



Programa de Pós Graduação em Ecologia e Conservação  
Centro de Ciências Biológicas e da Saúde  
Universidade Federal de Mato Grosso Do Sul

**Influência da variação interanual das inundações no Pantanal sobre a abundância das populações de dois mamíferos ameaçados: o cervo do pantanal (*Blastocerus dichotomus* Illiger, 1811) e o veado campeiro (*Ozotoceros bezoarticus* Linnaeus, 1758)**

Guellity Marcel Fonseca Pereira



Campo Grande

Março 2016

**Influência da variação interanual das inundações no Pantanal sobre a abundância das populações de dois mamíferos ameaçados: o cervo do pantanal (*Blastocerus dichotomus* Illiger, 1811) e o veado campeiro (*Ozotoceros bezoarticus* Linnaeus, 1758)**

Guellity Marcel Fonseca Pereira

Dissertação apresentada como requisito para a obtenção do título de Mestre em Ecologia, pelo Programa de Pós Graduação em Ecologia e Conservação, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul.

Orientador: Marcelo Oscar Bordignon

Co-orientador: Walfrido Moraes Tomas

**Banca avaliadora**

**Dr. Helena Bergalo**

**Universidade do Estado do Rio de Janeiro - UERJ**

**Dr. Liliane Tiepolo**

**Universidade Federal do Paraná – UFPR**

**Dr. Luis Gustavo de Oliveira Santos**

**Universidade Federal de Mato Grosso do Sul - UFMS**

**Dr. Roger Rodrigues Torres**

**Universidade Federal de Itajubá - UNIFEI**

**À minha família, à minha amada Inah e seus pais.**

## **Agradecimentos**

Agradeço aos meus pais por terem me apoiado e incentivado a continuar trilhando o caminho que nasci para trilhar. Em especial, agradeço à minha querida mãe, Maria Celeste, a mulher mais bonita e forte que já conheci. Agradeço também ao meu pai, Marcos Pereira, por despertar em mim a paixão pela difusão da informação científica através dos vídeos e de meu blog. Amo muito vocês!

Agradeço à minha querida Inah Clara, a mulher de coração mais puro que conheci. Meiga, afável e cheia de ternura, suportou todos os meus altos e baixos, participando de cada etapa do começo de minha jornada rumo ao universo científico. Obrigado, amor, por me ajudar a crescer e me incentivar a seguir todos os meus sonhos. Eu te amo!

Agradeço muito aos meus sogros, dona Maria e Paulo, que abriram as portas e braços para me receber com tanto amor e compaixão. Eu não teria conseguido alcançar tantas metas e sonhos se não fosse o apoio de vocês, que agora são a minha segunda família. Muito obrigado!

Agradeço ao meu amigo e co-orientador, Walfrido Tomas, pelas longas discussões e pela constante motivação. Agradeço também por ter me abrigado em sua casa e me apoiado antes e durante esta caminhada.

Agradeço ao meu amigo Luciano Martins, pela valiosa amizade e por ter me recebido em seu apartamento durante o primeiro ano de mestrado. Obrigado, cara, pelas ótimas sessões de jogos, filmes ruins e boas risadas. Inclusive, se não fosse o seu apoio durante a graduação, eu não teria conseguido me graduar e muito menos teria chegado ao mestrado!

## Índice

<b>Resumo</b>	VII
<b>Abstract</b>	VIII
<b>Introdução</b>	IX
<b>Métodos</b>	XI
<i>Área de estudo</i>	XI
<i>Estimativa de densidade</i>	XV
<i>Relação entre abundância e inundação</i>	XVI
<i>Abundância e mudanças climáticas</i>	XVII
<b>Resultados</b>	XVIII
<i>Índice Hidrológico Anual e precipitação</i>	XVIII
<i>Densidades de Blastocerus dichotomus e Ozotoceros bezoarticus no pantanal</i>	XXII
<i>Relação entre índice hidrológico e abundancia de Blastocerus dichotomus e Ozotoceros bezoarticus</i>	XXIV
<i>Impactos potenciais de mudanças climáticas sobre a abundância de Blastocerus dichotomus no pantanal</i>	XXIX
<b>Discussão</b>	XXXI
<b>Conclusão</b>	XXXVII
<b>Literatura citada</b>	XXXVIII

## Resumo

Em ambientes inundáveis as populações de diversas espécies podem variar devido à heterogeneidade temporal e espacial nas comunidades de plantas e da produtividade de ecossistemas, mediadas pela duração e intensidade das inundações. O presente estudo objetivou avaliar a relação entre a variação da densidade de cervo-do-pantanal (*Blastocerus dichotomus*) e veado-campeiro (*Ozotoceros bezoarticus*) e a variação nas inundações no Pantanal, bem como analisar a magnitude dos efeitos de mudanças climáticas sobre a abundância destas espécies. As densidades foram obtidas através de levantamentos aéreos cobrindo toda a planície inundável, e foi encontrada uma relação significativa entre inundação e densidade apenas para o cervo-do-pantanal. A densidade desta espécie variou de 0,16 a 0,32 indivíduos/km<sup>2</sup> (população máxima estimada em 44800 ± 7686 indivíduos), enquanto a densidade de veado-campeiro variou de 0,11 a 0,25 grupos/km<sup>2</sup> (população máxima estimada de 34800 ± 6369 grupos) durante os oito levantamentos aéreos realizados entre 1991-2004. Frente os cenários mais recentes de mudanças na precipitação em toda a Bacia do Alto Paraguai, estimamos declínios de 10% a 25% nas populações de cervo cujas probabilidades de ocorrência são de 85 e 60%, respectivamente, até 2040, e declínios críticos de 50% a 75% nas populações cujas probabilidades são 55% e 60%, respectivamente, até 2100. Sob esta perspectiva, os impactos de mudanças climáticas podem ainda ser agravados pela sinergia com alterações ambientais que interferem na hidrologia do Pantanal, tais como projetos de aproveitamentos hidroelétricos, intervenções nos principais rios para melhorar a navegação e canais de drenagem em áreas úmidas.

## Abstract

Populations of several wetland species may vary due to spatial and temporal heterogeneity in plant communities and ecosystem productivity, which is mediated by flood duration and intensity. The present study aimed to evaluate the relationship between the variation of the marsh deer (*Blastocerus dichotomus*) and the Pampas deer (*Ozotoceros bezoarticus*) population size and the flood variation in the Pantanal wetland, as well as to analyze the impacts of climate change on the abundance of these species. Densities were estimated through aerial surveys covering the entire floodplain, and a significant relationship between flood intensity and density was found only for marsh deer. The marsh deer density varied from 0.16 a 0.32 individuals/km<sup>2</sup> (maximum estimated population size = 44800 ± 7686 individuals), while the Pampas deer density varied from 0.11 a 0.25 groups/km<sup>2</sup> (average group size = 1.7 deer; maximum estimated population size = 34800 ± 6369 groups) during the 8 survey conducted from 1991 to 2004. Based on the most recent scenarios of change in precipitation in the Upper Paraguay River Basin, we estimated declines over 10% and 25% in the marsh deer population, with 85 and 60% probability of occurrence, respectively, by the year 2040; more critical declines reaching over 50% and 75% of the marsh deer population are expected with 55% and 60% probability of occurrence, respectively, by the year 2100. Under this perspective, the impact of climate change may be worsened by the synergy with environmental alterations affecting the hydrology in the Pantanal wetland, such as hydroelectric power plants, interference in major rivers to improve navigation, and wetland draining.

## **Introdução**

As flutuações nas populações podem ocorrer de forma periódica ou irregular, em função de mecanismos extrínsecos e intrínsecos, denso-dependentes ou não (Krebs, 1994). Em ambientes relativamente mais estáveis, como regiões desérticas, florestas boreais e tropicais, ou ilhas, as populações de ungulados tendem a flutuar em função de fatores como predação, doenças e competição, que podem influenciar da taxa de fecundidade dos indivíduos e ocasionar longos períodos de maturação (Seip 1992, Cluton-Brock et al. 1997, Coulson et al. 1999, Jedrzejewski et al. 2002, Persson 2003, Beest et al. 2004, Coulson et al. 2004).

Por outro lado, em ambientes instáveis, como em regiões inundáveis ou impactadas por fogo, as flutuações populacionais parecem ser mediadas pela heterogeneidade nas comunidades de plantas e também pelas alterações ambientais locais, como a duração e intensidade das queimadas ou inundações (Kramer et al. 2003, Jones et al. 2006, Dalerum et al. 2007, Kuijper et al. 2010, Tomas et al. 2012, Lázari et al. 2013).

Independentemente dos fatores que influenciam a flutuação das populações de ungulados, as espécies apresentam um certo grau de resiliência, suportando eventuais impactos e recuperando-se ao longo do tempo (Coulson et al. 2000, Milner-Gulland et al. 2000, Coulson et al. 2004). Em ambientes estáveis as populações podem apresentar quedas e aumento na densidade em períodos bem definidos (Sickle 1990) enquanto em ambientes instáveis as flutuações não são previsíveis, podendo ser consideradas eventos estocásticos para muitas espécies ou mesmo resultado de processos densidade-dependentes (Coulson et al. 2000, Coulson et al. 2004, Lázari et al. 2013, Hardford et al. 2015, Lee et al. 2015, Luo et al. 2015, Merken et al. 2015).

As maiores áreas úmidas do planeta caracterizadas como planícies inundáveis estão localizadas nos Neotrópicos, nas bacias de grandes rios da América do Sul, como o rio Amazonas, Paraná e Paraguai (Keddy & Fraser 2005). A Bacia do Alto Paraguai está localizada no centro-sul do Brasil, leste da Bolívia e quase todo o Paraguai, e compõe a bacia hidrográfica do rio da Prata, cujo rio mais importante é o rio Paraná. A maior área úmida deste sistema é o Pantanal, que constitui a maior planície alagável contínua do planeta, com 160.000 km<sup>2</sup> de extensão, compreendendo o Brasil, Bolívia e Paraguai (Silva & Abdon 1998). A fauna e flora do Pantanal demonstram elevada riqueza de espécies com um baixo número de espécies endêmicas, e é constituída por espécies do Cerrado no Brasil, bem como do Chaco da Bolívia e do Paraguai, e da Floresta Amazônica (Keddy et al. 2009). Estudos recentes tem indicado que o Pantanal pode funcionar como um filtro para certos grupos de espécies, resultando em alta proximidade filogenética entre organismos mais sensíveis a fatores ambientais, como os anfíbios (Martins et al. 2015).

O Pantanal é fortemente influenciado pelas flutuações no nível da água do Rio Paraguai e seus tributários, havendo períodos de seca e cheia anuais, constituindo um sistema de pulso de inundação, como resultado de estações de chuva e seca bem delimitadas (Junk et al. 1989). Longos períodos plurianuais de níveis acima da média das inundações no Pantanal tem um papel importante sobre a riqueza de espécies devido à sua influência na extensão de ecossistemas aquáticos e na diversidade de habitats, enquanto períodos mais curtos tem efeito contrário, favorecendo espécies de ambientes mais secos ou inundados de forma efêmera (Junk et al. 1989, Triantis 2003). A influência da instabilidade hidrológica do Pantanal na abundância e distribuição das populações dos grandes vertebrados ainda é pouco conhecida, apesar de alguns estudos indicarem que este é um fator relevante (Tomas et al. 2001, Mourão et al. 2010, Campos

et al. 2015). Entretanto, este tipo de conhecimento é fundamental para entender as respostas destas populações frente a efeitos de intervenções humanas e de mudanças climáticas, bem como estabelecer estratégias de conservação. Nesse sentido, o presente estudo objetivou avaliar a relação entre a variação das inundações anuais no Pantanal e a variação na abundância das populações de duas espécies de cervídeos ameaçadas de extinção, o cervo-do-pantanal (*Blastocerus dichotomus* Illiger 1811) e o veado-campeiro (*Ozotoceros bezoarticus* Linnaeus, 1758), em escala regional, bem como analisar os possíveis impactos de cenários de mudanças climáticas para a região.

## **Métodos**

### *1) Área de estudo*

O Pantanal é a maior área contínua inundável do planeta, localizada na bacia do Alto Paraguai, abrangendo os estados brasileiros de Mato Grosso e Mato Grosso do Sul, com aproximadamente 140.000 km<sup>2</sup> de extensão (Figura 1), sendo marcado por ciclos anuais de seca e cheia, em função de precipitação concentrada no verão (Junk et al. 1989). Este pulso de inundações sazonais é monomodal e influencia fortemente as comunidades de animais e vegetais, em função da alteração na ciclagem de nutrientes e na sua produtividade primária (Junk & Silva 1999, Junk & Cunha 2005).

A paisagem no Pantanal é constituída por áreas abertas, compostas por campos inundáveis e não-inundáveis, manchas florestais, savanas gramíneo-lenhosas, bem como diversos ecossistemas aquáticos permanentes ou temporários (Silva & Abdon 1998). A vegetação no pantanal é reflexo das características locais ambientais, variando entre as sub-regiões (Figura 2) em função de fatores como o regime de inundação, características do solo, configuração do terreno e temperatura (Damasceno et al. 2014).

Estima-se que na planície pantaneira ocorram cerca de 2000 espécies de plantas, distribuídas em 774 gêneros e 136 famílias, das quais as famílias mais numerosas são a Fabaceae (Leguminosae, 240 espécies), Poaceae (Graminae, 212 espécies), Cyperaceae (92 espécies), Asteraceae (82 espécies), Euphorbiaceae (78), Rubiaceae (62, Malvaceae (47) e Myrtaceae (45), além de haverem cerca de 200 espécies exóticas (Pott & Pott 1996, Pott 2003).

A diversidade de vertebrados no Pantanal é representada pelas aves, com cerca de 582 espécies conhecidas para a região (Nunes 2011), seguido por 174 espécies de mamíferos (Alho et al. 2011), 249 espécies de peixes (Britski et al. 2007), 127 de répteis e 44 espécies de anfíbios (Strussman et al. 2007).

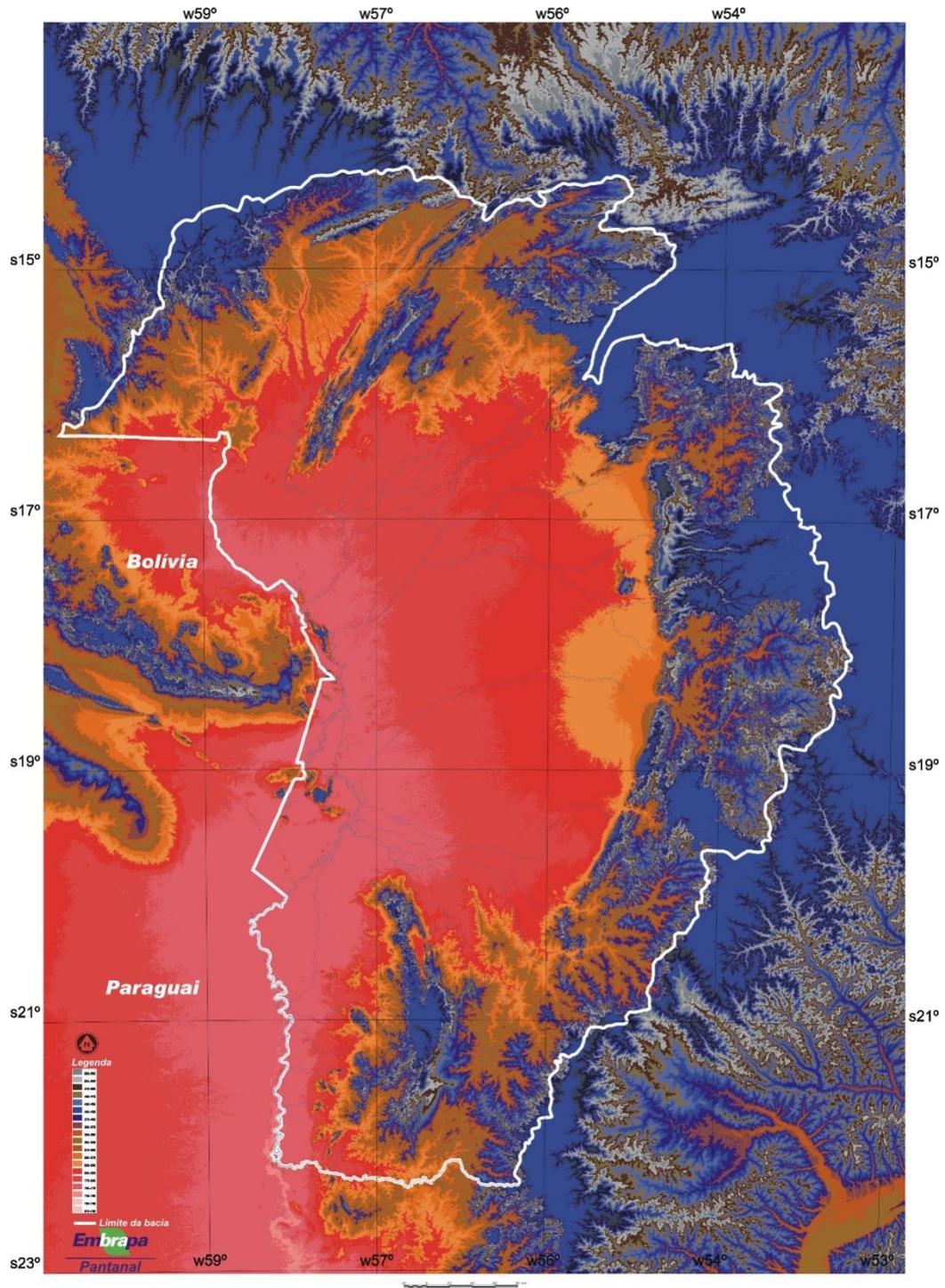


Figura 1. Mapa de altitude delimitando a Bacia do Alto Paraguai em território brasileiro (linha branca), com a planície inundável que constitui o Pantanal (área de terras baixas de cor predominantemente vermelha).

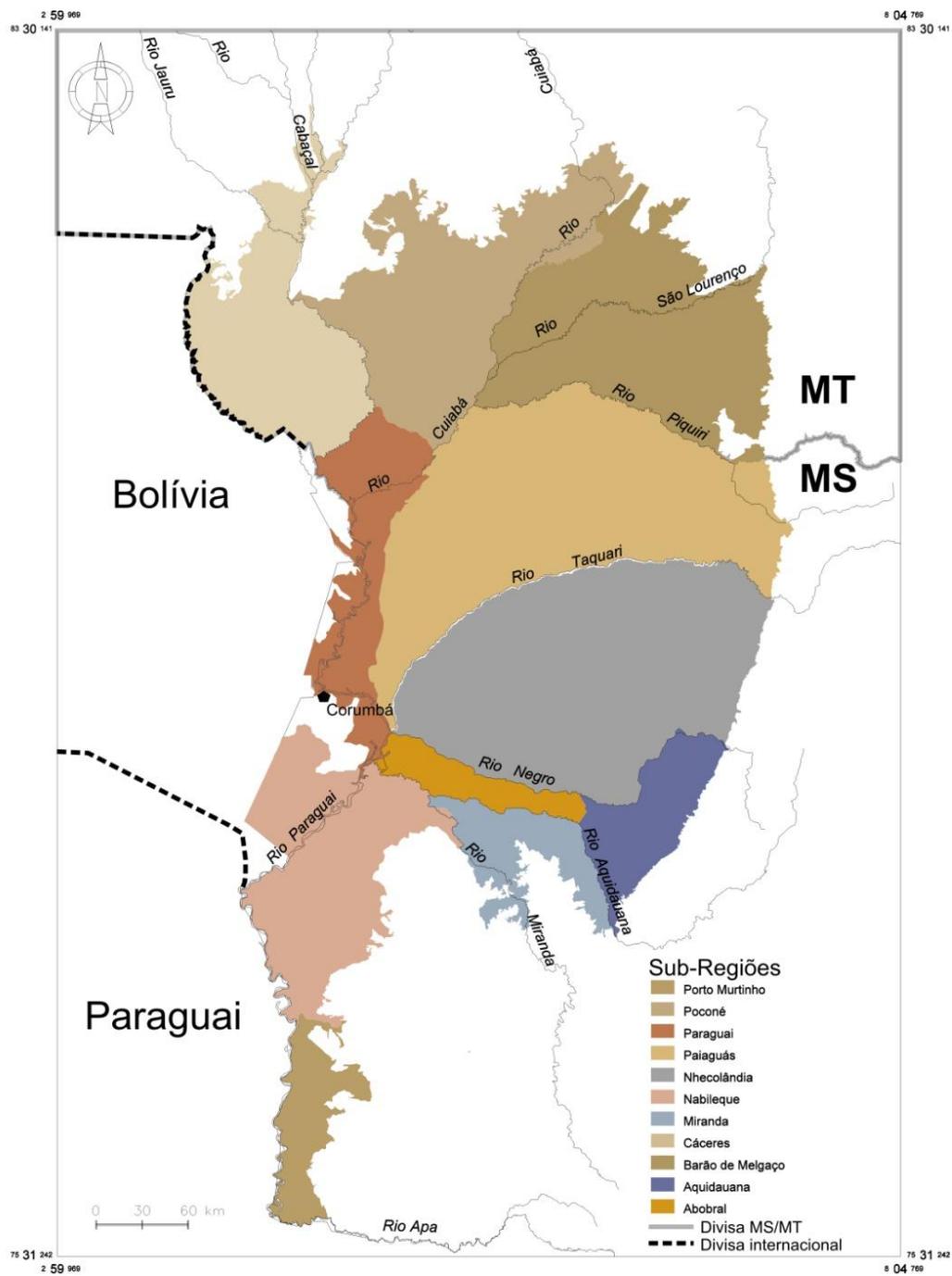


Figura 2. Sub-regiões e principais rios do Pantanal. Imagem cedida pelo Departamento de Geoprocessamento da Embrapa Pantanal (2015).

## 2) *Estimativa de densidade*

Levantamentos aéreos cobrindo todo o Pantanal foram realizados nos anos de 1991, 1992, 1993, 1998, 2000, 2001, 2002 e 2004, no início do mês de setembro (período seco) por pesquisadores do Departamento de Vida Selvagem da Embrapa Pantanal. Os vôos foram realizados no período das 7:00 às 11:00 e das 13:00 às 16:00, utilizando aeronave Cessna 182 ou 206, que possuem asa fixa e alta, percorrendo transectos sistematicamente posicionados para se obter uma maior cobertura do Pantanal.

Os transectos tiveram comprimento variando de 5,5 km a 5,9 km ( $n=502$ ), com média de  $5,7 \pm 0,04$  km, nos levantamentos de 1991 a 1993, e de  $74,1 \pm 3,3$  km nos levantamentos de 1998 a 2004, cobrindo toda a planície do Pantanal, com espaçamento de seis minutos geográficos nos levantamentos de 1991 a 1993, e de 12 minutos geográficos nos demais anos. Cervos foram registrados individualmente e veados foram registrados em grupos, com o devido número de indivíduos por grupamento. Para a contagem dos animais e para corrigir erros de detectabilidade, utilizou-se o método de contagem dupla (Magnusson et al. 1978), em que dois observadores se posicionam do mesmo lado da aeronave e conduzem contagens independentes, cobrindo uma faixa amostral de 200 metros de largura, em vôos realizados a uma velocidade constante de 200 km/h e a 61 metros de altura.

Para a análise dos dados, a probabilidade de detecção foi estimada para os dois observadores, utilizando uma variação do modelo de captura e recaptura de Lincoln-Petersen (Magnusson et al. 1978, Caughley & Grice 1982, Bayliss & Yeomans 1989, Caughley & Sinclair 1994, p. 213) onde:

$S1$  = número de animais avistados apenas pelo observador 1

$S2$  = número de animais avistados apenas pelo observador 2

$B$  = número de animais avistados por ambos os observadores.

A probabilidade ( $P$ ) de um observador avistar um animal nos levantamentos foi obtida de acordo com Graham & Bell (1989), como segue:

$$P1 = \frac{B}{B + S2}$$

E o fator de correção ( $CF$ ) para este observador é dado por:

$$CF1 = \frac{1}{P1}$$

Os fatores de correção foram utilizados para corrigir as contagens de um dos observadores em cada transecto. Estas contagens corrigidas foram utilizadas para estimar a densidade das espécies no Pantanal, através das equações sugeridas por Caughley & Sinclair (1994, p.202) para levantamentos em transectos de tamanhos diferentes e sem repetições.

### *3) Relação entre densidade e inundação*

A relação entre as densidades de cervo e de grupos de veado-campeiro e a inundação foi analisada através de regressão linear com o Índice Hidrológico Anual (IHA) (Valderrama & Petrerre 1994), dado pela soma do nível mensal do Rio Paraguai (em metros) medido em Ladário, Mato Grosso do Sul, Brasil (57° 35' W, 19° 00' S).

Como espera-se que a inundação num dado ano não seja suficiente para afetar imediatamente a abundância de populações em escala regional, nós exploramos defasagens entre as cheias e as densidades estimadas, sendo utilizados dados acumulados do IHA em períodos de 5, 4, 3 e 2 anos que antecederam cada levantamento populacional.

Os dados da régua de Ladário são especialmente convenientes para estas análises, já que correlacionam-se com a área inundada do Pantanal (Hamilton et al.

1996). Assim, o IHA expressa a extensão e duração das inundações no Pantanal, sendo um bom índice para responder as questões deste estudo.

Os modelos de regressão obtidos foram utilizados para estimar a população de cervos em cada ano durante o período de 1903 e 2004, para evidenciar possíveis flutuações populacionais bruscas no passado que denotam a resiliência das espécies. Para estimar o tamanho da população de cervo ao longo do século, a densidade estimada foi multiplicada por 140.000, que se refere à extensão territorial da Planície Pantaneira, para a qual as densidades foram calculadas a partir dos levantamentos aéreos. A partir das estimativas das populações ao longo do século, foram conduzidas regressões logísticas para estimar a probabilidade da população de cervo, ao longo do século, ter diminuído mais que 10%, 25%, 50% e 75% em relação à maior população estimada para o período, em função da variação no IHA. Entender como as populações flutuaram no passado possibilita uma melhor interpretação dos efeitos dos cenários de mudanças climáticas projetados para as espécies (Dawson et al. 2011; McMahon et al. 2011).

#### *4) Densidade e mudanças climáticas*

Uma vez que os cenários de mudanças climáticas mais recentes desenvolvidos para o Pantanal e a Bacia do alto Paraguai indicam redução de até 30% na precipitação em relação à média (Marengo et al. 2016), buscou-se entender como esta redução influenciaria os valores de IHA. Assim, foi explorada a relação entre dados de precipitação em um conjunto de estações na BAP para identificar qual sub-conjunto melhor explica a variação no IHA. Buscou-se um conjunto de dados contínuo que incluísse períodos muito secos e mais chuvosos, em especial aqueles da década de 1960 e até 2004. Os dados foram obtidos na página da Agência Nacional de Águas – ANA, no Portal Hidroweb (ANA, 2016). Análises de regressão linear foram conduzidas para

avaliar as relações entre a precipitação anual nestas estações localizadas na BAP e o IHA. Foi também incluída na análise de regressão a possível influência dos níveis do IHA do ano anterior sobre os valores do ano analisado frente à precipitação, considerando o fato de que a inundação no Pantanal acontece vários meses após as chuvas medidas nas cabeceiras dos rios.

O provável impacto de mudanças climáticas na população de cervos também foi analisado graficamente, através do exame das probabilidades de declínios na densidade em função da redução do IHA resultante da redução das chuvas na BAP, conforme cenários propostos por Marengo et al. (2016). Para tanto, foram identificadas as probabilidades de diferentes níveis de redução das populações em função da redução do IHA resultante da diminuição das chuvas nas estações (ou estação) que melhor explicaram as variações no IHA.

## **Resultados**

### *1) Índice Hidrológico Anual e precipitação*

Durante o período de 1903 a 2004, o IHA variou de 165.65 em 1971 a 1654 em 1921 (figura 3), com uma média de 989.3 (DP=364). Um período excepcionalmente seco foi registrado entre os anos de 1963 e 1974 (550 m em 1966 e 165 m em 1971), seguido por um longo período de cheias prolongadas. Durante o período de 13 anos nos quais os 8 levantamentos aéreos foram conduzidos (1991-2004) o IHA variou de 839 (em 2001) a 1500 m (em 1993), contendo períodos abaixo e acima da média.

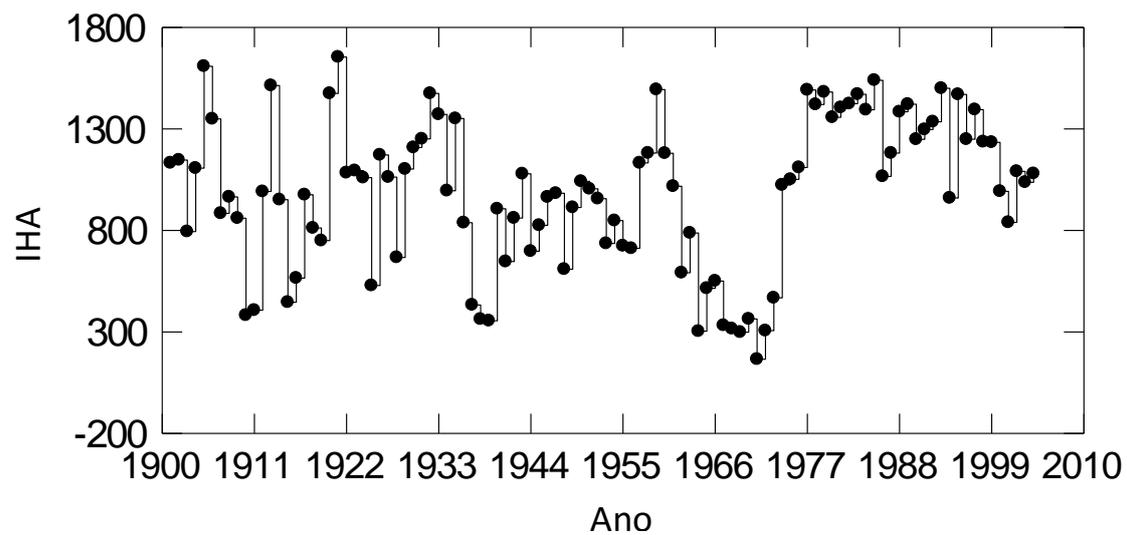


Figura 3. Índice Hidrológico Anual (IHA) baseado no nível diário do Rio Paraguai, medido em Ladário, Mato Grosso do Sul, Brasil.

Foram identificadas 13 estações meteorológicas na BAP com dados contínuos ou com poucas falhas entre 1966 e 1999, as quais são: Corumbá (cod. 1957000), Itiquira (cod. 1754000), Cuiabá (cod. 1556002), Cáceres (cod. 1657003), Diamantino (cod. 1456005), Tangará da Serra (cod. 1457001), Fazenda União (cod. 1755001), Nhecolândia (cod. 1856001), Faz Jaraguá (cod. 2054005), Jardim (cod. 2156001), Rio Verde (cod.1854002), Jaciara (cod. 1554006) e Pedro Gomes (cod. 1854001).

Após um procedimento de regressão linear e stepwise (15 iterações, com valor de alfa para inserir e remover uma variável no modelo  $\alpha = 0,1$ ), contendo todas as estações adotadas, a única estação meteorológica cujos dados tiveram uma relação significativa com o IHA ( $p < 0,001$ ,  $r^2$  ajustado = 0,64,  $F = 5,80$ ,  $GL = 1$ ) foi a estação de Itiquira– MT. A inserção de outras estações no modelo resultou em perda de significância na relação com o IHA. A precipitação nesta estação variou de 981 mm em 1969 e 2.332 mm em 1989, com média de 1721 mm ( $SE = 606$  mm), entre os anos de 1966 e 1999 (figura 4).

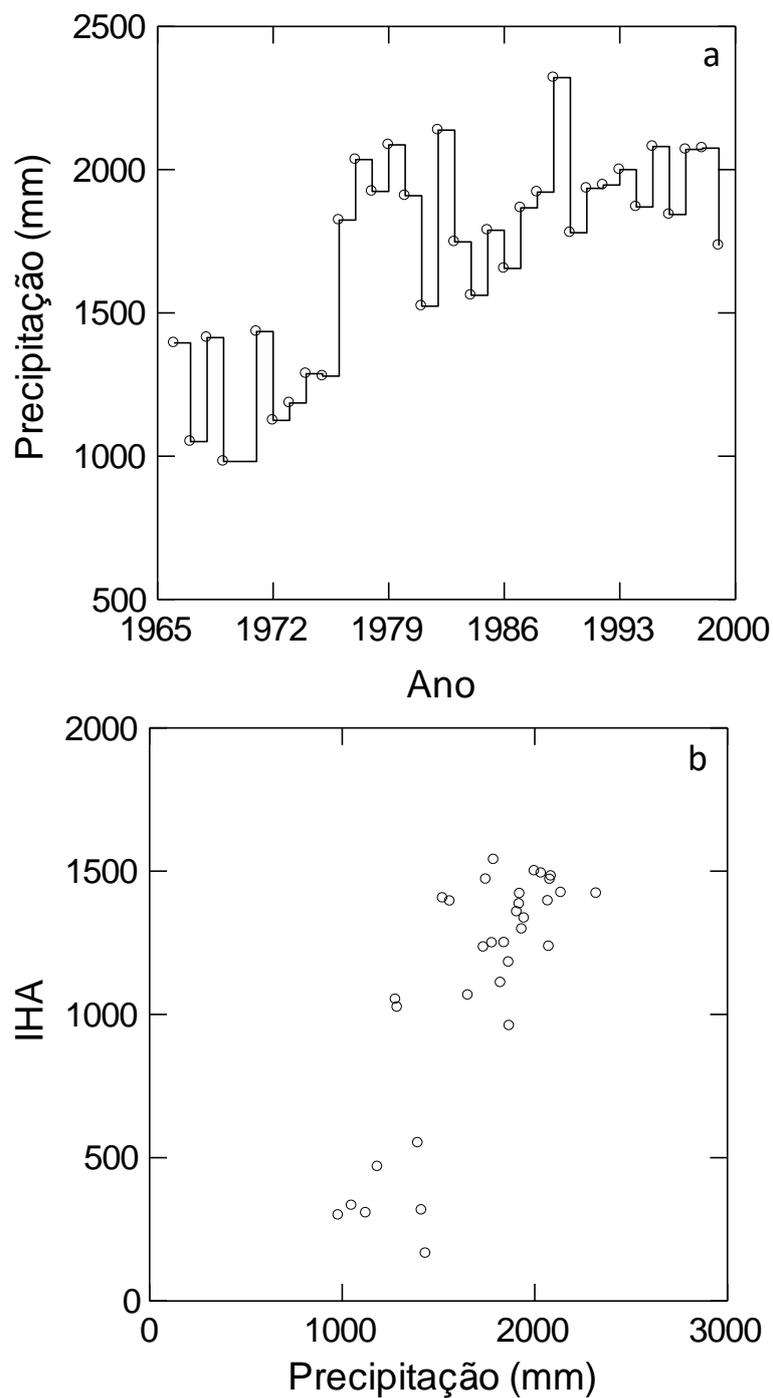


Figura 4. Precipitação anual para o período de 1966 a 1999 (a) e variação do IHA em função da precipitação anual (b) em Itiquira – MT.

O modelo de regressão mostrou-se mais significativo ( $p=0,008$ ,  $r^2$  ajustado = 0,78,  $F = 6,04$ ,  $DF = 2$ ) quando o IHA do ano hidrológico anterior foi inserido, explicando 78% da variação no IHA ( $IHA = -2,79804 + 0,43673 * PrecipItiq + 0,58487 * IHAant$ ).

## 2) Densidades de *Blastocerus dichotomus* e *Ozotoceros bezoarticus* no pantanal

A densidade corrigida de cervo para toda a planície pantaneira variou de 0,16 indivíduos por  $km^2$  em 2002 a 0,32 em 1992 (média de 0,26 ind./ $km^2$ ), com uma população estimada em  $44800 \pm 7686$  indivíduos. A densidade de veado-campeiro variou de 0,11 grupos por  $km^2$  em 1993 a 0,25 em 1991 (média de 0,16 grupos/ $km^2$ ), com uma população de  $34800 \pm 6369$  grupos em todo o Pantanal (figura 5), sendo que estes grupos variaram de 1 a 5 indivíduos (média de 1,7 indivíduos por grupo).

A intensidade amostral (razão entre a soma da área das faixas de contagem e a área total coberta pelos levantamentos) foi de 1.4 a 1.7% no período de 1991 a 1993, e de 0.7 a 0.8% no período de 1998 a 2004.

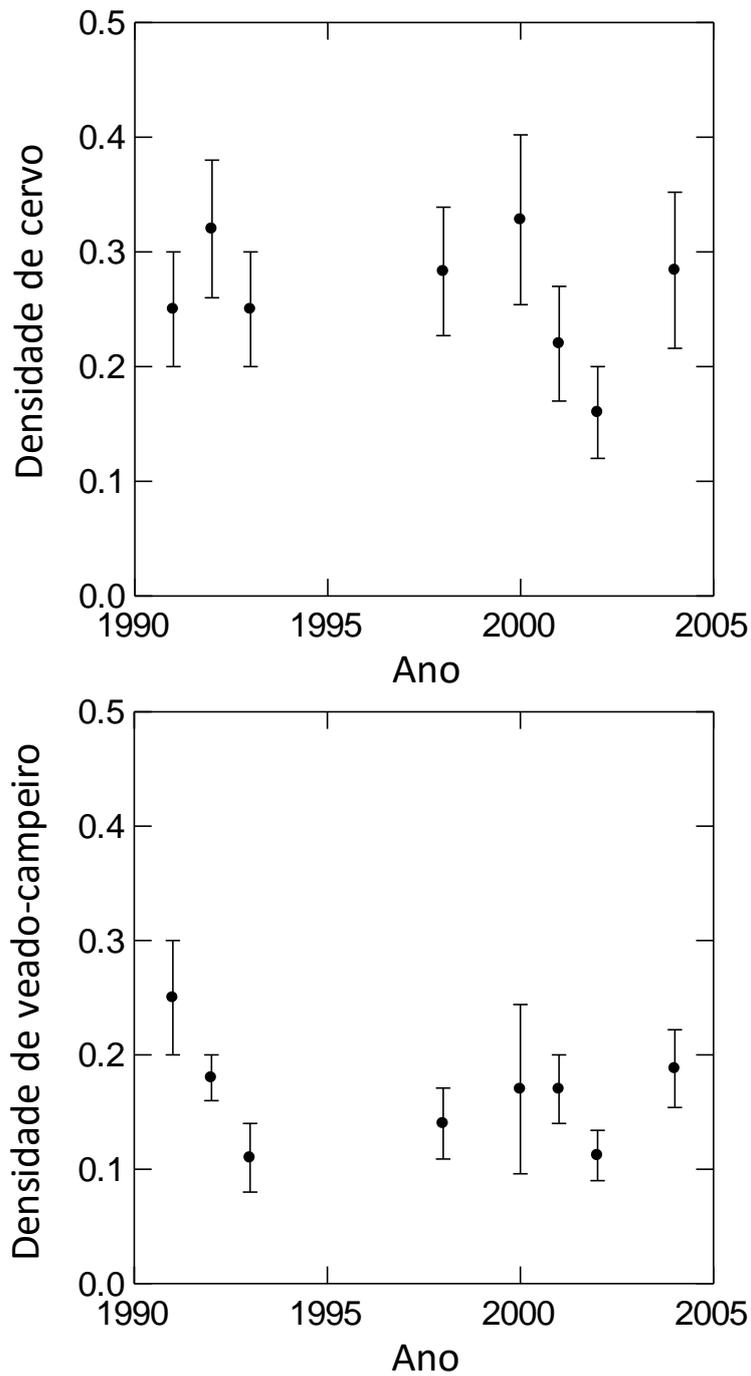


Figura 5. Densidades de cervo (*Blastocerus dichotomus*) e densidade de grupos de veado-campeiro (*Ozotoceros bezoarticus*) no Pantanal em setembro de 1991, 1992, 1993, 1998, 2000, 2001, 2002 e 2004, estimadas através de levantamentos aéreos.

3) *Relação entre índice hidrológico e densidade de Blastocerus dichotomus e Ozotoceros bezoarticus*

A variação na densidade de cervo foi melhor explicada como uma função não-linear do IHA acumulado dos últimos 3 anos que antecederam cada levantamento ( $D = -4,230 + 0,003 * IHA_{acumulado} + 0,000000351 * IHA_{acumulado}^2$ ,  $r^2_{ajustado} = 0.89$ ), (Tabela 1 e Figura 6).

A variação observada nas densidades de grupos de veados campeiros não foi significativamente explicada pela variação no IHA em nenhuma escala temporal. Entretanto, as estimativas constantes na Figura 5 sugerem que esta espécie vinha declinando entre 1991 e 1993, e passou a apresentar um aparente, mas sutil, aumento de densidade a partir de 1998.

Tabela 1. Resultados da regressão não-linear quadrática entre a densidade de cervo-do-pantanal (*Blastocerus dichotomus*) e o Índice Hidrológico Anual acumulado de 2, 3, 4 e 5 anos, no Pantanal, Brasil.

Anos de IHA acumulado	Parâmetros			R <sup>2</sup>	df
	a	b	c		
2	-1.651858743	0.001612593	-0.000000332	0.531531714	3
3	<b>-4.230451998</b>	<b>0.002528757</b>	<b>-0.000000351</b>	<b>0.890000376</b>	<b>3</b>
4	-2.215900755	0.001014120	-0.000000102	0.274387867	3
5	1.792785029	-0.000558382	0.000000050	0.255634093	3

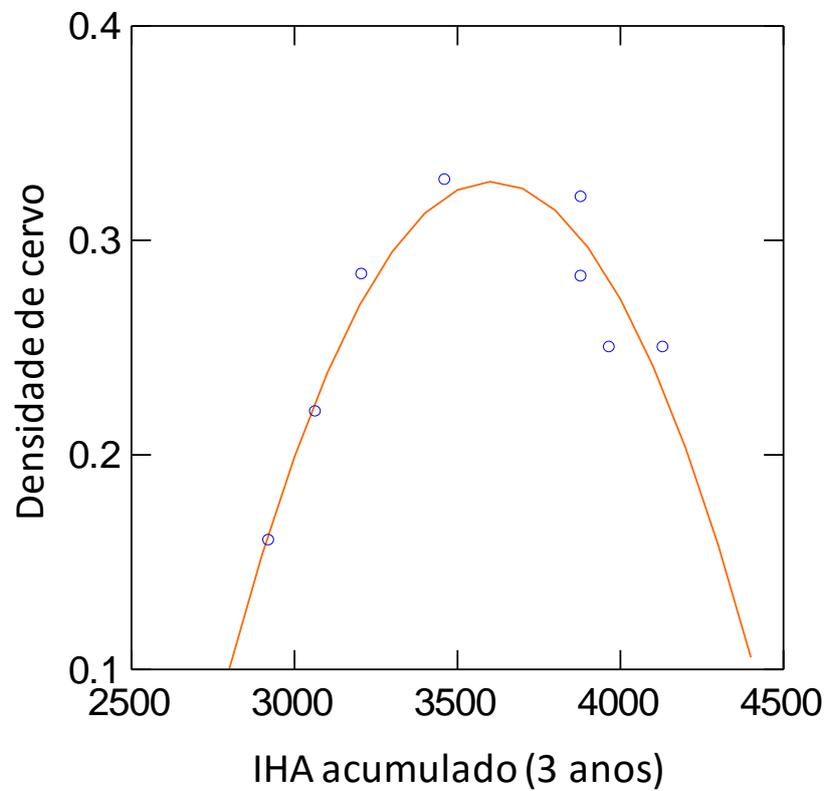


Figura 6. Densidade de cervo-do-pantanal (*Blastocerus dichotomus*) como uma função do Índice Hidrológico Anual (m) acumulado de 3 anos no Pantanal, Brasil, entre 1991 e 2004. ( $D = -4,230 + 0,003 * IHA_{acumulado} + 0,000000351 * IHA_{acumulado}^2$ ;  $r^2$  ajustado = 0,89; DF = 3).

Com base no modelo obtido para descrever a variação da densidade de cervos no Pantanal, estimamos que a população desta espécie, no período entre 1903 e 2004, variou de 4.640 a 31.019 indivíduos, tendo uma média de 19.999. As probabilidades de que a população de cervo tenha diminuído mais que 10%, 25%, 50% e 75% em relação à maior estimativa obtida indicam que em períodos de uma sequência de anos mais secos ao longo do século a população de cervo pode ter declinado substancialmente, especialmente no período de 1963 a 1974 (Figura 7).

Além disso, o modelo indica que a população de cervos pode ter apresentado flutuações acentuadas ao longo de um século, sugerindo que esta espécie apresenta um alto grau de resiliência que a permitiu continuar relativamente abundante em períodos favoráveis, em um macro-ecossistema instável sob o ponto de vista hidrológico.

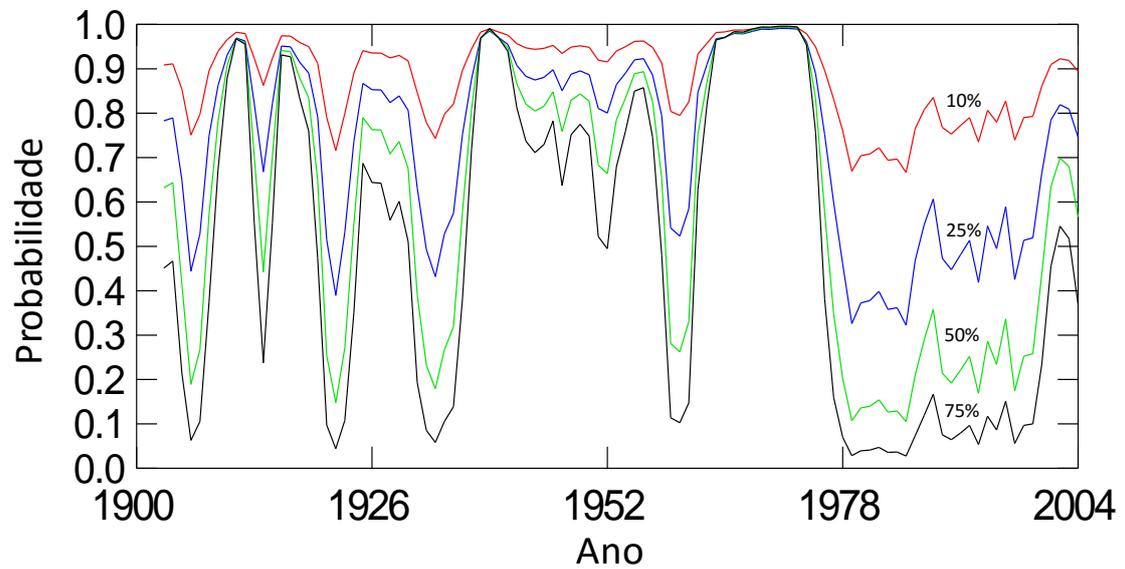


Figura 7. Probabilidade do declínio na população de cervo-do-pantanal (*Blastocerus dichotomus*) ter sido maior que 10%, 25%, 50% e 75% em relação à maior população estimada, no período de 1903-2004, no Pantanal, Brasil.

4) *Impactos potenciais de mudanças climáticas sobre a abundância de Blastocerus dichotomus no pantanal*

Baseando-se nos cenários de mudanças climáticas de Marengo et al.(2016), onde é prevista uma redução na média da precipitação da Bacia do Alto Paraguai na ordem de 10 a 20% até 2040 e de 30% entre 2070 e 2100, e assumindo-se que a estação de Itiquira– MT vá sofrer uma redução da precipitação compatível com estes cenários, projetamos valores médios de IHA de 1549 e 1276 m nestes mesmos períodos, respectivamente, sendo que para o período até 2040 a projeção baseou-se numa redução de 15% de diminuição na precipitação. Para adequar estes dados ao modelo obtido para a população de cervos, os valores médios de IHA foram multiplicados por três (referente aos 3 anos de IHA acumulados em que o modelo para densidade de cervos foi obtido). Assim, projetamos declínios nas populações de cervo maiores que 10% e 25% cujas probabilidades de ocorrência são de 85 e 60%, respectivamente, até 2040, bem como um cenário mais crítico com declínios populacionais maiores que 50% e 75%,cujas probabilidades de ocorrência são de 55% e 60%, respectivamente, até 2100 (Figura 8).

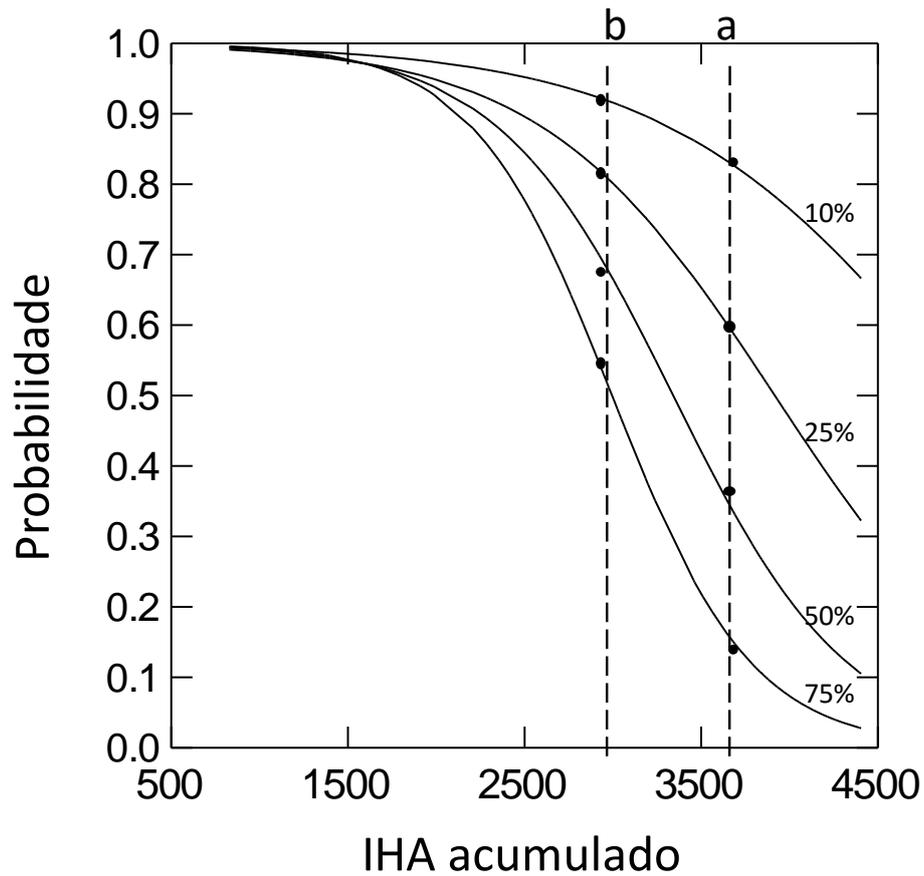


Figura 8. Probabilidade de declínios na população de cervo-do-pantanal (*Blastocerus dichotomus*) superiores a 10%, 25%, 50% e 75% em relação à maior população estimada para a série temporal (1903-2004) em função do IHA acumulado de 3 anos. As letras *a* e *b* indicam os cenários de redução de 10 a 20% até 2040 e de 30%, até 2100 ( $a=1549 \text{ mm} \times 3$ ,  $b=1276 \text{ mm} \times 3$ ), respectivamente, na precipitação anual na Bacia do Alto Paraguai, baseando-se nos cenários de mudança climática para o Pantanal proposto por Marengo et al.(2016).

## Discussão

O Pantanal é um ambiente instável e até certo ponto imprevisível. Não há evidência consistente da existência de ciclos plurianuais de cheias ou secas previsíveis, recorrentes e de duração uniforme no Pantanal (Clarke 2005, 2007), contrastando o que tem sido sugerido (Junk et al. 1989, Hamilton 1996). Um exame da série temporal de 1900-2004 revela sequências de anos de inundações maiores cuja duração e frequência são variáveis, o mesmo valendo para períodos de anos cujas cheias são menos intensas.

Considerando a relevância da instabilidade ambiental, que reflete na heterogeneidade e complexidade de habitats na planície pantaneira (Junk & Cunha 2005), é de se esperar que as espécies apresentem adaptações e mecanismos de resiliência para suportar eventuais impactos causados pelos períodos de inundações ou secas de maiores intensidades e recorrência. Em sistemas instáveis, as flutuações nas populações de mamíferos são resultantes dos efeitos da variação na complexidade e na heterogeneidade ambiental sobre a disponibilidade de recursos, como a qualidade e quantidade de habitats e alimento, bem como a capacidade de adaptação das espécies a estes eventos (Damuth 1981, Clutton-Brock et al. 1997, Gallard et al. 1998, Coulson et al. 1999). Frente à instabilidade ambiental, ungulados podem se movimentar em busca de condições favoráveis ou apresentam uma certa resiliência baseada na flexibilização na composição da dieta e no uso de habitats (Sinclair & Grimsdell 1982). Nesse sentido, a ausência de relação consistente entre a variação na abundância de veado-campeiro e a variação na inundação no Pantanal pode ser explicada pelo fato desta espécie ocorrer a maior parte do tempo em ambientes que não alagam permanentemente, como no cerrado aberto, campos altos e em área de vazantes (Tomas et al. 2001, Lacerda 2008, Tomas et al. 2012). Além disso, a movimentação dos indivíduos na paisagem pode ser influenciada pela disponibilidade de recursos, já que são podadores seletivos e se

alimentam de folhas novas de dicotiledôneas e flores (Rodrigues & Monteiro-Filho 1999, Berndt 2005, Desbiez et al. 2010, Tomas et al. 2012), podendo também ser encontrados em campos queimados se alimentando de rebrotas no período de seca (Zucco, 2007). Lacerda (2008) também indica que esta espécie passa a usar manchas de habitats adequados em períodos de cheias intensas e pode modificar sua dieta incluído até mesmo plantas aquáticas, sem que deixe a área de vida ocupada anteriormente. Por outro lado, em períodos de seca (não inundado), a dieta pode ainda, em casos de seca extrema, passar a incluir mais gramíneas do que dicotiledôneas (Lacerda 2008). Estas estratégias conferem à espécie adaptabilidade às diferentes fases do Pantanal, provavelmente amortecendo os impactos de eventos hidrológicos extremos. Entretanto, é possível que a variação observada na abundância desta espécie a partir dos levantamentos aéreos possa ser explicada por outros fatores ambientais que não abordados neste estudo.

Movimentações em ampla escala geográfica, relacionadas com o clima e disponibilidade de recursos, são bastante conhecidas para ungulados africanos como zebras (*Equus quagga*), gnus (*Connochaetes* sp.), elefantes (*Loxodonta africana*) (Fryxell & Sinclair 1988, Fryxell et al. 2004, Harris et al. 2009, Loarie et al. 2009, Mose et al. 2013, Lendrum et al. 2014). Entre os cervídeos, várias espécies podem apresentar migrações em escala geográfica maior do que apenas movimentos dentro da própria área de vida. Movimentações em larga escala são bem documentadas para o red deer (*Cervus elaphus*) (Georgii & Shroder 1983, Romme et al. 1995, Coulson et al. 1997, Hebblewhite & Merrill 2007, Mysterud et al. 2011, Qviller et al. 2013), renas (*Rangifer tarandus*) (Bergerud et al. 1990, Boulanger et al. 2004, Kendrick et al. 2005, Lander 2006) e alces (*Alces alces*) (Andersen 1991, Ball et al. 2001). O cervo-do-pantanal parece ser o único cervídeo brasileiro que apresenta comportamento comparável. Essa

espécie é conhecida por apresentar movimentação relativamente longa entre períodos de cheia e seca em gradientes de inundação no Pantanal (Schaller & Vasconcelos 1978, Tomas et al. 2001). Tomas et al. (2001) indicam deslocamento de cerca de 20 km entre as áreas mais baixas e as mais altas no Pantanal sul, enquanto Schaller & Vasconcelos (1978) reportam movimentações de até 50 km no Pantanal norte. Lendrum et al. (2013) reportam movimentação em escala semelhante para o mule deer (*Odocoileus hemionus*), que pode se deslocar mais de 53 km acompanhando vegetações emergentes no nordeste dos Estados Unidos. Conforme Schaller & Vasconcelos (1978) relatam, cervos raramente são encontrados em áreas com profundidade maior que 60 cm e Tomas & Salis (2000) mostram que no Pantanal 75,9% dos cervos avistados estavam em áreas com 20 a 60 cm de profundidade. Além disso, sua dieta é composta essencialmente por plantas aquáticas de alto valor nutritivo e boa digestibilidade (Schaller 1983, Tomas et al. 1997, Tomas & Salis 2000). O habitat preferencial desta espécie pode ser classificado como ecótonos entre áreas secas e alagadas e águas profundas (Tomas & Salis 2000). Estes tipos de ecótonos podem muitas vezes ser estáticos, mas são mais frequentemente dinâmicos no espaço e no tempo em planícies de inundação, modificando-se em função das diferentes intensidades de inundações (Johnston & Naiman 1987). No entanto, os dados do presente estudo indicam que este tipo de estratégia pode não ser suficiente para amortecer efeitos de variações na intensidade das cheias sobre a abundância das populações de cervo, em especial nos períodos críticos, mais secos. Este fato pode ser corroborado pela evidência de declínios mesmo em períodos relativamente mais úmidos, como naquele em que os levantamentos foram realizados.

O Pantanal abriga a maior população conhecida de cervo, com densidades variando de 0,25 a 0,57 ind/km<sup>2</sup> (Mourão et al. 2000, Tomas et al. 2001, Tomas et

al.2004). O tamanho máximo estimado da população de cervos no Pantanal durante o intervalo de 13 anos entre os levantamentos aéreos (1991-2004) chegou a  $44800 \pm 7686$  indivíduos, contrastando com o número estimado de 7000 indivíduos por Schaller & Vasconcelos (1978), que também utilizou levantamento aéreo. Esta diferença se dá, possivelmente, porque Schaller & Vasconcelos (1978) não corrigiram os erros de visibilidade, subestimando a densidade de cervos, tendo em vista que o método de correção da probabilidade de detecção e erros de visibilidade só foi proposto e adaptado depois (Magnusson et al. 1978, Caughley & Grigg 1981, Caughley & Grice 1982, Bayliss 1986, Bayliss & Yeomans 1989, Caughley & Sinclair 1994).

Flutuações substanciais nas populações de ungulados tem sido registradas. Em reservas e parques nacionais no Zimbábue e África do Sul, numa escala temporal de 1970 a 2009, espécies de grandes herbívoros (como zebra, búfalo, elefante, kudu e gnu) responderam às flutuações nos níveis de precipitação, movimentando-se em função da disponibilidade de recursos alimentares, apresentando densidades drasticamente reduzidas em período de seca intensa e recuperando-se em seguida de acordo com os anos contínuos de precipitação elevada (Gandiwa et al. 2016). Respostas às variações ambientais também podem ser evidenciadas pela performance reprodutiva de espécies dependentes de recursos diretamente ligados a ambientes sazonais. Por exemplo, Mourão et al. (2010) encontraram que a densidade de ninhos de tuiuiú (*Jabiru mycteria*) variou consistentemente em relação às inundações no Pantanal

Assim, é preocupante o fato de que áreas úmidas tropicais são altamente vulneráveis a mudanças climáticas e podem ser modificadas em função da alteração do regime hidrológico, mudanças no padrão de precipitação, alterações regionais na temperatura e umidade, e aumento da frequência de eventos climáticos extremos (Bardeckil 1991, Oechel et al.2000, Chauhan & Gopal 2001, Mitsch et al. 2010). Nesse

sentido, os efeitos das mudanças climáticas sobre áreas úmidas continentais vão depender da taxa e da magnitude das mudanças de dois fatores críticos: temperatura e disponibilidade de água através da precipitação (Poff et al. 2002). A água, assim como a temperatura, está entre os fatores chave que determinam a distribuição, o crescimento e a produtividade, além da reprodução de plantas e animais (Bates et al. 2008). O volume de água em uma área úmida influencia diretamente o funcionamento dos ecossistemas por determinar a quantidade de habitat adequado para espécies que neles ocorrem (Lloréns et al. 2009). Apesar de muitos estudos documentarem alterações claramente relacionadas com tendências climáticas, eles também revelam muitos desafios na predição dos resultados sobre espécies e ecossistemas (Burkett et al. 2005). Uma vez que o tempo de resposta de diferentes grupos taxonômicos frente a mudanças climáticas pode não ser sincrônico, impactos sobre determinadas espécies podem ocorrer devido a alterações nas fontes de recursos, nas relações simbióticas e nas relações de competição inter-específica (Poff et al. 2002).

Impactos de mudanças climáticas, somados às alterações diretas de origem antrópica podem causar severos declínios na distribuição e abundância de espécies dependentes de sistemas de água doce (Angeler 2007, Strayer & Dudgeon 2010). O risco de extinção aumenta especialmente para espécies que já estão ameaçadas devido a fatores como história de vida mais lenta, limitação na capacidade de dispersão, taxa reprodutivas baixas, tamanho populacional pequeno, bem como espécies especialistas, de distribuição restrita, com limites climáticos adequados restritos (Gitay et al. 2002, Campbell et al. 2009). Por esta razão, o fato de o cervo-do-pantanal estar ameaçado e depender da inundação (intensidade, duração, área inundada, etc), torna esta espécie ainda mais vulnerável às alterações na paisagem e na hidrologia do pantanal que o veado-campeiro.

Além dos efeitos de mudanças climáticas, as atuais ameaçadas à hidrologia do Pantanal são a construção de canais na planície, a construção de usinas hidrelétricas nos rios da BAP, bem como projetos de hidrovias no rio Paraguai (Harris et al. 2005).

Hamilton (1999) estima que as alterações no curso do rio Paraguai para construção de uma hidrovia poderá causar uma redução de 1470 km<sup>2</sup> a 5790 km<sup>2</sup> de áreas alagadas no Pantanal e Junior et al.(2004) observaram que, nas várzeas da região da Bacia do Rio Paraná, onde existem pequenas populações de cervo isoladas, as áreas com canais de drenagem tiveram uma redução de 56% da área úmida ou que permaneceu inundada no período da seca, enquanto as áreas sem canais apresentaram uma redução de apenas 9% no mesmo período. Estas atividades, juntamente com a redução de 15 a 30% na precipitação prevista por Marengo et al. (2016), podem modificar substancialmente a hidrologia do Pantanal, tornando os períodos secos como o de 1963-1974, ainda mais intensos e provavelmente mais recorrentes.

A redução dos impactos antrópicos em áreas úmidas tropicais pode representar um dos primeiros passos para minimizar os impactos negativos de mudanças climáticas nestes ecossistemas (Barros & Albernaz 2010). Assim, medidas rápidas de mitigação podem ser tomadas a fim de evitar grandes impactos nestas populações, como a proteção e/ou recuperação de nascentes e corpos d'água que compõem os principais rios da BAP e a proibição da construção de diques dentro da planície de inundação.

## **Conclusão**

Este estudo sugere que a precipitação na Bacia do Alto Paraguai e a intensidade das inundações decorrentes exerce forte influência na abundância das populações de cervo-do-pantanal. Como consequência, em cenários de mudanças climáticas, períodos de vários anos relativamente mais secos e consecutivos poderão reduzir a disponibilidade de habitats para o cervo e muitas outras espécies que dependem direta ou indiretamente de ambientes aquáticos ou inundáveis. O fato de que a rede de estações meteorológicas situadas na Bacia do Alto Paraguai não apresenta dados contínuos numa série temporal equivalente aos dados da régua fluviométrica localizada em Ladário, MS, resulta em uma dificuldade substancial em validar cenários de mudanças climáticas e detalhar relações hidrológicas no Pantanal frente a estes cenários. Assim, modelar respostas de espécies aos cenários de alterações no clima torna-se ainda mais difícil. Entretanto, os resultados apresentados indicam uma redução significativa nas populações de uma espécie ameaçada de extinção até o final do século. Em situações como esta, envolvendo espécies ameaçadas, estes cenários têm um papel relevante no esclarecimento da opinião pública, de gestores ambientais, de elaboradores de políticas públicas e também de cientistas quanto aos potenciais impactos sinérgicos de mudanças climáticas somadas aos resultados de outras intervenções humanas nos sistemas hidrológicos que definem áreas úmidas. O estudo de respostas às mudanças climáticas, com a construção de série de dados de longo prazo é, assim, fundamental para ajudar a estabelecer medidas de mitigação e de compensação, notadamente aquelas relativas aos recursos hídricos.

## Literatura citada

- Agência Nacional de Águas - ANA (Brasil). HidroWeb: sistemas de informações hidrológicas. Disponível em: <http://hidroweb.ana.gov.br/>. Acesso em: Janeiro 2016.
- Alho CJR, Camargo G & Fischer E. 2010. Terrestrial and aquatic mammals of the Pantanal. *Braz. J. Biol.* 71 (1): 297-310.
- Andersen, R. 1991. The european moose and its use of forest ranges. *Fauna* 44: 30-40.
- Angeler DG. 2007. Resurrection ecology and global climate change research in fresh water ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society* 26 (1): 12-22.
- Ball JP, Nordengren C & Wallin K. 2001. Partial migration by large ungulates: characteristics of seasonal moose *Alces alces* ranges in northern Sweden. *Wildlife Biology* 7:39-47.
- Bardeckil MJ. 1991. Wetlands and Climate change: A Speculative Review. *Canadian Water Resources Journal* 16 (1): 9-22.
- Barros DF & Albernaz ALM. 2014. Possible impacts of climate change on wetlands and itsbiota in the Brazilian Amazon. *Braz. J. Biol.* 74 (4): 810-820.
- Bates BC, Kundzewicz ZW, Wu S & Palutikof JP. Eds. 2008. *Climate Change and Water*. Technical Paper of the Intergovernmental Panel on Climate Change, IPCC Secretariat, Geneva.
- Bayliss P & Yeomans KM. 1989. Correcting bias in aerial survey population estimates of feral livestock in Northern Australia using double count technique. *Journal of Applied Ecology* 26:925-933.

- Bayliss P. 1986. Factors affecting aerial surveys of marine fauna, and their relationship to a census of dugongs in the coastal waters of Northern Territory. *Australian Wildlife Resource* 13: 27-37.
- Beest FM, Loughlin PD, Wal EV & Brook RK. 2004. Density-dependent habitat selection and partitioning between two sympatric ungulates. *Oecologia* 175: 1155-1165.
- Bergerud AT, Ferguson R and Butler HE. 1990. Spring migration and dispersion of woodland caribou at calving. *Animal Behavior* 39: 360-368.
- 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, 71pp.
- Boulanger J, Pooler KG & Wierzchowski J. 2004. Estimating the zone of influence of industrial developments on wildlife: a migratory caribou *Rangifer tarandus groenlandicus* and diamond mine case study. *Wildl. Biol* 18: 164-179.
- Britski HA, Silimon KZS e Lopes BS. 2007. Peixes do Pantanal: manual de identificação. Brasília: Embrapa SPI; Corumbá: Embrapa Pantanal, 230p.
- Burkett VR, Wilcox DA, Stottlemeyer R, Barrow WDF, Baron J, Price J, Nielsen JL, Allen CD, Peterson DL, Ruggerone G & Doyle T, 2005: Nonlinear dynamics in ecosystem response to climatic change: Case studies and policy implications. *Ecological Complexity* 2: 357–394.
- Campbell A, Kapos V, Scharlemann, JPW, Bubb P, Chenery A, Coad L, Dickson B, Doswald N, Khan MSI, Kershaw F & Rashid M. 2009. Review of literature on the Links between Biodiversity and Climate Change: Impacts, Adaptation and Mitigation. Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montreal. Technical Series No.42.

- Campos Z, Mourão G, Coutinho M, Magnusson WE, Soriano BMA. 2015. Spatial and Temporal Variation in Reproduction of a Generalist crocodilian, *Caiman crocodilus yacare*, in a Seasonally Flooded Wetland. PLoS ONE 10(6): e0129368. doi:10.1371/journal.pone.0129368.
- Caughley G & Grice D. 1982. A correction factor for counting emus from the air, and its application to counts in Western Australia. Australian Wildlife Resource 9:252-259.
- Caughley G & Grigg GC. 1981. Surveys of the distribution and density of kangaroos in the pastoral zone of South Australia, and their bearing on the feasibility of aerial survey in large and remote areas. Aust. Wild. Res. 8: 1-11.
- Caughley G & Sinclair A. 1994. Wildlife Ecology and Management. Blackwell Science, Cambridge, Massachusetts, USA.
- Chauhan M & Gopal B. 2001. Biodiversity and management of Keoladeo National Park (India): a wetland of international importance. Biodiversity in Wetlands: Assessment, Function and Conservation. Backhuys Publishers, Leiden.
- Clarke RT. 2005. The relation between interannual storage and frequency of droughts, with particular reference to the Pantanal Wetland of South America, Geophys. Res. Lett. 32, L05402.
- Clarke RT. 2007. Hydrological prediction in a non-stationary world. Hydrology and Earth System Sciences Discussions, European Geosciences Union 11 (1): 408-414.
- Clutton-Brock TH, Illius AW, Wilson K, Grenfell BT, MacColl ADC & Albon SD. 1997. Stability and instability in ungulate populations: an empirical analysis. American Naturalist 149: 195–219.

- Coulson T, Albon S, Guinness F, Pemberton J & Clutton-Brock T. 1997. Population substructure, local density, and calf winter survival in red deer (*Cervus elaphus*). *Ecology* 78: 852–863.
- Coulson T, Albon S, Pilkington J & Clutton-Brock T. 1999. Small-scale spatial dynamics in a fluctuating ungulate population. *Journal of Animal Ecology* 68: 658–671.
- Coulson T, Milner-Gulland EJ & Clutton-Brock T. 2000. The relative roles of density and climatic variation on population dynamics and fecundity in three contrasting ungulate species. *Proc. R. Soc. Lond. B* 267: 1771-1779.
- Coulson T, Guinness F, Pemberton J & Clutton-Brock T. 2004. The demographic consequences of releasing a population of red deer from culling. *Ecology* 85(2): 411–422.
- Dalerum F, Boutin S & Dunford JS. 2007. Wildfire effects on home range size and fidelity of boreal caribou in Alberta, Canada. *Can. J. Zool.* 85: 26-32.
- Damasceno GAJ, Manoel PS, Trevelin CC e Guimarães E. 2014. Fisionomias vegetais. In: *Pantanal: Paisagens, fauna e flora*. Guimarães E, Trevelin CC e Manoel PS (Eds.), São Paulo: Cultura acadêmica, 1 ed., 35-46 p.
- Damuth J. 1981. Home ranges, home range overlap, and species energy use among herbivorous mammals. *Biological Journal of the Linnean Society* 15: 185-193.
- Desbiez ALJ, Bodmer RE & Tomas WM. 2010. Mammalian densities in a neotropical wetland subject to extreme climatic events. *Biotropica* 42: 372-378.
- Dawson TP, Jackson ST, House JI, Prentice IC, Mace GM. Beyond Predictions: Biodiversity Conservation in a Changing Climate. *Science*. 2011;332:53–58.
- Fryxell JM & Sinclair ARE. 1988. Causes and consequences of migration by large herbivores. *TREE* 3: 237–241.

- Fryxell JM, Wilmshurst J & Sinclair ARE. 2004. Predictive models of movement by Seregeti grazers. *Ecology* 85: 2429-2435.
- Gallard JM, Festa-Biachet M & Yoccoz NG. 1998. Population dynamics of large herbivores: variable recruitment with constant adult survival. *TREE* 13: 58-63.
- Gandiwa E, Heitkönig IMA, Eilers PHC & Prins HHT. 2016. Rainfall variability and its impact on large mammal populations in a complex of semi-arid African savanna protected areas. *Tropical Ecology* 57(2): 163-180.
- Georgii B, Schröder W .1983. Home range and activity patterns of male red deer (*Cervus elaphus*) in the Alps. *Oecologia* 58: 238–248.
- Gitay H, Suarez A, Watson RT & Dokken DJ, (eds.). 2002. Climate change and Biodiversity. Intergovernmental Panel on Climate Change, Technical paper V.
- Graham A & Bell R. 1989. Investigating observer bias in aerial survey by simultaneous double-counts. *Journal of Wildlife Management* 53 (4): 1009-1016.
- Hamilton SK, Sippel SJ & Melak JM. 1996. Inundation patterns in the Pantanal wetland of South America determined from passive microwave remote sensing. *Arch. Hydrobiol.* 137: 1-23.
- Hamilton SK. 1999. Potential effects of a major navigation project (Paraguay– Paraná Hidrovia) on inundation in the Pantanal floodplains. *Regul. Rivers: Res. Mgmt.* 15: 289 – 299.
- Hardford IJ, Gibson LA, Corey B, Carnes K & Fairman R .2015. Influence of Fire Mosaics, Habitat Characteristics and Cattle Disturbance on Mammals in Fire-Prone Savanna Landscapes of the Northern Kimberley. *PLoS ONE* 10(6): e0130721. doi:10.1371/journal.pone.0130721.

- Harris MB, Tomas WM, Mourão G, Silva CJ, Guimarães E, Sonoda F & Fachim E. 2005. Desafios para proteger o pantanal brasileiro: ameaças e iniciativas em conservação. *Megadiversidade* 1: 156-164.
- Harris G, Thirdgood S, Hopcraft JGC, Cromsigt JPGM & Berger J. 2009. Global decline in aggregated migrations of large terrestrial mammals. *Endangered Species Research* 7: 55-76.
- Hebblewhite M & Merrill EH. 2007. Multiscale wolf predation risk for elk: does migration reduce risk? *Oecologia* 152 (2): 377-387.
- Jedrzejewski M, Schmidit K, Theuerkauf J, Drzejewska B, Selva N, Zub K & Szymura L. 2002. Kill rates and predation by wolves on ungulate populations in Białowieża primeval forest (Poland). *Ecology* 83(5): 1341-1356.
- Johnston CA & Nauman RJ. 1987. Boundary dynamics at the aquatic terrestrial interface: the influence of beaver and geomorphology. *Landscape Ecol.* 1: 47-57.
- Jones OR, Pilkington JG & Crawley MJ. 2006. Distribution of a naturally fluctuating ungulate population among heterogeneous plant communities: ideal and free? *Journal of Animal Ecology* 75: 1387–1392.
- Junior FEK, Fledler NC, Tomas WM, Silva GF & Rezende AV. 2004. Análise da influência dos canais de drenagem artificial na degradação ambiental da planície de inundação do Rio Paraná. *Brasil Florestal* 80: 17-24.
- Junk WJ & Cunha CN. 2005. Pantanal: a large South American wetland at a crossroads. *Ecol Eng* 24: 391-401.
- Junk WJ & Silva CJ. 1999. O conceito do pulso de inundação e suas implicações para o Pantanal de Mato Grosso. In: *Simpósio Sobre Recursos Naturais e Socioeconômicos do Pantanal: Manejo e Conservação*, 2. Anais. EMBRAPA, Corumbá, MS, p 17-28.

- Junk WJ, Bailey PB & Sparks RE. 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Can. J. Fish. aquat. Sci.* 106: 110-127.
- Keddy PA & Fraser LH. 2005. Introduction: big is beautiful. In: Fraser LH & Keddy PA (eds.) *The World's Largest Wetlands: Ecology and Conservation*. Cambridge University Press, Cambridge, UK. p. 1-10.
- Keddy PA, Lauchlan HF, Ayzik IS, Junk WJ, Campbell DR, Arroyo MTK & Alho CJR. 2009. Wet and Wonderful: The World's Largest Wetlands Are Conservation Priorities. *BioScience* 59: 39-51.
- Kendrick A, Iyver POB & First Nation LKD. 2005. Denésôliné (Chipewyan) Knowledge of Barren-Ground Caribou (*Rangifer tarandus groenlandicus*) Movements. *ARCTIC* 58(2): 175– 191.
- Kramer K, Groen TA & Wieren SE. 2003. The interacting effects of ungulates and fire on forest dynamics: an analysis using the model FORSPACE. *Forest Ecology and Management* 181: 205–222.
- Krebs CJ. 1994. *Ecology: The experimental analysis of distribution and abundance*. New York, NY: HarperCollins College Publishers.
- Kuijper DPJ, Jedrzejewska B, Brzeziecki B, Churski M, Jedrzejewski W & Zybura H. 2010. Fluctuating ungulate density shapes tree recruitment in natural stands of the Białowieża Primeval Forest, Poland. *Journal of Vegetation Science* 21: 1082–1098.
- Lacerda ACR. 2008. *Ecologia e estrutura social de veado-campeiro (Ozotoceros bezoarticus) no Pantanal*. Tese de Doutorado. Universidade de Brasília, Brasília, DF, Brasil.

- Lander C. 2006. Distribution and movements of woodland caribou on disturbed landscapes in West-central Manitoba: Implications for forestry. M.N.R.M. Thesis. University of Manitoba, Winnipeg, Manitoba. 130pp.
- Lázari PR, Santos-Filho M, Canale GR & Graipel ME. 2013. Flood-mediated use of habitat by large and midsized mammals in the Brazilian Pantanal. *Biota Neotrop.*13(2): 70-75.
- Lee SY, Ryan ME, Hamlet AF, Palen WJ, Lawler JJ & Halabisky M. 2015. Projecting the Hydrologic Impacts of Climate Change on Montane Wetlands. *PLoS ONE* 10(9): e0136385. doi:10.1371/journal.pone.0136385.
- Lendrum PE, Anderson CR Jr, Monteith KL, Jenks JA & Bowyer RT. 2013. Migrating Mule Deer: Effects of Anthropogenically Altered Landscapes. *PLoS ONE* 8(5): e64548. doi:10.1371/journal.pone.0064548.
- Lendrum PE, Anderson CR Jr, Monteith KL, Jenks JA & Bowyer RT. 2014. Relating the movement of a rapidly migrating ungulate to spatiotemporal patterns of forage quality. *Mammalian Biology* 79: 369–375.
- Llorens E, Matamoros V, Domingo V, Bayona JM & García J. 2009. Water quality improvement in a fullscale tertiary constructed wetland: effects on conventional and specific organic contaminants. *Science of the Total Environment* 407: 2517–2524.
- Loarie SR, Aarde RJV & Pimm SL. 2009. Fences and artificial water affect African savannah elephant movement patterns. *Biological Conservation* 142: 3086–3098.
- Luo FL, Jiang XX, Li HL & Yu FH. 2015. Does hydrological fluctuation alter impacts of species richness on biomass in wetland plant communities? *Journal of Plant Ecology* 1–8, doi:10.1093/jpe/rtv065.

- McMahon SM, Harrison SP, Armbruster WS, Bartlein PJ, Beale CM, Edwards ME, Kattge J, Midgley G, Morin X, Prentice IC. 2011. Improving assessment and modelling of climate change impacts on global terrestrial biodiversity. *Trends in Ecology & Evolution*, 26:249–259.
- Magnusson WE, Caughley GJ & Grigg GC. 1978. A double survey estimate of population sizes from incomplete counts. *Journal of Wildlife Management* 42: 174-176.
- Marengo JA, Alves LM & Torres RR. 2016. Regional climate change scenarios in the Brazilian Pantanal watershed. *Climate Research*, v. 68, p. 201-2013.
- Martins CA, Roque FO, Santos BA, Ferreira VL, Strüssmann C & Tomas WM. 2015. What Shapes the Phylogenetic Structure of Anuran Communities in a Seasonal Environment? The Influence of Determinism at Regional Scale to Stochasticity or Antagonistic Forces at Local Scale. *PLoS ONE* 11(3): e0151734. doi:10.1371/journal.pone.0151734.
- Merken R, Deboelpapep E, Teunen J, Saura T & Koedam N. 2015. Wetland Suitability and Connectivity for Trans-Saharan Migratory Waterbirds. *PLoS ONE* 10(8): e0135445. doi:10.1371/journal.pone.0135445.
- Milner-Gulland EJ, Coulson TN & Clutton-Brock TH. 2000. On harvesting a structured ungulate population. *Oikos* 88: 592-602.
- Mitsch WJ, Nahlik A, Wolski P, Bernal B, Zhang LI & Ramberg L. 2010. Tropical wetlands: Seasonal hydrologic pulsing, carbon sequestration, and methane emissions. *Wetlands Ecology and Management* 18 (5): 573-586.
- Mose VN, Nguyen-Huu T, Western D, Auger P & Nyandwi C. 2013. Modelling the dynamics of migrations for large herbivore populations in the Amboseli National Park, Kenya. *Ecological Modelling* 254: 43– 49.

- Mourão GM, Coutinho M, Mauro R, Campos Z, Tomas WM & Magnusson W. 2000. Aerial surveys of caiman, marsh deer and pampas deer in the Pantanal Wetland of Brazil. *Biological Conservation* 92 (2): 175-183.
- Mourão GM, Tomas WM & Campos Z. 2010. How much can the number of jabiru stork (*Ciconiidae*) nests vary due to change of flood extension in a large Neotropical floodplain? *Zoologia* 27 (5): 751–756.
- Mysterud A, Loe LE, Zimmerman B, Bischof BR, Veiberg V & Meisingset EL. 2011. Partial migration in expanding red deer populations at northern latitudes – a role for density dependence? *Oikos* 120: 1817-1825.
- Nunes AP. 2011. Quantas espécies de aves ocorrem no Pantanal brasileiro? *Atualidades Ornitológicas* 160: 45-54.
- Oechel WC, Vourlitis GL, Hastings SJ, Zulueta RC, Hinzman L & Kane D. 2000. Acclimation of ecosystem CO<sub>2</sub> exchange in the Alaskan Arctic in response to decadal climate warming. *Nature* 406: 978–980.
- Persson IL. 2003. Moose Population Density and Habitat Productivity as Drivers of Ecosystem Processes in Northern Boreal Forests. Doctoral thesis. Swedish University of Agricultural Sciences, Umeå.
- Poff LN, Brinson MM & Day JWJ. 2002: Aquatic Ecosystems and Global Climate Change: Potential Impacts on Inland Freshwater and Coastal Wetland Ecosystems in the United States. Pew Center on Global Climate Change, Arlington, VA, 44 pp.
- Pott A & Pott VJ. 1996. Flora do Pantanal – Listagem atual de Fanerógamas. In: EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (ed.), Anais II Simpósio sobre Recursos Naturais e Sócio-econômicos do Pantanal. Manejo e

- Conservação, Corumbá: EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, Pantanal, pp. 297–325.
- Pott A. 2003. Diversidade de vegetação do Pantanal. In: LIV Congresso Nacional de Botânica. Desafios da botânica no novo milênio: inventário, sistematização e conservação da diversidade vegetal. Belém: Sociedade Botânica do Brasil, p. 157-9.
- Qviller L, Olsen NR, Bærum KM, Meisingset EL, Loe LE, Ytrehus B, Viljugrein H & Mysterud A. 2013. Landscape Level Variation in Tick Abundance Relative to Seasonal Migration in Red Deer. PLoS ONE 8(8): e71299. doi:10.1371/journal.pone.0071299.
- Rodrigues FHG & Monteiro-Filho ELA. 1999. Feeding behaviour of the pampas deer: a grazer or a browser? Deer Specialist Group News **15**: 12–13.
- Romme WR, Turner MG, Wallace LL & Walker JS. 1995. Aspen, Elk, and Fire in Northern Yellowstone Park. Ecology 76(7): 2097-2106.
- Schaller GB & Vasconcelos JM. 1978. A marsh deer census in Brazil. Oryx 14: 345-351.
- Schaller GB. 1983. Mammals and their biomass in a Brazilian ranch. Arquivos de Zoologia do Estado de São Paulo 31: 1-36.
- Seip DR. 1992. Factors limiting woodland caribou populations and their interrelationships with wolves and moose in southeastern British Columbia. Canadian Journal of Zoology 70: 1494-1503.
- Sickle JV. 1990. Dynamics of African Ungulate Populations with Fluctuating, Density-Independent Calf Survival. Theoretical Population Biology 37: 424-437.

- Silva JSV & Abdon MM. 1998. Delimitação do pantanal brasileiro e suas sub-regiões. Pesquisa agropecuária brasileira, Brasília 33: 1703-1711.
- Sinclair ARE & Grimsdell JJR. 1982. Population dynamics of large mammals. African Wildlife Foundation, Nairobi.
- Strayer DL & Dudgeon D. 2010. Freshwater biodiversity conservation: recent progress and future challenges. The North American Benthological Society 29(1): 344–358.
- Strüssmann C, Ribeiro RAK, Ferreira VL & Béda AF. 2007. Herpetofauna do Pantanal brasileiro. In: Herpetologia no Brasil II (Nascimento LB & Oliveira ME, eds). Sociedade Brasileira de Herpetologia, Belo Horizonte, p.66-84.
- Tomas WM & Salis SM. 2000. Diet of the marsh deer (*Blastocerus dichotomus*) in the Pantanal wetland, Brazil. Stud Neotrop Fauna & Environm. 35: 165–172.
- Tomas WM, Beccaceci MD & Pinder I. 1997. Cervo-do-pantanal (*Blastocerus dichotomus*). In: Duarte JMB, ed. Biologia e conservação de cervídeos sul-americanos: *Blastocerus*, *Ozotoceros* e *Mazama*. Jaboticabal, FUNEP. p.24-40.
- Tomas WM, Salis SM, Silva MP & Mourão GM. 2001. Distribution of Marsh deer (*Blastocerus dichotomus*) as a function of the floods in the Pantanal wetland, Brazil. Studies on Neotropical Fauna and Environment 36 (1): 9-13.
- Tomas WM, Zucco CA, Fernandez FA, Harris M, Cardim EM, Cestari C, da Costa RL, Ferreira VL, Hulle NL, Indrusiak CB, Kalerhoff M, Medeiros TT, Michelson A, Pinheiro RT, Rimoli J, Santos A, Neto JRS, Tapia GLG & Tortato MA. 2004. Estimativa da abundância das populações de cervo (*Blastocerus dichotomus*) e veado campeiro (*Ozotoceros bazoarticus*) no Parque Estadual do Pantanal do Rio Negro, MS. Anais IV Simpósio sobre Recursos Naturais e Sócio-

econômicos do Pantanal. Manejo e Conservação, Corumbá: EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, Pantanal.

Tomas MA, Tomas WM & Rodrigues FG. 2012. Densidade e uso de recursos por veado-campeiro (*Ozotoceros bezoarticus*) em três paisagens diferentes no pantanal, MS. *Oecologia Australis* 16(4): 914-932.

Triantis KA, Mylonas M, Lika K & Vardinoyannis K. 2003. A model for the species–area–habitat relationship. *J Biogeogr.* 30: 19–27. doi: 10.1046/j.1365-2699.2003.00805.x.

Valderrama MB & Petreire M. 1994. Crecimiento del bocachio *Prochilodus magdalenae* Steindachner 1878 (Prochilodontidae), y su relación con el regimen hidrológico en la parte baja de la cuenca del rio Magdalena (Colombia). *Boletim Científico INPA* 2: 136-152.

Zucco AC. Desenvolvimento de alternativa de baixo custo para monitoramento da atividade de veado campeiro (*Ozotoceros bezoarticus*) com tecnologia GPS no Pantanal Central do Brasil. Tese de Doutorado. Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Brasil, 62pp.