

Universidade Federal do Rio Grande do Sul
Instituto de Biociências

**DENSIDADE E DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DE *Rhea americana* (RHEIDAE)
EM DIFERENTES FISIONOMIAS DO PANTANAL DE NHECOLÂNDIA, MS**

Diogo Maia Gräbin

Monografia de Bacharelado em Ciências Biológicas

Orientador:

Prof. Dr. Andreas Kindel

Co-orientadores:

Dr. Vinícius Galvão Bastazini

Dr. Walfrido Moraes Tomas

Banca examinadora:

Prof. Dra. Sandra Maria Hartz

Prof. Dr. Daniel Danilewicz Schiavon

Porto Alegre, Dezembro de 2012

AGRADECIMENTOS

Aos proprietários por terem permitido a realização dos trabalhos de campo em suas fazendas.

A todos os funcionários da fazenda Nhumirim, em especial às cozinheiras, seu Armindo, seu Henrique, Zairo, seu Roberto e Cleomar, pelo suporte dado durante as amostragens.

Aos colegas de fauna na fazenda Nhumirim Érika, Peu, Miquéias, Pedro, Carol, Maurício, Gustavo, Pâmela, Macca, André, Nilo, Hugo, Marina, Gabriela, Eveline, Guilherme, Juan e Sandoval.

À Marcelle por suas contribuições em campo e na produção desta monografia.

Aos integrantes da banca examinadora por terem aceitado avaliar este trabalho, por suas críticas e sugestões.

Ao Andreas e ao Vinícius, por me fazer revolucionar o manuscrito para melhor a cada vez que o reenviavam de volta.

Ao Walfrido, imprescindível para a realização deste trabalho, permitindo com que toda parte de campo fosse realizada e por me estimular a continuar caminhando e contando emas sob o sol do Pantanal.

A toda minha família, principalmente meus pais, Júlio e Cristina, sempre me apoiando, tranquilizando e deixando à vontade para fazer o que achar que deva ser feito.

A todas essas pessoas que de uma forma ou de outra contribuíram para a construção desta monografia ou para o enriquecimento de minhas experiências de vida, sou imensamente grato.

Este estudo contou com o apoio logístico e financeiro da EMBRAPA Pantanal pelo projeto SEG 02.07.50.003-02.

Este trabalho de conclusão de curso segue as normas para publicação da revista Oecologia Australis. Porém, nem todas as regras de formatação foram seguidas a risca, a fim de facilitar a leitura.

DENSIDADE E DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DE *Rhea americana* (RHEIDAE) EM DIFERENTES FISIONOMIAS DO PANTANAL DE NHECOLÂNDIA, MS

Diogo Maia Gräbin, Vinícius Galvão Bastazini, Andreas Kindel, Walfrido Moraes Tomas

RESUMO

Pecuária em campos nativos representa uma atividade econômica tradicional no Pantanal brasileiro. Contudo, é crescente a substituição da vegetação nativa por pastagens cultivadas de espécies alóctones. As respostas da fauna local em relação a essa substituição ainda são pouco conhecidas. Nosso objetivo foi estimar a densidade de ema (*Rhea americana*) em três diferentes fisionomias para verificar possíveis respostas a estas diferenças. O estudo foi realizado em três fazendas no Pantanal de Nhecolândia, de maio a junho de 2010. Em cada fisionomia foram percorridas, repetidamente, de seis a sete transeções lineares, entre 7:00h e 17:00h. Indivíduos ou grupos de emas avistados foram registrados, bem como suas distâncias perpendiculares em relação à linha da transeção. As densidades de ema foram estimadas em $1,086 \pm 0,232$ indivíduos/km² no campo cerrado, $2,083 \pm 0,440$ indivíduos/km² no campo limpo e $2,030 \pm 0,411$ indivíduos/km² na pastagem exótica cultivada. Apesar de não terem sido encontradas diferenças estatisticamente significativas entre as densidades de *R. americana* nas diferentes fisionomias, parece haver uma preferência da espécie por áreas abertas, de campo ou pastagem, o que sugere que a ema pode ser favorecida pela simplificação da paisagem devido à implantação de pastagens cultivadas.

Palavras-chave: Amostragem de distâncias; ema; *Urochloa* sp.

ABSTRACT

Density and Spatial Distribution of *Rhea americana* (RHEIDAE) in Different Physiognomies of the Pantanal of Nhecolândia: Cattle ranching on native grasslands is a traditional economic activity in the Brazilian Pantanal. However, recently, there is an increase in the replacement of the native vegetation by cultivated pastures with exotic species. The responses of the local fauna in relation to these changes are still poorly acknowledged. Our aim was to estimate the density of greater rhea (*Rhea americana*) in three different physiognomies in order to assess the response of population density to these differences. The study was conducted at three ranches located in the Nhecolândia region of the Pantanal, from May to June 2010. In each physiognomy, six to seven line transects were surveyed repeatedly, from 7:00h to 17:00h. Sightings of individuals Greater Rheas or groups were recorded as well as the perpendicular distance between the animals and the transect line. The greater rhea density was estimated as $1,086 \pm 0,232$ individuals/km² in woody-dominated grassland, $2,083 \pm 0,440$ individuals/km² in open grassland, and $2,030 \pm 0,411$ individuals/km² in

cultivated exotic pasture. Despite these differences were not statistically significant, our results indicates a preference of open habitats, grasslands or pastures, by Greater Rheas, and suggests that this species may be favored by the landscape simplification due to the introduction of cultivated pastures.

Keywords: Distance sampling; greater rhea; *Urochloa* sp.

INTRODUÇÃO

Campos tropicais (savanas) e temperados estão distribuídos por praticamente todos os continentes, ocupam uma área que equivale a 31-43% da superfície terrestre e conjuntamente representam um dos maiores biomas do planeta (Coupland 1979, White *et al.* 2000). Apesar disso e de sua importância econômica e ambiental, os campos são menosprezados e “hostilizados” em políticas de conservação (Bond & Parr 2010), estando entre os ecossistemas mais alterados e ameaçados do planeta (White *et al.* 2000, Bond & Parr 2010, Henwood 2010). Dentre as principais ameaças aos ecossistemas campestres estão a supressão, a fragmentação e a descaracterização por ação antrópica visando fins produtivos (Martin & Finch 1995, Giordano *et al.* 2008, Bond & Parr 2010). Nas diversas situações em que os campos passaram a ser considerados ecossistemas ameaçados, espécies de aves que apresentam estreita relação com esses ambientes também foram negativamente afetadas (Knopf 1994; Vickery *et al.* 1999, Bond & Parr 2010). Frente a essa situação, populações de aves dependentes de habitats campestres têm declinado em vários locais ao redor do planeta, representando para alguns autores uma “crise proeminente para a conservação da vida silvestre no século 21” (Knopf 1994, Murphy 2003, Brennan & Kuvlesky 2005).

A ema, *Rhea americana* Linnaeus, 1758 (Rheiformes, Rheidae) é uma das duas únicas espécies de ratitas e a maior ave da região neotropical (Azevedo *et al.* 2006, Erize *et al.* 2006). Sua ocorrência é bastante influenciada por variáveis da vegetação e diferentes subespécies distribuem-se pela Bolívia, Paraguai, Uruguai, Argentina e grande parte do Brasil, onde ocupa principalmente áreas de campo aberto e cerrado (Blake 1977, Herrera *et al.* 2004, Erize *et al.* 2006). A espécie está classificada como quase ameaçada em nível global (BirdLife International 2012) e apesar de já extinta em alguns estados brasileiros (Sick 1997) não é citada no Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção (Silveira & Straube 2008). No passado, em grande parte de sua área de ocorrência a espécie foi alvo de forte pressão de caça visando aproveitamento de carne, pele e plumas, além da coleta de ovos (Sick 1997, BirdLife International 2012). Por ora as populações de *R. americana* seguem declinando, não mais por impacto direto, mas principalmente em razão da supressão e descaracterização dos habitats (Bellis *et al.* 2004, BirdLife International 2012).

Uma das regiões onde *R. americana* ainda pode ser encontrada com relativa abundância é o Pantanal, a maior planície inundável contínua continental do planeta (Seidl *et al.* 2001, Tomas *et al.* 2004). A pecuária extensiva é realizada na planície pantaneira desde meados da metade do século 18, representa a principal atividade econômica e ocupa a maior parte do uso da terra nessa região (Alho & Lacher Jr. 1991, Seidl *et al.* 2001, Junk & Cunha 2005, Alho & Sabino 2011). Aproximadamente 95% das terras são privadas e 80% do Pantanal é usado para bovinocultura de manejo extensivo, no qual o gado é tradicionalmente mantido em

baixas densidades e tem sua dieta baseada em pastagens nativas (Seidl *et al.* 2001, Junk & Cunha 2005, Mercante *et al.* 2011). Contudo nas últimas décadas, visando acompanhar a competitividade dos pecuaristas das áreas vizinhas ao Pantanal, os produtores locais têm intensificado a produtividade investindo numa alternativa que visa incrementar a nutrição dos rebanhos e amenizar a sazonal disponibilidade das pastagens nativas: a substituição da vegetação natural por pastagens cultivadas (Seidl *et al.* 2001, Padovani *et al.* 2004, Junk *et al.* 2006). Para isso, não somente campos nativos como também áreas florestais e savanas arbóreas estão sendo substituídas por gramíneas alóctones como *Urochloa decumbens*, *Urochloa humidicola* e *Urochloa dictyoneura*, o que vêm acontecendo num ritmo cada vez mais acelerado (Pott 1982, Padovani *et al.* 2004, Harris *et al.* 2005, Tizianel 2008). As consequências dessas mudanças na composição e/ou estrutura da paisagem, e sua influência sobre a fauna local não são conhecidas no caso da maioria das espécies (Harris *et al.* 2005, Tizianel 2008).

Dados de densidade populacional podem não só revelar quais habitats são mais favoráveis para uma espécie como também são de fundamental importância para diagnosticar e monitorar sua situação em um dado local (Thompson *et al.* 1998). Esforços de conservação podem ser melhor direcionados a partir do entendimento de como a composição e estrutura da paisagem afetam a dinâmica populacional de espécies de aves campestres (Peterjohn 2003, Veech 2006, Bellis *et al.* 2008).

O objetivo deste trabalho foi avaliar a variação espacial na densidade de *R. americana* em função de modificações de origem antrópica e da variação natural da paisagem do Pantanal de Nhecolândia.

MATERIAL E MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi realizado em três áreas adjacentes com distintos manejos voltados à bovinocultura, localizadas na sub-região do Pantanal chamada Nhecolândia, município de Corumbá, Mato Grosso do Sul, centro-oeste do Brasil (figura 1). A Nhecolândia está situada no cone aluvial da margem esquerda do rio Taquari e se caracteriza por sua heterogeneidade ambiental composta por dezenas de milhares de lagoas com características variadas, inclusive salinas, formações florestais nas áreas mais elevadas do terreno e formações campestres nas porções mais baixas, sazonalmente inundadas (Pott *et al.* 1986, Almeida *et al.* 2009). Dentre as formações campestres distinguem-se a savana arborizada, conhecida como campo cerrado e a savana gramíneo lenhosa, conhecida como campo limpo (Santos *et al.* 2002). Na fazenda Nhumirim (18°59'21,0''S 56°37'05,0''W) foram amostradas áreas de campo cerrado nativo, caracterizadas por apresentar campos gramíneos com esparsas árvores baixas de fustes finos e tortuosos, entremeados de arbustos (figura 2). Na fazenda Ipanema (19°03'54,0''S 56°34'28,0''W) foram amostradas áreas de campo limpo formado por pastagens exóticas cultivadas com diferentes espécies de braquiária (*Urochloa* sp.), caracterizadas por apresentarem exclusivamente braquiária no terreno mais baixo, anteriormente ocupado por campo limpo nativo, e braquiária com esparsas árvores de grande porte no terreno mais alto (figura 3), anteriormente ocupado por mata. Já na fazenda Alegria (19°01'57,0''S 56°46'36,0''W) foram amostradas

áreas de campo limpo nativo, caracterizadas pela predominância de gramados entremeados por subarbustos (figura 4).

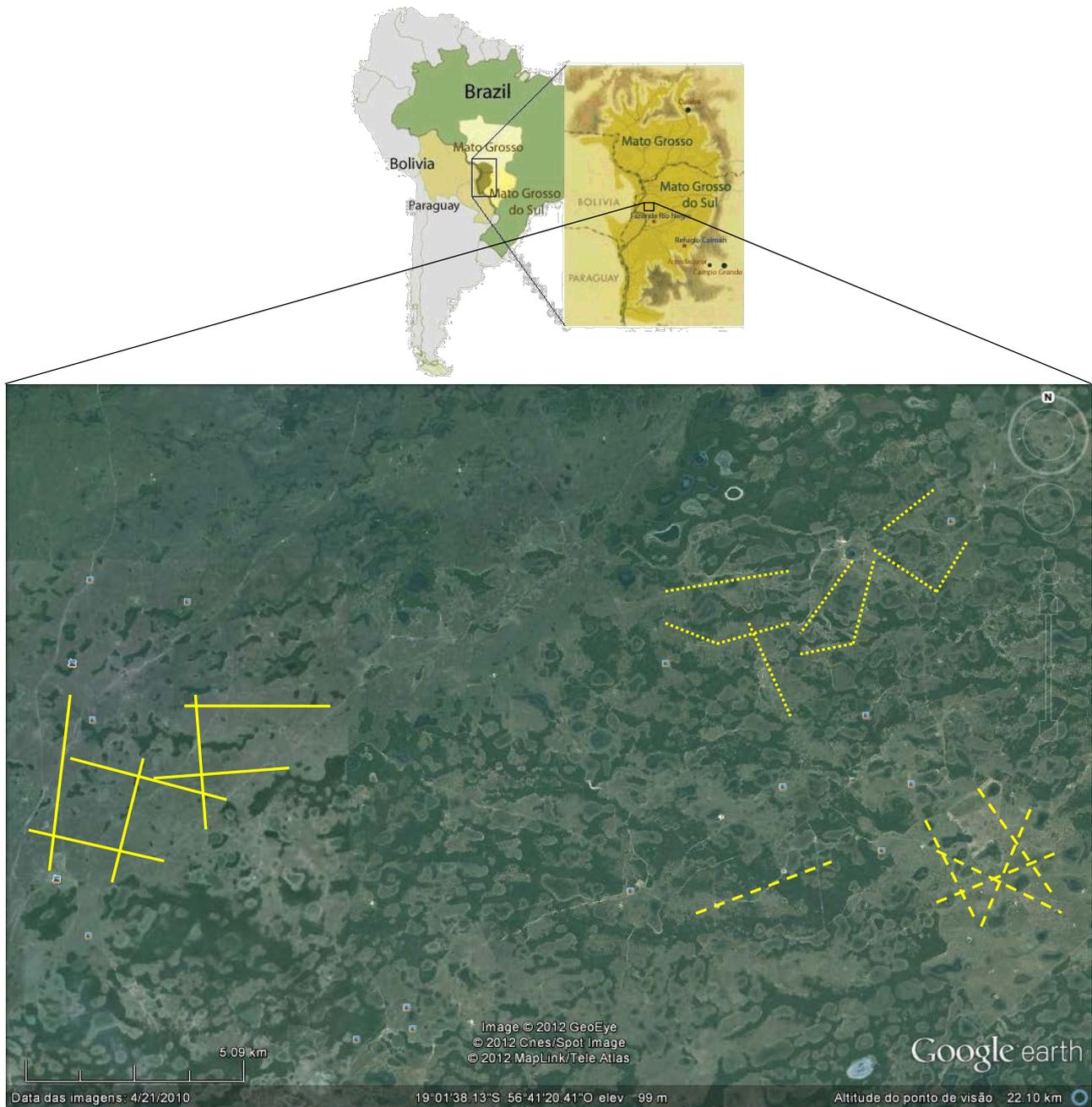


Figura 1. Localização das transeções lineares nas diferentes fisionomias avaliadas no Pantanal de Nhecolândia, Mato Grosso do Sul, centro-oeste do Brasil. Linha contínua: transeção em campo limpo nativo; Linha pontilhada: transeção em campo cerrado nativo; Linha tracejada: transeção em pastagem exótica cultivada.

Figure 1. Line transects localization at different physiognomies surveyed in Pantanal of Nhecolândia, Mato Grosso do Sul, Brazilian Mid-west. Continuous line: transects on native open grassland; Dotted line: transects on native woody grassland; Dashed line: transects on cultivated exotic pasture.



Figura 2. Campo cerrado nativo na fazenda Nhumirim, Pantanal de Nhecolândia, Mato Grosso do Sul, centro-oeste do Brasil.

Figure 2. Native woody grassland in Nhumirim ranch, Pantanal of Nhecolândia, Mato Grosso do Sul, Brazilian Mid-West.



Figura 3. Pastagem exótica cultivada na fazenda Ipanema, Pantanal de Nhecolândia, Mato Grosso do Sul, centro-oeste do Brasil.

Figure 3. Cultivated exotic pasture in Ipanema ranch, Pantanal of Nhecolândia, Mato Grosso do Sul, Brazilian Midwest.



Figura 4. Campo limpo nativo na fazenda Alegria, Pantanal de Nhecolândia, Mato Grosso do Sul, centro-oeste do Brasil.

Figure 4. Native open grassland in Alegria ranch, Pantanal of Nhecolândia, Mato Grosso do Sul, Brazilian Mid-west.

COLETA DE DADOS

As transeções lineares foram definidas de forma que não passassem por outras fisionomias exceto a analisada, assim, o comprimento dessas transeções foi limitado, variando entre 1,6km e 4,0km. No campo limpo nativo foram percorridas sete transeções, com comprimento médio de 3,2km, no campo cerrado nativo foram amostradas sete transeções, com comprimento médio de 2,54km, e na pastagem exótica cultivada foram percorridas seis transeções, com comprimento médio de 3,12km. Os levantamentos foram realizados entre 7:00h e 17:00h, por um único observador, de maio a junho de 2010, período de seca, sendo três a quatro transeções amostradas por dia. As transeções lineares foram percorridas repetidamente, porém em dias diferentes visando garantir independência entre as amostragens. Durante a coleta de dados foram registradas as detecções de indivíduos ou grupos de emas, bem como a quantidade de animais dos grupos e a distância perpendicular entre os indivíduos solitários ou centros geométricos dos grupos em relação à linha da transeção. A distância perpendicular entre a transeção linear e os animais foi estimada através da contagem do número de passos dados pelo observador ao percorrer essa distância e posterior multiplicação

pelo tamanho médio, em metros, da passada do mesmo. Para isso, antes do começo das amostragens, com o auxílio de outra pessoa, foram estabelecidas linhas com comprimentos desconhecidos pelo observador para que este as percorresse enquanto contava quantos passos eram necessários para atravessar cada uma das diferentes distâncias variadas vezes, tornando possível o cálculo do tamanho médio de cada passo do amostrador. Foi utilizado um aparelho de GPS para que o observador seguisse sobre a transeção linear enquanto a percorria caminhando em uma velocidade de no máximo 3km/h e para verificar o ângulo formado entre os animais e a transeção linear. Quando transeções que se cruzam foram percorridas no mesmo dia, um intervalo de no mínimo 2:00h foi respeitado entre o término da primeira transeção e o início da amostragem da segunda a fim de evitar recontagens. À época dos levantamentos de campo não foi observado nenhum comportamento reprodutivo entre os animais (Sick 1997). Um total de 438km foi percorrido durante as amostragens.

ANÁLISE DE DADOS

Para estimar as densidades, o método escolhido foi o da amostragem de distâncias, devido ao pequeno impacto causado e à possibilidade de correção dos erros e diferenças na detectabilidade nas diferentes fisionomias (Cassey 1999, Buckland *et al.* 2001, Conroy & Carrol 2009). O método da amostragem de distâncias é utilizado para encontrar a função que melhor descreve como a detectabilidade de uma espécie em um dado ambiente e com determinado desenho amostral decai à medida que aumenta a distância perpendicular entre a linha da transeção e o indivíduo ou grupo de animais. No caso deste estudo, supondo que a densidade da espécie seja homogênea ao longo da área amostrada, que os animais sobre a linha da transeção ou próximos a ela são certamente percebidos pelo observador e baseando-se no comportamento dos dados observados e na função que a eles melhor se ajusta é possível então estimar quantos indivíduos passaram despercebidos durante os levantamentos em campo. Assim, torna-se viável inferir qual a densidade de grupos, quantos indivíduos são esperados por grupo e qual a densidade de indivíduos em uma dada área.

Para melhorar o ajuste entre as funções de detectabilidade e os dados obtidos, as distâncias das detecções foram agrupadas em intervalos de distância manualmente.

As funções uniforme, semi-normal, “hazard rate” e exponencial negativa foram utilizadas para modelar a detectabilidade de *R. americana* nas três fisionomias, sendo que a seleção da função de detecção que melhor se ajustou aos dados foi baseada na minimização do Critério de Informação Akaike (Johnson & Omland 2004), utilizando o programa Distance 6.0 (Buckland *et al.* 1993, Thomas *et al.* 2009).

Para avaliar se os resultados diferem estatisticamente entre as fisionomias, foram comparados os intervalos de confiança de 95% para cada estimativa.

RESULTADOS

Ao longo das amostragens houve 135 detecções de indivíduos ou grupos de *R. americana*.

Na figura 5 é possível observar o comportamento das funções de detecção utilizadas para estimar as densidades de ema nas diferentes fisionomias. Conforme aumenta a distância perpendicular entre a linha da transeção e os indivíduos ou grupos de *R. americana*, maior o número de animais passando despercebidos e menor sua detectabilidade. Nas três fisionomias o modelo de função que melhor se ajustou aos dados coletados foi “half normal”.

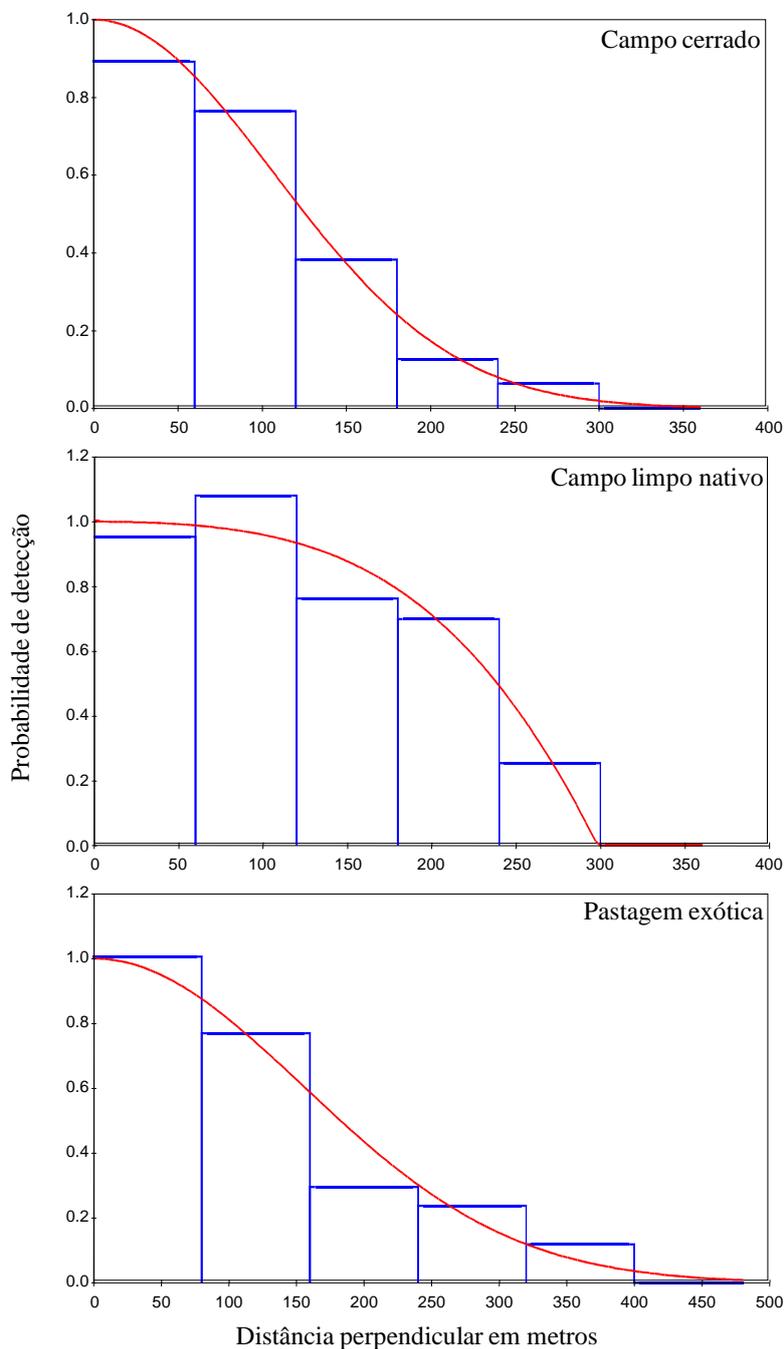


Figura 5. Função de detectabilidade (“half normal”; linha vermelha) que melhor se ajustou aos intervalos de distância nos quais indivíduos ou grupos de emas foram observados (barras azuis) a partir de transeções lineares conduzidas em diferentes fisionomias do Pantanal de Nhecolândia, de maio a junho de 2010.

Figure 5. Detection function (half normal; red line) that best fitted to distance intervals which Greater Rhea individuals or clusters were observed (blue bars) from line transects surveyed in different physiognomies in the Pantanal of Nhecolândia, from May to June 2010.

A menor densidade de grupos (tabela 1) e o menor número de indivíduos esperado por grupo (tabela 1) foram encontrados no campo cerrado nativo, conseqüentemente, a menor densidade de indivíduos (tabela 1) também foi encontrada nessa fisionomia. Na pastagem exótica cultivada foi encontrada densidade de grupos de 0,988 grupos/km², o número de indivíduos esperado por grupo foi de 2,055, e a densidade de indivíduos 2,030 indivíduos/km² (tabela 1). Já no campo limpo nativo foram encontradas tanto a maior densidade de grupos (tabela 1) como também o maior número de indivíduos esperado por grupo (tabela 1), portanto nessa fisionomia foi encontrada a maior densidade de *R. americana* (tabela 1).

Tabela 1. Estimativas de densidade de grupos (DG) (média ± erro padrão), número de indivíduos esperado por grupo (IG) (média ± erro padrão), densidade de indivíduos (D) (média ± erro padrão) e coeficientes de variação (CV) utilizando o modelo “half-normal”, para diferentes fisionomias do Pantanal de Nhecolândia, Corumbá, MS.

Table 1: Estimated density of clusters (DG) (mean ± standard error), expected cluster size (IG) (mean ± standard error), individuals density (D) (mean ± standard error) and coefficients of variation (CV) using half-normal model, to different physiognomies of the Pantanal of Nhecolândia, Corumbá, MS.

Fisionomia	DG (grupos/km ²)	CV (DG) (%)	IG (indivíduos/grupo)	CV (IG) (%)	D (indivíduos/km ²)	CV (D) (%)
Campo cerrado	0,651 ± 0,130	20,00	1,667 ± 0,126	7,59	1,086 ± 0,232	21,39
Campo limpo	1,005 ± 0,199	19,84	2,071 ± 0,152	7,36	2,083 ± 0,440	21,16
Pastagem exótica	0,988 ± 0,166	16,82	2,055 ± 0,232	11,30	2,030 ± 0,411	20,27

Com intervalo de confiança de 95%, não foram encontradas diferenças estatisticamente significativas na densidade de grupos (figura 6), no número de indivíduos esperado por grupo (figura 7) e na densidade de indivíduos (figura 8) quando comparadas as três fisionomias.

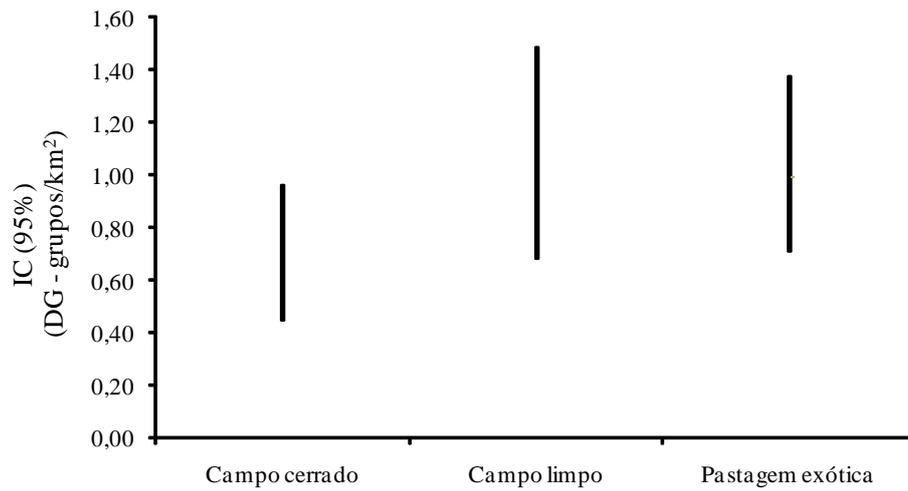


Figura 6. Intervalos de confiança (IC) estimados para a densidade de grupos (DG) nas diferentes fisionomias do Pantanal de Nhecolândia.

Figure 6: Density of clusters (DG) estimated confidence intervals (IC) at different physiognomies of the Pantanal of Nhecolândia.

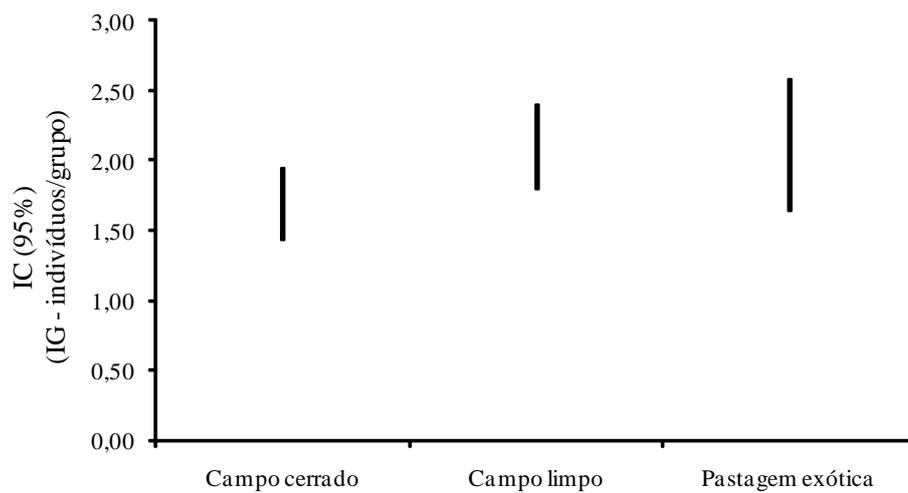


Figura 7. Intervalos de confiança (IC) estimados para o número de indivíduos esperado por grupo (IG) nas diferentes fisionomias do Pantanal de Nhecolândia.

Figure 7: Expected cluster size (IG) estimated confidence intervals (IC) at different physiognomies of the Pantanal of Nhecolândia.

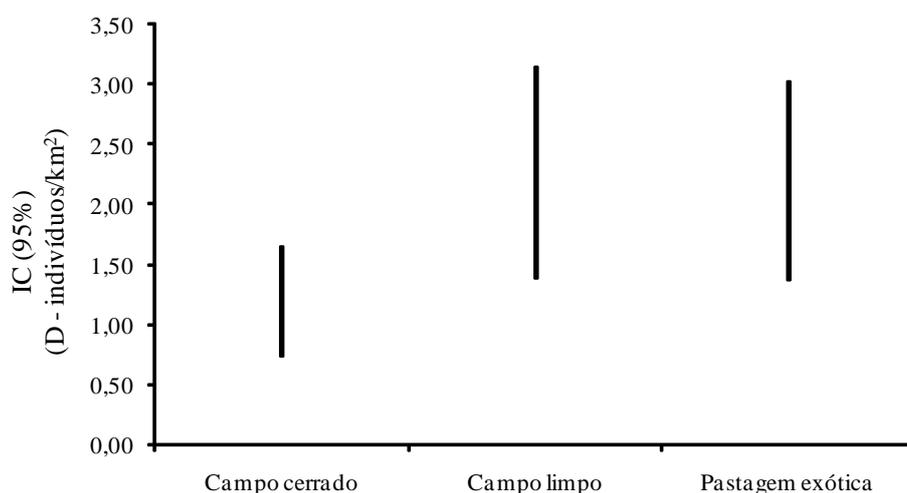


Figura 8. Intervalos de confiança (IC) estimados para a densidade de indivíduos (D), nas diferentes fisionomias do Pantanal de Nhecolândia.

Figure 8: Individuals density (D) estimated confidence intervals (IC) at different physiognomies of the Pantanal of Nhecolândia.

DISCUSSÃO

Os coeficientes de variação aqui apresentados estão de acordo com os cerca de 20% que Buckland *et al.* (1993) preconizam como aceitável para ter-se estimativas confiáveis. Isso confirma a possibilidade do uso do método da amostragem de distâncias para levantamentos populacionais de *R. americana* sugerida por Desbiez & Tomás (2003) e por Bellis *et al.* (2008).

Utilizando contagens aéreas, Hasenclever *et al.* (2004) estimaram em 0,05 grupos/km² a densidade de grupos de *R. americana* em todo o Pantanal. Como os próprios autores concluíram, sobrevoo não é o método mais indicado para a contagem de emas, já que elas ocupam também áreas de cerrado, onde a detectabilidade é menor, e sugeriram que essa estimativa deve ser considerada como densidade mínima encontrada no Pantanal.

Dados os aspectos comportamentais que *R. americana* apresenta na época reprodutiva, como por exemplo a formação de haréns, que no centro-oeste do Brasil acontece de julho a setembro (Sick 1997), é importante reforçar a questão das amostragens terem sido realizadas no período não reprodutivo.

O menor e o maior número de indivíduos esperados por grupo terem sido encontrados nas mesmas fisionomias que a menor e a maior densidade de grupos, respectivamente, sugerem que, pelo menos nas fisionomias avaliadas no Pantanal de Nhecolândia, *R. americana* não apresenta nenhuma estratégia relacionada a um balanço entre o número de indivíduos por grupo e a densidade na qual esses grupos se distribuem.

Também é importante ressaltar que a abordagem estatística escolhida para testar as diferenças entre as fisionomias é extremamente conservativa (quando intervalos de confiança se sobrepõem, não significa

necessariamente que a diferença entre as médias não seja significativamente diferente, ver Wolf & Hanley [2002]). Apesar de não haver diferenças estatisticamente significativas na densidade de grupos, no número de indivíduos esperado por grupo e na densidade de indivíduos entre as três fisionomias, no campo cerrado foram estimadas as menores densidades de *R. americana*. As maiores densidades no campo limpo nativo e na pastagem exótica cultivada indicam maior presença da espécie em fisionomias de estrutura com vegetação baixa, confirmando a afinidade de *R. americana* por áreas de campos ou pastagens, nativos ou exóticos, citada por Bellis *et al.* (2004) e Giordano *et al.* (2010). Provavelmente isso seja resultado do balanço entre o ganho energético do forrageamento e os custos da vigilância em relação a predadores, no qual pode ser energeticamente mais vantajoso forragear em uma área desobstruída, em bandos mais numerosos (Reboreda & Fernandez 1997, Fernandez *et al.* 2003, Carro & Fernandez 2009). Além disso, é nessas áreas sem a presença de arbustos maiores, arvoretas ou árvores que *R. americana* realiza sua estratégia de fuga com maior sucesso, correndo em altas velocidades e desenhando um traçado sinuoso (Sick 1997, Bellis 2004), o que seria dificultado em áreas mais arborizadas.

Já a indiferença em relação à composição florística dos habitats abertos, seja campo limpo nativo, seja pastagem exótica cultivada, aqui encontrada pode ser explicada pela característica onívora e generalista da espécie (Sick 1997). Azevedo *et al.* (2006), estudando a dieta de *R. americana*, identificaram itens como peixes, frutos, capim exótico braquiário (*Urochloa brizantha*) e, em maioria, insetos. Dessa forma a ema é capaz de encontrar também nas pastagens cultivadas os recursos alimentares necessários, podendo inclusive aumentar suas densidades nestas áreas quando da substituição de formação florestal ou de savana arborizada.

Investigando a relação entre pastagens cultivadas e campos naturais e diferentes espécies de aves campestres no Uruguai, Azpiroz & Blake (2009) encontraram maiores densidades de *R. americana* na vegetação nativa que na cultivada, porém os autores citam a caça nas áreas cultivadas avaliadas como uma possível causa desse resultado. Já Bellis *et al.* (2004) encontraram mais indivíduos em pastagens cultivadas que nas nativas. Giordano *et al.* (2008) encontraram maiores densidades de ema em campos e pastagens quando comparadas a áreas de agricultura e citam o recorrente estresse gerado pela atividade como causador de forte impacto negativo sobre a espécie. Esses resultados acima estão em concordância com os aqui documentados, uma vez que no Pantanal de Nhecolândia a espécie também apresentou maior densidade nos campos limpos, indiferente à sua composição florística. As densidades de *R. americana* aqui registradas foram maiores que as documentadas por todos autores acima citados. Possivelmente esse fato se deva às práticas de uso do solo tradicionalmente utilizadas no Pantanal de Nhecolândia, onde agricultura praticamente inexistente e a pecuária é de manejo extensivo. Além disso, nessa região a caça já deixou de representar ameaça a grande parte da fauna silvestre (Harris *et al.* 2005), sendo atualmente voltada quase que exclusivamente aos porcos asselvajados *Sus scrofa*, localmente conhecidos como porcos monteiros (Desbiez *et al.* 2011).

A identificação de áreas próximas entre si com contrastantes densidades populacionais e seu processamento e interpretação através de Sistemas de Informação Geográfica têm sido usada em outros países da América do Sul para avaliar as variáveis ambientais, principalmente ligadas a vegetação, mais relevantes para a conservação de populações silvestres de *R. americana* e de *Rhea pennata* (Bellis *et al.*

2006, 2008, Giordano *et al.* 2010). Essa abordagem mais abrangente é capaz de diagnosticar e avaliar a disponibilidade de habitats apropriados para a conservação das espécies de uma forma mais ampla, porém grosseira, que a aqui utilizada. Por ser o primeiro trabalho desenhado especificamente para estimar a densidade de *R. americana* avaliando sua distribuição nas principais fisionomias usadas pela espécie no Pantanal de Nhecolândia, este estudo fornece informações importantes para o futuro monitoramento de tendências populacionais nesta que é uma das últimas regiões do Brasil onde a espécie ainda abunda em meio a produção econômica. Como próximo passo para complementar ainda mais o conhecimento acerca as questões aqui discutidas, seria interessante avaliar se além dos recursos alimentares, *R. americana* é capaz de encontrar nas pastagens cultivadas também os demais requerimentos para que haja recrutamento e persistência da espécie nesses habitats sem a necessidade dos indivíduos se deslocarem para ecossistemas nativos adjacentes.

Estudos com outras espécies ou assembleias de aves indicam que as respostas à alteração de habitats campestres podem ser muito variadas dependendo tanto da espécie como também de região ou das novas características do local (Peterjohn 2003, Winter *et al.* 2005, Azpiroz & Blake 2009). Apesar da descaracterização dos habitats ser citada como grande ameaça à ema, no Pantanal de Nhecolândia, a substituição da vegetação natural por pastagens de *Urochloa* sp. parece não prejudicar as populações de *R. americana*, podendo inclusive beneficiá-las quando da supressão de áreas florestais ou arborizadas para a implantação dessas pastagens. Entretanto, outras espécies da fauna local não respondem da mesma maneira (e.g., Tizianel 2008). No contexto mais amplo, a manutenção da diversidade biológica precisa levar em conta os efeitos em comunidades e não apenas em espécies isoladas, já que a alteração na composição e estrutura de habitats naturais pode não afetar a riqueza de espécies no local, mas alterar profundamente a composição das comunidades, como tem sido observado no Pantanal em estudos envolvendo aves (Tizianel 2008), morcegos (Silveira 2010) e pequenos mamíferos (Antunes 2009, Mozerle 2011). Desta forma, o manejo da paisagem natural no Pantanal precisa ser embasado em abordagens mais integradas e abrangentes, uma vez que sua alteração em larga escala pode ter efeitos negativos na conservação da biodiversidade.

REFERÊNCIAS

ALHO, C.J.R. & LACHER, T.E.Jr. 1991. Mammalian conservation in the Pantanal of Brazil. Pp. 280-294. *In*: M.A. Mares & D.J. Schmidly (eds). *Latin American Mammalogy: History, Biodiversity and Conservation*. University of Oklahoma Press, Norman, OK. 468p.

ALHO, C.J.R. & SABINO, J. 2011. A conservation agenda for the Pantanal's biodiversity. *Brazilian Journal of Biology*, São Carlos, v. 71, n. 1, supl. 1.

ALMEIDA, T.I.R.; PARANHOS FILHO, A.C.; ROCHA, M.M.; SOUZA, G.F.; SÍGOLO, J.B. & BERTOLO, R.A. 2009. Estudo sobre as diferenças de altimetria do nível da água de lagoas salinas e hipossalinas no Pantanal da Nhecolândia: um indicativo de funcionamento do mega sistema lacustre. *Geociências* 28 (4): 401-415.

- ANTUNES, P.C. 2009. Uso de habitat e partição do espaço entre três espécies de pequenos mamíferos simpátricos no Pantanal Sul-mato-grossense, Brasil. *Dissertação de Mestrado*. Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande, MS, Brasil.
- AZEVEDO, C.S.; TINOCO, H.P.; FERRAZ, J.B. & YOUNG, R.J. 2006. The fishing rhea: a new food item in the diet of wild greater rheas (*Rhea americana*, Rheidae, Aves). *Revista Brasileira de Ornitologia*, 14 (3): 285-287.
- AZPIROZ, A.B. & BLAKE, J.G. 2009. Avian assemblages in altered and natural grasslands in the northern campos of Uruguay. *Condor* 111: 21-35.
- BELLIS, L.M.; MARTELLA, M.B. & NAVARRO, J.L. 2004. Habitat use by wild and captive-reared greater rheas *Rhea americana* in agricultural landscapes in Argentina. *Oryx* 38: 304-310.
- BELLIS, L.M.; NAVARRO, J.L.; VIGNOLO, P.E. & MARTELLA, M.B. 2006. Habitat preferences of lesser rhea in Argentine Patagonia. *Biodiversity and Conservation* 15, 3065–3075
- BELLIS, L.M.; PIDGEON, A.M.; RADELOFF, V.C.; ST-LOUIS, V.; NAVARRO, J.L. & MARTELLA, M.B. 2008. Modeling habitat suitability for greater rheas based on satellite image texture. *Ecological Applications* 18:1956–1966.
- BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2012. Species factsheet: *Rhea americana*. Downloaded from <http://www.birdlife.org> (acessado em 03/04/2012).
- BLAKE, E.R. 1977. *A manual of Neotropical birds*. University Chicago Press, Chicago Press, Chicago, Illinois. 674p.
- BOND, W.J. & PARR, C.L. 2010. Beyond the forest edge: ecology, diversity and conservation of the grassy biomes. *Biological Conservation* 143: 2395–2404.
- BRENNAN, L.A. & KUVLESKY JR, W.P. 2005. North American grassland birds: an unfolding conservation crisis? *Journal of Wildlife Management* 69:1–13.
- BUCKLAND, S.T.; ANDERSON, D.R.; BURNHAM, K.P. & LAAKE, J.L. 1993. *Distance sampling: estimating abundance of biological populations*. Chapman and Hall, London. 446p.
- BUCKLAND, S.T.; ANDERSON, D.R.; BURNHAM, K.P.; LAAKE, J.L.; BORCHERS, D.L. & THOMAS, L. 2001. *Introduction to distance sampling: estimating abundance of biological populations*. University Press, Oxford. 448p.
- CARRO, M.E. & FERNÁNDEZ, G.J. 2009. Scanning pattern of Greater Rheas, *Rhea americana*: collective vigilance would increase the probability of detecting a predator. *Journal of Ethology* 27: 429–436.

- CASSEY, P. 1999. Estimating animal abundance by distance sampling techniques. *Conservation Advisory Science Notes* No. 237, Department of Conservation, Wellington.
- CONROY, M.J. & CARROL, J.P. 2009. Distance sampling for estimating density and abundance. Pp. 115-134. *In: M.J. Conroy & J.P. Carrol (eds.). Quantitative Conservation of Vertebrates.* Wiley-Blackwell, Hoboken, NJ. 342p.
- COUPLAND R.T. 1979. *Ecosystems of the world: analysis of grasslands and their uses.* Cambridge University Press. Cambridge, UK.
- DESBIEZ, A.L.J. & TOMÁS, 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*.53: 5-16.
- DESBIEZ, A.L.J.; PIOVEZAN, A.K.U. & BODMER, R.E. 2011. Invasive species and bushmeat hunting contributing to wildlife conservation: the case of feral pigs in a Neotropical wetland. *Oryx*, 45(1): 78–83.
- ERIZE, F.; MATA, J.R.R. & RUMBOLL, M. 2006. *Birds of South America. Non-Passerines: rheas to woodpeckers.* Princeton University Press, Oxford, 384 p.
- FERNANDEZ, G.J.; CAPURRO, A.F. & REBOREDA, J.C. 2003. Effect of group size on individual and collective vigilance in greater rheas. *Ethology* 109: 413-425.
- GIORDANO, P.F.; BELLIS, L.M.; NAVARRO, J.L. & MARTELLA, M.B. 2008. Abundance and spatial distribution of greater rheas *Rhea americana* in two sites of pampas grasslands with different land use. *Bird Conservation International* 18, 63–70.
- GIORDANO, P.F.; NAVARRO, J.L. & MARTELLA, M.B. 2010. Building large-scale spatially explicit models to predict the distribution of suitable habitat patches for the Greater rhea (*Rhea americana*), a near-threatened species. *Biol. Conserv.* 143, 357–365.
- HARRIS, M.B.; TOMÁS, W.M.; MOURÃO, G.; DA SILVA, C.J.; GUIMARÃES, E.; SONODA, F. & FACHIM, E. 2005. Safeguarding The Pantanal Wetlands: Threats And Conservation Initiatives. *Conservation Biology* 19: 714-720.
- HASENCLEVER, L.; REIMAN, C.; MOURÃO, G.M. & CAMPOS, Z.M.S. 2004. Densidades, tamanho de grupo e reprodução de emas no Pantanal sul. *Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, Embrapa Pantanal*, 55: 1-19.
- HENWOOD, W.D. 2010. Toward a strategy for the conservation and protection of the world's temperate grasslands. *Great Plains Research* 20:121–134.
- HERRERA, L.P.; COMPARATORE, V.M. & LATERRA, P. 2004. Habitat relations of *Rhea americana* in an agroecosystem of Buenos Aires Province, Argentina. *Biol. Conserv.* 119: 363–369.

- JOHNSON, J.B. & OMLAND, K.S. 2004. Model selection in ecology and evolution. *Trends in Ecology and Evolution* 19:101-108.
- JUNK, W.J. & CUNHA, C.N. 2005. Pantanal: A large South American wetland at a crossroads. *Ecological Engineering* 24: 391-401.
- JUNK, W.J.; CUNHA, C.N.; WANTZEN, K.M.; PETERMANN, P.; STRUSSMANN, C.; MARQUES, M.I. & ADIS, J. 2006. Biodiversity and its conservation in the Pantanal of Mato Grosso, Brazil. *Aquatic Sciences* 68:278– 309.
- KNOPF, F.L. 1994. Avian assemblages in altered grasslands. *Studies in Avian Biology* 15:247–257.
- MARTIN, T.E. & FINCH, D.M. 1995. *Ecology and management of neotropical migratory birds*. Oxford University Press, New York. 489p.
- MERCANTE, M.A.; RODRIGUES, S.C. & ROSS, J.L.S. 2011. Geomorphology and habitat diversity in the Pantanal. *Brazilian Journal of Biology* 71.
- MOZERLE, H.B. 2011. Probabilidade de ocupação de pequenos mamíferos em uma região do Pantanal, Mato Grosso do Sul, Brasil. *Dissertação de Mestrado*. Universidade Federal de Mato Grosso do Sul. Campo Grande, MS, Brasil.
- MURPHY, M.T. 2003. Avian population trends within the evolving agricultural landscape of eastern and central United States. *The Auk* 120:20–34.
- PADOVANI, C.R.; CRUZ, M.L.L. & PADOVANI, S.L.A.G. 2004. Desmatamento do Pantanal brasileiro para o ano 2000. In: IV Simpósio Sobre Recursos Naturais E Socioeconômicos do Pantanal, EMBRAPA Pantanal. Corumbá, Brasil.
- PETERJOHN, B.G. 2003. Agricultural landscapes: Can they support healthy bird populations as well as farm products? *The Auk* 120: 14-19.
- POTT, A. 1982. Pastagens das sub-regiões dos Paiaguás e da Nhecolândia do Pantanal Mato-grossense. Corumbá, EMBRAPA, UEPAE de Corumbá. *Circular Técnica*, 10: 49p.
- POTT, V.J.; POTT, A.; RATTER, J.A. & VALLS, J.M.F. 1986. Flora da fazenda Nhumirim, Nhecolândia, Pantanal. Relação preliminar. Corumbá, EMBRAPA/CPAP (Pesquisa em Andamento, 5).
- REBORADA, J.C. & FERNANDEZ, G. J. 1997. Sexual, seasonal and group size differences in the allocation of time between vigilance and feeding in the greater rhea, *Rhea americana*. *Ethology* 103: 198–207.

SANTOS, S.A.; COSTA, C.; SOUZA, G.S.E.; MORAES, A.S. & ARRIGONI, M.D.B. 2002. Qualidade da dieta selecionada por bovinos na sub-região da Nhecolândia, Pantanal. *Revista Brasileira de Zootecnia* 31: 663-1673.

SEIDL, A.F.; DE SILVA, J.S.V. & MORAES, A.S. 2001. Cattle Ranching and Deforestation In The Brazilian Pantanal. *Ecological Economics* 36: 413-425.

SICK, H. 1997. *Ornitologia brasileira*. Rio de Janeiro, Ed. Nova Fronteira, 862p

SILVEIRA, L.F. & STRAUBE, F.C. 2008. Aves ameaçadas de extinção no Brasil. In: A.B.M. Machado, G.M. Drumond & A.P. Paglia (eds.) *Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção*. Brasília: Ministério do Meio Ambiente.

SILVEIRA, M. 2011. Influência da estrutura da vegetação em morcegos (Mammalia, Chiroptera) no Pantanal da Nhecolândia, Brasil. *Dissertação e Mestrado*. Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande, MS, Brasil.

THOMAS, L.; LAAKE, J.L.; REXSTAD, E.; STRINDBERG, S.; MARQUES, F.F.C.; BUCKLAND, S.T.; BORCHERS, D.L.; ANDERSON, D.R.; BURNHAM, K.P.; BURT, M.L.; HEDLEY, S.L.; POLLARD, J.H.; BISHOP, J.R.B. & MARQUES, T.A. 2009. Distance 6.0. Release 2. Research Unit for Wildlife Population Assessment, University of St. Andrews, UK. <http://www.ruwpa.st-and.ac.uk/distance/>.

THOMPSON, W.L.; WHITE, G.C. & GOWAN, C. 1998. *Monitoring Vertebrate Populations*. Academic Press, London.

TIZIANEL, F.A.T. 2008. Efeito da complexidade da vegetação de fitofisionomias naturais e pastagens cultivadas sobre a comunidade de aves em duas fazendas no Pantanal da Nhecolândia, Corumbá, Mato Grosso do Sul. *Dissertação de Mestrado*. Universidade Federal do Mato Grosso do Sul, Campo Grande, MS, Brasil.

TOMÁS, W.M.; SOUZA, L.L. & TUBELIS, D.P. 2004. Espécies de aves ameaçadas que ocorrem no Pantanal. In: IV Simpósio Sobre Recursos Naturais e Socioeconômicos Do Pantanal, EMBRAPA Pantanal. Corumbá, Brasil.

VICKERY, P.D.; TUBARO, P.L.; CARDOSO DA SILVA, J.M.; PETERJOHN, B.G.; HERKERT J.R. & CAVALCANTI, R.B. 1999. Conservation of grassland birds in the western hemisphere. *Studies in Avian Biology* 19:2–26.

VEECH, J.A. 2006. A comparison of landscapes occupied by increasing and decreasing populations of grassland birds. *Conservation Biology* 20:1422–1432. doi:10.1111/j.1523-1739.2006.00487.x

WHITE, R.; MURRAY, S. & ROHWEDER, M. 2000. *Pilot Analysis of Global Ecosystems: Grasslands Ecosystems*. World Resources Institute. Washington, D.C. Acessado em http://sustentabilidad.uai.edu.ar/pdf/info/page_grasslands.pdf.

WINTER, M.; JOHNSON, D.H. & SHAFFER, J.A. 2005. Variability in vegetation effects on density and nesting success of grassland birds. *Journal of Wildlife Management* 69: 185–197.

WOLFE, R. & HANLEY, J. 2002. If we're so different, why do we keep overlapping? When 1 plus 1 doesn't make 2. *Canadian Medical Association Journal*. 166 (1): 65–6.