

ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO DE UNGULADOS FLORESTAIS EM UMA ÁREA DO PANTANAL

LUIZ GUSTAVO RODRIGUES OLIVEIRA SANTOS

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

Janeiro, 2009

ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO DE UNGULADOS FLORESTAIS EM UMA ÁREA DO PANTANAL

LUIZ GUSTAVO RODRIGUES OLIVEIRA SANTOS

ORIENTADOR: GUILHERME MOURÃO

CO-ORIENTADOR: WALFRIDO MORAES TOMAS

BANCA EXAMINADORA:

ALEXINE KEROUGHLIAN

ANTÔNIO ROSSANO MENDES PONTES

CARLOS AUGUTO DA SILVA PERES

ERICH ARNOLD FISCHER

PETER GRANSDEN CRAWSHAW JR.

Campo Grande, Mato Grosso do Sul
2009

AGRADECIMENTOS

À minha família, base de tudo. Mãe, Pai, Ari e Cadu.

Ao meu querido orientador, Guilherme Mourão, que me encaminhou muito além da ciência superficial. Estimulou-me a pensar sobre a filosofia da ciência, seu funcionamento, as formas de pensamento e debate, sobre o planejamento, análise e redação de um trabalho científico. Soube me dar autonomia e puxar a orelha nas horas certas. Companheiro e amigo.

Ao Walfrido M. Tomas. Amigo que abriu as portas do Pantanal para mim. Sempre paciente em discutir e ensinar ecologia e discutir sobre o funcionamento do Pantanal. Apoiou-me em todas as idéias, mas sempre com uma visão crítica. Contribuiu decisivamente com materiais de campo e discussões sobre delineamento amostral e métodos de análise. Não sei se ele estava ciente, mas foi meu grande co-orientador.

Ao Zucão pelas valorosas discussões sobre ecologia e mamíferos, pela ajuda em todos os momentos, pela dedicada paciência em me ensinar a escrever em inglês e revisar tudo que escrevia ou tentava escrever nessa língua estrangeira.

À minha família Pantaneira: Cereja e Bianca, Carol e Carlos, Zucco e Blé. Amigos que fizeram de Corumbá um lugar muito mais agradável e divertido. Orgulho de ser corumbaense.

Aos grandes amigos do mestrado: Limão, Terrible, Paulera, Paulinho, Lili, Grazi Bichão do Mato, Vitor, Sílvia, Piaya, Wellington Corujito, Alessandro, Fran e Leopoldo.

Aos queridos amigos da Fazenda Nhumirim, que fizeram das etapas de campo uma grande convivência familiar: Sr. Armindo, Sr. Henrique, Sr. Messias, Sr. Vadir, Sr. Robertinho, Sr. Murilo, Sidney, Batista, Sr. Airton, Sr. Ricardo, Marco Tadeu,

Marco José, Marcilio, Sr. Edson, Sr. Néilson, Dona Aide, Dona Alice, e a grande mãezona Dona Vera. Às fazendas Ipanema (na figura do Sr. João), Porto Alegre (na figura de Dona Tânia), Don Valdir (na figura de Sr. Vicente) e Chatelodo pela autorização do uso de suas terras para a pesquisa.

Aos companheiros de campo: Dedé Meleca, Bianca, Alessandro, Nilo, Natalie e Juliane.

Ao Thiago Macarena pela ajuda providencial no perrengue da coleta de dados de micro-habitat e ao Luis Alberto Pellegrin pelos ensinamentos em geo-processamento e auxílio na etapa de análise da paisagem.

Ao CNPq, PELD-Pantanal, Fundect, e PPBIO-MCT-CPP pelo financiamento e à Capes pela bolsa de mestrado.

À Embrapa Pantanal pelo apoio logístico no laboratório e à campo. Por ceder sua excelente estrutura de campo e assim possibilitar maior refinamento do presente trabalho.

Ao meu porto seguro e companheira de todos momentos: Pâmela

SUMÁRIO

AGRADECIMENTOS.....	III
SUMÁRIO.....	V
APRESENTAÇÃO.....	8
CAPÍTULO I.....	9
“ <i>Predizendo o impacto do gado e seu manejo na conservação de ungulados florestais em uma área do Pantanal</i> ”.....	9
RESUMO.....	10
ABSTRACT.....	12
INTRODUÇÃO.....	14
MÉTODOS.....	17
ÁREA DE ESTUDO.....	17
IMPACTO DO GADO NA COBERTURA E NO SUCESSO DE RE-COLONIZAÇÃO DE ARBUSTOS.....	18
AMOSTRAGEM COM ARMADILHAS FOTOGRÁFICAS.....	20
COBERTURA DE ARBUSTOS E DISPONIBILIDADE DE ÁREAS FLORESTADAS.....	20
OCUPAÇÃO DOS UNGULADOS.....	21
RESULTADOS.....	23
IMPACTO DO GADO NA COBERTURA DE ARBUSTOS.....	23
OCUPAÇÃO DOS UNGULADOS.....	23
DISCUSSÃO.....	25
O GADO AFETA A COBERTURA DE ARBUSTOS?.....	25
A COBERTURA DOS ARBUSTOS PODE AFETAR A OCUPAÇÃO DOS UNGULADOS?.....	26

A PERDA DO COMPONENTE FLORESTAL PODE AFETAR A OCUPAÇÃO DOS	
UNGULADOS?.....	28
IMPLICAÇÕES DE MANEJO E CONSERVAÇÃO.....	30
AGRADECIMENTOS.....	30
REFERÊNCIAS.....	31
FIGURAS E TABELAS.....	41
NORMAS PARA PUBLICAÇÃO.....	48
CAPÍTULO II.....	59
“Partição de recursos entre porcos nativos (<i>Tayassu tajacu</i> e <i>Tayassu pecari</i>) e	
porcos introduzidos (<i>Sus scrofa</i>) em uma área do Pantanal”	59
RESUMO.....	60
ABSTRACT.....	62
INTRODUÇÃO.....	64
MÉTODOS.....	66
ÁREA DE ESTUDO.....	66
AMOSTRAGEM COM ARMADILHAS FOTOGRÁFICAS.....	68
CARACTERIZAÇÃO DO MICRO-HABITAT E DA PAISAGEM.....	69
PERÍODO DE ATIVIDADE.....	70
USO DO HABITAT.....	70
ESTIMATIVA DO TAMANHO DE GRUPO, DENSIDADE E BIOMASSA.....	72
RESULTADOS.....	74
UNGULADOS REGISTRADOS.....	74
USO TEMPORAL DO HABITAT.....	74
USO ESPACIAL DO HABITAT.....	75
TAMANHO DOS GRUPOS, DENSIDADE E BIOMASSA.....	76

DISCUSSÃO.....	76
USO TEMPORAL DO HABITAT.....	76
USO ESPACIAL DO HABITAT.....	77
TAMANHO DOS GRUPOS, DENSIDADE E BIOMASSA.....	81
PARTIÇÃO DE RECURSOS E A COEXISTÊNCIA ENTRE PORCOS NATIVOS E PORCOS INTRODUZIDOS.....	82
AGRADECIMENTOS.....	83
LITERATURA CITADA.....	83
TABELAS E FIGURAS.....	95
NORMAS PARA PUBLICAÇÃO	104

APRESENTAÇÃO

O presente estudo foi organizado em dois capítulos que seguiram o formato de artigos científicos. O primeiro capítulo possui as citações e referências dentro das normas editoriais do periódico *Biological Conservation*, enquanto que o segundo capítulo segue as normas do periódico *Journal of Mammalogy*. As tabelas e figuras foram anexadas ao final de cada um dos capítulos.

CAPÍTULO 1

Predizendo o impacto do gado e seu manejo na conservação de ungulados florestais em uma área do Pantanal

Luiz Gustavo R. OLIVEIRA-SANTOS^{ab}, Guilherme M. MOURÃO^{ac} e Walfrido M. TOMAS^{ad}

^aLaboratório de Vida Selvagem, EMBRAPA PANTANAL. Caixa Postal 109, Corumbá-MS, 79320-900, Brasil. Email: ^agu_tapirus@hotmail.com, ^bgui@cpap.embrapa.br,

^ctomasw@cpap.embrapa.br

Autor para correspondência:

Luiz Gustavo R. OLIVEIRA-SANTOS

Laboratório de Vida Selvagem, EMBRAPA PANTANAL. Caixa Postal 109, Corumbá-MS, 79320-900, Brasil. Email: gu_tapirus@hotmail.com. Telefone: 51 0XX 67 32332430

Ramal: 249.

Resumo

A perda e desestruturação do habitat são dois dos principais fatores responsáveis pela extinção das espécies em todo mundo. Atualmente, duas formas gerais de manejo são aplicadas no Pantanal: (1) a criação extensiva de gado no interior de áreas florestadas e (2) a supressão de áreas florestadas e substituição por campos com gramíneas exóticas. O efeito do pisoteio e forrageio do gado sobre a cobertura de arbustos foi avaliado no interior de áreas florestadas em áreas privadas do Pantanal, e a ocupação dos ungulados florestais foi modelada, na escala do micro-habitat, segundo a cobertura de arbustos e, na escala da paisagem, segundo a disponibilidade de áreas florestadas. A presença do gado diminuiu a disponibilidade de arbustos pequenos, médios e grandes, mas não de palmeiras acuri (*Attalea phalerata*) e bromélias caraguatá (*Bromelia balansae*). Apenas *Mazama gouazoupira* teve sua taxa de ocupação positivamente influenciada pela disponibilidade de arbustos médios, que foi suprimido pela presença gado. *Tayassu tajacu* ocupou todas as áreas independente da cobertura dos arbustos, enquanto *Tapirus terrestris* e *Sus scrofa* ocuparam principalmente áreas com grande cobertura de acuri. *Tayassu pecari* evitou áreas com grande cobertura de caraguatá e *Mazama americana* teve sua ocupação negativamente influenciada pela cobertura de arbustos, mas o modelo estimado foi pouco preciso. Na escala da paisagem, *Mazama gouazoupira*, *Mazama americana*, *Tapirus terrestris* e *Tayassu tajacu* apresentaram maiores taxas de ocupação em áreas com grande disponibilidade de florestas, enquanto *Tayassu pecari* evitou áreas florestadas e *Sus scrofa* ocupou principalmente áreas com grande disponibilidade de água. Os resultados sugerem que o gado afeta drasticamente a disponibilidade de arbustos e potencialmente pode afetar as populações de *Mazama gouazoupira*. Por outro lado, a supressão de áreas florestadas

pode ter efeitos mais drásticos, podendo afetar fortemente quatro dos seis ungulados florestais do Pantanal.

Palavras-chaves: conservação do habitat, conservação de mamíferos, *Mazama*, *Sus scrofa*, *Tapirus terrestris*, *Tayassu*.

Abstract

Predicting the impact of cattle and its management on the forestall ungulates conservation in an area of Pantanal Wetland. Habitat loss and degradation are the two major threats to global biodiversity conservation. In the Pantanal Wetland, two cattle management approaches are applied: (1) cattle management inside the forested areas and (2) conversion of forest into pasture with exotic grasses introduction. The effect of cattle grazing on the shrub cover was measured inside the forested areas in the private lands of Pantanal, and the occupancy probability of forestall ungulates was modeled, in micro-habitat scale, according the shrub cover and, in landscape scale, according the forest availability. The cattle decreased the cover of the small, medium and high shrubs, but it did not affected the cover of *Attalea phalerata* palm nor the *Bromelia balansae* bromeliad cover. Only *Mazama gouazoupira* presented occupancy probability positively affected by schrub cover, which was cattle decreased. *Tayassu tajacu* occupied all micro-habitat, regarding the shrub cover, while *Tapirus terrestris* and *Sus scrofa* mainly occupied *Attalea* palm dominated areas. *Tayassu pecari* avoided bromeliad dominated areas and *Mazama americana* occupied mainly areas with minor shrub cover, however, estimated model to this species was imprecise. In the landscape scale, *Mazama gouazoupira*, *Mazama americana*, *Tapirus terrestris* and *Tayassu tajacu* shown higher occupancy probability related with higher availability of forested, while *Tayassu pecari* avoided forest dominated areas and *Sus scrofa* occupied areas with higher water availability. The results suggest that the cattle grazing drastically affected the shrub cover and, then, may affect the *Mazama gouazoupira* populations. On the other hand, the Pantanal deforestation could affect strongly the populations of four of the six forestall ungulates in the Pantanal Wetland.

Key words: habitat conservation, mammals conservation, *Mazama*, *Sus scrofa*, *Tapirus terrestris*, *Tayassu*.

Introdução

A perda de biodiversidade no planeta vem crescendo de forma exponencial (Myers et al., 2000). Um dos fatores mais relevantes para esse processo é a perda de habitat, causado principalmente pela conversão de amplas áreas naturais em áreas de produção agrícola e pecuária (Hecht, 1993; Fahring, 2003). Atualmente, as áreas protegidas são as ferramentas mais efetivas para garantir a conservação da biodiversidade, diante das ameaças trazidas pelo desenvolvimento econômico (Peres, 2005). O Pantanal é a maior planície alagada do mundo, possuindo cerca de 210.000 km² formados por um mosaico de áreas abertas e florestais, ainda, em bom estado de conservação. No entanto, apenas 5% da planície está protegida em unidades de conservação, e o restante dessa área está em propriedades privadas de pecuaristas. O Pantanal possui o maior rebanho bovino do mundo, e por isso, a criação extensiva de gado é a vocação econômica da região nos últimos 200 anos. Nesse panorama, a conservação da biodiversidade pantaneira não poderá ser garantida apenas no interior das unidades de conservação, e informações de orientação e monitoramento do manejo e do impacto da criação bovina em áreas privadas são questões chave para manutenção da fauna nativa (Harris et al., 2005).

O Pantanal, apesar não apresentar alto grau de endemismo, possui grande diversidade de mamíferos (Rodrigues et al., 2002). A maioria dos grandes mamíferos sul americanos ameaçados de extinção, ou regionalmente extintos em outros ecossistemas, possuem populações vigorosas no Pantanal: cervos, ariranhas, onças pintadas, veados campeiros, mateiros e catingueiros, capivaras, antas, catetos e queixadas (Mourão et al., 2000; Rodrigues et al., 2002; Leuchtenberger e Mourão, 2008). Apesar das áreas de agricultura e pecuária serem amplamente estudadas sobre o ponto de vista da saúde pública (Wing e Wolf 2000) e ambiental, no que tange a qualidade do solo e dos recursos hídricos

(Kauffman e Krueger 1984, Hiernaux et al. 1999). Poucos estudos são realizados focando o impacto do gado e seu manejo nas populações de grandes mamíferos (Ottichilo et al., 2000; Stephens et al., 2001; Treydte et al., 2005). A maioria desses estudos avaliaram esses efeitos em paisagens campestres, onde os ungulados nativos, normalmente diurnos e abundantes, podem ser facilmente visualizados e contados. Infelizmente, grande parte do rebanho bovino mundial está concentrada nas áreas tropicais, onde encontramos exuberantes florestas e alta diversidade de mamíferos notadamente crípticos (florestais, noturnos e raros). Nessas áreas, um dos manejos mais comuns e baratos, é a queima e derrubada de áreas florestadas, com posterior introdução do gado criado de modo extensivo nos campos abertos e no interior das florestas adjacentes. Esse manejo é comum em toda América do Sul, com destaque no Brasil para áreas de Mata Atlântica, Pantanal e Amazônia (Hecht, 1993). Nesses locais, de alta biodiversidade, o efeito do gado sobre os grandes mamíferos florestais permanece pouco conhecido.

Duas formas gerais de manejo são empregadas pelos pecuaristas pantaneiros na região: 1. criação extensiva de gado nas paisagens naturais florestadas e 2. conversão de áreas naturais florestadas em pastagens exóticas ou campos manejados com fogo. No primeiro caso, o gado pode trazer uma redução drástica, por consumo e pisoteio, na disponibilidade de arbustos no interior das florestas (Dirzo e Miranda, 1990; Tobler et al., 2003; Hérault e Hiernaux, 2004) e no último, observamos a total perda do componente florestal da paisagem (Hecht, 1993). Nesse contexto, os ungulados podem ter suas populações diretamente afetadas, principalmente os grandes herbívoros florestais selecionadores de arbustos, como veados (*Mazama* spp.), porcos (*Tayassu* spp. e *Sus scrofa*) e antas (*Tapirus terrestris*) (Eisenberg e Redford, 1999; Emmons, 1997; Bodmer, 1989). O que se conhece da biologia básica dessas espécies é insuficiente para subsidiar

programas de manejo ou recomendações para criação pecuária. A dificuldade em estudar esses grandes mamíferos está principalmente ligada aos hábitos esquivos e florestais das espécies, ou por serem altamente cinegéticos em algumas regiões ou quase extintos em muitas outras (Bodmer et al., 1997; Peres e Nascimento, 2006). Apesar de ser possível encaixar essas espécies numa guilda com hábitos similares (ungulados terrestres florestais com hábito herbívoro-frugívoro), diferenças na história natural das espécies (sociobiologia, requerimentos de habitat, tamanho de área de vida) podem trazer respostas diferenciadas em relação ao impacto causado pelo gado e seu manejo (Arnaud, 2007).

Estudos que busquem discriminar as diferentes respostas causadas pelo mesmo distúrbio em diferentes espécies e sobre diferentes escalas são requerimentos necessários para o entendimento dos sistemas biológicos e para subsidiar ações práticas para conservação (Curtin, 2000). Por esse motivo, o presente trabalho estudou seis espécies de ungulados florestais (5 nativas e 1 exótica) e visou: (1) verificar o impacto do gado na cobertura e no sucesso de re-colonização de arbustos no interior das áreas florestadas, (2) verificar se a cobertura de arbustos é um bom preditor da ocupação de habitat por ungulados florestais e (3) verificar se a disponibilidade de áreas florestadas na paisagem influencia as taxas de ocupação de habitat por ungulados. Se a abundância desses ungulados é positivamente determinada pela disponibilidade de arbustos, considerando a supressão dessa vegetação pelo gado, ou pela disponibilidade de florestas, considerando a supressão de áreas florestadas pelos proprietários da terra, essas duas formas de manejo do gado afetam negativamente as populações desses ungulados.

Métodos

Área de estudo

O estudo foi realizado no Pantanal, a maior planície alagável do mundo, que inclui áreas do Brasil, Bolívia e Paraguai. Devido a características geológicas, geomorfológicas e climáticas, o Pantanal pode ser subdividido em 11 sub-regiões (Silva e Abdon, 1998). Esse estudo foi conduzido na porção central da sub-região da Nhecolândia (18°59'S e 56°39'W), compreendendo as fazendas Nhumirim, Porto Alegre, Ipanema, Dom Valdir e Chatelodo. O clima é tropical semi-úmido e está influenciado pelas inundações sazonais, caracterizando duas estações bem definidas: chuvosa e seca. A temperatura média anual é de 26°C e a pluviosidade média anual é de 1100 mm. No entanto, nos meses de verão (Novembro-Março) observamos as maiores temperaturas (>40°C) e 80% de toda precipitação anual (Soriano et al., 2007).

A vegetação da Nhecolândia é caracterizada por um complexo mosaico de formações abertas, florestais e de cerrado, entremeadas por baías (lagoas rasa com água doce), salinas (lagoas rasas com água salobra) e campos inundáveis (Alho et al., 1987; Rodela, 2006). Como formações abertas destacam-se os campos não inundáveis com predomínio de gramíneas (principalmente *Mesosetum* sp., *Andropogon* spp., *Elyonurus* sp.) e os campos sujeitos a inundações sazonais dominadas por *Mesosetum* sp., *Axonopus* sp., *Setaria* sp. e *Heliotropium* sp. Os campos secos podem ser colonizados por arbustos em distribuição esparsa ou em pequenos aglomerados formados principalmente por *Byrsonima* sp., *Vernonia* spp., *Curatella* sp. e *Annona* sp. Os cerrados possuem as mesmas gramíneas e arbustos encontrado nos campos secos, mas apresentam estrato arbustivo contínuo e uniforme que pode atingir 8m de altura. As formações florestais são áreas não inundáveis

que agrupam as Florestas Estacionais Semi-decíduas e Cerradões. As Florestas Semi-decíduas possuem dossel com até 20 m e sub-bosque denso, enquanto Cerradões atingem um dossel com até 15 metros, possuem menor densidade de árvores e sub-bosque mais aberto. As principais espécies arbóreas dessas formações são *Anadenanthera* sp., *Protium* sp., *Tabebuia* spp. *Fagara* spp. *Macherium* sp. e *Hymenaea* sp. No interior das formações florestais destacam-se os aglomerados da bromélia caraguatá (*Bromelia balansae*) e da palmeira acuri (*Attalea phalerata*) que podem dominar, em alguns locais, completamente o sub-bosque.

Quase todo pantanal está em propriedade de pecuaristas que manejam o gado extensivamente, em lotações de 0,25-0,35 bois por hectare, usando as formações naturais florestais ou os campos nativos, normalmente manejados com fogo (Santos et al., 2004). Atualmente, vêm aumentando a conversão de extensas áreas florestadas em áreas com pastagem exótica compostas por gramíneas africanas (*Brachiaria decumen*, *B. brizantha* e *B. humidicola*). Esses campos exóticos podem aumentar a capacidade de carga do ambiente para criação de gado em até 8 vezes (4 bois por hectare), e essa maior produção e rentabilidade pode incentivar esse manejo que traz mudanças drásticas na paisagem (Santos et al., 2002a,b). Na área de estudo e entorno, a única porção de terra sem influência de gado está localizada na fazenda Nhumirim, que reservou uma área de 700 ha sem pastejo de gado nos últimos 25 anos.

Impacto do gado na cobertura e no sucesso de re-colonização de arbustos

Avaliei o impacto do gado na cobertura e no sucesso de re-colonização de arbustos em amostragens ao longo da cerca que isola a reserva da fazenda Nhumirim da entrada do gado (e.g. Valone e Sauter, 2005). Anualmente, ao longo de toda cerca da reserva, nos dois

lados da cerca, são feitos aceiros para evitar a entrada do fogo durante os períodos de estiagem. O gado tem acesso e utiliza os aceiros como áreas de deslocamento e forrageio. Escolhi 11 pares de pontos para amostrar a cobertura de arbustos e 10 para avaliar o sucesso de re-colonização dos arbustos na presença ou ausência de gado. Os pontos de amostragem foram distantes no mínimo 300 m entre si. Esses pontos de amostragem foram estabelecidos aos pares (dentro e fora da reserva) em áreas florestadas que atravessavam a cerca da reserva. Realizei amostragens da cobertura de arbustos no interior das florestas, enquanto que a o sucesso de re-colonização foi inferida através da cobertura de arbustos encontrada nos aceiros, que tiveram toda vegetação suprimida simultaneamente no ano anterior. A amostragem foi realizada em junho de 2008. Em cada ponto estabeleci dois transectos de 50 m. Em cada transecto avaleiei, a cada 0,5 m, a presença ou ausência das categorias de arbustos pequenos (até 0,1 m de altura), médios (0,1-0,5 m), grandes (0,5-1,0 m), “acuri” e “caraguatá”. A presença do arbusto foi determinada se ele tocasse uma haste (0,1 m de diâmetro) que foi fixada a cada 0,5 m do transecto. A palmeira acuri e a bromélia caraguatá foram amostradas por serem plantas chaves extremamente abundantes que servem como importantes recursos alimentares perenes (Lima-Borges e Tomas, 2004; Bodmer, 1989; Fragoso, 1994; Desbiez, 2007). O acuri possui frutos grandes que estão disponíveis durante todo ano, e o caraguatá, além de prover potencial proteção anti-predação (Medri e Mourão, 2005), é consumido pelas três espécies de porcos estudados (Lima-Borges e Tomas, 2004). Comparei a porcentagem média de cobertura das categorias de arbustos (fatores), em áreas florestadas, na presença e ausência de gado (medida repetida), e em aceiros, na presença e ausência de gado, através de ANOVA para medidas repetidas. Como a variância das porcentagens de cobertura de arbustos foram heterogêneas

e incluíram zeros, eu somei 1 aos valores de porcentagem e em seguida os transformei na escala logarítmica decimal.

Amostragem com armadilhas fotográficas

Uma grade cobrindo cerca de 10.000 ha foi estabelecida com 60 pontos de amostragem. Cada ponto recebeu uma armadilha fotográfica digital (Tigrinus Equipamentos para Pesquisa, Timbó, Brasil) durante 30 dias. Os pontos de amostragem foram alocados no interior de áreas florestadas e estavam distantes aproximadamente 1,5-2,0 km. As armadilhas fotográficas foram alocadas em trilhas com evidências indiretas (rastros e fezes: Lima-Borges e Tomas, 2004) de ungulados e estavam programadas para funcionar em período integral e marcar a data e horário de cada registro. Dez pontos de amostragem não foram monitorados, pois estavam inacessíveis devido à inundação. Por esse motivo, cinquenta pontos foram amostrados entre março e maio de 2008, totalizando um esforço de 1.500 armadilhas-dia.

Cobertura de arbustos e disponibilidade de áreas florestadas

Estabeleci dois transectos de 50 m ao redor de cada armadilha fotográfica para verificar a cobertura de arbustos em cada ponto de amostragem de ungulados. Utilizei a mesma técnica e as mesmas categorias de tipos de arbustos descritas anteriormente. A amostragem de vegetação foi realizada em maio de 2008. As áreas florestadas (Florestas Semi-decíduas + Cerradões), bem como áreas de cerrado, campos (campos alagáveis + não alagáveis) e corpos d'água (baías + salinas + vazantes) foram quantificadas utilizando uma imagem satélite *LANDSAT TM* com resolução de 30 m capturada em março de 2008. A imagem foi georeferenciada no programa Spring 4.3 (Instituto Nacional de Pesquisas

Espaciais, Brasil), e em seguida, as formações vegetais encontradas foram classificadas. Essa classificação foi corrigida usando o mapa de vegetação com controle de campo provido por Rodela (2006) e por outros pontos de controle retirados em campo. Ao redor de cada ponto amostrado com armadilhas fotográficas, delimitar uma área circular com 800 m de raio, formando uma área de 200 ha. Dentro de cada área, calculei a disponibilidade de cada tipo de formação vegetal.

Ocupação dos ungulados

A estimativa da probabilidade de ocupação foi usada como um indicativo da abundância das espécies (Mackenzie et al., 2002). Para evitar possíveis erros de estimativa causados pela impossibilidade de distinção entre ausência e não detecção de uma espécie em determinado local (Mackenzie et al., 2002; Mackenzie et al., 2005), não foram utilizadas análises de regressão logística com dados de presença - ausência (Gu e Swihart, 2004). O método de estimativa da probabilidade de ocupação foi baseado nas mesmas premissas encontradas em modelos de captura-marcação-recaptura de populações fechadas (Mackenzie et al., 2002). Por isso, a amostragem foi curta (< 3 meses) em relação à longevidade das espécies estudadas (Linkie et al., 2007), e o distanciamento entre pontos amostrais (1,5-2,0 km), foi proporcional àqueles usados em estudos com espécies com áreas de vida muito maiores (e.g. tigres; Linkie et al., 2006; Linkie et al., 2008), para garantia de independência entre pontos de amostragem.

Em cada ponto de amostragem de ungulados, calculei a probabilidade de ocupação para cada espécie usando um histórico de detecção (1) ou não detecção (0), provido pelo monitoramento com armadilhas fotográficas. Dividi os 30 dias de amostragem com as armadilhas em 6 ocasiões de amostragem compostas por 5 dias (Linkie et al., 2007; Linkie

et al., 2008). Inserir o histórico de detecção – não detecção de cada ponto amostrado (e.g. 010110) no Programa Presence 2.2 (Proteus Wildlife Research Consultants, Nova Zelândia), junto com suas respectivas co-variáveis de habitat. Criei dois conjuntos de modelos para cada espécie (Baldwin e Bender, 2008; Linkie et al. 2008): modelos de ocupação do micro-habitat, que incluíram como co-variáveis a cobertura (%) das diferentes categorias de arbustos; e modelos de ocupação da paisagem, que incluíram a disponibilidade (%) das diferentes formações vegetais. Gerei modelos em que a probabilidade de ocupação e detecção foram ou não influenciadas por cada co-variável ou combinações delas (Mackenzie et al., 2005; Mackenzie, 2006). Co-variáveis auto-correlacionadas, baseado no teste de correlação de Pearson, não foram inseridas dentro de um mesmo modelo influenciando o mesmo parâmetro (probabilidade de ocupação ou detecção). O Critério de Informação de Akaike (CIA) foi utilizado para classificar os modelos (Burnham e Anderson, 2002). O CIA classifica os “melhores modelos” por máxima verossimilhança, favorecendo modelos que combinem um bom ajuste aos dados coletados, com uma alta parcimônia (menor número de co-variáveis inseridas). Para garantir robustez na inferência trazida pelos modelos, verifiquei se os melhores classificados foram realistas, segundo Mackenzie et al. (2006), acessando o ajuste e a dispersão do modelo em relação aos dados coletados. Um bom ajuste foi aceito quando os resultados estimados pelo modelo não diferiram, segundo qui-quadrado (χ^2), dos dados coletados, enquanto que uma dispersão adequada foi aceita se $c \sim 1$, onde $[c = \chi^2 \text{ modelo } i / \chi^2 \text{ médio dos modelos}]$, através de um procedimento de *bootstrap* com 1000 sorteios. Realizei interpretações gráficas dos “melhores modelos” de explicação da ocupação de cada espécie (probabilidade de ocupação X co-variável explicativa) para verificar a direção, precisão e a magnitude do efeito.

Resultados

Impacto do gado na cobertura de arbustos

Em áreas florestadas, as categorias de cobertura dos arbustos interagiram com a presença / ausência de gado ($F_{4,50} = 5.491$; $P < 0,001$), e a análise gráfica indicou que a cobertura de acuri e caraguatá não foram afetadas pelo pastejo do gado (Figura 1a). A re-análise, após exclusão dessas duas categorias de arbustos, apontou que áreas sem gado tiveram maior cobertura de arbustos pequenos, médios e grandes do que aquelas com gado ($F_{1,30} = 388,49$; $P < 0,001$), independente da altura do estrato ($F_{2,30} = 2.14$; $P = 0,134$). Nos aceiros, houve também interação entre o sucesso de re-colonização das categorias de arbustos e a presença / ausência de gado ($F_{3,36} = 15,64$; $P_{\text{parcial}} < 0,001$) e a análise gráfica indicou que a cobertura de acuris não foi afetada pelo gado (Figura 1b). A re-análise dos dados, após a exclusão desta categoria, indicou que a cobertura dos arbustos pequenos, médios e grandes foi menor em áreas com gado ($F_{1,27} = 102,19$; $P_{\text{parcial}} < 0,001$), com maior cobertura geral de arbustos pequenos, seguido de médios e grandes ($F_{2,27} = 46.24$; $P_{\text{parcial}} < 0,001$). Em áreas florestadas, a presença do gado reduziu cerca de três vezes a quantidade de arbustos pequenos, médios e grandes, e em até 7 vezes o sucesso de re-colonização desses mesmos arbustos (Figura 1).

Ocupação dos ungulados

Em 1500 armadilhas-dia foram obtidos 60 registros de anta (*Tapirus terrestris*), 129 de veado catingueiro (*Mazama gouzoupira*), 37 de veado mateiro (*Mazama americana*), 185 de cateto (*Tayassu tajacu*), 30 de queixada (*Tayassu pecari*) e 122 de porco monteiro (*Sus scrofa*). As probabilidades de ocupação do habitat variaram de 0,32 (*Tayassu pecari*) a

0,75 (*Tayassu tajacu*), considerando os “melhores modelos” de ocupação do micro-habitat, e de 0,18 (*Tayassu pecari*) a 0,75 (*Tayassu tajacu*), considerando os modelos de ocupação da paisagem (Tabela 1 e 2).

A cobertura de arbustos pequenos foi positivamente correlacionada com a de arbustos médios ($r = 0,76$), assim como a de arbustos pequenos e de arbustos grandes ($r = 0,64$) e de arbustos médios e arbustos grandes ($r = 0,82$). A disponibilidade de florestas e de campos foram negativamente correlacionadas ($r = -0,89$), assim como a de cerrados e de água ($r = -0,61$).

A probabilidade de ocupação de micro-habitat do veado catingueiro foi positivamente influenciada pela disponibilidade de arbustos médios (Tabela 1, Figura 2a). Altas coberturas destes arbustos foram associadas com a ausência de gado (Figura 2a), sugerindo um efeito negativo indireto do gado sobre a ocupação do veado catingueiro. A ocupação do veado mateiro foi negativamente influenciada pela disponibilidade de arbustos grandes (Tabela 1), mas a precisão do modelo foi baixa (Figura 2b). A ocupação da anta e do porco-monteiro foi influenciada negativamente pela cobertura de arbustos grandes e positivamente pela de acuris (Tabela 1, Figura 2c,d). Tanto o veado mateiro quanto a anta e o porco-monteiro podem estar sofrendo efeitos indiretos do gado, já que este afeta a cobertura de arbustos grandes (Figura 2b,c,d), um fator importante na determinação da ocupação dessas espécies. A ocupação do queixada foi negativamente influenciada pela cobertura de caraguatá enquanto o cateto ocupou as áreas independentemente da cobertura de qualquer categoria de arbustos testada.

Considerando a probabilidade de ocupação da paisagem, o veado catingueiro, o veado mateiro e o cateto foram positivamente influenciados pela disponibilidade de áreas florestadas (Tabela 2, Figura 3a,b,f), enquanto a probabilidade de ocupação da anta, além

de ser afetada positivamente pela disponibilidade de florestas, foi negativamente afetada pela disponibilidade de cerrados (Figura 3c). A queixada foi negativamente associada à disponibilidade de florestas (Figura 3e), enquanto o porco monteiro apresentou probabilidade de ocupação positivamente associada à disponibilidade de água (Figura 3d).

Discussão

O gado afeta a cobertura de arbustos?

Os resultados sugerem que a presença de gado manejado dentro de áreas florestadas do Pantanal diminui a disponibilidade e o sucesso de re-colonização dos arbustos. O gado usa áreas florestadas em busca de sombra, temperaturas estáveis e para consumir arbustos que normalmente apresentam maiores taxas protéicas do que às gramíneas (Kauffman e Krueger, 1984; Santos et al., 2002c; Lamoot et al., 2005). Esse consumo pode trazer, mesmo em baixas lotações de gado, perdas severas de biomassa vegetal no estrato herbáceo-arbustivo (Valone e Sauter, 2005), tanto em áreas florestadas (Roath e Krueger, 1972) quanto em áreas campestres (Young et al., 2005). O consumo desses arbustos pode ser aumentado em estações com baixa qualidade de pastagens (Lamoot et al., 2005). Mesmo bovinos, que normalmente optam consumir grandes quantidades de biomassa de baixa qualidade, podem ter um comportamento mais seletivo (Gordon, 1989a; Gordon, 1989b), similar ao realizado por ungulados florestais Sul-americanos (Eisenberg e Redford, 1999; Bodmer, 1989, 1991a). Adicionalmente, o gado pode trazer danos à vegetação, não apenas pela remoção direta dos arbustos, mas também pela compactação do solo e diminuição do vigor vegetal (Kauffman e Krueger, 1984). Apesar do gado ter sido introduzido em muitas áreas como forma de controle da vegetação herbácea e arbustiva

nativa (Lamoot et al., 2005), diversos estudos tem apontado que o pastejo do gado pode alterar os padrões de riqueza e diversidade de espécies vegetais, dependendo das condições do solo (Kohyani et al., 2008). No Pantanal, muitos arbustos que compõe o sub-bosque das áreas florestadas fazem parte da dieta dos bovinos (Santos et al., 2002d), bem como dos ungulados nativos (Tomas e Salis, 2000; Lacerda, 2008; Desbiez, 2007; Zorzi, 2008). Por outro lado, algumas espécies chaves vegetais, como o acuri e o caraguatá, não tiveram sua abundância ou sucesso de re-colonização alterada pelo pastejo. O gado consome as folhas do acuri principalmente em anos de extrema cheia, quando muitas pastagens são inundadas, ou em anos de extrema seca, quando a qualidade das pastagens diminui (Santos et al., 2002c). Ainda assim, o consumo das folhas dessa palmeira normalmente é parcial, resultando em pequeno dano em relação ao porte e volume de folhas produzidas. Não há registro de consumo de caraguatá pelo gado, e suas folhas são espinhosas e pouco palatáveis.

A cobertura dos arbustos pode afetar a ocupação dos ungulados?

Alguns estudos têm demonstrado que introdução do gado em áreas naturais afetam negativamente as espécies nativas de vegetais e animais (Kauffman e Kruegger, 1984). No entanto, não há consenso sobre os efeitos da criação pecuária sobre essas populações (Curtin, 2002). Nesse estudo, o veado catingueiro pode estar sendo indireta e negativamente afetado pela presença do gado. As taxas de ocupação do veado catingueiro foram positivamente relacionadas com a cobertura de arbustos médios, apresentando altas taxas de ocupação (80-90%) em locais com altas coberturas desses arbustos (40-60%). Entretanto, estes arbustos foram drasticamente reduzidos pelo gado (5-25%) e as taxas de ocupação do veado catingueiro nestes níveis de cobertura foram de apenas 50-60%.

Resultados similares foram encontrados na savana africana, em que o gado reduziu a disponibilidade de biomassa vegetal, com conseqüente diminuição da abundância de grandes mamíferos, principalmente dos ungulados (Young et al., 2005; Treydte et al., 2005; Ottichilo et al., 2008). O processo de remoção de arbustos, pisoteio, compactação do solo e danos parciais à vegetação realizado pelo gado também podem reduzir a abundância de roedores (Valone e Sauter, 2005; Moser e Witmer, 2000), aves (Martin e Possingham, 2005) e artrópodes (Dennis et al., 2008).

Por outro lado, antas e porcos monteiros ocuparam principalmente áreas com baixa cobertura de arbustos grandes (0-20%). Esses resultados poderiam sugerir que o gado teria um efeito positivo na abundância de antas e porcos monteiros, pois o pastejo do gado suprimiria a cobertura de arbustos grandes e por conseqüência geraria habitats mais favoráveis para essas duas espécies. No entanto, essas áreas com baixa cobertura de arbustos grandes, só possuíram altas taxas de ocupação de antas e porcos monteiros (80-100%) quando houve grande disponibilidade de acuri (40-70%). Um possível efeito positivo do gado deve ser interpretado com cautela, pois essas duas espécies apresentaram as maiores abundâncias em locais regionalmente conhecidos como acurizais, que são áreas florestadas como sub-bosque naturalmente dominado pela palmeira acuri. Áreas com baixa cobertura de arbustos grandes, associada à baixa cobertura de acuri, apresentaram taxas de ocupação mais baixas (20-60%). Antas estão associadas a áreas florestadas como monodominância de palmeiras (Fragoso, 1997), sendo um dos principais vertebrados dispersores de palmeiras com sementes grandes (Janzen, 1982; Bodmer, 1990, 1991b; Galetti et al., 1999; Fragoso et al., 2003). O porco monteiro, espécie exótica introduzida à cerca de 200 anos, parece ter ocupado um micro-habitat muito similar ao da anta, e frutos de acuri são

um dos principais itens encontrados na dieta dessa espécie no local estudado (Desbiez, 2007).

A queixada e o cateto não pareceram ser influenciados indiretamente pelo pastejo do gado. Queixadas mostraram menores taxas de ocupação em áreas cobertas por caraguatá, talvez pela dificuldade de deslocamento nessas áreas em grandes grupos, enquanto catetos, similarmente ao encontrado por Desbiez (2007), ocuparam uniformemente todas as áreas. Essas duas espécies, juntamente com o porco monteiro, possuem o nicho alimentar mais amplo entre os ungulados estudados (Eisenberg e Redford, 1999), consumindo principalmente folhas e frutos, mas com expressiva contribuição de raízes, insetos, vermes e carniça (Bodmer, 1989; Desbiez, 2007).

A perda do componente florestal pode afetar a ocupação dos ungulados?

Uma forma de manejo que vem aumentando no Pantanal é a substituição de extensas áreas florestadas por campos monoculturais compostos por gramíneas africanas (Silva et al., 1999; Crispim et al., 2008). No Pantanal, o gado vem sendo criado historicamente através de técnicas tradicionais, que incluem baixas lotações de animais, queimadas em campos nativos e manutenção das áreas florestadas, que são também pastejadas pelo gado (Pott, 1997; Moraes, 2008). Infelizmente, devido a sazonalidade do Pantanal, grandes extensões de campos são alagadas anualmente, impossibilitando a criação do gado por muitos meses. Como as áreas florestadas são regiões levemente mais elevadas na paisagem, e por isso nunca ficam inundadas, os produtores da região vem desmatando muitas áreas florestadas para criação de campos com gramíneas exóticas que ficam imunes as grandes cheias (Seidl et al., 2001). Essa estratégia permite que os produtores possam criar gado ao longo de todo ano e com altas lotações (4 bois / ha), uma vez que as

gramíneas africanas podem suportar lotações até oito vezes maiores do que as gramíneas nativas.

Essa forma de manejo é muito agressiva, pois implica em total perda do habitat, um dos principais fatores responsáveis pela contemporânea crise de biodiversidade global (Fahring, 2003). Como esperado, veados catingueiros, veado mateiros, antas e catetos tiveram altas taxas de ocupação (80-100%) em áreas com alta disponibilidade de florestas (~50%) na paisagem. Nos locais onde a disponibilidade de florestas foi baixa (~10%), houve redução das taxas de ocupação para aproximadamente 50-60%, ou até para taxas mais baixas (20%) como observado para antas. Essas espécies são conhecidamente associadas com áreas florestadas (Desbiez, 2007; Eisenberg e Redford, 1999; Emmons, 1990), embora possam ocorrer também em áreas de cerrado e de campos com arbustos (Desbiez, 2007), visto as taxas de ocupação (20-50%) encontradas em áreas pouco florestadas.

Em contraste, queixadas, espécie também considerada florestal (Keuroghlian *et al.*, 2004; Tobler, 2008), teve suas taxas de ocupação inversamente relacionadas com as áreas florestadas. Nesse estudo, durante a estação cheia, a queixada utilizou com maior frequência áreas pouco florestadas, com destaque para áreas campestres e de cerrado (Desbiez, 2007). O porco monteiro mostrou as maiores ocupações em áreas com grande disponibilidade de água, similarmente ao relatado por Desbiez (2007). Essa espécie não perdeu a característica de se alimentar e termorregular em banhados (Donkin, 1985; Choquenot e Ruscoe, 2003), sendo comum vê-los se alimentando as margens dos corpos de água (Desbiez, 2007).

Infelizmente nossa amostragem incluiu poucas áreas compostas por campos exóticos, que provavelmente possuem grande simplificação na estrutura vegetal e baixa

disponibilidade de arbustos. Os resultados deste estudo indicam que a maioria dos ungulados está intimamente ligado as áreas florestais, e demonstraram baixas taxas de ocupação mesmo em áreas com campos nativos. A crescente conversão das áreas florestadas em pastagens compostas exclusivamente por gramíneas exóticas concorre para a diminuição da complexidade vegetal em relação às paisagens abertas nativas. Esse processo provavelmente levará as populações de ungulados a taxas de ocupação muito mais baixas, causando extinções locais ou resultando em tamanhos populacionais que comprometam a viabilidade das populações em longo prazo (Gilpin e Soule, 1986; Lande, 1993).

Implicações de manejo e conservação

Os resultados sugerem que a presença do gado criado em baixas lotações em áreas naturais afeta levemente a fauna de ungulados no Pantanal. No entanto, a retirada de áreas florestadas pelos pecuaristas para plantio de pastagens pode trazer um declínio populacional drástico dessas espécies. Nesse contexto, os órgãos públicos nacionais de fiscalização ambiental, que aprovam as licenças de supressão vegetal, deveriam evitar futuras derrubadas de áreas florestadas e novas tecnologias de manejo deveriam incentivar a produção de gado em áreas de campos nativos. Ademais, a implementação de áreas de rodízio de gado, garantindo o descanso de áreas previamente pastejadas e a conseqüente regeneração dos arbustos consumidos, poderão ser ferramentas importantes para conservação dos ungulados em áreas privadas do Pantanal.

Agradecimentos

À Embrapa Pantanal, Projeto PELD, CNPq, PPBIO-MCT e FUNDECT pelo apoio financeiro e logístico. À equipe da Fazenda Nhumirim pelo auxílio de campo. À CAPES

pela bolsa de mestrado. À Fernando A. T. Tizianel e Pâmela C. Antunes pelos comentários para melhoria do manuscrito.

Referências

- Adler, P.B., Raff, D.A., Lauenroth, W.K., 2001. The effect of grazing on the spatial heterogeneity of vegetation. *Oecologia* 128, 465-479.
- Alho, C.J.R., Lacher Jr, T.E., Campos, J.M.C., Gonçalves, H.C., 1987. Mamíferos da Fazenda Nhumirim, sub-região da Nhecolândia, Pantanal do Mato Grosso do Sul: 1 levantamento preliminar de espécies. *Revista Brasileira de Zoologia* 4, 151-164.
- Baldwin, R.A., Bender, L. C., 2008. Distribution, Occupancy, and Habitat Correlates of American Martens (*Martes americana*) in Rocky Mountain National Park, Colorado. *Journal of Mammalogy* 89, 419-427.
- Bodmer R.E., Eisenberg J.F., Redford, K.H., 1997. Hunting and the likelihood of extinction of Amazonian mammals. *Conservation Biology* 11, 460-466.
- Bodmer, R.E., 1989. Ungulate biomass in relation to feeding strategy within Amazonian forests. *Oecologia* 84, 547-550.
- Bodmer, R.E., 1990. Fruit patch size and frugivory in the lowland tapir (*Tapirus terrestris*). *Journal of Zoology* 222, 121-128.
- Bodmer, R. E., 1991a. Influence of digestive morphology on resources partitioning in Amazonian ungulates. *Oecologia* 85, 361-365.
- Bodmer, R.E., 1991b. Strategies of seed dispersal and seed predation in Amazonian ungulates. *Biotropica* 23, 255-261.

- Buckingham, D.L., Peach, W.J., 2005. The influence of livestock management on habitat quality for farmland birds. *Animal Science* 81, 199-203.
- Burnham, K.P., Anderson, D.R., 2002. Model selection and inference: a practical information-theoretic approach, 2nd edn. Springer-Verlag, New York.
- Camilo-Alves, C., Mourão, G., 2006. Responses of a specialized insectivorous mammal (*Myrmecophaga tridactyla*) to variation in ambient temperature. *Biotropica* 38, 2-56.
- Choquenot, D., Ruscoe, W.A., 2003. Landscape complementation and food limitation of large herbivores: habitat-related constraints on the foraging efficiency of wild pigs. *The Journal of Animal Ecology* 72, 14-26.
- Crispim, S.M.A., Abreu, U.G.P., Santos, S.A., Soriano, B.M.A., Pellegrin, L.A., 2008. As braquiárias e sua expansão no município de Corumbá, MS. Comunicado Técnico 67. Embrapa Pantanal.
- Curtin, C.G. 2002. Livestock grazing, rest, and restoration in arid landscapes. *Conservation Biology* 16, 840–842.
- Desbiez, A.L.J., 2007. Wildlife conservation in Pantanal: habitat alteration, invasive species and bushmeat hunting. Tese de doutorado. University of Kent. 288 pp.
- Dirzo, R. Miranda, A., 1990. Contemporary Neotropical defaunation and forest structure, function, and diversity: a sequel to John Terborgh. *Conservation Biology* 4, 444-447.
- Donkin, R.A., 1985. The Peccary- with observations on the introduction of pigs to the New World. *Transactions of the American Philosophical Society* 75, 1-145.
- Eisenberg, J.F., Redford, K.H., 1999. Mammals of the Neotropics. The central Neotropics, 3rd edn. The University of Chicago Press, Chicago.

- Emmons, L.H., 1997. Neotropical rainforest mammals: a field guide. The University of Chicago Press, Chicago.
- Evans, D.M., Redpath, S.M., Evans, S.A., Elston, D.A., Gardner, C.J., Dennis, P., Pakeman, R.J., 2006. Low intensity, mixed livestock grazing improves the breeding abundance of a common insectivorous passerine. *Biology Letters* 2, 636–638.
- Fahring, L., 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*. 34, 487–515.
- Fragoso, J.M.V., 1994. Large mammals and the community dynamics of an Amazonian rain forest. Tese de doutorado. University of Florida. 209 pp.
- Fragoso, J.M.V., 1997. Tapir-generated seed shadows: scale-dependent patchiness in the Amazon rain forest. *Journal of Ecology* 85, 519–529.
- Galetti, M., Keuroghlian, A., Hanada, L., Morato, M.I., 2001. Frugivory and seed dispersal by the lowland tapir (*Tapirus terrestris*) in Southeast Brazil. *Biotropica* 33, 723-726.
- Gildin, M.E., Soule, M.E., 1986. Minimum viable populations: processes of species extinction, in: Soule, M. E. (Ed.), *Conservation biology: the science of scarcity and diversity*. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts, pp.19-34.
- Gordon, I.J., 1989a. Vegetation community selection by ungulates on the Isle of Rhum. II. Vegetation community selection. *Journal of Applied Ecology* 26, 53-64.
- Gordon, I.J., 1989b. Vegetation community selection by ungulates on the Isle of Rhum. III. Determinants of vegetation community selection. *Journal of Applied Ecology* 26, 65-79.

- Gu, W., Swihart, R.K., 2004. Absent or undetected? Effects of non-detection of species occurrence on wildlife-habitat models. *Biological Conservation* 116, 195–203.
- Harris, M., Tomas, W., Mourão, G., Da Silva, C. J., Guimarães, E., Sonodo, F., Fachim, E., 2005. Safeguarding the Pantanal Wetlands: threats and conservation initiatives. *Conservation Biology* 19, 714-720.
- Hecht, S.B., 1993. The logic of livestock and deforestation in Amazonia. *BioScience* 43, 687-695.
- Héroult, B. Hiernaux, P., 2004. Soil seed bank and vegetation dynamics in Sahelian fallows; the impact of past cropping and current grazing treatments. *Journal of Tropical Ecology* 20, 683-691.
- Hiernaux, P., Biélers, C.L., Valentin, C., Bationo, A., Fernández-Rivera, S., 1999. Effect of livestock grazing on physical and chemical properties of sandy soils in Sahelian rangelands. *Journal of Arid Environments* 41, 231-245.
- Janzen, D.H., 1982. Seeds in tapir dung in Santa Rosa National Park, Costa Rica. *Brenesia* 19, 129-135.
- Janzen, D.H., Martin, P.S., 1982. Neotropical anachronisms: the fruits the gomphotheres ate. *Science* 215, 19-27.
- Kauffman, J.B., Krueger, W.C., 1984. Livestock impacts on riparian ecosystems and streamside management implications: a review. *Journal of Range Management* 37, 430-438.
- Keuroghlian A., Eaton, D.P., Longland, W.S., 2004. Area use by white-lipped and collared peccaries (*Tayassu pecari* and *Tayassu tajacu*) in a tropical forest fragment. *Biological Conservation* 120, 411-425.

- Kohyani, P.T., Bossuyt, B., Bonte, D., Hoffmann, M., 2008. Grazing as a management tool in dune grasslands: Evidence of soil and scale dependence of the effect of large herbivores on plant diversity. *Biological Conservation* 141, 1687-1694.
- Lacerda, A.C.R., 2008. Ecologia e estrutura social de veado campeiro (*Ozotoceros bezoarticus*) no Pantanal. Tese de doutorado. Universidade de Brasília. 194 pp.
- Lamoot, I., Meert, C., Hoffmann, M., 2005. Habitat use of ponies and cattle foraging together in a coastal dune area. *Biological Conservation* 122, 523-536.
- Lande, R., 1993. Risks of population extinction from demographic and environmental stochasticity and random catastrophes. *The American Naturalist* 142, 911-927.
- Laurance W.F., 1997. The scale and economics of tropical deforestation, in: Laurance, W.F., Bierregaard, R.O. (Eds.), *Tropical forest remnants*. University of Chicago Press, Chicago.
- Leuchtenberger, C., Mourão, G., 2008. Social Organization and Territoriality of Giant Otters (Carnivora: Mustelidae) in a Seasonally Flooded Savanna in Brazil. *Sociobiology* 52, 257-270.
- Lima Borges, P.A., Tomás, W.M., 2004. Guia de rastros e outros vestígios de mamíferos do Pantanal. 139 pp.
- Linkie, M., Chapron, G., Martyr, D.J., Holden, J., Leader-Williams, N., 2006. Assessing the viability of tiger subpopulations in a fragmented landscape. *Journal of Applied Ecology* 43, 576-586.
- Linkie, M., Dinata, Y., Nugroho, A., Haidir, I.A., 2007. Estimating occupancy of a data deficient mammalian species living in tropical rainforests: Sun bears in the Kerinci Seblat region, Sumatra. *Biological Conservation* 137, 20-27.

- Linkie, M., Haidir, I., Nugroho, A., e Dinata, Y., 2008. Conserving tigers *Panthera tigris* in selectively logged Sumatran forests. *Biological Conservation* 141, 2410-2415.
- Loucougaray, G., Bonis, A., Bouzillé, J.B., 2004. Effects of grazing by horses and/or cattle on the diversity of coastal grasslands in western France. *Biological Conservation* 116, 59-71.
- MacKenzie, D.I., 2006. Modeling the probability of resource use: the effect of, and dealing with, detecting a species imperfectly. *Journal of Wildlife Management* 70, 367–374.
- MacKenzie, D.I., Nichols, J.D., Lachman, G.B., Droege, S., Royle, J.A., Langtimm, C.A., 2002. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than 1. *Ecology* 83, 2248–2255.
- Mackenzie, D.I., Nichols, J.D., Royle, J.D., Pollock, K.H., Bailey, L.L., Hines, J.E., 2006. *Occupancy estimation and modeling: inferring patterns and dynamics of species occurrence*. Elsevier Academic Press, Londres.
- Mackenzie, D.I., Nichols, J.D., Sutton, N., Kawanishi, K., Bailey, L.L., 2005. Improving inferences in population studies of rare species that are detected imperfectly. *Ecology* 86, 1101-1113.
- Martin, T.G., Possingham, H.P., 2005. Predicting the impact of livestock grazing on birds using foraging height data. *Journal of Applied Ecology* 42, 400-408.
- Medri, Í.M., Mourão, G., 2005. A brief note on the sleeping habits of the giant anteater – *Myrmecophaga tridactyla* Linnaeus (Xenarthra: Myrmecophagidae). *Revista Brasileira de Zoologia* 22, 1213-1215.
- Moraes, A.S., 2008. *Pecuária e conservação do Pantanal: Análise econômica de alternativas sustentáveis – O dilema entre benefícios privados e sociais*. Tese de doutorado. Universidade Federal de Pernambuco.

- Moser, B.W., Witmer, G.W., 2000. The effects of elk and cattle foraging on the vegetation, birds, and small mammals of the Bridge Creek Wildlife Area, Oregon. *International Biodeterioration and Biodegradation* 45, 151-157.
- Mourão, G., Coutinho, M.E., Mauro, R.A., Campos, Z., Tomas, W.M., Magnusson, W.E., 2000. Aerial surveys of caiman, marsh deer and pampas deer in the Pantanal wetland of Brazil. *Biological Conservation* 92, 175-183.
- Myers, N., Mittermeyer, R.A., Fonseca, G.A.B., Kent, J., 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403, 853-858.
- Oliveira-Santos, L.G.R., Tortato, M.A., Graipel, M.E., 2008. Activity pattern of Atlantic Forest small arboreal mammals as revealed by camera traps. *Journal of Tropical Ecology* 24, 563-567.
- Ottichilo W.K, De Leeuw, J., Skidmore A.K., Prins, H.H.T., Said, M.Y., 2000. Population trends of large non-migratory wild herbivores and livestock in the Masai Mara ecosystem, Kenya, between 1977 and 1997. *African Journal of Ecology*, 38:202-16.
- Peres, C.A., 2005. Why we need mega-reserves in Amazonian forests. *Conservation Biology* 19, 728-733.
- Peres, C.A., Nascimento, H.S., 2006. Impact of game hunting by the Kayapo of south-eastern Amazonia: implications for wildlife conservation in tropical forest indigenous reserves. *Biodiversity and Conservation* 15, 2627-2653.
- Pott, A., 1997. Pastagens nativas, in: Catto, J.B., Sereno, J.R.B., Comastri-Filho, J.A. (Eds.), *Tecnologias e informações para a pecuária de corte no Pantanal*. Embrapa Pantanal, Corumbá, pp.7-19.

- Roath, L.R., Krueger, W.C., 1982. Cattle grazing influence on a mountain riparian zone. *Journal of Range Management* 35, 100-104.
- Rodela, L.G. 2006. Unidades de vegetação e pastagens nativas do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo. 202 pp.
- Rodrigues, F.H.G., Medri, I.M., Tomas, W.M.; Mourão, G., 2002. Revisão do conhecimento sobre a ocorrência e distribuição de mamíferos do Pantanal. *Embrapa Pantanal Documentos* 38. 39 pp.
- Rowcliffe, J.M., Field, J., Turvey, S.T., Carbone, C., 2008. Estimating animal density using camera traps without the need for individual recognition. *Journal of Applied Ecology* 45, 1228-1236.
- Santos S.A., Cardoso E.L., Aguilar, R., Pellegrin L.A., 2002a. Princípios Básicos para a produção sustentável de bovinos de corte no pantanal. *Embrapa Pantanal Documentos* 37. 25 pp.
- Santos S.A., Costa C., Crispim, S.M.A., Pellegrin, L.A., Ravaglia, E., 2002b. Estimativa da capacidade de suporte das pastagens nativas do Pantanal, sub-região da Nhecolândia. *Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento Embrapa* 27. 28 pp.
- Santos S., Crispim S.M.A., Comastri-Filho J.A., Cardoso E.L., 2004. Princípios de agroecologia no manejo das pastagens nativas do Pantanal. *Documentos Embrapa Pantanal* 63. 35 pp.
- Santos, S.A., Costa, C., Souza, G.S., Moraes, A., Arrigoni, M.B., 2002c. Qualidade da dieta selecionada por bovinos no Pantanal da sub-região da Nhecolândia. *Revista Brasileira de Zootecnia* 31, 1663-1673.

- Santos, S.A., Costa, C., Souza, G.S., Pott, A., Alvarez, J.M., Machado, S.R., 2002d. Composição botânica da dieta de bovinos em pastagem nativa na sub-região da Nhecolândia, Pantanal. *Revista Brasileira de Zootecnia* 31, 1648-1662.
- Seidl A.F., Vila de Silva J.S., Moraes A.S., 2001. Cattle ranching and deforestation in the Brazilian Pantanal. *Ecological Economics* 36, 413-425.
- Silva, J.S.V., Abdon, M.M., 1998. Delimitação do Pantanal Brasileiro e suas sub-regiões. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 33, 1703-1711.
- Silva, M.P., Mauro, R.A., Mourão, G., Coutinho, M.E., 1999. Conversion of forest and woodland to cultivated pastures the wetland of Brazil. *Ecotropicos* 12, 101-108.
- Soriano, B.M.A., Oliveira, J.B., Catto, J.A., Comastri Filho, S., Galdino e Salis, S.M., 1997. Plano de Utilização da Fazenda Nhumirim. Embrapa Pantanal Documentos 21. 72 pp.
- Stephens, P.A., D'sa, C.A., Sillero-Zubiri, C., Leader-Williams, N., 2001. Impact of livestock and settlement on the large mammalian wildlife of Bale Mountains National Park, southern Ethiopia. *Biological Conservation* 100, 307-322.
- Tobler, M. W., 2008. The ecology of the lowland tapir in Madre de Dios, Peru: Using new technologies to study large rainforest mammals. Tese de doutorado. University of Texas.
- Tobler, M., Cochar, R., Edwards, P.J., 2003 The impact of cattle ranching on large-scale vegetation patterns in a coastal savanna in Tanzania. *Journal of Applied Ecology* 40, 430-444.
- Tomas, W.M., Salis, S.M. Diet of marsh deer (*Blastocerus dichotomus*) in the Pantanal wetland, Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 35, 165-172.

- Treydte, A.C., Edwards, P.J., Suter, W., 2005. Shifts in native ungulate communities on a former cattle ranch in Tanzania. *African Journal of Ecology* 43, 302-311.
- Valone, T.J., Sauter, P., 2005. Effects of long-term cattle enclosure on vegetation and rodents at a desertified arid grassland site. *Journal of Arid Environments* 61- 61:170.
- Wing, S., Wolf, S., 2000. Intensive livestock operations, health, and quality of life among eastern North Carolina residents. *Environmental Health Perspectives* 108, 233-238.
- Young T.P., Palmer T.M., Gadd, M.E., 2005. Competition and compensation among cattle, zebras, and elephants in a semi-arid savanna in Laikipia, Kenya. *Biological Conservation* 122, 351-359.
- Zar, J.H., 1999. *Biostatistical Analysis*. 4th edn. Prentice Hall, New Jersey.
- Zorzi, B.T., 2008. Dieta e dispersão de sementes por antas (*Tapirus terrestris*) no Pantanal da Nhecolândia. Tese de mestrado. Universidade Federal de Mato Grosso do Sul.

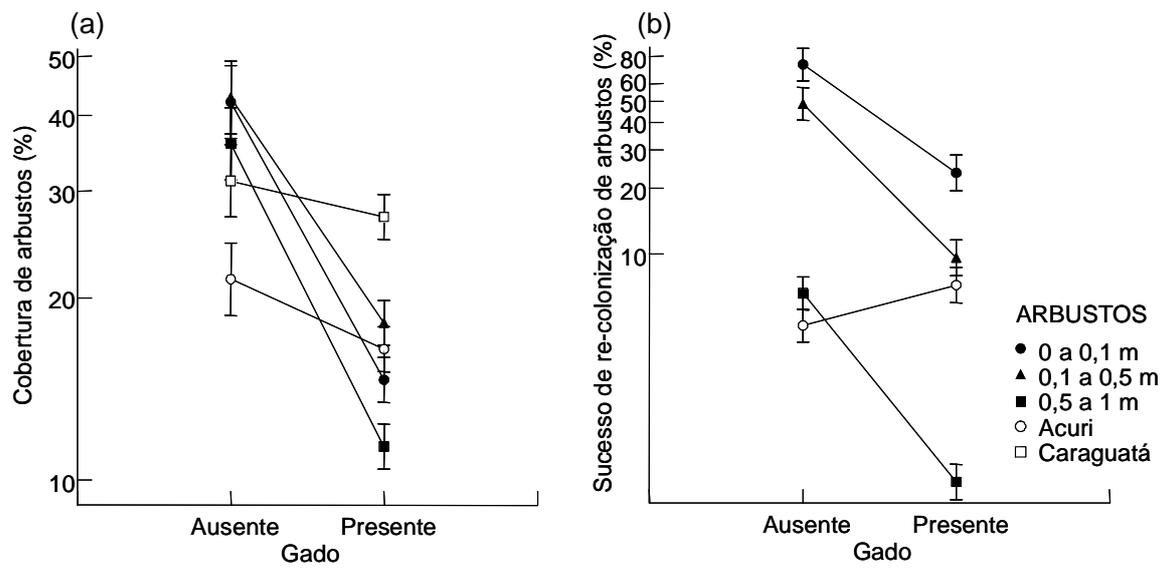


Figura 1. Diferenças na disponibilidade média de arbustos verificadas no sub-bosque de (a) áreas florestas (n =11) e (b) em aceiros (n = 10) com e sem gado no entorno da reserva da Fazenda Nhumirim, Pantanal. As barras ao redor da média correspondem ao erro padrão. O eixo vertical está na escala logarítmica decimal. Os dados foram coletados em junho de 2008.

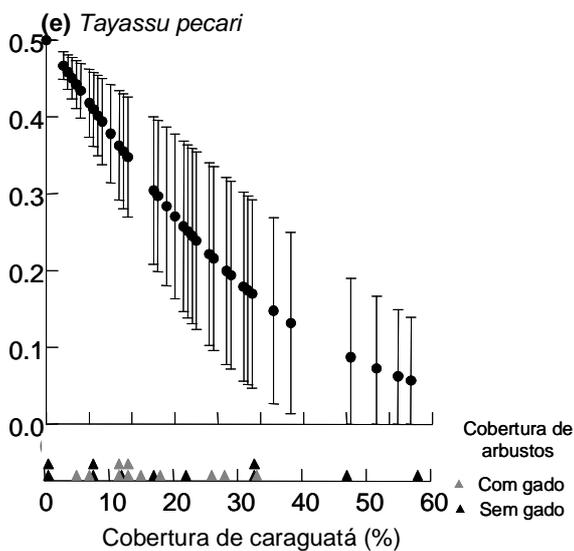
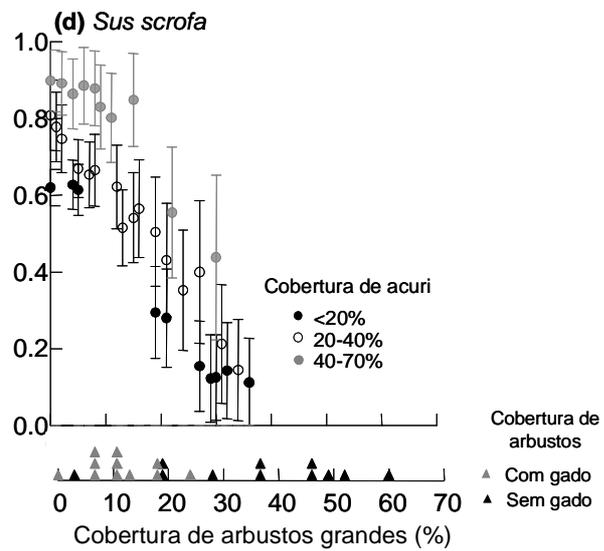
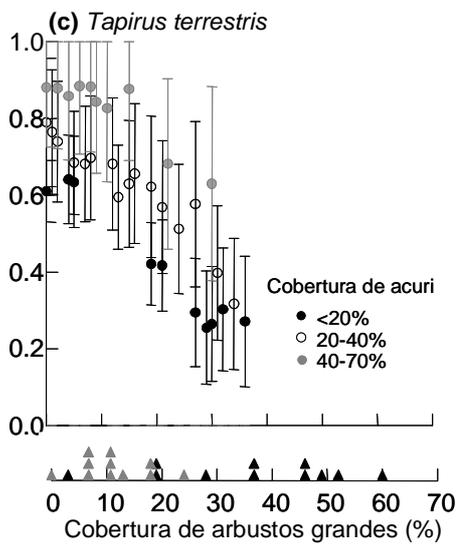
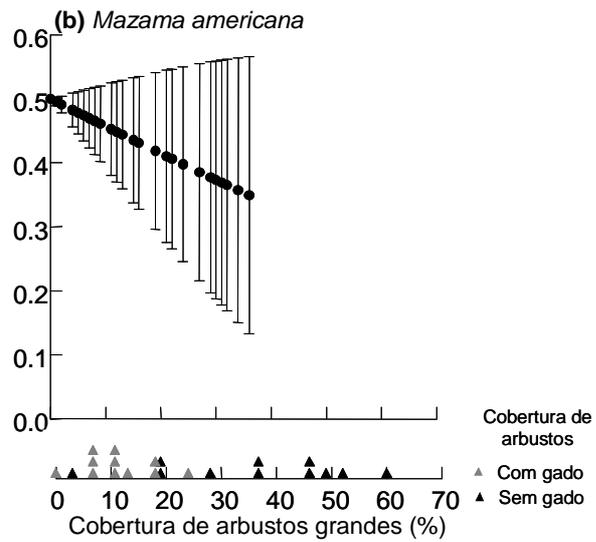
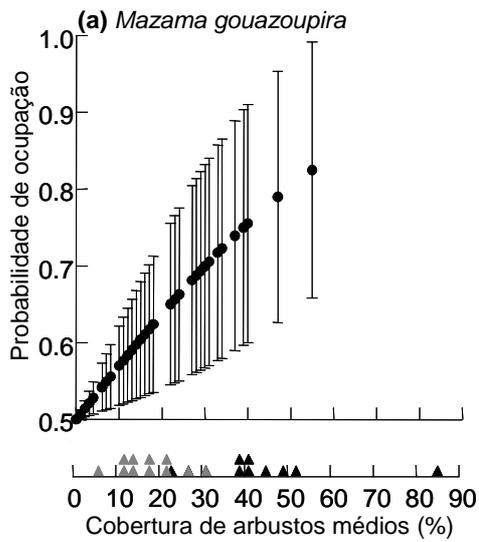


Figura 2. Probabilidade de ocupação do habitat por espécies de ungulados florestais em relação a(s) co-variável(is) de micro-habitat (cobertura de arbustos), segundo o “melhor modelo” classificado pelo Critério de Informação de Akaike. As barras verticais correspondem ao erro padrão das estimativas de ocupação em cada local amostrado (n = 50). Abaixo de cada gráfico, observamos a distribuição dos valores de cobertura de arbustos em áreas com e sem gado, segundo a figura 1. (a) *Mazama gouazoupira*, (b) *Mazama americana*, (c) *Tapirus terrestris*, (d) *Sus crofta*, (e) *Tayassu pecari*. *Tayassu tajacu* apresentou taxas de ocupação independentes da disponibilidade de arbustos. Os dados foram coletados no Pantanal entre março e maio de 2008.

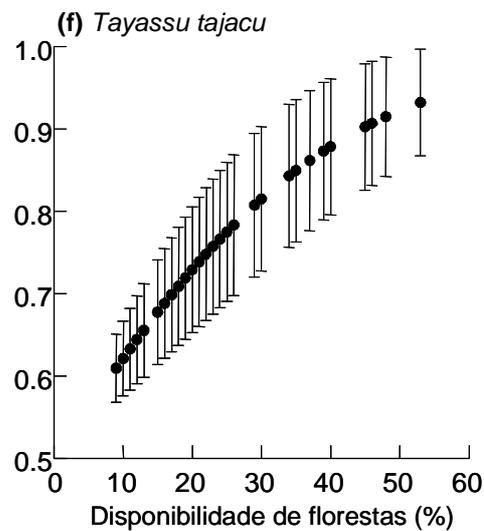
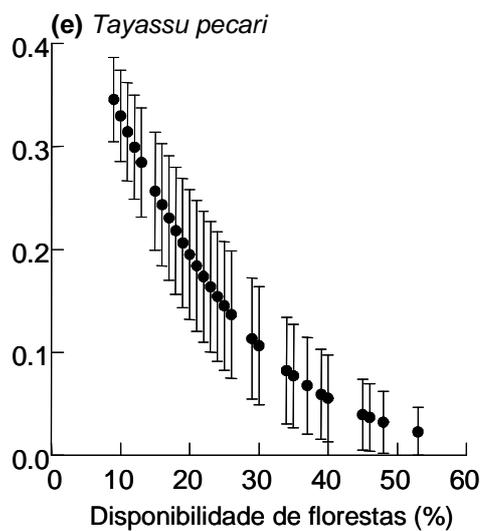
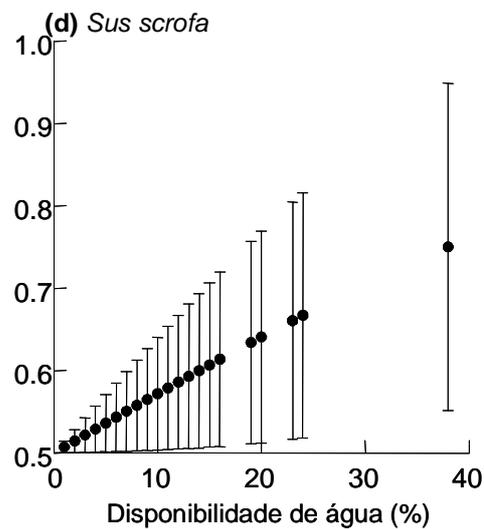
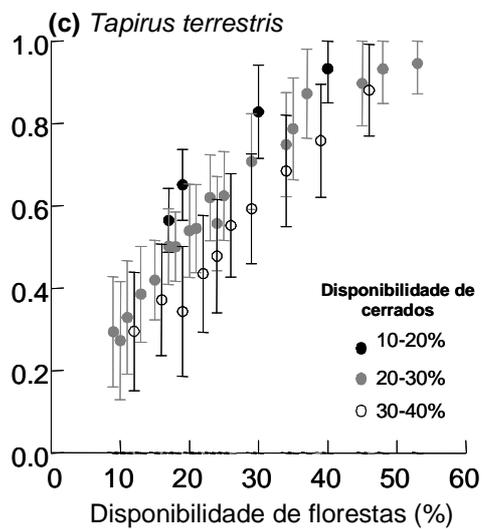
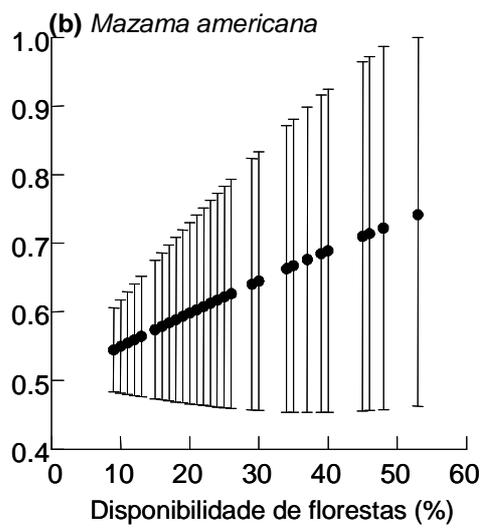
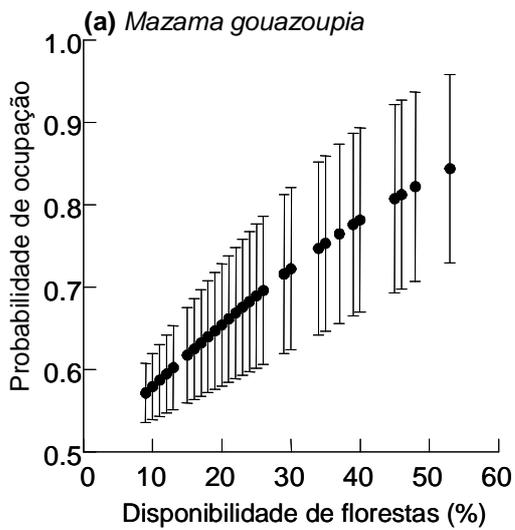


Figura 3. Probabilidade de ocupação do habitat por espécies de ungulados florestais em relação a(s) co-variável(is) da paisagem, segundo o “melhor modelo” classificado pelo Critério de Informação de Akaike. As barras verticais correspondem ao erro padrão das estimativas de ocupação em cada local amostrado (n = 50). (a) *Mazama gouazoupira*, (b) *Mazama americana*, (c) *Tapirus terrestris*, (d) *Sus crofta*, (e) *Tayassu pecari*, (f) *Tayassu tajacu*. Os dados foram coletados no Pantanal entre março e maio de 2008.

Tabela 1. “Melhores modelos” na escala de micro-habitat e a probabilidade de ocupação (Ψ) e detecção (p) estimada para cada espécie de ungulado no Pantanal da Nhecolândia, entre março e maio de 2008. As co-variáveis utilizadas nos modelos foram: disponibilidade de acuri (acu), caraguatá (car), arbustos pequenos ($> 0,1$ m de altura) (ap), arbustos médios (0,1 – 0,5 m) (am) e arbustos grandes (0,5 – 1,0 m) (ag).

Espécie	Modelos	Δ CiA	CIA peso	K	Ψ average (\pm SE)	p average (\pm SE)	Valor de máxima verossimilhança
<i>Mazama gouazoupira</i>	Ψ (am) p(.)	0,00	0,24	2	0,65 (0,09)	0,26 (0,04)	1,00
	Ψ (am car) p(.)	0,27	0,21	2	0,62 (0,08)	0,27 (0,04)	0,87
	Ψ (.) p(.)	0,90	0,15	2	0,59 (0,11)	0,27 (0,04)	0,63
<i>Mazama americana</i>	Ψ (ag) p(.)	0,00	0,13	2	0,44 (0,08)	0,16 (0,04)	1,00
	Ψ (am) p(.)	0,16	0,12	2	0,45 (0,09)	0,16 (0,04)	0,90
	Ψ (ap) p(.)	0,19	0,11	2	0,45 (0,10)	0,16 (0,05)	0,85
<i>Tapirus terrestris</i>	Ψ (acu ag) p(acu)	0,00	0,17	3	0,65 (0,16)	0,21 (0,04)	1,00
	Ψ (acu ag) p(acu ag)	1,30	0,09	4	0,64 (0,13)	0,23 (0,05)	0,52
	Ψ (ag) p(acu)	1,36	0,08	3	0,45 (0,06)	0,25 (0,03)	0,50
<i>Tayassu tajacu</i>	Ψ (.) p(.)	0,00	0,20	2	0,75 (0,07)	0,35 (0,03)	1,00
	Ψ (.) p(car)	0,47	0,15	2	0,74 (0,07)	0,39 (0,03)	0,79
	Ψ (.) p(tinho)	0,78	0,13	2	0,74 (0,07)	0,37 (0,03)	0,71
<i>Tayassu pecari</i>	Ψ (car) p(to)	0,00	0,19	2	0,32 (0,07)	0,19 (0,03)	1,00
	Ψ (acu) p(to)	0,27	0,16	2	0,32 (0,08)	0,19 (0,03)	0,87
	Ψ (ag) p(car)	1,22	0,11	2	0,26 (0,05)	0,24 (0,04)	0,58
<i>Sus scrofa</i>	Ψ (acu ag) p(ap car acu)	0,00	0,35	5	0,59 (0,11)	0,30 (0,06)	1,00
	Ψ (acu ag) p(ap acu)	0,44	0,28	4	0,59 (0,10)	0,29 (0,06)	0,80
	Ψ (acu am) p(ap car acu)	1,23	0,19	4	0,59 (0,11)	0,29 (0,06)	0,54

Nota: (Ψ) é a probabilidade de um local estar ocupado por determinada espécie e (p) é a probabilidade de detectar a espécie durante uma ocasião de amostragem. O modelo Ψ (.)p(.) assume que a probabilidade de ocupação e detecção são constantes ao longo dos locais amostrados. K é o número de parâmetros no modelo. Δ CIA é a diferença nos valores de CIA entre cada modelo e o modelo com menor valor de CIA. A máxima verossimilhança é um valor classificatório que privilegia modelos com melhor ajuste aos dados coletados e maior parcimônia (menor número de parâmetros). Outros modelos, incluindo outras co-variáveis, apresentaram baixos valores de máxima verossimilhança e por isso não foram apresentados. Os modelos apresentados acima foram verificados quanto ao ajuste, não diferindo dos dados coletados ($p > 0.20$), e apresentaram dispersões similares ao encontrado nos dados coletados ($c \sim 1$).

Tabela 2. “Melhores modelos” na escala da paisagem, e a probabilidade de ocupação (Ψ) e detecção (p) estimada para cada espécie de ungulado no Pantanal da Nhecolândia, entre março e maio de 2008. As co-variáveis utilizadas nos modelos foram: disponibilidade de florestas (flo), cerrados (cer), campos (cam), e água.

Espécie	Modelos	Δ CIA	CIA peso	K	Ψ average (\pm SE)	p average (\pm SE)	Valor de máxima verossimilhança
<i>Mazama gouazoupira</i>	Ψ (flo) p(.)	0,00	0,22	2	0,67 (0,08)	0,26 (0,04)	1,00
	Ψ (cer cam) p(.)	0,44	0,17	3	0,64 (0,12)	0,26 (0,04)	0,80
	Ψ (flo cer) p(.)	1,78	0,09	3	0,65 (0,10)	0,27 (0,04)	0,41
<i>Mazama americana</i>	Ψ (flo) p(cer)	0,00	0,08	2	0,61 (0,15)	0,13 (0,04)	1,00
	Ψ (flo) p(cam)	0,07	0,07	2	0,54 (0,10)	0,14 (0,03)	0,90
	Ψ (cam) p(cam)	0,18	0,06	2	0,53 (0,21)	0,14 (0,05)	0,85
<i>Tapirus terrestris</i>	Ψ (flo cer) p(água)	0,00	0,23	3	0,56 (0,11)	0,22 (0,03)	1,00
	Ψ (flo cer) p(água cam)	0,86	0,14	4	0,57 (0,12)	0,20 (0,05)	0,65
	Ψ (flo água) p(cam)	0,95	0,12	3	0,58 (0,18)	0,21 (0,05)	0,62
<i>Tayassu tajacu</i>	Ψ (flo) p(cer)	0,00	0,13	2	0,75 (0,07)	0,35 (0,04)	1,00
	Ψ (flo) p(.)	0,05	0,10	2	0,74 (0,07)	0,35 (0,04)	0,78
	Ψ (flo) p(cam)	0,06	0,09	2	0,73 (0,07)	0,36 (0,03)	0,74
<i>Tayassu pecari</i>	Ψ (flo) p(cer)	0,00	0,19	2	0,18 (0,05)	0,30 (0,07)	1,00
	Ψ (flo) p(.)	0,37	0,15	2	0,18 (0,05)	0,29 (0,07)	0,83
	Ψ (flo) p(cam)	0,69	0,13	2	0,18 (0,05)	0,32 (0,07)	0,70
<i>Sus scrofa</i>	Ψ (água) p(flo)	0,00	0,19	2	0,57 (0,07)	0,32 (0,04)	1,00
	Ψ (cam) p(flo)	0,04	0,18	2	0,58 (0,08)	0,31 (0,04)	0,95
	Ψ (flo) p(flo)	0,27	0,16	2	0,58 (0,09)	0,31 (0,04)	0,87

Nota: (Ψ) é a probabilidade de um local estar ocupado por determinada espécie e (p) é a probabilidade de detectar a espécie durante uma ocasião de amostragem. O modelo Ψ (.)p(.) assume que a probabilidade de ocupação e detecção são constantes ao longo dos locais amostrados. K é o número de parâmetros no modelo. Δ CIA é a diferença nos valores de CIA entre cada modelo e o modelo com menor valor de CIA. A máxima verossimilhança é um valor classificatório que privilegia modelos com melhor ajuste aos dados coletados e maior parcimônia (menor número de parâmetros). Outros modelos, incluindo outras co-variáveis, apresentaram baixos valores de máxima verossimilhança e por isso não foram apresentados. Os modelos apresentados acima foram verificados quanto ao ajuste, não diferindo dos dados coletados ($p > 0.20$), e apresentaram dispersões similares ao encontrado nos dados coletados ($c \sim 1$).

CAPÍTULO 2

Autor para correspondência: Laboratório de Vida Selvagem, EMBRAPA PANTANAL.

Caixa Postal 109, Corumbá-MS, 79320-900, Brasil. Email: gu_tapirus@hotmail.com.

Título resumido: Partição de recursos entre porcos nativos e ferais

Partição de recursos entre porcos nativos (*Tayassu tajacu* e *Tayassu pecari*) e porcos introduzidos (*Sus scrofa*) em uma área do Pantanal da Nhecolândia

Oliveira-Santos*¹, L. G. R., Mourão¹, G. M. e Tomas¹, W. M.

¹Laboratório de Vida Selvagem, EMBRAPA PANTANAL. Caixa Postal 109, Corumbá-MS, 79320-900, Brasil. Email: ¹gu_tapirus@hotmail.com

Resumo

Porcos ferais (*Sus scrofa*) têm sido introduzidos ao longo de todo mundo, causando diversos danos ambientais e extinções de espécies. No Pantanal, porcos ferais introduzidos convivem com porcos nativos (catetos *Tayasu tajacu* e queixadas *Tayassu pecari*) no últimos dois séculos e, devido a similaridades evolutivas e ecológicas, têm se especulado grande potencial competitivo entre eles. Nesse estudo, investiguei o uso temporal e espacial do habitat, bem como o tamanhos médio dos grupos, a densidade e a biomassa dessas três espécies vivendo em simpatria. Queixadas foram diurnos, enquanto catetos e porcos ferais foram crepusculares-noturnos. No uso da paisagem, catetos ocuparam principalmente áreas florestadas, enquanto queixadas ocuparam majoritariamente áreas abertas. Porcos ferais, na estação chuvosa, ocuparam principalmente áreas com grande disponibilidade de água, e na estação seca, ocuparam principalmente áreas pouco florestadas. No uso do micro-habitat, catetos foram generalistas durante a estação chuvosa, mas ocuparam principalmente áreas com maior cobertura de arbustos durante a estação seca. Queixadas evitaram áreas com predomínio da bromélia caraguatá (*Bromelia balansae*), enquanto porcos ferais ocuparam principalmente áreas com predomínio de palmeiras acuri (*Attalea phalerata*) em ambas as estações. Catetos e queixadas possuíram densidade equivalentes (~4, 1 ind. / km²) e foram mais abundantes que porcos ferais (3,11 ind. / km²), mas porcos ferais possuíram biomassa intermediária. Os resultados sugerem grandes diferenças no uso temporal e espacial do habitat entre as espécies estudadas, e o status populacional (tamanho médio dos grupos, densidade e biomassa) dos porcos nativos foram similares ao encontrado em outras áreas onde não ocorrem porcos ferais, indicando baixo potencial competitivo e coexistência em longo prazo.

Palavras-chave: biomassa, competição, densidade, espécie exótica, padrão de atividade, tamanho de grupo, ungulados, uso de habitat.

Abstract

Resource partitioning between indigenous (*Tayassu tajacu* and *Tayassu pecari*) and

feral pigs (*Sus scrofa*) in an area of Pantanal. Feral pigs (*Sus scrofa*) have been worldwide introduced, causing several environmental damage and species extinction. In the Pantanal, introduced feral pigs occur sympatrically with indigenous pigs (collared peccaries *Tayassu tajacu* and white-lipped peccaries *Tayassu pecari*) in the last two centuries, and because ecological and evolutionary traits, one could speculate about heavy competition among these pigs. In this study, I investigated the temporal and spatial habitat use, group size, density and biomass of these three species occurring sympatrically. White-lipped peccaries were diurnal, while collared peccaries and feral pigs were crepuscular-nocturnal. Concerning the landscape habitat use, collared peccaries mainly occupied areas with higher forest availability and, whereas white-lipped peccaries occupied more opened areas in dry and wet season. Feral pigs, during the wet season, mainly occupied areas with higher water availability and, in the dry season, more opened areas. Concerning micro-habitat use, collared peccaries were generalists during wet season, but they mainly occupied areas with higher abundance of shrubs during dry season. White-lipped peccaries avoided *Bromelia balansae* bromeliad dominated areas, while feral pigs mainly occupied *Attalea phalerata* palm dominated areas in both season. Collared peccaries and white-lipped peccaries were more abundant (~4, 1 ind. / km²) than feral pigs (3.11 ind. / km²), but feral pigs presented intermediate biomass. The results suggest differences in temporal and spatial habitat use among the studied species, and that the population status (size of groups, density and biomass) of indigenous peccaries were similar to others studies areas with no feral pigs, indicating low competitive potential and long-term coexistence.

Key words: activity pattern, alien species, biomass, competition, density, group size, habitat use, ungulates.

Introdução

A perda de habitat, a caça e a introdução de espécies exóticas são as principais ameaças atuais à manutenção da biodiversidade global (Vitousek *et al.* 1996). Por esse motivo, esforços para entendimento e predição do efeito da introdução de espécies exóticas são informações chaves para manejo e conservação das espécies (Lowe *et al.* 2000; Mooney e Cleland 2001). O porco doméstico (*Sus scrofa*) tem sido considerado um dos piores invasores globais (Lowe *et al.* 2000), devido ao seu grande poder de deslocamento, generalidade no hábito alimentar e no uso do habitat, por seu grande tamanho corpóreo, por viver em grupos, ter alta taxa reprodutiva e principalmente por acompanhar a colonização humana (Ilse e Hellgren 1995a). Porcos ferais têm causado impacto em populações e comunidades em ambientes insulares e continentais, alterando o ciclo de nutrientes (Singer *et al.* 1984), a diversidade e crescimento vegetal (Lacki e Lancia 1986), além de potencialmente competir com os ungulados nativos (Barret 1982).

Os porcos Sul-americanos, catetos (*Tayassu tajacu*) e queixadas (*Tayassu pecari*), sobrepõem quase que totalmente suas áreas de distribuição geográfica (Eisenberg e Redford 1999; Emmons 1997). No Pantanal, o porco doméstico foi introduzido à pelo menos 200 anos e atualmente possui populações em quase toda planície pantaneira vivendo em simpatria com os porcos nativos (Mourão *et al.* 2002). Por serem considerados equivalentes ecológicos, têm se especulado possíveis interações competitivas entre os porcos nativos e os porcos ferais nessa região (Alho *et al.* 1998; Desbiez 2007; Mourão *et al.* 2002; Sicuro e Oliveira 2008).

Provar a existência de competição é uma tarefa árdua, que normalmente exige experimentações e manipulações que dificilmente podem ser realizadas em campo com grandes vertebrados (Gabor e Hellgren 2000; Schoener 1983). Apesar disso, biólogos têm

inferido sobre interações competitivas, observando os padrões atuais de partição de recursos entre diversas espécies de mamíferos: carnívoros (Azevedo *et al.* 2006; Jácomo *et al.* 2002; Michel e Banks 2005; Scognamillo *et al.* 2003; Vieira e Port 2007), herbívoros (Mishra *et al.* 2002; Gordon e Illus 1989; Voeten e Prins 1999; Young *et al.* 2005), roedores e marsupiais (Cunha e Vieira 2002; Oliveira-Santos *et al.* 2008; Vieira 2003). A competição é entendida como a principal força evolutiva que guia a diferenciação no uso dos recursos entre espécies (Schoener 1983), onde as principais dimensões do nicho que devem ser distintas para permitir a coexistência são o uso do espaço, do tempo e dos itens alimentares (Schoener 1974).

No Pantanal, estudos têm apontado que características morfo-anatômicas do crânio entre catetos, queixadas e porcos ferais sugerem possíveis similaridades na alimentação (Sicuro e Oliveira 2008). Adicionalmente, Desbiez (2007) apontou forte sobreposição na dieta (~90%) dessas três espécies no Pantanal ao longo de todo ano. Além disso, sobreposições na dieta (Barreto *et al.* 1997; Keuroghlian e Eaton 2008; Kiltie 1981; Olmos 1993), no consumo de sementes (Bodmer 1991a) e no consumo de matéria animal (Bodmer 1989) têm sido relatada entre catetos e queixadas e entre catetos e porcos ferais (Ilse e Hellgren 1995a). Similaridades no comportamento de forrageio (Kiltie 1982), no sistema digestório (Bodmer 1991b) e na eficiência digestiva (Elston *et al.* 2005) ajudam a explicar essa forte similaridade na dieta e na amplitude do nicho alimentar. Kiltie (1982) e Sicuro e Oliveira (2002) indicaram que diferenças na força da mordida entre essas três espécies poderiam ser umas das estratégias para partição no consumo de frutos e sementes. Entretanto, Desbiez (2007) rejeitou essa hipótese, pelo menos no Pantanal.

Embora as relações na partição de recursos alimentares vêm sendo compreendida e sugerem grande sobreposição, pouco se conhece sobre os padrões de utilização do espaço,

do tempo, do tamanho populacional, do tamanho dos grupos e da biomassa dessas espécies vivendo simpatricamente. Nesse sentido, estudos têm apontado que o uso do espaço deve ser uma das principais dimensões do nicho que permitem a coexistência dos porcos nativos com os porcos ferais (Gabor e Hellgren 2000; Gabor *et al.* 2001; Ilse e Hellgren 1995a) e que altas densidade de porcos ferais podem reduzir os tamanhos de grupo e as densidades dos porcos nativos (Gabor e Hellgren 2000; Ilse e Hellgren 1995b). Por esse motivo, o presente estudo visou (1) avaliar o uso e a partição temporal e espacial do habitat entre duas espécies de porcos nativos (*Tayassu tajacu* e *Tayassu pecari*) e uma espécie de porco introduzido (*Sus scrofa*), (2) estimar o tamanho dos grupos, a densidade e a biomassa de cada uma dessas espécies vivendo em simpatria numa área do Pantanal, e (3) comparar o status populacional encontrado nos porcos nativos estudados com os retratados em áreas sem interferência do porco feral.

Métodos

Área de estudo

O estudo foi realizado no Pantanal, a maior planície alagável do mundo, cobrindo cerca de 210.000 km² dos territórios do Brasil, Bolívia e Paraguai. Devido a características geológicas, geomorfológicas e climáticas, o Pantanal pode ser subdividido em 11 sub-regiões (Silva e Abdon 1998). Esse estudo foi conduzido na porção central da sub-região da Nhecolândia (18°59'S e 56°39'W), compreendendo as fazendas Nhumirim, Porto Alegre, Ipanema, Dom Valdir e Chatelodo. O clima é tropical semi-úmido e está influenciado pelas inundações sazonais, caracterizando duas estações bem definidas: chuvosa e seca. A temperatura média anual é de 26°C e a pluviosidade média anual é de 1100 mm. No

entanto, nos meses de verão (Novembro-Março) observamos as maiores temperaturas (>40°C) e 80% de toda precipitação anual (Soriano *et al.* 2007).

A vegetação da Nhecolândia é caracterizada por um complexo mosaico de formações abertas, florestais e de cerrado, entremeadas por baías (lagoas rasas de água doce), salinas (lagoas rasas de água alcalina e salobra) e campos inundáveis (Alho *et al.* 1987; Rodela 2006). Como formações abertas destacam-se os campos não inundáveis com predomínio de gramíneas (principalmente *Mesosetum* sp., *Andropogon* spp., *Elyonurus* sp.) e os campos sujeitos à inundações sazonais dominadas por *Mesosetum* sp., *Axonopus* sp., *Setaria* sp., e *Heliotropium* sp. Os campos secos podem ser colonizados por arbustos em distribuição esparsa ou em pequenos aglomerados formados principalmente por *Byrsonima* sp., *Vernonia* spp., *Curatella* sp. e *Annona* sp. Os cerrados possuem as mesmas gramíneas e arbustos encontrados nos campos secos, mas apresentam estrato arbustivo contínuo e uniforme que pode atingir 8m de altura. As formações florestais são áreas não inundáveis que agrupam as Florestas Estacionais Semi-decíduas e Cerradões. As Florestas Semi-decíduas possuem dossel com até 20 m e sub-bosque denso, enquanto Cerradões atingem um dossel com até 15 metros, possuem menor densidade de árvores e sub-bosque mais aberto. As principais espécies arbóreas dessas formações são *Anadenanthera* sp., *Protium* sp., *Tabebuia* spp. *Fagara* spp. *Macherium* sp. e *Hymenaea* sp. No interior das formações florestais destacam-se os aglomerados da bromélia caraguatá (*Bromelia balansae*) e da palmeira acuri (*Attalea phalerata*) que podem dominar, em alguns locais, completamente o sub-bosque.

Na área estudada, ocorre a criação extensiva de gado, em lotações de 0,25-0,35 bois por hectare, usando as formações naturais florestais ou os campos nativos, normalmente manejados com fogo (Santos *et al.* 2004). Atualmente, com intuito de aumentar a produção

bovina, observa-se um aumento da conversão de extensas áreas florestadas em áreas com pastagem exótica compostas por gramíneas africanas (*Brachiaria decumens*, *B. brizantha* e *B. humidicola*). Apesar dessa criação bovina, a área estudada pode ser entendida como uma extensa área contínua de habitat ainda em bom estado de conservação, onde os padrões e processos ecológicos se mantêm com grande integridade. Adicionalmente, a caça sobre os porcos nativos é rara, mas existe uma forte pressão de caça sobre os porcos introduzidos (Lourival e Fonseca 1997).

Amostragem com armadilhas fotográficas

Uma grade cobrindo cerca de 10.000 ha foi estabelecida com 60 pontos de amostragem. Cada ponto recebeu uma armadilha fotográfica digital (Tigrinus Equipamentos para Pesquisa, Brasil) durante 30 dias. Os pontos de amostragem foram alocados no interior de áreas florestadas e estavam distantes entre si aproximadamente 1,5-2,0 km (Linkie *et al.* 2007). As armadilhas fotográficas foram alocadas em trilhas com evidências indiretas (rastros e fezes: Lima-Borges e Tomas 2004) de ungulados, estavam programadas para funcionar em período integral e marcar a data e horário de cada registro. Dez pontos de amostragem não foram monitorados, pois estavam inacessíveis devido à inundação ou tiveram falha da armadilha fotográfica durante o monitoramento. Por esse motivo, cinquenta pontos foram amostrados entre março e maio de 2008 (estação chuvosa) e cinquenta entre agosto e outubro de 2008 (estação seca), totalizando um esforço de 1.500 armadilhas-dia em cada estação.

Caracterização do micro-habitat e da paisagem

Para caracterizar o micro-habitat, ao redor de cada armadilha fotográfica, foram estabelecidos dois transectos com 50 m para verificar a cobertura de arbustos em cada ponto de amostragem de ungulados. Sobre cada transecto foi avaliado, a cada 0,5 m, a presença ou ausência de categorias de arbustos (pequenos: até 0,1 m de altura; médios: 0,1-0,5 m; grandes: 0,5-1,0 m; acuri e caraguatá). A presença do arbusto foi determinada se ele tocasse uma haste (0,1 m de diâmetro) que foi fixada a cada 0,5 m do transecto. A palmeira acuri e a bromélia caraguatá foram amostradas por serem estruturas chaves extremamente abundantes que servem como importantes recursos alimentares perenes para as espécies estudadas (Desbiez 2007; Lima-Borges e Tomas 2004). O acuri possui frutos grandes que estão disponíveis durante todo ano, e o caraguatá, além de prover potencial proteção anti-predação (Medri e Mourão 2005), é consumido pelas três espécies de porcos estudados (Lima-Borges e Tomas 2004). A amostragem de vegetação foi realizada em maio e junho de 2008.

Para caracterizar a paisagem, as áreas florestadas (Florestas Semi-decíduas + Cerradões), bem como áreas de cerrado, campos (campos alagáveis + não alagáveis) e corpos d'água (baías + salinas + vazantes) foram quantificadas utilizando uma imagem satélite *LANDSAT TM* com resolução de 20 m capturada em março de 2008. A imagem foi georeferenciada no programa Spring 4.3 (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, Brasil), e em seguida, as formações vegetais encontradas foram classificadas. Essa classificação foi corrigida usando o mapa de vegetação com controle de campo provido por Rodela (2006) e por outros pontos de controle retirados em campo. Ao redor de cada ponto amostrado com armadilhas fotográficas foi criada uma área circular com 800 m de raio, formando uma área

de 200 ha. Dentro de cada área foi calculada a disponibilidade de cada tipo de formação vegetal.

Período de atividade

Considereei como registros independentes apenas aqueles com intervalo mínimo de 1 hora entre fotografias no mesmo ponto de amostragem (Gómez *et al.* 2005). A análise do padrão de atividade foi realizada com estatística circular (Zar 1999) disponível no programa Oriana 2.0 (Kovach Computing Services, Wales, Reino Unido). Verifiquei se a atividade de cada espécie foi aleatória ao longo das horas do dia através do Teste de Rayleigh. Comparei a atividade entre as duas estações dentro de cada espécie e entre as espécies utilizando o teste U^2 de Watson. O teste de Watson é um prova não paramétrica que verifica diferenças na distribuição de freqüências de dois grupos de dados medidos em escala circular (Zar 1999). Utilizei um teste não paramétrico, pois os padrões de atividade não possuíam distribuição normal Von Mises, e o teste de Watson é o mais indicado para distribuições bimodais (Stephen 1969).

Uso do habitat

A estimativa da probabilidade de ocupação foi usada como resgate do uso de habitat pelas espécies (Mackenzie *et al.* 2002). Para evitar possíveis erros de estimativa causados pela impossibilidade de distinção entre ausência e não detecção de uma espécie em determinado local (Mackenzie *et al.* 2002, 2005), não foram utilizadas análises de regressão logística com dados de presença - ausência (Gu e Swihart 2004). O método de estimativa da probabilidade de ocupação foi baseado nas mesmas premissas encontradas em modelos de captura-marcação-recaptura de populações fechadas (Mackenzie *et al.* 2002). Por isso, a

amostragem foi curta (< 3 meses) em relação à longevidade das espécies estudadas (Linkie *et al.* 2007), e o distanciamento entre pontos amostrais (1,5-2,0 km), para garantia de independência, foi proporcional àqueles usados em estudos com espécies com áreas de vida muito maiores (e.g. tigres; Linkie *et al.* 2006, 2008).

Para cada ponto de amostragem de ungulados, a probabilidade de ocupação para cada espécie foi calculada usando um histórico de detecção (1) ou não detecção (0), provido pelo monitoramento com armadilhas fotográficas. Os 30 dias de amostragem com as armadilhas foram divididos em 6 ocasiões de amostragem compostas por 5 dias (Linkie *et al.* 2007, 2008). O histórico de detecção – não detecção de cada ponto amostrado (e.g. 010110) foi inserido no Programa Presence 2.2 (Proteus Wildlife Research Consultants, Nova Zelândia), junto com suas respectivas co-variáveis de habitat. Foram criados dois conjuntos de modelos para cada espécie em cada estação (Baldwin e Bender 2008; Linkie *et al.* 2008): modelos de ocupação do micro-habitat, que incluíram como co-variáveis a cobertura (%) das diferentes categorias de arbustos; e modelos de ocupação da paisagem, que incluíram a disponibilidade (%) das diferentes formações vegetais. Foram gerados modelos em que a probabilidade de ocupação e detecção foram ou não influenciados por cada co-variável ou combinações delas (Mackenzie *et al.* 2005, 2006). Co-variáveis auto-correlacionadas, baseado no teste de correlação de Pearson, não foram inseridas dentro de um mesmo modelo influenciando o mesmo parâmetro (probabilidade de ocupação ou detecção). O Critério de Informação de Akaike (CIA) foi utilizado para classificar os modelos (Burnham e Anderson 2002). O CIA classifica os melhores modelos por máxima verossimilhança, favorecendo modelos que combinem um bom ajuste aos dados coletados, com uma alta parcimônia (menor número de co-variáveis inseridas). Para garantir robustez na inferência trazida pelos modelos, verifiquei se os melhores classificados foram realistas,

segundo Mackenzie *et al.* (2006), acessando o ajuste e a dispersão do modelo em relação aos dados coletados. Um bom ajuste foi aceito quando os resultados estimados pelo modelo não diferiram, segundo qui-quadrado (χ^2), dos dados coletados, enquanto que uma dispersão adequada foi aceita se $c \sim 1$, onde $[c = \chi^2 \text{ modelo } i / \chi^2 \text{ médio dos modelos}]$, através de um procedimento de *bootstrap* com 1000 sorteios. Realizei interpretações gráficas dos melhores modelos de explicação da ocupação de cada espécie (probabilidade de ocupação X co-variável explicativa) para verificar a direção, precisão e a magnitude do efeito.

Estimativa do tamanho de grupo, densidade e biomassa

A abundância de cada espécie foi calculada utilizando amostragens repetidas de detecção/não detecção proposta pelo modelo de Royle e Nichols (2003) quando indivíduos são registrados, mas não podem ser reconhecidos. O modelo está disponível no programa PRESENCE. Este modelo foi derivado de Mackenzie *et al.* (2002), que buscou corrigir amostragens que possuem probabilidade de detecção < 1 , e incorpora a heterogeneidade na probabilidade de detecção entre locais amostrados (Zhou e Griffiths 2007). Além disso, o modelo proposto por Royle e Nichols (2003) assume que a abundância é o principal fator que traz heterogeneidade na probabilidade de detecção, similarmente aos clássicos modelos de captura-marcação-recaptura (Norris e Pollock 1996) e assume que a distribuição da abundância (N) entre os pontos segue uma distribuição Poisson: $[f_{(Ni)} = e^{-\lambda} * \lambda^{Ni} / Ni!]$, onde Ni é igual ao número de indivíduos no local i e λ é a média da distribuição de N . Nessa análise utilizei apenas informações coletadas na estação cheia. Os parâmetros estimados por esse modelo foram: (1) a probabilidade de um local estar ocupado por determinada espécie (ψ); (2) a probabilidade de detectar qualquer indivíduo num

determinado local (p); (3) a probabilidade de detectar um determinado indivíduo num determinado local (r); (4) a média de indivíduos presentes por local (λ); e (5) a abundância total (N_t) considerando todos os pontos amostrados. Como as espécies estudadas vivem em grupos, o N_t corresponde à estimativa da abundância de grupos. Por isso, multipliquei o N_t pelo tamanho médio de grupo (TMG) observado na área de estudo para estimar a abundância de indivíduos. Em todas as visualizações de porcos feitas durante a instalação das armadilhas fotográficas, escolha de locais de amostragem e caracterização da vegetação, a espécie e o tamanho do grupo foi anotada. Devido ao grande tamanho do grupo e a baixa coesão dos indivíduos dentro do mesmo grupo, só foram consideradas visualizações em áreas abertas, quando a contagem de todos os indivíduos pôde ser feita com segurança.

A densidade foi calculada dividindo a abundância de indivíduos ($N \cdot \text{TMG}$) pela área de efetiva amostragem. A área de efetiva amostragem foi calculada considerando a área do mínimo polígono convexo coberta pelos locais amostrados pelas armadilhas fotográficas, adicionada de uma área tampão ao redor da área de amostragem (Di Bitetti *et al.* 2006; Soisalo e Cavalcanti 2006). Utilizei o raio (R) do tamanho médio da área de vida de cada espécie para calcular a área tampão. Informações sobre a área de vida para as espécies na área de estudo não foram disponíveis e por isso utilizei valores encontrados na bibliografia. O R foi calculado considerando áreas de vida circulares: [$R = \sqrt{(A / \pi)}$], o melhor estimador da área tampão e da área de ação de uma espécie (Di Bitetti *et al.* 2006; Soisalo e Cavalcanti 2006). No cálculo da estimativa de densidade, assumi que todos os animais dentro da grade de armadilhas fotográficas tiveram chance de serem registrados e que animais registrados num local não foram registrados em outro. Por esse motivo, o espaçamento entre armadilhas (1,5-2 km) foi superior ao raio de ação das espécies

estudadas (Karanth 1995; Linkie *et al.* 2006). A premissa de população fechada foi garantida pelo curto período de amostragem (< 3 meses) em relação à longevidade das espécies estudadas (Karanth, 1995; Linkie *et al.* 2006). A biomassa disponível foi calculada multiplicando a densidade de indivíduos pelo peso médio da espécie encontrado na bibliografia.

Resultados

Ungulados registrados

Num esforço de 3000 armadilhas-dia, obtive 308 registros de catetos (*Tayassu tajacu*), 99 de queixadas (*Tayassu pecari*) e 219 de porcos ferais (*Sus scrofa*). Outros ungulados registrados foram antas *Tapirus terrestris* (169 registros), veados catingueiros *Mazama gouazoubira* (250), veados mateiros *Mazama americana* (88), veados campeiros *Ozotoceros bezoarticus* (2) e cervos-do-pantanal *Blastoceros dichotomus* (1).

Uso temporal do habitat

Nenhuma das espécies de porcos apresentou mudanças no padrão de atividade entre a estação seca e a chuvosa (Teste U^2 de Watson; $p > 0,1$ para três espécies), e por isso todos os registros da mesma espécie foram agrupados nas análises posteriores, independente do período de amostragem. As três espécies apresentaram concentração da atividade em algum período do dia (Teste de Raileigh; $p < 0,001$ para três espécies), com catetos e porcos ferais apresentando maior atividade crepuscular-noturna, e queixadas maior atividade diurna (Figura 1). Queixadas apresentaram padrão de atividade diferente do encontrado para

catetos ($U^2 = 0,605$; $p < 0,001$) e porcos ferais ($U^2 = 0,568$; $p < 0,001$), mas não houve diferenças no padrão de atividade entre catetos e porcos ferais ($U^2 = 0,1375$; $p > 0,1$).

Uso espacial do habitat

A cobertura de arbustos pequenos foi positivamente correlacionada com a de arbustos médios ($r = 0,76$), assim como a de arbustos pequenos e de arbustos grandes ($r = 0,64$) e de arbustos médios e arbustos grandes ($r = 0,82$). A disponibilidade de florestas e de campos foram negativamente correlacionadas ($r = -0,89$), assim como a de cerrados e de água ($r = -0,61$).

Os modelos sugeriram que a espécie que mais amplamente ocupou a paisagem nas duas estações foi o cateto (~75%), seguido do porco doméstico (~58%) e do queixada (18% na estação chuvosa e 27% na estação seca) (Tabela 1). Na escala da paisagem, catetos e porcos ferais mantiveram taxas médias de ocupação relativamente constantes entre as estações, enquanto queixadas ocuparam uma maior proporção da paisagem durante a estação seca (37%) em relação à estação chuvosa (18%). Na escala do micro habitat, catetos e queixadas mantiveram taxas médias de ocupação constantes entre as estações, enquanto o porco doméstico apresentou maiores taxas médias de ocupação na estação seca (76%) quando comparado com a estação chuvosa (59%).

No uso da paisagem, catetos ocuparam principalmente áreas florestadas nas duas estações amostradas (Tabela 1, Figura 2a), enquanto as queixadas evitaram áreas florestadas nas duas estações (Figura 2a) e os porcos ferais ocuparam principalmente áreas com maior disponibilidade de água na estação chuvosa (Figura 2b) e evitaram áreas muito florestadas na estação seca (Figura 2c). No uso do micro-habitat, catetos mostraram taxas de ocupação constantes independente de qualquer co-variável testada durante a estação

chuvosa (Tabela 3). No entanto, durante a estação seca, eles ocuparam principalmente áreas com grande cobertura de arbustos médios (Figura 3a). Queixadas evitaram áreas com grande cobertura de caraguatá nas duas estações (Figura 3b,c). Porcos ferais ocuparam principalmente áreas com predomínio de acuri na estação seca (Figura 3d) e ocuparam principalmente áreas com alta cobertura de acuri e baixa de arbustos grandes na estação chuvosa (Figura 3e).

Tamanho dos grupos, densidade e biomassa

Avistei catetos em grupos de 5 a 9 animais ($\bar{x} = 6$; $n = 18$), enquanto as queixadas ocorreram em grupos de 33 a 88 indivíduos ($\bar{x} = 53$; $n = 18$) e os porcos ferais em grupos de 4 a 12 indivíduos ($\bar{x} = 7,8$; $n = 22$) (Tabela 3). Grupos de catetos ocorreram em maior densidade ($0,68$ grupos/ km^2) do que de porcos ferais ($0,42$ grupos/ km^2) e queixadas ($0,07$ grupos/ km^2). No entanto, devido a diferenças no tamanho de grupo e no peso médio individual das espécies, catetos e queixadas ocorreram em densidades aproximadamente equivalentes em número de indivíduos ($\sim 4,1$ ind./ km^2) e maiores em relação aos porcos ferais ($3,04$ ind./ km^2), mas as queixadas ($154,2$ kg/ km^2) ocorreram em maior biomassa, seguidas de porcos ferais (136 kg/ km^2) e catetos ($83,1$ kg / km^2) (Tabela 3).

Discussão

Uso temporal do habitat

Os três porcos estudados foram ativos ao longo do dia e da noite, como previsto por van Shaik e Griffiths (1996), que postularam que grandes mamíferos herbívoros gastam

muito tempo no consumo de grandes quantidades de vegetais e tendem a ficar ativos ao longo de todo o dia. A atividade diurna é bem relatada para catetos (Gómez *et al.* 2005; Tobler 2008) e queixadas (Carrillo *et al.* 2002; Fragoso 1998; Gómez *et al.* 2005; Tobler 2008) e a atividade noturna foi relatada para porcos ferais (Ilse e Hellgren 1995a). No entanto, enquanto queixadas e porcos ferais apresentaram padrões de atividade previstos em outros estudos, os catetos contrariaram as expectativas, apresentando atividade crepuscular-noturna ao longo de todo ano. A atividade crepuscular-noturna só foi relatada para catetos nas áreas áridas do Texas, atribuídas às altas temperaturas do dia (Bigler 1974; Ilse e Hellgren 1995a). No Pantanal, existem muitas áreas de vegetação aberta, as temperaturas são elevadas durante todo ano e, na estação chuvosa, as temperaturas podem alcançar mais de 40°C durante o dia. Por esse motivo, os catetos podem ter diminuído sua atividade durante as horas do dia, deslocando sua atividade para horários de maior conforto térmico, como já foi reportado para outros mamíferos (Mourão e Medri 2007; Oliveira-Santos *et al.* 2009 no prelo).

Uso espacial do habitat

As taxas médias de ocupação da paisagem e micro-habitat de catetos (~75%) no Pantanal foram equivalentes às encontradas na Amazônia (~70%) (Tobler 2008). No entanto, no Pantanal, queixadas (~27%) apresentaram taxas médias de ocupação muito inferiores às relatadas na Amazônia (~94%) (Tobler 2008). Porcos ferais apresentaram taxas médias de ocupação (~58%) menores que a dos catetos e muito maiores que a das queixadas, mostrando grande adaptação às condições ecológicas do Pantanal.

Catetos são animais tipicamente florestais (Judas e Henry 1999; Keuroghlian *et al.* 2004; SOWLS 1997) e os resultados desse estudo sugerem que catetos, na escala da

paisagem, ocuparam principalmente áreas florestadas nas duas estações estudadas. Espera-se que frugívoros de médio e grande porte desloquem ou aumentem seu território em períodos de escassez de alimento, em busca de melhores sítios de alimentação (Carrillo *et al.* 2000; Fragoso 1998; Keuroghlian e Eaton 2008). No entanto, catetos são mais generalistas quanto ao uso do micro-habitat (Desbiez 2007; Gabor *et al.* 2001; SOWLS 1997), e apresentam territórios estáveis sazonalmente (Kerouglhian *et al.* 2004), podendo até diminuí-los durante períodos de restrição alimentar (Ilse e Hellgren 1995b; Judas e Henry 1999), concentrando sua atividade em locais com maior qualidade de alimentos. Essas informações suportam os resultados encontrados nesse estudo, onde catetos mantiveram constante as taxas de ocupação da paisagem e do micro-habitat entre estações. Ainda, enquanto os catetos foram generalistas no uso do micro-habitat durante a estação chuvosa (alta disponibilidade de alimentos), eles ocuparam principalmente áreas com maior disponibilidade de arbustos médios durante a estação seca (escassez de alimentos). Isto está coerente com os resultados de Desbiez (2007), que, trabalhando na mesma área, encontrou uma grande importância das folhas e fibras de arbustos na dieta de catetos durante a estação seca, em substituição aos frutos predominantes na estação chuvosa.

Queixadas ocuparam principalmente áreas com baixa disponibilidade de florestas nas duas estações estudadas, apesar de serem considerados de hábitos tipicamente florestais (Bodmer 1990; Carrillo *et al.* 2000; Fragoso 1998; Keuroghlian e Eaton 2008). No Pantanal, os queixadas podem ter se adaptado a forragear em áreas mais abertas, consumindo grandes quantidades de gramíneas ou a vegetação próxima aos corpos de água (Desbiez 2007). Como queixadas se deslocam principalmente em função da disponibilidade de frutos (Fragoso 1998; Keuroghlian *et al.* 2008) e nas áreas abertas com vegetação arbustiva esparsa encontram-se frutos frequentemente observados na dieta de queixadas

(Desbiez 2007), essas áreas podem ser importantes para espécie no Pantanal. Além disso, destaca-se a grande abundância de queixadas em áreas abertas do cerrado brasileiro (Jácomo 2004) e a preferência de habitats de transição entre mata e campos no Pantanal (Desbiez 2008). Adicionalmente, Carrillo *et al.* (2002) demonstraram que áreas de vegetação secundária ou áreas abertas costeiras podem ser selecionadas por queixadas, mesmo com amplas áreas de floresta primária disponíveis.

Queixadas demonstraram maiores taxas médias de ocupação da paisagem na estação seca em relação chuvosa, uma vez que indivíduos dessa espécie podem aumentar sua área de vida em até 80% durante a estação de escassez de alimentos (Carrillo *et al.* 2002; Fragoso 1998; Keuroghlian *et al.* 2004), ou mesmo formar sub-grupos para explorar distintas áreas e otimizar o forrageio (Castellanos 1983). Na escala do micro-habitat, as queixadas evitaram áreas com predomínio de caraguatá. Essas bromélias são espinhentas e formam extensos aglomerados que provavelmente dificultam o deslocamento e a manutenção da coesão de grandes grupos.

Porcos ferais ocuparam principalmente áreas alagadas durante a estação chuvosa. Porcos ferais são animais extremamente dependentes de corpos d'água (Zervanos e Naveh 1988), pois possuem menor eficiência na retenção hídrica renal (Gabor *et al.* 1997) e menor condutância térmica (McNab 1970) quando comparado aos porcos nativos. Estudos têm demonstrado que as taxas de sobrevivência e recrutamento de porcos ferais estão positivamente relacionadas com a disponibilidade de água (Choquenot e Ruscoe 2003; Focardi *et al.* 2008). Adicionalmente, Desbiez (2007), na mesma área estudada, relata grande quantidade de vegetais aquáticos na dieta de porcos ferais, sendo comum encontrar seus vestígios ou vê-los forrageando e termo-regulando na beira dos corpos d'água (observação pessoal). Durante a estação seca, os porcos monteiros ocuparam

principalmente áreas mais abertas. Espera-se que esses animais busquem habitats mais abertos (Gabor *et al.* 2001) devido seu o hábito pastejador (Ilse e Hellgren 1995a). Desbiez (2007) corrobora esses resultados, indicando a preferência no uso de habitats abertos, a maior densidade de indivíduos em áreas abertas e a grande importância das gramíneas na dieta dessa espécie no Pantanal.

Ao contrário dos queixadas, porcos monteiros mantiveram constantes suas taxas médias de ocupação da paisagem, mais aumentaram a taxas médias de ocupação do micro-habitat na estação seca. Provavelmente, porcos monteiros devem ter suas áreas de vida com dimensões constantes entre estações, e durante a época de escassez de alimentos, podem aumentar sua movimentação, usando com maior intensidade e generalidade os recursos disponíveis (Gabor *et al.* 2001). Nesse estudo, porcos ferais foram extremamente relacionados às áreas com grande disponibilidade de acuri em ambas as estações. Acuris são palmeiras com frutos grandes que frutificam o ano todo, principalmente na estação chuvosa, e fornecem um importante recurso perene para alimentação da fauna silvestre (Desbiez 2007). Existe uma forte relação entre ungulados sul-americanos e as palmeiras, no que diz respeito à dieta e os padrões de movimentação (Bodmer 1990; Fragoso 1998; Galleti *et al.* 2000; Keuroghlian e Eaton 2008). Os porcos ferais introduzidos parecem ter se adaptado à frugivoria (Loggins 2002; Sierra 2001), sendo o principal consumidor de sementes de acuri dentre os porcos estudados (Desbiez 2007). Apesar da alta ocupação de áreas com acuri, encontrei leves diferenças entre as estações amostradas. Durante a estação chuvosa, os porcos ferais ocuparam principalmente áreas com predomínio de acuri, independente da abundância dos outros arbustos. Na estação seca, também houve seleção de áreas com predomínio de acuri, mas a ocupação foi maior em áreas que possuíam também baixa cobertura de arbustos. Áreas como essas são localmente conhecidas como

acurizais, que são florestas com sub-bosque aberto e com mono-dominância de palmeiras acuri. As palmeiras normalmente são mais procuradas em períodos de escassez de alimentos (Keuroghlian e Eaton 2008), e a seleção de acurizais na estação seca pode aumentar a chance de encontro com as sementes disponíveis.

Tamanho dos grupos, densidade e biomassa

O método utilizado para estimar a densidade dos porcos nesse estudo se mostrou bastante adequado, pois Desbiez (2007), na mesma área, utilizando o tradicional método de transecção em linha, obteve estimativas de densidade muito similares às encontradas nesse estudo. A técnica utilizada foi rápida (<3 meses) e necessitou de um pequeno esforço de campo quando comparado a Desbiez (2007). Desbiez (2007) percorreu cerca de 2.200 km durante 2 anos para obter resultados similares. Além disso, a similaridade dos resultados obtidos com os encontrados por uma técnica independente na mesma área, credencia o uso desse método em futuros levantamentos de abundância populacional de mamíferos esquivos, raros, noturnos ou que apresentem outras características que dificultem sua visualização.

O tamanho médio dos grupos, a densidade e a biomassa de catetos e queixadas no Pantanal foram similares àquelas encontradas ao longo de sua área de distribuição geográfica (Tabela 4). No geral, pode se observar um padrão de maior tamanho de grupo, densidade e biomassa próximo ao centro de distribuição geográfica (Amazônia e Cerrado) com decréscimo para suas bordas (Chaco e Texas). Tamanhos de grupos, densidades e biomassas mais baixas normalmente foram encontrados em áreas com moderada e alta pressão de caça ou nos extremos da distribuição geográfica dessas duas espécies (Tabela 4).

Porcos monteiros apresentaram biomassa intermediária e densidade mais baixa que a encontrada nos porcos nativos, mas a densidade e o tamanho médio dos grupos são compatíveis com os valores disponíveis na literatura (Tabela 4). No Pantanal, os porcos ferais têm sido sujeitos a uma forte pressão de caça (Lourival e Fonseca 1997), e suas densidades podem estar controladas em níveis mais baixos que a capacidade suporte do ambiente, como ocorre com os porcos nativos em outras regiões (Peres 1996, 2001). Além disso, a área estudada possui uma sazonalidade muito marcada quanto à disponibilidade de água, apresentando poucos corpos d'água permanentes durante a seca. Essa escassez de água pode ser outra força controladora da abundância populacional, diminuindo a sobrevivência e recrutamento dos porcos ferais na região.

Partição de recursos e a coexistência entre porcos nativos e porcos introduzidos

Apesar das similaridades na dieta relatada entre porcos nativos e porcos ferais no Pantanal (Desbiez 2007), o presente estudo revelou padrões distintos de atividade e uso de habitat entre as espécies estudadas. Possíveis relações competitivas podem ser relaxadas com a diferenciação de uma dimensão do nicho, quando existe forte sobreposição em outra (Schoener 1974). Catetos e porcos monteiros tiveram alta sobreposição no período de atividade (crepuscular-noturnos), mas demonstraram padrões de uso da paisagem inversos, onde catetos ocuparam principalmente áreas florestadas e porcos ferais, na estação seca, áreas com matriz aberta e, na estação chuvosa, áreas com grande disponibilidade de corpos d'água. Resultados similares foram encontrados em estudos de ecologia comparativa entre catetos e porcos ferais introduzidos, em que ambas as espécies tiveram alta sobreposição no período de atividade (76%) e na dieta (75%), mas com catetos selecionando áreas mais florestadas e porcos ferais áreas mais abertas (Gabor *et al.* 2001; Ilse e Hellgren 1995b)

Adicionalmente, no uso do micro-habitat, porcos ferais ocuparam principalmente áreas com predomínio de acuri, enquanto catetos foram mais generalistas ou ocuparam majoritariamente áreas com grande abundância de arbustos médios. Queixadas ocuparam principalmente áreas com menor disponibilidade de florestas durante ambas estações, o que poderia trazer, durante a estação seca, sobreposição no uso da paisagem com porcos monteiros. No entanto, queixadas foram fortemente diurnos enquanto porcos ferais foram crepuscular-noturnos, e no uso do micro-habitat, queixadas não ocuparam intensamente áreas com predomínio de acuri como fizeram os porcos ferais.

Nossos resultados não esclarecem se os distintos padrões encontrados são decorrentes de competição ou de uma divergência ecológica anterior. No entanto, a partição no uso temporal e espacial do habitat, bem como a manutenção do tamanho dos grupos, das densidades e da biomassa dos porcos nativos em níveis equivalentes ao encontrado em outras áreas sem porcos ferais e com baixa pressão de caça indicam um potencial de coexistência em longo prazo com baixas interações competitivas com o porco invasor.

Agradecimentos

À Embrapa Pantanal, Projeto PELD, CNPq, PPBIO-MCT e FUNDECT pelo apoio financeiro e logístico. À equipe da Fazenda Nhumirim pelo auxílio de campo. À CAPES pela bolsa de mestrado.

Literatura citada

ALHO, C. J. R., T. E. LACHER, E Z. M. S. CAMPOS. 1988. Mamíferos da fazenda Nhumirim, sub-região de Nhecolândia, Pantanal do Mato Grosso do Sul: Levantamento

- preliminar de espécies. *Revista Brasileira de Biologia* 48:213-225.
- ALHO, C. J. R., T. E. LACHER, J. M. C. CAMPOS, E H. C. GONÇALVES. 1987. Mamíferos da Fazenda Nhumirim, sub-região da Nhecolândia, Pantanal do Mato Grosso do Sul: 1 levantamento preliminar de espécies. *Revista Brasileira de Zoologia* 4:151-164.
- ALTRICHTER, M. 2005. The sustainability of subsistence hunting of peccaries in the Argentine Chaco. *Biological Conservation* 126:351-362.
- AZEVEDO, F. C. C., V. LESTER, W. GORSUCH, S. LARIVIERE, A. J. WIRSING, E D. L. MURRAY. 2006. Dietary breadth and overlap among five sympatric prairie carnivores. *Journal of Zoology* 269: 127-135.
- BALDWIN, R. A., E L. C. BENDER. 2008. Distribution, Occupancy, and Habitat Correlates of American Martens (*Martes americana*) in Rocky Mountain National Park, Colorado. *Journal of Mammalogy* 89:419-427.
- BARRETO G. R., O. E. HERNANDEZ, E J. OJASTI. 1997. Diet of peccaries (*Tayassu tajacu* and *T. pecari*). *Journal of Zoology* 241:279-284.
- BARRETT, R. H. 1982. Habitat preferences of feral hogs, deer, and cattle on a Sierra foothill range. *Journal of Range Management* 35:342-346.
- BIGLER, W. J. 1974. Seasonal movements and activity patterns of the collared peccary. *Journal of Mammalogy* 55:851- 855.
- BODMER, R. E. 1989. Ungulate biomass in relation to feeding strategy within Amazonian forest. *Oecologia* 81:547-550.
- BODMER, R. E. 1991a. Strategies of seed dispersal and seed predation in Amazonian ungulates. *Biotropica* 23:255-261.

- BODMER, R. E. 1991b. Influence of digestive morphology on resource partitioning in Amazonian ungulates. *Oecologia* 85:361-365.
- BODMER, R. E. 1990. Fruit patch size and frugivory in the lowland tapir (*Tapirus terrestris*). *Journal of Zoology* 222:121–128.
- BODMER, R. E., T. G. FANG, E L. M. IBANEZ. 1988. Ungulate management and conservation in the Peruvian Amazon. *Biological Conservation* 45:303-310.
- BURNHAM, K. P., E D. R. ANDERSON. 2002. Model selection and inference: a practical information-theoretic approach. Second edition. Springer-Verlag, New York.
- CARRILLO, E., J. C. SAENZ, E T. K. FULLER. 2002. Movements and activities of white-lipped peccaries in Corcovado National Park, Costa Rica. *Biological Conservation* 108:317-324.
- CASTELLANOS, A. H. G. 1983. Aspectos de la organizacion social del baquiro de collar, *Tayassu tajacu* L., en el estado Guarico, Venezuela. *Acta Biologica Venezuela* 11:127–14.
- CHOQUENOT, D., E W. A. RUSCOE. 2003. Landscape complementation and food limitation of large herbivores: habitat-related constraints on the foraging efficiency of wild pigs. *Journal of Animal Ecology* 72:14-26.
- CUNHA, A. A., E M. V. VIEIRA. 2002. Support diameter, incline, and vertical movements of four didelphid marsupials in the Atlantic forest of Brazil. *Journal of Zoology* 258:419–26.
- DESBIEZ, A. L. J. 2007. Wildlife conservation in Pantanal: Habitat alteration, invasive species bushmeat hunting. Tese de doutorado. University of Kent. 288 pp.

- DI BITETTI, M. S., A. PAVIOLO, E C. DE ANGELO. 2006. Density, habitat use and activity patterns of ocelots (*Leopardus pardalis*) in the Atlantic forest of Misiones, Argentina. *Journal of Zoology* 270: 153–163.
- EISENBERG, J. F., E K. H. REDFORD. 1999. Mammals of the Neotropics. The central Neotropics. Volume 3. The University of Chicago Press.
- ELSTON, J. J., E. A. KLINKSIEK, E D. G. HEWITT. 2005. Digestive efficiency of collared peccaries and wild pigs. *The Southwestern Naturalist* 50:515-519.
- EMMONS, L. H. 1997. Neotropical rainforest mammals: a field guide. Chicago. The University of Chicago Press.
- FOCARDI, S., J. GAILLARD, F. RONCHI, E S. ROSSI. 2008. Survival of wild boars in a variable environment: unexpected life-history variation in an unusual ungulate. *Journal of Mammalogy* 89:1113-1123.
- FRAGOSO, J. M. 1998. Home range and movement patterns of white lipped peccary (*Tayassu pecari*) herds in the Northern Brazilian Amazon. *Biotropica* 30: 458–469.
- GABOR M. T., E. C. HELLGREN, E N. J. SILVY. 2001. Multi-scale habitat partitioning in sympatric suiforms. *Journal of Wildlife Management* 65:99-110.
- GABOR M.T., E E.C. HELLGREN. 2000. Variation in peccary populations: landscape composition or competition by an invader? *Ecology* 81:2509-2524.
- GABOR, T. M., E. C. HELLGREN, R. A. VAN DEN BUSSCHE, E N. J. SILVY. 1999. Demography, sociospatial behavior, and genetics of feral pigs in a semi-arid environment. *Journal of Zoology* 247:311-322.
- GABOR, T. M., E. C. HELLGREN, E N. J. SILVY. 1997. Renal morphology of sympatric suiforms: implications for competition. *Journal of Mammalogy* 78:1089-1095.

- GALETTI, M., A. KEUROGHLIAN, L. HANADA, E M. I. MORATO. 2001. Frugivory and seed dispersal by the lowland tapir (*Tapirus terrestris*) in Southeast Brazil. *Biotropica* 33:723-726.
- GÓMEZ, H., R. B. WALLACE, G. AYALA, E R. TEJADA. 2005. Dry season activity periods of some Amazonian mammals. *Studies on Neotropical Fauna and Environmental* 40:91-95.
- GORDON, I. J. 1989. Vegetation community selection by ungulates on the Isle of Rhum. II. Vegetation community selection. *Journal of Applied Ecology* 26:53-64.
- GU, W., E R. K. SWIHART. 2004. Absent or undetected? Effects of non-detection of species occurrence on wildlife-habitat models. *Biological Conservation* 116:195–203.
- ILSE, L. M., E E. C. HELLGREN. 1995a. Resource partitioning in sympatric populations of collared peccaries and feral hogs in southern Texas. *Journal of Mammalogy* 76:784-799.
- ILSE, L. M., E E. C. HELLGREN. 1995b. Spatial use and group dynamics of sympatric collared peccaries and feral hogs in southern Texas. *Journal of Mammalogy* 76:993-1002.
- JÁCOMO, A. T. A. 2004. Ecologia, manejo e conservação do queixada *Tayassu pecari* no Parque Nacional das Emas e em propriedades rurais de seu entorno. Tese de doutorado. Universidade de Brasília.
- JÁCOMO, A. T. A., L. SILVEIRA, E J. A. F. DINIZ-FILHO. 2004. Niche separation between the maned wolf (*Chrysocyon brachyurus*), the crab-eating fox (*Dusicyon thous*) and the hoary fox (*Dusicyon vetulus*) in central Brazil. *Journal of Zoology* 262:99–106.
- JUDAS, J., E O. HENRY. 1999. Seasonal variation of home range of collared peccary in tropical rain forests of French Guiana. *Journal of Wildlife Management* 63:546–555.

- KARANTH, K. U. 1995. Estimating tiger *Panthera tigris* populations from camera trap data using capture–recapture models. *Biological Conservation* 71:333-338.
- KEUROGHLIAN, A., E D. P. EATON. 2008. Fruit availability and peccary frugivory in an isolated atlantic forest fragment: effects on peccary ranging behavior and habitat use. *Biotropica* 40:62-70.
- KEUROGHLIAN, A., D. P. EATON, E W. S. LONGLAND. 2004. Area use by white-lipped and collared peccaries (*Tayassu pecari* and *Tayassu tajacu*) in a tropical forest fragment. *Biological Conservation* 120:411–425.
- KILTIE, R. 1981. Stomach contents of rain forest peccaries (*Tayassu tajacu* and *T. pecari*). *Biotropica* 13:234-236.
- KILTIE, R. 1982. Bite force as a basis for niche differentiation between rain forest peccaries (*Tayassu tajacu* and *T. pecari*). *Biotropica* 14:188-195.
- LACKI, M. J., E R. A. LANCIA 1986. Effects of wild pigs on beech growth in Great Smokey Mountains National Park. *Journal of Wildlife Management* 50:655-659.
- LIMA-BORGES, P. A., E W. M. TOMÁS. 2004. Guia de rastros e outros vestígios de mamíferos do Pantanal. 139 pp.
- LINKIE, M., G. CHAPRON, D.J. MARTYR, J. HOLDEN, E N. LEADER-WILLIAMS. 2006. Assessing the viability of tiger subpopulations in a fragmented landscape. *Journal of Applied Ecology* 43:576-586.
- LINKIE, M., Y. DINATA, A. NUGROHO, E I. A. HAIDIR. 2007. Estimating occupancy of a data deficient mammalian species living in tropical rainforests: Sun bears in the Kerinci Seblat region, Sumatra. *Biological Conservation* 137:20-27.

- LINKIE, M., I. HAIDIR, A. NUGROHO, E Y. DINATA. 2008. Conserving tigers *Panthera tigris* in selectively logged Sumatran forests. *Biological Conservation* 141:2410-2415.
- LOGGINS R. E., J. T. WILCOX, E D. H. VAN VUREN. 2002. Seasonal diets of wild pigs in oak woodlands of the central coast region of California. *California Fish and Game* 88:28-34.
- LOURIVAL, R. F. F., E G. A. B. FONSECA. 1997. Analise de sustentabilidade do modelo de caça tradicional, no Pantanal da Nhecolandia, Corumbá, MS. Pp. 123-172 in Manejo e conservação de vida silvestre no Brasil (C. Valladares-Padua, R. E. Bodmer, e L. Cullen-Jr., eds.). Sociedade Civil Mamirauá, Manaus.
- LOWE, S., M. BROWNE, S. BOUDJELAS, E M. DE POORTER. 2000. 100 of the world's worst invasive alien species. A selection from the global invasive species database. Pp. 12 in The Invasive Species Specialist Group (ISSG) Species Survival Commission. The World Conservation Union, Gland, Switzerland.
- MACKENZIE, D. I., J. D. NICHOLS, G. B. LACHMAN, S. DROEGE, J. A. ROYLE, E C. A. LANGTIMM. 2002. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than 1. *Ecology* 83:2248-2255.
- MACKENZIE, D. I., J. D. NICHOLS, J. D. ROYLE, K. H. POLLOCK, L. L. BAILEY, E J. E. HINES. 2006. Occupancy estimation and modeling: inferring patterns and dynamics of species occurrence. Elsevier Academic Press, Londres.
- MACKENZIE, D. I., J. D. NICHOLS, N. SUTTON, K. KAWANISHI, E L. L. BAILEY. 2005. Improving inferences in population studies of rare species that are detected imperfectly. *Ecology* 86:1101-1113.
- MACNAB, B. K. 1970. 1973. Body weight and the energetics of temperature regulation. *Journal of Experimental Biology* 53:329-348.

- MEDRI, Í. M., E G. MOURÃO. 2005. A brief note on the sleeping habits of the giant anteater - *Myrmecophaga tridactyla* Linnaeus (Xenarthra: Myrmecophagidae). Revista Brasileira de Zoologia 22:1213-1215.
- MISHRA C., S. E VAN WIEREN, P. KETNER, I. M. A. HEITKÖNIG, E H. H. T. PRINS. 2004. Competition between domestic livestock and wild bharal *Pseudois nayaur* in the Indian Trans-Himalaya. Journal of Applied Ecology 41:344-354.
- MITCHELL, B. D., E P. B. BANKS. 2005. Do wild dogs exclude foxes? Evidence for competition from dietary and spatial overlaps. Austral Ecology 15:181-191.
- MOONEY, H. A., E E. E. CLELAND. 2001. The evolutionary impact of invasive species. Proceedings of the National Academy of Sciences 98:5446-5451.
- MOURÃO, G. M., M. E. COUTINHO, R. A. MAURO, W. M. TOMÁS, E W. E. MAGNUSSON. 2002. Levantamento aéreo de espécies introduzidas no Pantanal: porco ferais (porco monteiro), gado bovino e búfalos. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento 28. 22 pp.
- MOURÃO, G., E Í. M. MEDRI. 2007. Activity of a specialized insectivorous mammal (*Mirmecophaga tridactyla*) in the Pantanal of Brazil. Journal of Zoology 271:187-192.
- NARANJO, E. J., E R. E. BODMER. 2007. Source-sink systems and conservation of hunted ungulates in the Lancadon Forest, Mexico. Biological Conservation 138:412-420.
- NORRIS, J. L., E K. H. POLLOCK. 1996. Nonparametric MLE under two closed capture–recapture models with heterogeneity. Biometrics 52:639-649.
- OLIVEIRA-SANTOS, L. G. R., L. C. P. MACHADO-FILHO, M. A. TORTATO, E BRUSIUS L. 2009. Influence of extrinsic variables on activity and habitat selection of lowland tapirs (*Tapirus Terrestris*) in the coastal sand plain shrub, southern Brazil. Mammalian Biology, no prelo.

- OLIVEIRA-SANTOS, L. G., M. A. TORTATO, E M. E. GRAIPEL. 2008 Activity pattern of Atlantic Forest small arboreal mammals as revealed by camera traps. *Journal of Tropical Ecology* 24:563-567.
- OLMOS, F. 1993 Diet of sympatric Brazilian caatinga peccaries (*Tayassu tajacu* and *T. pecari*). *Journal of Tropical Ecology* 9:255-258.
- PERES, C. A. 1996. Population status of white-lipped *Tayassu pecari* and collared peccaries *T. tajacu* in hunted and unhunted Amazonian forests. *Biological Conservation* 77:115-123.
- PERES, C. A. 2001. Synergetic effects of subsistence hunting and habitat fragmentation on Amazonian forest vertebrates. *Conservation Biology* 15:1490–1505.
- PERES, C. A., E E. PALÁCIOS. 2007. Basin-wide effects of game harvest on vertebrate population densities in Amazonian forests: implications for animal-mediated seed dispersal. *Biotropica* 39:304–315.
- PERES, C. A., E H. S. NASCIMENTO. 2006. Impact of game hunting by the Kayapó of southeastern Amazonia: Implications for wildlife conservation in Amazonian indigenous reserves. *Biodiversity and Conservation* 15:2627–2653.
- ROBINSON, G., E K. H. REDFORD. 1986. Body size, diet, and population density of Neotropical forest mammals. *American Naturalist* 128:665-680.
- RODELA, L.G. 2006. Unidades de vegetação e pastagens nativas do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo.
- ROYLE, J. A., E J. D. NICHOLS. 2003. Estimating abundance from repeated presence absence data or point counts. *Ecology* 84:777-790.

- SANTOS S. A., S. M. A. CRISPIM, J. A. COMASTRI-FILHO, E E. L. CARDOSO 2004. Princípios de agroecologia no manejo das pastagens nativas do Pantanal. Documentos Embrapa Pantanal 63. 35 pp.
- SCHOENER T. W. 1983. Field experiments on interspecific competition. *The American Naturalist* 122:240-285.
- SCHOENER, T. W. 1974. Resource partitioning in ecological communities. *Science* 185:27-39.
- SCOGNAMILLO, D. G., I. E. MAXIT, M. S. SUNQUIST, J. POLISAR. 2003. Coexistence of jaguar (*Panthera onca*) and puma (*Puma concolor*) in a mosaic landscape in the Venezuelan llanos. *Journal of Zoology* 259:269-279.
- SICURO F.L., E L.F.B. OLIVEIRA. 2002. Coexistence of peccaries and feral hogs in the Brazilian Pantanal wetland: an ecomorphological view. *Journal of Mammalogy* 83: 207-217.
- SIERRA, C. 2001. The feral pig (*Sus scrofa*, Suidae) in Cocos Island , Costa Rica: composition of it's diet, reproductive state and genetics. *Revista de Biologia Tropical* 49:1147-1157.
- SILVA, J. S. V., E M. M. ABDON. 1998. Delimitação do Pantanal Brasileiro e suas sub-regiões. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 33:1703-1711.
- SINGER, F. J., W. T. SWANK, E E. E. C. CLEBSCH. 1984. Effects of wild pig rooting in a deciduous forest. *Journal of Wildlife Management* 48:464-473.
- SOISALO, M. K., E 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 radiotelemetry. *Biological Conservation* 129:487-496.

- SORIANO, B. M. A., H. OLIVEIRA, J. B. CATTO, J. A. COMASTRI FILHO, S. GALDINO, E S. M. SALIS. 1997. Plano de Utilização da Fazenda Nhumirim. Embrapa Pantanal Documentos 21. 72 pp.
- SOWLS, L. K. 1997. Javelinas and other peccaries: their biology, management, and use. Texas A & M University Press, Texas.
- STEPHENS, M. A. 1969. A goodness-of-fit statistics on a circle, with some comparisons. *Biometrika* 56:161-168.
- TABER, A. B., C. P. DONCASTER, N. N. NERIS, E F. H. COLMAN. 1994. Ranging behavior and activity patterns of two sympatric peccaries, *Catagonus wagneri* and *Tayassu tajacu*, in the Paraguayan Chaco. *Mammalia* 58:61-71.
- TOBLER, M. W. 2008. The ecology of the lowland tapir in Madre de Dios, Peru: Using new technologies to study large rainforest mammals. Tese de doutorado. University of Texas.
- VAN SCHAIK, C. P., E M. GRIFFITHS. 1996. Activity periods of Indonesian Rain Forest mammals. *Biotropica* 28:105-112.
- VIEIRA, E. M., E D. PORT. 2007. Niche overlap and resource partitioning between two sympatric fox species in southern Brazil. *Journal of Zoology* 272:57-63.
- VIEIRA, M. V. 2003. Seasonal niche dynamics in coexisting rodents of the Brazilian Cerrado. *Studies on Neotropical Fauna and Environmental* 38:7-15.
- VITOUSEK, P. M., C. M. D'ANTONIO, L. L. LOOPE, E R. WESTBROOKS. 1996. Biological invasions as global environmental change. *American Scientist* 84:468-478.
- VOETEN, M.M., E H.H.T. PRINS. 1999. Resource partitioning between sympatric wild and domestic herbivores in the Tarangire region of Tanzania. *Oecologia* 120:287-294.

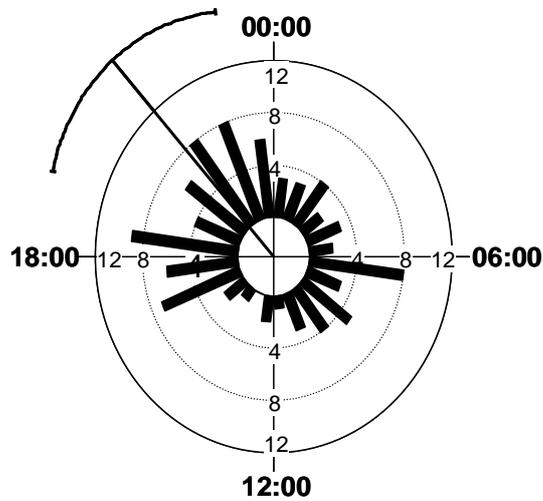
YOUNG T. P., T. M. PALMER, E M. E. GADD. 2005. Competition and compensation among cattle, zebras, and elephants in a semi-arid savanna in Laikipia, Kenya. *Biological Conservation* 122:351-359.

ZAR, J.H. 1999. *Biostatistical Analysis*. Fourth edition. Prentice Hall, New Jersey.

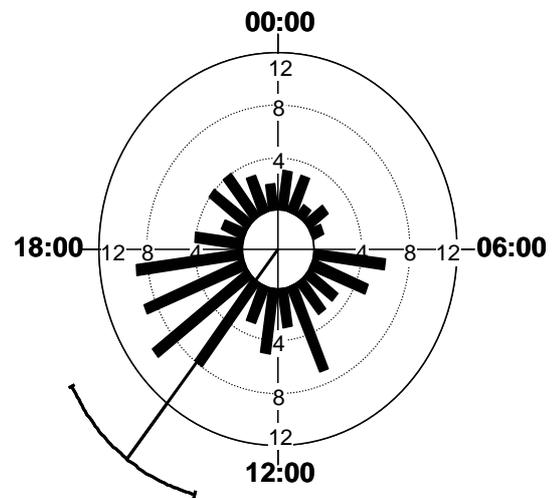
ZERVANOS, S. M., E S. NAVEH. 1988. Renal structural flexibility in response to environmental water stress in feral hogs. *Journal of Experimental Zoology* 247:285-288.

ZHOU, S., E S. P. GRIFFITHS. 2007. Estimating abundance from detection - nondetection data for randomly distributed or aggregated elusive populations. *Ecography* 30:537-549.

(a) *Tayassu tajacu* (n = 308)



(b) *Tayassu pecari* (n = 99)



(c) *Sus scrofa* (n = 219)

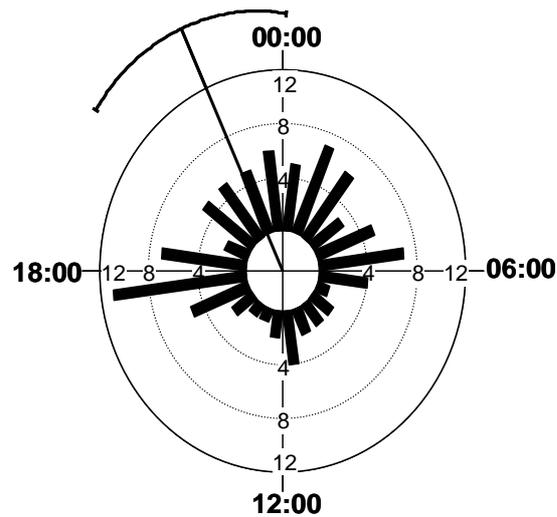


Figura 1. Padrão de atividade de três espécies de porcos no Pantanal entre março e outubro de 2008. (a) cateto (*Tayassu tajacu*), (b) queixada (*Tayassu pecari*) e (c) porco doméstico (*Sus scrofa*). As barras correspondem a proporção de registros (%) feitos a cada hora do dia, enquanto o vetor de cada gráfico corresponde a média circular e o intervalo de confiança (95%) de concentração dos registros de cada espécie. n = número de registros.

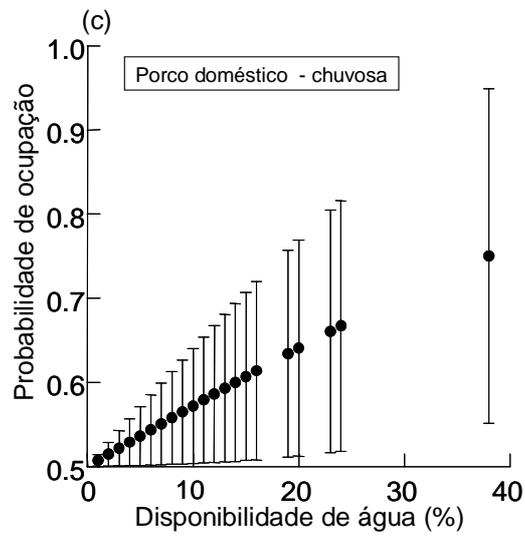
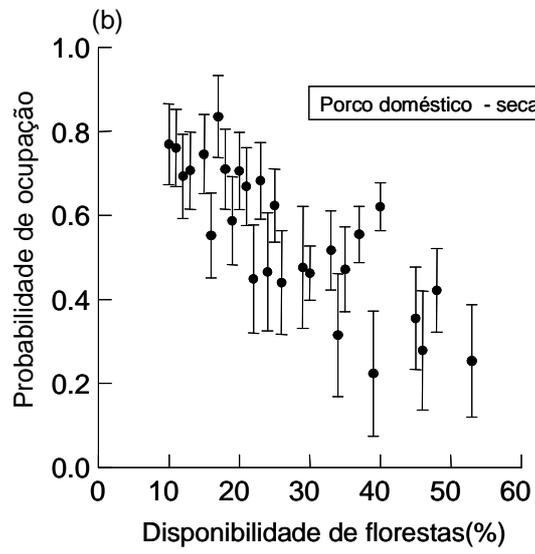
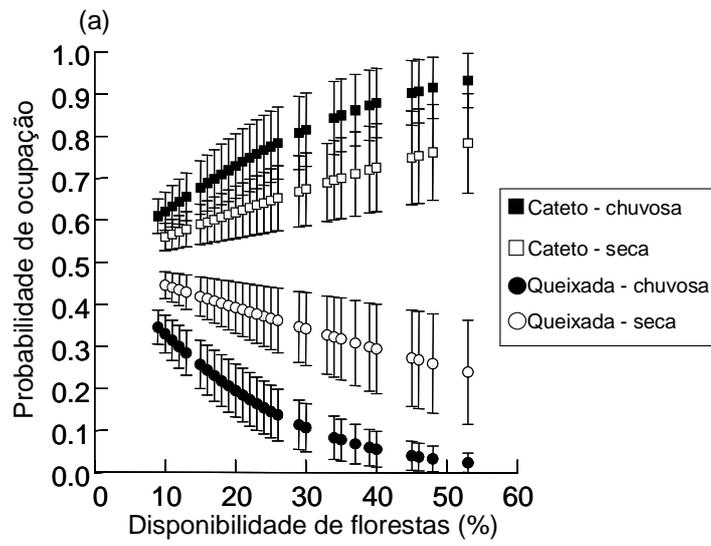


Figura 2. Probabilidade de ocupação do habitat por porcos em relação a(s) co-variável(is) da paisagem, segundo o “melhor modelo” classificado pelo Critério de Informação de Akaike. As barras verticais correspondem ao erro padrão das estimativas de ocupação em cada local amostrado (n = 50). (a) Catetos (*Tayassu tajacu*) e queixadas (*Tayassu pecari*) em ambas estações, (b) porcos ferais (*Sus scrofa*) na estação seca e (c) porcos ferais (*Sus scrofa*) na estação chuvosa. Os dados foram coletados no Pantanal entre março e outubro de 2008.

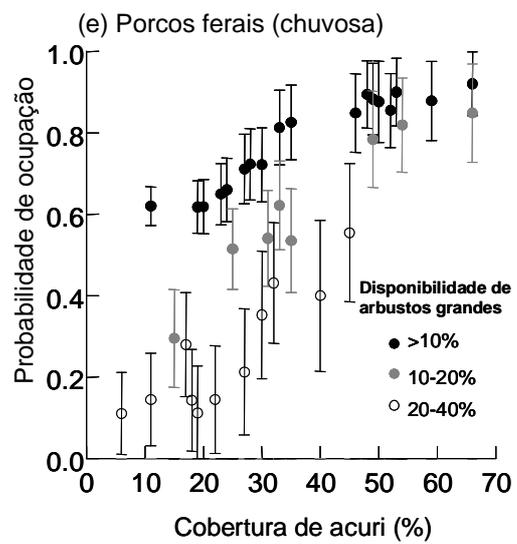
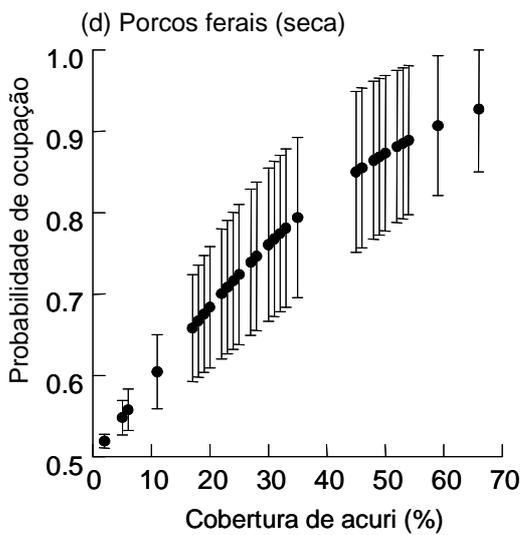
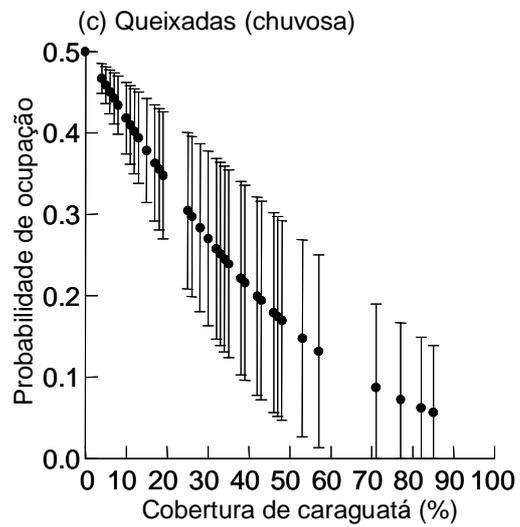
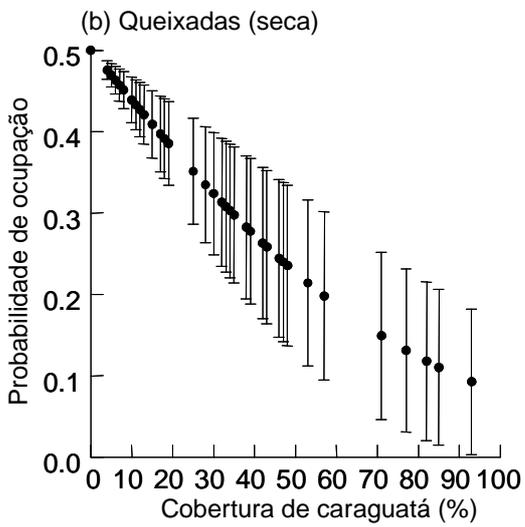
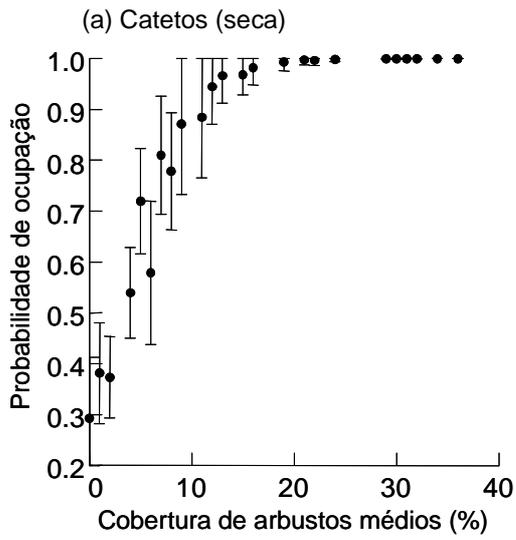


Figura 3. Probabilidade de ocupação do habitat por espécies de porcos em relação a(s) co-variável(is) de micro-habitat (cobertura de arbustos), segundo o “melhor modelo” classificado pelo Critério de Informação de Akaike. As barras verticais correspondem ao erro padrão das estimativas de ocupação em cada local amostrado (n = 50). (a) Catetos *Tayassu tajacu* na estação seca, (b) queixadas *Tayassu pecari* na estação seca, (c) queixadas *Tayassu pecari* na estação chuvosa, (d) pcos ferais *Sus scrofta* na estação seca e (e) pcos ferais *Sus scrofta* na estação chuvosa. *Tayassu tajacu* apresentou taxas de ocupação independentes da disponibilidade de arbustos na estação chuvosa. Os dados foram coletados no Pantanal entre março e outubro de 2008.

Tabela 1. “Melhores modelos” na escala da paisagem, e a probabilidade de ocupação (Ψ) e detecção (p) estimada para cada espécie de ungulado no Pantanal da Nhecolândia, entre março e outubro de 2008. As co-variáveis utilizadas nos modelos foram: disponibilidade de florestas (flo), cerrados (cer), campos (cam), e água.

Espécie	Modelos	Estação	Δ CIA	CIA peso	K	Ψ média (\pm SE)	p médio (\pm SE)	Valor de máxima verossimilhança
<i>Tayassu tajacu</i>	Ψ (flo) p(cer)	Chuva	0,00	0,13	2	0,75 (0,07)	0,35 (0,04)	1,00
	Ψ (flo) p(.)		0,05	0,10	2	0,74 (0,07)	0,35 (0,04)	0,78
	Ψ (flo) p(cam)		0,06	0,09	2	0,73 (0,07)	0,36 (0,03)	0,74
	Ψ (flo) p(.)	Seca	0,00	0,11	2	0,64 (0,07)	0,36 (0,04)	1,00
	Ψ (flo) p(cer)		0,14	0,10	2	0,64 (0,07)	0,37 (0,04)	0,93
	Ψ (flo) p(cam)		0,57	0,08	2	0,64 (0,07)	0,37 (0,04)	0,75
<i>Tayassu pecari</i>	Ψ (flo) p(cer)	Chuva	0,00	0,19	2	0,18 (0,05)	0,30 (0,07)	1,00
	Ψ (flo) p(.)		0,37	0,15	2	0,18 (0,05)	0,29 (0,07)	0,83
	Ψ (flo) p(cam)		0,69	0,13	2	0,18 (0,05)	0,32 (0,07)	0,70
	Ψ (flo) p(cer)	Seca	0,00	0,12	2	0,37 (0,06)	0,32 (0,05)	1,00
	Ψ (flo) p(.)		0,45	0,09	2	0,37 (0,07)	0,32 (0,05)	0,79
	Ψ (água) p(.)		0,53	0,09	2	0,37 (0,06)	0,32 (0,05)	0,76
<i>Sus scrofa</i>	Ψ (água) p(flo)	Chuva	0,00	0,19	2	0,57 (0,07)	0,32 (0,04)	1,00
	Ψ (cam) p(flo)		0,04	0,18	2	0,58 (0,08)	0,31 (0,04)	0,95
	Ψ (flo) p(flo)		0,27	0,16	2	0,58 (0,09)	0,31 (0,04)	0,87
	Ψ (flo) p(flo)	Seca	0,00	0,20	2	0,59 (0,10)	0,32 (0,04)	1,00
	Ψ (flo cer) p(flo)		0,62	0,15	3	0,59 (0,10)	0,33 (0,05)	0,73
	Ψ (flo cer) p(flo cer)		0,71	0,14	4	0,60 (0,11)	0,32 (0,05)	0,70

Nota: (Ψ) é a probabilidade de um local estar ocupado por determinada espécie e (p) é a probabilidade de detectar a espécie durante uma ocasião de amostragem. O modelo Ψ (.)p(.) assume que a probabilidade de ocupação e detecção são constantes ao longo dos locais amostrados. K é o número de parâmetros no modelo. Δ CIA é a diferença nos valores de CIA entre cada modelo e o modelo com menor valor de CIA. A máxima verossimilhança é um valor classificatório que privilegia modelos com melhor ajuste aos dados coletados e maior parcimônia (menor número de parâmetros). Outros modelos, incluindo outras co-variáveis, apresentaram baixos valores de máxima verossimilhança e por isso não foram apresentados. Os modelos apresentados acima foram verificados quanto ao ajuste, não diferindo dos dados coletados ($p > 0.20$), e apresentaram dispersões similares ao encontrado nos dados coletados ($c \sim 1$).

Tabela 2. “Melhores modelos” na escala de micro-habitat, e a probabilidade de ocupação (Ψ) e detecção (p) estimada para cada espécie de ungulado no Pantanal da Nhecolândia, entre março e outubro de 2008. As co-variáveis utilizadas nos modelos foram: disponibilidade de acuri (acu), caraguatá (car), arbustos pequenos (> 0,1 m de altura) (ap), arbustos médios (0,1 – 0,5 m) (am) e arbustos grandes (0,5 – 1,0 m) (ag).

Espécie	Modelos	Estação	Δ CIA	CIA peso	K	Ψ média (\pm SE)	p médio (\pm SE)	Valor de máxima verossimilhança
<i>Tayassu tajacu</i>	$\Psi(\cdot)$ p(\cdot)	Chuva	0,00	0,20	2	0,75 (0,07)	0,35 (0,03)	1,00
	$\Psi(\cdot)$ p(car)		0,47	0,15	2	0,74 (0,07)	0,39 (0,03)	0,79
	$\Psi(\cdot)$ p(ap)		0,78	0,13	2	0,74 (0,07)	0,37 (0,03)	0,71
	$\Psi(ag)$ p(ap)	Seca	0,00	0,21	3	0,74 (0,07)	0,34 (0,03)	1,00
	$\Psi(ag\ acu)$ p(ap)		0,32	0,17	4	0,74 (0,08)	0,32 (0,04)	0,85
	$\Psi(ag\ acu)$ p(ap\ acu)		0,62	0,15	2	0,77 (0,06)	0,35 (0,03)	0,73
<i>Tayassu pecari</i>	$\Psi(car)$ p(am)	Chuva	0,00	0,19	2	0,32 (0,07)	0,19 (0,03)	1,00
	$\Psi(acu)$ p(am)		0,27	0,16	2	0,32 (0,08)	0,19 (0,03)	0,87
	$\Psi(ag)$ p(car)		1,22	0,11	2	0,26 (0,05)	0,24 (0,04)	0,58
	$\Psi(car)$ p(ap)	Seca	0,00	0,20	2	0,35 (0,05)	0,30 (0,05)	1,00
	$\Psi(car)$ p(ap\ acu)		1,29	0,10	3	0,35 (0,05)	0,30 (0,07)	0,52
	$\Psi(car)$ p(acu)		1,33	0,10	2	0,34 (0,05)	0,34 (0,04)	0,51
<i>Sus scrofa</i>	$\Psi(acu\ ag)$ p(ap\ car\ acu)	Chuva	0,00	0,35	5	0,59 (0,11)	0,30 (0,06)	1,00
	$\Psi(acu\ ag)$ p(ap\ acu)		0,44	0,28	4	0,59 (0,10)	0,29 (0,06)	0,80
	$\Psi(acu\ am)$ p(ap\ car\ acu)		1,23	0,19	5	0,59 (0,11)	0,29 (0,06)	0,54
	$\Psi(acu)$ p(acu\ car\ ap)	Seca	0,00	0,40	4	0,76 (0,08)	0,24 (0,05)	1,00
	$\Psi(ap)$ p(acu\ car\ ap)		1,74	0,16	4	0,89 (0,08)	0,23 (0,04)	0,42
	$\Psi(acu\ ap)$ p(acu\ car\ ap)		1,92	0,15	5	0,71 (0,20)	0,25 (0,06)	0,38

Nota: (Ψ) é a probabilidade de um local estar ocupado por determinada espécie e (p) é a probabilidade de detectar a espécie durante uma ocasião de amostragem. O modelo $\Psi(\cdot)$ p(\cdot) assume que a probabilidade de ocupação e detecção são constantes ao longo dos locais amostrados. K é o número de parâmetros no modelo. Δ CIA é a diferença nos valores de CIA entre cada modelo e o modelo com menor valor de CIA. A máxima verossimilhança é um valor classificatório que privilegia modelos com melhor ajuste aos dados coletados e maior parcimônia (menor número de parâmetros). Outros modelos, incluindo outras co-variáveis, apresentaram baixos valores de máxima verossimilhança e por isso não foram apresentados. Os modelos apresentados acima foram verificados quanto ao ajuste, não diferindo dos dados coletados ($p > 0.20$), e apresentaram dispersões similares ao encontrado nos dados coletados ($c \sim 1$).

Tabela 3. Estimativa de densidade de três espécies de porcos no Pantanal da Nhecolândia, entre março e maio de 2008, utilizando a técnica de amostragens repetidas de presença / ausência proposta pelo modelo de Royle e Nichols (2003). Parâmetros estimados pelo modelo: Ψ = Proporção média de locais ocupados por cada espécie, r = probabilidade média de registro de um indivíduo em cada local amostrado e λ = número médio de indivíduos capturados em cada local. R = raio da área de vida média.

Espécies	Ψ	r	λ	Abundância	Área de amostragem	Área de efetiva amostragem	n° de grupos /	Tamanho médio de grupo	n° de indivíduos /	Peso médio	Biomassa	R	Área de vida média
				(\pm EP)	(km ²)	(km ²)	km ² (\pm EP)	km ² (\pm EP)	(kg)**	(Kg / km ²)	(km)	(km ²)*	
Tayassu tajacu	0,73	0,14	1,33	65,27 (25,3)	67	95,40	0,68 (0,27)	6	4,16 (1,61)	20	83,1	0,74	1,7
Tayassu pecari	0,2	0,25	0,22	10,91 (4,23)	67	147,87	0,07 (0,03)	55	4,06 (1,57)	38	154,2	2,19	15
Sus scrofa	0,6	0,24	0,93	45,51 (10,69)	67	113,69	0,40 (0,09)	7,6	3,04 (0,71)	46	139,9	1,26	5

* Tamanho médio de área de vida foi baseado em estudos realizados no Pantanal e Cerrado ou nas adjacências de Floresta Semi-decídua durante a estação chuvosa: *Tayassu tajacu* (Keuroghlian *et al.* 2004), *Tayassu pecari* (Jácomo, 2004; Keuroghlian *et al.*, 2004) e *Sus scrofa* (U. Piovezan, comunicação pessoal - na mesma área de estudo).

** Peso médio foi baseado em estudos realizados no Pantanal e Cerrado: *Tayassu tajacu* (Arnaud 2008), *Tayassu pecari* (Jácomo 2004) e *Sus scrofa* (Lourival e Fonseca 1997 - na mesma área de estudo).

Tabela 4. Estimativas de tamanho de grupo (número de indivíduos), densidade e biomassa ao longo da área de distribuição geográfica de catetos (*Tayassu tajacu*) e queixadas (*Tayassu pecari*), bem como estimativas disponíveis para porcos ferais (*Sus scrofa*), na ausência (A) ou presença (P) de pressão de caça.

Espécie / Local	Referencia	Tamanho médio de grupo	Densidade (ind. / km²)	Bimoassa (Kg / km²)	Caça
<i>Tayassu tajacu</i>					
Chaco	Taber <i>et al.</i> (1994)	6,7			A
Chaco	Altrichter (2005)	5,4	0,91		A
Chaco	Altrichter (2005)	5,4	0,62		P
Mata Atlântica	Keuroghlian <i>et al.</i> (2004)	8,8	4,5-9,3		A
Amazônia	Peres e Palácios (2007)	5	7		A
Amazônia	Peres e Palácios (2007)	5	4,5		P
Amazônia	Peres (1996)	5	9-12		A
Amazônia	Peres (1996)	5	1-9		P
Amazônia	Peres e Nascimento (2006)	4	8	130	A
Amazônia	Peres e Nascimento (2006)	3	1	17	P
América Central	Judas e Henry (1999)	9			A
México	Naranjo e Bodmer (2007)		1,5		P
México	Naranjo e Bodmer (2007)		1,2		A
Texas	Ilse e Hellgren (1995b)	5	2	43	A
Texas	Bigler (1974)	8,1			A
Pantanal	Esse estudo	6	4,16	83,1	A
<i>Tayassu pecari</i>					
Chaco	Altrichter (2005)	23,2	1		A
Chaco	Altrichter (2005)	23,2	0,33		P
Mata Atlântica	Keuroghlian <i>et al.</i> (2004)	41,7	2,8-8,9		A
Cerrado	Jácomo (2004)	88			A
Amazônia	Fragoso (1998)	50-130	1,4-8,1		A
Amazônia	Bodmer <i>et al.</i> (1988)		1,3		P
Amazônia	Peres e Nascimento (2006)	150	5,9	185	A
Amazônia	Robinson e Redford (1986)		4,9		A
Amazônia	Peres e Palácios (2007)		8		A
Amazônia	Peres e Palácios (2007)		0,1-3		P
Amazônia	Peres (1996)	70-260			A
América Central	Carrillo <i>et al.</i> (2002)	200			A
México	Naranjo e Bodmer (2007)		7,9		A
México	Naranjo e Bodmer (2007)		1,1		P
Pantanal	Esse estudo	55	4,06	154,2	A
<i>Sus scrofa</i>					
Texas	Ilse e Hellgren (1995b)		9,5	560	P
Texas	Gabor <i>et al.</i> (2001)		5,5		P
Texas	Gabor <i>et al.</i> (1999)	4	1,2-1,7		P
Pantanal	Esse estudo	7,6	3,04	136,8	A