

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

Marcelle Aiza Tomas<sup>1\*</sup>, Walfrido Moraes Tomas<sup>1</sup> & Flávio Henrique Guimarães Rodrigues<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Embrapa Pantanal, Rua 21 de Setembro, Nº: 1880, Bairro Nossa Senhora de Fátima, Caixa Postal: 109, Corumbá, MS, Brasil. CEP: 79320-900.

<sup>2</sup> Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), Dept. Biologia Geral, ICB. Av. Antonio Carlos, Nº: 6627. Caixa Postal: 486, Pampulha, Belo Horizonte, MG. CEP: 32270-901.

E-mails: marcelletomas@gmail.com, walfrido.tomas@embrapa.br, rodrigues@icb.ufmg.br.

### RESUMO

O veado-campeiro, *Ozotoceros bezoarticus*, é um cervídeo que está listado como Quase Ameaçado pela IUCN. Não se sabe qual o efeito da substituição das paisagens naturais por pastagens cultivadas com espécies exóticas sobre a população de veado-campeiro no Pantanal. Os objetivos do presente estudo foram verificar as diferenças na diversidade e disponibilidade de espécies forrageiras na variação da seleção de recursos alimentares, na amplitude do nicho alimentar, na densidade de indivíduos de veado-campeiro e na concentração dos pontos de forrageio de veado-campeiro, em três paisagens diferentes no Pantanal, incluindo áreas de pastagem cultivada. Entre setembro de 2009 e outubro de 2010, sessenta indivíduos de veados campeiros foram capturados, marcados e acompanhados. Foram comparados a disponibilidade de espécies vegetais e os índices de diversidade de Shannon-Wiener ( $H'$ ) e de Dominância ( $d$ ). A variação na composição da dieta de veado-campeiro foi estudada através de exames de sítios de alimentação. A preferência de espécies vegetais foi estimada através de uma função de seleção de recurso e um índice de seleção padronizado. As densidades de veado-campeiro foram estimadas utilizando-se o método de amostragem de distâncias. Todos os pontos de localização foram examinados para avaliar a agregação em áreas de alimentação de três indivíduos sorteados de cada paisagem. A paisagem dominada por cerrado apresentou maior diversidade de espécies, enquanto a área de pastagem cultivada maior índice de dominância. A amplitude do nicho alimentar foi maior nos campos de vazante e menor no cerrado. A densidade de indivíduos em habitats abertos foi  $5,77 \pm 1,36$  indivíduos/km<sup>2</sup> no cerrado,  $5,45 \pm 1,16$  indivíduos/km<sup>2</sup> nos campos de vazante e  $5,97 \pm 1,12$  indivíduos/km<sup>2</sup> 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. 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 há uma preferência por recursos forrageiros nativos.

**Palavras-chave:** amostragem de distâncias; dieta; pastagem cultivada; sítio de alimentação.

### ABSTRACT

**DENSITY AND RESOURCE USE BY PAMPAS DEER (*OZOTOCEROS BEZOARTICUS*) IN THREE DIFFERENT LANDSCAPES IN THE PANTANAL, MS.** The pampas deer, *Ozotoceros bezoarticus*, is a deer that is listed as Near Threatened by the IUCN. It is not known what effect the replacement for the natural pastures planted with exotic species on the population of pampas deer in the Pantanal. The objectives of this study were to verify the differences in diversity and availability of forage species, variation in the resource selection, in diet niche, in deer density and aggregation of foraging locations in three different landscapes in the Pantanal, including areas of pasture. Sixty pampas deer were captured, marked and monitored from September 2009 to October 2010, in the three landscapes. We compared the availability of plant species and diversity the Shannon-Wiener ( $H'$ ) and dominance ( $d$ ) indexes. 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 deer density was estimated using the distance sampling technique. The locations were examined to evaluate their level of aggregation in foraging sites, based on locations of 3 marked individuals in each study area. The landscape dominated by woodland savanna presented higher plant diversity, while the cultivated pasture presented highest dominance. The amplitude of the diet niche was larger in the floodable grasslands than in the savanna landscape. The deer density in open areas was  $5.77 \pm 1.36$  individuals/km<sup>2</sup> in the Cerrado landscape,  $5.45 \pm 1.16$  individuals/km<sup>2</sup> in the seasonally flooded grassland landscape, and  $5.97 \pm 1.12$  individuals/km<sup>2</sup> in the cultivated pastures landscape. The average aggregation was  $4.86 \pm 1.6$  at the cultivated pasture landscape,  $2.65 \pm 1.30$  at the seasonally flooded grassland landscape, and  $2.36 \pm 1.14$  in the Cerrado landscape, with significant difference between the natural landscapes and the cultivated pasture landscape. The present study showed that even in habitats dominated by exotic grasses, small patches of native vegetation are capable of aggregating individuals, indicating a preference for native resources.

**Keywords:** cultivated pastures; diet; distance sampling; feeding site.

## RESUMEN

**DENSIDAD Y USO DE LOS RECURSOS DEL VENADO DE LAS PAMPAS (*Ozotoceros bezoarticus*) EN TRES PAISAJES DIFERENTES EN EL PANTANAL, MS.** El venado de las pampas, *Ozotoceros bezoarticus*, es un venado que se encuentra en la categoría de casi-amenazado por la IUCN. Se desconoce el efecto de la sustitución de los paisajes naturales por pastizales cultivados con especies exóticas sobre las poblaciones del venado de las pampas en el Pantanal. Los objetivos del presente estudio fueron verificar las diferencias en diversidad y disponibilidad de especies forrajeras en la variación de la selección de recursos alimenticios, y en la amplitud del nicho de forrajeo del venado de las pampas, en tres paisajes diferentes, incluyendo áreas de pastizales cultivados. Entre septiembre de 2009 y octubre de 2010, sesenta individuos de venados de la pampa fueron marcados y monitoreados. Se compararon la disponibilidad de especies vegetales y los índices de diversidad de Shannon-Wiener ( $H'$ ) y de Dominancia ( $d$ ). La variación en la composición de la dieta del venado de las pampas fue estudiada a través de exámenes de sitios de alimentación. La preferencia de especies vegetales fue estimada a partir de una función de selección de recursos y un índice de selección estandarizado. Las densidades del venado de las pampas fueron estimadas utilizando un método de muestreo de distancias. Todos los puntos de localización fueron examinados para evaluar la agregación en áreas de alimentación de tres individuos escogidos aleatoriamente en cada paisaje. El paisaje dominado por Cerrado presentó mayor diversidad de especies, mientras que el área de pastizales cultivados presentó el mayor índice de dominancia. La amplitud del nicho de forrajeo fue mayor en los campos de reflujos y menor en el cerrado. La densidad de individuos en hábitats abiertos fue  $5,77 \pm 1,36$  individuos/km<sup>2</sup> en el cerrado;  $5,45 \pm 1,16$  individuos/km<sup>2</sup> en los campos de reflujos y  $5,97 \pm 1,36$  individuos/km<sup>2</sup> en las zonas de pastizales cultivados. La agregación media fue de  $4,86 \pm 1,96$  para pastizales cultivados,  $2,65 \pm 1,30$  para campos de reflujos y  $2,36 \pm 1,14$  para cerrado. Se encontraron diferencias significativas entre los paisajes naturales y los pastizales cultivados. El presente estudio mostró que aún que en hábitats dominados por gramíneas exóticas, pequeñas manchas de vegetación nativa son capaces de agregar a los individuos, indicando que hay una preferencia por los recursos de forrajeo nativos.

**Palabras clave:** muestreo de distancias; dieta; pastizales cultivados; sitio de alimentación.

## 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 2011) 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), sendo as populações da Argentina e do Uruguai as menores, mais ameaçadas e altamente isoladas (González *et al.* 1998, 2002, Pautasso 2002, Dellafiore *et al.* 2003). As principais causas do 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 típicas do gado para a espécie (Jackson & Giullieti 1988, Merino 1994, Demaría *et al.* 2003).

O Pantanal brasileiro é uma exceção a este cenário, pois apresenta as maiores densidades já reportadas em sua área de distribuição (Tomás *et al.* 2004), e a última estimativa da população no Pantanal foi em torno de 60.000 grupos (Mourão *et al.* 2000). 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 sazonalmente inundável também têm sido usadas para a criação de gado há mais de duzentos anos na região e constituem as áreas de maior densidade de veado-campeiro (Tomas *et al.* 2001, Desbiez *et al.* 2010). No entanto, nas últimas décadas tem havido uma tendência à intensificação do sistema tradicional de produção, levando a mudanças na paisagem e na composição dos habitats, levantando preocupações quanto à conservação da fauna silvestre. 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 vegetacional dominada por capim-carona, *Elyonurus muticus*) e cerrado para a formação de pastagens cultivadas com gramíneas exóticas (Cardoso *et al.* 2000 a, b, Cardoso *et al.* 2003).

Embora Jackson & Giulletti (1988) tenham classificado o veado-campeiro como pastador seletivo de gramíneas na Argentina, trabalhos posteriores no

Parque Nacional das Emas, indicaram que o veado-campeiro apresenta preferência por herbáceas não-gramíneas, brotos de arbustos e flores, (Rodrigues & Monteiro-Filho 1999, Berndt 2005). Trabalhos realizados no Pantanal também verificaram que a espécie é podadora seletiva, apresentando preferência por herbáceas, brotos de arbustos e flores, além de frutos que entraram na lista de itens consumidos (Pinder 1997, Lacerda 2008), e possuindo também dieta mista no Pantanal em épocas de chuva (Desbiez *et al.* 2010).

As unidades de vegetação utilizadas como pastagens nativas no Pantanal são muito diversificadas em sua composição florística (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 estão presentes na 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. Nestas áreas 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), todas já identificadas como partes da dieta de *Ozotoceros bezoarticus*.

As pastagens cultivadas com gramíneas exóticas provavelmente apresentam uma baixa diversidade de espécies vegetais, quando comparadas com pastagens nativas, já que o objetivo do cultivo é a monocultura para garantir que o gado tenha alta disponibilidade de forrageiras, não necessariamente de alta qualidade. As espécies mais cultivadas na porção central do Pantanal são braquiária humidícola (*Urochloa humidicola*) e braquiária dictyoneura (*Urochloa dictyoneura*), de origem africana. 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 uma planta bastante espessa (León 2000).

Isso pode impossibilitar o desenvolvimento de muitas outras espécies em campos cultivados, diminuindo a diversidade de espécies de plantas nestas pastagens.

Um estudo preliminar sobre a influência da introdução de pastagens cultivadas na densidade de veados-campeiros no Pantanal da Nhecolândia sugere uma resposta negativa a esta prática de manejo com alteração da paisagem e composição da vegetação (Camilo *et al.* 2008) sobre as densidades da espécie. Em uma população de espécie animal, os indivíduos 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 da espécie animal em alcançar maior eficiência no uso de recursos, e isso é uma característica comum em herbívoros (Tinbergen *et al.* 1967, Laca 2000, Underwood 1983, Fryxell *et al.* 2005). Estes resultados demonstram a necessidade de estudos mais detalhados para avaliar quais fatores podem estar envolvidos nas respostas da população de veados-campeiros às alterações ambientais, sendo necessários estudos que comparem o uso de habitat e de recursos em áreas naturais e áreas alteradas, já que informações deste tipo podem contribuir na definição de critérios de manejo compatíveis com a conservação da espécie, além de contribuir na avaliação dos impactos de alterações de origem antrópica na paisagem e habitats no Pantanal. Sendo assim, os objetivos do presente estudo foram verificar as diferenças na diversidade e disponibilidade de espécies forrageiras, na variação da seleção de recursos alimentares, na amplitude do nicho alimentar, na densidade de indivíduos de veado-campeiro e na concentração dos 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 solo arenoso 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. Essas lagoas podem apresentar água hipossalina, denominadas baías, ou água com grande concentração de sais dissolvidos, denominadas salinas (Mourão 1989).

As três fazendas foram selecionadas de acordo com a paisagem dominante: fazenda Nhumirim (18° 59,240'S 56° 37,126'O), com paisagem dominada por cerrado e florestas; fazenda Alegria (19° 3,259'S 56° 47,955'O), com paisagem dominada por extensos campos de vazante e pequenas manchas de florestas, e fazenda Ipanema (19° 3,662'S 56° 35,156'O), paisagem de cerrado alterada pela implantação de pastagem cultivada. Vazante é o nome dado às amplas extensões de campos inundáveis, que servem de escoadouro fluvial no período de cheia (Sakamoto *et al.* 1996, Gradella 2012). Durante o período de inundação, a vegetação nestes campos 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.

### CAPTURA E MARCAÇÃO

Sessenta indivíduos de veados-campeiros foram capturados, sob a supervisão de veterinários, e marcados para identificação. 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). Quando imobilizados, eles 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. 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 PAST 2.13 (Hammer *et al.* 2001). 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 localizar um indivíduo, foram registrados a data, o horário, o número de identificação do indivíduo, 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 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 recursos usados que estão na categoria  $i$ ;  $\pi_i$  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.

A amplitude do nicho alimentar foi obtida comparando-se 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.

#### DENSIDADE E CONCENTRAÇÃO DE PONTOS DE FORRAGEIO

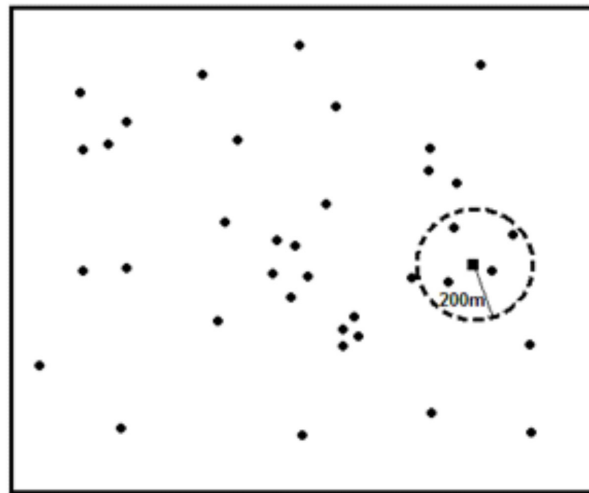
As densidades de veado-campeiro nas três paisagens estudadas no Pantanal da Nhecolândia foram estimadas utilizando-se o método de amostragem de distâncias, uma vez que este método demanda baixo custo para sua execução e também porque constitui uma estratégia para correção de erros de detectabilidade (Buckland *et al.* 1993, 2001), corrigindo 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 (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).

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. Os levantamentos foram realizados de maio a outubro de 2010, com repetições de contagens em cada transecto, porém em dias diferentes, garantindo 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. Foi aplicado também o teste não-paramétrico de Kruskal-Wallis para verificar se houve diferença nas taxas de encontro nas três paisagens estudadas.

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 Garmim. Todos os pontos de localização, que foram tomados em dias diferentes para cada indivíduo, foram incluídos no programa MapSource (Garmin) para exame da agregação nos pontos de alimentação de quatro indivíduos para cada uma das três paisagens, 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 ponto de localização de referência da parcela circular de 200 metros representado pelo quadrado central, e as localizações de um indivíduo em dias diferentes representadas por pontos.

**Figure 1.** Sites locations study method, with the site of the location of reference of circular portion of 200 meters represented by the center square, and the locations of an individual in the different days represented by balls.

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 identificadas 53 espécies de plantas distribuídas em 18 famílias nas amostragens aleatórias. Como pode ser observado na tabela 1,

o índice de diversidade ( $H'$ ) variou entre as três paisagens estudadas, sendo que a área de cerrado apresentou maior diversidade e a pastagem cultivada apresentou menor diversidade. O índice

de Dominância ( $d$ ) foi menor no cerrado e maior na pastagem cultivada, e a riqueza ( $r$ ) de espécies foi maior no cerrado e menor no campo de vazante e na pastagem cultivada.

**Tabela 1.** Índice de diversidade de Shannon-Wiener ( $H'$ ), índice de Dominância ( $d$ ) e riqueza de espécies, obtidas nas áreas de cerrado, campos de vazante e pastagem cultivada, de setembro de 2009 a outubro de 2010, no Pantanal Nhecolândia, Corumbá, MS.

**Table 1.** Shannon-Wiener diversity index ( $H'$ ), Dominance index ( $d$ ) and species richness, obtained in the woodland savanna, floodable grasslands and cultivated pasture areas, from September 2009 to October 2010, in the Pantanal Nhecolândia, Corumbá, MS.

Paisagem	$H'$	$d$	$r$
Cerrado	2,735	0,274	35
Campos de vazante	2,533	0,250	25
Pastagem cultivada	2,214	0,362	25

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, foram utilizadas por veado-campeiro. 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 ( $Bi$ ) maior que 0,022 e, destas, as que apresentaram os maiores índices de seletividade ( $Bi>0,08$ ) foram *Sebastiania hispida*, *Sida linifolia*, *Aeschynomene* sp., *Mimosa* sp. e *Sida cerradoensis*. Na paisagem campo de vazante, 14 espécies apresentaram seletividade ( $Bi>0,02$ ) e as que apresentaram os maiores índices ( $Bi=0,062$ ) foram *Abutilon* sp., *B. orbignyana*, *Cecropia pachystachya*, *Couepia uiti*,

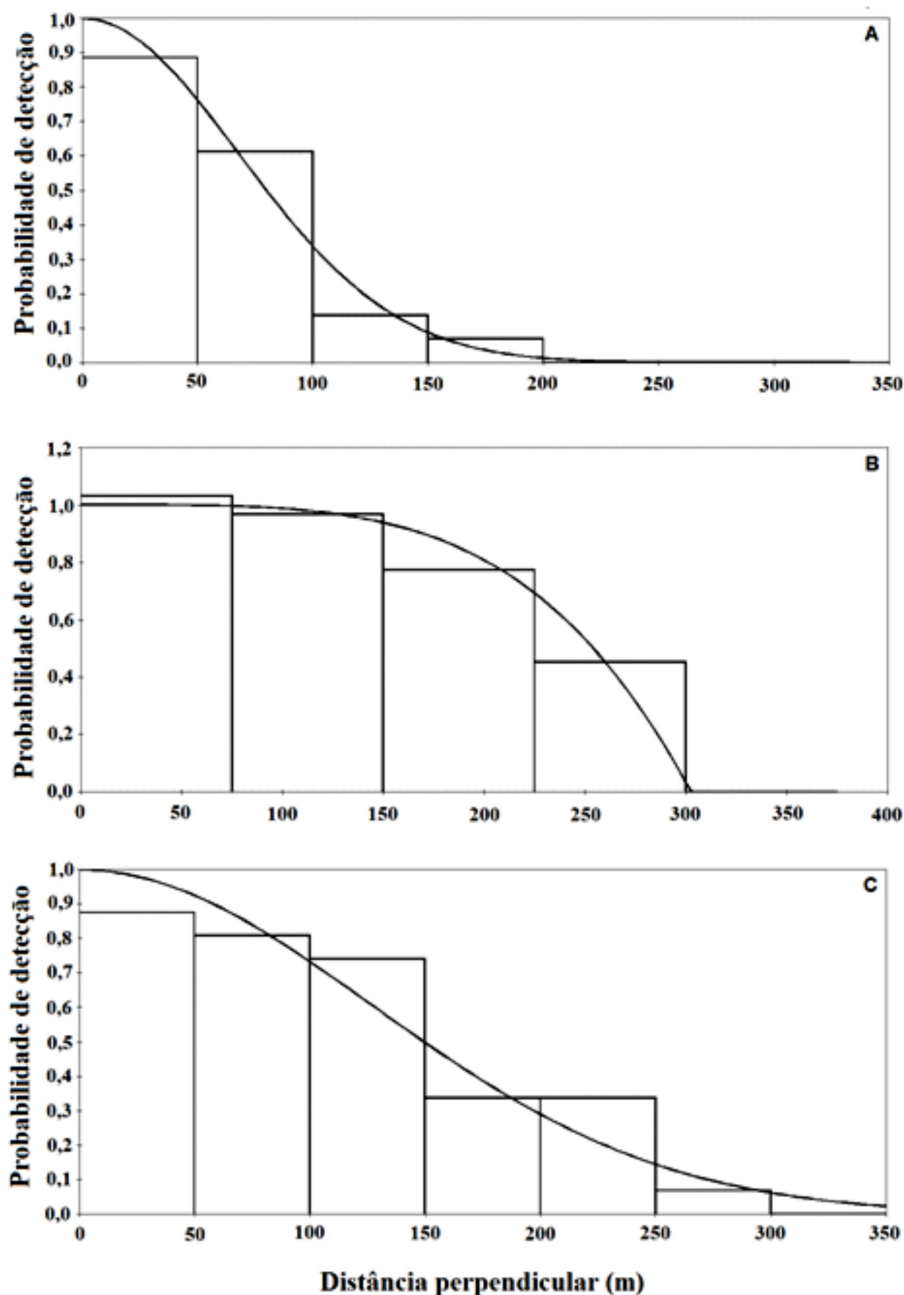
*Indigofera campestris*, *Melochia simplex*, *S. hispida*, *Spermacoce quadrifaria*, *Spermacoce verticillata* e *Stylosanthes* sp.

Na área de pastagem cultivada, 19 espécies foram selecionadas ( $Bi>0,025$ ) e as que apresentaram índices maiores ( $Bi>0,054$ ) 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 ( $Bi<0,025$ ) *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 verticillata* e *Melochia simplex*, que podem ser consideradas espécies-chave na dieta do *Ozotoceros bezoarticus* em habitats naturais, não estavam disponíveis nos campos cultivados com *U. dictyoneura*. Não houve consumo de *U. humidicola* pelo veado-campeiro.

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 ( $\beta A = 0,156$ ).

Um total de 180,40km de transectos foi amostrado, 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 se ajustou aos dados coletados para todos os locais foi meia-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.

A paisagem de campo cultivado apresentou a maior densidade de indivíduos, enquanto que a paisagem de campo de vazante apresentou a menor densidade de indivíduos, porém não houve diferença significativa nas taxas de encontro entre as três paisagens ( $p=0,061$ ). Os dados obtidos para densidade de grupos, tamanho dos grupos, densidade de indivíduos e coeficiente de variação encontram-se na Tabela 2.



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

**Figure 2.** Detectability curve (line) that best fitted to *Ozotoceros bezoarticus* groups observed (bars) from line transects conducted in the woodland savanna (A), in the floodable grasslands (B) and cultivated pasture (C) in the Pantanal Nhecolândia, Corumbá, MS, from May to October 2010.



**Tabela 2.** Estimativas de densidade de grupos (DS), tamanho dos grupos (E(S)) e densidade de indivíduos (D), faixa efetivamente amostrada (ESW) e coeficiente de variação (CV), utilizando o modelo “half-normal”, obtidas através do método de amostragem de distâncias em três paisagens diferentes no Pantanal da Nhecolândia, de maio a junho de 2010.

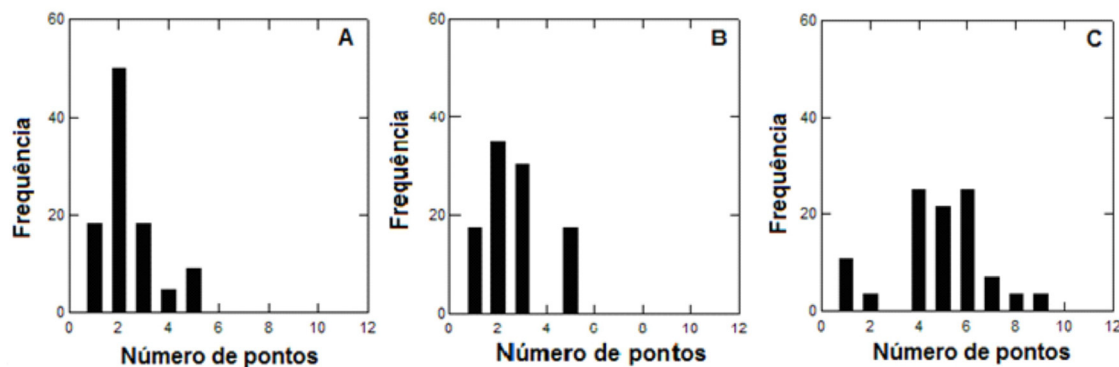
**Table 2.** Cluster density (DS), cluster size (E(S)) and individuals density (D), effective sampled width (ESW) and variance (CV) estimates, using the half-normal model, obtained by the distance sampling method in three different landscapes in the Pantanal of Nhecolândia, from May to June of 2010.

Paisagens	DS (grupos/km <sup>2</sup> )	E (S) (indivíduos/grupo)	D (indivíduos/km <sup>2</sup> )	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

No total, foram examinados 71 pontos de localização, dos quais, 23 foram no cerrado, 25 nos campos de vazante e 23 na pastagem cultivada. Na Figura 3 pode-se observar que na 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;  $p < 0.001$ ). Da mesma maneira, 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 encontravam-se em dois grupos separados e apresentaram dois comportamentos diferentes em suas movimentações. O primeiro grupo concentrou suas localizações em duas baías secas e uma cordilheira desmatada com pastagem cultivada, onde havia espécies de plantas nativas. O segundo grupo alternava as áreas de forrageio, entre a pastagem cultivada e uma fazenda vizinha com vegetação nativa.



**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.

**Figure 3.** Concentration of individuals site locations of *Ozotoceros bezoarticus* in woodland savanna (A), in the floodable grasslands (B) and in the cultivated pasture (C), in the Pantanal of Nhecolândia, from September of 2009 to October of 2010.

## DISCUSSÃO

A diversidade de espécies vegetais variou entre os habitats abertos das três paisagens estudadas no Pantanal da Nhecolândia. A paisagem alterada com pastagem cultivada apresentou menor diversidade e maior índice de dominância e a paisagem de cerrado

apresentou a maior diversidade. Os campos de vazante estão sujeitos à inundações extensivas, 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 frequentes 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*.

A quantidade média de plantas por parcela amostrada mostrou que a pastagem cultivada apresentou apenas duas espécies por parcela sendo esse 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 maior amplitude de nicho alimentar nos campos de vazantes pode ser atribuída à maior diversidade de espécies durante diferentes estágios sucessionais da vegetação entre o período de cheias e o de vazante, influenciando na composição das comunidades vegetais (Lacerda 2008). 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 sequências de anos mais secos pode haver um aumento considerável na sua abundância formando extensas manchas nas áreas de campos, 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 por determinadas espécies vegetais pode estar relacionada com a presença de compostos químicos secundários que inibem o consumo. Um estudo fitoquímico mostrou que *S. hispida* apresenta compostos secundários, tais como triterpenóides, flavonóides, taninos e saponinas (Honda *et al.* 1990), 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 frequentes na dieta de *Ozotoceros bezoarticus* em habitats nativos, como *Curatella americana*, *Turnera melochioides* e *Portulaca fluvialis*, o que pode ser atribuído à menor disponibilidade ou até mesmo ausência das espécies preferidas, tais como a *Indigofera campestris*, *Spermacoce quadrifaria* e *Spermacoce verticillata*. Todavia, 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 subseqüentemente à redução do número de indivíduos na população (Kie 1988).

As densidades de indivíduos não diferiram muito entre as três áreas, o que pode ser atribuído ao fato de que as contagens foram realizadas apenas em habitats abertos nas três paisagens e ao fato de que o ano de 2010 foi muito seco. Na área de campos de vazante, onde se esperava encontrar a maior densidade de indivíduos, não houve inundação como em anos anteriores. Assim, o campo ficou muito seco e os animais se dispersaram, migrando para fazendas vizinhas, localizadas em áreas mais baixas e úmidas. Na área de pastagem cultivada, a densidade de veados-campeiros foi maior do que o esperado, o que pode ser explicado pelas baías que 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*), formando extensas manchas verdes na pastagem cultivada durante o período seco, transformando-se em uma importante fonte de recurso alimentar para o veado-campeiro. Em comparação com as densidades encontradas por Camilo *et al.* (2008), 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 cultivada densa e vigorosa, com pouca disponibilidade de recursos forrageiros nativos.

Na fazenda Ipanema, dois indivíduos foram capturados em uma internada 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* sp., 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 Alces (*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”. Entretanto, estes estudos demandam tempo para que se possam coletar dados em quantidade suficiente para responder as questões de densidade e seleção de recursos.

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. Estudos adicionais baseados em mapeamento da seleção de habitat e micro-habitat por *Ozotoceros bezoarticus* mostram-se também necessários para comparações entre habitats e variações anuais. Para isso são indicadas 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.

Nossos resultados sugerem que mesmo em habitats dominados por gramíneas exóticas, pequenas manchas de vegetação nativa são capazes de agregar os indivíduos, indicando que há uma preferência por recursos forrageiros nativos. Neste caso, o padrão de movimento de forrageio de veado campeiro pode ser atribuído principalmente à seleção de recursos de melhor qualidade.

**AGRADECIMENTOS:** Este estudo contou com apoio da CAPES, da EMBRAPA Pantanal (SEG 02.10.06.007.00.00 SEG 02.07.50.003-02) e do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul (UFMS). Agradecemos aos proprietários Heitor Miraglia Herrera e João Guilherme Monteiro por terem permitido a realização dos levantamentos em suas fazendas. As pesquisadoras Suzana Maria de Salis e Iria Hiromi Ishii auxiliaram na identificação das plantas.

## REFERÊNCIAS

- ADÂMOLI, J. 1982. O pantanal e suas relações fitogeográficas com os cerrados: discussão sobre o conceito "Complexo do Pantanal". Pp.109-119. In: Congresso Nacional de Botânica, Terezina. Sociedade Brasileira e Botânica.
- ALLEN, A.C.; VALLS, J.F.M. 1987. *Recursos forrageiros nativos do Pantanal*. EMBRAPA-CENARGEM, Documentos, Brasília 8.
- BENHAMOU, S. 1992. Efficiency of area-concentrated searching behaviour in a continuous patchy environment. *Journal of Theoretical Biology*, 159: 67-81, [http://dx.doi.org/10.1016/S0022-5193\(05\)80768-4](http://dx.doi.org/10.1016/S0022-5193(05)80768-4)
- 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, <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2656.2001.00496.x>
- 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, SP, Brasil.
- 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, [http://dx.doi.org/10.1016/S0169-5347\(99\)01593-1](http://dx.doi.org/10.1016/S0169-5347(99)01593-1)
- BUCKLAND, S.T.; ANDERSON, D.R. & LAAKR, J.K. 1993. *Distance Sampling: Estimating Abundance of Biological Populations*. Chapman & Hall, London. 446p.
- BUCKLAND, S.T.; ANDERSON, D.R.; BURNHAN, K.P.; LAAKE, J.L.; BORCHERS, & THOMAS, L. 2001. *Introduction to distance sampling: estimating abundance of biological populations*. Oxford University Press, New York. 433p.
- 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. Pp. 228. In: 8th Intecol International Wetlands Conference, Cuiabá, MT, 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, <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-204X2000000800001>
- 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, <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-204X2000001100025>
- 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. In: III Simpósio sobre Recursos Naturais e Sócio-econômicos do Pantanal. Corumbá, MS, Brasil.
- 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, <http://dx.doi.org/10.2193/2006-229>
- COMASTRI FILHO, J.A. 1984. *Pastagens nativas e cultivadas no Pantanal Mato-Grossense*. Circular Técnica EMBRAPA Pantanal 13.
- CULLEN JR., L. & RUDRAN, R. 2003. Transectos lineares na estimativa de densidade de mamíferos e aves de médio e grande porte, Pp.169-179. In: L. Cullen Júnior, R. Rudran, C. Valladares-Padua (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>.
- EISENBERG, J.F. & REDFORD, K.H. 1999. *Mammals of the Neotropics The Central Neotropics*, Vol. 3. The University of Chicago Press, Chicago and London. 611p.
- 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: 19114-19119, <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.0801737105>
- 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, <http://dx.doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00727.x>
- 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, <http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-294x.1998.00303.x>
- GONZÁLEZ, S.; ÀLVARES-VALIN, F. & 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, [http://dx.doi.org/10.1644/15451542\(2002\)083<1127:MDOEPD>2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1644/15451542(2002)083<1127:MDOEPD>2.0.CO;2).
- GRADELLA, F. S. 2012. *Morfologia do relevo da porção sul do megaleque fluvial do Taquari, Pantanal da Nhecolândia, Brasil*. Tese de Doutorado. Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, SP.
- HAMMER, O.; HARPER, D.A.T. & RYAN, P.D. Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica* 4: 9. [http://palaeo-electronica.org/2001\\_1/past/issue1\\_01.htm](http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm) (Acesso em janeiro de 2011).
- 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, Brasil.
- 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: 37-46.
- HURLBERT, S.H. 1978. The measurement of niche overlap and some relatives. *Ecology*, 59: 67-77, <http://dx.doi.org/10.2307/1936632>
- IUCN 2011. *IUCN red list of Threatened Species*. Version 2011.2 [www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org) (acesso em 05 de dezembro de 2011).
- JACKSON, J.E. 1987. *Ozotoceros bezoarticus*. *Mammalian Species*, 295: 1-5, <http://dx.doi.org/10.2307/3504043>
- 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, [http://dx.doi.org/10.1016/0006-3207\(88\)90048-1](http://dx.doi.org/10.1016/0006-3207(88)90048-1)
- 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: 614-624, <http://dx.doi.org/10.1644/06-MAMM-A-010R1.1>
- JUNK, W.J. & SILVA, C. 1999. O conceito do pulso de inundação e suas implicações para o Pantanal de Mato Grosso. Pp. 17-28. *In: II Simpósio sobre Recursos Naturais e Socioeconômicos do Pantanal: Manejo e Conservação*. 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, <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2004.11.012>
- KIE, J.G. 1988. *Performance in wild ungulates: measuring population density and condition of individuals*. 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, DF, Brasil.
- LACA, E.A. 2000. Modelling spatial aspects of plant-animal interactions. Pp209-232. *In: G. Lemaire, J. Hodgson, A. Moraes, P.C.F. Cavalho & C. Nabinger (Eds). Grassland ecophysiology and grazing ecology*. CABI Publishing, Walingford.
- LEEUWENBERG, 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: 487-495.
- LEÓN, J. 1987. Botânica de los cultivos tropicales. San Jose: IICA, 445p.
- 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.
- 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 <http://dx.doi.org/10.2307/3801940>
- MACARTHUR, R.H. & PIANKA, E. 1966. On optimal use of patchy environments. *The American Naturalist*, 100: 603-609, <http://dx.doi.org/10.1086/282454>
- 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” (*Ozotoceros 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” (Ozotoceros bezoarticus Linneus 1758)*. Publicación del UICN/SSC/CBSG Minnesota.
- MOURÃO, G. M. 1989. Limnologia comparativa de três lagoas (duas “baías” e uma “salina”) do Pantanal da Nhecolândia, MS. Dissertação de Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais. Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, SP.
- 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, [http://dx.doi.org/10.1016/S0006-3207\(99\)00051-8](http://dx.doi.org/10.1016/S0006-3207(99)00051-8)
- 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, <http://dx.doi.org/10.1111/j.1469-7998.2006.00051.x>
- NONACS, P. 1993. Is satisficing an alternative to optimal foraging theory? *Oikos*, 67: 371-375, <http://dx.doi.org/10.2307/3545484>
- 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, EUA.
- POTT, A. & POTT, V.J. 1994. *Plantas do Pantanal*. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Centro de Pesquisa Agropecuária do Pantanal. 320p.
- 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. Pp.4187-4194. *In: Anais do XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*. Florianópolis, Brasil, INPE.
- 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, [http://dx.doi.org/10.1644/1545-1542\(2000\)081<1136:HRAAPO>2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1644/1545-1542(2000)081<1136:HRAAPO>2.0.CO;2)
- SANTOS, S. A.; COSTA, C.; SOUZA, G. S.; POTT, A.; ALVAREZ, J. M.; MACHADO, S. R. 2002. Composição botânica da dieta de bovinos em pastagem nativa na sub-região da Nhecolândia, Pantanal. *Revista Brasileira de Zootecnia*, 31: 1642-1662.
- SAKAMOTO, A. Y.; QUEIROZ NETO, J. P.; FERNANDES, E.; LUCATTI, H. M.; CAPELLARI, B. 1996. Topografia de lagoas salinas e seus entornos no Pantanal da Nhecolândia. In: Anais do Simpósio sobre recursos naturais e Sócio-econômicos do Pantanal: Manejo e Conservação. Embrapa Pantanal, Corumbá, MS, Brasil.
- 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, <http://dx.doi.org/10.2193/2006-387>
- SKOGLAND, T. 1986. Density dependent food limitation and maximal production in wild reindeer herds. *Journal of Wildlife Management*, 50: 314-319, <http://dx.doi.org/10.2307/3801919>
- SOARES, A.C. & SANTOS, S.A. 1996. Identificação da composição botânica da dieta do veado-campeiro (*Ozotoceros 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.
- THOMAS, L.; BUCKLAND, S.T.; REXSTAD, E.A.; LAAKE, J.L.; STRINDBERG, S.; HEDLEY, S.L.; BISHOP, J.R.B.; MARQUES, T.A.; & BURMHAM, K.P. 2010. Distance software: design and analysis of distance sampling surveys for estimating population size. *Journal of Applied Ecology*, 47: 5-14, <http://dx.doi.org/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, <http://dx.doi.org/10.1163/156853967X00064>
- 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.; ZUCCO, C.A.; FERNANDEZ, F.A.; HARRIS, M.; CARDIM, E.N.; CESTARI, C.; COSTA, R.L.; FERREIRA, V.L.; HULLE, N.L.; INDRUSIAK, C.B.; KALERHOFF, M.; MEDEIROS, T.T.; MICHELSON, A.; PINHEIRO, R.T.; RIMOLI, J.; SANTOS, A.; SANTOS-NETO, J.R.; TAPIA, G.L.G. & TORTATO, M.A. 2004. Estimativa da abundância das populações de cervo (*Blastocerus dichotomus*) e veado campeiro (*Ozotoceros bezoarticus*) no Parque Estadual do Pantanal do Rio Negro, MS. In: IV Simpósio sobre Recursos Naturais e Socio-econômicos do Pantanal. Corumbá, MS, Brasil.
- TOMAS, W.M.; TIEPOLO, L.M. & DUARTE, J.M.B. 2010. Ordem Artiodactyla. Pp.495-506. In: N.R. Reis, A.L. Peracchi, M.N. Fregonezi & B.K. Rossaneis (Eds) Mamíferos do Brasil. Guia de Identificação. Technical books, Rio de Janeiro, p557.
- UNDERWOOD, R. 1983. The feeding behavior of grazing African ungulates. *Behaviour*, 84: 195-242, <http://dx.doi.org/10.1163/156853983X00499>
- VILA, A.R.; BEADE, M.S. & BARRIOS LAMUNIÈRE, D. 2008. Home range and habitat selection of pampas deer. *Journal of Zoology*, 276: 95 – 102, <http://dx.doi.org/10.1111/j.1469-7998.2008.00468.x>
- WATSON, L.H. & OWEN-SMITH. 2000. Diet composition and habitat selection of eland in semi-arid shrubland. *African Journal of Ecology*, 38: 130-137, <http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-2028.2000.00229.x>
- ZOLLNER, P.A. & LIMA, S.L. 1999. Search strategies for landscape-level interpatch movements. *Ecology*, 80: 1019-1030, [http://dx.doi.org/10.1890/0012-9658\(1999\)080\[1019:SSFLI\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1890/0012-9658(1999)080[1019:SSFLI]2.0.CO;2)

Submetido em 04/05/2012

Aceito em 05/12/2012

**Apêndice I.** Índice de Seleção Padronizado ( $B_i$ ) calculado para cada recurso alimentar, em três paisagens diferentes no Pantanal da Nhecolândia, Corumbá, MS, de setembro de 2009 a outubro de 2010. O símbolo (-) representa não disponibilidade e valores de  $B_i = 0,000$  indica o não consumo do recurso alimentar  $i$ .

**Appendix I:** Standardized Selection index ( $B_i$ ) calculated for each food resource in three different landscapes in Pantanal Nhecolândia, Corumbá, MS, from September 2009 to October 2010. The symbol (-) represents resource not available and values of  $B_i = 0.000$  indicate absence of consumption of food resource  $i$ .

ESPÉCIE ( $i$ )	CERRADO ( $B_i$ )	CAMPO DE VAZANTE ( $B_i$ )	PASTAGEM CULTIVADA ( $B_i$ )
ANNONACEAE			
<i>Annona dioica</i> A. St.-Hil. 1825	0,032	0,000	0,021
ARECACEAE			
<i>Attalea phalerata</i> Mart. ex Spreng. 1825	-	0,000	0,000
ASTERACEAE			
<i>Bidens gardneri</i> Baker 1884	0,000	0,000	-
<i>Stilpnopappus trichospiroides</i> Mart. ex DC. 1836	0,028	0,000	0,000
<i>Vernonia scabra</i> Pers. 1807	0,055	-	-
<i>Wedelia brachycarpa</i> Baker 1884	0,000	-	-
BROMELIACEAE			
<i>Bromelia balansae</i> Mez 1891	-	-	0,000
CARYOCARACEAE			
<i>Caryocar brasiliense</i> Cambess. 1828	-	-	0,056
CHRYSOBALANACEAE			
<i>Couepia uiti</i> (Mart. & Zucc.) Benth. ex Hook. f. 1867	-	0,069	-
<i>Licania parvifolia</i> Huber 1909	-	-	0,056
CYPERACEAE			
<i>Eleocharis</i> sp R. Br. 1810	-	-	0,000
<i>Oxycaryum cubense</i> (Poepp. & Kunth) Palla 1908	-	0,000	
<i>Scleria melaleuca</i> Rchb. ex Schltld. & Cham. 1831	-	-	0,000
Cyperaceae			
<i>Cyperus digitatus</i> Roxb. 1820	-	0,000	-
<i>Cyperus giganteus</i> Vahl 1805	-	-	0,000
DILLENACEAE			
<i>Curatella americana</i> L. 1759	0,000	-	0,056
EUPHORBIACEAE			
<i>Caperonia castaneifolia</i> (L.) A. St.-Hil. 1826	0,000	0,015	0,019
<i>Chamesyce cf. prostrata</i> (Aiton) Small 1903	-	0,000	-
<i>Croton glandulosus</i> L. 1759	0,022	0,000	-
<i>Euphorbia thymifolia</i> L. 1753	0,000	0,032	0,037

## Continuação Apêndice I

ESPÉCIE (i)	CERRADO (Bi)	CAMPO DE VAZANTE (Bi)	PASTAGEM CULTIVADA (Bi)
<i>Sebastiania hispida</i> (Mart.) Pax ex Engl. 1912	0,085	0,069	0,054
FABACEAE			
<i>Aeschynomene americana</i> Lehmann, 1753	-	-	0,037
<i>Aeschynomene fluminensis</i> Vell., 1825	-	-	0,000
<i>Aeschynomene paniculata</i> Willd. ex Vogel, 1838	-	-	0,056
<i>Aeschynomene rudis</i> Benth., 1843	-	-	0,020
<i>Aeschynomene</i> sp L. 1753	0,088	-	-
<i>Chamaecrista flexuosa</i> (L.) Greene 1899	0,025	-	-
<i>Chamaecrista serpens</i> (L.) Greene 1899	0,000	-	-
<i>Desmodium</i> sp Desv. 1813	-	-	-
<i>Desmodium barbatum</i> (L.) Benth. 1852	-	-	0,056
<i>Hymenaea courbaril</i> L. 1753	-	-	0,056
<i>Indigofera campestris</i> Bong. ex Benth. 1859	-	0,069	-
<i>Mimosa</i> sp L. 1753	0,088	-	-
<i>Mimosa weddelliana</i> Benth. 1876	0,044	-	0,056
<i>Senna occidentalis</i> (L.) Link 1829	-	0,023	-
<i>Stylosanthes</i> sp Sw. 1788	-	0,069	-
LAMIACEAE			
<i>Hyptis brevipes</i> Poit. 1806	0,000	-	-
<i>Hyptis crenata</i> Pohl ex Benth. 1833	-	0,000	-
LYTHRACEAE			
<i>Cuphea cf repens</i> Koehne 1877	-	0,000	-
MALPIGHIACEAE			
<i>Byrsonima orbignyana</i> A. Juss. 1840	0,044	0,064	0,030
MALVACEAE			
Malvaceae Juss. 1789	0,053	0,069	0,056
<i>Melochia parvifolia</i> Kunth 1821 [1823]	-	-	0,048
<i>Melochia simplex</i> A. St.-Hil. 1825	0,044	0,069	0,000

Continuação Apêndice I

ESPÉCIE (i)	CERRADO (Bi)	CAMPO DE VAZANTE (Bi)	PASTAGEM CULTIVADA (Bi)
<i>Sida cerradoensis</i> Krap. 1969	0,088	0,000	0,056
<i>Sida linifolia</i> Cav. 1785	0,088	-	-
<i>Abutilon</i> sp Mill. 1754	-	0,069	-
<i>Waltheria communis</i> A. St.-Hil. 1825	0,000	0,003	0,000
MAYACACEAE			
<i>Mayaca fluviatilis</i> Aubl. 1775	-	0,000	-
MYRTACEAE			
<i>Eugenia tapacumensis</i> O. Berg 1854 [1856]	0,000	-	-
NYNPHAEACEAE			
<i>Nymphaea prolifera</i> Wiersema 1984	-	0,006	-
OLACACEAE			
<i>Ximena americana</i> L. 1753	-	-	0,056
ONAGRACEAE			
<i>Ludwigia sedoides</i> (Bonpl.) H. Hara 1953	-	0,000	-
OPHIOGLOSSACEAE			
<i>Ophioglossum</i> sp L. 1753	-	0,000	-
PASSIFLORACEAE			
<i>Turnera melochioides</i> A. St.-Hil. & Cambess. 1830	-	-	0,037
PHYLLANTHACEAE			
<i>Phyllanthus amarus</i> Schumach. & Thonn. 1827	-	0,000	-
<i>Phyllanthus orbiculatus</i> Rich. 1792	-	0,000	-
PLANTAGINACEAE			
<i>Bacopa verticillata</i> (Pennell & Gleason) Pennell 1946	0,000	-	-
POACEAE			
<i>Andropogon bicornis</i> L. 1753	0,000	0,000	-
<i>Andropogon selloanus</i> (Hack.) Hack. 1904	0,029	-	-
<i>Aristida setifolia</i> Kunth 1815 [1816]	0,000	-	0,000
<i>Axonopus purpusii</i> (Mez) Chase 1925	0,000	0,008	0,000
<i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers. 1805	0,000	0,000	-
<i>Digitaria</i> sp Haller 1768	-	0,000	-
<i>Elionurus muticus</i> (Spreng.) Kuntze 1898	0,000	-	-
<i>Hymenachne amplexicaulis</i> (Rudge) Nees 1829	0,010	0,000	0,000



ESPÉCIE (i)	CERRADO (Bi)	CAMPO DE VAZANTE (Bi)	PASTAGEM CULTIVADA (Bi)
<i>Mesosetum chaseae</i> Lucas 1942	0,000	0,008	0,000
<i>Panicum laxum</i> Sw. 1788	0,000	0,000	0,000
<i>Pappophorum krapovickasii</i> Roseng. 1975	0,000	-	-
<i>Paspalidium paludivagum</i> (Hitchc. & Chase) Parodi 1939	-	0,030	-
<i>Paspalum plicatulum</i> Michx. 1803	0,000	-	-
<i>Reimarochloa brasiliensis</i> (Spreng.) Hitchc. 1909	-	0,052	-
<i>Setaria</i> sp P. Beauv. 1812	0,000	0,008	0,000
<i>Sporobolus</i> sp R. Br. 1810	0,000	-	-
<i>Urochloa dictyoneura</i> (Fig. & De Not.) Veldkamp 1996	-	-	0,018
<i>Urochloa humidicola</i> (Rendle) Morrone & Zuloaga 1992	0,000	-	0,000
POLYGONACEAE			
<i>Polygonum acuminatum</i> Kunth 1817 [1818]	0,000	-	-
PORTULACACEAE			
<i>Portulaca fluvialis</i> D. Legrand 1942	0,022	0,000	0,042
RUBIACEAE			
<i>Diodia kuntzei</i> K. Schum. 1888	-	-	0,028
<i>Richardia grandiflora</i> (Cham. & Schltdl.) Steud. 1841	0,016	0,015	0,028
Rubiaceae Juss. 1782	-	-	0,000
<i>Spermacoce quadrifaria</i> (E.L. Cabral) Govaerts 1996	0,029	0,069	-
<i>Spermacoce</i> sp L. 1753	0,029	-	-
<i>Spermacoce verticillata</i> L. 1753	0,059	0,062	-
SMILACACEAE			
<i>Smilax fluminensis</i> Steud. 1841	0,076	-	-
SOLANACEAE			
<i>Solanum viarum</i> Dunal 1852	0,000	-	-
URTICACEAE			
<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul 1847	-	0,069	-