



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



**INFLUÊNCIA DA ESTRUTURA DA VEGETAÇÃO EM MORCEGOS (MAMMALIA,
CHIROPTERA) NO PANTANAL DA NHECOLÂNDIA, BRASIL**

Maurício Silveira

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

CAMPO GRANDE, MS

JANEIRO, 2011

**INFLUÊNCIA DA ESTRUTURA DA VEGETAÇÃO EM MORCEGOS (MAMMALIA,
CHIROPTERA) NO PANTANAL DA NHECOLÂNDIA, BRASIL**

MAURÍCIO SILVEIRA

ORIENTADOR: MARCELO OSCAR BORDIGNON

CO-ORIENTADOR: WALFRIDO MORAES TOMAS

BANCA EXAMINADORA:

ERICH A. FISCHER

GUSTAVO GRACIOLLI

GLEDSON V. BIANCONI

GUILHERME M. MOURÃO

KATIA M. P. M. B. FERRAZ

CAMPO GRANDE, MS

JANEIRO, 2011

AGRADECIMENTOS

Ao orientador Marcelo Bordignon por me apresentar a proposta de trabalho na Fazenda Nhumirim e pela ajuda que sempre prestou a este trabalho,

Ao co-orientador Walfrido Tomas por todo o apoio durante as fases de coleta e análise dos dados, as discussões sobre ciência e ecologia do Pantanal que foram essenciais em todas as fases deste trabalho e contribuíram muito para minha formação como ecólogo,

À Embrapa Pantanal pelo suporte financeiro e logístico (Projeto SEG 02.07.50.003-02),

Ao Ministério de Ciência e Tecnologia (MCT) e Centro de Pesquisa do Pantanal (CPP), pelo apoio financeiro (Projeto 2004/PPP/0008),

Ao CNPq pela concessão da bolsa de mestrado,

Ao IBAMA pela concessão da licença de captura (10301-1),

Ao Programa de Pós-Graduação em ecologia e Conservação da UFMS pelo apoio financeiro em algumas fases deste trabalho, especialmente a Rose pela ajuda fundamental nas questões burocráticas,

Ao João Guilherme Monteiro por possibilitar o trabalho em sua fazenda,

Aos meus ajudantes de campo, Alan Bolzan, André Lima, Diogo Grabin (Gaúcho), André Coelho (Dedé), Laisa Carvalho e Wellyngton Espindola pela ajuda fundamental que prestaram a este trabalho,

A todos os funcionários da Fazenda Nhumirim especialmente ao Cleomar por compreender nossas necessidades às vezes tão diferentes daquelas da administração de uma fazenda, e ao Seu Armindo que por muitas e muitas vezes, com uma paciência inacreditável, prestou seu socorro mecânico “remendando” os quadriciclos sem os quais este trabalho seria muito diferente,

Aos professores Erich Fischer e Gustavo Graciolli por participarem, através de críticas e sugestões, de praticamente todas as fases deste trabalho,

À Roberto Munin e Carolina Santos, pelos trabalhos de campo, trocas de experiências e discussões que ajudaram a me familiarizar com os morcegos do Pantanal,

Aos estagiários, bolsistas e pesquisadores do Laboratório de Vida Selvagem da Embrapa Pantanal, especialmente àqueles com os quais eu convivi nos meus longos e escaldantes dias na Fazenda Nhumirim, Gustavo, Pâmela, Macca, Carol Cheida, Nilo, Juliane, Marcelle, Érica, entre outros, pelas inúmeras discussões sobre ciência, música, mecânica, arquitetura, culinária e muito tererê gelado que tornaram aqueles dias bem agradáveis,

À minha turma de mestrado Olívia, Débora, Hugo, Zé, Macca, Gabriel, Fabi, Fernanda, Marcelle, Alessandra, Éder e Massao,

Aos amigos que me receberam e me hospedaram nas primeiras semanas de Campo Grande, Limão, Teribele, Nandinho e todos os outros amigos que fiz nestes anos de Campão,

Aos meus irmãos campo-grandenses que dividi o teto nestes dois anos, Gabriel, Mirian, Fernando (Frito) e Renato (Frodo),

Aos meus pais, por sempre compreenderem e apoiarem minhas escolhas.

APRESENTAÇÃO

Esta dissertação está dividida em dois capítulos. Cada capítulo é um manuscrito de artigo completo redigido seguindo as normas do periódico *Biotropica*. Para facilitar a leitura e compreensão dos revisores e estudantes que terão acesso à dissertação, o texto foi escrito em língua portuguesa e as tabelas e figuras estão inseridas no corpo de texto.

ÍNDICE

Agradecimentos.....	iii
Apresentação.....	v
Capítulo 1: Influência da estrutura da vegetação na ocupação de habitats por <i>Artibeus planirostris</i> (Chiroptera, Phyllostomidade) no Pantanal Sul, Brasil.....	7
Resumo.....	8
Abstract.....	9
Introdução.....	10
Métodos.....	11
Resultados.....	16
Discussão.....	20
Literatura citada.....	25
Capítulo 2: Influência da estrutura da vegetação em uma comunidade de morcegos (Mammalia, Chiroptera) no Pantanal sul, Brasil.....	32
Resumo.....	33
Abstract.....	34
Introdução.....	35
Métodos.....	36
Resultados.....	40
Discussão.....	46
Literatura citada.....	50

Capítulo 1

Influência da estrutura da vegetação na ocupação de habitats por *Artibeus planirostris* (Chiroptera, Phyllostomidae) no Pantanal Sul, Brasil

Maurício Silveira^{1,4}, Walfrido Moraes Tomas², Marcelo Oscar Bordignon³

¹ Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul 79070-900 Campo Grande, Brasil

² Laboratório de Vida Selvagem, Embrapa Pantanal, 79320-900 Corumbá, Brasil

³ Departamento de Biologia, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, 79070-900 Campo Grande, Brasil

⁴ Autor para correspondência maursilv@yahoo.com.br.

RESUMO

Características estruturais da vegetação como o porte e a densidade de espécies arbóreas, estratificação e densidade de sub-bosque influenciam diretamente o uso do espaço por morcegos neotropicais, afetando a abundância local e atividade das espécies. A conversão da vegetação nativa em pastagens exóticas vem se tornando prática comum no Pantanal e, embora possa causar profundo impacto nas populações nativas, seus efeitos ainda são pouco conhecidos. No presente estudo a modelagem de ocupação foi utilizada para analisar os efeitos da estrutura da vegetação na população de *Artibeus planirostris* em uma área no Pantanal da Nhecolândia. A probabilidade de ocupação de *A. planirostris* durante a estação chuvosa foi negativamente influenciada pela distância média entre árvores e a detectabilidade influenciada pela proporção da noite de coleta em que a lua esteve exposta no céu. Durante a estação seca a probabilidade de ocupação não foi diretamente influenciada por nenhuma variável estrutural da vegetação e a detectabilidade foi negativamente influenciada pela densidade de sub-boque. A queda na produção de frutos durante a estação seca deve obrigar *A. planirostris* alterar seus padrões de forrageamento, fazendo com que use as diferentes fisionomias da vegetação de forma mais homogênea. A queda na probabilidade de ocupação em função da queda na densidade de árvores sugere que a supressão da vegetação nativa, substituindo florestas e savanas por pastagens cultivadas, pode causar grande impacto nas populações de *A. planirostris* no pantanal da Nhecolândia.

Palavras chave: Ciclo lunar, detectabilidade, morcegos, Stenodermatinae, uso do habitat

ABSTRACT

Structural features of vegetations such as size, stratification, density of trees and understory, exert direct influence in the space use by neotropical bats, effecting the local abundance and activity of species. The substitution of native vegetation by exotic pastures is becoming a common practice in the Pantanal wetlands and although it may have profound impacts in the natives populations, its effects are still poorly known. In this study, the occupancy model was utilized to analyze the effect of vegetation structure in populations of *Artibeus planirostris* in the Pantanal wetlands. The occupancy probability of *A. planirostris* in the wet season was negatively influenced by average distance between trees. The detectability was influenced by amount of night time in which the moon was exposed in the sky. In the dry season the occupancy was not influenced by any structural variable of vegetation, the detectability was influenced by understory density. The decrease in fruit production in the dry season must lead *A. planirostris* to modify their foraging patterns, causing the use of different vegetation physiognomies to be more homogeneous. The decrease in occupancy probability in function of the decrease in the trees density indicate that the logging of native vegetation, replacing forests and savannas by exotic pastures, might have a significant impact in the populations of *A. planirostris* in the Pantanal wetland.

Keywords: Bats, detectability, habitat use, lunar cycle, Stenodermatinae

INTRODUÇÃO

A estrutura da vegetação é considerada fator determinante no uso do espaço por animais (Dewalt *et al.* 2003) e exerce grande influência na abundância e distribuição de vertebrados terrestres (Matlock & Edwards 2006, Michel *et al.* 2007). Para morcegos, especificamente, características estruturais da vegetação como densidade e o porte de indivíduos arbóreos, estratificação vertical ou densidade de sub-bosque tendem a afetar padrões de abundância local e atividade de algumas espécies (Medellín *et al.* 2000, Evelyn & Stiles 2003, Adams *et al.* 2009, Caras & Korine 2009). A forma como cada espécie vai responder a alterações na estrutura da vegetação é relativa às suas necessidades ecológicas, como abrigo e alimento (Dewalt *et al.* 2003). Morcegos frugívoros neotropicais (Chiroptera: Phyllostomidae), de maneira geral, ocorrem em baixa abundância em áreas abertas e aumentam a abundância com aumento da densidade de espécies lenhosas (Estrada *et al.* 1993, Willig *et al.* 2007, Avila-Cabadilla *et al.* 2009), embora a associação com a estrutura da vegetação possa variar muito entre espécies (Castro-Luna *et al.* 2007, Presley *et al.* 2009).

Em áreas alteradas por atividades agrícolas, a diminuição da densidade de espécies arbóreas e a perda da heterogeneidade vegetal são as principais causas de impacto nas populações de morcegos (Lumsden & Bennett 2005, Medina *et al.* 2007). No pantanal, atividades agropecuárias, destacadamente a substituição da vegetação nativa por pastagens cultivadas, estão entre as principais causas de alterações antrópicas na planície (Seidl *et al.* 2001), e a resposta das espécies a estas alterações ainda é pouco conhecida (Harris *et al.* 2005). Neste contexto, morcegos podem ser excelentes indicadores de perturbações antrópicas (*e.g.*, Meyer *et al.* 2010), pois respondem a alterações ambientais, são abundantes, facilmente capturáveis e apresentam grande diversidade biológica e funcional (Jones *et al.* 2009). Dentre as espécies que ocorrem no Pantanal *Artibeus planirostris* (Phyllostomidae) é uma das mais abundantes e bem distribuídas, é capturada em ambientes florestais, áreas abertas e formações

monoespecíficas, sua dieta concentra-se em poucas espécies de frutos principalmente *Cecropia pachystachya* (Urticaceae) e *Ficus* spp. (Moraceae) além de pólen/néctar e insetos (Teixeira *et al.* 2009, Silva & Marques 2010).

Estudos realizados em áreas perturbadas por atividades agrícolas ou corte seletivo de madeira, indicam que *A. planirostris* tende a selecionar ambientes com maior área basal e densidade de indivíduos arbóreos (Willig *et al.* 2007, Presley *et al.* 2008). Assim, espera-se que *A. planirostris* ocupe áreas com vegetação estruturalmente mais complexa, em detrimento de áreas abertas, com menor densidade de indivíduos arbóreos, cobertura de dossel e sub-bosque menos estratificado. No presente estudo, procuramos elucidar a influência da estrutura da vegetação na ocupação de hábitat por *A. planirostris* em uma área do Pantanal na sub-região da Nhecolândia. Por meio de modelos de ocupação (*e.g.*, Mackenzie *et al.* 2002, 2006) selecionamos quais variáveis estruturais da vegetação influenciam a probabilidade de ocupação e detecção de *A. planirostris* e como a espécie responde a elas.

MÉTODOS

LOCAL DE ESTUDO – O estudo foi desenvolvido na fazenda Nhumirim, (18°59' S e 56°39' O) e adjacências. Localizada no Pantanal da Nhecolândia, a área compreende aproximadamente 4.500 ha. A vegetação é caracterizada por um mosaico de fisionomias, onde se alternam campos inundáveis, campos limpos, campos sujos, cerrados, cerradões e matas semi-decíduas (Alho *et al.* 1987). Nas adjacências existem também pastagens exóticas, principalmente braquiárias (*Brachiaria* spp.). O clima é tropical sub-úmido, com temperatura anual média de 26°C e precipitação anual de 1.200 mm distribuídos irregularmente ao longo do ano o que caracteriza duas estações distintas, chuvosa (mais de 165 mm/mês, novembro a março/abril) e seca (menos de 40 mm/mês, junho a agosto) (Rodela 2006).

DELINEAMENTO EXPERIMENTAL – Os dados foram coletados em uma “grade” formada por seis linhas paralelas de cinco quilômetros, distantes um quilômetro entre si, seguindo o modelo RAPELD (Magnusson & Martins 2005). Ao longo de cada linha foram estabelecidas cinco unidades amostrais (UA), também equidistantes em um quilômetro, totalizando 30 UA. Seis UA adicionais com o mesmo espaçamento foram dispostas na área cultivada com *Brachiaria* spp. (Figura1). Em cada UA foram capturados morcegos e quantificadas variáveis referentes à estrutura da vegetação. Entre dezembro de 2009 e outubro de 2010 foram realizadas seis campanhas de amostragem, três na estação chuvosa - dezembro de 2009, fevereiro e abril de 2010 - e três na estação seca - junho, agosto e outubro de 2010.

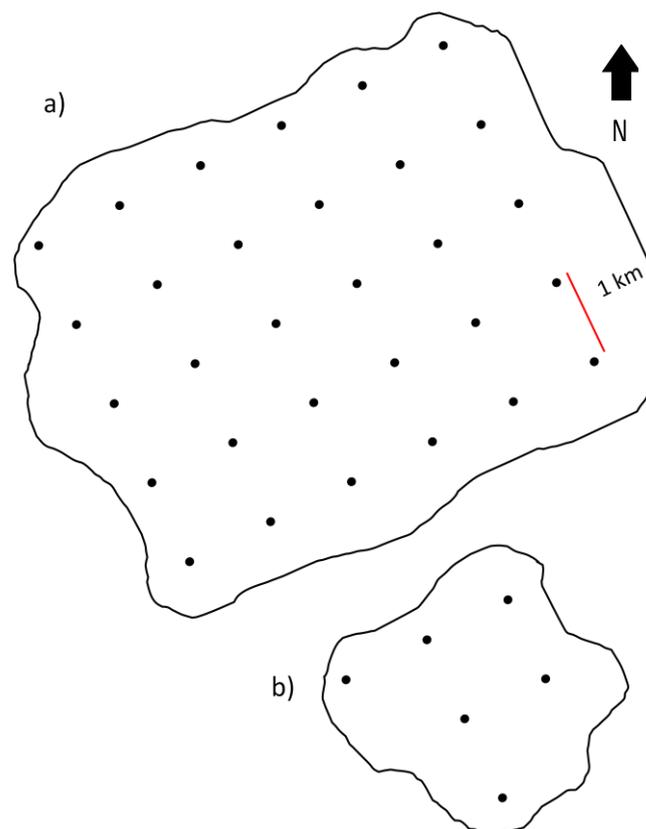


Figura1. Modelo representando as unidades amostrais (pontos em pretos) na: a) Fazenda Nhumirim e b) área com cultivo de *Brachiaria* spp.. Distância entre as duas áreas é de aproximadamente quatro quilômetros.

CAPTURA DE MORCEGOS – Em cada unidade amostral foram instaladas duas redes de neblina (12 x 2.6 e 15 x 2.6 m); as redes eram abertas por volta das 1800 h checadas regularmente a cada hora durante as seis horas seguintes. Todos os morcegos capturados foram identificados ao nível de espécie baseado em Vizzoto & Taddei (1973), Lim & Engstrom (2001) e Gardner (2007) e posteriormente liberados. Em cada noite de coleta eram amostradas de três a quatro unidades, todas as 36 unidades foram amostras em cada uma das seis campanhas. O esforço amostral por unidade em uma campanha foi de 405 m².h totalizando um esforço de 83.832 m².h em todo o estudo (cf. Straube & Bianconi 2002).

CARACTERIZAÇÃO DA ESTRUTURA DA VEGETAÇÃO – Em cada unidade amostral foram quantificadas quatro variáveis estruturais da vegetação: distância entre árvores (DIST); diâmetro à altura do solo (DAS); cobertura de dossel (DOS) e densidade de sub-bosque (SUB). A distância entre árvores ($DAS \geq 4,8$ cm) foi utilizada como um indicador de densidade. Quatro quadrantes N-O, N-E, S-O, S-E foram estabelecidos a partir do ponto exato da linha da grade. Em cada quadrante tomou-se a distância entre cinco árvores mais próximas, uma das outras, de forma sucessiva, e seus respectivos DAS, utilizando o método do quadrante móvel (Bonham 1989). Portanto, um total, de 20 medidas de distância entre árvores e de DAS foi obtido por UA, permitindo o cálculo da distância média entre árvores e o DAS médio em cada UA. Para cobertura de dossel e densidade de sub-bosque, cada variável foi estimada como média de 12 valores. A partir do ponto sobre a linha da grade foram tomados três pontos a 10, 20 e 30 metros, nas direções norte, sul, leste, oeste, com auxílio de trena e bússola. A cobertura de dossel em cada ponto foi quantificada através de um densiômetro fixado a um metro do solo. Para a estimativa da densidade do sub-bosque foi utilizado o método de pontos (Levy & Madden 1933), com uma estaca sendo fixada verticalmente no

solo e anotado o número de vezes que a estaca toca a vegetação. Nesta amostragem, estas contagens foram separadas em classes de altura: do nível do solo até 1,5 m e de 1,5 a 3 m, e calculada a média entre elas. As medidas de cobertura de dossel e densidade de sub-bosque foram tomadas duas vezes, uma na estação chuvosa – coletada entre dezembro e fevereiro - e outra na estação seca – junho a outubro.

VARIÁVEIS ABIÓTICAS – A temperatura mínima do ar nas noites de coleta e a proporção da noite em que a lua esteve exposta no céu também foram quantificadas, pois podem influenciar na detectabilidade da espécie (Morrison 1978b). A temperatura mínima de cada noite foi registrada a partir de estações meteorológicas na área de estudo. A proporção da noite em que a lua ficou exposta no céu foi calculada dividindo-se o tempo que a lua ficou exposta durante o período de coleta, pelo período de coleta, que variou de seis a sete horas.

ANÁLISE DOS DADOS – Para avaliar a influência da estrutura da vegetação na probabilidade de ocupação de *Artibeus planirostris* utilizamos a abordagem de modelagem de ocupação (Mackenzie *et al.* 2006) com o programa PRESENCE 2.2 (Hines 2006). Este método considera o histórico de detecção das espécies em unidades amostrais ao longo das ocasiões de amostragem, e visa corrigir possíveis equívocos entre ausência e não detecção (Mackenzie *et al.* 2002). São utilizados dois parâmetros, “ p ” que é a probabilidade de detecção (detectabilidade) - probabilidade da espécie ser registrada quando ela ocorre no local; e “ ψ ” que é a probabilidade de ocupação - probabilidade da espécie ocorrer no local.

Neste estudo a probabilidade de ocupação e detecção de *Artibeus planirostris* foi relacionada com as variáveis de estrutura de vegetação, distância média entre indivíduos arbóreos (DIST), o diâmetro a altura do solo médio (DAS), a cobertura de dossel (DOS) e a densidade de sub-bosque (SUB). A detectabilidade foi relacionada com a densidade de sub-

bosque, temperatura mínima do ar na noite de coleta (TEMP) e proporção da noite de coleta em que a lua esteve exposta no céu (LUA). Estas variáveis foram inseridas como co-variáveis nos modelos influenciando a probabilidade de ocupação e detecção, respectivamente. Foram gerados modelos distintos para a estação seca e chuvosa, uma vez que a região apresenta clima fortemente sazonal que pode influenciar de forma significativa o uso das unidades amostrais pela espécie. Em cada estação o histórico de detecção contou com três ocasiões de amostragem. Em cada ocasião foi realizada captura de *A. planirostris* nas 36 unidades amostrais, gerando um histórico de detecção (1) e não detecção (0) para cada unidade amostral.

Inicialmente foram gerados modelos onde as probabilidades de ocupação e detecção permaneceram constantes, não sendo influenciada por nenhuma das co-variáveis (modelos nulos). Em seguida foram gerados modelos onde as probabilidades de ocupação e detecção foram influenciadas pelas co-variáveis. Os melhores modelos foram selecionados através do critério de informação Akaike (CIA) que utiliza máxima verossimilhança para classificar os modelos que combinem um bom ajuste aos dados coletados a uma alta parcimônia (menor número de variáveis por modelo) (*e.g.* Burnham & Anderson 2002). Testou-se o ajuste dos modelos através de um Teste de $\chi^2_{(dados)}$ entre os valores estimados pelo modelo (esperado) e os dados coletados (observado). Em seguida, através de um procedimento *bootstrap* com 1.000 sorteios, os valores esperados pelo modelo foram aleatorizados e foi feito um teste de $\chi^2_{(bootstrap)}$ entre os valores observados e os aleatorizados, resultando em uma distribuição de probabilidades de valores de $\chi^2_{(bootstrap)}$. Um bom ajuste foi aceito quando o valor de $\chi^2_{(dados)}$ não foi maior que 95% dos valores da distribuição $\chi^2_{(bootstrap)}$ ($p > 0,05$). Para avaliar a dispersão dos modelos (\hat{c}), o $\chi^2_{(dados)}$ foi dividido pelo $\chi^2_{(bootstrap)}$. Uma dispersão satisfatória foi aceita quando o valor de $\hat{c} = \chi^2_{(dados)} / \chi^2_{(bootstrap)}$ é próximo de 1. Valores de $\hat{c} > 1$ indicam que os

dados têm dispersão maior que a inferida pelo modelo, valores $\hat{c} < 1$, o oposto (Mackenzie et al. 2006).

RESULTADOS

Artibeus planirostris foi registrado 33 vezes em 22 unidades amostrais durante as três campanhas referentes à estação chuvosa. Durante a estação seca houve apenas nove registros em oito unidades amostrais. A densidade do sub-bosque foi altamente correlacionada com a cobertura de dossel em ambas as estações, chuvosa ($r=0,79$ $p<0,001$), seca ($r=0,91$ $p<0,001$) e não foram utilizadas como co-variáveis influenciando um mesmo parâmetro em um mesmo modelo. A tabela 1 mostra a média e o coeficiente de variação para as quatro variáveis descritoras da estrutura da vegetação. As temperaturas mínimas variaram de 25 a 12,8 °C na estação chuvosa e 25,2 a 7 °C na seca.

As variáveis que influenciaram os “melhores modelos” para a estação chuvosa e seca foram distintas (tabela 2). Na estação chuvosa a distância entre árvores influenciou de forma negativa a probabilidade de ocupação e a proporção da noite de coleta que a lua ficou exposta afetou, também negativamente, a detectabilidade de *A. planirostris* (fig. 2). Na estação seca os melhores modelos foram os que mantiveram a probabilidade de ocupação constante entre unidades amostrais, isto é, a probabilidade de ocupação não foi influenciada por nenhuma co-variável. A densidade do sub-bosque influenciou a detectabilidade na estação seca de maneira menos precisa que a proporção de lua na estação chuvosa. Observa-se que a detectabilidade pode variar muito em unidades amostrais onde a densidade de sub-bosque é baixa, (fig. 3).

Embora tanto a probabilidade de ocupação quanto a de detecção, em média, tenham diminuído na estação seca, houve uma queda substancial na detectabilidade, ficando abaixo de 0,18 para todas as unidades amostrais. A variação no valor do CIA entre os melhores

modelos na estação seca também foi baixa – menos que duas unidades – o que refletiu no peso do melhor modelo (24%) em relação à estação chuvosa (38%).

Tabela1. Variáveis de estrutura da vegetação utilizadas como preditores de ocupação de *A. planirostris* no Pantanal da Nhecolândia entre dezembro de 2009 e agosto de 2010, indicando a unidade em que foi medida, média, coeficiente de variação e amplitude entre as unidades amostras

Variável ¹	Unidade	Média	Coeficiente de variação (%)	Amplitude
DIST	metros	23,3	98	2,1 – 70
DAS	centímetros	12,4	59	4,8 – 33,5
DOS (chuvosa)	porcentagem	16,9	123	0 – 56,8
SUB (seca)	nº de toques	0,92	121	0 – 3,66
DOS (chuvosa)	porcentagem	14,8	122	0 – 48
SUB (seca)	nº de toques	0,68	110	0 – 2,5

¹ Distância média entre indivíduos arbóreos (DIST), diâmetro à altura do solo médio (DAS), cobertura média de dossel (DOS), densidade do sub-bosque (SUB)

Tabela 2. Resultado da seleção de modelos para a influência da estrutura de vegetação e variáveis abióticas na probabilidade de ocupação (ψ) e detecção (p) estimada para *A. planirostris* no Pantanal da Nhecolândia entre dezembro de 2009 e agosto de 2010. As linhas em negrito representam o melhor modelo para cada estação.

Estação	Modelo	CIA	Δ CIA	W	K	ψ média (EP)	p média (EP)	P	\hat{c}
Chuvosa	$\psi(\text{dist}) p(\text{lua})$	113,20	0,00	38%	4	0,77(0,05)	0,40(0,02)	0,544	0,81
	$\psi(\text{dist+sub}) p(\text{lua})$	115,08	1,88	15%	5	0,79(0,05)	0,40(0,02)	0,532	0,84
	$\psi(\text{dist}) p(\text{sub+lua})$	115,14	1,94	14%	5	0,77(0,05)	0,40(0,02)	0,494	0,83
	$\psi(\text{dist+dos}) p(\text{lua})$	115,68	2,48	11%	5	0,84(0,05)	0,38(0,02)	0,602	0,73
	$\psi(.) p(.)$	131,82	18,62	0,0%	2	0,87(0,16)	0,37(0,08)	0,200	1,40
Seca	$\psi(.) p(\text{sub})$	64,34	0,00	24%	3	0,69(0,73)	0,11(0,01)	0,415	0,99
	$\psi(.) p(.)$	65,25	0,91	15%	2	0,68(0,57)	0,13(0,11)	0,256	1,22
	$\psi(.) p(\text{sub+lua})$	65,62	1,28	13%	4	0,72(0,54)	0,12(0,01)	0,408	0,98
	$\psi(\text{dap}) p(\text{sub})$	65,65	1,31	12%	4	0,63(0,02)	0,15(0,01)	0,489	0,92
	$\psi(\text{dos}) p(.)$	66,98	1,44	12%	3	0,57(0,03)	0,15(0,09)	0,345	0,96

Nota: Critério de informação Akaike (AIC), a diferença do CIA de cada modelo em relação ao melhor modelo (Δ CIA), o peso do modelo – probabilidade do modelo ser o melhor modelo (W), o número de parâmetros do modelo (K), a probabilidade média de ocupação e detecção respectivamente com seus respectivos erros padrões ($n=36$), o ajuste do modelo em relação aos dados observados (P) e a dispersão dos dados observados em relação ao esperado pelo modelo (\hat{c})

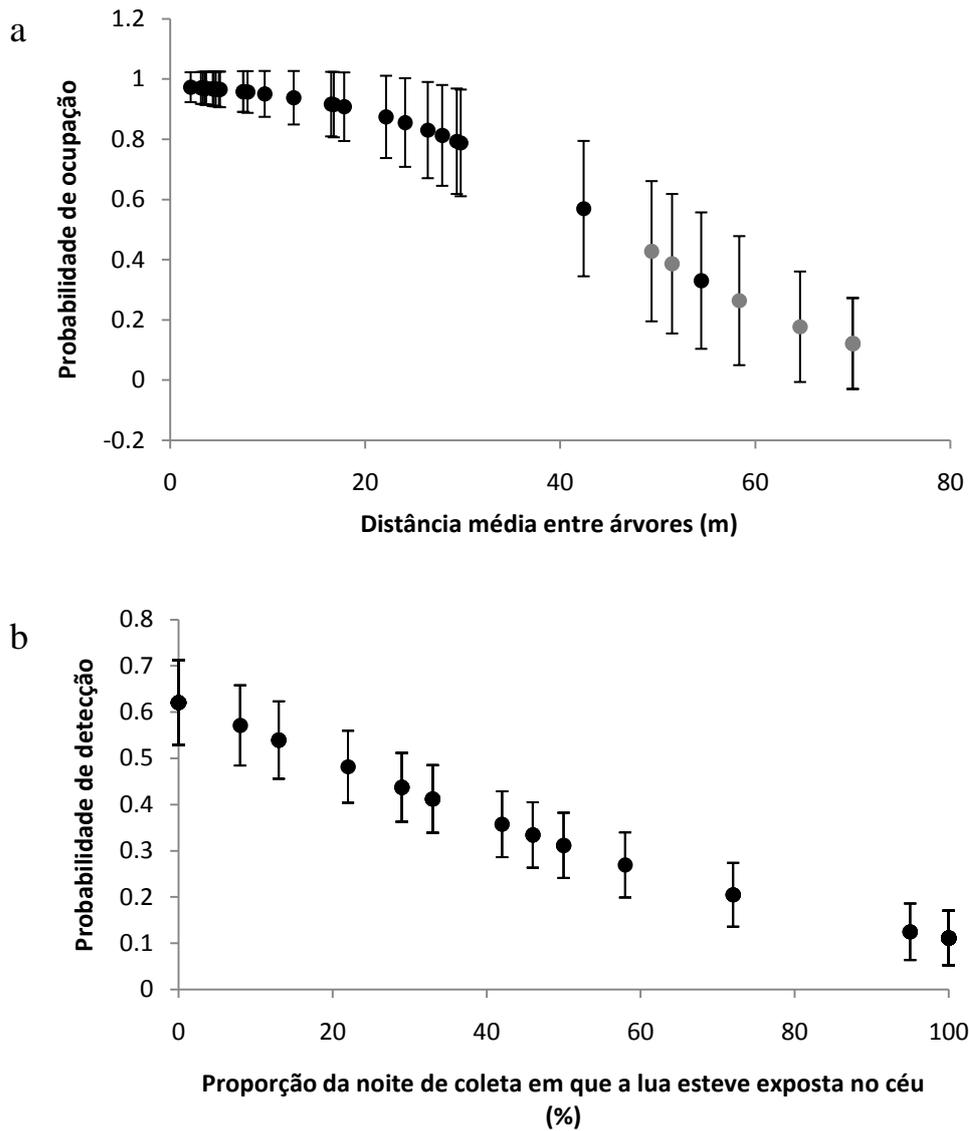


Figura 2. Probabilidade de a: ocupação em função das distancias médias entre árvores, (pontos em cinza representam pastagens exóticas) e b: detecção em função da proporção da noite de coleta em que a lua ficou exposta, as barras verticais correspondem ao erro padrão das estimativas de ocupação em cada unidade amostral (n=36) e das estimativas de detecção em cada unidade amostral nas três campanhas (n=102), por *A. planirostris* no Pantanal da Nhecolândia durante a estação chuvosa (dezembro a abril).

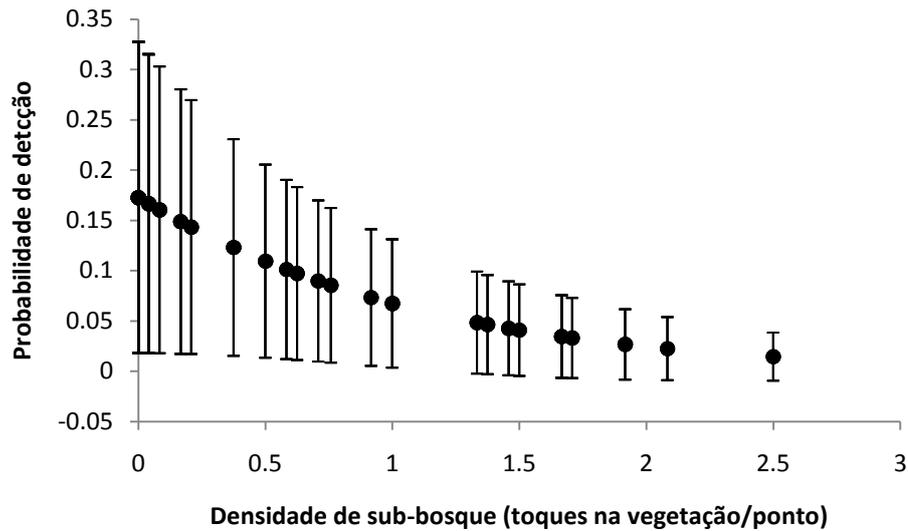


Figura 3. Probabilidade de detecção de *A. planirostris* no Pantanal da Nhecolândia durante a estação seca (junho a outubro) em função da densidade de sub-bosque, as barras verticais correspondem ao erro padrão das estimativas de detecção em cada unidade amostral nas três campanhas (n=102).

DISCUSSÃO

OCUPAÇÃO E DETECTABILIDADE.—*Artibeus planirostris* é considerado um frugívoro generalista, apresentando grande plasticidade na utilização de recursos e uso do habitat (Hollis 2005). Embora a espécie utilize diversos ambientes dentro da área de estudo, durante a estação chuvosa, respondeu à densidade de indivíduos arbóreos com baixa probabilidade de ocupar áreas abertas. Observa-se, no entanto, que a probabilidade de ocupação apresenta queda muito branda até uma distância média de 30 metros entre árvores. Estas distâncias englobam diferentes fisionomias vegetais, desde florestas até cerrados e campos sujos, evidenciando a plasticidade da espécie quanto ao uso de hábitat. A partir de uma distância média de 40 metros a probabilidade de ocupação responde de forma mais abrupta ao aumento das distâncias. A maior parte das unidades amostrais com distâncias médias entre árvores acima de 40 metros estão localizadas em áreas de pastagens exóticas, onde houve derrubada

da vegetação nativa para o plantio das pastagens. Além das pastagens exóticas estão campos nativos e baias secas, estas, estruturalmente semelhantes a pastagens, com presença apenas de um estrato herbáceo, normalmente dominado por gramíneas.

Durante a estação seca a probabilidade de ocupação de *Artibeus planirostris* não respondeu diretamente a nenhum aspecto estrutural da vegetação, permanecendo constante entre as unidades amostrais, estimada em 0,69. Este valor é relativamente baixo se comparado à distribuição de probabilidades da estação chuvosa, onde três quartos das unidades amostrais obtiveram probabilidades de ocupação maiores que 0,69. As variações nos padrões de ocupação de *A. planirostris* entre as estações, na área de estudo, indicam uma mudança substancial no uso do espaço pela espécie. Estas variações podem ter origem na baixa oferta local de recursos durante a estação seca. Dados relativos à dieta de *A. planirostris* na planície do Pantanal, indicam que consiste principalmente de frutos de *Ficus* spp. e *Cecropia pachystachya* (Teixeira *et al* 2009), na área de estudo, estas espécies, apresentaram frutos maduros durante poucos meses, concentrados de dezembro a março (obs. pess.). Dados de outras regiões do Pantanal confirmam a tendência, de queda na disponibilidade de frutos zoocóricos durante a estação seca (Ragusa-Neto 2004, 2006) e sua provável influência na abundância de *A. planirostris* (Teixeira *et al.* 2009). A espacialização das fruteiras mais utilizadas por *A. planirostris* (*Ficus* spp. e *Cecropia pachystachya*), é uma das prováveis explicações para sua resposta à densidade de arbóreas na estação chuvosa. Na estação seca a escassez de frutos maduros destas espécies provavelmente leva *A. planirostris* a utilizar o espaço de forma mais homogênea, pois a baixa disponibilidade de recursos pode afetar os padrões de uso do espaço por morcegos do gênero *Artibeus*, que tendem a forragear em áreas maiores (Morrison 1978a, Handley *et al.* 1991).

A detectabilidade de *Artibeus planirostris* durante a estação chuvosa exibiu uma queda praticamente linear com o aumento da proporção da noite de coleta em que a lua esteve

exposta no céu. Nas noites de capturas em que lua esteve exposta em mais de 80% do tempo, a probabilidade de detecção foi extremamente baixa ($< 0,1$). O efeito da fobia lunar - diminuição ou alteração na atividade de espécies notívagas devido à intensidade da luz da lua - na atividade de morcegos é assunto recorrente na literatura (e.g. Morrison 1978b, Lang *et al.* 2006). Alguns estudos indicam uma influência negativa da luminosidade lunar na atividade e no número de capturas de espécies de *Artibeus* (Handley *et al.* 1991, Esbérard 2007), a explicação mais recorrente está na adaptação dos morcegos à maior pressão de predação durante noites mais claras (Erkert 1982, Rydell & Speakman 1995). Deve-se destacar que os *Stenodermatinae* apresentam uma visão razoavelmente desenvolvida (Altringham & Fenton 2003) de forma que a luminosidade também pode influenciar na percepção das redes pelos morcegos.

Na estação seca, a proporção da noite de captura com presença de lua não influenciou a detectabilidade no melhor modelo, que foi influenciada pela densidade de sub-bosque. Espécies de médio e grande porte, como as do gênero *Artibeus*, podem apresentar dificuldade para voar entre a vegetação densa, o que diminui a capturabilidade destas espécies quando as redes de neblina são instaladas em áreas com sub-bosque denso (Caras & Korine 2009). A relação entre detectabilidade e a densidade de sub-boque, no entanto, mostrou um padrão pouco robusto, com maior variação da detectabilidade em unidades amostrais onde o sub-bosque é menos denso. Estes resultados indicam que fatores que não foram quantificados devem também influenciar a detectabilidade da espécie na estação seca e que há uma mudança no comportamento de forrageamento de *A. planirostris* já que, diferente do ciclo lunar, a limitação na detectabilidade devido à densidade de sub-bosque não está relacionada ao comportamento da espécie. Mudanças na disposição espaço-temporal dos recursos podem estar associadas às mudanças no comportamento da espécie, já que é obrigada a se deslocar mais em busca de alimento. Pereira *et al.* (2010) constataram que a queda sazonal na

produção de recursos tem efeito não apenas na atividade, mas também na condição corpórea, levando a uma perda significativa de peso em indivíduos de *A. planirostris*, indicando estresse fisiológico devido à escassez de recursos.

Embora a densidade de sub-bosque possa exercer influência na detectabilidade durante a estação chuvosa, o ciclo lunar exerceu uma influência mais forte e acurada. Como o CIA é baseado em parcimônia (Burnham & Anderson 2002) modelos onde tanto o ciclo lunar como a densidade de sub-bosque influenciaram a detectabilidade obtiveram maiores valores de CIA em relação àqueles influenciados apenas pelo ciclo lunar.

Segundo Makenzie *et al.* (2002) a probabilidade de ocupação pode ser usada como um bom estimador de abundância e o fato da probabilidade de ocupação cair na maior parte das unidades amostrais indica uma queda na abundância local da espécie. No entanto, a queda na detectabilidade foi muito mais acentuada que a da ocupação, sugerindo que algum fator sazonal possa estar influenciando mais a detectabilidade do que a ocupação da espécie. Alguns estudos associam à baixa disponibilidade de recursos a uma queda na atividade de espécies de *Artibeus* (Aguiar & Marinho-Filho 2004, Pereira *et al.* 2010). A menor atividade pode explicar a queda na detectabilidade, pois diminui a probabilidade dos morcegos serem capturados. Em contra partida a queda na produção de recursos pode levar uma parcela da população local a se deslocar da área de estudo em busca de áreas com maior oferta de recursos. Fleming e Eby (2003) descrevem processos migratórios de morcegos filostomídeos, associados à queda na produção de frutos, hipótese que não é descartada para a área de estudo, dada a grande queda no número de capturas.

A modelagem de ocupação mostrou-se uma ferramenta útil para a análise do uso do habitat por *A. planirostris*, pois diferente da simples frequência de capturas, consegue separar as variações na abundância da probabilidade de captura (Gu & Swihart 2004). Futuros estudos enfocando padrões sazonais de atividade e uso de recursos são necessários para testar as

hipóteses levantadas neste estudo, de que a queda na detecção esta associada à atividade e esta, assim como a abundância local está sendo influenciada pela disponibilidade de recursos.

IMPLICAÇÕES PARA CONSERVAÇÃO.—A influência da densidade de árvores sobre a probabilidade de ocupação de habitats por *Artibeus planirostris* deixa claro o efeito negativo que a supressão da vegetação nativa, para o plantio de pastagens exóticas, pode exercer nas populações deste morcego no Pantanal da Nhecolândia. Observa-se que embora a probabilidade de ocupação caia de forma mais abrupta nas áreas abertas – distâncias médias maiores que 30 metros – esta continua a responder às distâncias. Estes resultados demonstram a importância das árvores isoladas nas paisagens dominadas pelas pastagens exóticas. Muitas destas árvores isoladas como *Dipteryx alata*, *Caryocar brasiliense*, *Hymenaea* spp. e *Sterculia apetala* são fontes de alimento ou abrigo para *A. planirostris* (obs. pes.) e provavelmente são responsáveis pela fixação da espécie nestas áreas. Árvores isoladas em pastagens tendem a ser agregadoras de diversidade tanto dos morcegos frugívoros quanto das espécies de plantas que eles dispersam (Galindo-González *et al.* 2000), além de contribuir para a permeabilidade das paisagens alteradas (Galindo-González & Sosa 2003, Medina *et al.* 2007). Contudo, destaca-se a ausência de um estrato de regeneração nestas áreas alteradas, o que, em longo prazo, condena a permanência dos indivíduos arbóreos na paisagem, reduzindo ainda mais a probabilidade de *A. planirostris* ocupar estas áreas.

A paisagem no Pantanal é heterogênea, com ambientes florestais naturalmente fragmentados por savanas e campos (Silva *et al.* 2000). A pecuária extensiva tradicional utilizando-se de pastagens nativas, tem causado poucos impactos na paisagem (Harris *et al.* 2005) embora a presença do gado possa ser impactante para os ambientes florestais principalmente pelo pisoteio do sub-boque e alteração no estrato de regeneração (Johnson *et al.* 1997, Tobler *et al.* 2003, Santos 2010). A derrubada da vegetação nativa para o cultivo de

pastagens exóticas vem crescendo nos últimos 40 anos (Seidl *et al.* 2001) e embora seus efeitos ainda sejam pouco estudados, causam impactos diretos nas espécies locais através da perda de habitats (Lacher *et al.* 1989). O presente estudo mostrou que mesmo espécies plásticas quanto ao uso do habitat, como visto para *Artibeus planirostris*, podem ser afetadas por alterações na estrutura da vegetação. Aquelas espécies mais restritivas quanto ao uso do habitat, podem ter suas populações seriamente comprometidas. O Pantanal é caracterizado por ainda manter grande parte de suas paisagens preservadas e populações vigorosas de espécies ameaçadas (Mourão *et al.* 2002, Soisalo & Cavalcanti 2006). Políticas públicas que incentivem a manutenção das pastagens nativas e a utilização de indicadores de uso do solo que privilegiem a conservação de ambientes florestais são passos essenciais para manter um sistema de produção que siga em consonância com a conservação das espécies nativas.

LITERATURA CITADA

- Aguiar, L. M. S. & J. Marinho-Filho. 2004. Activity patterns of nine phyllostomid bats in a fragment of the Atlantic Forest in southeastern Brazil. *Rev. Bras. Zool.* 21: 385–390.
- Adams, M. D., B. S. Law & K. O. French. 2009. Vegetation structure influences the vertical stratification of open-and edge-space aerial-foraging bats in harvested forests. *Forest Ecology and Management.* 258: 2090-2100.
- Alho, C. J. R., Z. M. S. Campos & H. C. Gonçalves. 1987. Ecologia da capivara (*Hydrochaeris hydrochaeris*, Rodentia) do Pantanal: I – Habitats, densidades e tamanhos de grupo. *Revista Brasileira de Biologia* 47, 87-97.
- Altringham, J. D. & M. B. Fenton. 2003. Sensory ecology and communication in the Chiroptera. P. 90-127. In: T. H. Kunz and B. Fenton. *Bat Ecology*. The University of Chicago Press.

- Avila-Cabadilla, L.D., K. E. Stoner, M. Henry & M. Y. A. Añorve. 2009. Composition, structure and diversity of phyllostomid bat assemblages in different successional stages of a tropical dry Forest. *Forest Ecology and Management*. 258: 986-996.
- Bonham, C. D. 1989. *Measurements of terrestrial vegetation*. Woodbine, Inc. 338 p.
- Burnham, K. P. & D. R. Anderson. 2002. *Model selection and inference: a practical information-theoretic approach*. 2nd Edition. Springer-Verlag, New York, N.Y., USA. 488 Pp.
- Caras, T. & C. Korine. 2009. Effect of vegetation density on the use of trails by bats in a secondary tropical forest. *Journal of Tropical Ecology*. 25: 97-101.
- Castro-Luna, A. A., V. J. Sosa, & G. Castillo-Campos. 2007. Bat diversity and abundance associated with the degree of secondary succession in a tropical forest mosaic in south-eastern Mexico. *Animal Conservation*. 10: 219-228.
- Dewalt, S. J., S. K. Maliakal & J. S. Denslow. 2003 Changes in vegetation structure and composition along a tropical forest chronosequence: Implications for wildlife. *Forest Ecology and Management*. 182: 139–151.
- Erkert, H. G. 1982. Ecological aspects of bat activity. In: kunz T. H. ed. *Ecology of Bats*. New York and London, Plenum p.201-242.
- Esbérard, C. E. L. 2007. Influência do ciclo lunar na captura de morcegos Phyllostomidae. *Iheringia, Sér. Zool*. 97: 81-85.
- Estrada, A., R. Coates-Estrada & D. Merrit Jr. 1993. Bat species richness and abundance in tropical rainforest fragments and agricultural habitats at Los Tuxtlas, Mexico. *Ecography*. 16: 309–318.
- Evelyn, M. J. & D. A. Stiles. 2003. Roosting requirements of two frugivorous bats (*Sturnira lilium* and *Artibeus intermedius*) in fragmented neotropical forest. *Biotropica* 35, 405-418.

- Fleming, T. H. & P. Eby. 2003. Ecology of bat migration. P. 209-246. In: T. H. Kunz and B. Fenton. *Bat Ecology*. The University of Chicago Press.
- Galindo-González, J. & V. J. Sosa. 2003. Frugivorous bats in isolated trees and riparian vegetation associated with human-made pastures in a fragmented tropical landscape. *The Southwestern Naturalist*. 48: 579-589.
- Galindo-González, J., S. Guevara & V. J. Sosa. 2000. Bat- and bird-generated seed rains at isolated trees in pastures in a tropical rainforest. *Conservation Biology*. 14: 1693-1703.
- Gardner, A. L. 2007. Order Chiroptera, p. 187-484. In: A. L. Gardner (Ed.). *Mammals of South America*. The University of Chicago press.
- Gu, W. & R. K. Swihart. 2004. Absent or undetected? Effects of non-detection of species occurrence on Wildlife-habitat models. *Biological Conservation*. 116: 195-203.
- Handley, Jr. C. O., D. W. Morrison. 1991. Foraging behavior, p.137-140. In: C. O. Handley Jr.; D. E. Wilson & A. L. Gardner (Eds.). *Demography and natural history of the common fruit bat, *Artibeus jamaicensis*, on Barro Colorado Island, Panamá*. *Smithsonian Contributions to Zoology*, Washington, 511: 1-173.
- Harris, M. B., W. Tomas, G. Mourão, C. J. Da Silva, E. Guimarães, F. Sonoda & E. Fachim. 2005. Safeguarding the Pantanal Wetlands: Threats and conservation initiatives. *Conservation Biology*. 19: 714-720.
- Hines, J. E. 2006. PRESENCE 2 – Software to estimate patch occupancy and related parameters. USGS-PWRC. www.mbrpwrc.usgs.gov/software/presence.html
- Hollis, L. 2005. *Artibeus planirostris*. *Mammalian Species*. 755: 1-6.
- Johnson, M. A., W. M. Tomas & N. M. R. Guedes. 1997. On the Hyacinth macaw's nesting tree: density of young manduvis around adult trees under three different management conditions in the Pantanal wetland, Brazil. *Ararajuba*. 5:187-188.

- Jones, G., D. S. Jacobs, T. H. Kunz, M. R. Willing & P. A. Racey. 2009. Carpe noctem: the importance of bats as bioindicators. *Endangered Species Research*. 8: 93-115.
- Lacher, T. E., Jr., & C. J. R. Alho. 1989. Microhabitat use among small mammals in the Brazilian Pantanal. *Journal of Mammalogy*. 70:396–401.
- Lang, A. B., E. K. V. Kalko, H. Römer, C. Bockholdt & D. K. N. Dechmann. 2006. Activity levels of bats and katydids in relation to the lunar cycle. *Oecologia*. 146: 659–666.
- Levy, E. B. & E. A. Madden. 1933. The point method of pasture analysis. *New Zealand Journal of Agriculture*. 46: 267-279.
- Lim, B. K. & M. D. Engstrom. 2001. Species diversity of bats (Mammalia: Chiroptera) in Iwokrama Forest, Guyana, and the Guianan subregion: implications for conservation. *Biodiversity and Conservation* 10: 613-657.
- Lumsden, L.E. & A. F. Bennett. 2005. Scattered trees in rural landscapes: Foraging habitats for insectivorous bats in southeastern Australia. *Biological Conservation*. 122: 205-221.
- Mackenzie, D. I., J. D. Nichols, G. B. Lachman, S. Droege & J. A. Royle, Hines. 2006. *Occupancy Estimation and Modeling*. Elsevier ed.
- MacKenzie, D. I., J. D. Nichols, G. B. Lachman, S. Droege, J. A. Royle, & C. A. Langtimm. 2002. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology*. 83: 2248-2255.
- Magnussum, W. & M. B. Martins. 2005. Programa de Biodiversidade, PPBIO Amazônia: delineamento espacial e protocolos de coleta. Ministério de Ciência e Tecnologia, Belém. 68 pp.
- Matlock, R. & P. Edwards. 2006. The influence of habitat variables on Bird Communities in Forest Remnants in Costa Rica. *Biodiversity and Conservation*. 15: 2987-3016.

- Medellín, R.A., M. Equihua, & M. A. AMIN. 2000. Bat diversity and abundance as indicators of disturbance in Neotropical rainforests. *Conservation Biology*. 14: 1666-1675.
- Medina, A., C. A. Harvey, D. S. Merlo, S. Vílchez & B. Hernández. 2007. Bat diversity and movement in an agricultural landscape in Matinguás, Nicaragua. *Biotropica*. 39: 120-128.
- Meyer, C. F. J., L. M. S. Aguiar, L. F. Aguirre, J. Baumgarten, F. M. Clarke, J. Cosson, S. E. Villegas, J. Fahr, D. Faria, N. Furey, M. Henry, R. Hodgkison, R. K. B. Jenkins, K. G. Jung, T. Kingston, T. H. Kunz, M. C. M. Gonzalez, I. Moya, J. Pons, P. A. Racey, K. Rex, E. M. Sampaio, K. A. Stoner, C. C. Voigt, D. V. Staden, C. D. Weise, E. K. V. Kalko. 2010. Long-term monitoring of tropical bats for anthropogenic impact assessment: Gauging the statistical power to detect population change. *Biological Conservation*. *in press*
- Michel, N., F. Burel, P. Legendre & A. Butet. 2007. Role of habitat and landscape in structuring small mammal assemblages in hedgerow networks of contrasted farming landscapes in Brittany, France. *Landscape Ecology*. 22: 1241-53.
- Morrison, D. W. 1978a. Influence of habitat on the foraging distances of the fruit bat *Artibeus jamaicensis*. *Journal of Mammalogy*. 59: 622-624.
- Morrison, D. W. 1978b. Lunar phobia in a Neotropical fruit bat, *Artibeus jamaicensis* (Chiroptera: Phyllostomidae). *Animal Behaviour*. 26: 852-855.
- Mourão, G., M. Coutinho, R. Mauro, Z. Campos, W. Tomás & W. Magnusson. 2000. Aerial surveys of caiman, marsh deer and pampas deer in the Pantanal Wetland of Brazil. *Biological Conservation*. 92: 175-183.
- Pereira, M. J. R., J. T. Marques, & J. M. Palmerim. 2010. Ecological responses of frugivorous bats to seasonal fluctuation in fruit availability in Amazonian Forest. *Biotropica*. 42: 680-687.

- Presley, S. J., M. R. Willig, M. Wunderle Jr, & L. N. Saldanha. 2008. Effects of reduced-impact logging and forest physiognomy on bat populations of lowland Amazonian forest. *Journal of Applied Ecology*. 45: 14-25.
- Presley, S.J., M. R. Willig, I. Castro-Aurellano, & C. Weaver. 2009. Effects of habitat conversion on temporal activity patterns of Phyllostomid bats in low land Amazonian Rain Forest. *Journal of Mammology*. 90: 210-221.
- Ragusa-Netto, J. 2004. Flowers, fruits, and the abundance of the Yellow-chevroned Parakeet (*Brotogeris chiriri*) at a gallery forest in the south Pantanal (Brazil). *Brazilian Journal of Biology*. 64:867–877.
- Ragusa-Netto, J. 2006. Abundance and frugivory of the toco toucan (*Ramphastos toco*) in a gallery forest in Brazil's southern Pantanal. *Brazilian Journal of Biology* 66: 133-142.
- Rodella, L. G. 2006. Unidades de vegetação e pastagens nativas do pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul. Tese de doutorado. Universidade de São Paulo, São Paulo. 222 pp.
- Rydell, J., & J. R. Speakman. 1995. Evolution of nocturnality in bats: potential competitors and predators during their early history. *Biological Journal of the Linnean Society* 54:183–191.
- Santos, A. J. 2010. Análise de populações de *Sterculia apetala* em diferentes cenários de manejo da paisagem e sua influência no oferecimento futuro de habitat reprodutivo para *Anodorhynchus hyacinthinus* no Pantanal. Tese de Doutorado. Universidade de Brasília.
- Seidl, A. F., J. S. V. Silva & A. S. Moraes. 2001. Cattle ranching and deforestation in the Brazilian Pantanal. *Ecological Economics*. 36: 413-425.

- Silva, A. P. & S. R. Marques. 2010. Morcegos. In: Fernades, I. M., C. A. Signor & J. Penha. Biodiversidade no Pantanal de Poconé. Cuiabá: centro de Pesquisa do Pantanal. 196p.
- Silva, M. P., R. Mauro, G. Mourão & M. Coutinho. 2000. Distribuição e quantificação de classes de vegetação do Pantanal através de levantamento aéreo. *Revista Brasileira de Botânica*. 23:143-152.
- Soisalo, M. K. & S. M. C. Cavalcanti. 2006. Estimating the density of a jaguar population in the Brazilian Pantanal using camera-traps and capture-recapture sampling in combination with GPS radio-telemetry. *Biological Conservation*. 129: 487-496.
- Straube, F. C. & G. V. Bianconi. 2002. Sobre a grandeza e a unidade para estimar o esforço de captura com utilização de redes de neblina. *Chiroptera Neotropical*. 8: 291-322.
- Teixeira, R. C., C. E. Correa & E. Fischer. 2009. Frugivory by *Artibeus jamaicensis* (Phyllostomidae) bats in the Pantanal, Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*. 44: 7-15.
- Tobler, M., R. Cochard & P. J. Edwards 2003. The impact of cattle ranching on large-scale vegetation patterns in a coastal savanna in Tanzania. *Journal of Applied Ecology*. 40: 430-444.
- Vizotto, L.D. & V. A. Taddei. 1973. Chave para determinação de quirópteros brasileiros. São José do Rio Preto, Editora da UNESP, 61p.
- Willig, M. R., S. J. Presley, C. P. Bloch, C. L. Hice, S. P. Yanoviak, M. Días, L. A. Chauca, V. Pacheco & S. C. Weaver 2007. Phyllostomid bats of lowland Amazonia: effects of habitat alteration on abundance. *Biotropica*. 39: 737-746.

Capítulo 2

Influência da estrutura da vegetação em uma comunidade de morcegos (Mammalia, Chiroptera) no Pantanal Sul, Brasil

Maurício Silveira^{1,4}, Walfrido Moraes Tomas², Marcelo Oscar Bordignon³

¹ Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul 79070-900 Campo Grande, Brasil

² Laboratório de Vida Selvagem, Embrapa Pantanal, 79320-900 Corumbá, Brasil

³ Departamento de Biologia, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, 79070-900 Campo Grande, Brasil

⁴ Autor para correspondência maursilv@yahoo.com.br.

RESUMO

A estrutura da vegetação tende a afetar padrões de riqueza e composição de espécies de morcegos neotropicais. Compreender de que forma as comunidades respondem a estas variações é fundamental para estimar os possíveis efeitos das alterações ambientais nestas comunidades. O presente estudo teve como objetivo analisar a influência da estrutura da vegetação na riqueza e composição de espécies e na diversidade funcional em uma comunidade de morcegos no Pantanal da Nhecolândia. A estrutura da vegetação não foi correlacionada com a riqueza de espécies de morcegos, mais foi correlacionada com a composição de espécies e o número de guildas alimentares, com uma tendência de perda de diversidade funcional em áreas abertas. Os ambientes florestais e cerrados foram ocupados principalmente por filostomídeos de diferentes guildas tróficas, enquanto as áreas abertas foram mais diversificadas em insetívoros aéreos. Os resultados mostram que a conversão de áreas florestais em pastagem terá profundo efeito na comunidade de morcegos levando, principalmente, a uma perda de espécies de filostomídeos e de processos a eles associados como polinização e dispersão de sementes.

Palavras chave: *Artibeus planirostris*, diversidade funcional, impacto antrópico, insetívoros aéreos, Phyllostomidae.

ABSTRACT

The vegetation structure tends to affect the patterns of richness and composition of neotropical bats species. Understand how communities respond to these changes is essential to estimate the possible effects of environmental change on these communities. The objective of this study was to analyze the influence of vegetation structure in the species richness, composition and functional diversity in a bat community in the Pantanal wetland. The vegetation structure was not correlated with species richness, but with species composition and number of guilds, with a tendency of loss of functional diversity in open habitats. The habitats of forests and savannas were used mainly by phyllostomids of different trophic guilds, while the open areas were more diverse in aerial insectivores. These results indicate that conversion of forest and savannas in pastures will have profound effect in the bat community, leading to a loss of phyllostomid species and the processes associated with them, as seed dispersal and polinization.

Keywords: Aerial insectivores, anthropic impact, *Artibeus planirostris*, functional diversity, Phyllostomidae.

INTRODUÇÃO

A estrutura da vegetação é considerada fator determinante no uso do espaço por animais (Dewalt *et al.* 2003) e exerce grande influência na abundância e distribuição de vertebrados terrestres (Matlock & Edwards 2006, Michel *et al.* 2007). Para morcegos, especificamente, características estruturais da vegetação como densidade e o porte de indivíduos arbóreos, estratificação vertical ou densidade de sub-bosque tendem a afetar padrões de abundância local e atividade de algumas espécies (Medellín *et al.* 2000, Evelyn & Stiles 2003, Adams *et al.* 2009, Caras & Korine, 2009). Neste contexto, espera-se que fitofisionomias mais complexas, florística e estruturalmente comportem maior riqueza de espécies de morcegos, já que atenderiam às necessidades de um número maior de espécies.

Por apresentam grande diversidade biológica e funcional, com ampla variação de hábitos alimentares e uso do habitat (Paterson *et al.* 2003, Willig *et al.* 2003), morcegos são considerados bons indicadores de alterações no ambiente (Fenton *et al.* 1992, Medellín *et al.* 2000). Além de responder às alterações ambientais, são abundantes, amplamente distribuídos e facilmente capturáveis (Jones *et al.* 2009), facilitando o estabelecimento de protocolos de amostragem e análise dos dados (*e.g.*, Meyer *et al.* 2010). Especialmente em ecossistemas neotropicais, morcegos frugívoros e nectarívoros desempenham papel fundamental através da polinização e dispersão de sementes de diversas espécies de plantas (Fleming & Heithaus, 1981, Henry & Jouard 2007, Fleming & Muchhala 2008).

Em áreas alteradas por atividades agropecuárias, a diminuição da densidade de espécies arbóreas e a perda da heterogeneidade vegetal são as principais causas de impacto nas comunidades de morcegos (Lumsden & Bennett 2005, Medina *et al.* 2007). Estas áreas, em geral, tornam-se empobrecidas e as comunidades tendem a ter um aumento na dominância (Medellín *et al.* 2000, Avila-Cabadila *et al.* 2009), embora a heterogeneidade da vegetação e

a proximidade de remanescentes preservados possam influenciar muito a riqueza e a composição de espécies desta comunidade (Faria & Baumgarten 2007, Mediana *et al.* 2007).

Embora atividades de pecuária estendam-se por toda a planície, um grande percentual das paisagens nativas permanece conservada no Pantanal (Harris *et al.* 2005). Nos últimos anos a substituição da vegetação nativa por pastagens cultivadas tem crescido e já pode ser considerada uma das principais causas de alterações antrópicas na planície (Seidl *et al.* 2001). Devido principalmente à intensidade e à periodicidade das inundações, a vegetação no Pantanal apresenta um mosaico de fisionomias florestais, savanas e campos (Silva *et al.* 2000) e a resposta da comunidade de morcegos a estas variações pode auxiliar na compreensão dos efeitos das alterações antrópicas, especialmente o desmatamento, na biodiversidade do Pantanal.

O presente estudo teve como objetivo analisar a influência da estrutura da vegetação na comunidade de morcegos em uma área do Pantanal Sul, na sub-região da Nhecolândia. Espera-se que a estrutura da vegetação influencie parâmetros como riqueza, composição de espécies e número de guildas alimentares da comunidade de morcegos e que ambientes estruturalmente mais complexos como matas e cerrados concentre maior diversidade biológica e funcional. Da mesma forma, espera-se que ambientes alterados, no caso as pastagens exóticas, respondam de forma inversa.

MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDO. – O estudo foi desenvolvido na fazenda Nhumirim, (18°59' S e 56°39' O) e adjacências. Localizada no Pantanal da Nhecolândia, a área compreende aproximadamente 4.500 ha. A vegetação é caracterizada por um mosaico de fisionomias, onde se alternam campos inundáveis, campos limpos, campos sujos, cerrados, cerradões e matas semi-decíduas (Alho *et al.* 1987). Nas adjacências, existem também pastagens exóticas, principalmente

braquiárias (*Brachiaria* spp.). O clima é tropical sub-úmido, com temperatura anual média de 26 °C e precipitação anual de 1.200 mm distribuídos irregularmente ao longo do ano o que caracteriza duas estações distintas, chuvosa (mais de 165 mm/mês, novembro a março/abril) e seca (menos de 40 mm/mês, junho a agosto) (Rodela 2006).

DELINEAMENTO EXPERIMENTAL. – Os dados foram coletados em uma “grade” formada por seis linhas paralelas de cinco quilômetros, distantes um quilômetro entre si, seguindo o modelo RAPELD (Magnusson & Martins 2005). Ao longo de cada linha foram estabelecidas cinco unidades de amostrais (UA), também equidistantes em um quilômetro, totalizando 30 UA. Seis UA adicionais com o mesmo espaçamento foram dispostos na área cultivada com *Brachiaria* spp. (Fig. 1) Em cada UA foram capturados morcegos e quantificadas variáveis referentes à estrutura da vegetação. Entre dezembro de 2009 e outubro de 2010 foram realizadas seis campanhas de amostragem, três na estação chuvosa - dezembro de 2009, fevereiro e abril de 2010 - e três na estação seca - junho, agosto e outubro de 2010.

CAPTURA DE MORCEGOS. – Em cada unidade amostral foram instaladas duas redes de neblina (12 x 2.6 e 15 x 2.6 m); as redes eram abertas por volta das 1800 h checadas regularmente a cada hora durante as seis horas seguintes. Todos os morcegos capturados foram identificados em nível de espécie baseado em Vizzoto e Taddei (1973), Lim & Engstrom (2001), Gregorin e Taddei (2002), Vicente *et al.* (2005) e Gardner (2007) e posteriormente liberados. Em cada noite de coleta foram amostradas de três a quatro unidades, todas as 36 unidades foram amostradas em cada uma das seis campanhas, totalizando um esforço de 83.832 m²h, conforme proposta de Straube e Bianconi (2002).

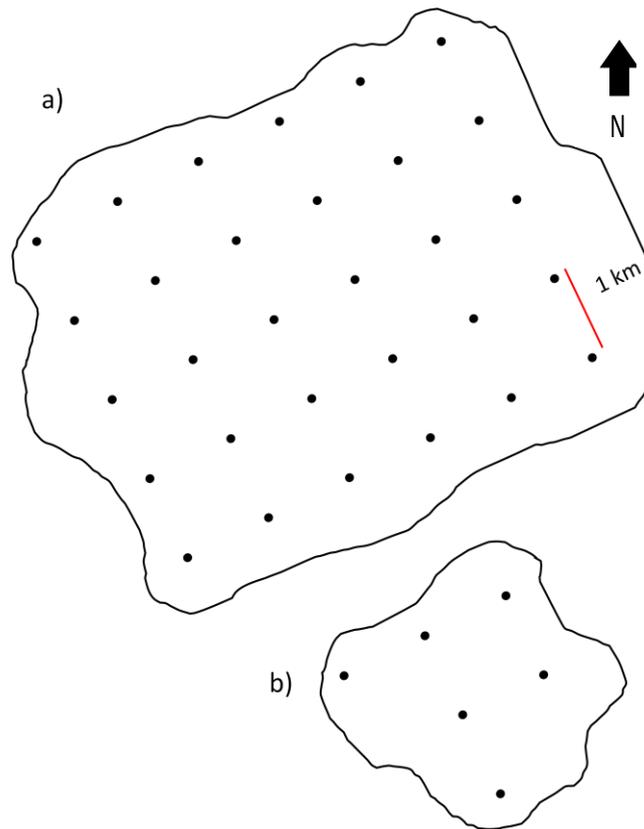


Figura1. Modelo representando as unidades amostrais (pontos em pretos) na: a) Fazenda Nhumirim e b) área com cultivo de *Brachiaria* spp.. Distância entre as duas áreas é de aproximadamente quatro quilômetros.

CARACTERIZAÇÃO DA ESTRUTURA DA VEGETAÇÃO. – Em cada unidade amostral foram quantificadas cinco variáveis estruturais da vegetação: distância entre indivíduos arbóreos (DIST); diâmetro à altura do solo (DAS); cobertura de dossel (DOS) e densidade de sub-bosque do nível do solo a 1,5 metros (SUB1) de 1,5 a 3 metros (SUB2). A distância entre indivíduos arbóreos ($DAS \geq 4,8$ cm) foi utilizada como um indicador de densidade. Quatro quadrantes N-O, N-E, S-O, S-E foram estabelecidos a partir do ponto exato sobre a linha da grade. Em cada quadrante tomou-se a distancia entre cinco arvores mais próximas, uma das outras, de forma sucessiva, e seus respectivos DAS, utilizando o método do quadrante móvel (Bonham 1989). Portanto, um total, de 20 medidas de distância entre árvores e de DAS foi obtido por UA, permitindo o cálculo da distância média entre árvores e o DAS médio em cada

UA. Para cobertura de dossel e densidade de sub-bosque, cada variável foi estimada como média de 12 valores. A partir do ponto sobre a linha da grade foram tomados três pontos a 10, 20 e 30 metros, nas direções norte, sul, leste, oeste, com auxílio de trena e bússola. A cobertura de dossel em cada ponto foi quantificada através de um densiômetro fixado a um metro do solo. Para a estimativa da densidade do sub-bosque foi utilizado o método de pontos (Levy & Madden 1933), com uma estaca senta fixada verticalmente no solo e se anotado o número de vezes que a estaca é tocada pela vegetação. Nesta amostragem, estas contagens foram separadas em classes de altura: do nível do solo até 1,5 metros e de 1,5 a três metros.

ANÁLISE DOS DADOS. – As 36 unidades amostrais foram ordenadas em relação à estrutura de vegetação e à composição e frequência de ocorrência das espécies de morcegos através do escalonamento multidimensional não métrico (NMDS). Esta técnica permite ordenar amostras segundo uma matriz de distâncias baseadas nas características destes objetos (*e.g.* variáveis de estrutura da vegetação), não assume relação linear entre as variáveis e apresenta maior tolerância a células vazias que outras técnicas de ordenação (Manly *et al.* 1986). As matrizes de distâncias foram calculadas utilizando o índice de similaridade de Bray-curtis. Os resultados das análises de ordenação só foram aceitos quando apresentaram um índice de estresse menor ou igual a 0,25. Como as médias de vegetação são quantificados em unidades diferentes, os dados foram padronizados dividindo-se o valor de uma determinada variável, em cada unidade amostral, pela soma das unidades amostrais, evitando que a escala de cada variável influencie na ordenação.

Para avaliar se o esforço amostral empregado foi satisfatório para caracterizar a comunidade de morcegos na área de estudo, foi calculada a curva randomizada de acúmulo de espécies (curva rarefação) com auxílio do programa Estimates 8.0 (Colwell 2005). O programa calcula um intervalo de confiança associado à curva de rarefação, o que indica o

quão próximo o número de espécies observado esta do esperado, quando não houvesse mais registro de novas espécies com o aumento do esforço amostral (Colwell *et al.* 2004). A resposta da comunidade de morcegos a estrutura da vegetação foi analisada através de correlação de simples utilizando o índice de Spearman. Utilizando o eixo da ordenação referente à estrutura da vegetação como variável independente, o número de espécies e guildas alimentares em cada unidade amostral foi utilizado com variável resposta, a classificação das guildas alimentares seguiu Kalko *et al.* (1996) O eixo da ordenação correspondente a composição e frequência de ocorrência das espécies de morcego também foi correlacionado com o eixo da estrutura de vegetação, procurando, desta forma, responder se a estrutura da vegetação influencia de forma significativa a comunidade de morcegos. As análises foram feitas com auxílio do programa SYSTAT 11 (Wilkinson 2004), um valor de $\alpha \leq 5\%$ foi adotado com significativo para todas as análises.

RESULTADOS

ESTRUTURA DA VEGETAÇÃO.—Todas as variáveis estruturais da vegetação mostraram grande variação entre unidades amostrais (tabela 1) refletindo a heterogeneidade entre ambientes na área de estudo, que inclui campos abertos, savanas e florestas. O escalonamento multidimensional (NMDS) obteve um índice de estresse baixo (0,15) permitindo a ordenação da estrutura da vegetação em um eixo, que explicou 94% da variação total. O eixo da NMDS refletiu um gradiente entre áreas abertas, com grande distância entre indivíduos arbóreos, e ambientes florestais, com maior cobertura de dossel e densidade de sub-bosque.

COMUNIDADE DE MORCEGOS.—Foram capturados, ao todo, 152 indivíduos de 18 espécies distribuídas em quatro famílias (tabela 2). A curva de rarefação mostra uma tendência de estabilização (fig.2) com o intervalo de confiança próximo a riqueza observada, 21,16

espécies, indicando que o esforço amostral empregado foi satisfatório para amostrar a comunidade de morcegos na área de estudo. Os filostomídeos foram dominantes em número de espécies e indivíduos, com destaque para *Artibeus planirostris*, responsável por 57% das capturas e ocorrendo em 26 das 36 unidades amostrais. Entre as guildas alimentares, os insetívoros aéreos foram os que apresentaram o maior número de espécies. O escalonamento multidimensional apresentou um índice de estresse de 0,08 permitindo a ordenação da comunidade de morcegos em um eixo. O eixo da ordenação conseguiu explicar 99% da variação dos dados e foi altamente influenciado pela abundância relativa de *Artibeus planirostris*.

RESPOSTA DA COMUNIDADE DE MORCEGOS À ESTRUTURA DA VEGETAÇÃO.— A riqueza de espécies das unidades amostrais não foi correlacionada com o eixo de ordenação relativo à estrutura da vegetação ($r=0,219$, $p=0,199$), entretanto, o número de guildas alimentares ($r=0,374$, $p=0,025$) e o eixo da ordenação relativo à composição e abundância dos morcegos ($r=0,465$, $p=0,004$) foram positivamente correlacionados com o eixo da estrutura da vegetação (fig. 3).

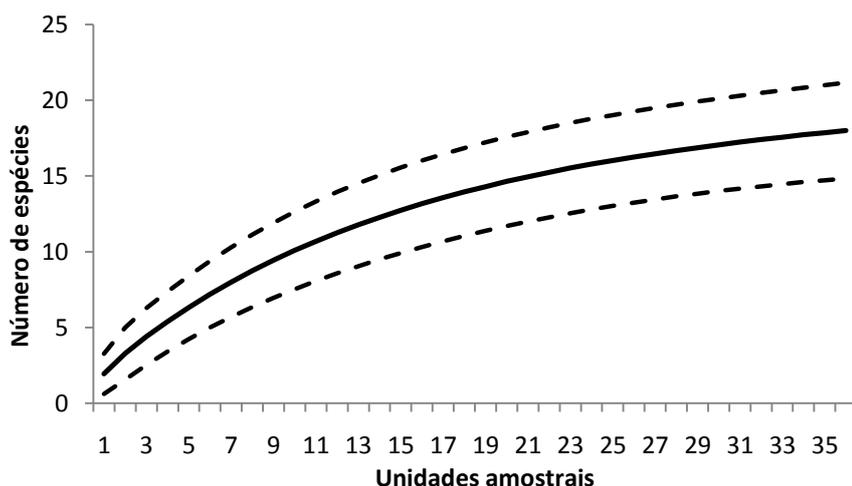


Figura 2. Curva média de acumulo de espécies de morcegos capturados na Fazenda Nhumirim e adjacências no Pantanal da Nhecolândia entre dezembro de 2009 a agosto de 2010, as linhas pontilhadas correspondem ao intervalo de confiança (95%).

Tabela1. Variáveis de estrutura da vegetação no Pantanal da Nhecolândia entre dezembro de 2009 e agosto do 2010, indicando a unidade em que foi medida, média, coeficiente de variação e amplitude entre as unidades amostrais.

Variável ¹	Unidade	Média	Coeficiente de variação (%)	Amplitude
DIST	Metros	23,3	98	2,1 – 70
DAS	Centímetros	12,4	59	4,8 – 33,5
DOS	Porcentagem	15,9	122	0 – 52,2
SUB1	nº de toques	0,8	117	0 – 4,1
SUB2	nº de toques	0,7	134	0 – 3,4

¹ Distância média entre indivíduos arbóreos (DIST), diâmetro à altura do solo médio (DAS), cobertura média de dossel (DOS), densidade do sub-bosque 0-1,5 metros (SUB1), densidade do sub-bosque 1,5-3 metros (SUB2).

Tabela 2. Espécies de morcegos registrada na Fazenda Nhumirim e adjacências entre dezembro de 2009 a outubro de 2010 indicando número de capturas, proporção do total de capturas e guilda alimentar de cada espécie.

Família/espécie	Capturas	(%)	Guilda alimentar ¹
PHYLLOSTOMIDAE			
<i>Desmodus rotundus</i> (E. Geoffroy, 1810)	1	0,7	HE
<i>Glossophaga soricina</i> (Pallas, 1766)	5	3,3	NE
<i>Lophostoma brasiliense</i> Peters, 1866	2	1,3	AC
<i>Lophostoma silvicolum</i> d'Orbigny, 1836	9	5,9	AC
<i>Mimon crenulatum</i> (E. Geoffroy 1803)	1	0,7	AC
<i>Phyllostomus discolor</i> Wagner, 1843	3	2,0	ON
<i>Phyllostomus hastatus</i> (Pallas, 1767)	10	6,5	ON
<i>Vampyrum spectrum</i> (Linnaeus, 1758)	1	0,7	AC
<i>Artibeus planirostris</i> (Spix, 1823)	87	57,2	FR
<i>Platyrrhinus lineatus</i> (E. Geoffroy, 1810)	1	0,7	FR
<i>Sturnira lilium</i> (E. Geoffroy, 1810)	2	1,3	FR
NOCTILIONIDAE			
<i>Noctilio albiventris</i> Desmarest, 1818	11	7,2	IA
MOLOSSIDAE			
<i>Cynomops abrasus</i> (Temminck, 1827)	4	2,6	IA
<i>Cynomops greenhalli</i> Goodwin, 1958	2	1,3	IA
<i>Molossops temminckii</i> (Burmeister, 1854)	3	2,0	IA
<i>Nyctinomops laticaudatus</i> (E. Geoffroy, 1805)	3	2,0	IA
VESPERTILIONIDAE			
<i>Eptesicus furinalis</i> (d'Orbigny, 1847)	3	2,0	IA

<i>Myotis albescens</i> (E. Geoffroy, 1806)	4	2,6	IA
Total= 18	152	100	6

¹ HE=hematófago, NE=nectarívoro, AC=animalívoro catador, ON=onívoro, FR=frugívoro,

IA=insetívoro aéreo.

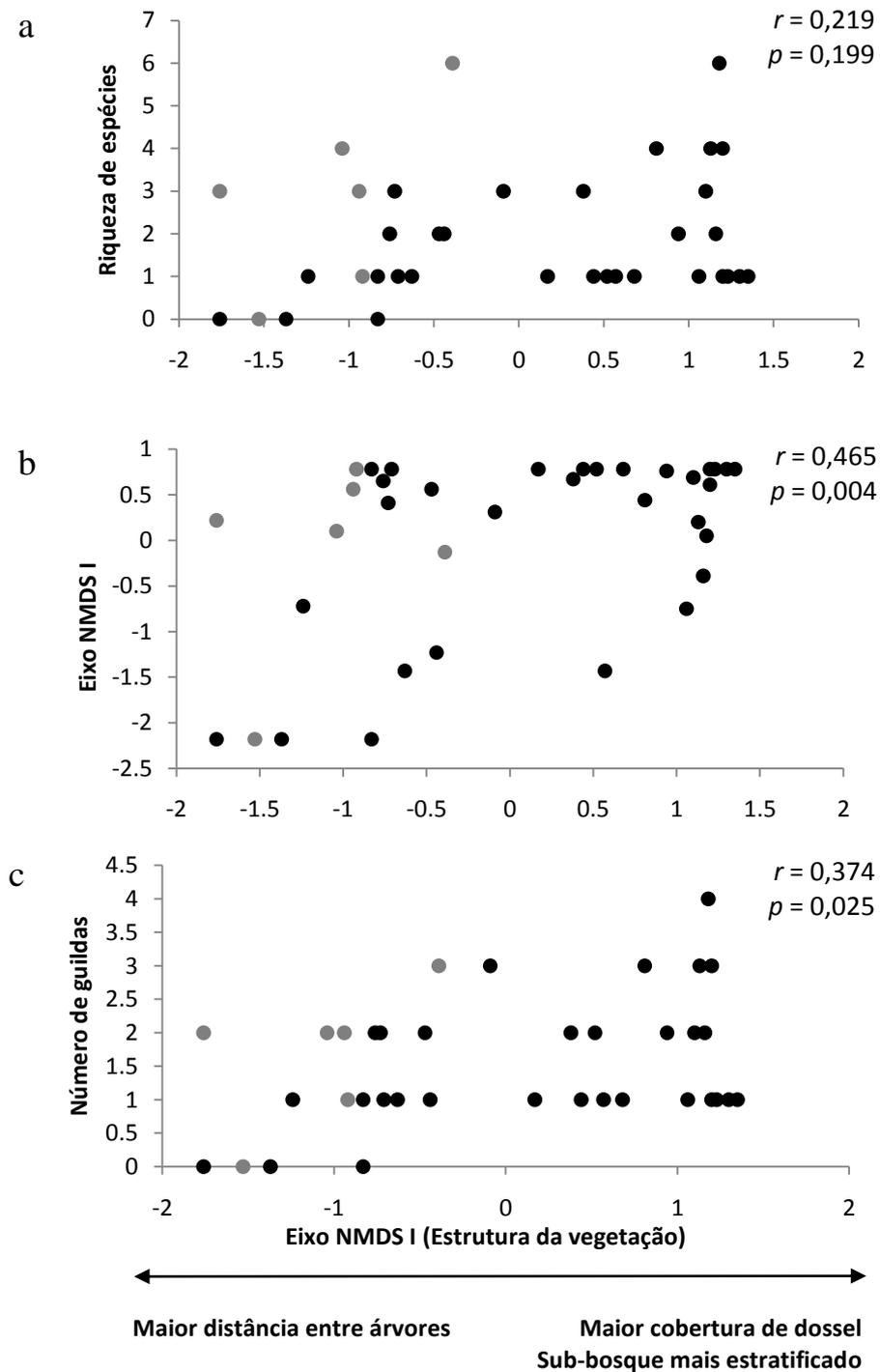


Figura 3. Correlações entre o eixo da ordenação relativo à estrutura da vegetação e a: riqueza de espécies, b: ordenação da estrutura da comunidade de morcegos, c: número de guildas alimentares. Os pontos em cinza representam pastagens exóticas, o vetor a baixo dos gráficos representa a direção das variáveis estruturais da vegetação mais correlacionadas com o eixo da NMDS

DISCUSSÃO

COMUNIDADE DE MORCEGOS.—A comunidade de morcegos da área de estudo foi caracterizada pela dominância de *Artibeus planirostris* que representou mais de 57% de todos os indivíduos capturados durante o estudo. Todos os estudos relativos comunidade de morcegos realizados na planície do Pantanal relatam a dominância de *A. planirostris* (e.g., Fischer *et al.* 2004, Silva & Marques 2010). Sua plasticidade de dieta e uso do habitat podem explicar a dominância na comunidade de morcegos do Pantanal, que apresenta clima fortemente sazonal com baixa produtividade de frutos na estação seca (e.g., Ragusa-Netto 2004, Junk *et al.* 2006). *Artibeus planirostris* é considerado um frugívoro generalista (Hollis 2005), e o consumo de pólen néctar e artrópodes é comum em sua dieta (Teixeira *et al.* 2009). As outras espécies frugívoras registradas, *Sturnira lilium* e *Platyrrhinus lineatus*, foram raras com dois e um indivíduos registrados, respectivamente, e ambos na estação chuvosa. A riqueza de espécies de frugívoros foi proporcionalmente baixa comparada a outras comunidades de morcegos neotropicais (Bianconi *et al.* 2004, Bernard & Fenton 2007, Rex *et al.* 2008, Zortea & Alho 2008, Mello 2009). A baixa produção de frutos durante estação seca possivelmente está dificultando a fixação destes frugívoros na área, uma vez *P. lineatus* e *S. lilium*, estão entre as espécies mais abundantes em matas ciliares na região da Nhecolândia (Fischer *et al.* 2004, Longo 2009).

Os insetívoros aéreos foram os mais diversificados entre as guildas alimentares, com sete das 18 espécies registradas na área. A amostragem utilizando redes de neblina é considerada imprópria para estudo destas espécies, que através de uma ecolocalização bem desenvolvida, podem detectar as redes (Kalko & Schnitzler 1998). Desta forma, a abundância relativa destas espécies está certamente subestimada. Não obstante a esse *Noctilio albiventris* foi a segunda espécie mais capturada na fazenda Nhumirim, representando 7,2% do total de capturas. *Noctilio albiventris* é uma espécie abundante e bem distribuída no Pantanal e a

despeito de sua dieta basicamente insetívora pode, ocasionalmente, consumir néctar e frutos (Gonçalves *et al.* 2007).

Como esperado para a região neotropical, os filostomídeos foram a família dominante em número de espécie e funcionalmente mais diversificada (Willig *et al.* 2003). Entre as onze espécies registradas, encontram-se frugívoros, nectarívoros, insetívoros, carnívoros e hematófagos, com destaque para subfamília Phyllostominae com seis espécies. Todos os filostomídeos registrados têm ocorrência esperada para o Pantanal (Marinho-Filho & Sazima 1998, Camargo & Fischer 2005); junto com *A. planirostris*, *L. silvicolum* e *G. soricina*, que apresentaram abundâncias intermediárias na área de estudo, estão entre as espécies mais capturadas na planície (Fischer *et al.* 2004, Longo 2009, Silva & Marques 2010). Destaca-se que estas espécies, embora sejam classificadas em diferentes guildas alimentares, podem incluir em suas dietas frutos, néctar/pólen e artrópodes (Munin 2008). A grande plasticidade no uso dos recursos alimentares é certamente uma das razões para o sucesso destas espécies na ocupação do Pantanal.

Apesar do baixo sucesso de captura (0,0018 capturas/h* m²), a curva média de acúmulo de espécies indica que o esforço de coleta foi satisfatório em amostrar a comunidade de morcegos da área, estimando faltar entre três e quatro espécies para a curva atingir a assíntota. Quatro espécies capturadas anteriormente na área não foram registradas no presente estudo: *Chrotopterus auritus*, *Artibeus lituratus*, *Eumops glaucinus* e *Molossus molossus* (C. F. Santos, dados inéditos). Considerando estas quatro espécies, a riqueza da área representa 35% das espécies de morcegos conhecidas para o Pantanal (n=63, Marinho-Filho & Sazima 1998, Camargo & Fischer 2005, Longo *et al.* 2007). Destacam-se entre estas, dois novos registros para o Pantanal Sul: *Vampyrum spectrum* e *Cynomops greenhalli*.

A INFLUÊNCIA DA ESTRUTURA DA VEGETAÇÃO NA COMUNIDADE DE MORCEGOS.—Embora a estrutura da vegetação não tenha explicado a variação na riqueza de espécies de morcegos, influenciou a composição e a diversidade funcional no local de estudo. Estes resultados indicam uma substituição parcial de espécies de morcegos ao longo de um gradiente estrutural da vegetação, de campos abertos a ambientes florestados, com uma tendência de perda de diversidade funcional em áreas abertas. Nos ambientes abertos, incluindo as pastagens exóticas, foram registrados principalmente insetívoros aéreos, além de espécies onívoras (*Phyllostomus* spp.) e *Artibeus planirostris*. Alguns insetívoros aéreos, especialmente molossídeos e noctilionídeos, tendem a ser mais abundantes em ambientes como clareiras e bordas de matas em relação a ambientes florestais mais densos (Estrada-Villegas *et al.* 2010). Em contra partida, animalívoros catadores, da subfamília Phyllostominae, dada suas necessidades específicas de abrigo e alimento (Kalko *et al.* 1999) são associados a ambientes estruturalmente mais complexos (Klingbeil & Willig 2009), na área de estudo, representados pelas matas de cordilheira e cerrados arbóreos.

Ao contrário dos animalívoros, a resposta dos frugívoros à estrutura da vegetação é dicotômica. Algumas espécies, principalmente pequenos frugívoros (*e.g.* *Carollia* spp. e *Sturnira* spp.) que se alimentam basicamente de frutos de espécies pioneiras e ruderais (*e.g.* *Piper* spp. e *Solanum* spp.), mostram um aumento na abundância local em áreas perturbadas ou estruturalmente mais simples, enquanto outras espécies de frugívoros podem mostrar uma resposta inversa (Castro-Luna *et al.* 2007, Faria & Baumgarten *et al.* 2007, Willig *et al.* 2007). Na área de estudo *Artibeus planirostris* foi responsável por 97% das capturas da guilda de frugívoros. Embora tenha se mostrado uma espécie extremamente plástica no uso do habitat, utilizando desde ambientes florestais a pastagens exóticas, *A. planirostris* apresentou maior abundância em áreas florestais. Devido à grande abundância relativa, esta foi a espécie que mais influenciou a ordenação da estrutura da comunidade e sua correlação com a

estrutura da vegetação. Independente da influência de *A. planirostris*, a resposta da comunidade de morcegos à estrutura da vegetação mostrou-se robusta, com insetívoros aéreos mais comuns em áreas abertas, *Lophostoma silvicolum* e *Glossophaga soricina* em cerrados e bordas de mata e filostomídeos localmente raros (*Desmodus rotundus*, *Platyrrhinus lineatus*, *Vampyrum spectrum*) ocorrendo apenas em ambientes florestais.

Diversos estudos afirmam que os filostomídeos são eficientes indicadores de perturbação ambiental por responderem às alterações na estrutura do hábitat (Fenton *et al.* 1992, Medellín *et al.* 2000). Entre as alterações nas comunidades descritas nesses estudos está a diminuição da riqueza de espécies da família e a queda na abundância ou mesmo extinção local de espécies da subfamília Phyllostominae, em detrimento do aumento da abundância local de frugívoros generalistas em áreas perturbadas. No presente estudo, a correlação da comunidade de morcegos com o eixo da estrutura da vegetação, que representa um gradiente entre florestas e campos, confirma que a comunidade de morcegos pode ser um bom indicador ambiental. Da mesma forma, a quantificação da estrutura da vegetação através de variáveis contínuas em detrimento da classificação categórica de ambientes, mostra-se mais realista em fisionomias vegetais heterogêneas como o Pantanal.

IMPLICAÇÕES PARA A CONSERVAÇÃO.—O presente estudo deixou claro os efeitos que a supressão da vegetação nativa, para o plantio de pastagens exóticas pode exercer nas comunidades de morcegos no Pantanal. Embora a riqueza de espécies não seja significativamente afetada, há uma queda na diversidade funcional devido à substituição de filostomídeos de diferentes guildas alimentares (frugívoros, nectarívoros, insetívoros catadores, carnívoros) por insetívoros aéreos, único grupo em que o número de espécies das pastagens exóticas foi maior que o das áreas de cerrado e floresta. Além da perda de diversidade *per se*, processos como polinização e dispersão de sementes podem ser

seriamente comprometidos nestas áreas. Morcegos são vetores de pólen e sementes de diversas espécies de plantas no Pantanal (*e. g.*, Gonçalves 2009, Teixeira 2009) e a extinção local de polinizadores e dispersores de sementes pode levar a severas consequências genéticas e demográficas para as espécies de plantas que dependem destes agentes (Jordano & Godoy 2002, Moram *et al.* 2009, Klank *et al.* 2010).

Os resultados do presente estudo indicaram que a heterogeneidade estrutural da vegetação, influencia a diversidade biológica e funcional no Pantanal da Nhecolândia e que a conversão da vegetação nativa, especialmente ambientes florestais, em pastagens cultivadas, deve levar a uma perda significativa desta diversidade. Políticas públicas que incentivem o uso das pastagens nativas e a utilização de indicadores de uso do solo que privilegiem a heterogeneidade da vegetação são passos essenciais para manter um sistema de produção que siga em consonância com a conservação da diversidade no Pantanal.

LITERATURA CITADA

- Adams, M. D., B. S. Law & K. O. French. 2009. Vegetation structure influences the vertical stratification of open-and edge-space aerial-foraging bats in harvested forests. *Forest Ecology and Management*. 258: 2090-2100.
- Alho, C. J. R., Z. M. S. Campos & H. C. Gonçalves. 1987. Ecologia da capivara (*Hydrochaeris hydrochaeris*, Rodentia) do Pantanal: I – Habitats, densidades e tamanhos de grupo. *Revista Brasileira de Biologia* 47, 87-97.
- Avila-Cabadilla, L. D., K. E. Stoner, M. Henry & M. Y. A. Añorve. 2009. Composition, structure and diversity of phyllostomid bat assemblages in different successional stages of a tropical dry Forest. *Forest Ecology and Management*. 258: 986-996.

- Bernard, E. & M. B. Fenton. 2007. Bats in a fragmented landscape: Species composition, diversity and habitat interaction in savannas of Santarém, Central Amazonia, Brazil. *Biological Conservation*. 134:332-343.
- Bianconi, G. V., S. B. Mikich & W. A. Pedro. 2004. Diversidade de Morcegos (Mammalia, Chiroptera) em remanescentes florestais do município de Fênix, noroeste do Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*. 21: 943-954.
- Bonham, C. D. 1989. *Measurements of terrestrial vegetation*. Woodbine, Inc. 338 p.
- Camargo, G. & E. Fischer. 2005. Primeiro registro do morcego *Mimon crenulatum* (Phyllostomidae) no Pantanal, sudoeste do Brasil. *Biota Neotropica*. 5: 181-184.
- Caras, T. & C. Korine. 2009. Effect of vegetation density on the use of trails by bats in a secondary tropical forest. *Journal of Tropical Ecology*. 25: 97-101.
- Castro-Luna, A. A., V. J. Sosa, & G. Castillo-Campos. 2007. Bat diversity and abundance associated with the degree of secondary succession in a tropical forest mosaic in south-eastern Mexico. *Animal Conservation*. 10: 219-228.
- Colwell, R. K. 2005 *EstimateS: statistical estimation of species richness and shared species from samples, version 7.5. User's Guide and application published*. Disponível em: <<http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates>>. Acesso em: 15/10/2010
- Colwell, R. K., C. X. Mao & J Chang. 2004. Interpolating, extrapolating, and comparing incidence-based species accumulation curves. *Ecology*. 85: 2717-2727.
- Dewalt, S. J., S. K. Maliakal & J. S. Denslow. 2003 Changes in vegetation structure and composition along a tropical forest chronosequence: Implications for wildlife. *Forest Ecology and Management*. 182: 139–151.
- Estrada-Villegas, S., C. F. G. Meyer & K. Kalko. 2010. Effects of tropical fragmentation on aerial insectivorous bats in a land-bridge island system. *Biological Conservation*. 143: 597-608.

- Evelyn, M. J. & D. A. Stiles. 2003. Roosting requirements of two frugivorous bats (*Sturnira lilium* and *Artibeus intermedius*) in fragmented neotropical forest. *Biotropica* 35, 405-418.
- Faria, D. & J. Baumgarten. 2007. Shade cacao plantations (*Theobroma cacao*) and bat conservation in southern Bahia, Brazil. *Biodiversity and Conservation*. 16: 219-312.
- Fleming, T. H. & E. R. Heithaus. 1981. Frugivorous bats, seed shadows, and the structure of tropical forests. *Biotropica*. 13: 45-53.
- Fleming, T. H. & N. Muchhala. 2008. Nectar-feeding bird and bat niches in two worlds: pantropical comparisons of vertebrate pollination systems. *Journal of Biogeography*. 35: 764-780.
- Fenton, M. B., L. Acharya, D. Audet, M. B. Hickey, C. Merriman, M. K. Obrist, D. M. Syme & B. Adkins. 1992. Phyllostomid bats (Chiroptera: Phyllostomidae) as indicators of habitat disruption in the Neotropics. *Biotropica*. 24: 440-446.
- Fischer, E., A. C. Araújo, G. Camargo & J. M. Longo. 2004. Bat assemblages in the Rio Negro and Nhecolândia regions. In: M. Chandler & P. Johansson, eds. *The Pantanal conservation research initiative*. Earthwatch Institute, Maynard, p. 63-72.
- Gardner, A. L. 2007. Order Chiroptera, p. 187-484. In: A. L. Gardner (Ed.). *Mammals of South America*. The University of Chicago press.
- Gonçalves, F. R. Munin, P. Costa & E. Fischer. 2007. Feeding habitats of *Noctilio albiventris* (Noctilionidae) bats in the Pantanal, Brazil. *Acta Chiropterologica*. 9: 535-546.
- Gonçalves, F. 2009. Morcegos vetores de pólen e dispersores de sementes no Pantanal. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul. Mato Grosso do Sul.
- Gregorin, R & V. A. Taddei. 2002. Chave artificial para identificação de molossídeos brasileiros (Mammalia, Chiroptera). *Mastozoologia Neotropical*. 9: 13-32.

- Harris, M. B., W. Tomas, G. Mourão, C. J. Da Silva, E. Guimarães, F. Sonoda & E. Fachim. 2005. Safeguarding the Pantanal Wetlands: Threats and conservation initiatives. *Conservation Biology*. 19: 714-720.
- Henry, M. & S. Jouard. 2007. Effect of bat exclusion on patterns of seed rain in tropical rain forest in French Guiana. *Biotropica*. 39: 510-518.
- Hollis, L. 2005. *Artibeus planirostris*. *Mammalian Species*. 755: 1-6.
- Jones, G., D. S. Jacobs, T. H. Kunz, M. R. Willing & P. A. Racey. 2009. Carpe nocten: the importance of bats as bioindicators. *Endangered Species Research*. 8: 93-115
- Jordano, P. & J. A. Godoy. 2002. Frugivore-generated seed shadows: a landscape view of demographic and genetic effects. Pages 305–321, in D. J. Levey, W. R. Silva, M. Galetti editors. *Seed dispersal and frugivory: ecology, evolution and conservation*. CAB International, Wallingford, UK.
- Junk, W. J. J., C. N. Cunha, K. M. Wantzen, P. Petermann, C. Strüßmann, M. I. Marques & Joachim Adis. 2006. Biodiversity and its conservation in the Pantanal of Mato Grosso, Brazil. *Aquatic Sciences*. 68:278-309.
- Kalko, E. K. V., C. O. Handley, & D. Handley. 1996. Organization, diversity, and long-term dynamics a Neotropical bat community. Pp. 503-551 in Cody, M. & Smallwood, J. (eds). *Long term studies in vertebrate communities*. Academic Press, New York.
- Kalko, E. K. V. & H. H. Schnitzler 1998. How echolocating bats approach and acquire food. In: T. H. Kunz & P. A. Racey, eds. *Bat biology and conservation*. (Smithsonian Institution Press, Washington, p. 197-204.
- Kalko, E. K. V, D. Friemel, C. O. Handley, and H. Schnitzler. 1999. Roosting and foraging behavior of two neotropical gleaning bats, *Tonatia silvicola* and *Trachops cirrhosus* (Phyllostomidae). *Biotropica*. 31: 344-353.

- Klank, C., A. R. Pluess & J. Ghazoul. 2010. Effects of population size on plant reproduction and pollinator abundance in a specialized pollination system. *Journal of Ecology*. 98: 1389-1397.
- Klingbeil, B. T. & M. R. Willig. 2009. Guild-specific responses of bats to landscape composition and configuration in fragmented Amazonian rainforest. *Journal of Applied Ecology*. 46: 203-213.
- Levy, E. B. & E. A. Madden. 1933. The point method of pasture analysis. *New Zealand Journal of Agriculture*. 46: 267-279.
- Lim, B. K. & M. D. Engstrom. 2001. Species diversity of bats (Mammalia: Chiroptera) in Iwokrama Forest, Guyana, and the Guianan subregion: implications for conservation. *Biodiversity and Conservation* 10: 613-657.
- Longo, J. M., E. Fischer, G. Camargo & C. F. Santos. 2007. Ocorrência de *Vampyressa pusilla* (Chiroptera, Phyllostomidae) no Pantanal sul. *Biota Neotropica*. 7: 369-372.
- Longo, J. M. 2009. Comunidade de morcegos e de ectoparasitas nas bacias do Miranda e Negro: Corredores Cerrado-Pantanal. Tese de Doutorado, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Mato Grosso do Sul.
- Lumsden, L. E. & A. F. Bennett. 2005. Scattered trees in rural landscapes: Foraging habitats for insectivorous bats in southeastern Australia. *Biological Conservation*. 122: 205-221.
- Magnusson, W. & M. B. Martins. 2005. Programa de Biodiversidade, PPBIO Amazônia: delineamento espacial e protocolos de coleta. Ministério de Ciência e Tecnologia, Belém. 68 pp.
- Manly, B. J. 1986. *Multivariate statistical methods primer*. Caphman and Hall, New York.

- Marinho-Filho, J. S. & I. Sazima. 1998. Brazilian bats and conservation. In Bat biology and conservation (T.H. Kunz & P. Racey, eds.). Smithsonian Institution Press, Washington, p. 282-294.
- Matlock, R. & P. Edwards. 2006. The influence of habitat variables on Bird Communities in Forest Remnants in Costa Rica. *Biodiversity and Conservation*. 15: 2987-3016.
- Medellín R. A., M. Equihua & M. A. Amin. 2000. Bat diversity and abundance as indicators of disturbance in neotropical rainforest. *Conservation Biology* 14: 1666-1675.
- Medina, A., C. A. Harvey, D. S. Merlo, S. Vílchez & B. Hernández. 2007. Bat diversity and movement in an agricultural landscape in Matinguás, Nicaragua. *Biotropica*. 39: 120-128.
- Mello, M. A. R. 2009. Temporal variation in the organization of a neotropical assemblage of leaf-nosed bats (Chiroptera: Phyllostomidae). *Acta Oecologica*. 35: 280-286.
- Meyer, C. F. J., L. M. S. Aguiar, L. F. Aguirre, J. Baumgarten, F. M. Clarke, J. Cosson, S. E. Villegas, J. Fahr, D. Faria, N. Furey, M. Henry, R. Hodgkison, R. K. B. Jenkins, K. G. Jung, T. Kingston, T. H. Kunz, M. C. M. Gonzalez, I. Moya, J. Pons, P. A. Racey, K. Rex, E. M. Sampaio, K. A. Stoner, C. C. Voigt, D. V. Staden, C. D. Weise, E. K. V. Kalko. 2010. Long-term monitoring of tropical bats for anthropogenic impact assessment: Gauging the statistical power to detect population change. *Biological Conservation*. *in press*
- Michel, N., F. Burel, P. Legendre & A. Butet. 2007. Role of habitat and landscape in structuring small mammal assemblages in hedgerow networks of contrasted farming landscapes in Brittany, France. *Landscape Ecology*. 22: 1241-53.
- Moran, C., C. P. Catterall & J. Kanowski. 2009. Reduced dispersal of native plant species as a consequence of the reduced abundance of frugivore species in fragmented rainforest. *Biological conservation*. 142: 541-552.

- Munin, R. L. 2008. Nicho trófico de morcegos filostomídeos no Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul. Dissertação de mestrado, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul. Mato Grosso do Sul.
- Patterson, B. D. M. R. Willig & R. D. Stevens. 2003. Trophic strategies, niche partitioning, and patterns of ecological organization. In: T. H. Kunz & M. B. Fenton. *Bat Ecology*. The University of Chicago Press. 779 p.
- Ragusa-Netto, J. 2004. Flowers, fruits, and the abundance of the Yellow-chevroned Parakeet (*Brotogeris chiriri*) at a gallery forest in the south Pantanal (Brazil). *Braz J Biol.* 64:867–877.
- Rex, K., D. H. Kelm, K. Wiesner, T. H. Kunz & C. C. Voigt. 2008. Species richness and structure of three Neotropical bat assemblages. *Biological Journal of Linnean Society.* 94: 617-629.
- Rodella, L. G. 2006. Unidades de vegetação e pastagens nativas do pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul. Tese de doutorado. Universidade de São Paulo, São Paulo. 222 pp.
- Seidl, A. F., J. S. V. Silva & A. S. Moraes. 2001. Cattle ranching and deforestation in the Brazilian Pantanal. *Ecological Economics.* 36: 413-425.
- Silva, A. P. & S. R. Marques. 2010. Morcegos. In: Fernandes, I. M., C. A. Signor & J. Penha. *Biodiversidade no Pantanal de Poconé*. Cuiabá: centro de Pesquisa do Pantanal. 196 p.
- Silva, M. P., R. Mauro, G. Mourão & M. Coutinho. 2000. Distribuição e quantificação de classes de vegetação do Pantanal através de levantamento aéreo. *Revista Brasileira de Botânica.* 23:143-152.
- Straube, F. C. & G. V. Bianconi. 2002. Sobre a grandeza e a unidade para estimar o esforço de captura com utilização de redes de neblina. *Chiroptera Neotropical.* 8: 291-322.

- Teixeira, R. C., C. E. Correa & E. Fischer. 2009. Frugivory by *Artibeus jamaicensis* (Phyllostomidae) bats in the Pantanal, Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*. 44: 7-15.
- Vicente, E. C. , J. Jim & V. A. Taddei. 2005. Características morfológicas externas distintas de *Myotis albescens*, *M. nigricans*, *M. simus* e *M. riparius* (Chiroptera: Vespertilionidae). *Ensaio e Ciência*, 9: 293-304.
- Vizotto, L.D. & V. A. Taddei. 1973. Chave para determinação de quirópteros brasileiros. São José do Rio Preto, Editora da UNESP, 61p.
- Wilkinson, L. 2004. Systat 11. Systat software Inc. San José, California.
- Willig, M. R., B. D. Patterson & R. D. Stevens. 2003. Patterns of range size, richness, and body size in the Chiroptera. In: T. H. Kunz & M. B. Fenton. *Bat Ecology*. The University of Chicago Press. 779 p.
- Willig, M. R., S. J. Presley, C. P. Bloch, C. L. Hice, S. P. Yanoviak, M. Días, L. A. Chauca, V. Pacheco & S. C. Weaver 2007. Phyllostomid bats of lowland Amazonia: effects of habitat alteration on abundance. *Biotropica*. 39: 737-746.
- Zortéa, M. & C. J. R. Alho. 2008. Bat diversity of a Cerrado habitat in central Brazil. *Biodiversity and Conservation* 17: 791-805.