que os padrões de movimento durante o forrageio é determinado pela quantidade e qualidade dos recursos (Prins & Langevelde 2008). Como o uso é proporcional à disponibilidade na área de forrageamento (por conta da escolha pelos veados de áreas com maior disponibilidade das plantas preferidas), as plantas selecionadas não são evidenciadas. Porém, ao considerar a disponibilidade em toda a paisagem, as plantas selecionadas passam a ser evidenciadas. Em habitats mais homogêneos pode não haver essa diferença, pois a composição nas parcelas de forrageio não difere muito do que está disponível em todo o habitat. Porém, em habitats heterogêneos, como o Pantanal, há variação na composição de áreas dentro do mesmo habitat, mesmo em monoculturas, pois a variação no micro-relevo influencia fortemente na composição da paisagem.

Utilizando o índice de seleção padronizado de Manly, o número de espécies selecionadas foram maiores se comparados com o índice de eletividade de Jacobs. Isso se deve pela forma diferente de calcular esses índices. No caso do Índice de Jacobs, a análise é mais simples, que utiliza a frequência de consumo de determinado recurso em

todos os sítios de alimentação. Já o índice de seleção padronizado utiliza a frequência de consumo de determinado recurso apenas nos sítios em que esse recurso estava disponível.

O presente estudo mostrou que há diferenças na composição, disponibilidade e seleção de recursos forrageiros pelo *Ozotoceros bezoarticus*. As gramíneas exóticas implantadas no Pantanal são evitadas pela espécie, por isso paisagens dominadas por *Urochloa* spp. podem afetar profundamente a biologia da espécie. Há necessidade de estudos nutricionais que mostrem se as substituições de espécies consumidas pelo veado-campeiro por pastagens exóticas atendem os requerimentos nutricionais da espécie. Monitoramentos em longo prazo para observar a dinâmica da população, medindo parâmetros populacionais tais como crescimento, mortalidade e reprodução, são importantes para a avaliação detalhada dos impactos causados pela alteração da paisagem na população de veado-campeiro.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ADÂMOLI, J. 1982. O pantanal e suas relações fitogeográficas com os cerrados. Discussão sobre o conceito “Complexo do Pantanal” – Congresso Nacional de Botânica, Terezina. **Sociedade Brasileira de Botânica** 32: 109-119.

AEBISCHER, N.J. & ROBERTSON, P.A. 1993. Compositional analysis of habitat use from animal radio-tracking data. **Ecology** 74: 1313-1325.

ALLEN, A.C.; VALLS, J.F.M. **Recursos forrageiros nativos do Pantanal**. EMBRAPA-CENARGEM Documentos, Brasília, v. 8, 1987.

BERGMAN; C.M.; FRYXELL, J.M.; GATES, C.C.; FORTIN, D. 2001. Ungulate foraging strategies: energy maximizing or time minimizing? **Journal of Animal Ecology** 70: 289–300

BERNDT, A. 2005. Nutrição e ecologia nutricional de cervídeos brasileiros em cativeiro e no Parque Nacional das Emas, Goiás. Tese de doutorado, Universidade de São Paulo, Piracicaba, Brasil.

CARDOSO, E.L.; CRISPIM, S.M.A.; RODRIGUES, C.A.G. & BARIONI, W. 2000a. Biomassa aérea e produção primária do estrato herbáceo em campo de *Elyonurus muticus* submetido à queima anual, Pantanal. **Pesquisa Agropecuária Brasileira** 35: 1501-1507.

CARDOSO, E.L.; CRISPIM, S.M.A.; RODRIGUES, C.A.G. & BARIONI, W. 2000b. Composição e dinâmica da biomassa aérea após a queima em savana gramíneolenhosa no Pantanal. **Pesquisa Agropecuária Brasileira** 35: 2309-2316.

CARDOSO, E.L.; CRISPIM, S.M.A.; RODRIGUES, C.A.G. & BARIONI, W. 2000c. Avaliação da composição química da matéria seca do “caronal” com e sem queima no Pantanal, MS. **III Simpósio sobre Recursos Naturais e Sócio-econômicos do Pantanal**. Corumbá, MS.

CARDOSO, E.L.; CRISPIM, S.M.A.; RODRIGUES, C.A.G. & BARIONI, W.J. 2003. Efeitos da queima na dinâmica da biomassa aérea de um campo nativo no Pantanal. **Pesquisa Agropecuária Brasileira** 38: 747-752.

COMASTRI FILHO, J.A. 1984. Pastagens nativas e cultivadas no Pantanal Mato-Grossense. **Circular Técnica – EMBRAPA Pantanal** 13.

DELLAFIORE, C.M.; DEMARÍA, M.; MACEIRA, N. & BUCHER, E. 2003. Distribution and abundance of the pampas deer in San Luis Province, Argentina. **Mastozoologia Neotropical** 10: 41-47.

DEMARÍA, M.R.; MCSHEA, W.; KOY, K. & MACEIRA, N.O. 2003. Pampas deer conservation with respect to habitat loss and protected area considerations in San Luis, Argentina. **Biological Conservation** 115:121-130

DESBIEZ, A.L.; SANTOS, S.A.; ALVAREZ, J.M.; TOMAS, W.M. 2010. Forage use in domestic cattle (*Bos indicus*), capybara (*Hydrochoerus hydrochaeris*) and pampas deer (*Ozotoceros bezoarticus*) in a seasonal Neotropical wetland. **Mammalian Biology** 76: 351-357. Doi 10.1016. Disponível em: <http://ijjkk.com/science>.

EISENBERG, J.F. & REDFORD, K.H. 1999. **Mammals of the Neotropics The Central Neotropics**, Vol. 3. The University of Chicago Press, Chicago and London.

GONZÁLEZ, S.; MALDONADO, J.E; LEONARD, J.A.; VILÁ, C.; DUARTE, J.M.B.; MERINO, M.; ZORRILLA, N.B. & WAYNE, R.K. 1998. Conservation genetics of the endangered pampas deer (*Ozotoceros bezoarticus*). **Molecular ecology** 7: 47-56.

GONZÁLEZ, S.; ÁLVARES-VALIN & MALDONADO, J.E. 2002. Morphometric differentiation of endangered pampas deer (*Ozotoceros bezoarticus*), with description of new subspecies from Uruguay. **Journal of Mammalogy** 83: 1127-1140.

HARRIS, M.B.; ARCANGELO, C.; PINTO, E.C.T.; CAMARGO, G.; RAMOS NETO, M.B. & SILVA, S.M. 2005. Estimativas de perda da área natural da Bacia do Alto Paraguai e Pantanal Brasileiro. Relatório técnico não publicado. **Conservação Internacional**, Campo Grande, MS.

HOBBS, N.T. & SWIFT, D.M. 1985. Estimates of habitat carrying capacity incorporating explicit nutritional constraints. **Journal of Wildlife Management**. 49:814-822.

HONDA, N.K.; GARCEZ, W.S.; GARCEZ, F.R.; CONCEIÇÃO, C.A. 1990. Estudo químico de plantas de Mato Grosso do Sul I: triagem fitoquímica. **Revista Científica e Cultural UFMS** 5 (1): 37-46.

HURLBERT, S.H. 1978. The measurement of niche overlap and some relatives. **Ecology** 59: 67-77.

JACKSON, J.E. 1987. *Ozotoceros bezoarticus*. **Mammalian Species** 295: 1-5.

JACKSON, J.E. & GIULIETTI, J.D. 1988. The food habits of pampas deer *Ozotoceros bezoarticus celer* in relation to its conservation in a relict natural grassland in Argentina. **Biological Conservation** 45: 1-10

JACOBS, J. 1974. Quantitative measurements of food selection. **Oecologia** 14: 413-417.

JENKINS, D.A.; SCHAEFER, J.A.; ROSATTE, R.; BELLHOUSE, T.; HAMR, J. & MALLORY, F.F. 2007. Winter resource selection of reintroduced elk and sympatric white-tailed deer at multiple spatial scales. **Journal of Mammalogy** 88 (3): 614-624.

JOHNSON, D.H. 1980. The comparison of usage and availability measurements for evaluating resource preference. **Ecology** 61: 65-71.

JUNK, W.J. & SILVA, C. 1999. O conceito do pulso de inundação e suas implicações para o Pantanal de Mato Grosso. In: **II Simpósio sobre Recursos Naturais e Socioeconômicos do Pantanal: Manejo e Conservação**. Pp. 17-28. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa Pantanal), Corumbá, Brasil.

JUNK, W.J. & CUNHA, C.N. 2005. Pantanal: a large South American Wetland at a crossroads. **Ecological Engineering** 24: 391-401.

KIE, J.G. 1988. Performance in wild ungulates: measuring population density and condition of individuals. Gen.Tech.Resp. PSW-106. Berkeley, CA: Pacific Southwest Forest and Range Experiment Station, Forest Service, U.S. Department of Agriculture.

LACERDA, A.C.R. 2008. Ecologia e estrutura social de veado-campeiro (*Ozotoceros bezoarticus*) no Pantanal. Tese de doutorado, Universidade de Brasília, Brasília, Brasil.

LEÓN, J. 2000. **Botânica de los cultivos tropicales**, IICA, 3ª ed.

LEVINS, R. 1968. **Evolution in Changing Environments: Some Theoretical Explorations**. Princeton University Press, Princeton, New Jersey.

LIMA BORGES, P.A.; TOMAS, W.M. ; LACERDA, A.C.R. ; TORTATO, F.R. ; PEREIRA, A.W. 2006. Contenção de *Ozotoceros bezoarticus* no Pantanal com associação zolazepam+ tiletamina+ xilazina+ atropina e reversão com ioimbina. In: **VII Congresso Internacional sobre manejo de fauna silvestre na Amazônia e América Latina**, Ilhéus.

MACARTHUR, R.H. & PIANKA, E. 1966. On optimal use of patchy environments. **The American Naturalist** 100: 603 – 609.

MANLY, B.; MCDONALD, L.; THOMAS, D.; MCDONALD, T.L. & ERICKSON, W.P. 2002. **Resource selection by animal: Statistical Design and Analysis for Field Studies**. Chapman & Hall, London, UK.

MERINO, M.L. 1994. Situación Del "venado de las pampas" (*Ozotocerus bezoarticus* Linneus 1758) en la República Argentina. Pp. 144-154. In: **Evaluación de la viabilidad de La población y el habitat del "venado de las pampas" (*Ozotocerus bezoarticus* Linneus 1758)**. Publicación del UICN/SSC/CBSG Minnesota. Pp.

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

NONACS, P. 1993. Is satisficing an alternative to optimal foraging theory? **Oikos**, **67**: 371–375.

PAUTASSO, A.A.; PEÑA, M.I.; MASTROPAOLO, J.M. & MOGGIA. 2002. Distribución y conservación del venado de las pampas (*Ozotoceros bezoarticus leucogaster*) en el norte de Santa Fé, Argentina. **Mastozoología Neotropical** **9**:64-69.

PINDER, L. 1997. Niche overlap among brown brocket deer, pampas deer, and cattle in the Pantanal of Brazil. Tese de doutorado, University of Florida, Gainesville

POTT, A. & POTT, V.J. 1994. **Plantas do Pantanal**. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, Centro de Pesquisa Agropecuária Do Pantanal. Corumbá, Ms: Embrapa.

PRINS, H.H.T. & VAN LANGEVELDE, F. 2008. **Resource Ecology: spatial and temporal dynamics of foraging**. Springer, Dordrecht

RODELA, L.G.; QUEIROZ NETO, J.P.; SANTOS, S.A. 2007. Classificação das pastagens nativas do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul, por meio de imagens de satélite. **Anais do XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**, Florianópolis, Brasil, INPE. p.4187-4194.

RODRIGUES, F.H.G. & MONTEIRO-FILHO, E.L.A. 1999. Feeding behavior of the pampas deer: A grazer or a browser? **Deer Specialist Group News** **15**: 12-1.

RODRIGUES, F.H.G. & MONTEIRO-FILHO, E.L.A. 2000. Home range and activity patterns of pampas deer in Emas National Park, Brazil. **Journal of Mammalogy** **81**: 1136-1142.

SEIP, D.R.; JOHNSON, C.J. & WATTS, G.S. 2007. Displacement of mountain caribou from winter habitat by snowmobiles. **Journal of Wildlife Management** **71**:1539–1544

SANTOS, S. A.; COSTA, C.; SOUZA, G. S.; POTT, A.; ALVAREZ, J. M.; MACHADO, S. R. Composição botânica da dieta de bovinos em pastagem nativa na sub-região da Nhecolândia, Pantanal. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v.31, n.4, p. 1642-1662, 2002.

SKOGLAND, T. 1986. Density dependent food limitation and maximal production in wild reindeer herds. **Journal of Wildlife Management** **50**: 314-319.

SOARES, A.C. & SANTOS, S.A. 1996. Identificação da composição botânica da dieta do veado-campeiro (*Ozotocerus bezoarticus leucoagaster*) na Nhecolândia, Pantanal. In: **II Simpósio sobre Recursos Naturais e Sócio-econômicos do Pantanal**, Corumbá, MS

STEPHENS, D.W. & KREBS, J.R. 1986. **Foraging Theory**. Princeton University Press, Princeton, New Jersey, USA

TOMÁS, W.M. 1995. Seasonality of the antler cycle of pampas deer (*Ozotoceros bezoarticus leucogaster*) from the Pantanal Wetland, Brazil. **Studies Neotropical Fauna Environment** **30**: 221-227

TOMÁS, 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.

TOMAS, W.M.; TIEPOLO, L.M. & DUARTE, J.M.B. 2010. Ordem Artiodactyla. P.495-506 In:
| Reis, N.R., Peracchi, A.L.; Fregonezi, M.N. & Rossaneis, B.K. (Eds) **Mamíferos do Brasil**. Guia de
Identificação. Technical books, Rio de Janeiro, 557 p.

WATSON, L.H. & OWEN-SMITH. 2000. Diet composition and habitat selection of eland in semi-arid
shrubland. **African Journal of Ecology** **38**: 130-137.

CAPÍTULO 2:

DENSIDADE E AGREGAÇÃO DE VEADO-CAMPEIRO, *Ozotoceros bezoarticus* (ARTIODACTYLA, CERVIDAE), EM TRÊS DIFERENTES PAISAGENS NO PANTANAL

ABSTRACT

The pampas deer, *Ozotoceros bezoarticus*, is listed as near threatened in the IUCN Red List. The effects of the replacement of native vegetation by cultivated pastures on the pampas deer population in the Pantanal are still unknown. The objective of this study was to verify the variation of deer density and aggregation of foraging locations among three different landscapes (Cerrado savanna woodlands, seasonally flooded grasslands, and cultivated pastures with exotic grass species) in the Pantanal. Density was estimated in the three landscapes using the distance sampling technique, with 6 to 8 transect in each study area, from May to October, 2010. Sixty deer were captured, marked and intensively monitored from September 2009 to October 2010. The locations were examined to evaluate their level of aggregation in foraging sites, bases on locations of 3 marked individuals in each study area. A circular plot with 200m radius was placed in each location point, and all pampas deer feeding locations inside the plot were counted. To test the differences in aggregation among the study areas, Kruskal-Wallis and Kolmogorov-Smirnov non-parametric tests were used. The deer density in open areas was 5.77 ± 1.36 individuals/km² in the Cerrado landscape, 5.45 ± 1.16 individuals/km² in the seasonally flooded grassland landscape, and 5.97 ± 1.12 individuals/km² in the cultivated pastures landscape. The average aggregation was 4.86 ± 1.6 at the cultivated pasture landscape, 2.65 ± 1.30 at the seasonally flooded grassland landscape, and 2.36 ± 1.14 in the Cerrado landscape, with significant difference between the natural landscapes and the cultivated pasture landscape ($p < 0,001$). Despite the densities among the study areas did not differ substantially, there was higher deer aggregation in foraging sites in the landscape altered by implantation of cultivated pastures, what may be a result of restrict distribution of resources in midst a plant community dominated by exotic grass species.

Keywords: density, distance sampling, aggregation, cultivated pastures

RESUMO

O veado-campeiro, *Ozotoceros bezoarticus*, encontra-se listado como quase ameaçado na lista da IUCN, com exceção do Pantanal. Porém, não se sabe qual o efeito da substituição das paisagens naturais por pastagens cultivadas com espécies exóticas sobre a população de veado-campeiro na região. O objetivo do presente estudo foi verificar a variação nas densidades e na concentração de pontos de forrageio de veado-campeiro em três paisagens diferentes (cerrado, campos de vazante e pastagem cultivada com gramíneas exóticas), no Pantanal da Nhecolândia. As densidades de veado-campeiro nas três paisagens estudadas foram estimadas utilizando-se o método de amostragem de distâncias, em seis a oito transectos em cada uma das paisagens estudadas, entre maio e outubro de 2010. Sessenta indivíduos de veado-campeiro foram capturados, marcados e intensamente procurados entre setembro de 2009 e outubro de 2010 (período seco). Todos os pontos de localização foram examinados para avaliar a agregação em áreas de alimentação de três indivíduos sorteados para cada área de estudo. Foi determinada uma circunferência de 200 metros de raio em cada ponto de localização, dentro da qual o número de pontos de localização de veados campeiros foi contabilizado. Para testar as diferenças da agregação das localizações foram aplicados os testes estatísticos não-paramétricos Kruskal-Wallis e Kolmogorov-Smirnov. A densidade de indivíduos em habitats abertos foi $5,77 \pm 1,36$ indivíduos/km² no cerrado, $5,45 \pm 1,16$ indivíduos/km² nos campos de vazante e $5,97 \pm 1,12$ indivíduos/km² na pastagem cultivada. A agregação média foi de $4,86 \pm 1,96$ para pastagem cultivada, $2,65 \pm 1,30$ para campos de vazante e $2,36 \pm 1,14$ para cerrado, com diferenças significativas entre as paisagens naturais e a pastagem cultivada ($p < 0,001$). Apesar das densidades não diferirem muito entre as paisagens estudadas, houve uma maior agregação de veados em áreas de forrageio na paisagem dominada por pastagem cultivada o que pode ser resultado da distribuição restrita de recursos no meio da comunidade dominada por gramíneas exóticas.

Palavras-chaves: densidade, amostragem de distâncias, agregação, pastagem cultivada

INTRODUÇÃO

O veado-campeiro, *Ozotoceros bezoarticus* Linnaeus 1758 (Artiodactyla, Cervidae) é um cervídeo de médio porte que vive em grupos, exibe hábitos diurnos, e ocupa áreas abertas (Tomas et al. 2010). Por estas razões pode ser visto com certa facilidade nos locais onde habita. A sua distribuição original era ampla, ocupando ambientes abertos do Brasil, Bolívia, Paraguai, Argentina e Uruguai, entre 5° e 40° S (Jackson 1987; Eisenberg & Redford 1999).

Atualmente, a espécie está listada como quase ameaçada na Lista Vermelha da IUCN (2010) e encontra-se restrita a um número pequeno de populações, extremamente ameaçadas, principalmente na Argentina, Bolívia, Paraguai e Uruguai (González et al. 2002; Tomas et al. 2010). As populações da Argentina e do Uruguai são as menores e mais ameaçadas, além de altamente isoladas (González et al. 1998, 2002; Pautasso 2002; Dellafiore et al. 2003). As principais causas apontadas para o declínio nas populações de veado-campeiro são perda e fragmentação do habitat por conversão das pastagens nativas para agricultura e pecuária, caça, competição por recursos com o gado e transmissão de doenças de gado para a espécie (Jackson & Giullieti 1988; Merino 1994; Demarí et al. 2003).

O Pantanal brasileiro é uma exceção a este cenário, pois a população da espécie foi estimada em torno de 60.000 indivíduos (Mourão et al. 2000), e apresenta as maiores densidades já reportadas em sua área de distribuição (Tomás et al. 2001). O Pantanal apresenta extensas áreas de campo limpo, que são os habitats preferenciais do veado-campeiro (Leeuwenberg et al. 1997; Lacerda 2008; Vila et al. 2008). Essas áreas de campo limpo também têm sido usadas para a criação de gado há mais de duzentos anos na região, onde os veados convivem de maneira harmoniosa com os bovinos (Desbiez et al., 2010). No entanto, nas últimas décadas tem havido uma intensificação do sistema

tradicional de produção, que tem causado mudanças na paisagem e na composição dos habitats, levantando preocupações quanto à conservação da fauna silvestre neste ecossistema. A substituição das pastagens naturais e outros tipos de vegetação por pastagens cultivadas com espécies exóticas têm sido utilizada como alternativa para melhorar a produtividade da pecuária, contudo, não se sabe qual é o efeito dessas mudanças sobre a fauna local (Junk & Cunha 2005; Harris et al. 2005). Inicialmente, as pastagens eram cultivadas em áreas desmatadas de cordões de mata decídua e semi-decídua, conhecidas como cordilheiras (Junk & Silva 1999), porém, nos últimos anos a prática mais comum tem sido a substituição de campos nativos, como os caronais (formação vegetacional dominada por capim-carona, *Elyonurus muticus*) para a formação de pastagens cultivadas com gramíneas exóticas (Cardoso et al. 2000 a, b; Cardoso et al. 2003).

Indivíduos em uma população são distribuídos de acordo com a forma como utilizam os recursos disponíveis (Nicholson et al. 2006) e sabe-se que uma área restrita de forrageamento pode ser reflexo da estratégia de alcançar maior eficiência no uso de recursos, e isso é uma característica comum em ruminantes (Tinbergen et al. 1967; Laca 2000; Underwood 1983; Fryxell et al. 2005).

Um estudo preliminar sobre a influência da introdução de pastagens cultivadas na densidade de veados-campeiros no Pantanal da Nhecolândia sugere uma resposta relativamente negativa a esta prática de manejo e alteração da paisagem e composição da vegetação (Camilo et al. 2008). Porém, em regiões que possuem uma mescla de áreas de pastagem nativa e de pastagem cultivada, a densidade foi muito próxima da encontrada em áreas com apenas pastagem nativa. Estes resultados demonstram a necessidade de estudos mais detalhados para avaliar quais fatores podem estar envolvidos nas respostas da população de veados-campeiros as alterações ambientais.

O objetivo do presente estudo foi verificar a variação na densidade populacional e na concentração de pontos de forrageio de veado-campeiro em três paisagens diferentes no Pantanal da Nhecolândia, incluindo áreas de pastagem cultivada.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de Estudo

O estudo foi conduzido em três fazendas localizadas na sub-região da Nhecolândia (Adámoli 1982), Corumbá, Mato Grosso do Sul. A região é caracterizada por solos de textura arenosa e formações vegetais dispostas em mosaico, com campos inundáveis, cordões de florestas estacionais decídua e semi-decídua conhecidos como cordilheiras, cerrados e vegetação arbustiva esparsa, intercalados com lagoas permanentes ou temporárias denominadas baías e salinas.

O estudo foi conduzido em três fazendas, selecionadas de acordo com a paisagem dominante que foram: fazenda Nhumirim, com paisagem dominada por cerrado; fazenda Alegria, com paisagem dominada por extensos campos de vazante, e fazenda Ipanema, paisagem de campo cerrado alterada pela implantação de pastagem cultivada. Vazante é o nome dado às amplas extensões de campos que são inundados de janeiro a junho, com período de drenagem de julho a agosto. Durante o período de inundação a vegetação é composta principalmente por macrófitas aquáticas, as quais passam a ser gradualmente substituídas por gramíneas conforme a água é drenada. No período mais seco, algumas lagoas permanentes são encontradas espalhadas no campo

O clima da região é tropical (Aw, segundo classificação de Köppen), com uma estação seca entre os meses de maio e setembro, com precipitação mensal menor que 10 mm, e uma estação chuvosa entre os meses de outubro e abril, onde a precipitação mensal máxima pode chegar a 250-300 mm (Junk & Silva 1999).

Captura e marcação

Sessenta indivíduos de veados campeiros foram capturados e marcados, sob a supervisão de veterinários. A imobilização foi realizada com dardos de 5 ml contendo uma associação de 2mg/kg tiletamina+zolazepam (Zoletil), 1 mg/kg de xilazina (Rompun) e 0,01 mg/kg de atropina, arremessados com pistola de ar comprimido (Lima Borges et al. 2006). Os indivíduos tornaram-se imóveis entre cinco e dez minutos após serem atingidos pelo dardo. Quando imobilizados, eles foram pesados, tiveram suas medidas aferidas e foram marcados com coleiras de couro contendo placas de plástico numeradas e com brincos de plástico com a mesma numeração da coleira. Após todos os procedimentos, a xilazina foi revertida utilizando Ioimbina (0,19mg/kg) por meio intravenoso.

Densidade e agregação dos indivíduos

As densidades de veado-campeiro nas três paisagens estudadas no Pantanal da Nhecolândia foram estimadas utilizando-se o método de amostragem de distâncias, uma vez que este método demanda baixo custo para sua execução e também porque constitui uma estratégia para correção de erros de detectabilidade (Buckland et al. 1993, 2001). Este método corrige erros de visibilidade através da seleção de modelos (funções de detectabilidade) que melhor descrevem o comportamento das observações de campo, e usa o modelo selecionado para estimar o número de animais não avistados e assim corrigir as contagens (Buckland et al. 1993; Cullen Jr & Rudran 2003) As funções e os termos de ajuste foram selecionados com base no Critério de Informação Akaike (AIC). O método também tem sido preconizado como eficiente para a contagem de veados campeiros (Desbiez & Tomas 2003). No entanto para a sua utilização, algumas premissas devem ser consideradas, tais como a de que todo animal presente sobre a

linha do transecto é visto e registrado (probabilidade de detecção = 1,0), a probabilidade de observação diminui conforme aumenta a distância perpendicular a partir da linha do transecto e que nenhum animal é contado duas ou mais vezes na mesma amostragem.

Nas três fazendas selecionadas, foram estabelecidos de seis a oito transectos, de acordo com as características da paisagem, atravessando áreas de cerrado, campos de vazante e pastagem cultivada, respectivamente. Os levantamentos foram realizados de maio a outubro de 2010, com repetições de contagens em cada transecto, porém em dias diferentes, visando garantir independência entre as amostragens. Os transectos foram percorridos em velocidade de 3km/h, registrando-se a distância perpendicular entre o transecto e cada grupo ou indivíduo de veado campeiro observado, e o número de indivíduos avistados no grupo a partir da linha do transecto. Para estimar as densidades nas três áreas foi utilizado o programa DISTANCE 6.0.

Os indivíduos marcados foram intensamente procurados, de setembro de 2009 a outubro de 2010, para obter localizações e registro de coordenadas com o auxílio de um GPS Garmin. Todos os pontos de localização, que foram tomados em dias diferentes, foram incluídos no programa MapSource (Garmin) para exame da agregação nos pontos de alimentação de três indivíduos para cada habitat, separadamente. Foi determinado um raio de 200 metros para traçar uma circunferência em torno de cada localização, na qual foi realizada a contagem de pontos de localização dentro da circunferência (Figura 1), obtendo-se assim, para cada área de estudo, uma tabela contendo o número de pontos para cada localização.

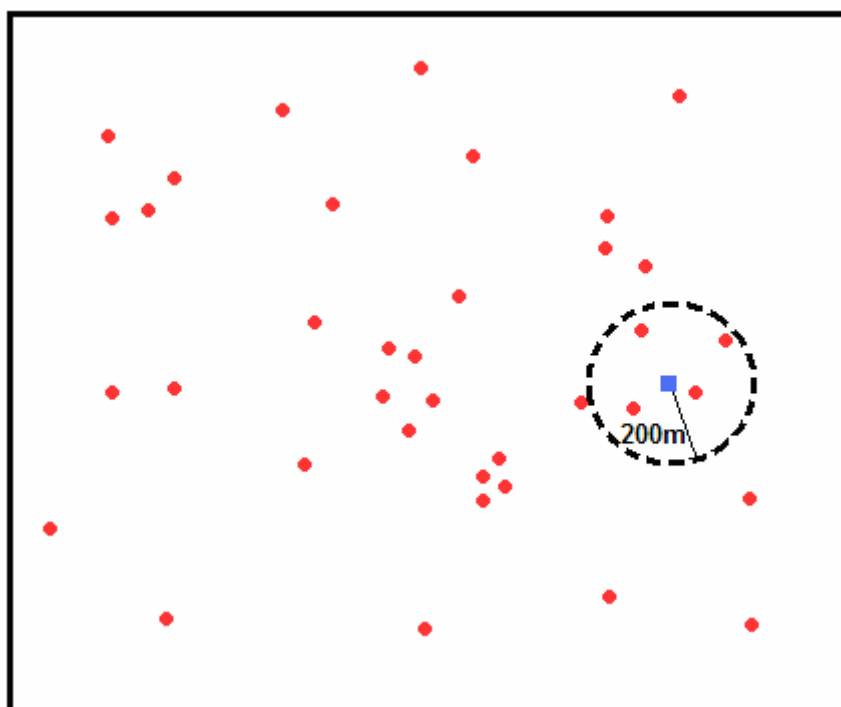


Figura 1: Método de levantamento de pontos de localização, com o quadrado azul central como referência da parcela circular de 200 metros, e os pontos vermelhos são pontos de localizações em dias diferentes.

Os dados foram utilizados como indicadores de agregação, visando verificar a diferença na concentração dos pontos entre as áreas estudadas. Para testar os resultados foram aplicados os testes estatísticos não-paramétricos Kruskal-Wallis e Kolmogorov-Smirnov, uma vez que a distribuição dos dados não foi normal e que as amostras tiveram tamanhos diferentes entre as áreas. Os testes estatísticos foram realizados utilizando-se o programa Systat 11.

RESULTADOS

Foram percorridos 180,40km de transectos, obtendo-se um total de 122 observações de grupos ou indivíduos de veado-campeiro no período de maio a outubro de 2010. O modelo que melhor ajustou aos dados coletados para todos os locais foi “half-normal” (Figura 2) e os termos de ajustes selecionados com base no AIC foram

polinomial simples para cerrado e campos de vazante e coseno para pastagem cultivada. Os coeficientes de variação obtidos para densidade de grupos foram 23,66% no cerrado, 21,19% nos campos de vazante e 18,7% na pastagem cultivada. Os dados obtidos para densidade de grupos, tamanho dos grupos e densidade de indivíduos encontram-se na Tabela I.

No total, foram examinados 73 pontos de localização, dos quais, 23 foram no cerrado, 23 nos campos de vazante e 22 na pastagem cultivada. Na Figura 3 pode-se observar que na fazenda Ipanema, área de pastagem cultivada, os animais encontram-se mais agregados e a média de localizações dentro de um raio de 200m foi de $4,86 \pm 1,96$ para pastagem cultivada, $2,65 \pm 1,30$ para campos de vazante e $2,36 \pm 1,14$ para cerrado. O teste estatístico Kruskal-Wallis mostrou que houve diferença significativa entre as paisagens (KW= 23,425; df=2; $p<0.001$). Houve diferença significativa entre pastagem cultivada e campos de vazante ($p< 0.001$) e pastagem cultivada e cerrado ($p<0.001$). A diferença entre cerrado e campo de vazante não foi significativa ($p=0,899$).

Os indivíduos marcados na pastagem cultivada apresentaram dois comportamentos diferentes em suas movimentações: um grupo concentrou suas localizações em duas baías secas e uma cordilheira desmatada com pastagem cultivada, e outro grupo alternava as áreas de forrageio, entre a pastagem cultivada e uma fazenda vizinha com vegetação nativa.

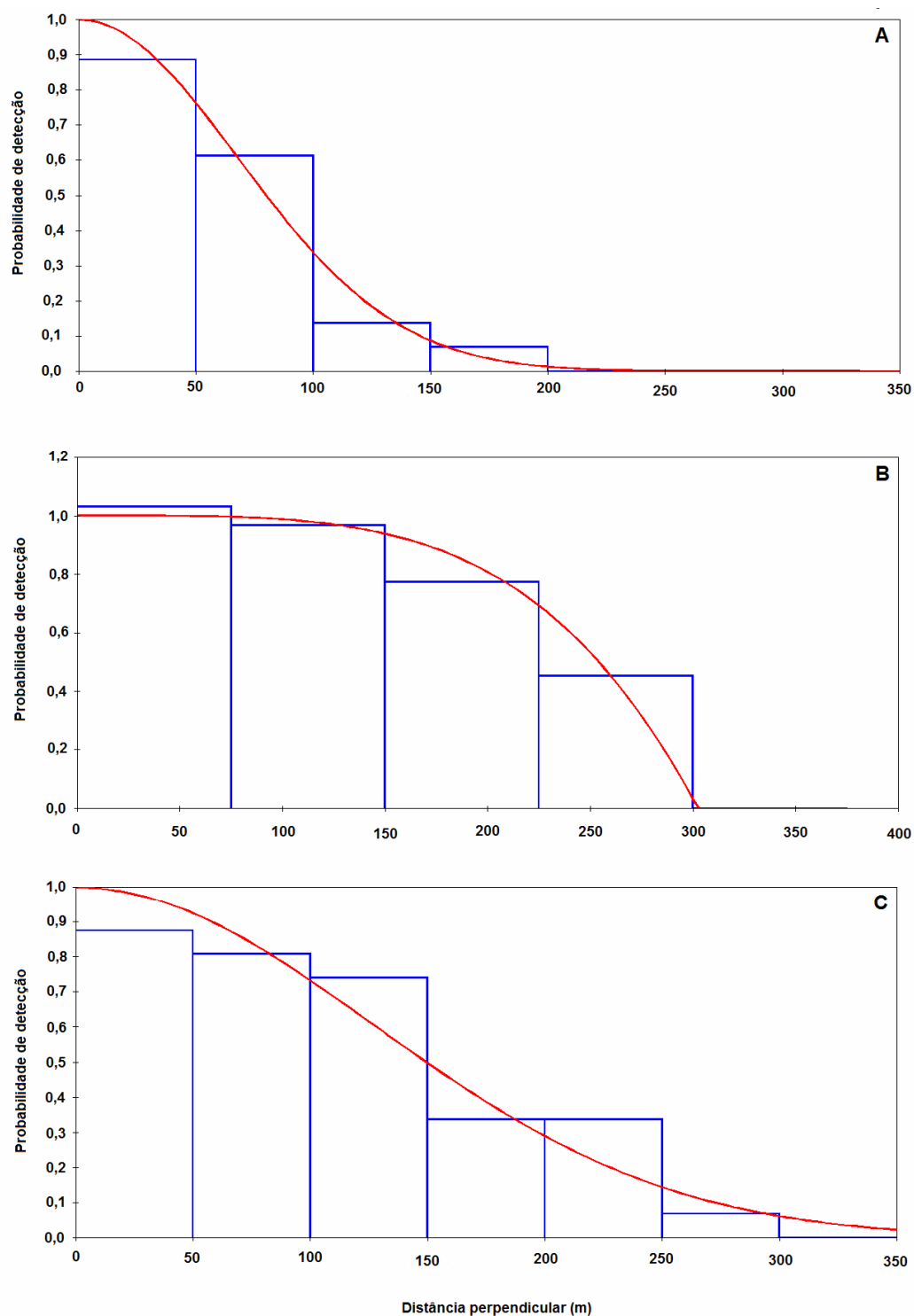


Figura 2 – Curva de detectabilidade (linha vermelha) que melhor se ajustou aos grupos de *Ozotoceros bezoarticus* observados (barras azuis) a partir de transectos lineares conduzidos no cerrado (A), nos campos de vazante (B) e na pastagem cultivada (C), Pantanal da Nhicolândia, de maio a outubro de 2010.

Tabela I: Estimativas de densidade de grupos (DS), tamanho dos grupos (E(S)) e densidade de indivíduos (D), faixa efetivamente amostrada (ESW), coeficiente de variação (CV), utilizando o modelo “half-normal”, obtidas através do método de amostragem de distancias em três paisagens diferentes no Pantanal da Nhecolândia, de maio a junho de 2010.

Paisagens	DS (grupos/km ²)	E (S) (indivíduos/grupo)	D (indivíduos/km ²)	ESW (metros)	CV (%)
Cerrado	2,71 ± 0,51	2,13 ± 0,30	5,77 ± 1,36	85,16 ± 12,58	23,66
Campos de vazante	1,46 ± 0,23	3,72 ± 0,52	5,45 ± 1,16	241,84 ± 5,13	21,19
Pastagem cultivada	2,66 ± 0,42	2,24 ± 0,22	5,97 ± 1,12	158,25 ± 17,77	18,70

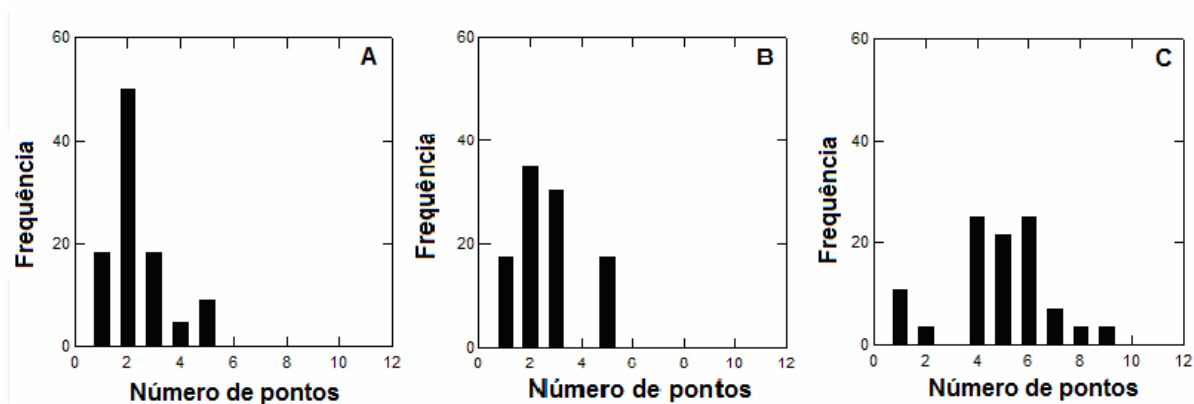


Figura 3 – Concentração de pontos de localizações de indivíduos de *Ozotoceros bezoarticus* no cerrado (A), nos campos de vazante (B) e na pastagem cultivada (C), no Pantanal da Nhecolândia de setembro de 2009 a outubro de 2010.

DISCUSSÃO

As densidades de indivíduos não diferiram muito entre as três áreas, o que pode ser atribuído ao fato de que o ano de 2010 foi atipicamente seco. Na área de campos de

vazante, onde se esperava encontrar a maior densidade de indivíduos, a água não chegou a inundar como em anos anteriores. Assim, o campo ficou muito seco e os animais se dispersaram, migrando para fazendas vizinhas, em áreas mais baixas e úmidas. Na área de pastagem cultivada, a densidade de veados-campeiros foi maior do que o esperado. Uma possível explicação pode ser a de que as baías secaram, oferecendo maior variedade de espécies forrageiras nativas mais verdes, distribuídas em manchas dentro da área de pastagem cultivada, e contrastando com a pastagem que se apresentava bastante seca. Outra possível explicação é que, em contraste com a vegetação cultivada ressequida, houve uma invasão por mercúrio (*Sebastiania hispida* (Mart.) Pax ex Engl. 1912), uma espécie vegetal que forma densas populações em áreas que passaram por processo de desmatamento e gradeamento, além de degradação devido ao pastejo pelo gado. Esta espécie formou extensas manchas verdes na pastagem cultivada durante o período seco, transformando-se em uma importante fonte de recurso alimentar para o veado-campeiro. Em 2007, Camilo et al. (2008) estimaram as densidades destes animais nestas mesmas áreas, encontrando $5,09 \pm 0,73$ indivíduos/km² nos campos de vazante, $2,0 \pm 0,47$ indivíduos/km² no cerrado e $1,47 \pm 0,34$ indivíduos/km² em pastagens cultivadas, utilizando o mesmo método de amostragem. Em comparação com os dados desse estudo, houve um evidente aumento da densidade nas áreas de pastagem cultivada e de cerrado, e um pequeno aumento no campo de vazante. Como o trabalho realizado em 2007 por Camilo et al. (2008) foi realizado no período chuvoso e em um ano em que houve uma considerável cheia na região, a fazenda com pastagem cultivada apresentava baías cheias e pastagem densa e vigorosa.

Na fazenda Ipanema, dois indivíduos foram capturados em uma invernada que estava em processo de desmatamento para formação da pastagem. Logo após o desmatamento e o plantio da gramínea exótica, a paisagem apresentou extensa área de

solo arenoso exposto. Observou-se que esses indivíduos deslocaram-se para uma fazenda vizinha, que apresentava apenas vegetação nativa. Eventualmente eles eram encontrados na pastagem cultivada, quando havia disponibilidade de espécies nativas, como a rebrota da vegetação nativa no período de germinação da *Urochloa* P. Beauv. 1812, e depois com o surgimento das manchas de *Sebastiania hispida*. A maior concentração de pontos de localização na pastagem cultivada pode ser atribuída a essas porções de vegetação nativa, como as baías secas e as manchas de *S. hispida*. Como a disponibilidade das espécies de forrageiras nativas estava concentrada em áreas isoladas, os indivíduos também apresentaram maior concentração de localizações nestas áreas, podendo indicar a preferência no uso de habitats que apresentavam espécies forrageiras nativas.

Em paisagens com distribuição heterogênea dos recursos, os animais devem passar a maior parte do tempo em áreas com alta abundância de recursos e reduzir o seu tempo em áreas com baixa oferta de recursos (Fryxell et al. 2008). Isto pode ser alcançado por qualquer herbívoro alternando os padrões de movimento para permanecer preferencialmente em áreas de alta abundância de recursos de alta qualidade, um comportamento conhecido como procura de área restrita (Benhamou 1992; Zollner & Lima 1999).

Estudo realizado com alce (*Cervus elaphus* Linnaeus 1758) no Canadá (Jenkins et al. 2007), mostrou que fêmeas mantiveram movimentos restritos com forte associação com a área da fonte primária de alimentação da espécie durante o inverno. Rodrigues & Monteiro-Filho (2000), estudando área de vida e padrões de atividades de veado-campeiro no Parque Nacional das Emas, encontraram uma relação entre os movimentos dos indivíduos com a disponibilidade de flores, sugerindo, como explicação, a teoria do forrageamento ótimo, proposto por MacArthur & Pianka (1966). A teoria do

forrageamento ótimo prediz que a estratégia de forrageamento de determinado organismo busca maximizar a absorção de energia por unidade de tempo, ou seja, para encontrar, capturar e consumir alimento contendo o máximo de calorias enquanto gastam o mínimo de tempo e energia fazendo isto (MacArthur & Pianka 1966; Stephens & Krebs 1986; Nonacs 1993; Bergman et al. 2001).

Se a seleção realmente está de acordo com a aptidão, devem-se encontrar mais animais em habitats de melhor qualidade (Loefering & Fraser, 1995). Atualmente esta lógica tem sido empregada em questões de ecologia aplicada, manejo e conservação, como, por exemplo, em Boyce & McDonald (1999), os quais apresentaram uma técnica que produz relações quantitativas entre seleção de recursos e densidade populacional. Ciarniello et al. (2007) utilizaram uma função de seleção de recursos e uma estimativa da população para explicar a variação na densidade de urso-pardo (*Ursus arctos* Linnaeus 1758) entre duas paisagens. Seip et al. (2007) utilizaram a mesma técnica para prever o número de renas *Rangifer tarandus* Linnaeus 1758 deslocadas pelo tráfego de “snowmobiles”. Estes estudos demandam tempo para que se possam coletar dados em quantidade suficiente para responder as questões de densidade e seleção de recursos.

Estudos adicionais baseado em mapeamento da seleção de habitat e micro-habitat por *Ozotoceros bezoarticus* mostra-se necessário para comparações entre habitats e variações anuais. Para isso são necessárias técnicas que gerem localizações precisas em grande quantidade, como o uso de GPS - colar, que é capaz de gerar mais de 2000 localizações por indivíduo por ano (Biggs et al. 2001). Assim, poderia ser feita uma comparação mais substancial para medir os efeitos da implantação de pastagem cultivada sobre os veados-campeiros.

Outras análises que podem ser feitas para complementar a avaliação do impacto da introdução de pastagens sobre a densidade de veado-campeiro seria a avaliação do

desempenho dos animais através de características físicas e fisiológicas, taxa de reprodução e de sobrevivência dos indivíduos (Kie 1988) em habitats alterados e não alterados.

O presente estudo mostrou que mesmo em habitats dominados por gramíneas exóticas, pequenas manchas de vegetação nativa são capazes de agregar os indivíduos, indicando que pode haver uma preferência por habitats nativos. Neste caso, o padrão de movimento de forrageio de veado campeiro pode ser atribuído principalmente à seleção de recursos de melhor qualidade. Estudos mais detalhados sobre seleção de habitats dentro da área de vida, nutrição e dinâmica da população em ambientes alterados mostram-se necessários para complementar estes resultados.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ADÂMOLI, J. 1982. O pantanal e suas relações fitogeográficas com os cerrados. Discussão sobre o conceito “Complexo do Pantanal” – Congresso Nacional de Botânica, Terezina. **Sociedade Brasileira de Botânica** 32: 109-119.

BENHAMOU, S. 1992. Efficiency of area-concentrated searching behaviour in a continuous patchy environment. **Journal of Theoretical Biology** 159: 67–81.

BERGMAN; C.M.; FRYXELL, J.M.; GATES, C.C.; FORTIN, D. 2001. Ungulate foraging strategies: energy maximizing or time minimizing? **Journal of Animal Ecology** 70: 289–300

BIGGS, J.R., BENNETT, K.D. & FRESQUEZ, P.R. 2001. Relationship between home range characteristics and the probability of obtaining successful global positioning system (GPS) collar positions for elk in New Mexico. **Western North American Naturalist** 61: 213–222.

BOYCE, M.S. & MCDONALD, L.L. 1999. Relating populations to habitat using resource selection functions. **Trends in Ecology & Evolution** 14:268–272

BUCKLAND, S.T.; ANDERSON, D.R. & LAAKE, J.K. 1993. **Distance Sampling: Estimating Abundance of Biological Populations**. Chapman & Hall, London.

BUCKLAND, S.T.; ANDERSON, D.R.; BURNHAN, K.P.; LAAKE, J.L.; BORCHERS, & THOMAS, L. **Introduction to distance sampling: estimating abundance of biological populations**. Oxford University Press. 2001.

CAMILO, A.R.; CHIARAVALLOTI, R.M.; TOMAS, M.A.; BORGHEZAN, H.; COELHO, A.G. & TOMAS, W.M. 2008. Cultivated grasslands do not favor pampas deer (*Ozotoceros bezoarticus*) in the Pantanal wetland, Brazil. In: **8th Intecol International Wetlands Conference**, Cuiabá, 20 - 25 July, 2008. P. 228.

CARDOSO, E.L.; CRISPIM, S.M.A.; RODRIGUES, C.A.G. & BARIONI, W. 2000a. Biomassa aérea e produção primária do estrato herbáceo em campo de *Elyonurus muticus* submetido à queima anual, Pantanal. **Pesquisa Agropecuária Brasileira** 35: 1501-1507.

CARDOSO, E.L.; CRISPIM, S.M.A.; RODRIGUES, C.A.G. & BARIONI, W. 2000b. Composição e dinâmica da biomassa aérea após a queima em savana gramíneolenhosa no Pantanal. **Pesquisa Agropecuária Brasileira** 35: 2309-2316.

CARDOSO, E.L., CRISPIM, S.M.A., RODRIGUES, C.A.G. & BARIONI, W.J. 2003. Efeitos da queima na dinâmica da biomassa aérea de um campo nativo no Pantanal. **Pesquisa Agropecuária Brasileira** 38: 747-752.

CIARNIELLO, L.M.; BOYCE, M.S.; HEARD, D.C. & SEIP, D.R. 2007. Components of grizzly bear habitat selection: density, habitats, roads, and mortality risk. **Journal of Wildlife Management** 71:1446-1457

CULLEN JR., L. & RUDRAN, R. 2003. Transectos lineares na estimativa de densidade de mamíferos e aves de médio e grande porte, p.169-179. L. Cullen Júnior, L.; Rudran, R.; C. Valladares-Padua, C. (Eds). **Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre**. Curitiba, Editora UFPR e Fundação o Boticário de Proteção à Natureza, 667p.

DELLAFIORE, C.M.; DEMARÍA, M.; MACEIRA, N. & BUCHER, E. 2003. Distribution and abundance of the pampas deer in San Luis Province, Argentina. **Mastozoologia Neotropical** 10: 41-47.

DEMARÍA, M.R.; MCSHEA, W.; KOY, K. & MACEIRA, N.O. 2003. Pampas deer conservation with respect to habitat loss and protected area considerations in San Luis, Argentina. **Biological Conservation** 115:121-130

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

DESBIEZ, A.L.; SANTOS, S.A.; ALVAREZ, J.M.; TOMAS, W.M. 2010. Forage use in domestic cattle (*Bos indicus*), capybara (*Hydrochoerus hydrochaeris*) and pampas deer (*Ozotoceros bezoarticus*) in a seasonal Neotropical wetland. **Mammalian Biology** 76: 351-357. Doi 10.1016. Disponível em: <http://ijjkk.com/science>.

FRYXELL, J.M.; HAZZEL, M.; BÖRGER, L.; DALZIEL, B.D.; HAYDON, D.T.; MORALES, J.M.; MCINTOSH, T. & ROSATTE, R.C. 2008. Multiple movement modes by large herbivores at multiple spatio-temporal scales. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America** 105 (49): 19114 – 19119.

FRYXELL, J.M.; WILMSHURST, J.F.; SINCLAIR, A.R.E.; H K.H , D.T.; HOLT, R.D. & ABRAMS, P.A. 2005. Landscape scale, heterogeneity, and the viability of Serengeti grazers. **Ecology Letters** 8: 328-335.

GONZÁLEZ, S.; MALDONADO, J.E; LEONARD, J.A .; VILÁ, C.; DUARTE, J.M.B.; MERINO, M.; ZORRILLA, N.B. & WAYNE, R.K. 1998. Conservation genetics of the endangered pampas deer (*Ozotoceros bezoarticus*). **Molecular ecology** 7: 47-56.

GONZÁLEZ, S.; ÁLVARES-VALIN & MALDONADO, J.E. 2002. Morphometric differentiation of endangered pampas deer (*Ozotoceros bezoarticus*), with description of new subspecies from Uruguay. **Journal of Mammalogy** **83**: 1127-1140.

HARRIS, M.B.; ARCANGELO, C.; PINTO, E.C.T.; CAMARGO, G.; RAMOS NETO, M.B. & SILVA, S.M. 2005. Estimativas de perda da área natural da Bacia do Alto Paraguai e Pantanal Brasileiro. Relatório técnico não publicado. **Conservação Internacional**, Campo Grande, MS.

JACKSON, J.E. & GIULIETTI, J.D. 1988. The food habits of pampas deer *Ozotoceros bezoarticus* celer in relation to its conservation in a relict natural grassland in Argentina. **Biological Conservation** **45**: 1-10

JENKINS, D.A.; SCHAEFER, J.A.; ROSATTE, R.; BELLHOUSE, T.; HAMR, J. & MALLORY, F.F. 2007. Winter resource selection of reintroduced elk and sympatric white-tailed deer at multiple spatial scales. **Journal of Mammalogy** **88** (3): 614-624.

JUNK, W.J. & SILVA, C. 1999. O conceito do pulso de inundação e suas implicações para o Pantanal de Mato Grosso. In: **II Simpósio sobre Recursos Naturais e Socioeconômicos do Pantanal: Manejo e Conservação**. Pp. 17-28. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa Pantanal), Corumbá, Brasil.

JUNK, W.J. & CUNHA, C.N. 2005. Pantanal: a large South American Wetland at a crossroads. **Ecological Engineering** **24**: 391-401.

KIE, J.G. 1988. Performance in wild ungulates: measuring population density and condition of individuals. Gen.Tech.Resp. PSW-106. Berkeley, CA: Pacific Southwest Forest and Range Experiment Station, Forest Service, U.S. Department of Agriculture.

LACA, E.A. 2000. Modelling spatial aspects of plant-animal interactions. In: Lemaire, G.; Hodgson, J.; Moraes, A.; Cavalho, P.C.F. & Nabinger, C. (Eds). **Grassland ecophysiology and grazing ecology**. CABI Publishing, Walingford, 209-232.

LIMA BORGES, P.A.; TOMAS, W.M. ; LACERDA, A.C.R. ; TORTATO, F.R. ; PEREIRA, A.W. 2006. Contenção de *Ozotoceros bezoarticus* no Pantanal com associação zolazepam+ tiletamina+ xilazina+ atropina e reversão com iioimbina. In: **VII Congresso Internacional sobre manejo de fauna silvestre na Amazônia e América Latina**, Ilhéus.

LOEGERING, J.P. & FRASER, J.D. 1995. Factors affecting piping plover chick survival in different brood-rearing habitats. **Journal of Wildlife Management** **59**:646-655

MACARTHUR, R.H. & PIANKA, E. 1966. On optimal use of patchy environments. **The American Naturalist** **100**: 603 – 609.

MERINO, M.L. 1994. Situación Del "venado de las pampas" (*Ozotocerus bezoarticus* Linneus 1758) en la República Argentina. Pp. 144-154. In: **Evaluación de la viabilidad de La población y el habitat del "venado de las pampas" (*Ozotocerus bezoarticus* Linneus 1758)**. Publicación del UICN/SSC/CBSG Minnesota. Pp.

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

- NICHOLSON, M.C.; BOWYER, R.T. & KIE, J.G. 2006. Forage selection by mule deer: does niche breadth increase with population density. **Journal of Zoology** **269**: 39–49.
- NONACS, P. 1993. Is satisficing an alternative to optimal foraging theory? **Oikos**, **67**: 371–375.
- PAUTASSO, A.A.; PEÑA, M.I.; MASTROPAOLO, J.M. & MOGGIA. 2002. Distribución y conservación del venado de las pampas (*Ozotoceros bezoarticus leucogaster*) en el norte de Santa Fé, Argentina. **Mastozoología Neotropical** **9**:64-69.
- RODRIGUES, F.H.G. & MONTEIRO-FILHO, E.L.A. 2000. Home range and activity patterns of pampas deer in Emas National Park, Brazil. **Journal of Mammalogy** **81**: 1136-1142.
- SEIP, D.R.; JOHNSON, C.J. & WATTS, G.S. 2007. Displacement of mountain caribou from winter habitat by snowmobiles. **Journal of Wildlife Management** **71**:1539–1544
- STEPHENS, D.W. & KREBS, J.R. 1986. **Foraging Theory**. Princeton University Press, Princeton, New Jersey, USA
- THOMAS, L., S.T. BUCKLAND, E.A. REXSTAD, J. L. LAAKE, S. STRINDBERG, S. L. HEDLEY, J. R.B. BISHOP, T. A. MARQUES, and K. P. BURMHAM. 2010. Distance software: design and analysis of distance sampling surveys for estimating population size. **Journal of Applied Ecology** **47**: 5-14. DOI: 10.1111/j.1365-2664.2009.01737.x
- TINBERGEN, N.; IMPEKOVEN, M. & FRANCK, N. 1967. An experiment on spacing-out as a defence against predation. **Behaviour** **28**: 307-320.
- TOMÁS, W.M. 1995. Seasonality of the antler cycle of pampas deer (*Ozotoceros bezoarticus leucogaster*) from the Pantanal Wetland, Brazil. **Studies Neotropical Fauna Environment** **30**: 221-227
- TOMÁS, 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.
- UNDERWOOD, R. 1983. The feeding behavior of grazing African ungulates. **Behaviour** **84**: 195-242.
- ZOLLNER, P.A. & LIMA, S.L. 1999. Search strategies for landscape- level interpatch movements. **Ecology** **80**: 1019–1030.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

- A pastagem cultivada com gramíneas exóticas apresentou a menor diversidade de recursos alimentares disponíveis para o veado-campeiro, enquanto que o cerrado apresentou a maior diversidade e o campo de vazante apresentou diversidade intermediária;
- A pastagem cultivada apresentou maior índice de dominância, enquanto que o cerrado apresentou o menor índice e o campo de vazante, índice intermediário;
- A média de plantas por parcelas foi maior no cerrado, intermediário no campo de vazante e menor na pastagem cultivada, sendo essas diferenças significativas;
- Os campos de vazante são sujeitos a inundações extensivas, o que pode restringir a diversidade de espécies adaptadas a esta condição ambiental por outro lado, as pastagens cultivadas alteram profundamente a composição das comunidades vegetais, com predomínio de gramíneas exóticas.
- Espécies que não são consumidas nos locais de vegetação nativa foram consumidas na área de pastagem cultivada e algumas espécies frequentes na dieta do veado-campeiro não estavam disponíveis na pastagem cultivada;
- A baquiária *Urochloa dictyoneura*, foi pouco consumida, quando não havia outra espécie nativa disponível ou quando havia apenas *Walteria communis* disponível. Não houve consumo de *Urochloa humidicola*.
- Neste estudo, as densidades de veado-campeiro foram similares entre as três paisagens estudadas, mas estudos anteriores indicaram uma menor densidade em pastagem cultivada. A diferença nos resultados pode se dever a fatores climáticos, já que o ano de estudo foi extremamente seco;
- Os indivíduos marcados na pastagem cultivada apresentaram maior agregação de pontos de localização em relação aos indivíduos nas paisagens naturais, e essa diferença foi significativa sugerindo que as áreas adequadas para veado campeiro são fragmentadas em pastagens cultivadas, geralmente coincidindo com baías secas e bordas de baías, além de áreas invadidas por *Sebastiania hispida*;
- Estes resultados permitem concluir que, mesmo em paisagens com pastagem cultivada há preferência por recursos alimentares nativos e habitats naturais;
- A substituição da paisagem natural por pastagem cultivada com gramíneas exóticas, no Pantanal, pode causar alterações na biologia do veado-campeiro;
- Há necessidade de estudos que mostrem a resposta nutricional pela substituição dos recursos alimentares nativos por cultivados sobre a reprodução, a mortalidade, a migração e a área de vida de *Ozotoceros bezoarticus* para que se possa entender os reais impactos das alterações na paisagem sobre a espécie.