



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO E DO DESPORTO  
UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO GROSSO DO SUL

---

# ECOLOGIA DE MESOCARNÍVOROS EM UMA ÁREA NO PANTANAL CENTRAL, MATO GROSSO DO SUL

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Universidade Federal do Mato Grosso do Sul como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Ecologia

**Junho, 2009**

UNIVERSIDADE FEDERAL DO MATO GROSSO DO SUL – UFMS

CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE – CCBS

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO

ECOLOGIA DE MESOCARNÍVOROS EM UMA  
ÁREA NO PANTANAL CENTRAL, MATO  
GROSSO DO SUL

RITA DE CASSIA BIANCHI

**ORIENTADOR: GUILHERME MOURÃO**

**Campo Grande, MS  
2009**

**À FLAVIO EMERY**

**“Caititu fora do bando é comida de onça”**

## CONTEÚDO

|                                                                                                                   |     |
|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----|
| Agradecimentos .....                                                                                              | vii |
| Apresentação .....                                                                                                | x   |
| <b>Capítulo 1</b> – Partição de recursos por mesocarnívoros em uma área do Pantanal Central, MS                   | 1   |
| Resumo .....                                                                                                      | 1   |
| Abstract .....                                                                                                    | 2   |
| Introdução .....                                                                                                  | 3   |
| Material e Métodos .....                                                                                          | 8   |
| Resultados .....                                                                                                  | 11  |
| Discussão .....                                                                                                   | 16  |
| Referências Bibliográficas .....                                                                                  | 25  |
| <b>Capítulo 2</b> – Uso do espaço por carnívoros de médio porte em uma Planície Inundável do Pantanal Central, MS | 53  |
| Resumo .....                                                                                                      | 53  |
| Abstract .....                                                                                                    | 54  |
| Introdução .....                                                                                                  | 56  |
| Material e Métodos .....                                                                                          | 59  |
| Resultados .....                                                                                                  | 66  |
| Discussão .....                                                                                                   | 75  |
| Referências Bibliográficas .....                                                                                  | 87  |
| <b>Capítulo 3</b> – Segregação temporal entre mesocarnívoros em uma área do Pantanal Central, MS                  | 123 |
| Resumo .....                                                                                                      | 123 |
| Abstract .....                                                                                                    | 124 |
| Introdução .....                                                                                                  | 125 |
| Material e Métodos .....                                                                                          | 128 |

|                                                                                                                                                    |     |
|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----|
| Resultados .....                                                                                                                                   | 130 |
| Discussão .....                                                                                                                                    | 131 |
| Referências Bibliográficas .....                                                                                                                   | 137 |
| <b>Capítulo 4</b> – Dois métodos estimam de forma semelhante área de vida e uso de hábitat de uma população de <i>Cerdocyon thous</i> no Pantanal? | 151 |
| Resumo .....                                                                                                                                       | 151 |
| Abstract .....                                                                                                                                     | 152 |
| Introdução .....                                                                                                                                   | 153 |
| Material e Métodos .....                                                                                                                           | 157 |
| Resultados .....                                                                                                                                   | 162 |
| Discussão .....                                                                                                                                    | 163 |
| Referências Bibliográficas .....                                                                                                                   | 169 |
| Conclusões .....                                                                                                                                   | 184 |
| Anexo 1 .....                                                                                                                                      | 186 |

## AGRADECIMENTOS

A Guilherme Mourão, meu orientador, pela grande oportunidade de trabalhar no Pantanal e por todo o entusiasmo e paciência ao longo de todo o processo, especialmente nos minutos finais.

À Natalie Olifiers, pela grande amizade, pela parceria que propiciou não apenas muitos dados, mas também muitos momentos inesquecíveis, de dores e alegrias que só o paraíso infernal que é a Nhumirim poderia nos proporcionar.

A todos os estagiários que participaram do projeto. Àqueles que vieram de passagem: Laís Grego (UnB), Vanessa Deslandes (UFRRJ), Dustin Perry (New Mexico University), André Regolin (UFSC) e Ana Yoko Ykeuti Meiga (UNIFIL) e àqueles que vieram pra ficar, Renata Calixto Campos (UFMS), Nilson Lino Xavier Filho (UFMS) e Juliane Saab de Lima (UFMS), o meu muito obrigada! Foi um privilégio muito grande compartilhar com vocês esse trabalho. Quero dizer também que foi uma tortura imensa escrever a tese em primeira pessoa, afinal, pude contar com cada um de vocês em diferentes etapas do trabalho.

Aos funcionários da Embrapa Pantanal que atuam na fazenda Nhumirim, de maneira muito especial ao Sr. Armindo e a Henrique pelos incontáveis momentos em que vocês fizeram além do que deveriam, em qualquer horário ou dia. Aos funcionários da sede, Wilson dos Santos Batista, Odilza Velazquez e Antônio Antunes.

Aos pesquisadores da Embrapa Pantanal, Beto Pellegrin, pelo imenso auxílio na elaboração dos mapas, Aiesca Pellegrin pela parceria e sempre grande entusiasmo pelo projeto. Zilca Campos e Walfrido Thomas pelas dicas e apoio. Aos foram bons amigos e tornaram os momentos em Corumbá mais aprazíveis, Agostinho Catella e Marcia Tofanni. A Raquel

Juliano que foi uma grande amiga e por ter me hospedado em Corumbá nos momentos finais da tese e a todos os bons momentos de muita comida e gargalhadas.

Aos amigos do Laboratório de Vida Selvagem, Augusto Lisboa, Isis Medri, Ana Cristina Lacerda, Paulo Henrique Cançado Duarte, Luís Sandoval, Renata Campos, Nilson Xavier e Juliane Saab. Especialmente a Carol Ribas pela leitura criteriosa e pelo auxílio na formatação final, minha eterna gratidão!!

Aos amigos de Vitória que torceram e apoiaram, especialmente a João Luiz Gasparini, meu grande amigo e compadre, a Renato Rodrigues pela leitura cuidadosa do texto, deixando muitos relatórios a espera. A Marta Oliver, pela auxílio com o Arcview e pela infinita paciência a Jackcelli Nunes Falqueto pela dedicação e responsabilidade. A Cristhiane Lopes e Álvaro Garcia pelo apoio.

Aos amigos de Ribeirão Preto especialmente a Nádia Monesi e ao Richard J. Ward pela correção dos abstracts.

A Matthew Gompfer pela fabulosa oportunidade de visitar a University of Missouri, pelas várias dicas e por ter feito com que eu me sentisse em casa, apesar do frio e da saudade. A Abi Vanack (University of Missouri) pelo auxílio com as análises composicionais e pela paciência, tirando todas as muitas dúvidas por email.

A família que torceu, rezou, fez promessa, cozinhou caranguejo, assou picanhas e fez muito macarrão com galinha e polenta. Eu sei que essa vitória não é só minha e é um grande marco na nossa história. Me sinto muito feliz e orgulhosa por ter chegado até aqui, contrariando todas as estatísticas nacionais e sei que TODOS (Mama, Angela, Eli, Bete, Mido, Vira, Flávio Bianchi e Paulo e aos quase incontáveis sobrinhos), sentem o mesmo.

E claro, a você Flavio Emery, meu porto seguro, que abdicou do sudeste com seus equipados centros de pesquisa, e me incentivou para que nos aventurássemos no oeste e descobríssemos todas as maravilhas dessa terra. Por ter me ajudado a concretizar um sonho, de conhecer o Pantanal, de estudar uma paixão de infância (gatos, na forma de um selvagem, longilíneo e gracioso gato pintado). A você, que tem a minha mais profunda admiração, meu muito obrigada.

Ao Programa de Pós Graduação em Ecologia e Conservação da UFMS, e aos coordenadores Eirich Fisher, Andrea Cardoso de Araújo e Gustavo Graciolli e a Rose, nossa querida secretária, por todo o apoio, pelas boas-vindas e pela paciência.

Aos órgãos de fomento, à CAPES pela concessão da bolsa, ao CNPq (Edital Universal), Fundect (Edital Universal) e Embrapa (Macrograma – Agrofuturo) pelos recursos concedidos.

À Embrapa Pantanal pelo apoio logístico e à Fiocruz e University of Missouri pelo apoio com material e equipamentos.

## APRESENTAÇÃO

O presente trabalho, parte do projeto guarda-chuva “Ecologia e Saúde de Médios Carnívoros na Fazenda Nhumirim: Uma Análise Multidisciplinar”, foi desenvolvido pela Embrapa Pantanal em parceria com a Fundação Oswaldo Cruz e tem como principal objetivo integrar informações de saúde e ecologia da comunidade de carnívoros de médio porte em uma região no Pantanal.

O estudo foi conduzido de dezembro de 2005 a maio de 2009, e embora as atividades de campo referentes ao presente trabalho foram encerradas em maio de 2008, as informações obtidas através do monitoramento fotográfico iniciaram em fevereiro de 2007 e se estenderam até fevereiro de 2009.

Os resultados de cada capítulo são apresentados no formato de artigos científicos editados conforme as instruções de cada periódico de escolha para submissão. Entretanto, algumas normas foram, *a priori*, desconsideradas, como por exemplo, a citação de teses em casos onde teses não são permitidas como citação bibliográfica.

Apresento aqui os resultados referentes às questões ecológicas das espécies de carnívoros de médio porte mais abundantes na área de estudo: a jaguatirica (*Leopardus pardalis*), o lobinho (*Cerdocyon thous*) e o quati (*Nasua nasua*). Em função das dificuldades encontradas na captura do mão-pelada (*Procyon cancrivorus*), a maior parte das informações sobre essa espécie foi obtida através do uso das armadilhas fotográficas.

O objetivo geral foi avaliar a partição de recursos dos mesopredadores e para isso, avaliei os hábitos alimentares, o padrão de atividades e o uso de habitats da jaguatirica, do quati e do lobinho. Além disso, testei a hipóteseda existência de uma relação massa

corporal versus sexo das três espécies que possuem comportamentos sociais distintos: um felídeo solitário, um canídeo que forma pequenos grupos familiares e um procionídeo em que machos e fêmeas possuem comportamento social discrepantes, onde o macho é na maior parte do tempo solitário e as fêmeas formam grandes grupos sociais com outras fêmeas e seus filhotes.

Adicionalmente, testei dois métodos para avaliação de área de vida e uso de hábitat utilizando informações obtidas para *C. thous*, avaliando as vantagens da utilização de cada método.

Finalizei com as conclusões gerais sobre o trabalho, cruzando as informações descritas nos diferentes capítulos

Adicionalmente, inclui um anexo com informações relevantes, mas que possivelmente não caberiam em um artigo científico que procura ser sintético em relação às descrições de métodos ou de eventos excepcionais. O anexo contém especialmente registros fotográficos de algumas situações que podem auxiliar na compreensão da descrição de algum método ou na descrição de algum evento.

# 1

## **Partição de recursos por mesopredadores no Pantanal Central, MS**



Foto: R.C.Bianchi

## Capítulo 1

---

### Partição de recursos por mesocarnívoros em uma área do Pantanal Central, MS

#### Artigo a ser submetido ao Journal of Zoology

**Resumo** – A dieta de *Cerdocyon thous* (lobinho), *Nasua nasua* (quati) e *Leopardus pardalis* (jaguaririca), foi estudada na fazenda Nhumirim, Pantanal, Brasil, entre dezembro de 2005 a fevereiro de 2008. O estudo foi conduzido através da análise de fezes, coletadas principalmente quando esses animais foram capturados e 294 amostras fecais (jaguaririca = 46, lobinho = 164, quati = 84) foram analisadas. Diferenças na composição da dieta entre espécies e sexos foram avaliadas através de NMDS (*Non Metric Dimensional Scaling*) utilizando a distância de *Jaccard*. Os principais itens consumidos pelo lobinho foram artrópodes (coleópteros, ortópteros e crustáceos), frutos (*Annona dioica*, *Guazuma ulmifolia* e *Byrsonima orbignyana*) e vertebrados (anfíbios, serpentes e lagartos) e não houve diferença entre sexos. O quati consumiu principalmente frutos (*Harrisia bonplandii*, *Diospyrus hispida* e *Acrocomia aculeta*), artrópodes (coleópteros, ortópteros e diplópodos) e vertebrados (anfíbios e lagartos). Não houve diferença no consumo dos principais itens consumidos por quatis machos e fêmeas, embora essa espécie apresente marcado dimorfismo sexual (machos possuem massa corporal e tamanho dos caninos quase duas vezes maiores do que fêmeas) e na organização social (machos são solitários e fêmeas formam grupos com outras fêmeas e seus filhotes). A dieta da jaguaririca baseou-se no consumo de vertebrados, principalmente de roedores (*Clyomys laticeps*, *Thricomys apereoides* e *Dasyprocta azarae*) e serpentes. As composições das dietas de quati e lobinho foram diferentes entre as estações seca e chuvosa. As três espécies apresentaram

sobreposição em relação aos principais itens consumidos, com lobinho se alimentando de uma ampla variedade de itens, sobrepondo parcialmente a dieta da jaguatirica, que é um carnívoro estrito, e a do quati, um frugívoro-onívoro. A partição dos principais itens consumidos favorece a coexistência dessas três espécies de carnívoros, que possuem tamanhos e hábitos similares.

**Palavras-chave:** *Leopardus pardalis*, *Cerdocyon thous*, *Nasua nasua*, dieta, mesopredadores, Carnívora, frugivoria, competição

**Abstract** – The diet of *Leopardus pardalis* (ocelot), *Cerdocyon thous* (crab-eating fox) and *Nasua nasua* (brown-nosed coati) were studied on the Nhumirim ranch, Pantanal, Brazil between December 2005 and February 2008. The food habits of these species were assessed through scat analysis. The scats were collected, mainly after the animals were captured and 294 scats (ocelot = 46, crab-eating fox = 164, coati = 84) were analyzed. Differences in diet composition were evaluated through NMDS (Non Metric Dimensional Scaling) using the Jaccard distance. The Crab-eating foxes prey on arthropods (coleopterans, orthopterans and crustaceans), fruits (*Annona dioica*, *Guazuma ulmifolia* and *Byrsonima orbignyana*) and vertebrates (amphibians, snakes and lizards). Diet differences were not observed between sexes. Coatis consume mainly fruits (*Harrisia bonplandii*, *Diospyrus hispida* and *Acrocomia aculeta*) and arthropods (coleopterans, orthopterans and diplopods). Diet differences were not detected between sexes, even though this species presents significant sexual dimorphism (male body size and canines are almost twice as large as the female) and social organization (adult males are solitary and adult females and their immature offspring form stable social groups). Ocelots prey on vertebrates, mainly

rodents (*Clyomys laticeps*, *Thricomys apereoides* and *Dasyprocta azarae*) and snakes. Differences in the diet of the crab-eating fox and the coati were observed depending on the season (dry or wet). There was diet overlap between the three studied species. The crab-eating fox consumed a large variety of items which partly overlaps both with the diet of the ocelot, a strict carnivore, and with the diet of the coati, a frugivorous-omnivore. The segregation of consumed items favors the coexistence of these three carnivore species, which present both similar sizes and habits.

**Key-words:** *Leopardus pardalis*, *Cerdocyon thous*, *Nasua nasua*, diet, mesocarnivores, Carnivora, frugivorous, competition.

## 1. Introdução

Carnívoros podem desempenhar importantes papéis na estrutura da comunidade e suas populações podem ser indicadores das condições dos ecossistemas (Fonseca & Robinson, 1990; Terborgh, 1992; Crooks & Soulé, 1999; Terborgh *et al.*, 1999; Schmitz *et al.*, 2000; Terborgh *et al.*, 2001). Por exemplo, estudos recentes vêm trabalhando com a hipótese de que, na ausência de predadores de topo, os mesopredadores (carnívoros de médio porte) podem aumentar sua abundância e super-explorar vertebrados menores, levando a uma redução da diversidade biológica, evento denominado de liberação de mesopredadores (Fonseca & Robinson, 1990; Terborgh, 1992; Crooks & Soulé, 1999; Terborgh *et al.*, 1999; Terborgh *et al.*, 2000, Roemer *et al.*, 2009).

O fenômeno de liberação de mesopredadores, no entanto, é controverso na região tropical (Wright *et al.*, 1994; Terborgh, 1992). Gittleman & Gompper (2005) observaram que a influência dos carnívoros não tem relação com seu tamanho, mas com sua habilidade

em limitar a biomassa ou os recursos de um nível trófico inferior. A despeito de incluir a grande maioria das espécies da ordem Carnivora, os mesopredadores (mais de 90% das espécies) correspondem ao grupo menos conhecido. Assim, é preciso entender as questões ecológicas básicas que envolvem essas espécies para se determinar sua importância e seu papel no ecossistema. Neste contexto, o estudo da dieta de tais animais e de sua interação com outras espécies através da partição de seus recursos é de extrema importância para o melhor entendimento do papel que os mesopredadores desenvolvem nos diversos sistemas naturais.

*Leopardus pardalis* (jaguatirica, Felidae ~10kg), *Cerdocyon thous* (lobinho, Canidae ~8kg) e *Nasua nasua* (quati, Procyonidae ~5kg) apresentam ampla distribuição na região Neotropical e são abundantes em muitos trechos de suas distribuições, incluindo o Pantanal brasileiro (Eisenberg & Thorington, 1973; Schaller, 1983; Alho *et al.*, 1987; Lacher *et al.* 1987, Robinson & Redford, 1986). Mesmo a jaguatirica, que consta na lista de espécies brasileiras ameaçadas de extinção (Oliveira & Bianchi, 2008), parece ser particularmente abundante no Pantanal (Obs. Pess.). No entanto, pouco se sabe sobre a ecologia destas espécies no Pantanal, incluindo seus hábitos alimentares.

*Leopardus pardalis*, como os demais felídeos, é estritamente carnívoro e um dos mais estudados felídeos brasileiros. É considerado um carnívoro oportunista e sua dieta inclui itens que variam em tamanho. Os principais itens consumidos por *L. pardalis* são pequenos mamíferos (< 1kg) (Emmons, 1987; Ludlow & Sunkist, 1987; Konecny, 1989; Sunkist *et al.*, 1989; Crawshaw, 1995; Bianchi, 2001; Facure-Giaretta, 2002; Concone, 2004; Bianchi & Mendes, 2007; Abreu *et al.*, 2008). Entretanto, no Panamá, as principais presas consumidas foram mamíferos de 1 kg a 10 kg, como cutias (*Dasyprocta punctata*) e

preguiças (*Choloepus hoffmanni* e *Bradypus variegatus*) (Moreno *et al.* 2006; Aliaga-Rossel *et al.*, 2006). Quando os principais itens são avaliados em termos de biomassa consumida, mamíferos de maior porte se tornam as presas mais importantes, como veados (*Mazama* sp.) (Crawshaw, 1995), primatas (*Alouatta guariba*) (Bianchi & Mendes, 2007; Abreu *et al.*, 2008), tatus (*Dasypus* sp.), pacas (*Cuniculus paca*), cutias (*Dasyprocta* spp.) (Crawshaw, 1995; Bianchi, 2001) e ouriço-cacheiro (*Sphiggurus villosus*) (Facure-Giaretta, 2002).

A despeito de possuir ampla distribuição, ser abundante e comum, inclusive em ambientes antropizados, *C. thous* ainda é pouco conhecido, com muitas das questões ecológicas e sociobiológicas ainda não elucidadas. No Brasil, sua dieta foi estudada em diferentes biomas e é descrita incluindo itens como frutos, artrópodes e pequenos vertebrados (Olmos, 1993; Motta-Júnior *et al.*, 1994; Facure & Monteiro-Filho, 1996; Facure & Giaretta, 1996; Juarez & Marinho-Filho, 2002; Facure *et al.*, 2003; Rocha, 2004; Bueno & Motta-Júnior, 2004; Jácomo *et al.*, 2004; Pedó *et al.*, 2006; Gatti *et al.*, 2006a, 2006b; Vieira & Port, 2007), mas essas proporções podem ser bem diferenciadas em diferentes locais. No Parque Estadual Paulo César Vinha/ES, os itens foram consumidos de maneira mais equitativa (cerca de 30% de frutos, de artrópodes, de vertebrados) (Gatti *et al.*, 2006a). No Parque Nacional das Emas/GO, artrópodes corresponderam a menos de 5% do total de itens consumidos pela espécie, sendo frutos e vertebrados os itens mais importantes (Jácomo *et al.*, 2004). Na Reserva Biológica do Lami/RS, essa espécie foi quase estritamente carnívora e frutos e artrópodes somaram menos de 8% do total de itens consumidos, enquanto os pequenos vertebrados somaram mais de 90% (Pedó *et al.*, 2004).

*Cerdocyon thous* é considerado dispersor de algumas espécies vegetais contribuindo positivamente para a taxa de germinação e na distância de dispersão em relação à planta-mãe (Varela & Bucher, 2006; Rocha *et al.*, 2004; Motta-Júnior *et al.*, 1994). É sabido que eles frequentemente defecam em áreas abertas, provavelmente como um comportamento de demarcação de território. Desta forma, seu papel como dispersor de sementes pode ser de particular importância para plantas associadas a clareiras de florestas, aliado ao fato de ser uma espécie que utiliza mais áreas abertas ou bordas de florestas.

A ecologia e biologia de *Nasua nasua* é surpreendentemente pouco conhecida, já que a espécie é abundante, diurna, forma grupo sociais grandes e visíveis, é tolerante à presença humana e passível de habituação. Quase todas as informações a respeito da espécie são inferidas a partir de *N. narica*, seu congênere que ocorre do sul dos Estados Unidos ao extremo norte da América do Sul (Gompper, 1995). As poucas informações sobre os hábitos alimentares de *N. nasua* foram obtidas em áreas peri-urbanas. No Parque das Mangabeiras em Belo Horizonte/MG, *N. nasua* se alimentou principalmente de frutos, aranhas e vertebrados ocorreram em apenas 9% das fezes (Alves-Costa *et al.*, 2004). No Parque Ecológico do Tietê/SP (Santos & Beisiegel, 2006) e no Parque do Prosa em Campo Grande/MS os principais itens foram frutos (Costa, 2003).

Estudos de longo prazo avaliando vários aspectos ecológicos sobre esses carnívoros são escassos no Brasil e a maioria foi realizado na região Sul e Sudeste, áreas que sofrem mais intensamente perturbações ambientais, como fragmentação do hábitat e caça (Facure-Giaretta, 2002; Gatti *et al.*, 2006b; Bianchi & Mendes, 2007).

Conhecer as principais presas que compõem a dieta dessas espécies ao longo de sua distribuição geográfica, em ambientes com diferentes graus de perturbação e em

comunidades com diferentes combinações de composição e abundâncias de carnívoros, avaliando suas inter-relações, será um passo necessário para o entendimento do papel dos mesopredadores nos trópicos.

A sobreposição da dieta entre espécies simpátricas de tamanho similar pode ser um indicativo de competição por exploração (Konecny, 1989; Sunquist *et al.*, 1989; Juarez & Marinho-Filho, 1997; Jácomo *et al.*, 2004; Gatti *et al.*, 2006b) ou de competição por interferência, quando há, por exemplo, predação de carnívoros menores por espécies maiores (Emmons, 1987; Emmons *et al.*, 1989; Crawshaw, 1995; Chinchilla, 1997; Bianchi, 2001; Bueno & Motta-Júnior, 2004; Moreno *et al.*, 2006). Essas interações negativas entre espécies parecem ter influência na distribuição e abundância de espécies menos dominantes, sugerindo que a seleção pode ter favorecido atributos morfológicos e comportamentais que minimizem a competição e encontros interespecíficos que podem levar à predação ou possíveis danos (Van Valkenburgh 1985, 1988; Dayan & Simberloff 1996; Van Valkenburgh 1999).

Hábitat e dieta são dimensões de nicho frequentemente complementares, sugerindo que para coexistir, os organismos compensem as similaridades na utilização de hábitat diferindo no uso de recursos alimentares (Schoener, 1974; Fuentes, 1976; Rautenbach & Nel, 1978; Kiltie, 1984; Kiltie, 1988; Iriarte *et al.*, 1990).

Embora *C. thous*, *N. nasua* e *L. pardalis* sejam comuns em grande parte dos biomas brasileiros, seus hábitos alimentares ainda não foram adequadamente descritos para o bioma Pantanal, embora os trabalhos de Concone (2004) e Bachega (2004) forneçam informações sobre dieta de *L. pardalis*. Conhecer os principais itens que compõem a dieta desses mesocarnívoros e a partição desses recursos entre eles em uma área bem preservada,

com presença de predador de topo (*Puma concolor*), é um dos passos no entendimento do papel dos mesocarnívoros nos ecossistemas tropicais.

O principal objetivo do trabalho foi avaliar os principais itens consumidos pelos mesocarnívoros *L. pardalis*, *C. thous* e *N. nasua* e comparar a sobreposição da dieta entre as três espécies em uma planície no Pantanal Central, com uma comunidade composta de todas as espécies esperadas para a região. Além disso, procurei verificar se há consumo diferencial dos principais itens entre sexo e estação do ano para cada espécie.

## **2. Métodos**

### **2.1 Área de estudo**

O Pantanal é uma planície inundável localizada próximo ao centro geográfico da América do Sul, com elevação de cerca de 100 m acima o do nível do mar. O estudo foi conduzido na fazenda Nhumirim (18°59'S, 56°39'W) (sub-região da Nhecolândia, Pantanal-MS, Brasil), que é o campo experimental da Embrapa Pantanal. Esta área é um mosaico que apresenta diferentes fitofisionomias, formada pela combinação de salinas e baías (lagoas) temporárias e permanentes, área florestal (mata de cordilheiras) nas porções mais altas, cerrado, campo sujo, campo cerrado e campo úmido.

O clima é tropical semi-úmido, com temperatura anual média igual a 25,4°C e precipitação anual média igual a 1.176,4mm (Soriano, 2000). A estação chuvosa quente se estende de novembro a março (~70% das chuvas; 27,7°C) e a estação seca mais fria ocorre de abril a outubro (23,8°C; Soriano, 2000). Nas estações chuvosas entre dezembro de 2005 a março de 2008 a precipitação média mensal foi de 174,9 mm e temperatura média foi de

27,2°C e na estação seca a precipitação média mensal foi de 35 mm e 23,2°C (Soriano, com. pess.).

## 2.2- Análises

A dieta das três espécies de carnívoros estudadas foi determinada através da análise de amostras fecais. As amostras fecais foram coletadas principalmente quando essas espécies foram capturadas em armadilhas do tipo gaiola. Ocasionalmente foram coletadas as fezes encontradas durante os deslocamentos no campo ou quando algum indivíduo, principalmente rádio-monitorado foi observado defecando.

Após coletadas, as fezes foram acondicionadas em sacos de papel e mantidas em estufa por no mínimo 24 horas com temperatura média de 60°C. Depois de secas, as fezes foram lavadas sob peneiras de malha fina e os itens retidos foram novamente secos para posterior identificação. Itens como dentes, pêlos, unhas, escamas, vértebras e outros fragmentos de ossos foram separados e identificados, utilizando-se um microscópio estereoscópico. Itens como pêlos, escamas, dentes e vértebras foram comparados com material de referência depositado na coleção da Embrapa Pantanal e da Universidade Federal do Mato Grosso do Sul. A preparação e identificação dos pêlos-guarda ocorreram como descrito por Quadros & Monteiro-Filho (2006a, 2006b).

Os resultados foram expressos como frequência de ocorrência (frequência de um determinado item em relação ao total de fezes) e como porcentagem de ocorrência (porcentagem de um determinado item em relação ao total de itens consumidos).

A largura de nicho foi calculada utilizando o índice de Levins padronizado ( $B_A = B \cdot 1/n - 1$ ) (Krebs, 1999).  $B_A$  é o índice de Levins padronizado,  $B$  é o índice de Levins e  $n$  é o

número de tipos de recursos utilizados. Para comparar a sobreposição da dieta entre espécies e entre espécies por estação, o índice de MacArthur & Levins (1967) foi utilizado ( $M_{jk} = \sum p_{ij} p_{ik} / \sum p_{ij}^2$ ), onde  $M_{jk}$  é o índice de MacArthur & Levins da espécie  $k$  sobre a espécie  $i$ ,  $p_{ij}$  e  $p_{ik}$  é a proporção do item  $i$  em relação ao total de itens utilizados pelas espécies  $j$  e  $k$ ; e  $n$  é o total de itens utilizados. Este índice estima o quanto a dieta de uma espécie  $A$  se sobrepõe em relação à da espécie  $B$ . Se a espécie  $A$  é especializada em um subconjunto de itens consumidos também por uma espécie generalista  $B$ , então do ponto de vista da espécie  $A$ , a sobreposição é total, e do ponto de vista da espécie  $B$ , a sobreposição é apenas parcial.

Para verificar se o sexo, a estação ou a espécie afetaram a composição da dieta, sumariei a dieta pelo procedimento de NMDS (*Non Metric Dimensional Scale*). Utilizei a distância de *Jaccard*, que relaciona variáveis que podem representar a presença ou ausência de um atributo.

Analisei graficamente a configuração dos pontos resultantes no espaço bidimensional e, para interpretar melhor os resultados das análises NMDS, plotei um gráfico das correlações de Pearson dos eixos resultantes das análises NMDS com os itens da dieta. A elipse representa uma normal bivariada e é centrada na média das amostras de  $X$  e  $Y$ . O desvio padrão de  $X$  e  $Y$  determina os maiores eixos e a orientação (0,6827).

### 3. Resultados

#### *Leopardus pardalis*

Coletei 20 amostras fecais provenientes de nove jaguatiricas capturadas/recapturadas. Além destas, coletei 26 amostras adicionais encontradas em campo, que foram atribuídas à jaguatiricas, ou por apresentarem pegadas inequívocas de jaguatiricas ao redor das fezes ou por conterem pêlos-guarda desta espécie.

O principal item consumido por *L. pardalis* foram mamíferos, que ocorreram em 96% das amostras fecais. Dentre eles, o grupo mais importante foi o dos roedores, que ocorreu em 56% das amostras fecais e correspondeu a 30% do total de itens consumidos. O rato fossorial *Clyomys laticeps* foi a espécie de mamífero mais frequente nas fezes, aparecendo em 30% das amostras (Tabela 1).

Os Squamata ocorreram em 63% das amostras fecais, sendo Colubridae o grupo mais importante, seguido de Lacertilia, ocorrendo em 41% e 21% das amostras fecais, respectivamente (Tabela 1).

Cerca de metade das amostras analisadas foi proveniente de indivíduos de sexo desconhecido. A ordenação NMDS das amostras provenientes de indivíduos de sexo conhecido resultou em um  $stress = 0,11$  com um  $R^2 = 0,95$ , indicando que a ordenação foi capaz de recuperar os principais padrões da dieta. O gráfico dos eixos resultantes da ordenação sugere que a dieta de machos e fêmeas são semelhantes (Figura 1).

### ***Cerdocyon thous***

Coletei 164 amostras fecais de *C. thous*, sendo que destas, 160 foram coletadas de 64 indivíduos capturados e de 96 recapturas. Coletei quatro amostras de animais que foram observados defecando no campo.

Os principais itens consumidos foram Arthropoda, Vertebrata e frutos que ocorreram em 87%, 79% e 77% do total das amostras fecais, respectivamente (Tabela 1). Dentre os artrópodes, os grupos mais frequentes foram Coleoptera, Orthoptera e Crustacea (57%, 47% e 20% do total de amostras, respectivamente). Amphibia e Squamata foram os vertebrados mais frequentes, sendo encontrados em 50% e 37% das amostras, respectivamente.

Entre os frutos, *Annona dioica* (araticum), *Guazuma ulmifolia* (chico-magro) e *Byrsonima orbignyana* (canjiqueira) foram os mais frequentes, ocorrendo em 24%, 21% e 19% das amostras, respectivamente.

A ordenação NMDS resultou em um  $stress = 0,21$ , com um  $R^2 = 0,79$ , indicando que a ordenação foi capaz de recuperar os principais padrões da dieta. O gráfico dos eixos resultantes da ordenação sugere que a composição da dieta é diferente entre as estações seca e chuvosa (Figura 2a) e os itens que mais explicam essa variação foram Coleoptera, *G. ulmifolia*, Amphibia e *Hancornia speciosa* (mangaba) na estação seca (n=105), e Orthoptera, *B. orbignyana* e *A. dioica* na estação chuvosa (n=59) (Figura 2b).

Durante as estações chuvosa em 2005/6, 2006/7 e 2007/8 houve maior consumo de Orthoptera, *A. dioica* e *B. orbignyana* e nas estações seca de 2006/7 e 2007/8 foram consumidos com maior frequência Coleoptera, *G. ulmifolia* e Crustacea (Figura 3).

As amostras analisadas provenientes de indivíduos de sexo conhecido (n=160) resultaram em uma ordenação NMDS que não mostra diferença na composição da dieta entre machos e fêmeas (Figura 4).

### ***Nasua nasua***

Coletei 83 amostras fecais de *N. nasua*, sendo que destas, 76 foram coletadas de 55 indivíduos capturados e de 21 recapturas. Adicionalmente, coletei sete amostras provenientes de animais que foram observados defecando em vida livre.

Os principais itens consumidos por *N. nasua* foram Arthropoda (82% das amostras) e frutos (81% amostras). Dentre os artrópodes, os grupos mais importantes foram Coleoptera e Orthoptera (65% e 47% do total de amostras, respectivamente) (Tabela 1).

*Harrisia bonplandii* (mandacaru), *Diospyrus hispida* (olho-de-boi) e *Acrocomia aculeata* (bocaiúva) foram os frutos mais frequentes, ocorrendo em 21,4%, 14,3% e 14,3% do total de fezes, respectivamente.

A ordenação NMDS resultou em um  $stress = 0,15$ , com um  $R^2 = 0,92$ , indicando que a ordenação foi capaz de recuperar os principais padrões da dieta. O gráfico dos eixos resultantes da ordenação sugere que a composição da dieta é diferente entre as estações seca e chuvosa (Figura 5a) e que os itens que mais explicam essa variação foram Coleoptera, *A. aculeata* e Crustacea na estação seca (n=41), e *H. bonplandii*, *A. dioica* e *B. orbignyana* na estação chuvosa (n=42) (Figura 5b).

Durante as estações chuvosa em 2006/7 e 2007/8 houve maior consumo de Orthoptera, *A. aculeata*, *B. orbignyana* e *H. bonplandii* e nas estações seca de 2006/7 e

2007/8 foram consumidos com maior frequência Coleoptera, Diplopoda, *D. hispida*, Squamata e Amphibia (Figura 6).

As amostras analisadas provenientes de indivíduos de sexo conhecido (n=82) resultaram em uma ordenação NMDS que não indicou diferenças na composição da dieta entre machos e fêmeas (Figura 7).

### **Sobreposição da dieta entre os carnívoros de médio porte**

Os carnívoros de médio porte da fazenda Nhumirim consumiram uma grande variedade de itens e muitos deles foram compartilhados pelas três espécies (Tabela 1; Figura 8).

*Cerdocyon thous* apresentou uma dieta mais generalista quando comparado às demais espécies, consumindo frutos, artrópodes, pequenos vertebrados como serpentes e lagartos, e até mamíferos de maior porte como cutias (*D. azarae*). Dessa forma, *C. thous* apresentou uma dieta que se sobrepôs tanto à dieta de *N. nasua* através do consumo de artrópodes e frutos, como a de *L. pardalis*, através do consumo de pequenos vertebrados.

A sobreposição da dieta de *C. thous* e *N. nasua* foi maior do que entre *C. thous* e *L. pardalis* ou entre *L. pardalis* e *N. nasua* (Tabela 2). As dietas de *N. nasua* e *C. thous* se sobrepuseram mais nas estações chuvosas, enquanto nas estações secas a dieta de *C. thous* se sobrepôs mais extensamente à dieta de *L. pardalis*, exceto na estação chuvosa de 2006/2007 (Tabela 2).

*Nasua nasua* e *C. thous* apresentaram uma dieta onívora, consumindo em comum principalmente artrópodes e frutos. Entretanto, houve uma segregação entre os principais frutos consumidos e de alguns artrópodes. *Cerdocyon thous* consumiu principalmente *A.*

*dioica*, *G. ulmifolia* e *B. orbignyana* e *N. nasua* consumiu principalmente *H. bonplandii*, *D. hispida* e *A. aculeata*. Em relação a Arthropoda, embora ambos tenham consumido principalmente Coleoptera e Orthoptera, *C. thous* consumiu mais crustáceos do que *N. nasua*, que por sua vez consumiu mais Diplopoda.

A largura de nicho variou entre espécies e estações. *Cerdocyon thous* apresentou maior largura de nicho na estação chuvosa de 2005 e *N. nasua* na estação seca de 2006. Os menores valores de largura de nicho ocorreram na estação seca de 2007 para *C. thous* e chuvosa de 2006 para *N. nasua*. *Leopardus pardalis* apresentou maiores larguras de nicho nas estações chuvosas e menores nas secas (Figura 8).

As três espécies de carnívoros mostraram um gradiente em relação aos hábitos alimentares, com *L. pardalis* sendo mais carnívora, passando por *C. thous*, com amplo espectro, que vai desde o consumo de vertebrados, artrópodes até frutos e *N. nasua*, alimentando-se principalmente de frutos e artrópodes, e oportunisticamente complementando sua dieta com o consumo de pequenos vertebrados.

A ordenação NMDS resultou em um  $stress = 0,21$  com um  $R^2 = 0,76$ . O gráfico dos eixos resultantes da ordenação sugere que a composição da dieta é diferente entre *L. pardalis* e as demais espécies, mas que não há diferença na composição entre *C. thous* e *N. nasua* (Figura 9a). Os itens que mais explicaram essa variação foram os roedores (*C. laticeps* e *T. apereoides*), Aves e Colubridae separando *L. pardalis* das duas espécies onívoras (*C. thous* e *N. nasua*), cujos itens mais importantes na segregação com *L. pardalis* foram alguns frutos (*H. bonplandii*, *A. dioica*, *B. orbignyana*, *D. hispida* e *G. ulmifolia*), Arthropoda (Coleoptera, Orthoptera e Crustacea) e Amphibia (Figura 9b).

#### 4. Discussão

##### *Leopardus pardalis*

Na área de estudo, *L. pardalis* se alimentou, principalmente, de pequenos vertebrados, especialmente pequenos roedores, serpentes e lagartos. Resultado semelhante foi encontrado em uma fazenda na sub-região de Miranda, onde pequenos mamíferos ocorreram em 83% do total de itens consumidos pela jaguatirica (Concone, 2004), o que está de acordo com alguns autores que consideram *L. pardalis* especializada em pequenos mamíferos (Ludlow & Sunkist, 1987; Emmons, 1987). Entretanto, alguns estudos têm demonstrado que *L. pardalis* pode consumir muito mais mamíferos de médio porte do que o esperado para essa espécie. Por exemplo, no Pantanal de Barão de Melgaço, na Reserva Particular do Patrimônio Natural do SESC Pantanal, embora os pequenos mamíferos tenham sido o item predominante na dieta (42% dos itens consumidos), os mamíferos de médio e grande porte foram representativos, correspondendo a 21% do total de itens (Bachega, 2004). Em localidades no Panamá e no norte do Espírito Santo, mamíferos de médio e grande porte foram ainda mais importantes (46% a 59% dos itens, respectivamente) (Bianchi, 2001; Moreno *et al.*, 2006); quando a biomassa consumida é avaliada, aparecem como as presas mais importantes (p. ex. Crawshaw, 1995; Chinchilla, 1997; Bianchi, 2001; Villa-Meza *et al.*, 2002; Moreno *et al.*, 2006; Bianchi & Mendes, 2007).

No Panamá, Moreno e colaboradores (2006) relacionaram o maior consumo de presas de médio e grande porte por *L. pardalis* como efeito da ausência de *P. onca* na área, sugerindo que seu nicho fundamental inclui mais presas de médio porte do que seu nicho realizado em outros locais. Entretanto, se o consumo de presas de maior porte por *L.*

*pardalis* for uma consequência da ausência de *P. onca*, esse padrão não se repetiu neste estudo, onde não há registro de *P. onca* e ocorrem todas as espécies de presas esperadas para uma área bem preservada do Pantanal e alta abundância de presas de médio e grande porte, como tatus (*Dasypus novemcinctus* e *Euphractus sexcinctus*), porcos (*Tayassu tajacu* e *Tayassu pecari*) e veados (*Mazama guazoubira* e *Ozotocerus bezoarticus*) (Desbiez, 2007).

Além disso, se o mecanismo que regula a interferência de *P. onca* na dieta de *L. pardalis* for competição por exploração, ou mesmo por interferência, seria de se esperar que a competição com *P. concolor* fosse maior, considerando que os tamanhos corporais são mais próximos entre essas duas espécies do que entre *L. pardalis* e *P. onca*.

Na fazenda Nhumirim o consumo de serpentes e lagartos foi alto (63% das amostras fecais) quando comparado ao consumo desses itens em outras regiões, especialmente o consumo de serpentes (45% das amostras fecais), que foi a mais alta já registrada na dieta de *L. pardalis*. No México, o consumo de lagartos foi importante na dieta de *L. pardalis*, correspondendo a 32% do total de itens consumidos (Villa-Meza *et al.*, 2002) e a espécie mais importante em termos de frequência de ocorrência e de biomassa consumida foi a iguana de rabo-espinhoso (*Ctenosaura pectinata*). Esses autores relacionam o aumento no consumo de répteis com o aumento da latitude. Entretanto, uma análise da literatura sobre hábitos alimentares de *L. pardalis* não evidencia esta relação (Tabela 3). É provável que, sendo um predador oportunista (Emmons, 1987), *L. pardalis* esteja consumindo as presas mais abundantes e mais vulneráveis. O consumo de lagartos também foi alto na Reserva Natural da Vale do Rio Doce/Reserva Biológica de Sooretama, em Linhares/ES, onde o teiú (*Tupinambis merianae*) foi a principal espécie consumida dentre os lagartos, e na RPPN do

SESC Pantanal (MT), onde o consumo de serpentes e lagartos correspondeu a 19% do total de itens consumidos (Bachega, 2004).

Apesar de não termos encontrado diferença na composição da dieta entre machos e fêmeas, isto pode estar relacionado apenas a um pequeno número de amostras cujo sexo foi identificado. A tendência na diferenciação no consumo dos principais itens entre machos e fêmeas de *L. pardalis* foi sugerida por alguns autores (Ludlow & Sunkist, 1987; Vella-Mezza, 2002) que discutem essa possível partição de recursos entre machos e fêmeas. Considerando que os machos são cerca de 20 a 25% maiores do que as fêmeas, é possível que isso permita com que machos capturem presas maiores e energeticamente mais vantajosas, como veados, pacas e primatas (Crawshaw, 1995; Bianchi, 2001; Moreno *et al.*, 2006; Bianchi & Mendes, 2007).

Existe uma correlação positiva entre tamanho corporal e medidas cranianas de felídeos e tamanho de suas principais presas (Kiltie, 1984; Kiltie, 1988). Dessa forma, isso deve permitir uma segregação tanto interespecífica com outros felídeos, como intraespecífica em função do dimorfismo sexual apresentado por todas as espécies da família Felidae (Sunkist & Sunkist, 2002). Isso facilitaria as interações espaciais, já que machos permitem várias fêmeas dentro de sua área de vida (Emmons, 1988; Crawshaw, 1995).

### ***Cerdocyon thous***

A dieta de *C. thous* na fazenda Nhumirim foi composta basicamente de frutos, artrópodes e vertebrados, itens esperados para a dieta de uma espécie considerada onívora e um generalista oportunista.

O consumo de frutos, artrópodes e vertebrados ocorreu em todos os estudos realizados, com algumas variações na proporção desses itens. Avaliando os estudos realizados sobre dieta de *C. thous* em diferentes ecossistemas e com diferentes graus de perturbação, existe uma certa concordância em relação à proporção de frutos, artrópodes e vertebrados consumidos (Tabela 4). Frutos, geralmente, corresponderam a 20-40% dos itens ingeridos, artrópodes representaram cerca de 50% e vertebrados 30% do total de itens. O local com menor consumo de frutos ocorreu na Reserva Biológica do Lami em Porto Alegre/RS, com valor inferior a 1% em relação ao total de itens consumidos. Nesse local ocorreu também o maior consumo de vertebrados registrados nos estudos examinados, com mais de 90% do total de itens consumidos (Pedó *et al.*, 2006). Na Reserva Biológica do Lami o consumo de artrópodes também foi relativamente pequeno, com 7,3% do total dos itens consumidos (Pedó *et al.*, 2006). O menor consumo de artrópodes nos estudos examinados ocorreu no Parque Nacional das Emas, em Goiás, correspondendo a apenas 4,6% do total de itens consumidos (Jácomo *et al.*, 2004). Nestes dois estudos, com resultados especialmente discrepantes dos demais, a coleta das amostras fecais ocorreu ao longo de todo o ano, o que descarta possíveis vieses devido a amostragem ser concentrada em apenas uma estação do ano. Na fazenda Nhumirim, *C. thous* teve uma dieta mais equitativa em relação aos três principais grupos consumidos (30% de cada item consumido) do que as demais localidades. Tudo isto indica que *C. thous* é oportunista, consumindo diferentes presas em diferentes proporções em cada localidade, refletindo a disponibilidade de presas/alimento em cada área (Kok & Nel, 2004).

Na fazenda Nhumirim, o conjunto dos principais itens consumidos por *C. thous* variou entre as estações. Na estação seca, o fruto que pareceu ser chave na dieta de *C. thous*

foi *G. ulmifolia* (chico-magro), e esse foi um dos principais frutos consumidos também na estação seca nos Llanos Venezuelanos (Bisbal & Ojasti, 1980; Sunkuist *et al.*, 1989). Assim como na área de estudo no Pantanal, em outras localidades houve marcada diferença na dieta entre as estações, geralmente com frutos e insetos sendo mais importantes na estação chuvosa e vertebrados na estação seca (Brady, 1979; Bisbal & Ojasti, 1980; Facure *et al.*, 2003; Bueno & Motta-Júnior, 2004). Entretanto, em pelo menos um estudo realizado em uma área de restinga no sul do Espírito Santo, a dieta não variou significativamente entre estações (Gatti *et al.*, 2006a).

Não houve diferença no consumo dos principais itens entre machos e fêmeas. Isto era esperado, porque machos ( $\bar{x}=6,5$  kg; DP=0,7) e fêmeas ( $\bar{x}=6,4$  kg; DP=0,8) tiveram massa corporal semelhante ( $t=0,577$ ;  $n=55$ ;  $p=0,566$ ) e porque, geralmente, os casais mantiveram-se próximos durante o forrageio (Capítulo 2). Resultado semelhante foi encontrado na Venezuela e na Ilha de Marajó/PA (Bisbal & Ojasti, 1980; Macdonald & Courtenay, 1996). Na Venezuela os *C. thous* jovens consumiram menos aves e mamíferos do que os adultos (Bisbal & Ojasti, 1980).

### ***Nasua nasua***

A dieta de *N. nasua* é insuficientemente conhecida e a escassa informação até então disponível sobre a dieta desta espécie foi obtida em áreas próximas ou no interior de grandes centros urbanos (Costa, 2003; Alves-Costa *et al.*, 2004; Santos & Beisiegel, 2006).

Na área de estudo, *N. nasua* apresentou uma dieta basicamente insetívora-frugívora, alimentando-se principalmente de artrópodes e frutos. Este tipo de dieta foi encontrada também para *N. nasua* habitando áreas protegidas peri-urbanas, com suplementação

alimentar (Alves-Costa *et al.*, 2004; Santos & Beisiegel, 2006) ou sem (Costa, 2003). Oliveira *et al.*, 2004 registrou o consumo por quatis de cobras-de-duas-cabeças (*Leposternon microcephalum*), em 17 ocasiões diferentes. Esse foi o primeiro registro de predação de um Amphisbaenidae por *N. nasua*, que se beneficia de focinhos compridos na hora de capturar espécies fossoriais e que possui o hábito de cavar o substrato e consumir invertebrados, como milípedes.

Em ambientes com sazonalidade tão marcada como o Pantanal, a disponibilidade de recursos e a dieta podem variar amplamente ao longo do ano. Alves-Costa *et al.* (2004) consideraram a elasticidade no consumo de diferentes itens ao longo do ano como típica de animais generalistas.

Na área de estudo, a dieta de *N. nasua* variou entre estações, com Coleoptera, *A. aculeata* e Crustacea mais consumidos na estação seca e os frutos *H. bonplandii*, *A. dioica* e *B. orbignyana* na estação chuvosa. Em relação aos frutos, estes foram consumidos em alta frequência em ambas as estações, mas na estação seca os mais consumidos foram *D. hispida* e *G. ulmifolia*.

Em três anos de estudo da dieta de *N. nasua* em um parque urbano de Belo Horizonte (Parque das Mangabeiras/MG), alguns itens foram consumidos diferentemente em relação à estação do ano (seca e chuvosa). Entretanto, essa diferença não foi observada em todos os anos, por exemplo, frutos foram consumidos em maior proporção na estação seca apenas durante o segundo ano, e milípedes foram consumidos em maior frequência na estação chuvosa do primeiro e segundo anos, mas não houve diferenças sazonais no consumo desse item no terceiro ano do estudo (Alves-Costa *et al.*, 2004).

No Parque do Prosa, MS, o consumo de frutos foi maior do que os demais itens combinados (invertebrados e vertebrados). Também houve diferença sazonal no consumo de frutos, que foram mais freqüentes na estação chuvosa (Costa, 2003).

Em relação aos vertebrados ingeridos, este estudo registrou frequências relativamente altas (39% das fezes) e os grupos mais predados foram Amphibia e Squamata. Nas demais localidades, entretanto, o consumo de vertebrados foi ausente (Santos & Beiseigel, 2006) ou menos frequente (Bisbal 1986, Costa, 2003; Alves-Costa *et al.*, 2004).

Não houve diferença na composição da dieta entre machos e fêmeas na área de estudo. Este resultado não condiz com o esperado, uma vez que machos de *N. nasua* foram maiores e mais pesados ( $\bar{x}=5,3$  kg; DP=0,8) do que as fêmeas ( $\bar{x}=3,5$  kg; DP=0,4) ( $t=8,76$ ,  $p<0,001$ ). Nos machos, os caninos inferiores ( $\bar{x}=16,4$  mm) são muito maiores que os superiores ( $\bar{x}=11$ mm,  $t_{\text{pareado}}=21,12$ ,  $n=54$ ,  $p<0,001$ ). Nas fêmeas, os caninos inferiores ( $\bar{x}=7,4$  mm) são ligeiramente menores do que os superiores ( $\bar{x}=8,3$ mm;  $t_{\text{pareado}}=-2,42$ ,  $n=17$ ,  $p=0,028$ ) e ambos são menores do que os dos machos.

Além das diferenças morfológicas, machos e fêmeas em geral permanecem espacialmente segregados durante a maior parte do ano, quando as fêmeas vivem em grupos com outras fêmeas e seus filhotes, enquanto os machos são geralmente solitários, integrando os grupos normalmente durante o período reprodutivo. Tudo isso sugere estratégias de forrageio diferenciadas entre machos e grupos de fêmeas, embora os mesmos itens estejam sendo consumidos em frequências semelhantes.

### Segregação interespecífica da dieta

As três espécies apresentaram sobreposição em relação aos principais itens consumidos, com *C. thous* se alimentando de uma ampla variedade de itens, e desta forma sua dieta se sobrepõe parcialmente à dieta do carnívoro estrito, *L. pardalis*, e do frugívoro-onívoro *N. nasua*.

Segundo Wilson (1975), existe uma assimetria nas relações competitivas entre predadores de diferentes tamanhos. Animais maiores podem se alimentar de itens indisponíveis para pequenos competidores, mas o inverso é muito menos provável. Desde então, o tamanho corporal tem sido utilizado para explicar a maior parte das diferenças entre a dieta de carnívoros simpátricos e predação intraguilda (Kiltie, 1984; Emmons, 1987; Kiltie, 1988; Fedriani *et al.*, 2000; Woodward & Hildrew, 2002; Kok & Nel, 2004; Thornton *et al.*, 2004; Donadio & Buskirk, 2006).

Considerando que *L. pardalis* é a espécie de maior porte (8-12 kg) entre as estudadas, a previsão é de que ela irá consumir presas típicas da dieta dos demais carnívoros, mas consumirá também presas exclusivas, que não estão disponíveis para as espécies menores. Além disso, em função do tamanho corporal, espera-se que a segregação seja maior entre *L. pardalis* e *N. nasua* (3-7 kg) do que entre *L. pardalis* e *C. thous* (6-9 kg). Estas previsões estão de acordo com as observações deste estudo. *Leopardus pardalis*, *C. thous* e *N. nasua* consumiram pequenos vertebrados e *L. pardalis*, *C. thous* consumiram pequenos roedores em maior frequência que *N. nasua*. Somente *L. pardalis* incluiu presas de maior porte, como cervídeos e indivíduos de *N. nasua*.

*Puma concolor* não foi objeto deste estudo, embora ocorra com alguma frequência na área amostrada (13 fotos em 2.238 armadilhasxdiás; Capítulo 3). Nas áreas onde *L. pardalis*

co-ocorreu com *P. concolor* ou com *P. onca*, tipicamente houve segregação da dieta, com *L. pardalis* consumindo mais frequentemente presas de menor tamanho (Emmons, 1987; Chinchilla, 1997; Moreno *et al.*, 2006). Quando as três espécies foram simpátricas, o tamanho ainda explicou a segregação de presas, com *L. pardalis* consumindo em geral presas pequenas, como pequenos mamíferos (roedores e marsupiais), ouriços (*Sphiggurus* sp.) e cutias (*Dasyprocta* spp.), *P. concolor* consumindo presas de tamanho intermediário como paca (*Cuniculus paca*), veados (*Mazama* spp.) e *P. onca* podendo consumir presas grandes como porcos (*Tayassu pecari* e *T. tajacu*) e capivaras (*Hydrochaerys hydrochaerys*).

O padrão morfológico da dentição das famílias das três espécies estudadas sugere um gradiente na capacidade de lidar com itens que vão de carne a frutos e/ou itens duros, como exoesqueleto de crustáceos. Suas dietas refletiram claramente este padrão, com o procionídeo *N. nasua* consumindo mais frutos e sobrepondo mais com *C. thous*, que apresentou uma dieta onívora e *L. pardalis*, com seus carniceiros secodontes, carnívora.

Esta diferença na composição da dieta implica que *C. thous* e *N. nasua* possuem uma base alimentar mais diversificada do que a de *L. pardalis*, que depende da disponibilidade de presas de maior porte. Isso se reflete no grau de resiliência dessas espécies. Enquanto *C. thous* e *N. nasua* estão entre os carnívoros neotropicais mais abundantes e facilmente encontrados, mesmo em ambientes consideravelmente antropizados, *L. pardalis* só pode se manter em ambientes fragmentados que possam fornecer um conjunto de presas (vertebrados) disponíveis ao longo do tempo (Bianchi & Mendes, 2007; Oliveira *et al. In press*).

## 5. Referências Bibliográficas

- Abreu, K.C., Moro-Rios, R.F., Silva-Pereira, J.E.S., Miranda, J.M.D., Jablonski, E.F. & Passos, F.C. (2008). Feeding habits of ocelot (*Leopardus pardalis*) in Southern Brazil. *Mamm. Biol.* **73**, 407–411.
- Alho, C.J.R., Lacher, T.E., Campos, Z.M.S. & Gonçalves, H.C. (1987). Mamíferos da fazenda Nhumirim, sub-região de Nhecolândia, Pantanal do Mato Grosso do Sul. I - Levantamento preliminar de espécies. *Rev. Bras. Zool.* **4**, 151-164.
- Aliaga-Rossel, E., R.S. Moreno, R.W. Kays & J. Giacalone. (2006). Ocelot (*Leopardus pardalis*) predation on agouti (*Dasyprocta punctata*). *Biotropica* **38**, 691-694.
- Alves-Costa, C. P., Fonseca, G.A.B. & Christófar, C. (2004). Variation in the diet of the Brown-nosed coati (*Nasua nasua*) in Southeastern Brazil. *J. Mammal.* **85**, 478-482.
- Bachega, I. (2004). *Ecologia Alimentar Comparativa de Três Carnívoros Simpátricos (Mammalia: Carnivora) na RPPN do SESC Pantanal, Barão de Melgaço, Mato Grosso*. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Mato Grosso. Cuiabá.
- Bianchi, R.C. (2001). *Estudo comparativo da dieta da jaguatirica, Leopardus pardalis (Linnaeus, 1758), em Mata Atlântica*. Dissertação de mestrado. Universidade Federal do Espírito Santo. Vitória.
- Bianchi, R.C. & Mendes, S.L. (2007). Ocelot (*Leopardus pardalis*) predation on primates in Caratinga Biological station, Southeast Brazil. *Am. J. Primatol.* **69**, 1173–1178.
- Bisbal, F. J. & Ojasti, J. (1980). Nicho trófico del zorro *Cerdocyon thous* Mammalia, Carnivora). *Acta Biol. Venez.* **10**, 469–496.
- Bisbal, F.J.E. (1986). Food habits of some neotropical carnivores in Venezuela (Mammalia, Carnivora). *Mammalia* **50**, 329-339.

- Brady, C. A. (1979). Observations on the behavior and ecology of the crab-eating fox (*Cerdocyon thous*). In *Studies of vertebrate ecology in the northern neotropics*:161–171. Eisenberg, J. F. (ed.). Washington, DC: Smithsonian Institution Press.
- Bueno, A.A. & Motta-Júnior, J.C. (2004). Food habits of two syntopic canids, the maned wolf (*Chrysocyon brachyurus*) and the crab-eating fox (*Cerdocyon thous*), in southeastern Brazil. *Rev. Chil. Hist. Nat.* **77**, 5-14.
- Chinchilla, F. A. (1997). La dieta del jaguar (*Panthera onca*), el puma (*Felis concolor*) y el manigordo (*Felis pardalis*) (Carnivora:Felidae) en el Parque Nacional Corcovado, Costa Rica. *Rev. Biol. Trop.* **43**, 1223-1229.
- Concone, H.V.B. (2004). *Aspectos da Ecologia e Conservação da Jaguaririca Leopardus pardalis (Carnivora: Felidae) em Ambiente Antropizado do Pantanal de Miranda, Mato Grosso do Sul*. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Mato Grosso do Sul, Campo Grande.
- Costa, E.M.J. (2003). *Movimentação, Frugivoria e Dispersão de Sementes por Quatis (Procyonidae: Nasua nasua) no Parque do Prosa, Campo Grande, Mato Grosso do Sul*. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Mato Grosso do Sul, Campo Grande.
- Crawshaw Jr., P. G. (1995). *Comparative ecology of ocelot (Felis pardalis) and jaguar (Panthera onca) in a protected subtropical forest in Brazil and Argentina*. Tese de Doutorado, University of Florida, Gainesville.
- Crooks, K. R. & Soulé, M. E. (1999). Mesopredator release and avifaunal extinctions in a fragmented system. *Nature*. **400**, 563-566.

- Dayant, T. & Simberloff, D. (1996). Patterns of size separation in carnivore communities. In *Carnivore behavior, ecology, and evolution*: 243-266. Gittleman, J.L. (Ed). Vol. 2. New York: Cornell University Press, Ithaca.
- Delgado-V., C.A. (2002). Food habits and hábitat of the Crab-eating fox *Cerdocyon thous* in the highlands of eastern Antioquia, Cordillera Central, Colombia. *Mammalia*. **66**, 599-602.
- Desbiez, A. (2007). *Wildlife Conservation in the Pantanal: Habitat Alteration, Invasive Species and Bushmeat Hunting*. Tese de Doutorado. University of Kent Canterbury.
- Donadio, E. & Buskirk, S.W. (2006). Diet, morphology, and interspecific killing in Carnivora. *Am. Nat.* **167**, 524-536.
- Eisenberg, J.F. & Thorington, R.W. Jr. (1973). A preliminary analysis of a Neotropical mammal fauna. *Biotropica*. **5**, 150-161.
- Emmons, L. H. (1987). Comparative feeding ecology of felids in a neotropical rainforest. *Behav. Ecol. Sociobiol.* **20**, 271-283.
- Emmons, L. H. (1988). A field study of ocelots (*Felis pardalis*) in Peru. *Rev. Ecol. (Terre Vie)* **43**, 133-157.
- Emmons, L.H., Sherman, P., Bolster, D., Goldizen N, A. & Terborgh, J. (1989). Ocelot behavior in moonlight. In *Advances in neotropical mammalogy*: 233-242. Redford, K.H. & Eisenberg, J.F. (ed.). Gainesville: Sandhill Crane Press. Gainesville.
- Facure-Giaretta, K. G. (2002). *Ecologia alimentar de duas espécies de felinos do gênero Leopardus em uma floresta secundária no sudeste do Brasil*. Tese de doutorado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

- Facure, K. G. & Giaretta, A. A. (1996). Food habits of carnivores in a coastal Atlantic forest of southeastern Brazil. *Mammalia*. **60**, 499-502.
- Facure, K.G. & Monteiro-Filho, E. L. A. (1996). Feeding habits of the crab-eating foxes, *Cerdocyon thous*, in a suburban area of southeastern Brazil. *Mammalia*. **60**, 147–149.
- Facure, K.G.; Giaretta, A.A. & Monteiro-Filho, E.L.A.. 2003. Food habits of the crab-eating fox, *Cerdocyon thous*, in an altitudinal forest of the Mantiqueira Range, southeastern Brazil. *Mammalia*. **67**, 503-511.
- Fedriani, J.M., Juller, T.D., Sauvajot, R.M. & York, E.C. (2000). Competition and intraguild predation among three sympatric carnivores. *Oecologia* **125**, 158-270.
- Fuentes, E.R. (1976). Ecological convergence of lizard communities in Chile and California. *Ecology*. **57**, 3-17.
- Gatti, A.; Bianchi, R.C.; Rosa, C.R.X. & Mendes, S.L. (2006a). Diet of the crab-eating fox, *Cerdocyon thous* (Carnivora, Canidae) in Paulo Cesar Vinha State Park, Espírito Santo State, Brazil. *Mammalia* **70**, 153-155.
- Gatti, A.; Bianchi, R.C.; Rosa, C.R.X. & Mendes, S.L. (2006b). Diet of two sympatric carnivores, *Cerdocyon thous* and *Procyon cancrivorus*, at Paulo Cesar Vinha State Park, Espírito Santo, Brazil. *J. Trop. Ecol.* **22**, 337-330.
- Gittleman, J.L. & Gompper, M.E. (2005). The importance of carnivores for understanding patterns of biodiversity and extinction risk. In *Ecology of Predator-Prey Interactions*: 370-388, Barbosa, P. & Castellanos, I. (Ed.). Oxford University Press.
- Gompper, M. E. (1995). *Nasua narica*. *Mammalian species*. **487**, 1-10.
- Gompper, M. E. (1996). Sociality and asociality in White-nosed coatis (*Nasua narica*): foraging costs and benefits. *Behav.Ecol.* **7**, 254-263.

- Iriarte, J. A.; Franklin, W. L.; Johnson, W. E. & Redford, K. H. (1990). Biogeographic variation of food habits and body size of the *America puma*. *Oecologia*. **85**, 185-190.
- Jácomo, A.T.A., Silveira, L. & Diniz-Filho, J.A.F. (2004). Niche separation between the maned wolf (*Chrysocyon brachyurus*), the crab-eating fox (*Dusicyon thous*) and the hoary fox (*Dusicyon vetulus*) in central Brazil. *J. Zool.* **262**, 99-106.
- Juarez, K.M. & Marinho-Filho, J. (2002). Diet, habitat use, and home ranges of sympatric canids in Central Brazil. *J. Mammal.* **83**, 925-933.
- Kok, O.B. & Nel, J.A.J. (2004). Convergence and divergence in the prey of sympatric canids and felids: opportunism or phylogenetic constraint? *Biol. J. Lin. Soc.* **83**, 527-538.
- Kiltie, R. A. (1984). Size ratios among sympatric neotropical cats. *Oecologia*. **61**, 411-416.
- Kiltie, R. A. (1988). Interspecific size regularities in tropical felid assemblages. *Oecologia*. **76**, 97-105.
- Konecny, M. J. (1989). Movement patterns and food habits of four sympatric carnivore species in Belize, Central America. In *Advances in neotropical mammalogy*: 243-264. Redford, K.H. & Eisenberg, J.F. (Eds.). Gainesville: Sandhill Crane Press.
- Krebs, C. J. (1999). *Ecological Methodology*. (Second edition). Benjamin/Cummings. Menlo Park.
- Lacher, T.E., Alho, C.J.R. & Campos, Z.M.S. (1987). Densidades y preferencias de microhábitat de los mamíferos en la hacienda Nhumirim, Pantanal de Mato Grosso del Sur. *Ciênc. Interam.* **26**, 30-38.
- Ludlow, M. E. & Sunquist, M. E. (1987). Ecology and behavior of ocelots in Venezuela. *Nat. Geog. Res.* **3**, 447-461.

- MacArthur, R. H. & Levins, R. (1967). The limiting similarity, convergence, and divergence of coexisting species. *Am. Nat.* **101**, 377-385.
- MacDonald, D. W. & Courtenay, O. (1996). Enduring social relationships in a population of crab-eating zorros, *Cerdocyon thous*, in Amazonian Brazil (Carnivora, Canidae). *J. Zool.* **155**, 239-329.
- Martins, R., Quadros, J. & Mazzoli, M. (2008). Hábito alimentar e interferência antrópica na atividade de marcação territorial do *Puma concolor* e *Leopardus pardalis* (Carnivora: Felidae) e outros carnívoros na Estação Ecológica de Juréia-Itatins, São Paulo, Brasil. *Rev. Bras. Zool.* **25**, 427-435.
- McClean, D. (1992). The Rise and Fall of a Mutualism? Coatis, Tapirs, and Ticks on Barro Colorado Island, Panama. *Biotropica*. **24**, 220-222.
- Mondolfi, E. (1986). Notes on the biology and status of the small wild cats in Venezuela. In *Cats of the world: biology, conservation, and management*: 125-146. Miller, S.D. & Everet, D.D. (org.). National Wildlife Federation, Washington, DC.
- Moreno, R.S., Kays, R.W. & Samudio, R. (2006). Competitive release in diets of ocelot (*Leopardus pardalis*) and puma (*Puma concolor*) after jaguar (*Panthera onca*) decline. *J. Mammal.* **87**, 808-816.
- Motta-Júnior, J. C., Lombardi, J. A. & Talamoni, S. A. (1994). Notes on crab-eating fox (*Cerdocyon thous*) seed dispersal and food habits in southeastern Brazil. *Mammalia*. **58**, 156-159.
- Oliveira, M., Ribas, E.R., Moura-Leite, J.C. (2004). *Leposternon microcephalum* (NCN), predation. *Herpetol. Rev.* **35**, 170-171.

- Oliveira, T.G. & Bianchi, R.C. (2008). *Leopardus pardalis*. In *Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção*. 785-786. Machado, A.B.M.; Drummond, G.M.; Paglia, A.P. (Ed.). Ministério do Meio Ambiente. Fundação Bioversitas.
- Oliveira, T.G., Tortato, M.A., Silveira, L. Kasper, C.H., Mazim, F.D., Lucherini, M., Jácomo, A.T., Soares, J.B., Marques, R.V., Sunquist, M. *in press*. Ocelot ecology and its effect on the small-felid guild in the lowland Neotropics. Pp. *in press* In *Biology and Conservation of Wild Felids*. MacDonald, D. & Loveridge, A. (Org.). Oxford: Oxford University Press.
- Olmos, F. (1993). Notes on the food habits of Brazilian Caatinga carnivores. *Mammalia*. **57**, 126-130.
- Pedó, E., Tomazzoni, A.C., Hartz, S.M. & Christoff, A.U. (2006). Diet of crab-eating fox, *Cerdocyon thous* (Linnaeus) (Carnivora, Canidae), in a suburban area of southern Brazil. *Rev. Bras. Zool.* **23**, 637-641.
- Quadros, J. & Monteiro-Filho, E L.A. (2006a). Coleta e preparação de pêlos de mamíferos para identificação em microscopia óptica. *Rev. Bras. Zool.* **23**, 274-278.
- Quadros, J. & Monteiro-Filho, E.L.A. (2006b). Revisão conceitual, padrões microestruturais e proposta nomenclatória para os pêlos-guarda de mamíferos brasileiros. *Rev. Bras. Zool.* **23**, 279-292.
- Rautenbach, I. L. & Nel, J. A. J. (1978). Coexistence in Transvaal Carnivora. *Bull. Carnegie Mus. Nat. Hist.* **6**, 138-145.
- Robinson, J.G. & Redford, K.H. (1986). Body size, diet, and population density of neotropical forest mammals. *Am. Nat.* **128**, 665-680.

- Rocha, V.J., Reis, N.R. & Sekiama, M.L. (2004). Dieta e dispersão de sementes por *Cerdocyon thous* (Carnivora: Canidae), em um fragmento florestal no Paraná, Brasil. *Rev. Bras. Zool.* 21, 871–876.
- Roemer, G.W., Gompper, M.E. & Van Valkenburgh, B. (2009). The ecological role of the mammalian mesocarnivore. *Bioscience* 59, 165-173
- Santos, V.A., Beisiegel, B. M. (2006). A dieta de *Nasua nasua* (Linnaeus, 1766) no Parque Ecológico do Tietê, SP. *Rev. Bras. Zool.* 8, 199-203.
- Schmitz , O.J., Hamba, P. A. & Beckerman, A.P. (2000). Trophic cascades in terrestrial systems: a review of the effects of carnivore removals on plants. *Am. Nat.* 155, 141-153.
- Schaller, G. B. (1983). Mammals and their biomass on a Brazilian ranch. *Arquivos de Zoologia.* 31, 1-36.
- Schoener, T. W. (1974). Resource partitioning in ecological communities. *Science.* 185, 27-39.
- Soriano, B.M.A. (2000). Boletim Agrometeorológico Fazenda Nhumirim 1998. Boletim Agrometeorológico nº 5. Ministério da Agricultura e do Abastecimento. Embrapa Pantanal.
- Sunquist, M.E., Sunquist, F. & Daneke, D. (1989). Ecological separation in a Venezuelan Llanos carnivores community. In *Advances in neotropical mammalogy*: 197-232. Redford, K. H. & Eisenberg, J. F. (Ed.). Gainesville: Sandhill Crane Press.
- Sunquist, M. & Sunquist, F. (2002). *Wild Cats of the World*. Chicago: The University of Chicago Press.
- Terborgh, J. (1992). Maintenance of diversity in tropical forests. *Biotropica.* 24, 283-292.
- Terborgh, J., Estes, J. A., Paquet, P., Ralls, K., Boyd-Heger, D., Miller, B. J. & Noss, R. F. (1999). The role of top carnivores in regulating terrestrial ecosystems. In *Continental*

*Conservation: Scientific Foundations of Regional Reserve Networks*: 39-65. Soulé, M. E. & Terborgh, J. (Eds). Island. Press.

Terborgh, J., Lopez, L. Nuñez, P.V., Rao, M., Shahabuddin, G., Orihuela, G., Riveros, M., Ascanio, R., Adler, G.H., Lambert, T.D. & Balbas, L. (2001). Ecological meltdown in predator-free forest fragments. *Science*. **294**, 1923-1926.

Van Valkenburgh, B. (1985). Locomotor diversity within past and present guilds of large predatory mammals. *Paleobiology*. **11**, 406-428.

Van-Valkenburgh, B. (1988). Trophic Diversity in Past and Present Guilds of Large Predatory Mammals. *Paleobiology*. **14**, 155-173.

Van Valkenburgh, B. (1999). Major patterns in the history of carnivorous mammals. *Annu. Rev. Earth Planet. Sci.* **27**, 463-93.

Varela, O. & Burcher, E.H. (2006). Passage time, viability, and germination of seeds ingested by foxes. *Journal of Arid Environments*. **67**, 566-578.

Vieira, E.M. & Port, D. (2007). Niche overlap and resource partitioning between two sympatric fox species in southern Brazil. *Journal of Zoology*. **272**, 57-63.

Villa Meza, A., Meyer, E.M. & González, C.A.L. (2002). Ocelot (*Leopardus pardalis*) food habits in a tropical deciduous forest of Jalisco, México. *American Midland Naturalist*. **148**, 146-154.

Wang, E. (2002). Diets of ocelots (*Leopardus pardalis*), margays (*Leopardus wiedii*), and oncillas (*Leopardus tigrinus*) in the Atlantic rainforest in southeast Brazil. *Stud. Neotrop. Fauna Environ.* **37**, 207-212.

Wilson, D.S. (1975). The adequacy of body size as a niche difference. *Am. Nat.* **109**, 769-784.

Woodward, G. & Hildrew, A.G. (2002). Body-size determinants of niche overlap and intraguild predation within a complex food web. *J. Anim. Ecol.* **71**, 1063-1074.

Wright, S. J., Gompper, M. E. & DeLeon, B. (1994). Are large predators keystone species in Neotropical forest? The evidence from Barro Colorado Island. *Oikos*. **71**, 279-294.

Tabela 1 - Principais itens encontrados nas 294 amostras fecais dos carnívoros de médio porte da fazenda Nhumirim, Pantanal da Nhecolândia, MS durante o período de dezembro de 2005 a fevereiro de 2008. % fezes = porcentagem de fezes que contém o item. % itens=porcentagem do item em relação ao total de itens de consumidos.

| <b>Espécies</b>               | <b><i>L. pardalis</i> (n=46)</b> |            |                    | <b><i>C. thous</i> (n=164)</b> |            |                    | <b><i>N. nasua</i> (n=84)</b> |           |                    |
|-------------------------------|----------------------------------|------------|--------------------|--------------------------------|------------|--------------------|-------------------------------|-----------|--------------------|
| <b>Itens</b>                  | <b>%<br/>fezes</b>               | <b>n</b>   | <b>%<br/>itens</b> | <b>%<br/>fezes</b>             | <b>n</b>   | <b>%<br/>itens</b> | <b>%<br/>fezes</b>            | <b>n</b>  | <b>%<br/>itens</b> |
| <b>Vertebrata</b>             | <b>100</b>                       | <b>113</b> | <b>94</b>          | <b>79,9</b>                    | <b>222</b> | <b>32,8</b>        | <b>39,3</b>                   | <b>39</b> | <b>14,3</b>        |
| <b>Mammalia</b>               | <b>95,7</b>                      | <b>56</b>  | <b>46,4</b>        | <b>25</b>                      | <b>44</b>  | <b>6,4</b>         | <b>4,8</b>                    | <b>4</b>  | <b>1,5</b>         |
| <b>Rodentia</b>               | <b>56,5</b>                      | <b>37</b>  | <b>30,6</b>        | <b>18,9</b>                    | <b>31</b>  | <b>4,6</b>         | <b>0</b>                      | <b>2</b>  | <b>0,8</b>         |
| <i>Clyomys laticeps</i>       | 30,4                             | 14         | 11,6               | 6,1                            | 10         | 1,5                | 0                             | 0         | 0,0                |
| <i>Thrichomys apereoides</i>  | 17,4                             | 8          | 6,6                | 3                              | 5          | 0,7                | 0                             | 0         | 0,0                |
| Muridae n.i.                  | 17,4                             | 8          | 6,6                | 2,4                            | 4          | 0,6                | 1,2                           | 1         | 0,4                |
| <i>Dasyprocta azarae</i>      | 15,2                             | 7          | 5,8                | 7,3                            | 12         | 1,8                | 1,2                           | 1         | 0,4                |
| <b>Didelphimorphia</b>        | <b>19,6</b>                      | <b>9</b>   | <b>7,4</b>         | <b>2,4</b>                     | <b>4</b>   | <b>0,6</b>         | <b>2,4</b>                    | <b>2</b>  | <b>0,7</b>         |
| Didelphidae n.i.              | 19,6                             | 9          | 7,4                | 2,4                            | 4          | 0,6                | 2,4                           | 2         | 0,7                |
| <b>Artiodactyla</b>           | <b>10,9</b>                      | <b>5</b>   | <b>4,2</b>         | <b>4,9</b>                     | <b>8</b>   | <b>1,1</b>         | <b>0</b>                      | <b>0</b>  | <b>0,0</b>         |
| <i>Mazama sp.</i>             | 6,5                              | 3          | 2,5                | 0,6                            | 1          | 0,1                | 0                             | 0         | 0,0                |
| <i>Ozotocerus bezoarticus</i> | 2,2                              | 1          | 0,8                | 0                              | 0          | 0,0                | 0                             | 0         | 0,0                |
| <i>Sus scrofa</i>             | 2,2                              | 1          | 0,8                | 4,3                            | 7          | 1,0                | 0                             | 0         | 0,0                |
| <b>Pilosa</b>                 | <b>6,5</b>                       | <b>3</b>   | <b>2,5</b>         | <b>0,6</b>                     | <b>1</b>   | <b>0,1</b>         | <b>0</b>                      | <b>0</b>  | <b>0,0</b>         |
| <i>Tamandua tetradactyla</i>  | 6,5                              | 3          | 2,5                | 0,6                            | 1          | 0,1                | 0                             | 0         | 0,0                |
| <b>Carnivora</b>              | <b>4,3</b>                       | <b>2</b>   | <b>1,7</b>         | <b>0</b>                       | <b>0</b>   | <b>0,0</b>         | <b>0</b>                      | <b>0</b>  | <b>0,0</b>         |
| <i>Nasua nasua</i>            | 4,3                              | 2          | 1,7                | 0                              | 0          | 0,0                | 0                             | 0         | 0,0                |
| <b>Aves</b>                   | <b>39,1</b>                      | <b>18</b>  | <b>14,9</b>        | <b>14,6</b>                    | <b>24</b>  | <b>3,6</b>         | <b>0</b>                      | <b>0</b>  | <b>0,0</b>         |
| Aves n.i.                     | 39,1                             | 18         | 14,9               | 14,6                           | 24         | 3,6                | 0                             | 0         | 0,0                |

|                                |             |           |             |             |            |             |             |            |             |
|--------------------------------|-------------|-----------|-------------|-------------|------------|-------------|-------------|------------|-------------|
| <b>Squamata</b>                | <b>63</b>   | <b>34</b> | <b>28,1</b> | <b>37,2</b> | <b>71</b>  | <b>10,5</b> | <b>21,4</b> | <b>18</b>  | <b>6,6</b>  |
| Lacertilia n.i.                | 26,1        | 12        | 9,9         | 21,3        | 35         | 5,2         | 1,2         | 15         | 5,4         |
| Teiidae n.i.                   | 2,2         | 1         | 0,8         | 1,2         | 2          | 0,2         | 1,2         | 1          | 0,4         |
| Colubridae n.i.                | 41,3        | 19        | 15,7        | 18,3        | 30         | 4,5         | 1,2         | 1          | 0,4         |
| <i>Bothrops matogrossensis</i> | 4,3         | 2         | 1,7         | 2,4         | 4          | 0,6         | 1,2         | 1          | 0,4         |
| <b>Amphibia</b>                | <b>10,9</b> | <b>5</b>  | <b>4,1</b>  | <b>50</b>   | <b>82</b>  | <b>12,2</b> | <b>20,2</b> | <b>17</b>  | <b>6,2</b>  |
| Amphibia n.i.                  | 10,9        | 5         | 4,1         | 50          | 82         | 12,2        | 20,1        | 17         | 6,2         |
| <b>Peixe</b>                   | <b>0</b>    | <b>0</b>  | <b>0,0</b>  | <b>0,6</b>  | <b>1</b>   | <b>0,1</b>  | <b>0</b>    | <b>0</b>   | <b>0,0</b>  |
| Peixe n.i.                     | 0           | 0         | 0,0         | 0,6         | 1          | 0,1         | 0           | 0          | 0,0         |
| <b>Arthropoda</b>              | <b>15,2</b> | <b>8</b>  | <b>6,7</b>  | <b>87,8</b> | <b>225</b> | <b>33,4</b> | <b>82,1</b> | <b>129</b> | <b>46,6</b> |
| Coleoptera                     | 13          | 6         | 5,0         | 56,7        | 93         | 13,8        | 65,5        | 55         | 19,9        |
| Orthoptera                     | 4,3         | 2         | 1,7         | 47          | 77         | 11,4        | 47,6        | 40         | 14,5        |
| Crustacea                      | 0           | 0         | 0,0         | 20,7        | 34         | 5,1         | 3,6         | 3          | 1,1         |
| Blattaria                      | 0           | 0         | 0,0         | 3           | 5          | 0,7         | 4,8         | 4          | 1,4         |
| Diplopoda                      | 0           | 0         | 0,0         | 1,8         | 3          | 0,4         | 21,4        | 18         | 6,5         |
| Chilopoda                      | 0           | 0         | 0,0         | 1,8         | 3          | 0,4         | 0           | 0          | 0,0         |
| Aranae                         | 0           | 0         | 0,0         | 0,6         | 1          | 0,1         | 4,8         | 4          | 1,4         |
| Diptera                        | 0           | 0         | 0,0         | 0,6         | 1          | 0,1         | 2,4         | 2          | 0,7         |
| Hemiptera                      | 0           | 0         | 0,0         | 0,6         | 1          | 0,1         | 0           | 0          | 0,0         |
| Isoptera                       | 0           | 0         | 0,0         | 0,6         | 1          | 0,1         | 0           | 0          | 0,0         |
| Odonata                        | 0           | 0         | 0,0         | 0,6         | 1          | 0,1         | 0           | 0          | 0,0         |
| Scorpinae                      | 0           | 0         | 0,0         | 0,6         | 1          | 0,1         | 1,2         | 1          | 0,4         |
| Arthropoda n.i.                | 0           | 0         | 0,0         | 2,4         | 4          | 0,6         | 2,4         | 2          | 0,7         |
| <b>Gastropoda</b>              | <b>0</b>    | <b>0</b>  | <b>0,0</b>  | <b>1,8</b>  | <b>3</b>   | <b>0,4</b>  | <b>1,2</b>  | <b>1</b>   | <b>0,4</b>  |
| Gastropoda n.i.                | 0           | 0         | 0,0         | 1,8         | 3          | 0,4         | 1,2         | 1          | 0,4         |
| <b>Frutos</b>                  | <b>0</b>    | <b>0</b>  | <b>0,0</b>  | <b>77,4</b> | <b>223</b> | <b>33,1</b> | <b>81</b>   | <b>107</b> | <b>38,6</b> |

|                               |   |            |              |      |            |            |      |            |              |
|-------------------------------|---|------------|--------------|------|------------|------------|------|------------|--------------|
| <i>Annona dioica</i>          | 0 | 0          | 0,0          | 24,4 | 40         | 5,9        | 11,9 | 10         | 3,6          |
| <i>Guazuma ulmifolia</i>      | 0 | 0          | 0,0          | 21,3 | 35         | 5,2        | 7,1  | 6          | 2,2          |
| <i>Byrsonima orbignyana</i>   | 0 | 0          | 0,0          | 19,5 | 32         | 4,8        | 11,9 | 10         | 3,6          |
| <i>Mouriri elliptica</i>      | 0 | 0          | 0,0          | 10,4 | 17         | 2,5        | 2,4  | 2          | 0,7          |
| <i>Bromelia balansae</i>      | 0 | 0          | 0,0          | 9,8  | 16         | 2,4        | 8,3  | 7          | 2,5          |
| <i>Acrocomia aculeata</i>     | 0 | 0          | 0,0          | 9,1  | 15         | 2,2        | 14,3 | 12         | 4,3          |
| <i>Vitex cymosa</i>           | 0 | 0          | 0,0          | 7,9  | 13         | 1,9        | 9,5  | 8          | 2,9          |
| <i>Copernicia alba</i>        | 0 | 0          | 0,0          | 4,9  | 8          | 1,2        | 2,4  | 2          | 0,7          |
| <i>Diospyrus hispida</i>      | 0 | 0          | 0,0          | 4,3  | 7          | 1,0        | 14,3 | 12         | 4,3          |
| <i>Harrisia bonplandii</i>    | 0 | 0          | 0,0          | 4,3  | 7          | 1,0        | 21,4 | 18         | 6,5          |
| <i>Hancornia speciosa</i>     | 0 | 0          | 0,0          | 3    | 5          | 0,7        | 1,2  | 1          | 0,4          |
| <i>Ficus</i> sp.              | 0 | 0          | 0,0          | 1,8  | 3          | 0,4        | 2,4  | 2          | 0,7          |
| <i>Hymenaea stigonocarpa</i>  | 0 | 0          | 0,0          | 1,2  | 2          | 0,3        | 0    | 0          | 0,0          |
| <i>Psidium</i> sp.            | 0 | 0          | 0,0          | 1,2  | 2          | 0,3        | 1,2  | 1          | 0,4          |
| <i>Genipa americana</i>       | 0 | 0          | 0,0          | 0,6  | 1          | 0,1        | 2,4  | 2          | 0,7          |
| <i>Annona cornifolia</i>      | 0 | 0          | 0,0          | 0,6  | 1          | 0,1        | 0    | 0          | 0,0          |
| <i>Protium heptaphyllum</i>   | 0 | 0          | 0,0          | 0    | 0          | 0,0        | 3,6  | 3          | 1,1          |
| <i>Allagoptera leucocalyx</i> | 0 | 0          | 0,0          | 0    | 0          | 0,0        | 1,2  | 1          | 0,4          |
| Frutos n.i.                   | 0 | 0          | 0,0          | 11,6 | 19         | 2,8        | 11,9 | 10         | 3,6          |
| Total                         |   | <b>121</b> | <b>100,0</b> |      | <b>673</b> | <b>100</b> |      | <b>276</b> | <b>100,0</b> |

Tabela 2 - Sobreposição da dieta de *C. thous*, *N. nasua* e *L. pardalis* na fazenda Nhumirim, Pantanal, MS durante o período de dezembro de 2005 a fevereiro de 2008, durante as estações seca e chuvosa, utilizando o índice assimétrico de MacArthur e Levins. As colunas sobrepõem às linhas.

| <b>Período</b>       |                           | <b><i>L. pardalis</i></b> | <b><i>C. thous</i></b> | <b><i>N. nasua</i></b> |
|----------------------|---------------------------|---------------------------|------------------------|------------------------|
| <b>dez/5 a mar/6</b> | <b><i>L. pardalis</i></b> | 1                         | 0,18                   | -                      |
|                      | <b><i>C. thous</i></b>    | 0,09                      | 1                      | -                      |
|                      | <b><i>N. nasua</i></b>    | -                         | -                      | 1                      |
| <b>mai/6 a ago/6</b> | <b><i>L. pardalis</i></b> | 1                         | 0,65                   | 0,23                   |
|                      | <b><i>C. thous</i></b>    | 0,51                      | 1                      | 0,49                   |
|                      | <b><i>N. nasua</i></b>    | 0,34                      | 0,95                   | 1                      |
| <b>out/6 a fev/7</b> | <b><i>L. pardalis</i></b> | 1                         | 0,4                    | 0,29                   |
|                      | <b><i>C. thous</i></b>    | 0,43                      | 1                      | 0,77                   |
|                      | <b><i>N. nasua</i></b>    | 0,3                       | 0,74                   | 1                      |
| <b>mai/7 a set/7</b> | <b><i>L. pardalis</i></b> | 1                         | 0,54                   | 0,29                   |
|                      | <b><i>C. thous</i></b>    | 0,35                      | 1                      | 0,64                   |
|                      | <b><i>N. nasua</i></b>    | 0,25                      | 0,97                   | 1                      |
| <b>out/7 a fev/8</b> | <b><i>L. pardalis</i></b> | 1                         | 0,23                   | 0                      |
|                      | <b><i>C. thous</i></b>    | 0,06                      | 1                      | 0,93                   |
|                      | <b><i>N. nasua</i></b>    | 0                         | 0,83                   | 1                      |

Tabela 3 – Porcentagem de ocorrência (porcentagem dos itens em relação ao total de itens consumidos) dos principais grupos consumidos por *L. pardalis* a partir de dados publicados. Predador = presença de *Panthera onca*. n=número de amostras.

| Local                              | Vegetação                                        | Longitude | Predador | n   | Mamíferos<br>Médios/Grandes | Pequenos<br>mamíferos | Aves | Répteis | Outros | Fonte                            |
|------------------------------------|--------------------------------------------------|-----------|----------|-----|-----------------------------|-----------------------|------|---------|--------|----------------------------------|
| Jalisco, México                    | Floresta tropical<br>descídua<br>e semi-descídua | 19°29'N   | Sim      | 51  | 3,8                         | 41,2                  | 3    | 32,1    | 19,9   | Villa-Meza <i>et al.</i> , 2002  |
| Belize                             | Floresta tropical                                | 17°32'N   | Sim      | 49  | 24                          | 54,1                  | 9    | 0       | 12,9   | Konecny, 1989                    |
| Panamá, Soberanía<br>National Park | Floresta Tropical                                | 9°05'N    | Sim      | 49  | 59,1                        | 27,3                  | 1,4  | 10,1    | 2,1    | Moreno <i>et al.</i> ,<br>2006   |
| Barro Colorado Nature<br>Monument  | Floresta Tropical                                | 9°09'N    | Não      | 190 | 49,4                        | 32                    | 0    | 14,3    | 4,3    | Moreno <i>et al.</i> ,<br>2006   |
| Venezuela                          | Llanos                                           | 8°34'N    | Sim      | 42  | 8,2                         | 50,8                  | 4,1  | 14,7    | 22,2   | Sunquist <i>et al.</i> ,<br>1989 |
| Venezuela                          | Llanos                                           | 8°34'N    | Sim      | 160 | 2,4                         | 57,1                  | 4,5  | 11,3    | 24,7   | Ludlow &<br>Sunquist, 1987       |
| Costa Rica                         | Floresta Tropical                                | 8°26'N    | Sim      | 23  | 9,6                         | 63,8                  | 6,2  | 6,2     | 14,2   | Chinchilla, 1997                 |
| Peru                               | Floresta                                         | 11°10'S   | Sim      | 42  | 10,7                        | 64,4                  | 10,7 | 11,9    | 2,3    | Emmons, 1987                     |

|                                             |                             |             |     |     |      |      |      |      |      |                             |
|---------------------------------------------|-----------------------------|-------------|-----|-----|------|------|------|------|------|-----------------------------|
|                                             | Amazônica                   |             |     |     |      |      |      |      |      |                             |
| <b>Pantanal de Barão do Melgaço, MT</b>     | Pantanal                    | 16° a 17° S | Sim | 49  | 21   | 42   | 10,8 | 19,2 | 7    | Bachega, 2004               |
| <b>Pantanal da Nhecolândia</b>              | Pantanal                    | 18°59'S     | Não | 46  | 14,2 | 32,2 | 14,9 | 28,1 | 10,6 | esse estudo                 |
| <b>Linhares, ES</b>                         | Mata Atlântica de Tabuleiro | 19°06'S     | Sim | 77  | 46,6 | 25,7 | 6,7  | 21   | 0    | Bianchi, 2001               |
| <b>Caratinga, MG</b>                        | Mata Atlântica              | 19°50'S     | Não | 60  | 30,6 | 50   | 12,1 | 7,3  | 0    | Bianchi & Mendes, 2007      |
| <b>Pantanal de Miranda, MS</b>              | Pantanal                    | 20°05'S     | Sim | 114 | 3,8  | 83,7 | 7,8  | 1,9  | 2,7  | Concone, 2004               |
| <b>Estação Ecológica Juréia Itatins, SP</b> | Mata Atlântica              | 24°18'S     | Sim | 14  | 11,2 | 55,5 | 14,8 | 18,5 | 0    | Martins <i>et al.</i> 2008, |
| <b>Foz do Iguaçu, Brasil</b>                | Mata Atlântica              | 25°40'S     | Sim | 56  | 27,8 | 57,2 | 4    | 6,7  | 4,3  | Crawshaw, 1995              |
| <b>Atibaia, SP</b>                          | Mata Atlântica              | 23°07'S     | Não | 34  | 24,5 | 61,9 | 9,8  | 0    | 3,8  | Facure, 2002                |
| <b>Santa Virgínia, SP</b>                   | Mata Atlântica              | 23°17'S     | Sim | 17  | 6,4  | 60   | 20   | 13,6 | 0    | Wang, 2002                  |
| <b>Balsa Nova, PR</b>                       | Mata Araucária/Campos       | 25°29'S     | Não | 42  | 21   | 56   | 16   | 5    | 2    | Abreu <i>et al.</i> , 2008  |

Tabela 4 – Porcentagem de ocorrência (porcentagem dos itens em relação ao total de itens consumidos) dos principais grupos consumidos por *C. thous* a partir de dados publicados. n=número de amostras analisadas em cada estudo.

| Localidade                                              | Vegetação                  | n   | Frutos | Artrópodes | Vertebrados | Fonte                             |
|---------------------------------------------------------|----------------------------|-----|--------|------------|-------------|-----------------------------------|
| Venezuela (diferentes localidades)                      | Llanos                     | 104 | 14,3   | 45,4       | 45,4        | Bisbal & Ojasti, 1980             |
| Masaguaral, Venezuela                                   | Llanos                     | 48  | 11,1   | 39,8       | 49          | Sunquist <i>et al.</i> , 1989*    |
| Reserva Ecológica San Sebastián-La Castellana, Colombia | Andina                     | 22  | 7,9    | 22,9       | 68,9        | Delgado-V., 2002                  |
| Serra da Capivara, PI                                   | Caatinga                   | 25  | 20,1   | 56,3       | 22,9        | Olmos, 1993                       |
| São Carlos, SP                                          | Cerrado e áreas antrópicas | 41  | 27,7   | 20,2       | 37,6        | Motta-Júnior <i>et al.</i> , 1994 |
| Linhares, ES                                            | Mata Tabuleiro             | 45  | 43,0   | 36,5       | 20,4        | Facure & Giaretta, 1996           |
| Campinas, SP                                            | Cerrado e áreas antrópicas | 19  | 26,5   | 26,5       | 41,2        | Facure & Monteiro-Filho, 1996     |
| Ilha de Marajó, PA                                      | Savana inundável           | 72  | 39     | 7,3        | 21          | Macdonald & Courtenay, 1996       |
| Jaborandi, Bahia/Goiás                                  | Cerrado                    | 39  | 27,2   | 22,6       | 49,9        | Juarez & Marinho-Filho, 2002      |

|                                                  |                         |     |      |      |      |                             |
|--------------------------------------------------|-------------------------|-----|------|------|------|-----------------------------|
| <b>Serra da Mantiqueira, SP</b>                  | Mata Atlântica          | 301 | 41,4 | 24,4 | 34,2 | Facure <i>et al.</i> , 2003 |
| <b>Itapetininga, SP</b>                          | Cerrado                 | 78  | 21,4 | 60,1 | 18,5 | Bueno & Motta-Júnior, 2004  |
| <b>Parque Nacional das Emas, GO</b>              | Cerrado                 | 177 | 58,6 | 4,3  | 35,7 | Jácomo <i>et al.</i> , 2004 |
| <b>Parque Estadual Mata dos Godoy, PR</b>        | Mata Atlântica          | 93  | 35,1 | 11,4 | 53,4 | Rocha <i>et al.</i> , 2004  |
| <b>Parque Nacional dos Aparados da Serra, RS</b> | Mata Atlântica          | 44  | 32,8 | 38,6 | 28,6 | Vieira & Port, 2006         |
| <b>Reserva Biológica do Lami, RS</b>             | Restinga/Mata Atlântica | 80  | 0,6  | 7,3  | 92,1 | Pedó <i>et al.</i> , 2006   |
| <b>Parque Estadual Paulo César Vinha, ES</b>     | Restinga                | 131 | 58,4 | 31   | 20   | Gatti <i>et al.</i> , 2006a |
| <b>Fazenda Monte Alegre, PR</b>                  | Mosaico                 | 30  | 45   | 33   | 22   | Rocha <i>et al.</i> 2008    |
| <b>Fazenda Nhumirim, MS</b>                      | Pantanal                | 164 | 33,1 | 33,4 | 32,8 | Este estudo                 |

\*Reanalizado de Bisbal, 1979.

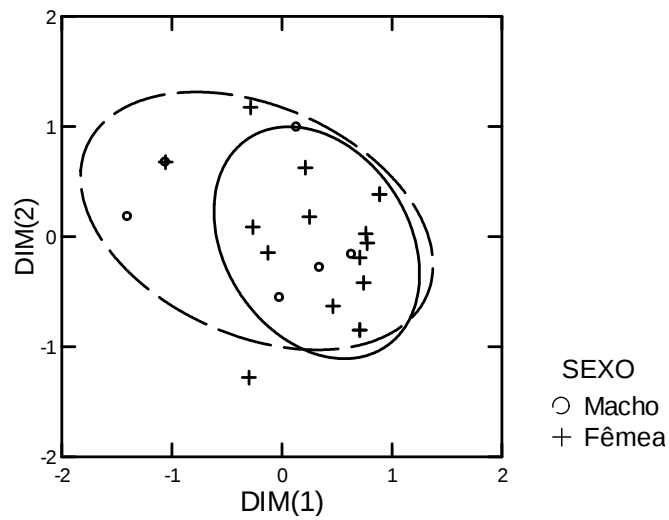


Figura 1 – Dimensões 1 e 2 resultantes da ordenação NMDS de 22 amostras fecais de indivíduos de *Leopardus pardalis* coletadas durante as capturas na fazenda Nhumirim durante o período de dezembro de 2005 a fevereiro de 2008. As elipses são centradas nas médias de cada grupo e compreendem mais ou menos um desvio padrão.

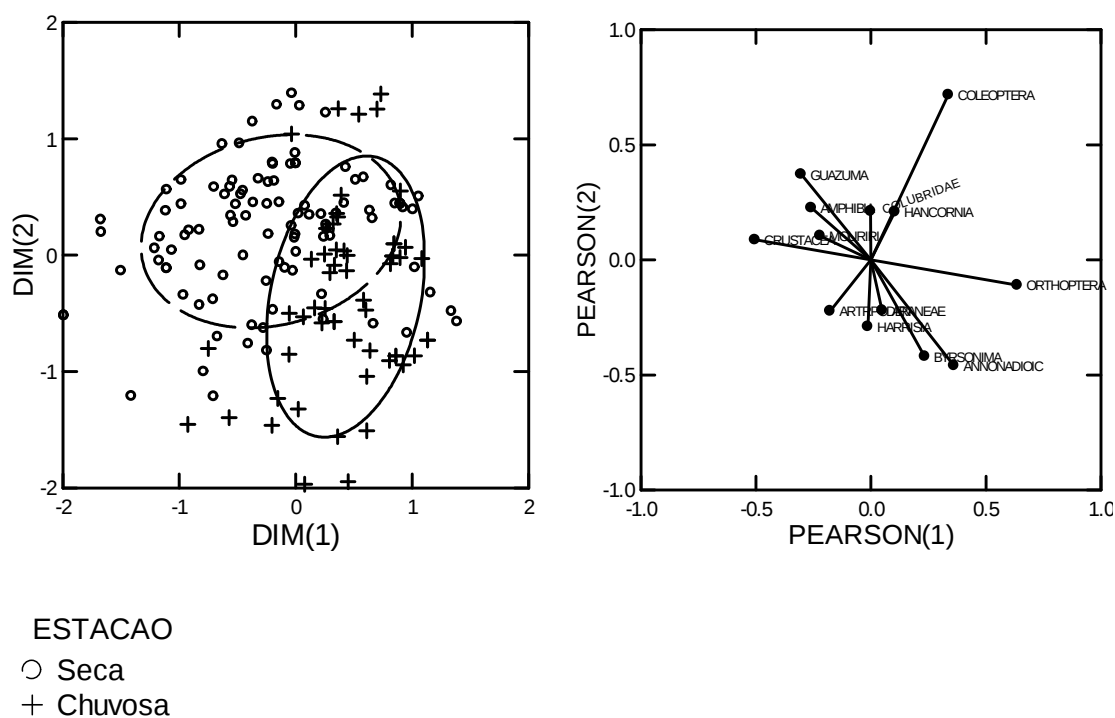


Figura 2 – (a) Dimensões 1 e 2 resultantes da ordenação NMDS dos principais itens consumidos por *Cerdocyon thous* avaliados a partir de amostras fecais coletadas na fazenda Nhumirim durante o período de dezembro de 2005 a fevereiro de 2008. Estação seca (n=105), estação chuvosa (n=59). As elipses são centradas nas médias de cada grupo e compreendem mais ou menos um desvio padrão. (b) Correlação de Pearson entre os eixos do NMDS e as frequências de itens encontrados em 164 amostras fecais do cachorro-do-mato (*Cerdocyon thous*) coletadas na Fazenda Nhumirim entre dezembro de 2005 a fevereiro de 2008, Pantanal, Mato Grosso do Sul. PEARSON(1) e PEARSON(2) = correlação de Pearson entre os itens da dieta e os eixos resultantes da ordenação NMDS.

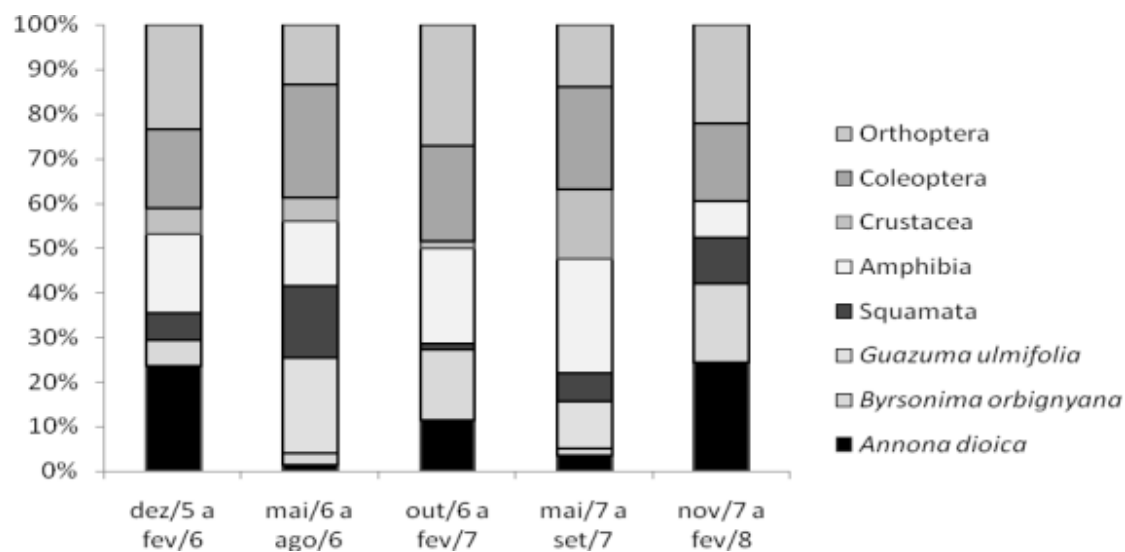


Figura 3 – Frequência de ocorrência dos principais itens consumidos por *Cerdocyon thous* durante as estações chuvosa (dezembro de 2005 a fevereiro de 2006, outubro de 2006 a fevereiro de 2007 e novembro de 2007 a fevereiro de 2008) e seca (maio a agosto de 2006 e maio a setembro de 2007) na fazenda Nhumirim, Pantanal, MS.

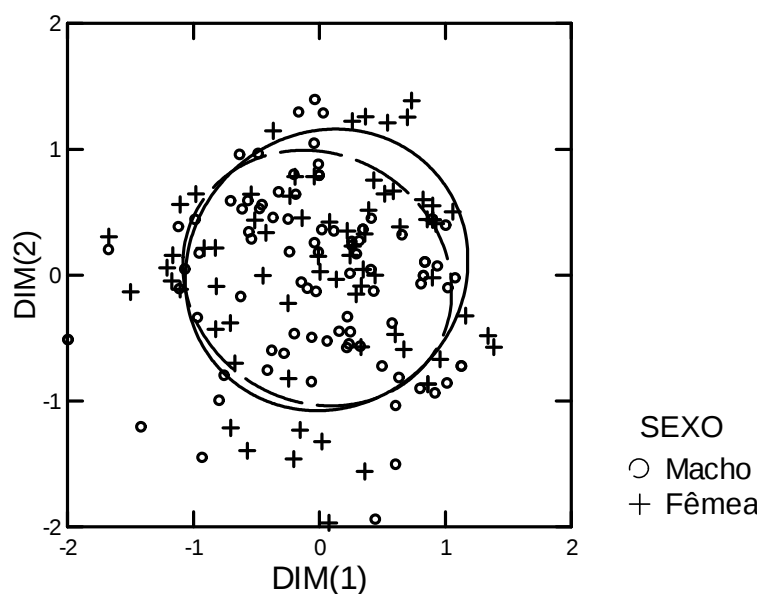


Figura 4 - Dimensões 1 e 2 resultantes da ordenação NMDS dos principais itens consumidos por *Cerdocyon thous* avaliados a partir de amostras fecais coletadas na fazenda Nhumirim durante o período de dezembro de 2005 a fevereiro de 2008. Macho (n=89) e Fêmea (n=71). As elipses são centradas nas médias de cada grupo e compreendem mais ou menos um desvio padrão.

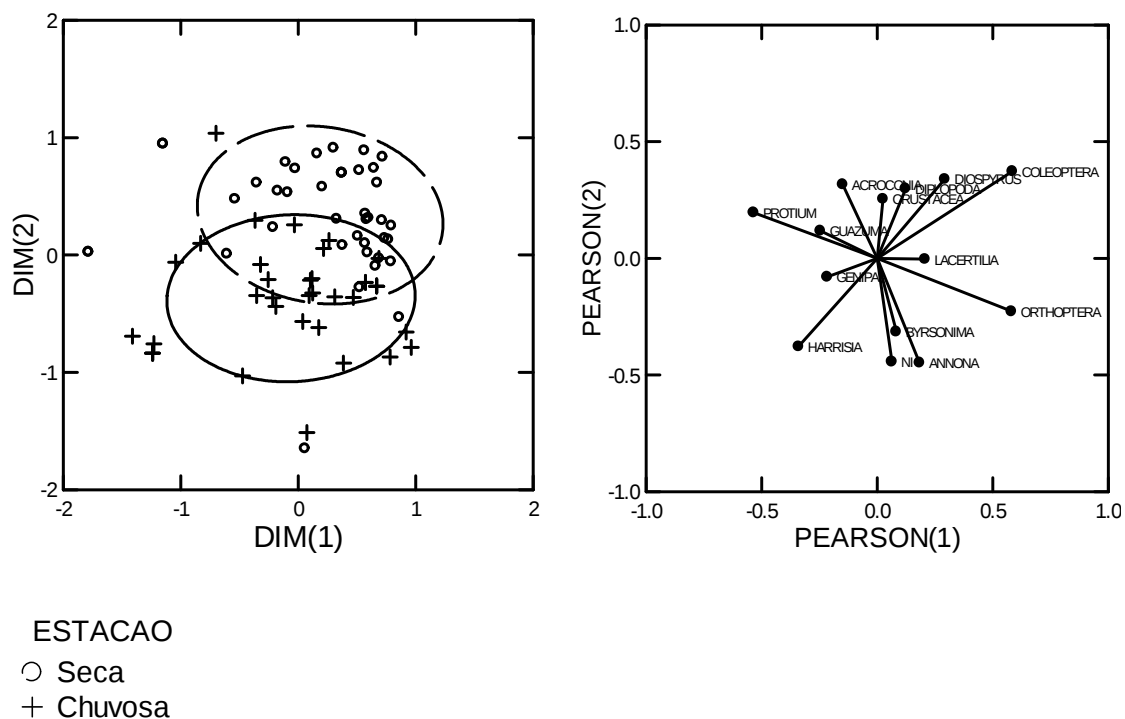


Figura 5 – (a) Dimensões 1 e 2 dos principais itens consumidos por *Nasua nasua* avaliados a partir de 82 amostras fecais coletadas na fazenda Nhumirim durante o período de dezembro de 2005 a fevereiro de 2008. Estação seca = 41, estação chuvosa = 42. As elipses são centradas nas médias de cada grupo e compreendem mais ou menos um desvio padrão. (b) Correlação de Pearson entre os eixos do NMDS e frequências de itens encontrados em 82 amostras fecais de *N. nasua* coletadas na Fazenda Nhumirim entre maio de 2006 e fevereiro de 2008, Pantanal, Mato Grosso do Sul. PEARSON(1) e PEARSON(2) = correlação de Pearson entre os itens da dieta e os eixos resultantes da ordenação NMDS.

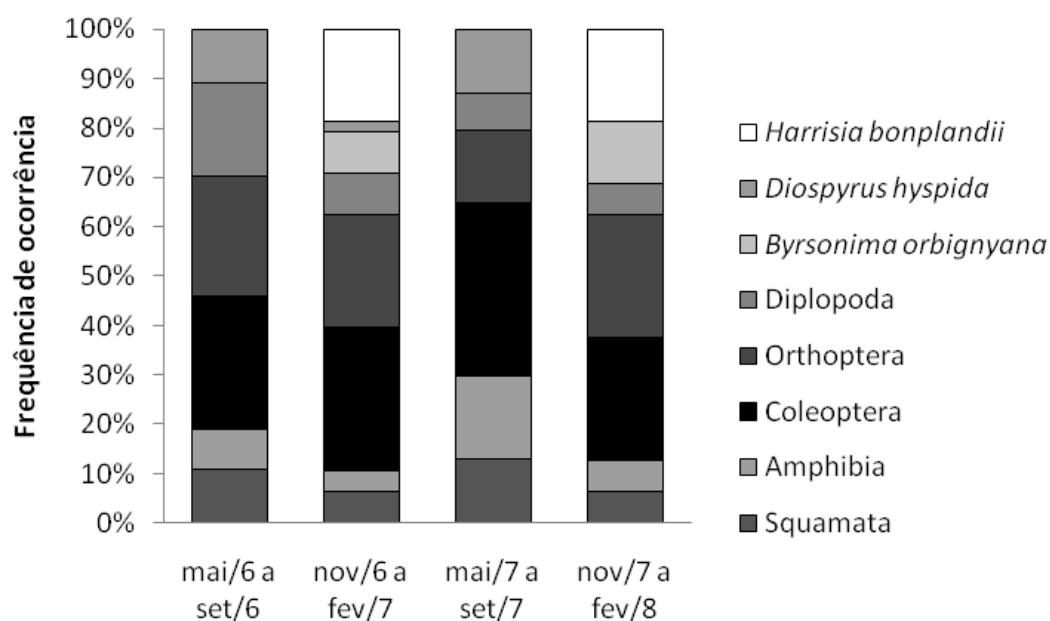


Figura 6 – Frequência de ocorrência dos principais itens consumidos por *Nasua nasua* durante as estações chuvosa (novembro 2006 a fevereiro de 2007 e novembro de 2007 a fevereiro de 2008) e seca (maio a setembro de 2006 e maio a setembro de 2007) na fazenda Nhumirim, Pantanal, MS.

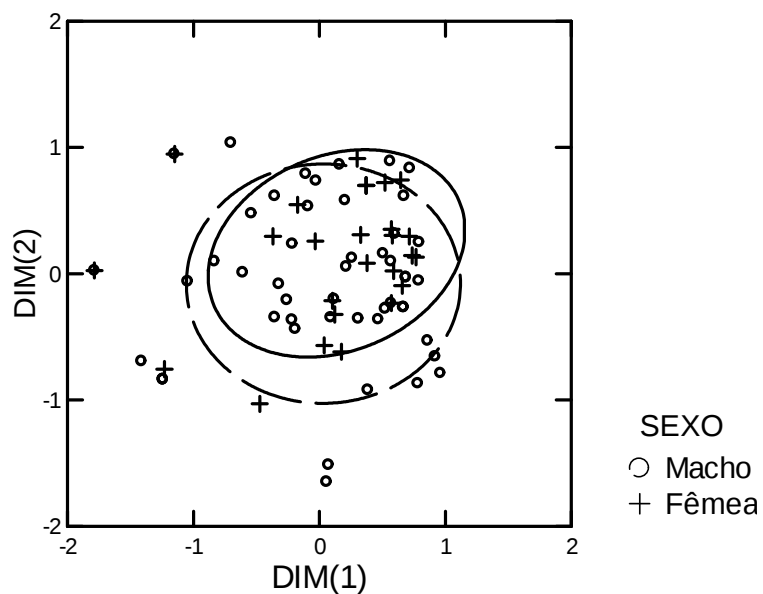


Figura 7 – Dimensões 1 e 2 dos principais itens consumidos por *Nasua nasua* avaliados a partir de 82 amostras fecais coletadas na fazenda Nhumirim durante o período de dezembro de 2005 a fevereiro de 2008. Macho (n=47) Fêmea (n=35). As elipses são centradas nas médias de cada grupo e compreendem mais ou menos um desvio padrão.

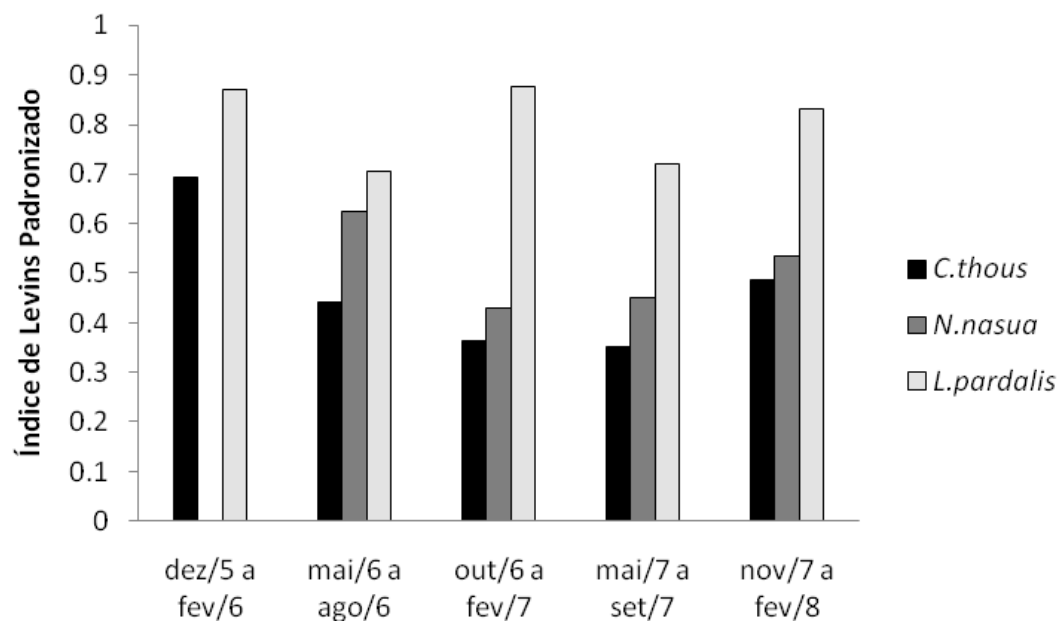


Figura 8 – Valores de largura de nicho calculado através do índice de Levins padronizado calculado para *C. thous* (n=164), *L. pardalis* (n=46) e *N. nasua* (n=83) na fazenda Nhumirim durante o período de dezembro de 2005 a fevereiro de 2008.

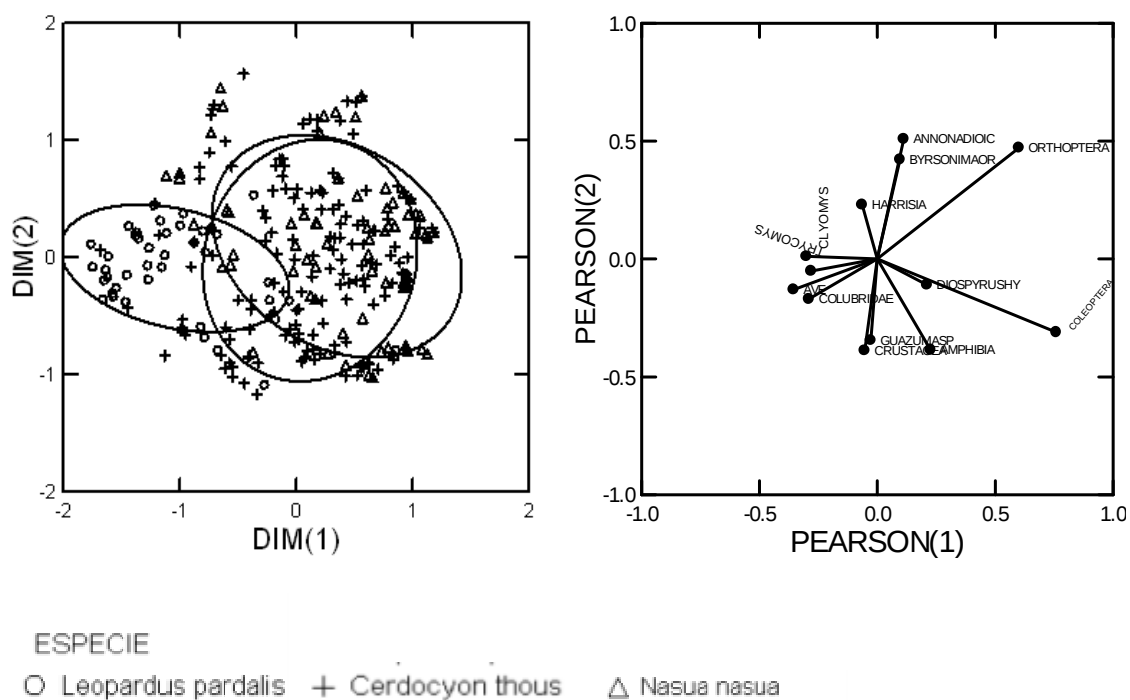


Figura 9 - Dimensões 1 e 2 resultantes da ordenação NMDS das dietas de *Leopardus pardalis* (n=46), *Cerdocyon thous* (n=164) e *Nasua nasua* (n=83) e, analisados a partir de amostras fecais coletadas na fazenda Nhumirim durante o período de dezembro de 2005 a fevereiro de 2008. As elipses são centradas nas médias de cada grupo e compreendem mais ou menos um desvio padrão. (b) Correlação de Pearson entre os eixos do NMDS e as frequências de itens encontrados em amostras fecais coletadas na Fazenda Nhumirim entre dezembro de 2005 a fevereiro de 2008, Pantanal, Mato Grosso do Sul. PEARSON(1) e PEARSON(2) = correlação de Pearson entre os itens da dieta e os eixos resultantes da ordenação NMDS.

## 2

### **Uso do espaço por carnívoros de médio porte em uma planície inundável no Pantanal Central, MS**



Foto: R. C. Bianchi

## Capítulo 2

---

### Uso do espaço por carnívoros de médio porte em uma planície inundável no Pantanal

#### Central, MS

#### Artigo a ser submetido à *Journal of Mammalogy*

**Resumo-** Os carnívoros de médio porte de uma área no Pantanal Central/MS foram estudados com o objetivo de se estimar suas áreas de vida e uso de hábitat em dois níveis de resolução (2ª ordem – uso em relação à disponibilidade da área de estudo e 3ª ordem – uso em relação à disponibilidade da área de vida) e também obter informações do comportamento social. Durante o período de dezembro de 2005 a setembro de 2008, foram capturados indivíduos de *Cerdocyon thous* (lobinhos, n=76), *Nasua nasua* (quatis, n=103), *Leopardus pardalis* (jagatiricas, n=15) e *Procyon cancrivorus* (mão-pelada, n=2). Todos os indivíduos capturados foram marcados e alguns rádio-equipados. As áreas de vida foram estimadas através de distribuição de utilização (UD - Kernel fixo 95%) e do MPC (Mínimo polígono convexo). O uso de hábitat foi avaliado através dos dados obtidos dos animais rádio-monitorados (Análise Composicional) e através do armadilhamento fotográfico (análise de variância não-paramétrica de um fator). As jagatiricas apresentaram uma área de vida mediana igual a 8 km<sup>2</sup> (UD; n=6) e 6,6 km<sup>2</sup> (MPC) e não houve seleção de hábitat em 2ª ordem, mas o uso em relação à área de vida foi diferente do esperado ao acaso ( $\Lambda=0,111$ ;  $\chi^2_{(4 \text{ gl})}=13,206$ ;  $p<0,05$ ), e o hábitat floresta foi o mais utilizado. O lobinho apresentou área de vida mediana igual a 1,4 km<sup>2</sup> (UD; n=7) e 1,8 km<sup>2</sup> (MPC). Essa espécie não utilizou os habitats ao acaso em 2ª ordem, tendendo a preferir cerrado em detrimento de campo sujo ( $\Lambda=0,092$ ;  $\chi^2=16,635$ ;  $p<0,05$ ), mas não selecionou habitats em 3ª ordem.

Quatis machos apresentaram áreas de vida menores (mediana = 1,2 km<sup>2</sup> UD e 0,9 km<sup>2</sup> MPC; n=3) do que grupos de fêmeas (mediana = 2,5 km<sup>2</sup> UD e 2,1 km<sup>2</sup> MPC; n=4). O quati alocou sua área de vida ao acaso em relação à área de estudo (p=0,642) mas dentro de sua área de vida (3ª ordem) utilizou os habitats em proporções diferentes das esperadas ao acaso ( $\Lambda=0,192$ ;  $\chi^2_{(4gl)}=11,539$ ; p<0,05), com o cerrado sendo usado em primeiro posto. O mão-pelada apresentou uma área de vida mínima de 6,95 km<sup>2</sup> (n=1) e utilizou todos os ambientes de acordo com suas disponibilidades. O lobinho apresentou um padrão social com formação de pares que se mantiveram estáveis ao longo do ano. Fêmeas de quatis formaram grupos sociais com outras fêmeas e filhotes, embora a presença de macho adulto tenha sido registrada mesmo fora do período reprodutivo. As diferenças na utilização de habitats em 2ª e 3ª ordem não foram tão evidentes e outros recursos compartilhados como alimentação e período de atividade ou ainda seleção de micro-habitats (4ª ordem) poderão determinar maior segregação entre essas espécies, especialmente considerando-se que os quatis são escansoriais e usam o espaço também no eixo vertical, ao contrário das demais espécies.

**Palavras-chave:** Seleção de habitat, área de vida, comportamento social, Carnívora

**Abstract-** In this study we investigated the home range, habitat use in two resolution levels (2<sup>nd</sup> order – habitat use in relation to availability of habitat and 3<sup>rd</sup> order – habitat use in relation to home range availability), and social behavior of three medium to large-sized carnivores species at a study site in Central Pantanal/MS. From December, 2005 to September, 2008, we captured and tagged 76 crab-eating foxes (*Cerdocyon thous*), 103 coatis (*Nasua nasua*), 15 ocelots (*Leopardus pardalis*) e 2 crab-eating raccoons (*Procyon*

*cancrivorus*); some individuals were also radio-collared. Individuals home ranges were estimated using the utilization distribution index (UD – 95% fixed Kernel) and MCP (Minimum convex polygon). Species habitat use was evaluated using data obtained from radio-collared individuals (Compositional analysis) and camera-trapping (1-factor non-parametric ANOVA). Ocelots showed median home ranges of 8 km<sup>2</sup> (UD; n=6) and 6.6 km<sup>2</sup> (MPC). There was no 2nd order habitat selection for this species, but habitat use in their home range were different from what would be expected by chance ( $\Lambda=0.111$ ;  $\chi^2_{(4\text{gl})}=13.206$ ;  $p<0.05$ ), and the species preferred forested habitats. Median home ranges of crab-eating foxes were 1.4 km<sup>2</sup> (UD; n=7) and 1.8 km<sup>2</sup> (MPC). This species selected 2nd order habitat use and preferred savanna better than shrub savanna vegetation ( $\Lambda=0.092$ ;  $\chi^2=16.635$ ;  $p = 0.051$ ); it did not selected 3rd order habitats. Solitary coati males showed smaller home ranges (median = 1.2 km<sup>2</sup> UD and 0.9 km<sup>2</sup> MPC; n=3) than coati bands of females and juveniles (median = 2.5 km<sup>2</sup> UD and 2.1 km<sup>2</sup> MPC; n=4). Coatis selected their home range randomly in relation to the study area ( $p=0.642$ ). However, within their home range (3rd order selection), they occurred more frequently in savanna vegetation ( $\Lambda=0.192$ ;  $\chi^2_{(4\text{gl})}=11.539$ ;  $p<0.05$ ). Home range of the crab-eating raccoon was 6.95 km<sup>2</sup> (n=1) and it used the vegetation types proportionally to their availability in the environment. While the crab-eating fox formed stable couples throughout the year, coati females and juveniles formed social groups with adult males occasionally joining the bands even out of the breeding season. In this study, we could not detect clear differences between species in relation to their 2nd or 3rd habitat use orders. Other shared recourses such as diet, activity, or microhabitat selection (4th order of habitat selection) might be more important to species

segregation, mainly considering that coatis are scansorial and had a third space axis (vertical axis) to use in the environment.

**Key-words:** Habitat selection, home-range, social behavior, Carnivora

## **1. Introdução**

A quantificação adequada da utilização dos recursos é especialmente crítica em esforços para preservar espécies raras, ameaçadas e populações exploradas por manejo. Determinar quais recursos são selecionados é de particular interesse, por fornecer informações fundamentais sobre a natureza dos animais e como eles encontram os requerimentos para sua sobrevivência (Manly et al. 2002). Por isso, muitos estudos avaliam as vantagens e desvantagens de cada forma de abordagem das análises na seleção de recursos (Thomas e Taylor 1990; Alldredge e Griswold 2006; Thomas e Taylor 2006) e no uso do espaço (Swihart et al. 1988; Worton, 1989; White e Garrot, 1990; Millspaugh e Marzluff, 2001; Horne e Garton, 2006; Millspaugh et al. 2006; Moorcroft e Lewis 2006).

O uso do espaço por uma população é o resultado de escolhas táticas realizadas pelo indivíduo em sua tentativa de sobreviver e maximizar seu sucesso reprodutivo. Em carnívoros solitários, o padrão espacial das fêmeas é determinado pela dispersão e abundância de alimento, enquanto que a organização espacial dos machos, pelo menos durante a estação reprodutiva, é determinada pela distribuição das fêmeas (Erlinge e Sandell 1986; Sandell 1989; Moyer et al. 2007).

Muitos estudos procuram determinar os requerimentos em relação aos vários tipos de hábitat na tentativa de restaurar populações em declínio e o uso dos ambientes alterados

entre os fragmentos remanescentes por várias espécies (Pires et al. 2002; Haines et al. 2006; Lira et al. 2007; Lesmeister et al. 2009).

A avaliação do uso do espaço por diferentes espécies pode prover informações da partição dessa dimensão de nicho, especialmente se as espécies consideradas ocupam o mesmo nível trófico.

Se mais do que uma espécie existe em um mesmo nível trófico, eles podem evitar a competição somente se cada espécie é limitada por fatores completamente não utilizados pelas outras espécies. A competição interespecífica é uma poderosa força seletiva, entretanto, adaptações óbvias da competição interespecífica são menos comuns. Competição ativa na forma de habitat-exclusão tem sido observada (Hairston et al. 1960).

*Leopardus pardalis* (jaguaririca), *Cerdocyon thous* (lobinho) e *Nasua nasua* (quati), são três espécies de carnívoros de médio porte que ocorrem em simpatria na maior parte de suas distribuições geográficas (Eisenberg et al. 1999). Embora consideradas espécies comuns e abundantes na maior parte dos biomas em que ocorrem, estudos que avaliam a área de vida e o uso de hábitat por essas espécies são escassos.

A jaguaririca (7-15 kg) é o único felídeo de médio porte das Américas, solitário, noturno e carnívoro estrito, se alimenta das mais variadas espécies de vertebrados (Sunquist e Sunquist 2002; Oliveira 1994). A espécie consta na Lista de Espécies Brasileiras Ameaçadas de Extinção (Oliveira e Bianchi 2008) e, portanto, a avaliação de seus requerimentos básicos, abundância nos diferentes biomas e em áreas com diferentes graus de perturbação devem ser questões essenciais para se propor medidas adequadas de manejo e conservação, bem como nortear futuras discussões do seu *status* populacional. Essa espécie possui maior distribuição latitudinal do que as demais espécies deste estudo,

ocorrendo do sul dos Estados Unidos ao norte da Argentina (Sunkist e Sunkist 2002; Oliveira 1994). Estudos que avaliaram o uso do espaço pela jaguatirica foram realizados no Texas (Harverson et al. 2004; Jackson et al. 2005; Haines et al. 2006), no Panamá (Mares et al. 2008), em Belize (Konecny et al. 1989; Dillon e Kelly 2008), na Venezuela (Sunkist et al. 1989), no Peru (Emmons 1988 e 1989), na Bolívia (Maffei et al. 2005) e na Argentina (Di Bitetti et al. 2008). No Brasil o uso do espaço pela jaguatirica foi avaliado apenas no bioma Mata Atlântica (Jacob 2002; Crawshaw 1995) e Pantanal (Crawshaw e Quigley 1989 e Rocha 2006). A jaguatirica foi descrita por Rehn (1934) como o mais persistente caçador de pequenos mamíferos e pássaros do Pantanal.

O lobinho (6,5kg) e o quati (3,5kg fêmeas, 5kg machos) são exclusivos da América do Sul, onívoros, generalistas, abundantes e bastante tolerantes aos ambientes antropizados. O uso do espaço por essas espécies é insuficientemente conhecido. Informações disponíveis para o lobinho foram obtidas na Venezuela (Sunkist et al. 1989) e na Bolívia (Maffei e Taber 2003), na Ilha de Marajó/PA (McDonald e Coutenay 1996) e em uma área de Cerrado, na divisa entre Goiás e Bahia (Juarez e Marinho-Filho 2002).

O único trabalho publicado em periódicos indexados sobre o uso do espaço pelo quati foi o trabalho de Beisiegel e Mantovani (2006) em área de Mata Atlântica, em São Paulo.

O objetivo do estudo foi avaliar o tamanho da área de vida e do uso de hábitat e investigar como ocorre a partição do uso do espaço por essas espécies de tamanho e hábitos similares.

## **2. Material e Métodos**

### **2.1 Área de Estudo**

O Pantanal é uma planície inundável localizada próximo ao centro geográfico da América do Sul, com elevação de cerca de 100 m acima do nível do mar. Este estudo foi conduzido na fazenda Nhumirim (18°59'S, 56°39'W) (sub-região da Nhecolândia, Pantanal-MS, Brasil), que é o campo experimental da Embrapa Pantanal. Essa área é um mosaico, com diferentes fitofisionomias, formada pela combinação de salinas e baías (lagoas) temporárias e permanentes, área florestal (mata de cordilheiras) nas porções mais altas, cerrado, campo sujo, campo cerrado e campo úmido.

O clima é caracterizado como tropical semi-úmido, com temperatura anual média de 25,4°C e precipitação anual média (1977-1997) de 1.176,4 mm (Soriano 2000) com estação chuvosa quente nos meses de novembro a março (~ 70% das chuvas; 27,7°C) e estação seca e temperaturas mais baixas nos meses de abril a outubro (~ 30%; 23,8°C) (Soriano 2000). Nas estações chuvosas entre dezembro de 2005 a março de 2008 a precipitação média foi de 174,9 mm e temperatura média foi de 27,2°C e nas estações seca a precipitação média foi de 35 mm e 23,2°C (Soriano com. pess.).

### **2.2 Captura e Coleta de Material Biológico**

Capturei os animais, com exceção de *Procyon cancrivorus* (mão-pelada), através de armadilhas do tipo gaiola (Zootech<sup>®</sup>), iscadas ao final da tarde com bacon e verificadas pela manhã. As armadilhas foram colocadas em locais sombreados e cobertas com folhas de acuri (*Attalea phalerata*) para reduzir a incidência de sol ou chuva.

Realizei as capturas trimestralmente, utilizando uma grade de 36 pontos distantes 500 m do outro (Figura 1). Durante seis dias consecutivos, 12 armadilhas foram mantidas em 12 pontos e trocadas para os novos 12 pontos a cada cinco dias, totalizando um esforço amostral de 180 armadilhas-noite ao final de 16 dias. Adicionalmente, as armadilhas foram dispostas fora da grade com o objetivo de capturar indivíduos capturados em campanhas anteriores e não recapturados durante o período da grade.

Capturei os mãos-peladas com puçá através de procura ativa do animal à noite em bordas de baías. Quando o animal era localizado, quatro pessoas se aproximavam silenciosamente, enquanto o animal estava forrageando. Ao perceber a presença do grupo, o animal permanecia imóvel por um tempo. As luzes eram focadas então diretamente em seus olhos para cegá-lo temporariamente, facilitando sua captura com o puçá. Entretanto, inúmeras vezes o animal percebia algum barulho e corria antes que pudesse ser efetivamente capturado.

Anestesiiei os indivíduos capturados com hidrocloreto de tiletamina e hidrocloreto de zolazepan (Zoletil<sup>®</sup> 50; Virbac), marquei com brincos coloridos e *transponders* subcutâneos (Transponder ISO FDX-B, 134,2 Khz, AnimalTAG<sup>®</sup>), medi, pesei e determinei o sexo de todos os indivíduos capturados. Equipei alguns desses com rádio-colar VHS (ATS<sup>®</sup> e Telonics<sup>®</sup>).

Estimei a idade dos indivíduos através do padrão de erupção dos dentes e inspecionei as condições reprodutivas (fêmeas lactantes ou prenhes). As fezes foram utilizadas também para determinação da dieta e parte das amostras de sangue foram conservadas em *Easy blood* e enviadas para estudo de parentesco entre os indivíduos de cada espécie.

Monitorei a temperatura corporal e as frequências cardíaca e respiratória dos animais capturados, até se recuperarem da anestesia, quando então os liberei em seus respectivos pontos de captura.

### **2.3 Monitoramento dos animais rádio-equipados**

Monitorei os animais rádio-equipados diariamente utilizando um quadriciclo (TRX 350 Fourtrax, Honda<sup>®</sup>), tentando alternar os horários em que cada indivíduo era localizado. A área de estudo é dominada por fitofisionomias abertas, que facilitam a transmissão do sinal. Assim, localizei os indivíduos através de *homing*, que se caracteriza por seguir o sinal do rádio-transmissor até que se consiga visualizar ou ouvir o animal, ou até que se aproxime o suficiente para captar o sinal do rádio-transmissor sem o auxílio da antena (i.e. indicando uma proximidade de poucos metros até o rádio transmissor). Essa técnica reduz os erros para análise de uso de hábitat, oriundos das localizações provenientes de angulações sem base fixa, realizada por apenas uma pessoa, especialmente em uma área com vegetação tão heterogênea.

Para localizar os animais equipados com rádio-colar, utilizei um rádio-receptor (TR-4 Telonics<sup>®</sup>) acoplado a uma antena unidirecional Yagi de 3 elementos, e registrei cada localização através de GPS (Geko 201, Garmin<sup>®</sup>). Registre também o tipo de hábitat, o horário, e, em caso de visualização, se o animal estava em atividade e se havia outros indivíduos junto ou nas proximidades.

## 2.4 Armadilhamento fotográfico

As armadilhas fotográficas foram utilizadas como registros adicionais para estimativa do tamanho da área de vida dos animais rádio-monitorados e para avaliação de uso de hábitat.

Utilizei 12 armadilhas fotográficas (Tigrinus<sup>®</sup>), sendo uma convencional e 11 digitais (modelo 5.0D). As armadilhas foram instaladas em uma grade de 36 pontos distantes 500 metros entre si (Figura 1). Esta grade foi dividida em três blocos de 12 pontos e as armadilhas fotográficas foram dispostas em cada bloco por seis dias consecutivos, quando então foram removidas e colocadas em um segundo bloco da grade. Este procedimento foi repetido por três vezes, até que os 36 pontos tivessem sido amostrados por seis dias consecutivos. Esse processo ocorreu trimestralmente durante 16-20 dias consecutivos. Após o término desse período, as armadilhas foram dispostas em locais supostamente propícios para o registro dos carnívoros, como estradas e trilhas.

As armadilhas ficaram ativas durante as 24 horas de cada dia, com intervalo mínimo de 10 segundos entre fotos. Entretanto, para maximizar a independência dos dados, considerei um intervalo mínimo de 30 minutos entre fotos consecutivas de uma mesma espécie. Verifiquei as armadilhas diariamente ou em dias alternados para colocação de iscas (*bacon* e urina de lince – *Linux rufus*) ou para verificar que não havia danos ou retirada do local, especialmente por quatis. A utilização de iscas teve o objetivo de aumentar a probabilidade do animal permanecer em frente à câmera e possibilitar o registro individual, já que todos os quatis e lobinhos capturados foram marcados com brincos coloridos para permitir sua identificação individual.

Para as análises de uso de hábitat, apenas o período em que as câmeras ficaram distribuídas nos 36 pontos da grade foi utilizado, no intuito de manter o esforço em cada tipo de hábitat proporcional à sua disponibilidade.

## **2.5 Análise dos dados**

### **2.5.1 Área de vida**

Estimei a área de vida das espécies estudadas a partir de dados obtidos de animais rádio-equipados, porém algumas vezes localizações provenientes de armadilhas fotográficas também foram usadas. As distribuições de utilização (UD) estimam a intensidade ou probabilidade de uso por um animal através de sua área de uso (Worton 1989; Millspaugh e Marzluff 2001; Millspaugh et al.; 2006) e são sensíveis tanto ao número amostral (Kernohan et al. 2001; Seaman et al. 1999) quanto ao fato de se usar pontos fixos de capturas, como no caso de grades de armadilhas ou armadilhas fotográficas. Assim, para evitar vieses devido ao pequeno número de localizações, somente estimei a UD de animais que tiveram  $\geq 20$  localizações, combinando informações provenientes de radiotelemetria e de armadilhamento fotográfico. Porém, para minimizar os vieses devido aos pontos fixos do armadilhamento fotográfico, excluí os pontos oriundos deste método para dois lobinhos que foram freqüentemente registrados através das armadilhas fotográficas (ver Tabela 7). Estimei as distribuições de utilização através do estimador kernel fixo usando a função KDE no Matlab (The Mathworks Inc, Natick, MA USA; Beardah and Baxter 1995). O fator de suavização do kernel (*bandwidth*) foi selecionado utilizando o método “plug-in” (Gitzen et al. 2006; Wand e Jones 1995), conforme as

recomendações de Millspaugh et al. (2006). Nesse método é possível calcular o fator de suavização para cada indivíduo.

Calculei as áreas de vida através do método do mínimo polígono convexo (MPC), e nesse caso, todos os pontos foram usados, incluindo os de localizações obtidas por rádio-telemetria e por armadilhamento fotográfico. Usei o programa BIOTAS (versão 1.3, Ecological Software Solutions) para calcular o MPC 100% e o empreguei para possibilitar comparações entre estudos, já que este foi o estimador de área de vida mais freqüente em estudos publicados com estas espécies. As estimativas de área de vida de 23 lobinhos (capítulo 4) indicam uma distribuição não normal para os tamanhos das áreas de vida.

Nenhuma outra espécie deste estudo dispôs de um número suficiente de estimativas de área de vida que permitisse examinar sua distribuição. Como no caso de distribuições normais, é esperado que a média e a mediana sejam próximas entre si, o que é incomum para muitas distribuições não-normais, preferi optar pelo uso do princípio da precaução. Assim, neste estudo reporto as medianas das áreas de vida, para todas as espécies.

A estimativa de sobreposição das áreas de vida entre indivíduos ocorreu apenas entre indivíduos que estiveram presentes na área simultaneamente.

### **2.5.2 Uso de hábitat**

A seleção de hábitat foi analisada utilizando os desenhos do Tipo I, Tipo II e Tipo III descritos por Thomas e Taylor (1990). No desenho do Tipo I, os animais não são individualmente identificados e cada registro fotográfico, em cada tipo de hábitat, foi considerado uma observação. A disponibilidade foi medida como a superfície coberta por cada tipo de hábitat, e medida em um mapa digital georreferenciado, previamente

disponível para a área de estudo, modificado de Rodela (2006). Os habitats considerados foram: floresta, cerrado, campo sujo, campo limpo e lagoas (baías e salinas). Assim, estabeleci 36 pontos onde as câmeras foram instaladas, dispostas na mesma proporção da disponibilidade dos habitats na área de estudo, resultando em sete câmeras instaladas em floresta, 13 em cerrado, oito em campo sujo, quatro em campo úmido e quatro em lagoas. Fotos que ocorreram em intervalos inferiores a 30 minutos entre registros consecutivos foram descartadas, e aquelas nas quais os animais apareceram aos pares ou em grupos foram considerados apenas um registro. As diferenças nas taxas de fotos nos diferentes habitats foram testadas através de uma análise de variância não-paramétrica de um fator (habitat), utilizando o programa RT v 2.1 (Manly 1997; disponível em <http://www.west-inc.com/computer.php>). Esta análise não demanda as premissas de normalidade e homocedasticidade nos dados, e os valores de F foram testados sob 1.000 aleatorizações.

Nos desenhos do tipo II e tipo III (Thomas e Taylor 1990, Manly et al. 2002), cada animal é considerado uma unidade amostral e o uso e disponibilidade são comparados para cada indivíduo. Para estes desenhos utilizei as informações obtidas por radio-telemetria. A diferença entre estes modelos é que no tipo II a disponibilidade é avaliada para toda a área de estudo e no tipo III apenas para dentro da área de vida de cada indivíduo. Assim, os desenhos II-(1) e III-(1) descritos em Manly et al. (2002), são análogos às seleções de segunda e terceira ordem de Johnson (1980), respectivamente. Utilizei as UD calculadas através do kernel fixo 95% por que a UD sumariza o uso de recursos como um processo contínuo e probabilístico. Excluí os 5% da interpolação com as UDs estimadas utilizando *Hawth's tools* no ArcGIS 9.1 (Environmental Systems Research Institute, Redlands, CA,

USA) para reduzir potenciais interferências nas estimativas na área de vida resultantes de áreas de uso extremamente baixas.

Para cada espécie, a área de estudo foi considerada como sendo o polígono criado com as áreas de vida de todos os indivíduos rádio-monitorados, reduzindo a subjetividade do que é considerado área de estudo (Thomas e Thaylor 2006). Novamente, usei o mapa com as classificações da vegetação modificados de Rodela (2006) para estimar a disponibilidade de habitats.

Utilizei o programa *Resource Selection for Windows* (RSW, Leban 1999) para realizar as análises composicionais (Aebischer et al. 1993). Este método é adequado, porque usa cada indivíduo como amostra e, portanto, não acarreta os problemas de falta de independência comuns nos modelos que usam cada localização como uma amostra. Além disso, consegue incorporar informações do uso diferencial de indivíduos ou grupos de indivíduos e resolve problemas de arbitrariedade na definição de disponibilidade de habitats (Aebischer et al. 1993). Todos os habitats foram utilizados em proporção maior do que zero e, portanto, não foi necessária a substituição de 0 por 0,01%, um procedimento que pode levar ao aumento da probabilidade de erro do tipo I (Bingham e Brennan 2004).

Todas as análises estatísticas foram efetuadas no programa SYSTAT 11 *for Windows* (Wilkinson 2004).

### **3. Resultados**

#### **3.1 Capturas**

Durante o período de dezembro de 2005 a setembro de 2008 realizei 542 capturas de 196 indivíduos de carnívoros. Destes, 76 foram lobinhos, que foram recapturados 217

vezes, 103 foram quatis, recapturados 99 vezes, 15 jaguatiricas, recapturadas 30 vezes, e dois mãos-peladas (Tabela 1).

Machos tiveram maiores números de captura em todas as espécies estudadas, exceto para a jaguatirica (Tabela 2).

O lobinho não apresentou diferenças significativas na massa corporal entre machos e fêmeas, ao contrário da jaguatirica e dos quatis, cujos machos apresentaram massa corporal 25% e 34% maiores do que as fêmeas, respectivamente (Tabela 3).

### **3.2 Área de vida e uso de hábitat**

Do total de animais capturados, 33 foram equipados com rádio-transmissores. Desse total, foi possível realizar análises de tamanho de área de vida (UD) e uso de hábitat para seis jaguatiricas, sete lobinhos e sete quatis (Anexo I), que tiveram pelo menos 20 localizações com um intervalo superior a 12 horas entre localizações consecutivas.

#### ***Leopardus pardalis***

Das 13 jaguatiricas equipadas com radiotransmissores, seis tiveram mais do que 20 localizações com as UD estimadas e o uso de hábitat analisado. A área de vida mediana da jaguatirica estimada através do MPC foi igual a 6,6 km<sup>2</sup> e através da UD foi igual a 8,0 km<sup>2</sup>. A área de vida mediana de machos foi maior do que a de fêmeas calculada por meio dos dois métodos (Tabela 4). Embora a área de vida do macho CPAP-0, calculada através do kernel fixo 95%, tenha sido subestimada pelo pequeno número de localizações, esse macho apresentou uma área de vida semelhante ao do macho CPAP-92 através do MPC.

As áreas de vida das quatro fêmeas rádio-monitoradas foram sobrepostas com a área de vida de um único macho, o CPAP-92. Três das quatro fêmeas, apresentaram sobreposição maior que 70% e uma delas apresentou sobreposição total (Tabela 5; Figura 2).

A jaguatirica alocou sua área de vida ao acaso em relação à área de estudo ( $\Lambda=0,340$ ;  $\chi^2_{(4\text{ gl})}=6,473$ ;  $p=0,167$ ) (Figura 3). Dentro de sua área de vida (seleção de 3ª ordem) utilizou os habitats em proporções diferentes das esperadas ao acaso ( $\Lambda=0,111$ ;  $\chi^2_{(4\text{ gl})}=13,206$ ;  $p<0,05$ ), com os habitats sendo selecionados na seguinte ordem: 1º floresta, 2º lagoas, 3º cerrado, 4º campo úmido e 5º campo sujo (Tabela 6). Entretanto, a matriz de comparações entre pares de habitats não revelou diferenças significativas i.e., não foi possível detectar exatamente entre quais habitats se encontra a diferença detectada.

### **Biologia reprodutiva**

Obtive poucas informações sobre a biologia reprodutiva de jaguatirica. Uma fêmea foi visualizada em estado avançado de prenhez em setembro de 2006, uma fêmea lactante foi capturada em fevereiro de 2007 e uma fêmea subadulta em julho de 2007. Considerando que o período de gestação da jaguatirica é de 70 dias, o período de acasalamento deve ter ocorrido em julho/agosto e o nascimento em outubro/novembro, coincidindo com o início da estação chuvosa.

### **Mortalidade**

Registrei vários indivíduos mortos de jaguatirica na área de estudo. Em agosto de 2006, a fêmea CPAP48, capturada em dezembro de 2005, foi encontrada morta. Em

setembro de 2006, uma fêmea subadulta (CPAP-136), capturada em julho de 2006, e que não foi rádio-equipada em função do tamanho, foi encontrada morta. Adicionalmente, uma fêmea não marcada foi encontrada morta por funcionários da fazenda também em setembro de 2006. Uma fêmea adulta, com dentes gastos e amarelados, capturada em junho de 2006 morreu em setembro de 2006. Ou seja, no ano de 2006, dos oito indivíduos capturados, três morreram de dois a nove meses após a captura, além da fêmea não capturada, levando a uma mortalidade de aproximadamente 45% dos indivíduos.

No ano de 2007, quatro novos indivíduos foram capturados e rádio-equipados, duas fêmeas em fevereiro, um macho em agosto e uma fêmea em novembro. Entretanto em novembro de 2007 as fêmeas CPAP-23 e CPAP-25 e o macho CPAP-92, todos capturados em 2006, foram encontrados mortos. A fêmea CPAP-25 mudou sua área de uso em suas últimas semanas de vida e a fêmea CPAP-23 utilizou uma área pouco utilizada dentro de sua área de vida antes de morrer.

A fêmea CPAP-294 ocupou a área utilizada pelas fêmeas CPAP-25 e CPAP-23, entretanto foi encontrada morta em outra fazenda (Fazenda Ipanema), vários quilômetros distante de sua área de vida original, em dezembro de 2008.

Além dos animais registrados mortos, perdi o sinal de quatro indivíduos, três machos e uma fêmea. A perda do sinal pode indicar que esses indivíduos dispersaram, embora eu tenha procurado exaustivamente por toda a fazenda e áreas vizinhas, ou que morreram na área e houve falha nos colares, pois estes animais não foram recapturados ou fotografados na área. Falha nos colares foi comum e ocorreu em cerca de 40% dos animais rádio-equipados (incluindo as três espécies), e várias vezes ocorreram recapturas de animais com o rádio-colar inoperante, que precisou ser trocado.

### ***Cerdocyon thous***

Obtive a estimativa da área de vida calculada através da análise de UD kernel fixo 95% e do MPC de sete lobinhos equipados com rádio-colar.

A área de vida mediana estimada através da UD kernel fixo 95% foi igual a 1,4 km<sup>2</sup> e através do MPC foi igual a 1,8 km<sup>2</sup>. Na estação chuvosa a área de vida mediana foi de 1,7 km<sup>2</sup> estimada através de UD-Kernel fixo 95% e 1,1 km<sup>2</sup> através do MPC, e de 1,4 km<sup>2</sup> e 1,3 km<sup>2</sup> na estação seca estimadas através de UD Kernel fixo 95% e MPC, respectivamente (Tabela 7). Embora os valores tenham sido apresentados para indivíduos, houve formação de parêlhas ao longo de todo o período de estudo, para cinco dos sete indivíduos analisados.

A sobreposição entre as áreas de vida dos indivíduos rádio-monitorados variou de 90% (que ocorreu entre uma parêlha) a nenhuma sobreposição (Tabela 8) (Figura 4).

O lobinho não alocou suas áreas de vida ao acaso na área de estudo ( $\Lambda=0,092$ ;  $\chi^2=16,635$ ;  $p<0,05$ ), utilizando os habitats em proporções diferentes das esperadas ao acaso. Os habitats foram selecionados na seguinte ordem: primeiro cerrado, seguido de campo úmido, campo sujo, lagoas e floresta (Tabela 9, Figura 5). Entretanto, a probabilidade mais baixa encontrada na matriz de comparações entre pares de habitats foi 0,051, com cerrado sendo mais utilizado em detrimento de campo sujo, e nenhum outro par teve diferenças significativas.

Não houve seleção em relação à área de vida (3ª ordem) ( $\Lambda=0,650$   $\chi^2_{(4 \text{ gl})}=3,021$ ;  $p=0,55$ ).

## **Biologia reprodutiva**

Fêmeas de lobinho foram capturadas prenhes e/ou lactantes no mês de outubro. O nascimento dos filhotes começou no fim de outubro e início de novembro. Considerando um período de  $56 (\pm 4,5)$  dias de gestação (Brady, 1979), o período de acasalamento iniciou-se em setembro. As parselhas foram observadas ao longo de todo o ano, e não apenas no período de acasalamento.

Seis parselhas foram registradas através de animais marcados, e os indivíduos mantiveram-se com o mesmo par ao longo de todo o estudo. Entretanto, duas fêmeas rádio-monitoradas, que mantinham territórios exclusivos, não foram observadas formando parselhas estáveis com machos adultos, mas foram avistadas com indivíduos subadultos (menos 1,5 anos) por períodos de tempo variáveis que podem ou não ter sido seus filhotes.

O número médio de filhotes por parselhas foi de 1,6 ( $n=6$ ). Os filhotes mantiveram-se com os pais por aproximadamente 15 meses.

No fim de janeiro de 2008, capturei uma fêmea jovem (CPAP-302) que sabidamente nasceu no início de novembro, já que sua mãe foi fotografada prenhe em 24 de outubro. Na captura esta jovem pesou 5 kg, indicando que com três meses de idade o subadulto já possui cerca de 70% da massa de um adulto.

A parselha formada pelo macho (CPAP-142) e pela fêmea (CPAP-145) teve dois filhotes no final de 2007. Dois outros indivíduos, de pais desconhecidos, nascidos no fim de 2006, foram registrados com essa parselha, um macho (CPAP-158) e uma fêmea (CPAP-275) em novembro de 2007. O macho (CPAP-142) foi registrado pela última vez junto com seu grupo familiar em janeiro de 2008 e a fêmea (CPAP-145) ficou acompanhada dos filhotes. Um deles desapareceu em fevereiro de 2008 e a fêmea permaneceu até fevereiro

de 2009 acompanhada com um filhote (CPAP-333), e não foi fotografada com outros machos durante esse período (Anexo 1).

### **Mortalidade**

No total 15 (20%) dos 76 lobinhos monitorados foram encontrados mortos. Quatro morreram ao final do estudo. Um macho com dentição bastante amarelada e caninos inferiores quebrados, morreu três meses após a colocação do rádio. Uma fêmea subadulta morreu após percorrer toda a área de estudo. Os intervalos entre captura e morte variaram de um mês a três anos.

### ***Nasua nasua***

O tamanho da área de vida do quati variou entre machos e grupos de fêmeas, seja pela estimativa Kernel fixo 95% ( $U=12$ ,  $p=0,032$ ,  $n=7$ ) quanto pelo MPC ( $U=11,5$ ;  $p=0,045$ ,  $n=7$ ; Figura 6). Machos tiveram a área de vida mediana estimada através do kernel fixo 95% de  $1,2 \text{ km}^2$  e através do MPC-100% de  $0,9 \text{ km}^2$ , equivalente a metade da área de vida mediana das fêmeas ( $2,5 \text{ km}^2$  por kernel fixo 95% e  $2,1 \text{ km}^2$  por MPC-100%) (Tabela 10; Figura 6).

A sobreposição entre grupos de fêmeas ou entre machos e grupos de fêmeas, ou ainda, entre machos, foi alta, em alguns casos com mais de 70% de áreas sobrepostas (Tabela 11).

O quati alocou sua área de vida ao acaso em relação à área de estudo ( $\Lambda=0,698$ ;  $\chi^2_{(4 \text{ gl})}=2,515$ ;  $p=0,642$ ) (Figura 7). Dentro de sua área de vida (seleção de 3ª ordem) utilizou os habitats em proporções diferentes das esperadas ao acaso ( $\Lambda=0,192$ ;  $\chi^2_{(4 \text{ gl})}=11,539$ ;  $p<0,05$ ),

com os habitats sendo selecionados na seguinte ordem: cerrado, seguido de Campo úmido, Floresta, Lagoas e Campo sujo (Tabela 11). Entretanto, a matriz de comparações entre pares de habitats não revelou diferenças significativas, ou seja, não foi possível determinar exatamente entre quais habitats se encontra a diferença detectada.

### **Biologia reprodutiva dos quatis**

O período reprodutivo dos quatis na área de estudo iniciou-se em agosto, quando machos solitários integraram-se aos grupos de fêmeas. Obtive 16 de 103 localizações de machos rádio-equipados junto ao grupo de fêmeas; dessas, seis ocorreram no mês de agosto. Um mesmo macho foi registrado em mais de um grupo, como também o grupo recebeu a visita de mais de um macho, em tempos diferentes ou ao mesmo tempo. Nesse período os machos tornaram-se mais agressivos. A captura de machos feridos foi mais freqüente nesse período, e dos 120 eventos de capturas de machos adultos, 10 indivíduos (sendo oito no mês de agosto) apresentaram cicatrizes provenientes de interações agonísticas (Anexo 1).

O período de nascimento dos filhotes iniciou-se em outubro, época em que as fêmeas começaram a deixar o grupo, e construíram ninhos nas árvores para a parição.

Seis fêmeas rádio-monitoradas foram localizadas nos seus respectivos ninhos em 2006 e 2007 durante os meses de outubro (n=2) e novembro (n=4), mas o período de nascimento dos filhotes se estendeu até fevereiro.

As fêmeas permaneceram fora do grupo por aproximadamente um mês. Após este período, que incluiu a construção dos ninhos, e o nascimento dos filhotes, as fêmeas voltaram a se juntar com sua nova prole. No período em que a fêmea se manteve fora do

grupo, o uso dos ambientes florestais foi mais freqüente. Todas as fêmeas rádio-equipadas foram localizadas apenas em ambientes florestais, no interior ou em bordas das cordilheiras (39 localizações de sete fêmeas pertencentes a quatro grupos) e nunca foram registradas em áreas abertas como em baías, salinas ou campos, durante o período em que estiveram com os filhotes pequenos e ainda não haviam se juntado aos grupos.

Fêmeas não utilizaram os mesmos ninhos construídos na estação anterior, e os ninhos de duas fêmeas rádio-equipadas, pertencentes ao mesmo grupo, estiveram distantes cerca de 500m um do outro.

Machos foram registrados nos grupos em diversas ocasiões. Dos dezesseis registros de machos rádio-monitorados dentro dos grupos, seis ocorrem em agosto e cinco ocorreram em março.

## **Mortalidade**

Embora os quatis ocorram em altas densidades na área de estudo, dos 16 indivíduos monitorados, apenas um macho adulto, com dentição bastante gasta e amarelada, foi encontrado morto.

### ***Procyon cancrivorus***

Os dois indivíduos de mão-pelada capturados e rádio-equipados (ambos machos) morreram algumas semanas após a captura, não permitindo a coleta de pontos suficientes para análises acuradas de área de vida.

Uma terceira captura ocorreu, entretanto tratou-se de um filhote que estava com a mãe e outros três filhotes, e foi liberado em seguida.

O primeiro animal capturado pesou 7 kg e era um indivíduo velho, com dentição gasta e amarelada, com o canino superior quebrado e várias sanguessugas nos pés, mãos e ventre (Anexo 1). Os dados hematológicos desse indivíduo sugeriram que ele estava anêmico, com o valor do hematócrito menor do que a metade do segundo indivíduo.

O segundo indivíduo capturado pesou 9 kg e apresentava perfeitas condições de saúde, com dentição branca e perfeita e sem a presença de sanguessugas. Obtive oito localizações desse indivíduo e a estimativa de área de vida mínima (MPC-100%) foi igual a 6,95 km<sup>2</sup> (Figura 8).

#### **Uso de hábitat através das armadilhas fotográficas**

Os resultados sobre uso de hábitat mostraram que a jaguatirica ( $F_{(4,31)}=1,30$ ;  $p=0,275$ ), o lobinho ( $F_{(4,31)}=1,79$ ;  $p=0,152$ ), o quati ( $F_{(4,31)}=2,28$ ;  $p=0,071$ ) e o mão-pelada ( $F_{(4,31)}=0,55$ ;  $p=0,727$ ) usaram todos os ambientes de acordo com a disponibilidade.

### **4. Discussão**

#### ***Leopardus pardalis***

De uma forma geral, as estimativas das áreas de vida das jaguatiricas deste estudo foram medianas em relação aos valores reportados na literatura, mas foram cerca de duas vezes maiores do que os valores obtidos por Rocha (2006) na mesma localidade. As áreas de vida dos dois machos estimadas através do MPC (mediana=10,7 km<sup>2</sup>) neste estudo foram semelhantes a resultados obtidos no México (Caso 1994) ( $\bar{x}=8,1$  km<sup>2</sup>;  $n=2$ ; MPC95%) e na Venezuela (Sunkist et al. 1989; MPC100%=9,7 km<sup>2</sup>;  $n=1$ ), enquanto os valores obtidos para as fêmeas ( $\bar{x}=5,7$  km<sup>2</sup>; mediana=5,6  $n=4$ ) foram mais próximos aos

resultados obtidos por Jacob (2002) no Morro do Diabo/SP ( $=7,2 \text{ km}^2$ ;  $n=4$ ) e na Venezuela por Ludlow e Sunquist (1987) ( $\bar{x}=3,4 \text{ km}^2$ ;  $n=6$ ).

Ao longo de sua distribuição a jaguatirica apresentou tamanhos de área de vida média que variaram em uma amplitude de 10 vezes (Navarro 1985; Tewes 1986; Ludlow e Sunquist 1987; Emmons 1988; Konecny 1989; Crawshaw e Quigley 1989; Sunquist et al. 1989; Laack 1991; Caso 1994; Crawshaw 1995; Jacob 2002; Rocha 2006; Dillon e Kelly 2008), sendo a menor área de vida registrada para os machos variando de  $3,5 \text{ km}^2$  no sul do Texas (Tewes 1986) até  $38,8 \text{ km}^2$  em Foz do Iguaçu/PR (Crawshaw 1995) e para fêmeas que variou de 1,3 no Pantanal de Miranda/MS (Crawshaw e Quigley 1989) a  $17,4 \text{ km}^2$  em Foz do Iguaçu/PR (Crawshaw 1995).

A influência da massa corporal do animal no tamanho da área de vida é amplamente conhecida, tanto em relações interespecíficas quanto intraespecíficas (Lindstedt et al. 1986; Sandell 1989; Kelt e Vuren 2001), inclusive para a jaguatirica (Oliveira et al. *in press*). Para carnívoros, aponta-se que as áreas dos machos freqüentemente excedem o tamanho previsto apenas pelas diferenças no tamanho corporal entre machos e fêmeas (Lindstedt et al. 1986; Sandell 1989). A teoria por trás desta previsão é que as fêmeas selecionam maximizar os recursos dentro de sua área de vida e os machos selecionam maximizar a probabilidade de encontrar fêmeas. Entretanto, isto não pareceu ocorrer para as jaguatiricas de Nhumirim e nem ao longo da distribuição geográfica da espécie (Figura 9), já que as áreas de vidas foram escalares com a massa dos animais, independente do sexo. Assim, tudo indica que a jaguatirica seja uma exceção aos modelos de Lindstedt et al. (1986) e Sandell (1989), a não ser que os requerimentos energéticos devido à prole, que usualmente não são contabilizados

nestes modelos (Lindstedt et al. 1986), sejam suficientes para mudar a tendência do gráfico apresentado na figura 9.

Oliveira et al. (*in press*) indicaram uma relação significativa entre tamanho corporal e tipo de ambiente (florestal e aberto) e entre tamanho corporal e tamanho de área de vida de da jaguatirica. Assim, indivíduos de áreas florestais seriam maiores e possuiriam maiores área de vida do que os de áreas abertas, como Cerrado e Pantanal (Oliveira et al. *in press*). Entretanto, aí podem estar atuando fatores muito correlacionados, o que confundiria os resultados. De qualquer forma, usando uma compilação de dados da literatura, examinei os efeitos simultâneos do tamanho médio do corpo da jaguatirica e a latitude sobre a área de vida mediana, para cada sítio estudado (Figura 10). Embora o número de estudos disponíveis seja marginalmente baixo, estes dois fatores explicaram uma proporção tão grande da variabilidade ( $R^2 = 0,73$ ) nas medianas das áreas de vida da jaguatirica ao longo do continente, que sobra pouca variabilidade para ser explicada por quaisquer outros fatores, além dos inerentes às diferenças entre os estudos. Além disso, o gráfico dos resíduos desta regressão em função dos tipos de habitats em que os estudos foram feitos não revelou qualquer padrão.

Muitos estudos têm discutido a importância de áreas florestais para a jaguatirica, embora poucos trabalhos relacionem o uso e a disponibilidade desses habitats, tornando as inferências a respeito de habitats críticos para a espécie sem grandes aplicações.

A determinação de habitats críticos é de extrema importância para a determinação de estratégias de manejo em locais onde houve perda considerável da população original, principalmente em função da perda de habitat. No sul do Texas, onde ocorrem apenas duas populações conhecidas de jaguatirica, estimadas em menos de 150 indivíduos, a proteção e

restauração desses habitats são considerados os cenários mais efetivos para a conservação dessa espécie (Haines et al. 2006).

Harverson et al. (2004), no sul do Texas, registraram alta preferência por habitats com cobertura florestal densa, já que cerca de 51% das localizações ocorreram nesse tipo de habitat, que cobre apenas 1% da área de estudo. Durante a dispersão, Laack (1991) observou que a jaguatirica se movimenta principalmente utilizando corredores florestais e tende a evitar áreas abertas, já que as áreas florestais podem fornecer maior proteção e recursos. Entretanto, a forte associação da jaguatirica com áreas florestais pode estar relacionada ao fato da região amostrada se caracterizar pela substituição das áreas naturais por áreas cultivadas e, portanto, a maior parte dos habitats disponíveis se caracteriza por fortes alterações antrópicas (Jackson et al. 2005).

No presente estudo, a jaguatirica não selecionou significativamente nenhuma das categorias de habitats avaliados, embora o *ranking* dos habitats utilizados tenha colocado “floresta” no primeiro posto. Isso pode estar ligado ao fato de que todos os ambientes amostrados são relativamente naturais e não passaram por processos drásticos de alteração antrópica, incluindo as áreas abertas (campo limpo e campo sujo). Esses ambientes são fontes de recursos e é provável que a jaguatirica os use como locais de caça de muitas espécies de aves, répteis e mamíferos que frequentam estes ambientes (Capítulo 1).

Embora este estudo não tenha abordado aspectos da dinâmica populacional da espécie, a porcentagem de indivíduos mortos (número de indivíduos mortos/total indivíduos capturados) em três anos de estudo pareceu alta (47%), considerando que na área os habitats são em geral ainda bem preservados, sem rodovias i.e. poucas chances de atropelamento, e com baixa pressão de caça. Estas últimas são citadas como as principais

causas de mortalidade não naturais de jaguatiricas no sul do Texas (Haines et al. 2005) e em Foz do Iguaçu (Crawshaw 1995).

Poucas informações estão disponíveis sobre a mortalidade de mamíferos tropicais, tanto para suas causas quanto sobre as taxas em que ocorrem. Em dois anos de estudo no Panamá, Milton (1990) registrou 142 indivíduos mortos de 17 espécies, mas, apesar da abundância da jaguatirica na área de estudo, nenhum indivíduo dessa espécie foi encontrado morto (Milton 1990).

### ***Cerdocyon thous***

Na fazenda Nhumirim, todos os indivíduos monitorados formaram parcas ao longo de todo o ano. As exceções foram duas fêmeas adultas, consideradas solitárias por não terem mantido parcas ao longo de todo o ano. As áreas de vida estimadas neste estudo (medianas de 1,8 e 1,4 km<sup>2</sup> para MPC-100% e kernell 95%, respectivamente) foram da mesma magnitude das estimadas por Rocha (2006) na mesma área (1,3 e 1,2 km<sup>2</sup> para MPC-100% e kernell 95%, respectivamente).

Houve pouca variação no tamanho das áreas de vida entre as estações seca e chuvosa na área de estudo. Sunquist et al. (1989) reportaram ter encontrado áreas de vida menores na estação chuvosa (MPC<sub>mediano</sub>=0,66 km<sup>2</sup>) do que na estação seca (MPC<sub>mediano</sub>=0,80 km<sup>2</sup>), mas essas diferenças não se revelaram significativas (Wilcoxon test, Z=-1,214; n=6; p=0,225), embora o tamanho amostral tenha sido marginalmente baixo.

As áreas de vida estimadas para o lobinho variaram muito entre estudos (Brady 1979; Sunquist et al. 1989; Crawshaw 1995; MacDonald e Courtenay 1996; Maffei e Taber 2003; Michalski et al. 2006; Trovati et al. 2007). A menor área e uma das maiores áreas de vida

foram registradas na Floresta Nacional de Ipanema/SP, onde uma fêmea ocupou uma área de 0,3km<sup>2</sup> e um macho uma área de 11,1 km<sup>2</sup> (Michalski et al. 2006). Na Venezuela, as pares ocuparam uma área média de 0,7 km<sup>2</sup> (Brady 1979; Sunkist et al. 1989). A maior área registrada ocorreu no Rancho Pratudão/BA, onde um lobinho macho ocupou uma área de 12,8 km<sup>2</sup> (Juarez e Marinho-Filho 2002). Toda esta variação parece ser amplamente explicada pela latitude, exceto pelo estudo de MacDonald e Courtenay (1996) na ilha de Marajó/PA, que estimaram as maiores áreas de vida em mediana (n=7 pares, mediana=5,3 km<sup>2</sup>). Excluindo este ponto, as áreas de vida medianas foram positivamente correlacionadas com a latitude ( $r_{\text{pearson}}=0,79$ ), através de sua distribuição geográfica (Figura 11).

Em Pratudão/BA a seleção de hábitat pelo lobinho foi avaliada com base nas fezes coletadas em cada tipo de ambiente, e nesse local os habitats selecionados foram campo sujo e cerrado (Juarez e Marinho-Filho 2002). Entretanto, no Parque Nacional das Emas/GO, a avaliação do uso de hábitat através de armadilhamento fotográfico mostrou que essa espécie utilizou todos os habitats com taxas similares (Jácomo et al. 2004), como ocorreu no presente estudo.

Na Floresta Nacional de Ipanema/SP, embora não tenha ocorrido seleção dentro da área de vida, quando a escala de seleção mudou para a área de estudo, o lobinho apresentou diferenças significativas entre uso e disponibilidade. Entretanto, os autores discutem que isso pode ter sido um artefato do local das capturas e da capacidade das espécies avaliadas em utilizar áreas perturbadas. Isso indica uma considerável flexibilidade no uso de diferentes habitats; essa resiliência permitiria a essas espécies melhores chances de sobreviver em áreas muito degradadas (Michalski et al. 2006).

## **Comportamento social**

O lobinho apresentou uma organização social monogâmica, com casais (parelhas) ocupando um território que incluiu seus filhotes, justamente o padrão esperado para canídeos de pequeno ou médio porte que possuem uma dieta onívora (Bekoff et al. 1981; Moehlman 1989; Sandell 1989).

Todas as parselhas formadas permaneceram estáveis, exceto por duas fêmeas reprodutivas, que foram registradas ao longo de todo o estudo com diferentes indivíduos, a maior parte deles com idades estimadas em menos de 1,5 anos e em alguns casos, sendo possivelmente seus filhotes. Embora os dados sobre proximidade genética ainda não estejam disponíveis, muitos indivíduos foram marcados ainda juvenis (1-3 kg) e, portanto, as inferências feitas sobre o parentesco de alguns deles podem ser confiáveis.

Na fazenda Nhumirim, a formação dos grupos foi caracterizada pelo casal e filhotes menores de um ano e meio, e a média de filhotes por parselha em atividade reprodutiva foi de 1,6 filhotes, e a razão sexual não foi desviada para um dos sexos. A proporção de filhotes em Nhumirim foi menor do que na Ilha do Marajó, onde os grupos de lobinhos foram formados tipicamente por um casal e três filhos adultos, com uma razão sexual desviada para machos (MacDonald e Courtenay 1996). Nesse mesmo local, os autores observaram o retorno ao território dos pais de alguns animais que já haviam se dispersado, geralmente após a morte de um dos pais. Em pelo menos uma ocasião ocorreu um fato similar na fazenda Nhumirim, quando um jovem macho ocupou a área de vida de um macho mais velho, após a sua morte.

Sobreposição entre grupos familiares e a “política de boa vizinhança” na área de estudo também foi observada por MacDonald e Couternay (1996) e esses autores relacionam esta tolerância ao alto grau de parentesco entre indivíduos próximos.

### ***Nasua nasua***

No presente estudo a área de vida dos grupos (kernel 95%) variou de 1,5 a 3,6 km<sup>2</sup> (mediana=2,5 km<sup>2</sup>) e dos machos variou de 0,6 a 1,4 km<sup>2</sup> (mediana=1,2 km<sup>2</sup>). Em um estudo realizado na mesma área, os machos solitários tiveram maiores áreas de vida (kernel 95%) em mediana (1,4 km<sup>2</sup>) do que a de um grupo de fêmeas (1,2 km<sup>2</sup>) (Rocha 2006). Beisiegel e Mantovani (2006) acompanharam durante três anos um único grupo de quati no Parque Estadual Carlos Botelho/SP, e estimaram uma área de vida de 4,5 km<sup>2</sup> (MPC) a 5,4 km<sup>2</sup> (kernel fixo 95%).

A área de vida por unidade de quatis foi maior para machos do que para fêmeas e aumentou com o peso numa proporção maior do que a de fêmeas (Figura 12). Isso indica que o modelo sugerido por Lindstedt et al. (1986) e Sandell (1989), em que os machos possuem áreas de vida maiores do que as esperadas para suprir suas necessidades energéticas, é válido para esta espécie. Desta forma, os machos podem maximizar seu sucesso reprodutivo, ao incluir várias fêmeas dentro de sua área de vida.

No hemisfério norte, as áreas de vida de *N. narica* machos foram maiores ou equivalente as de grupos de fêmeas. No Arizona, a área de vida de grupos de *N. narica* foi cerca de 2,5 vezes maior do que a de machos solitários (Hass 2002), nos demais estudos os valores foram equivalentes (Kaufmann 1962; Gompper 1997; Valenzuela e Ceballos 2000).

No México, machos e grupos de fêmeas de *Nasua narica* (quati-do-focinho-branco) diferiram na seleção de hábitat em diferentes escalas. Grupos de fêmeas selecionaram um tipo de floresta ciliar semidecídua dentro das áreas de vida, enquanto os machos selecionaram esse tipo de hábitat apenas quando a escala de seleção foi aumentada para a área de estudo (Valenzuela e Ceballos 2000). Na área de estudo não houve seleção de hábitat por quatis. Entretanto, durante o período reprodutivo, que incluiu a saída da fêmea do grupo, a construção dos ninhos e o momento em que as fêmeas retornaram aos grupos com os filhotes, nenhuma fêmea rádio-monitorada foi localizada fora de um ambiente florestal (Floresta e Cerrado). É provável que a pressão de predação sobre quatis seja pequena na área de estudo, já que nenhum animal rádio-monitorado foi predado na área de estudo e apenas em uma amostra de 46 fezes de jaguatiricas examinadas apareceram pelos de quati. Ainda assim, o uso diferencial dos habitats disponíveis durante o período crítico, quando as fêmeas estão solitárias ou com filhotes muito pequenos, talvez esteja relacionado com redução da pressão de predação.

A mortalidade de quatis na Nhumirim foi baixa quando comparado com outras localidades. Por exemplo, de 14 quatis-do-focinho-branco rádio-monitorados no México, seis foram predados por onça-pintada (*Panthera onca*) (Valenzuela e Ceballos, 2000). Apesar de não ocorrer onça-pintada na área de estudo, a suçuarana (*Puma concolor*) e a jaguatirica são potenciais predadores dessa espécie (Crawshaw 1995; Bianchi 2001; Moreno et al. 2006). Ambas as espécies foram freqüentes na área de estudo (capítulo 3).

## **Relações sociais em quatis**

O padrão social do quati encontrado na fazenda Nhumirim está de acordo com informações disponíveis para o gênero *Nasua*. Isto é, os bandos são formados por fêmeas adultas e seus filhotes e os machos são solitários na maior parte do tempo. Entretanto, com alguma frequência (15,5% das vezes), machos foram registrados nos grupos ou próximos a eles, algumas vezes mesmo fora do período reprodutivo. A presença de machos nos grupos fora do período reprodutivo já foi registrado para o quati-de-focinho-branco em diferentes áreas. Segundo Gompper e Krinsley (1992) o acompanhamento de bandos por machos adultos desta espécie, apesar de não ser freqüente, se estende por toda sua distribuição geográfica. Esse fenômeno não pode ser estritamente explicado como uma monopolização de oportunidades de acasalamento, já que estudos genéticos indicaram que os machos que permaneceram junto com grupos de fêmeas de quatis-de-focinho-branco, mesmo durante o período reprodutivo, não foram os progenitores da maioria dos filhotes (Gompper et al. 1997; Gompper, 1998).

Fatores como parasitas, predadores ou abundância de recursos, e características tais como tamanho do grupo, parentesco intragrupo e entre o macho e os membros do grupo têm sido apontados como fatores que podem afetar a tolerância de machos adultos no grupo (Gompper e Krinsley 1992).

Na Nhumirim houve grande sobreposição nas áreas de vida entre grupos, entre machos e grupos e entre machos, e isto parece ser usual no gênero. Informações disponíveis para o quati-de-focinho-branco indicaram sobreposição das áreas de vida entre grupos (Kaufmann 1962; Gompper 1997; Hass 2002).

Machos foram registrados com ferimentos pelo corpo provenientes de interações agonísticas, principalmente durante o período reprodutivo que se inicia no mês de agosto. O mês de agosto também foi o período em que ocorreu maior registro de machos nos grupos de fêmeas, indicando que há disputas entre machos para monopolização dos grupos de fêmeas durante o período reprodutivo. Os custos da agressividade são medidos pelo benefício do aumento de acesso as fêmeas. Entretanto, em altas densidades, o encontro com outros machos aumenta e os custos energéticos da agressividade podem ser muito altos, incluindo injúrias que podem ser fatais (Kneill 2009). Esse padrão parece ocorrer na área de estudo, e é possível que essa seja uma importante causa de mortalidade entre machos dessa espécie. Nos quatris machos os caninos inferiores são achatados lateralmente formando lâminas e são maiores do que os inferiores, ao passo que nas fêmeas os caninos superiores e inferiores são de tamanhos equivalentes (Anexo I).

### ***Procyon cancrivorus***

A área de vida do mão-pelada foi cerca de duas a três vezes maiores do que de lobinho na área de estudo, embora ambos tenham tamanho corporal e hábitos alimentares equivalentes (Gatti et al. 2006).

Embora o mão-pelada tenha usado os habitats na mesma proporção de sua disponibilidade, essa espécie é freqüentemente associada a habitats próximos a corpos d'água (Yanosky e Mercolli 1993; Santos et al. 2004). Isso pode estar relacionado também ao aumento da visibilidade dessa espécie nessas áreas. Além disso, os locais de descanso registrados durante as localizações através de rádio-telemetria foram ambientes florestais ou abertos, mas com vegetação densa (*Andropogon bicornis*, rabo-de-burro).

### Comparação interespecíficas

As diferenças verificadas entre o tamanho da área de vida de cada espécie na área de estudo refletem o tamanho corporal de cada espécie associada às suas respectivas dietas, conforme o modelo de Gittleman e Harvey (1982). Kelt e Vuren (2001) compilaram resultados obtidos de 700 estudos para 273 espécies e encontraram que, para todas as espécies avaliadas, o tamanho da área de vida foi significativa e positivamente relacionada à massa corporal para todos os grupos tróficos analisados. Carnívoros apresentaram áreas de vida maiores do que onívoros de mesma massa, refletindo densidades diferentes na distribuição dos recursos para esses grupos (McNab 1963, Schoener 1968). De qualquer forma, os resultados encontrados na área de estudo indicam que a relação massa, hábito alimentar e área de vida correspondem aos modelos propostos. A jaguatirica, que possui maior massa corporal ( $\bar{x}=9$  kg) e uma dieta baseada estritamente no consumo de outros vertebrados, apresentou uma área de vida até dez vezes maior (mediana= $8\text{ km}^2$ ) do que a área de vida do lobinho (mediana= $1,4\text{ km}^2$ ) que possui massa corporal cerca de 30% menor ( $\bar{x}=6,4$  kg). Considerando apenas grupos de fêmeas de quati, cuja massa corporal ( $\bar{x}=3,5$ ) é 30% menor do que a do lobinho, e menor do que a metade da massa da jaguatirica, a área de vida mediana apresentada foi igual  $2,5\text{ km}^2$  para grupos de no mínimo cinco fêmeas. Isso significa que a estratégia de forrageio dessa espécie é muito eficiente, já que é capaz de suprir as necessidades de um grupo de fêmeas, além dos filhotes, em uma área menor do que o esperado, quando comparado à do lobinho, que possui hábito alimentar semelhante. Isso pode estar relacionado à forma como essa espécie explora os recursos disponíveis e os diferentes estratos vegetacionais. Por ser uma espécie escansorial, é a única adaptada a

utilizar o estrato vertical sistematicamente para forrageio, buscando frutos, pássaros, ovos, lagartos, além de utilizar como abrigo, construindo ninhos para descanso e reprodução.

Assim, a escala de hábitat analisada parece não ter sido suficiente para verificar diferenças acentuadas no uso de hábitat pelo lobinho e pelo quati. Ambos tiveram os hábitats Cerrado e Campo úmido como importantes. Entretanto, a forma como essas duas espécies exploram o mesmo hábitat é diferente. Além de explorar os ambientes florestais (Floresta e Cerrado) tridimensionalmente, o focinho longo e a habilidade de manipulação do alimento pelo quati tornam essa espécie capaz de explorar recursos como invertebrados no subsolo, de forma mais eficiente do que o lobinho.

Os resultados indicaram o hábitat como pouco importante na separação ecológica das três espécies. Todas as espécies apresentaram tamanho de áreas de vida condizentes com o tamanho corporal e hábito alimentar.

## **5. Referências bibliográficas**

- AEBISCHER, N. J., ROBERTSON, P. A. E KENWARD, R.E. 1993. Compositional analysis of habitat use from animal radio-tracking data. *Ecology* 74(5):1313-1325.
- ALLDREDGE, J.R. E GRISWOLD, J. 2006. Design and analysis of resource selection studies for categorical resource variables. *Journal of Wildlife Management* 70(2):337-346.
- BASSET, A. 1995. Body-size-related coexistence: an approach through allometric constraints on home-range use. *Ecology* 76(4):1027-1035.

- BEARDAH, C.C. E BAXTER, M.J. 1995. MATLAB routines for kernel density estimation and the graphical representation of archaeological data, *Anelecta Prehistorica Leidensia*. 28 ed. Leiden University, Rapenburg, The Netherlands.
- BEKOFF, M., DIAMOND, J. E MITTON, J.B. 1981. Life-history patterns and sociality in canids: body size, reproduction, and behavior. *Oecologia* 50:386-390.
- BEISEIGEL, B.M. E MANTOVANI, W. 2006. Habitat use, home range and foraging preferences of the coati (*Nasua nasua*) in a pluvial tropical Atlantic forest area. *Journal of Zoology* 269:77-87.
- BINGHAM, R.L. E BRENNAN, L.A. 2004. Comparison of type I error rates for statistical analyses of resource selection. *Journal of Wildlife Management* 68(1):206-212.
- BRADY, C. A. 1979. Observations on the behavior and ecology of the crab-eating fox (*Cerdocyon thous*). Pp. 161-171 in *Studies of Vertebrate Ecology in the Northern Neotropics*. (J. F. Eisenberg, ed.). Washington, DC: Smithsonian Institution Press.
- CARBONE, C., MACE, G.M., ROBERTS, S.C. E MACDONALD, D.W. 1999. Energetic constraints on the diet of terrestrial carnivores. *Nature* 402:286-288.
- CASO, A. 1994. Home range and habitat use of three neotropical carnivores in northeast Mexico. Dissertação de Mestrados. Texas A&I University, Kingsville, Texas.
- CORDERO-RODRÍGUEZ, G.A. E NASSAR, J.M. 1999. Ecological data on *Cerdocyon thous* in Barlovento Region, State of Miranda, Venezuela. *Acta Biologica Venezuelana* 19(4):21-26.
- COSTA, E.M.J. 2003. Movimentação, Frugivoria e Dispersão de Sementes por Quatis (Procyonidae: *Nasua nasua*) no Parque do Prosa, Campo Grande, Mato Grosso do Sul. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Mato Grosso do Sul, Campo Grande.

- CRAWSHAW JR., P. G. 1995. Comparative ecology of ocelot (*Felis pardalis*) and jaguar (*Panthera onca*) in a protected subtropical forest in Brazil and Argentina. Tese de Doutorado, University of Florida, Gainesville.
- CRAWSHAW JR., P.G. E QUIGLEY, H.B. 1989. Notes on ocelot movement and activity in the Pantanal region, Brazil. *Biotropica* 21(4):377-379.
- DI BITETTI, M.S., PAVIOLO, A., DE ANGELO, C.D. E DI BLANCO, Y.E. 2008. Local and continental correlates of the abundance of a neotropical cat, the ocelot (*Leopardus pardalis*). *Journal of Tropical Ecology* 24:189-200.
- DILLON, A. E KELLY, M.J. 2008. Ocelot home range, overlap and density: comparing radio telemetry with camera trapping. *Journal of Zoology* 275:391-398.
- EISENBERG, J.F., REDFORD, K.H. E REID, F.A. 1999. Mammals of the Neotropics: The Central Neotropics: Ecuador, Peru, Bolivia, Brazil. University of Chicago Press.
- EMMONS, L. H. 1988. A field study of ocelots (*Felis pardalis*) in Peru. *Revue d'Ecologie (Terre Vie)*:43:133-157.
- EMMONS, L.H., SHERMAN, P., BOLSTER, D., GOLDDIZEN, A. E TERBORGH, J. 1989. Ocelot behavior in moonlight. Pp. 233-242 in *Advances in neotropical mammalogy* (K. H. Redford e J.F. Eisenberg, ed.). Sandhill Crane Press, Gainesville.
- ERLINGE, S. E SANDELL, M. 1986. Seasonal changes in the social organization of male stoats, *Mustela erminea*: an effect of shifts between two decisive resources. *Oikos* 47:57-62.
- GATTI, A., BIANCHI, R.C., ROSA, C.R.X. E MENDES, S.L. 2006. Diet of two sympatric carnivores, *Cerdocyon thous* and *Procyon cancrivorus*, at Paulo Cesar Vinha State Park, Espírito Santo, Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 22:337-330.

- GEHRT, S. D. E FRITZELL, E. K. 1998. Resource distribution, female home range dispersion, and male spatial interactions: group structure in a solitary carnivore. *Animal Behaviour* 55:1211-1227.
- GITTLEMAN, J.L. E HARVEY, P.H. 1982. Carnivore home-range size, metabolic needs and ecology. *Behavioral Ecology Sociobiology* 10:57-63.
- GITZEN, R.A., MILLSPAUGH, J.J., KERNOHAN, B.J., E MILLBPAUGH, J.J., 2006. Bandwidth selection for fixed-kernel analysis of animal utilization distributions. *Journal of Wildlife Management* 70:1334-1344.
- GOMPPER, M. E. E KRINSLEY, J. S. 1992. Variation in a social behavior of adult male coatis (*Nasua narica*) in Panama. *Biotropica* 24:216-219.
- GOMPPER, M.E., GITTLEMAN, J.L. E WAYNE, R.K. 1997. Genetic relatedness, coalitions and social behavior of white-nosed coatis, *Nasua narica*. *Animal Behaviour* 53:781-797.
- GOMPPER, M.E., GITTLEMAN, J.L. E WAYNE, R.K. 1998. Dispersal, philopatry, and genetic relatedness in a social carnivore: comparing males and females. *Molecular Ecology* 7:157-163.
- HAINES, A.M., GRASSMAN JR., L.I., TEWES, M.E. E JANECKA, J.E. 2006. First ocelot (*Leopardus pardalis*) monitored with GPS telemetry. *European Journal of Wildlife Research* 52:216–218.
- HAIRSTON, N.G., SMITH, F.E. E SLOBODIN, L.B. 1960. Community structure, population control, and competition. *The American Naturalist* 94 (879):421-425.
- HARVESON, P.M., TEWES, M. E., ANDERSON, G. L. E LAACK, L. L. 2004. Habitat use by ocelots in south Texas: implications for restoration. *Wildlife Society Bulletin*, 32(3):948-954.

- HASS, C. C. 2002. Home-range dynamics of white-nosed coatis in southeastern Arizona. *Journal of Mammalogy* 83(4):934-946.
- HORNE, J.S. E GARTON, E.O. 2006. Selecting the best home range model: an information-theoretic approach. *Ecology*, 87(5):1146–1152.
- JACKSON, V.L., LAACK, L.L. E ZIMMERMAN, E.G. 2005. Landscape metrics associated with habitat use by ocelots in south Texas. *Journal of Wildlife Management* 69(2):733-738.
- JACOB, A. A. 2002. Ecologia e Conservação da Jaguatirica (*Leopardus pardalis*) no Parque Estadual Morro do Diabo, Pontal do Paranapanema, SP. Dissertação de mestrado. Universidade de Brasília, Brasília.
- JÁCOMO, A.T.A., SILVEIRA, L. E DINIZ-FILHO, J.A.F. 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.
- JOHNSON, D.H. 1980. The comparison of usage and availability measurements for evaluating resource preference. *Ecology* 6(1):65-71.
- JUAREZ, K.M. E MARINHO-FILHO, J. 2002. Diet, habitat use, and home ranges of sympatric canids in Central Brazil. *Journal of Mammalogy* 83(4):925-933.
- KAUFMANN, J. H. 1962. Ecology and social behaviour of the coati, *Nasua narica*, on Barro Colorado Island, Panama. *University of California Publications in Zoology* 60:95-222.
- KELT, A. E VAN VUREN, D.H. 2001. The ecology and macroecology of mammalian home range area. *The American Naturalist* 157(6):637-645.
- KERNOHAN, B. J., GITZEN, R. A. E MILLSPAUGH, J. J. 2001. Analysis of animal space use and movements. Pp. 125-166 in *Radio tracking and Animal Populations*. (J. J. Millspaugh e J.M. Marzluff, ed.). San Diego, Academic press.

- KONECNY, M. J. 1989. Movement patterns and food habits of four sympatric carnivore species in Belize, Central America. Pp. 243-264 in *Advances in neotropical mammalogy* (K. H. Redford e J.F. Eisenberg, ed.). Sandhill Crane Press, Gainesville.
- LAACK, L. L. 1991. Ecology of the ocelot (*Felis pardalis*) in South Texas. Dissertação de Mestrado. Texas A&M University, Kingsville, Texas.
- LEBAN, F.A. 1999. Resource Selection for Windows 1.00. University of Idaho, Moscow.
- LESMEISTER, D.B., GOMPPER, M.E. E MILLSPAUGH, J.J. 2009. Habitat selection and home range dynamics of eastern spotted skunks in the Ouachita Mountains, Arkansas, USA. *Journal of Management* 73(1):18-25.
- LINSTEADT, S. L., B. J. MILLER, AND S. W. BUSKIRK. 1986. Home range, time, and body size in mammals. *Ecology* 67:413-418.
- LIRA, P. K., FERNANDEZ, F. A. S., CARLOS, H. S. A. E CURZIO, P.L. 2007. Use of a fragmented landscape by three species of opossums in south-eastern Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 23:427-435.
- LUDLOW, M. E. E SUNQUIST, M. E. 1987. Ecology and behavior of ocelots in Venezuela. *National Geographic Research* 3:447-461.
- MAFFEI, L. E TABER, A.B. 2003. Distribución, historia natural y conservación de mamíferos neotropicales. *Mastozoología Neotropical* 10(1):154-160.
- MAFFEI, L., NOSS, A.J., CUÉLLAR, E. E RUMIZ, D.I. 2005. Ocelot (*Felis pardalis*) population densities, activity, and ranging behaviour in the dry forests of eastern Bolivia, data from camera trapping. *Journal of Tropical Ecology* 21:1-6.
- MAFFEI, L. E NOSS, A.J. 2008. How small is too small? Camera trap survey areas and density estimates for ocelots in the Bolivian Chaco. *Biotropica* 40(1):71-75.

- MANLY, B.F.J., McDONALD, L.L., THOMAS, D.L., McDONALD, T.L. E ERICKSON, W.P. 2002. Resource Selection by Animals. Statistical Design and Analysis for Field Studies. Kluwer Academic Publishers. 2a. Edição.
- MARES, R.M., MORENO, R.S., KAYS, R.W. E WIKELSKI, M. 2008. Predispersal home range shift of an ocelot *Leopardus pardalis* (Carnivora: Felidae) on Barro Colorado Island, Panama. *Revista de Biología Tropical* 56:779-787.
- MACDONALD, D. W. E COURTENAY, O. 1996. Enduring social relationships in a population of crab-eating zorros, *Cerdocyon thous*, in Amazonian Brazil (Carnivora, Canidae). *Journal of Zoology* 155:239-329.
- MANLY, B.F., McDONALD, J. L. L., THOMAS, D. L., McDONALD, T. L. E ERICKSON, W. P. 2002. Resource Selection by Animals: Statistical Design and Analysis for Field studies. 2<sup>nd</sup> Kluwer Academic Publishers, Massachusetts.
- MICHALSKI, F., CRAWSHAW JR., P.G., OLIVEIRA, T.G., FABIÁN, M.E. 2006. Notes on home range and habitat use of three small carnivore species in a disturbed vegetation mosaic of southeastern Brazil. *Mammalia* 70:52-57.
- MILLPAUGH, J.J. E MARZLUFF, J.M. 2001. Radio tracking and animal populations. Academic Press, California.
- MILLSPAUGH, J.J., NIELSON, R.M., McDONALD, L., MARZLUFF, J.M., GITZEN, R.A., RITTENHOUSE, C.D., HUBBARD, M.W. E SHERIFF, S.L. 2006. Analysis of resource selection using utilization distributions. *Journal of Wildlife Management* 70(2):384-395.
- MILTON, K. 1990. Annual mortality patterns of a mammal community in Central Panama. *Journal of Tropical Ecology* 6(4):493-499.

- MOEHLMAN, P. D. 1989. Intraspecific variation in canid social systems. Pp. 143-163 in Carnivore behavior, ecology and evolution (J. L. Gittleman, ed.). Cornell University Press, Ithaca, New York.
- MOORCROFT, P. E LEWIS, M.A. 2006. Mechanistic home range analysis. Princeton University Press.
- MOORCROFT, P.R., LEWIS, M.A. E CRABTREE, R.L. 2006. Mechanistic home range models capture spatial patterns and dynamics of coyote territories in Yellowstone. Proceedings of the Royal Society Series B 273:1651–1659.
- MOYER, M.A., MCCOWN, W. E OLI, M.K. 2007. Factors influencing home-range size of female florida black bears. Journal of Mammalogy 88(2):468-476.
- NAVARRO, D. 1985. Status and distribution of the ocelot (*Felis pardalis*) in South Texas. Dissertação de Mestrado. Texas A&I University, Kingsville, Texas.
- OLIVEIRA, T. G. 1994. Neotropical cats:ecology and conservation. EDUFMA, São Luís.
- OLIVEIRA, T.G. E BIANCHI, R.C. 2008. *Leopardus pardalis*. Pp. 785-786 in Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção. (A.B.M. Machado, G.M. Drummond, A.P. Paglia, eds.). Ministério do Meio Ambiente. Fundação Bioversitas.
- OLIVEIRA, T.G., TORTATO, M.A., SILVEIRA, L. KASPER, C.H., MAZIM, F.D., LUCHERINI, M., JÁCOMO, A.T., SOARES, J.B., MARQUES, R.V., SUNQUIST, M. *in press*. Ocelot ecology and its effect on the small-felid guild in the lowland Neotropics. Pp. *in press* in Biology and Conservation of Wild Felids. (D. MacDonald e A. Loveridge, org.). Oxford: Oxford University Press.

- PIRES, A. S. , LIRA, P. K., FERNANDEZ, F.A.S., SCHITTINI, G. M. E OLIVEIRA, L. C. 2002. Frequency of movements of small mammals among Atlantic coastal forest fragments in Brazil. *Biological Conservation* 108(2):229-237.
- RATNAYEKE, S., BIXLER, A., GITTLEMAN, J.L. 1994. Home range movements of solitary, reproductive female coatis, *Nasua narica*, in south-eastern Arizona. *Journal Zoology (London)* 233:322-326.
- REHN, J.A.G. 1934. A Zoologist in the Pantanal of the Upper Paraguay. *The Scientific Monthly* 39(1):20-39.
- ROCHA, F.L. 2006. Áreas de Uso e Seleção Habitats de Três Espécies de Carnívoros de Médio Porte na Fazenda Nhumirim e Arredores, Pantanal da Nhecolândia, MS. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Mato Grosso do Sul.
- 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, São Paulo.
- RUSSELL, J. K. 1981. Exclusion of adult male coatis from social groups:protection from predation. *Journal of Mammalogy* 62(1):206-208.
- SANDELL, M. 1989. The mating tactics and spacing patterns of solitary carnivores. Pp. 164-179 in *Carnivore behavior, ecology and evolution* (J. L. Gittleman, ed.). Cornell University Press, Ithaca, New York.
- SANTOS, M.F.M., PELLANDA, M., TOMAZZONI, A.C., HASENACK, H. E HARTZ,S.M. 2004. Mamíferos carnívoros e sua relação com a diversidade de habitats no Parque Nacional dos Aparados da Serra, sul do Brasil. *Iheringia Série Zoologia* 94:235–245.

- SEAMAN, D. E., MILLPAUGH, J. J., KERNOHAN, B. J., BRUNDIGE, G. C., RAEDEKE, K. J. E GITZEN, R. A. 1999. Effects of sample size on kernel home-range estimates. *Journal of Wildlife Management* 63:739-747.
- SEIDENSTIKER, J. 1976. On the ecological separation between tigers and leopards. *Biotropica* 8(4):225-234.
- SMYTHE, N. 1970. The adaptive value of the social organization of the coati (*Nasua narica*). *Journal of Mammalogy* 51(4):818-820.
- SORIANO, B.M.A. 2000. Boletim Agrometeorológico Fazenda Nhumirim 1998. Boletim Agrometeorológico. Ministério da Agricultura e do Abastecimento. Embrapa Pantanal.
- SWIHART, R.K., SLADE, N.A. E BERGSTROM, B.J. 1988. Relating body size to the rate of home range use in mammals. *Ecology* 69(2):393-399.
- SUNQUIST, M. E., SUNQUIST, F. E DANEKE, D. E. 1989. Ecological separation in a Venezuelan Llanos carnivore community. Pp. 197-232 in *Advances in neotropical mammalogy* (K. H. Redford e J.F. Eisenberg, ed.). Sandhill Crane Press, Gainesville.
- SUNQUIST, M. E SUNQUIST, F. 2002. *Wild Cats of the World*. Chicago: The University of Chicago Press.
- TEWES, M. E. 1986. Ecological and Behavioral Correlates of Ocelot Spatial Patterns. Tese de Doutorado. University of Idaho, Moscow.
- THOMAS, D.L. E TAYLOR, E.J. 1990. Study designs and tests for comparing resource use and availability. *Journal of Wildlife Management* 54(2):322-330.
- THOMAS, D.L. E TAYLOR, E.J. 2006. Study designs and tests for comparing resource use and availability II. *Journal of Wildlife Management* 70(2):324-336.

- TROLLE, M. E KÉRY, M. 2003. Estimation of ocelot density in the Pantanal using capture-recapture analysis of camera-trapping data. *Journal of Mammalogy* 84(2):607-614.
- TROVATI, R.G., BRITO, B.A. E DUARTE, J.M.B. 2007. Área de uso e utilização de habitat de cachorro-do-mato (*Cerdocyon thous* Linnaeus, 1766) no cerrado da região central do Tocantins, Brasil.
- VALENZUELA, D. E MACDONALD, D.W. 2002. Home-range use by white-nosed coatis (*Nasua narica*):limited water and a test of the resource dispersion hypothesis. *Journal of Zoology (London)* 258:247-256.
- WAND, M.P., E JONES, M.C., 1995. Kernel smoothing. Chapman and Hall, London.
- WHITE, G. C. E GARROT, R. A. 1990. Analysis of wildlife radio-tracking data. Academic Press, Nova York.
- WILKISON, L. 2004. SYSTAT – Systems for Statistics. Version 11. Systat Software Inc., Chicago.
- WORTON, B.J., 1989. Kernel methods for estimating the utilization distribution in home-range studies. *Ecology*, 70:164-168.
- YANOSKY, A.A. E MERCOLLI, C. 1993. Activity pattern of *Procyon cancrivorus* (Carnivora:Procyonidae) in Argentina. *Revista de Biologia Tropical* 41(1):157-159.

Tabela 1 – Número de indivíduos capturados e recapturados em cada espécie estudada na fazenda Nhumirim, Pantanal, MS, durante o período de dezembro de 2005 a setembro de 2008.

| <b>Espécie</b>             | <b>Capturas</b> | <b>Recapturas</b> | <b>Total</b> | <b>% Recapturas</b> |
|----------------------------|-----------------|-------------------|--------------|---------------------|
| <i>Cerdocyon thous</i>     | 76              | 217               | 293          | 286                 |
| <i>Nasua nasua</i>         | 103             | 99                | 202          | 96                  |
| <i>Leopardus pardalis</i>  | 15              | 30                | 45           | 200                 |
| <i>Procyon cancrivorus</i> | 2               | 0                 | 2            | 0                   |
| <b>Total</b>               | <b>196</b>      | <b>346</b>        | <b>542</b>   | <b>-</b>            |

Tabela 2 - Total de indivíduos machos, fêmeas, adultos e subadultos (ou juvenis), de cada espécie, capturados na fazenda Nhumirim, Pantanal, MS durante o período de dezembro de 2005 a setembro de 2008.

| <b>Espécie</b>             | <b>Sexo</b> | <b>Adulto</b> | <b>Subadulto</b> | <b>Total</b> |
|----------------------------|-------------|---------------|------------------|--------------|
| <i>Cerdocyon thous</i>     | Macho       | 25            | 18               | <b>43</b>    |
|                            | Fêmea       | 24            | 9                | <b>33</b>    |
| <i>Nasua nasua</i>         | Macho       | 54            | 18               | <b>72</b>    |
|                            | Fêmea       | 16            | 15               | <b>31</b>    |
| <i>Leopardus pardalis</i>  | Macho       | 3             | 2                | <b>5</b>     |
|                            | Fêmea       | 7             | 3                | <b>10</b>    |
| <i>Procyon cancrivorus</i> | Macho       | 2             | 0                | <b>2</b>     |
|                            | Fêmea       | 0             | 0                | <b>0</b>     |

Tabela 3 – Comparação entre sexos da massa corporal média de indivíduos adultos de *Leopardus pardalis*, *Cerdocyon thous* e *Nasua nasua* capturados durante o período de dezembro de 2005 a setembro de 2008, na fazenda Nhumirim, Pantanal, MS.

| <b>Espécie</b>            | <b>Sexo</b> | <b>n</b> | <b>Massa (kg)</b> | <b>t</b> | <b>p</b> |
|---------------------------|-------------|----------|-------------------|----------|----------|
| <i>Leopardus pardalis</i> | M           | 3        | 10,2              | 8,243    | 0,00     |
|                           | F           | 6        | 7,8               |          |          |
| <i>Cerdocyon thous</i>    | M           | 29       | 6,5               | 0,577    | 0,56     |
|                           | F           | 26       | 6,4               |          |          |
| <i>Nasua nasua</i>        | M           | 60       | 5,3               | 8,726    | 0,00     |
|                           | F           | 18       | 3,5               |          |          |

Tabela 4 – Área de vida de *Leopardus pardalis* calculada para animais rádio-monitorados durante o período de dezembro de 2005 a fevereiro de 2008, na fazenda Nhumirim, Pantanal, MS. CPAP = Número identificador do indivíduo. UD = Distribuição de utilização calculada através do kernel fixo 95%; MPC=mínimo polígono convexo 100%.

| CPAP           | Sexo         | UD (km <sup>2</sup> ) | MPC (km <sup>2</sup> ) | n° localizações |
|----------------|--------------|-----------------------|------------------------|-----------------|
| <b>25</b>      | Fêmea        | 7,0                   | 8,5                    | 77              |
| <b>23</b>      | Fêmea        | 4,5                   | 3,2                    | 52              |
| <b>162</b>     | Fêmea        | 8,0                   | 7,6                    | 42              |
| <b>294</b>     | Fêmea        | 8,8                   | 3,6                    | 21              |
| <b>92</b>      | Macho        | 16,1                  | 11,4                   | 59              |
| <b>0</b>       | Macho        | 3,8                   | 10,0                   | 34              |
| <b>Mediana</b> | Macho        | 10,0                  | 10,7                   |                 |
|                | Fêmea        | 7,5                   | 5,7                    |                 |
| <b>Mediana</b> | <b>Ambos</b> | <b>8,0</b>            | <b>6,6</b>             |                 |

Tabela 5 – Porcentagem de sobreposição entre as áreas de vida de *Leopardus pardalis* calculadas através de UD Kernel fixo 95% durante o período de dezembro de 2005 a fevereiro de 2008 na fazenda Nhumirim, Pantanal, MS. CPAP = identificação. M=macho, F=fêmea. As linhas sobrepõem às colunas

| CPAP | Sexo | 0   | 23   | 25   | 92    | 162  | 294  |
|------|------|-----|------|------|-------|------|------|
| 0    | M    | -   | 2,4  | 10,1 | 15,7  | 3,1  | 4,1  |
| 23   | F    | 2,0 | -    | 22,4 | 100,0 | 0,0  | 46,5 |
| 25   | F    | 5,4 | 14,4 | -    | 74,5  | 21,6 | 62,5 |
| 92   | M    | 3,7 | 28,0 | 32,5 | -     | 11,3 | 45,0 |
| 162  | F    | 1,5 | 0,0  | 19,0 | 22,9  | -    | 15,0 |
| 294  | F    | 9,4 | 23,9 | 50,0 | 82,6  | 13,6 | -    |

Tabela 6 - Matriz e *ranking* de habitat de seleção de recurso (3ª. ordem) por *Leopardus pardalis* durante o período de dezembro de 2005 a fevereiro de 2008, na fazenda Nhumirim, Pantanal. A direção da interação é indicada com os valores e entre parênteses são os valores das probabilidades. Postos (*ranks*) mais altos representam maiores níveis de seleção.

| <b>Tipo de Hábitat</b> | <b>Floresta</b>   | <b>Lagoas</b>    | <b>Cerrado</b>    | <b>Campo úmido</b> | <b>Campo sujo</b> | <b>Posto</b> |
|------------------------|-------------------|------------------|-------------------|--------------------|-------------------|--------------|
| <b>Floresta</b>        | .                 | 1,2189<br>(0,27) | 0,9865<br>(0,37)  | 1,0767<br>(0,33)   | 1,081<br>(0,33)   | 4            |
| <b>Lagoas</b>          | -1,2189<br>(0,27) | .                | 0,900<br>(0,41)   | 1,005<br>(0,36)    | 1,015<br>(0,35)   | 3            |
| <b>Cerrado</b>         | -0,986<br>(0,37)  | -0,900<br>(0,41) | .                 | 0,8161<br>(0,45)   | 2,280<br>(0,07)   | 2            |
| <b>Campo úmido</b>     | -1,0767<br>(0,33) | -1,005<br>(0,36) | -0,8161<br>(0,45) | -                  | 1,021<br>(0,35)   | 1            |
| <b>Campo sujo</b>      | -1,081<br>(0,33)  | -1,015<br>(0,35) | -2,280<br>(0,07)  | -1,021<br>(0,35)   | .                 | 0            |

Tabela 7 – Estimativa da área de vida (em km<sup>2</sup>) de *Cerdocyon thous* calculada através de rádio-telemetria durante o período de dezembro de 2005 a outubro de 2008 na fazenda Nhumirim, Pantanal, MS. CPAP=identificação; F=Fêmea; M=Macho; n= número de localizações; UD = Distribuição de utilização calculada através de 95% kernel fixo; MPC 100=Mínimo Polígono Convexo.

| CPAP                 | Sexo | n       | UD         | MPC        | Estação Chuvosa |            | Estação Seca |            |
|----------------------|------|---------|------------|------------|-----------------|------------|--------------|------------|
|                      |      |         |            |            | UD              | MPC        | UD           | MPC        |
| 14                   | F    | 53      | 2,3        | 1,8        | -               | -          | -            | -          |
| 17                   | M    | 86      | 1,2        | 1,3        | 0,8             | 0,7        | 1,4          | 1,3        |
| 18                   | M    | 83*/164 | 1,4        | 1,8        | 1,7             | 1,1        | 2,3          | 1,7        |
| 43                   | F    | 93*/162 | 2,2        | 2,8        | 2,1             | 2,2        | 2,5          | 2,4        |
| 137                  | F    | 79      | 1,7        | 1,3        | 1,7             | 1,1        | 1,2          | 1,1        |
| 149                  | F    | 65      | 1,0        | 1,8        | 0,9             | 1,3        | 0,7          | 1,1        |
| 152                  | M    | 45      | 0,9        | 1,4        | -               | -          | -            | -          |
| <b>Mediana Macho</b> |      |         | <b>1,2</b> | <b>1,4</b> | <b>1,3</b>      | <b>0,9</b> | <b>1,9</b>   | <b>1,5</b> |
| <b>Mediana Fêmea</b> |      |         | <b>2,0</b> | <b>1,9</b> | <b>1,6</b>      | <b>1,3</b> | <b>1,5</b>   | <b>1,1</b> |
| <b>Mediana Ambos</b> |      |         | <b>1,4</b> | <b>1,8</b> | <b>1,7</b>      | <b>1,1</b> | <b>1,4</b>   | <b>1,3</b> |

\*Para as estimativas de UD, exclui os pontos obtidos através do armadilhamento fotográfico.

Tabela 8 – Porcentagem de sobreposição entre as áreas de vida de *Cerdocyon thous* calculadas através de UD Kernel fixo 95% durante o período de dezembro de 2005 a fevereiro de 2008 na fazenda Nhumirim, Pantanal, MS.

| <b>CPAP</b> | <b>Sexo</b> | <b>14</b> | <b>17</b> | <b>18</b> | <b>43</b> | <b>137</b> | <b>149</b> | <b>152</b> |
|-------------|-------------|-----------|-----------|-----------|-----------|------------|------------|------------|
| <b>14</b>   | <b>F</b>    | *         | 0,0       | 15,8      | 2,2       | 0          | 0          | 23,8       |
| <b>17</b>   | <b>M</b>    | 0,0       | *         | 0,6       | 7,4       | 20,6       | 76,4       | 0,0        |
| <b>18</b>   | <b>M</b>    | 23,2      | 0,5       | *         | 25,0      | 0,0        | 0,0        | 0,0        |
| <b>43</b>   | <b>F</b>    | 2,0       | 3,9       | 16,1      | *         | 11,0       | 3,8        | 2,1        |
| <b>137</b>  | <b>F</b>    | 0,0       | 14,2      | 0,0       | 20,7      | *          | 14,1       | 0,0        |
| <b>149</b>  | <b>F</b>    | 0,0       | 90,4      | 0,0       | 8,5       | 24,3       | *          | 0,0        |
| <b>152</b>  | <b>M</b>    | 55,6      | 0,0       | 0,0       | 5,1       | 0,0        | 0,0        | *          |

Tabela 9- Matriz e *ranking* de habitat de seleção de recurso (3ª. ordem) por *Cerdocyon thous* durante o período de dezembro de 2005 a fevereiro de 2008, na fazenda Nhumirim, Pantanal. A direção da interação é indicada com os valores e entre parênteses são os valores das probabilidades. Postos (*ranks*) mais altos representam maiores níveis de seleção.

| <b>Tipo de Hábitat</b> | <b>Cerrado</b>        | <b>Campo úmido</b>   | <b>Campo sujo</b> | <b>Lagoas</b>     | <b>Floresta</b>  | <b>Posto</b> |
|------------------------|-----------------------|----------------------|-------------------|-------------------|------------------|--------------|
| <b>Cerrado</b>         | -<br>(0,41)           | 0,8894<br>(0,41)     | 0,9937<br>(0,36)  | 0,999<br>(0,35)   | 2,4347<br>(0,05) | 4            |
| <b>Campo úmido</b>     | -0,8894<br>(0,40)     | -                    | 0,0449<br>(0,96)  | 0,8748<br>(0,41)  | 0,9817<br>(0,36) | 3            |
| <b>Campo sujo</b>      | -0,9937<br>(p=0,358 ) | -0,0449<br>(p=0,965) | -                 | 0,6751<br>(0,52)  | 1,0493<br>(0,33) | 2            |
| <b>Lagoas</b>          | -0,999<br>(0,35)      | -0,8748<br>(0,41)    | -0,6751<br>(0,52) | -                 | 0,1342<br>(0,89) | 1            |
| <b>Floresta</b>        | -2,4347<br>(0,05)     | -0,9817<br>(0,36)    | -1,0493<br>(0,33) | -0,1342<br>(0,89) | -                | 0            |

Tabela 10 – Tamanho das áreas de vida de *Nasua nasua* rádio-monitorados durante o período de dezembro de 2005 a fevereiro de 2008, na fazenda Nhumirim, Pantanal, MS.

UD = distribuição de utilização; MPC = mínimo polígono convexo.

| CPAP           | Sexo  | Nº localizações | UD (km <sup>2</sup> ) | MPC (km <sup>2</sup> ) |
|----------------|-------|-----------------|-----------------------|------------------------|
| 83             | macho | 33              | 1,2                   | 0,9                    |
| 97             | macho | 55              | 0,6                   | 1,1                    |
| 148            | macho | 19              | 1,4                   | 0,9                    |
| <b>Mediana</b> |       | -               | <b>1,2</b>            | <b>0,9</b>             |
| <b>Grupo 1</b> | Grupo | 66              | 3,4                   | 2,6                    |
| <b>Grupo 2</b> | Grupo | 57              | 3,6                   | 3,2                    |
| <b>Grupo 3</b> | Grupo | 51              | 1,5                   | 1,6                    |
| <b>Grupo 4</b> | Grupo | 39              | 1,5                   | 1,1                    |
| <b>Mediana</b> |       | -               | <b>2,5</b>            | <b>2,1</b>             |

Tabela 11 – Porcentagem de sobreposição entre as áreas de vida de *Nasua nasua* calculadas através de UD Kernel fixo 95% durante o período de dezembro de 2005 a fevereiro de 2008, na fazenda Nhumirim, Pantanal, MS.

| CPAP | Sexo | 83   | 97   | 148  | 1    | 2    | 3    | 4    |
|------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| 83   | M    | *    | 0    | 15,2 | 41,2 | 17,8 | 23,6 | 0    |
| 97   | M    |      | *    | 0    | 13,2 | 4,4  | 0    | 45,6 |
| 148  | M    | 13,2 | 0    | *    | 78,3 | 47,8 | 20,7 | 0,0  |
| 1    | F    | 14,5 | 2,7  | 31,9 | *    | 59,4 | 33,6 | 26,2 |
| 2    | F    | 6,0  | 0,9  | 18,6 | 56,6 | *    | 28,5 | 14,0 |
| 3    | F    | 19,5 | 0    | 19,7 | 78,5 | 69,9 | *    | 17,1 |
| 4    | F    | 0,0  | 20,1 | 0,0  | 57,4 | 32,3 | 16,0 | *    |

Tabela 12 - Matriz e *ranking* de habitat de seleção de recurso (3ª. ordem) por *Nasua nasua* durante o período de dezembro de 2005 a fevereiro de 2008, na fazenda Nhumirim, Pantanal. A direção da interação é indicada com os valores e entre parênteses são os valores das probabilidades. Postos (*ranks*) mais altos representam maiores níveis de seleção.

| <b>Tipo de Hábitat</b> | <b>Cerrado</b>    | <b>Campo úmido</b> | <b>Floresta</b>   | <b>Lagoas</b>     | <b>Campo sujo</b> | <b>Posto</b> |
|------------------------|-------------------|--------------------|-------------------|-------------------|-------------------|--------------|
| <b>Cerrado</b>         | -                 | 0,4963<br>(0,64)   | 1,0282<br>(0,34)  | 1,2234<br>(0,27)  | 1,0084<br>(0,42)  | 4            |
| <b>Campo úmido</b>     |                   | -                  | 0,5827<br>(0,58)  | 1,3981<br>(0,21)  |                   | 3            |
| <b>Floresta</b>        | -1,0282<br>(0,34) | -0,5827<br>(0,58)  | -                 | 0,5364<br>(0,61)  | 0,8695<br>(0,42)  | 2            |
| <b>Lagoas</b>          | 1,2234<br>(0,27)  | -1,3981<br>(0,21)  |                   | -                 | 0,5217<br>(0,62)  | 1            |
| <b>Campo sujo</b>      | -1,0084<br>(0,42) | -1,0103<br>(0,35)  | -0,8695<br>(0,42) | -0,5217<br>(0,62) | -                 | 0            |

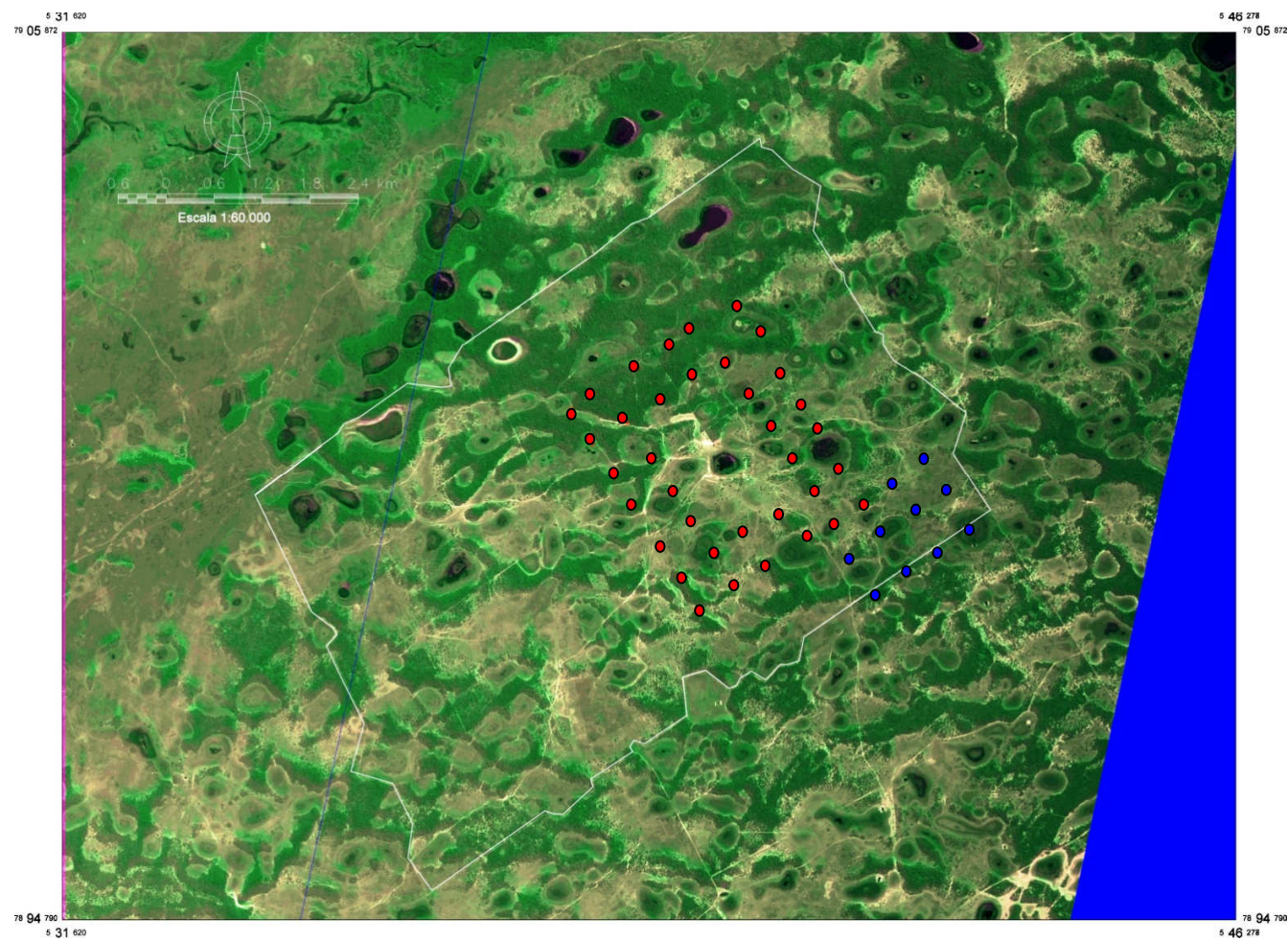


Figura 1 – Imagem do satélite HRC/CBERS2B de 16/09/2008 da fazenda Nhumirim, Pantanal, MS. Pontos vermelhos=pontos fixos da grade (fotográficas e de captura); pontos azuis=pontos extras onde as armadilhas foram instaladas para obtenção de área de vida.

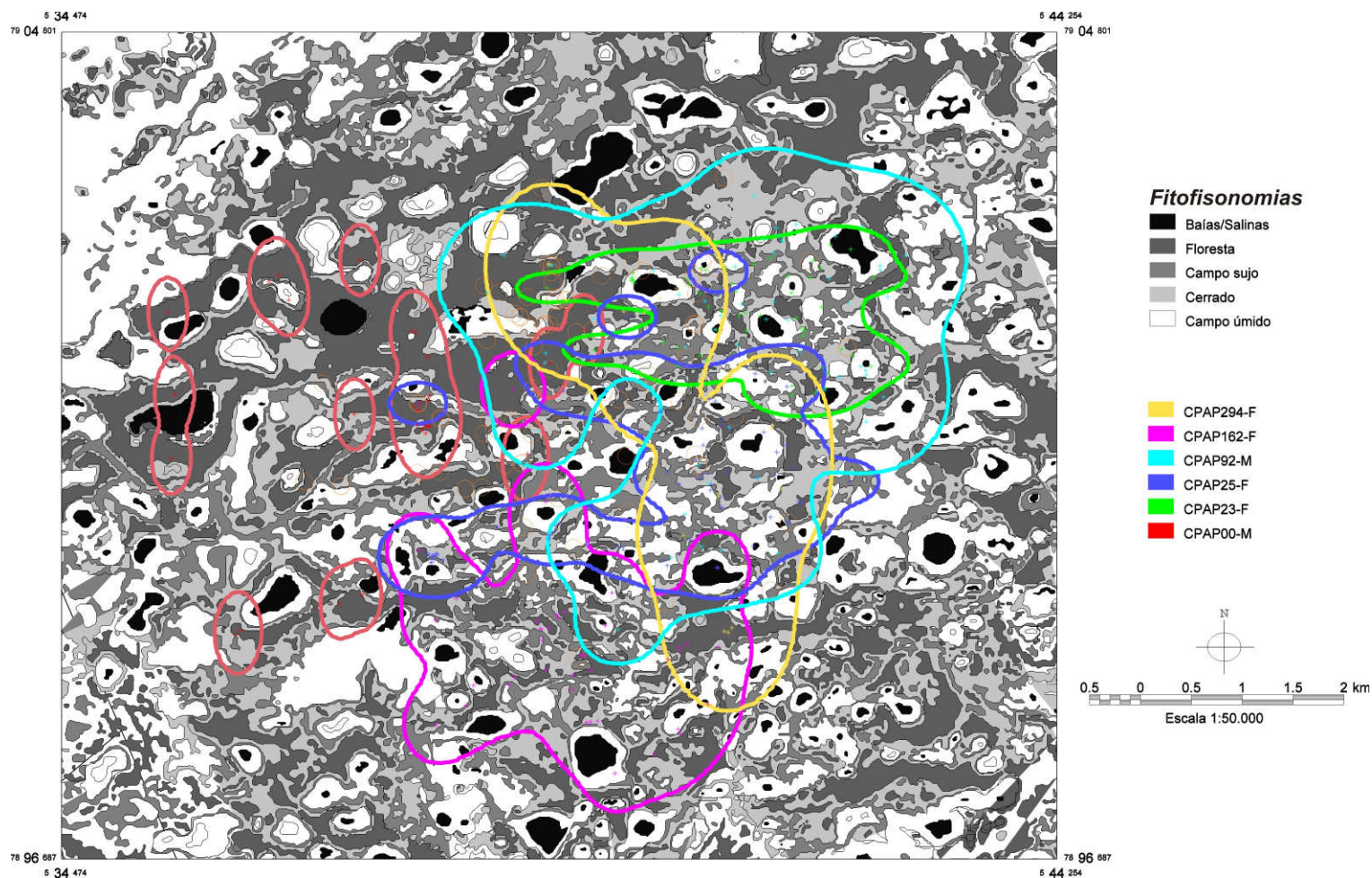


Figura 2 – Área de vida de *Leopardus pardalis* calculada através de UD Kernel fixo 95% durante o período de dezembro de 2005 a fevereiro de 2008, na fazenda Nhumirim, Pantanal, MS.

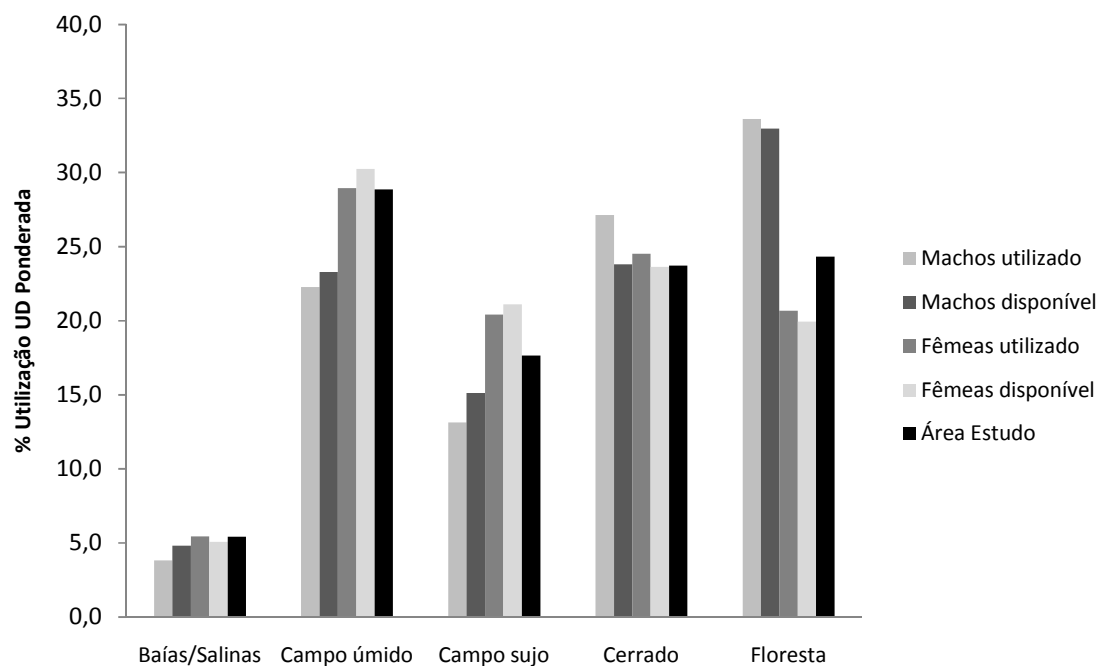


Figura 3 - Proporção de habitat disponível e utilizado (seleção de 2ª e 3ª ordens) de *Leopardus pardalis* machos (n=2) e fêmeas (n=4) durante o período de dezembro de 2005 a maio de 2008, na fazenda Nhumirim, Pantanal, MS.

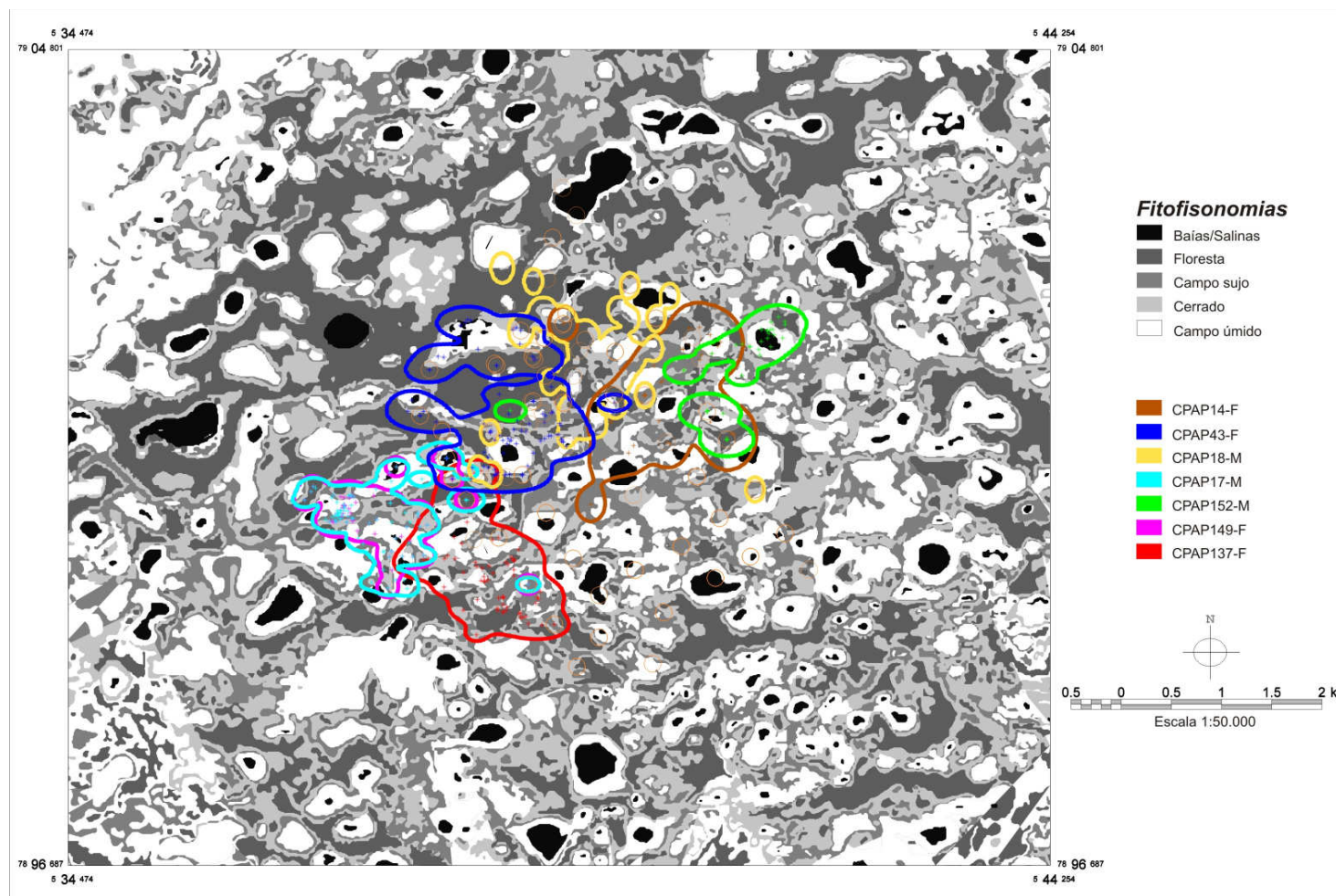


Figura 4 – Área de vida estimada através de UD Kernel fixo 95% de *Cerdocyon thous* durante o período de dezembro de 2005 a fevereiro de 2008, na fazenda Nhumirim, Pantanal, MS.

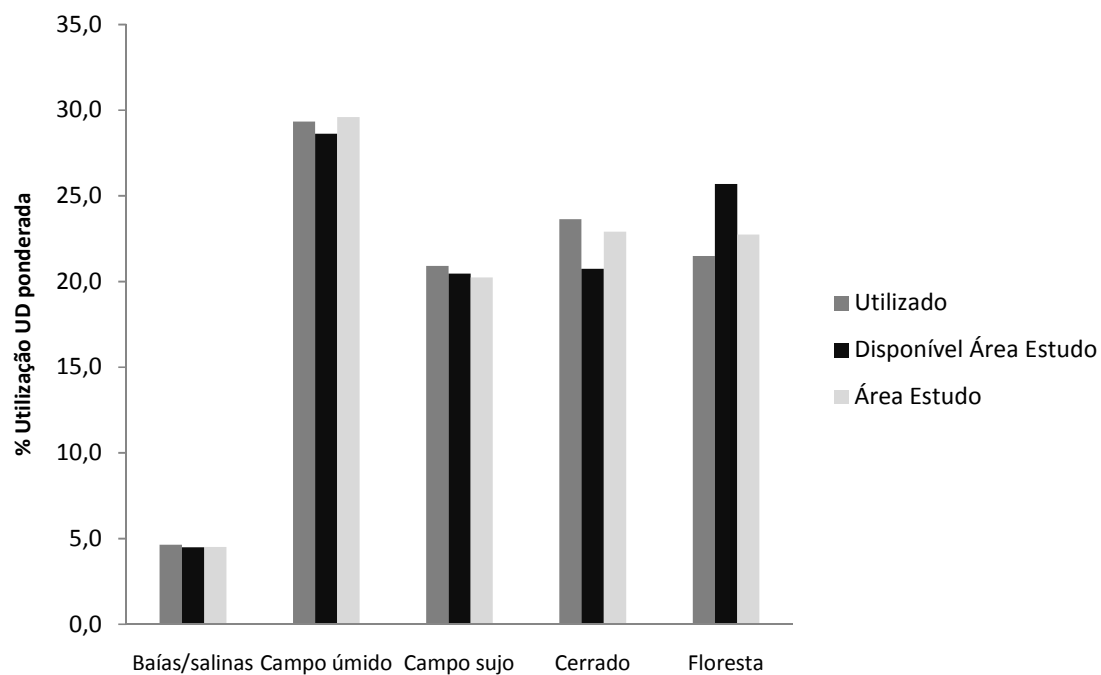


Figura 5 - Proporção de habitat disponível e utilizado (seleção de 2ª e 3ª ordens) de *Cerdocyon thous* (n=7) durante o período de dezembro de 2005 a maio de 2008, na fazenda Nhumirim, Pantanal, MS.

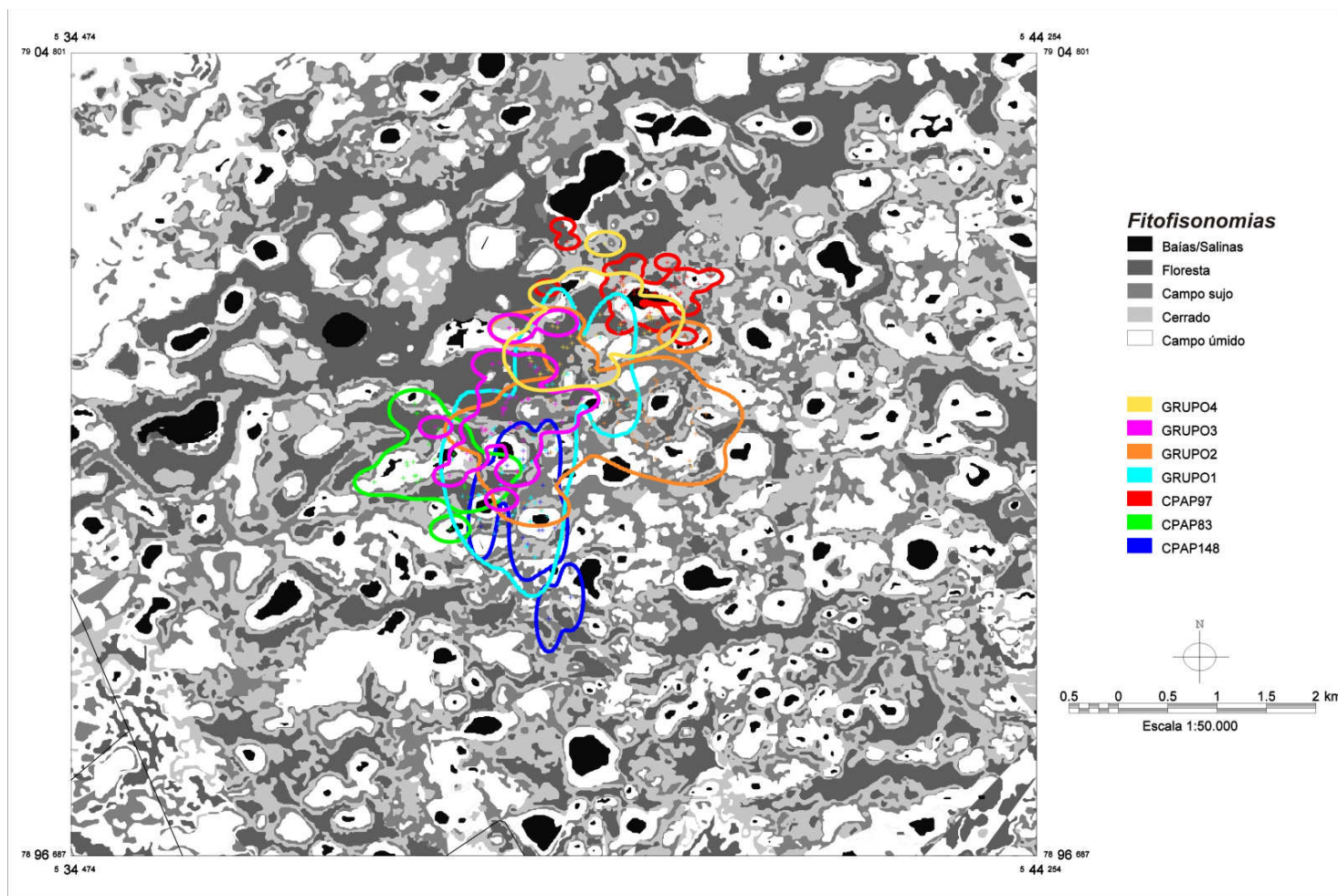


Figura 6 - Área de vida de *Nasua nasua* estimada através de UD kernel fixo 95% durante o período de dezembro de 2005 a fevereiro de 2008, na fazenda Nhumirim, Pantanal, MS.

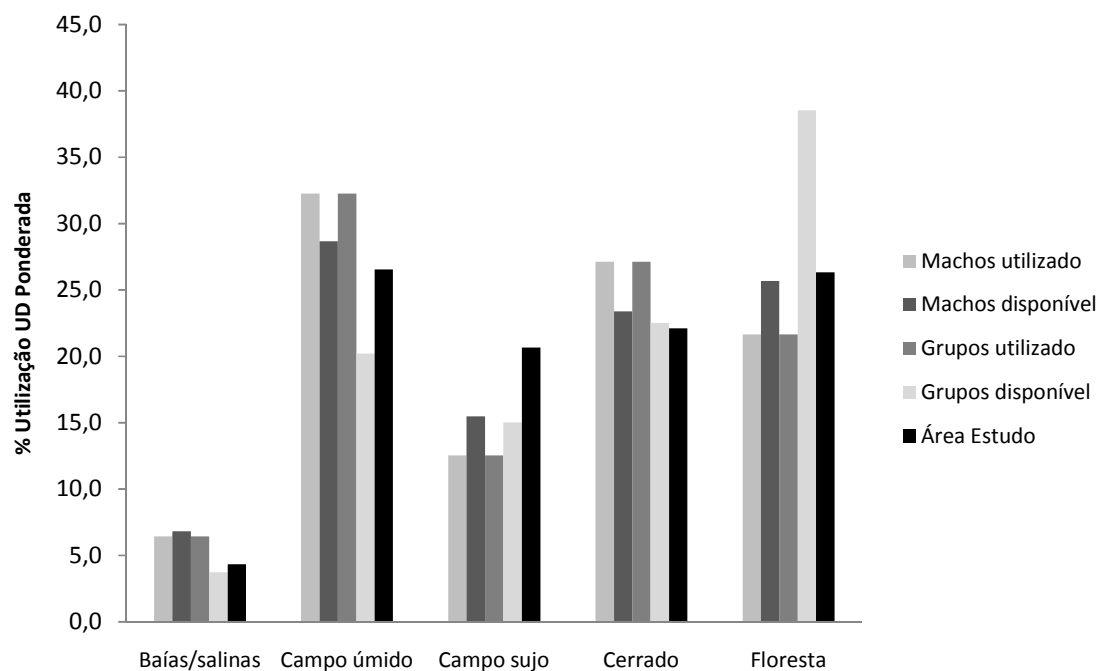


Figura 7 - Proporção de habitat disponível e utilizado (seleção de 2ª e 3ª ordens) de *Nasua nasua* machos (n=3) e grupos de fêmeas (n=5) durante o período de dezembro de 2005 a maio de 2008 na fazenda Nhumirim, Pantanal, MS.

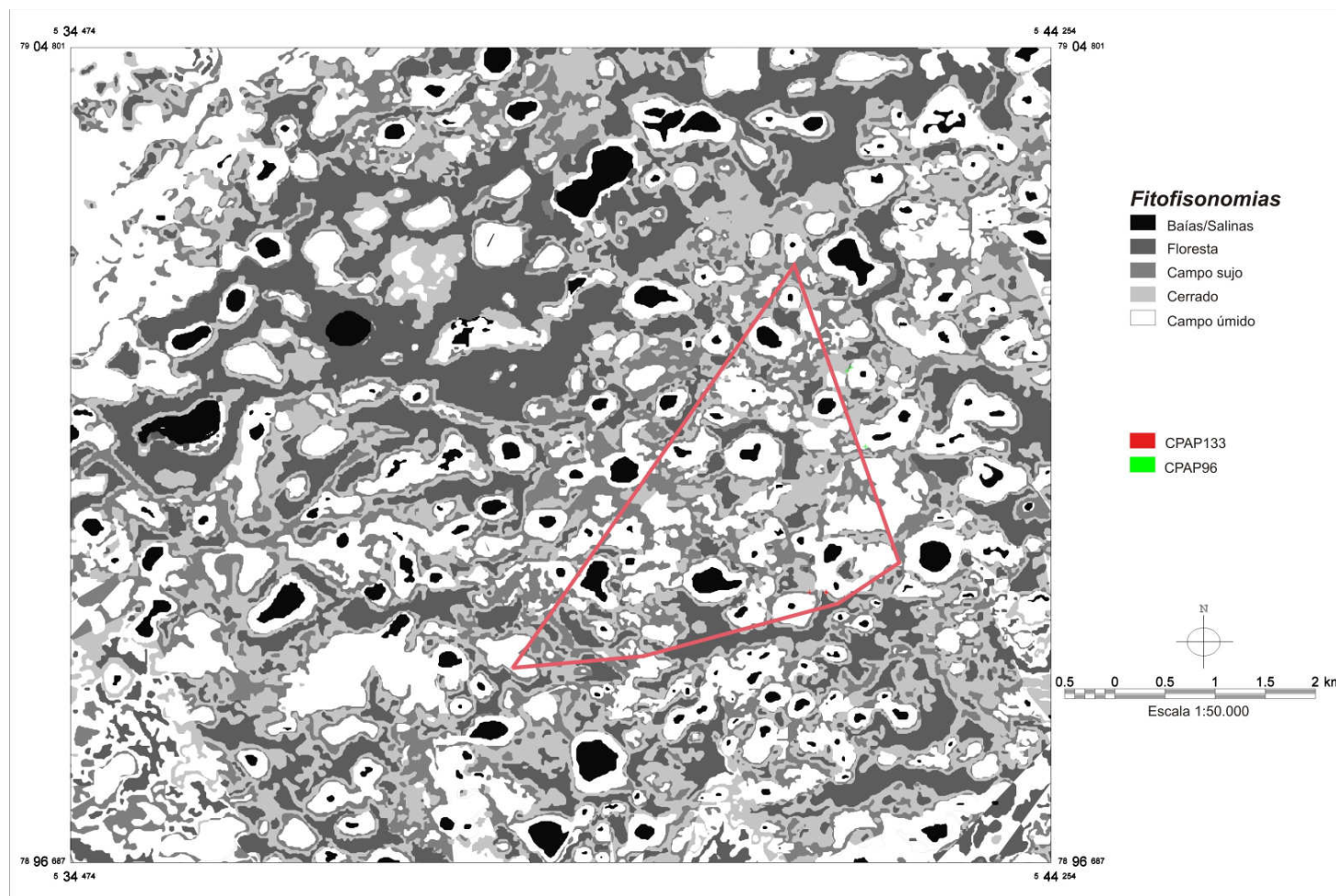


Figura 8 – Área de vida mínima de *Procyon cancrivorus* estimada através do mínimo polígono convexo durante o mês de outubro de 2007 na fazenda Nhumirim, Pantanal, MS.

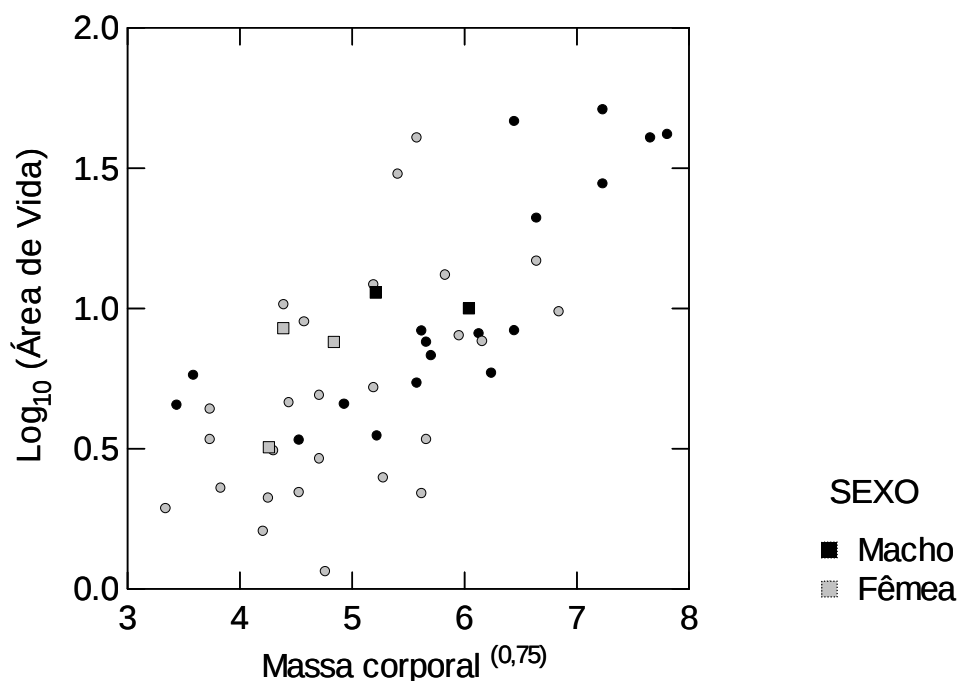


Figura 9. Relação entre o logaritmo da área de vida ( $\text{km}^2$ ) e massa corporal elevada a 0,75 (Glitterman e Harvey 1982) reportados para *Leopardus pardalis* neste estudo (quadrados) e nos estudos de Navarro (1985), Tewes (1986), Ludlow e Sunkist (1987), Emmons (1988), Konecny (1989), Sunkist et al. (1989), Laack (1991), Caso (1994), Crawshaw (1995), Rocha (2006), Maffei e Noss (2008) (círculos).

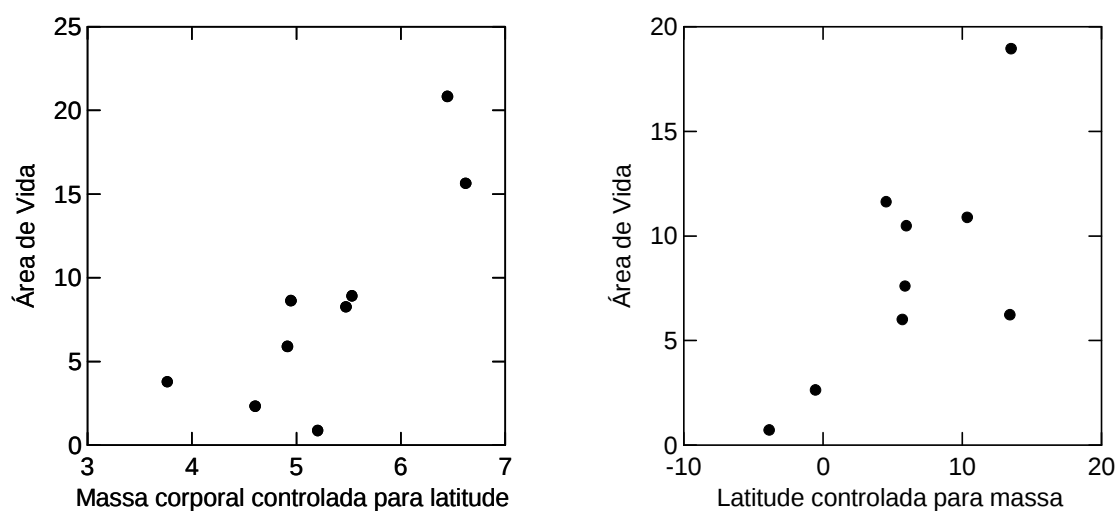


Figura 10. (A) Área de vida mediana (km<sup>2</sup>) em função da massa corporal (kg<sup>0,75</sup>), ambas controladas para o efeito da latitude, e (B) área de vida mediana em função da latitude, ambas controladas para a massa corporal de *Leopardus pardalis*. Fontes: Navarro (1985), Tewes (1986), Ludlow e Sunkist (1987), Emmons (1988), Konecny (1989), Sunkist et al. (1989), Laack (1991), Caso (1994), Crawshaw (1995), Rocha (2006), Maffei e Noss (2008). O modelo empregado foi: Área de vida mediana =  $-35,55 + 5,88 \cdot (\text{massa corporal}^{0,75}) + 0,67 \cdot (\text{latitude})$ ; ( $F_{(2,6)} = 8,13$ ;  $p = 0,02$ ;  $R^2 = 0,73$ ). Nos dois casos os resíduos parciais foram somados as médias das variáveis originais.

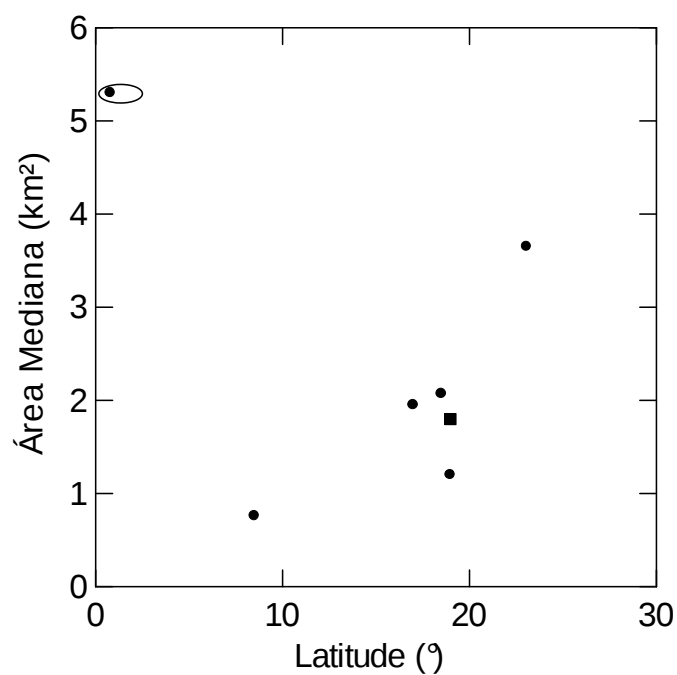


Figura 11. Relação entre as áreas de vida medianas de *C. thous* nos estudos de Maffei e Taber (2003), Oliveira (2002) Rocha (2006) e Sunquist et al. (1989) (círculos pretos) e no presente estudo (quadrado preto). O ponto correspondente ao estudo de de MacDonald e Courtenay (1996) realizado na Ilha de Marajó, PA, está assinalado com uma elipse.

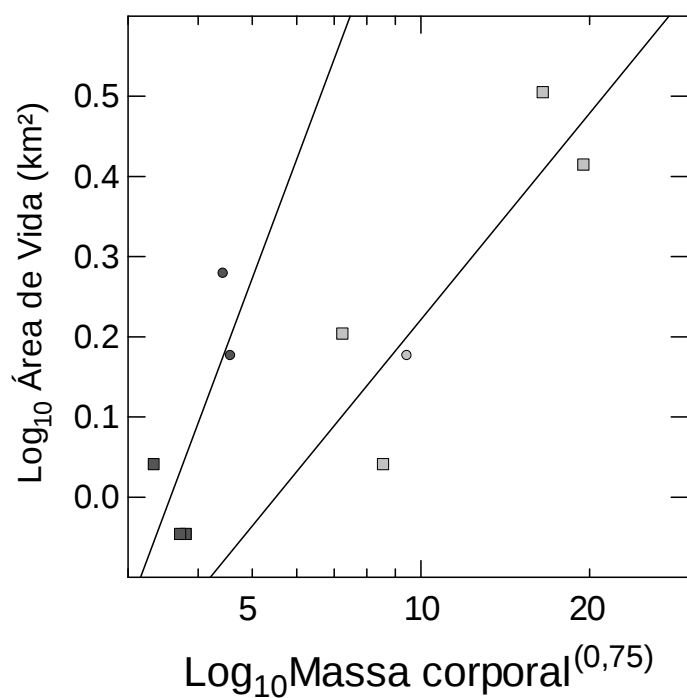


Figura 12. Relação entre a área de vida (km<sup>2</sup>) e biomassa de machos (símbolos pretos) e grupos de fêmeas (símbolos cinza) elevada a 0,75 (Glitterman 1982) reportados para *N. nasua* neste estudo (quadrados) e nos estudo de Rocha (2006) (círculos).

**Segregação temporal entre  
mesocarnívoros em uma área do  
Pantanal Central, MS**



Foto: Projeto Médios Carnívoros da fazenda Nhumirim

### Capítulo 3

---

#### Segregação temporal entre mesocarnívoros em uma área do Pantanal Central, MS

##### Artigo a ser submetido à *Journal of Tropical Ecology*

**Resumo** - O padrão de atividade dos carnívoros foi estudado na fazenda Nhumirim, Pantanal Central, MS através de armadilhas fotográficas durante o período de fevereiro de 2007 a fevereiro de 2009. Com um esforço de captura de 2238 armadilhasxdias, obtive 1.773 fotos de nove espécies de carnívoros. Entre os carnívoros, a espécie com maior sucesso de captura foi *Cerdocyon thous* (66% dos registros), seguido de *Nasua nasua* (24%), *Procyon cancrivorus* (4,5%) e *Leopardus pardalis* (3,5%). *Cerdocyon thous* apresentou um padrão de atividade crepuscular-noturno, com maior pico de atividades entre as 17h e 21h. *Nasua nasua* apresentou um padrão de atividade essencialmente diurno, com registros noturnos ocorrendo em baixa frequência. Machos solitários e grupos de fêmeas não mostraram diferenças na distribuição das frequências de atividade ( $W=3,887$ ;  $n= 264$ ;  $p=0,143$ ). *Leopardus pardalis* e *Procyon cancrivorus* concentraram suas atividades no período noturno. Embora tenha havido poucos registros dos demais carnívoros, há uma indicação de diurnalidade para *Eira barbara* e *Puma yagouaroundi* e uma catemeralidade em *P. concolor*. Os dois únicos registros de *L. braccatus* foram às 5h e às 17h e o único registro de *Speothos venaticus* ocorreu às 7h. A dicotomia dos animais em diurnos e noturnos é amplamente reconhecida. Entretanto, a seleção de nichos temporais por mamíferos revela a existência de um gradiente no período de atividade, sendo “diurnos” e “noturnos” meramente os extremos opostos. As informações sobre a partição temporal entre os carnívoros na fazenda Nhumirim parecem indicar tempo como uma variável importante na

segregação destes carnívoros, principalmente entre *N. nasua* e seus possíveis potenciais competidores por alimento e hábitat, como é o caso de *C. thous* e de *P. cancrivorus*. Além disso, há uma sucessão no máximo de atividades destas espécies no gradiente diuturno.

**Palavras-chave:** padrão de atividades, armadilhas fotográficas, partição temporal, Carnivora

**Abstract** - The activity pattern of carnivores on the Nhumirim farm, Pantanal Central, MS, was studied using camera-traps, from February 2007 to February 2009. The 1773 pictures were obtained from a total of 2238 camera trap-days, and provided records of nine carnivore species. The most frequently documented carnivore was *Cerdocyon thous* (crab-eating fox) (66%), followed by *Nasua nasua* (coati) (24%), *Procyon cancrivorus* (crab-eating raccoon) (4,5%) and *Leopardus pardalis* (ocelot) (3,5%). Crab-eating foxes displayed a crepuscular-nocturnal pattern of activity and activity peaks were documented between 17h to 21h. Coatis were active mainly during the day, with some activity observed during the night. Daily patterns of activity did not differ between males and female bands despite the fact that males exhibited more nocturnal activity ( $W=3,887$ ;  $n=264$ ;  $p=0,143$ ). Ocelot and crab-eating raccoons were the most nocturnal of all recorded species. Although the number of records of other carnivores was lower, results suggested that the carnivores *Eira barbara* (tayra) and *Puma yagouaroundi* (jaguarundi) are diurnal and *P. concolor* (puma) cathemeral. The only two records of *L. braccatus* (pampas cat) were obtained at 5h and 17h, and the single register of *Speothos venaticus* (bush dog) was recorded at 7h. The dichotomy of animals between diurnal and nocturnal is widely recognized. However, closer examination of temporal niches selected by mammalian species reveals the existence of a

gradient of diurnality between and within species, where “diurnal” and “nocturnal” are merely the two extremes of a continuum. Our results suggested a temporal partitioning in the carnivores on the Nhumirim farm, and indicate that time is an important segregation variable, mainly between coati and its potential food and habitat competitors, such as the crab-eating fox and the crab-eating raccoon. In addition, there is a progression of the maximum activities of these species during the diuturnal gradient.

**Keys word:** activity pattern, camera-trap, temporal partitioning, Carnivora

## 1. Introdução

A competição interespecífica é um importante mecanismo na estruturação de comunidades naturais (Schoener 1974). As espécies podem competir reduzindo a disponibilidade de um recurso compartilhado com outras (competição por exploração) ou interferindo na habilidade de outras espécies acessarem esses recursos, através de interações comportamentais (competição por interferência). A maior parte das evidências de existência de competição entre espécies simpátricas vem de características morfológicas, geralmente dentárias e de tamanho corporal, atribuídas a uma competição que ocorreu no passado e que resultou em modificações morfológicas que tenham permitido a segregação das espécies (Van Valkenburgh 1999).

No caso específico de mamíferos da ordem Carnivora, diversos estudos demonstram que muitas espécies são influenciadas adversamente por outros membros da guilda, seja através de predação intra-guilda ou através de competição (Creel & Creel 1996, Fedriani *et al.* 1999, Linnell & Strand 2000, Ray & Sunquist 2001, Caro & Stoner 2003). Estudos recentes têm documentado amplamente o efeito de interações entre carnívoros, com

implicações importantes sobre a demografia de espécies ameaçadas de extinção (Polis *et al.* 1989, Polis & Holt 1992, Palomares & Caro, 1999, Linnell & Strand 2000, Creel 2001).

Entre os carnívoros, parece existir uma correlação direta entre um modo de vida noturno/solitário ou diurno/gregário. Tudo indica que carnívoros não são capazes de se adaptar a uma vida inteiramente noturna e gregária (Rautenbach & Nel 1978).

A segregação temporal pode facilitar a coexistência de espécies, por reduzir a competição por interferência, ou a sobreposição no consumo de recursos. Assim, a partição ou segregação temporal é um mecanismo viável para minimizar a competição por recursos, se os recursos limitantes compartilhados diferirem entre tempos de atividade, particularmente para predadores, cujas presas têm horário de atividade marcado, ou quando os recursos limitantes são renovados dentro do tempo envolvido na separação dos potenciais competidores (Kronfeld-Schor & Dayan 2003).

Poucas espécies podem mudar radicalmente seu período de atividade devido a interações intra ou interespecíficas, por que a plasticidade no padrão de atividade é geralmente limitada por adaptações morfológicas e fisiológicas da espécie (Kronfeld-Schor & Dayan 2003). Entretanto, algumas espécies simpátricas e filogeneticamente próximas, e, portanto, mais propensas a competição, podem alterar sua preferência de hábitat ou seu período de atividade na presença de um predador ou competidor (Durant 1998, Palomares & Caro 1999, Fedriani *et al.* 1999, Kronfeld-Schor *et al.* 2001), ou até mesmo em função da disponibilidade de presas (p. ex. Zielinski 1988).

Animais também podem limitar suas atividades através de um balanço entre os custos da termorregulação, eficiência no forrageio e o risco de predação (Chappell 1981) ou perturbação humana. Por exemplo, o tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) é

geralmente noturno, embora em algumas regiões e durante alguns períodos a espécie demonstre mais atividade diurna do que noturna (Rodrigues *et al.* 2008).

O advento de novas tecnologias, como o armadilhamento fotográfico, possibilitou aos pesquisadores saber o horário preciso em que o animal está ativo (Carthew & Slater 1991, Cutler & Swann 1999) sem que a presença humana perturbe o animal ou interfira nas observações (Griffiths & Van Shaik 1993, Grassman *et al.* 2005, Grassman *et al.* 2006). Recentemente o período de atividade de várias espécies sob diferentes condições têm sido avaliadas, além das questões relativas à partição temporal entre espécies simpátricas (p. ex. Van Schaik & Griffiths 1996, Jácomo *et al.* 2004, Maffei *et al.* 2004, Gómez *et al.* 2005, Azlan & Sharma 2006, Maffei *et al.* 2007).

Armadilhas fotográficas têm sido comumente utilizadas em inventários faunísticos, especialmente de mamíferos de maior porte (Tobler *et al.* 2008), ou na produção de índices de abundância ou estimativas de densidade e seus possíveis desvios associados (Karanth 1995, Karanth & Nichols 1998, Janelle *et al.* 2002, Wallace *et al.* 2003, Silver *et al.* 2004, Trolle & Kéry 2005, Azlan & Sharma 2006, Gompper *et al.* 2006, Jackson *et al.* 2006, Karanth *et al.* 2006, Kauffman *et al.* 2007, Larrucea *et al.* 2007, Trolle *et al.* 2007, Kelly & Holub 2008, Maffei & Noss 2008). Armadilhas fotográficas permitem também o estudo de questões comportamentais e ecológicas, como por exemplo, o período em que os animais estão ativos (p.ex. Maffei *et al.* 2007, Jácomo *et al.* 2004), embora menor ênfase tenha sido dada a esse tipo de questão.

O objetivo deste estudo foi avaliar o padrão de atividade de quatro espécies de carnívoros de médio porte e a segregação temporal entre espécies possivelmente competidoras em uma savana inundável através de armadilhas fotográficas.

## **2. Material e Métodos**

### **2.1 Área de estudo**

O Pantanal é uma planície inundável localizado próximo ao centro geográfico da América do Sul, com elevação de cerca de 100 m acima o do nível do mar. O estudo foi conduzido na fazenda Nhumirim (18°59'S, 56°39'W), na sub-região da Nhecolândia, Pantanal-MS/Brasil, que é o campo experimental da Embrapa/Pantanal. Essa área é um mosaico vegetacional, com diferentes fitofisionomias, formada pela combinação de salinas e baías (lagoas) temporárias e permanentes, área florestal (mata de cordilheiras) nas porções mais altas, cerrado, campo sujo e campo cerrado e campo úmido.

O clima é tropical semi-úmido, com temperatura anual média igual a 25,4°C e precipitação anual média igual a 1.176,4 (Soriano, 2000). A estação chuvosa quente se estende de novembro a março (~70% das chuvas; 27,7°C) e a estação seca mais fria ocorre de abril a outubro (23,8°C; Soriano, 2000). Nas estações chuvosas entre dezembro de 2005 a março de 2008 a precipitação média foi de 174,9 mm e temperatura média foi de 27,2°C e nas estações seca a precipitação foi de 35 mm e 23,2°C (Soriano, com. pess.).

Para avaliação do horário de atividade das espécies de carnívoros na área de estudo, utilizei 12 armadilhas fotográficas (Tigrinus®), sendo uma analógica e 11 digitais (modelo 5.0D). As armadilhas foram instaladas em uma grade de 36 pontos distantes 500 metros entre si. Esta grade foi dividida em três blocos de 12 pontos e as armadilhas fotográficas foram dispostas em cada bloco por seis dias consecutivos, quando então foram removidas e colocadas em um segundo bloco da grade. Este procedimento foi repetido por três vezes, até que os 36 pontos tivessem sido amostrados por seis dias consecutivos. Esse processo ocorreu trimestralmente durante 16-20 dias consecutivos. Após o término desse período, as

armadilhas foram dispostas em locais supostamente mais propícios para o registro dos carnívoros, como estradas e trilhas.

As armadilhas ficaram ativas durante as 24 horas de cada dia, com intervalo de 10 segundos entre fotos. Entretanto, para evitar pseudo-replicação, considerei um intervalo de no mínimo 30 minutos entre fotos consecutivas. Verifiquei as armadilhas diariamente ou em dias alternados para colocação de iscas (*bacon* e urina de lince – *Linux rufus*) ou para verificar que não havia sido danificada ou retirada do local, especialmente por quatis (*Nasua nasua*). A utilização de iscas foi importante porque aumentou a probabilidade do animal permanecer em frente à câmera e possibilitar o registro individual, já que todos os quatis (*N. nasua*) e lobinhos (*Cerdocyon thous*) capturados foram marcados com brincos coloridos que auxiliaram a elucidação de questões sociobiológicas dessas duas espécies.

Porque o estudo atravessou estações, ajustei os horários em que os animais estiveram ativos em função do nascer e pôr do sol. Para isto, obtive os horários diários do alvorecer e ocaso do local de estudo na ferramenta "Sunrise/Sunset/Sun Angle Calculator" disponível em <[http://www.hia-ihh.nrc-cnrc.gc.ca/sunrise\\_adv\\_e.html](http://www.hia-ihh.nrc-cnrc.gc.ca/sunrise_adv_e.html)>. Então, a duração correspondente a uma "hora do dia ajustada" foi calculada como a duração do período iluminado (em horas decimais) dividido por 12 e a "hora da noite ajustada" como a duração do período escuro dividido por 12.

Utilizei o Programa Oriana (Kovach Computing Services, Wales, U.K.) para verificar se há diferenças na distribuição das frequências de horário de atividade entre machos e fêmeas através de análise gráfica e/ou do teste de Mardia-Watson-Wheeler.

### 3. Resultados

De fevereiro de 2007 a fevereiro de 2009, com um esforço de captura de 2238 armadilhasxdiás, obtive 1.773 fotos de nove espécies de carnívoros. Entre os carnívoros, a espécie com maior sucesso de captura foi *C. thous* com 66% dos registros (n=1176), seguido de *N. nasua* com 24% (n=419), *Procyon cancrivorus* com 4,5% (n=77) e *Leopardus pardalis* com 3,5% (n=68). As demais espécies foram raramente fotografadas e, portanto, excluídas das análises (Tabela 1).

*Cerdocyon thous* apresentou um padrão de atividades crepuscular-noturno, com maior pico de atividades entre as 17h e 21h. Durante o dia foi registrado em baixa frequência e não houve registros entre às 11h e 12h da manhã (Figura 1).

*Nasua nasua* apresentou um padrão de atividade essencialmente diurno, com registros noturnos ocorrendo em baixa frequência (11% dos registros ocorreram entre 19h e 5h, Figura 1). Dos 419 registros desta espécie, pelo menos 167 foram de machos solitários e 97 de grupos de fêmeas com ou sem a presença de um macho. Nas demais fotos não foi possível definir com segurança se era de um indivíduo solitário ou se apenas o restante do grupo não havia sido registrado. Machos solitários e grupos não mostraram diferenças na distribuição das frequências ( $W=3,887$ ,  $n=264$ ,  $p=0,143$ ), embora machos tenham apresentando marcado decréscimo de atividade entre 12h e 15h e prolongado suas atividades após o ocaso (Figura 2).

*Leopardus pardalis* e *Procyon cancrivorus* concentraram suas atividades no período noturno (Figura 1). Registros diurnos de *L. pardalis* ocorreram em baixa frequência e foram inexistentes para *P. cancrivorus*, cujo vetor médio de atividade foi ainda mais tardio. Machos (n=16) e fêmeas (n=35) de *L. pardalis* não mostraram diferenças na distribuição

das frequências ( $W=5,027$ ,  $n=51$ ,  $p=0,081$ ), embora o tamanho amostral possa estar afetando os resultados da análise. Fêmeas mostraram pico de atividade antes do alvorecer e machos entre 22h e 0h. Em relação às fêmeas, parece haver dois picos de atividade, um após as 18h e outro antes das 6h (Figura 3).

Enquanto *C. thous* foi vespéral-noturno e *L. pardalis* e *P. cancrivorus* noturnos, a atividade de *N. nasua* foi primariamente diurna. Entre as espécies noturnas, a segregação temporal não foi tão pronunciada, mas houve sucessão no pico de atividade destas espécies no gradiente crepúsculo-noite, com *C. thous* sendo mais crepuscular e *P. cancrivorus* estritamente noturno (Figura 1).

Embora o registro dos demais carnívoros tenha sido pequeno, há uma indicação de diurnalidade para *E. barbara* ( $n=10$ ) e *Puma yagouaroundi* ( $n=7$ ) e uma catemeralidade em *P. concolor* ( $n=13$ ). Os dois únicos registros de *L. braccatus* foram às 5h e às 17h e o único registro de *Speothos venaticus* ocorreu às 7h (Figura 4).

#### 4. Discussão

O horário de atividade de *C. thous* na fazenda Nhumirim apresentou padrão vespéral-noturno e se assemelha muito ao padrão mais frequentemente reportado para a espécie. Por exemplo, tanto na Reserva Natural do Iberá na Argentina, uma área de várzeas entremeadas com savanas arbustivas e florestas de galeria, quanto em áreas de Mata Atlântica na província de Misiones (Argentina), Bitetti *et al.* (2009) reportaram que *C. thous* foi predominantemente crepuscular-noturno. Em áreas de transição de chaco seco e floresta chiquitana seca, no Parque Nacional Kaa-Iya Del Gran Chaco (Maffei *et al.* 2007) ou de floresta chiquitana, ambos na Bolívia, *C. thous* também foi crepuscular-noturno

(Maffei & Taber 2003), independente do método de estudo ter sido armadilhas fotográficas (Maffei *et al.* 2007) ou rádio-telemetria (Maffei & Taber 2003). No Parque Nacional dos Aparados da Serra/RS, em áreas de campos e Florestas de Araucária, Vieira & Port (2007) indicaram que *C. thous* foi em geral noturno, mas com um pico de atividade matinal. Jácomo *et al.* (2004) sugeriram que *C. thous* no Parque Nacional das Emas/GO foi predominantemente noturno, com alguma atividade diurna-crepuscular. Entretanto, é provável que os métodos de análise utilizados por esses autores tenham produzido vieses, já que a variável circular e contínua "hora do dia" foi transformada em categorias. Transformar variáveis contínuas em categorias é uma medida extrema, que em muitos casos pode determinar os resultados obtidos (Magnusson & Mourão 2005). Nesse caso específico, Jácomo e colaboradores usaram quatro categorias de duração diferente, onde a categoria referente ao período vespertino ("dusk") tinha a duração de apenas uma hora, i.e. seis vezes menor do que as categorias "manhã" e "tarde" e 11 vezes menor do que a duração da categoria "noite", entendida como o período de 18:01 a 4:59.

Faria-Corrêa *et al.* (2009) indicaram atividade exclusivamente noturna para os *C. thous* do Parque Estadual de Itapuã, em áreas de restinga no sul do Brasil. Entretanto, novamente os autores categorizaram a variável "hora-do-dia", em limites que tornaram impossível a detecção de atividades crepusculares (0-6, 6-12, 12-18 e 18-24). Nas áreas úmidas dos Llanos da Venezuela *C. thous* foi exclusivamente noturno (Sunquist *et al.* 1989).

*Nasua nasua* apresentou atividade primordialmente diurna na fazenda Nhumirim e é considerado um dos poucos carnívoros diurnos (Nascimento *et al.* 2004, Gómez *et al.* 2005). Na Reserva Biológica de Araras/RJ os quatis apresentaram hábito

predominantemente diurno, com picos no início da manhã (8-9h) e no meio da tarde, às 15h (Alves & Andriolo 2005). Na fazenda Nhumirim o padrão de atividade não variou entre os sexos e a atividade noturna ocorreu em baixa frequência. No México, os grupos de fêmeas de *N. narica* foram diurnos e não apresentaram diferenças no padrão de atividade entre estações. Entretanto, os machos apresentaram alguma atividade noturna, pelo menos na estação seca (Valenzuela & Ceballos 2000).

No Pantanal central *L. pardalis* foi essencialmente crepuscular-noturna. Informações sobre padrão de atividade de *L. pardalis* foram obtidas em diferentes localidades através de rádio-telemetria (Emmons 1988, Crawshaw & Quigley 1989, Emmons *et al.* 1989, Konecny *et al.* 1989, Sunquist *et al.* 1989, Laack 1991, Crawshaw 1995, Dillon 2005) e de armadilhamento fotográfico (Dillon 2005, Maffei *et al.* 2005, Di Bitetti *et al.* 2006). A maior parte desses estudos também indicam um padrão crepuscular-noturno para *L. pardalis*, com poucas exceções. Em Belize, o padrão de atividades de *L. pardalis* resultante de dados de rádio-telemetria não mostrou qualquer tendência no padrão de atividade. Entretanto, quando essa mesma população foi avaliada através de armadilhas fotográficas, o período de maior atividade ocorreu entre 19h e 4h, com dois picos, um após o pôr-do-sol às 19h e outro à 1h (Dillon 2005). A discrepância entre o horário de atividade encontrada através dos dois métodos pode estar relacionado à arbitrariedade na designação de ativo/inativo para cada indivíduo, em função do sinal emitido pelo rádio-colar (Dillon 2005), ou possivelmente também ao efeito da perturbação do observador sobre a atividade do animal. Neste caso, a acurácia da armadilha-fotográfica para revelar o padrão de atividade de *L. pardalis* parece ter sido maior do que a rádio-telemetria (Dillon 2005).

Em estudos no Texas/USA (Laack 1991) e em Foz do Iguaçu (Crawshaw 1995), os

machos de *L. pardalis* foram mais ativos à noite do que as fêmeas. Entretanto, em Belize e utilizando armadilhamento fotográfico, não houve diferenças significativas na atividade entre os sexos (Dillon 2005). Na Argentina, os machos apresentaram dois picos de atividade, um antes da meia-noite e outro antes das 6h, enquanto as fêmeas tiveram uma atividade mais constante durante todo o período noturno até antes do nascer do sol, embora estas diferenças não tenham sido significativas (Di Bitetti *et al.* 2006). Entretanto, o contrário foi encontrado na fazenda Nhumirim, já que as fêmeas apresentaram um padrão com dois picos de atividade, um antes da meia-noite e outro antes do ocaso.

Pouco se sabe sobre a ecologia de *P. cancrivorus* e isso inclui seu padrão de atividade. Na Argentina (Yananosky *et al.* 1993) e na Floresta Amazônica boliviana (Gómez *et al.* 2005) essa espécie mostrou atividade exclusivamente noturna, como também ocorreu na fazenda Nhumirim.

Para as quatro espécies estudadas o padrão de atividade parece estar ligado mais às características específicas do que às condições ambientais ou climáticas das diferentes localidades, embora um estudo na Costa Rica tenha indicado que a presença de turistas afetou o padrão de atividade de dois indivíduos de *P. lotor* e de um indivíduo de *P. cancrivorus* (Carrillo & Vaughan 1993). Especificidade no padrão de atividade está de acordo com o argumento de Dann (1981) de que o período de atividade requer diferentes adaptações evolutivas, devido às grandes diferenças entre noite e dia, particularmente em relação a níveis de luz e temperatura. Essa hipótese implica em que a espécie é evolutivamente restrita a seu padrão de atividade e que a plasticidade no período de atividade assumida por Schoener (1974) é limitada.

A divisão dicotômica dos animais em diurnos e noturnos é amplamente reconhecida.

Entretanto, a seleção de nichos temporais por mamíferos revela a existência de um gradiente no período de atividade, sendo “diurnos” e “noturnos” meramente os extremos opostos (Refinetti 2008). Neste estudo, as espécies apresentaram um gradiente de atividade iniciado com *N. nasua*, com um padrão crepuscular-diurno, com os machos tendendo a se estenderem mais no período vespertino, passando por *C. thous*, que foi vespéral-noturno, *L. pardalis*, que foi vespéral-noturno a noturno, e finalizando com *Procyon cancrivorus*, que foi estritamente noturno.

Existe pouca informação disponível sobre o padrão de atividades de carnívoros simpátricos e a segregação temporal entre eles. Com o advento e grande disseminação do uso das armadilhas fotográficas, essa dimensão de nicho até então pouco explorada começa a ser conhecida. Entretanto, ainda não há consenso sobre o papel do tempo como um componente importante que possibilite a coexistência de espécies de tamanho e hábitos similares. Por exemplo, na Venezuela, diferenças nos padrões de atividade parecem ter sido pouco importantes na separação ecológica entre cinco carnívoros estudados (incluindo *L. pardalis* e *C. thous*), enquanto a dieta foi claramente diferente entre as espécies (Sunkist *et al.* 1989). Maffei *et al.* (2007) não encontraram diferenças no período de atividade entre dois canídeos (*C. thous* e *Pseudalopex gymnocercus*), mas as duas espécies não foram estudadas em simpatria, enquanto Di Bitetti *et al.* (2009) concluíram que a separação no período de atividade favoreceu a coexistência destas mesmas espécies e indicaram que *P. gymnocercus* deslocou seu período de atividade na presença de *C. thous*. Jácomo *et al.* 2004 concluíram que dieta e o uso de hábitat foram mais importantes na separação de nicho de três canídeos simpátricos, mas, como já discutido, seus métodos de análise podem ter enviesado os resultados de atividade.

As informações sobre a partição temporal entre os carnívoros de médio porte na fazenda Nhumirim parecem indicar tempo como uma variável importante na segregação destes carnívoros, principalmente entre *N. nasua* e seus possíveis potenciais competidores por alimento e hábitat, como é o caso de *C. thous* (ver capítulo 1 e 2) e de *P. cancrivorus*. Além disso, há uma sucessão no máximo de atividades destas espécies no gradiente diuturno. Outros carnívoros que ocorrem na área de estudo foram registrados em baixa frequência ou não foram registrados neste estudo. Destes, *Eira barbara* (irara) e *P. yagouaroundi* (jaguarundi) foram registrados durante o dia e são citados como de hábito diurno-crepuscular (Oliveira 1998, Presley 2000, Maffei *et al.* 2007). *Puma concolor* (suçuarana) foi registrado ao longo de todo o período, como assinalado por Crawshaw e Quigley (1989) para uma área do Pantanal.

Os dois únicos registros de *L. braccatus* ocorreram nos crepúsculos matinal e vespertino embora Bagno *et al.* (2004) tenham indicado catemeralidade para a espécie. O único registro de *S. venaticus* ocorreu às 7h, e a espécie é reconhecida por seu hábito diurno-crepuscular (Beisiegel & Zuercher 2005). Esta variedade de padrões de atividade concorre para aumentar a evidência de segregação dentro da guilda.

## 5. Referências Bibliográficas

- ALVES, L.P.S., & ANDRIOLO, A. 2005. Camera traps used on the mastofaunal survey of Araras Biological Reserve, IEF-RJ. *Revista Brasileira de Zoociências* 7(2):231-246.
- AZLAN, J.M. & SHARMA, D.S.K. 2006. The diversity and activity patterns of wild felids in a secondary forest in Peninsular Malaysia. *Oryx* 40(1):36-41.
- BAGNO, M.A., RODRIGUES, F.H.G., VILLALOBOS, M.P., DALPONTE, J.C., BRANDÃO, R.A., BRITTO, B., DE PAULA, R.C. & BEZERRA, A.M.R. 2004. Notes on the natural history and conservation status of pampas cat, *Oncifelis colocolo*, in the Brazilian Cerrado. *Mammalia* 68(1):75-79.
- BEISIEGEL, B.M. & ZUERCHER, G. L. 2005. Speothos venaticus. *Mammalian Species* 783:1-6.
- CARRILLO, E. & VAUGHAN, C. 1993. Variación en el comportamiento de *Procyon* spp. (Carnivora: Procyonidae) por la presencia de turistas en un área Silvestre de Costa Rica. *Revista de Biología Tropical* 41(3):843-848.
- CARO, T.M. & STONER, C.J. 2003. The potential for interspecific competition among African carnivores. *Biological Conservation* 110:67-75.
- CARTHEW, S.M. & SLATER, E. 1991. Monitoring animal activity with automated photography. *Journal Wildlife Management* 55(4):689-692.
- CHAPPELL, M.A., 1981. Standard operative temperatures and cost of thermoregulation in the Arctic ground squirrel, *Spermophilus undulatus*. *Oecologia* 49:397-403.
- CRAWSHAW JR., P. G. 1995. *Comparative ecology of ocelot (Felis pardalis) e jaguar (Panthera onca) in a protected subtropical forest in Brazil and Argentina*. PhD Thesis. University of Florida, Gainesville, Florida. 189 pp.

- CRAWSHAW JR., P. G. & QUIGLEY, H. B. 1989. Notes on ocelot movement and activity in the Pantanal region, Brazil. *Biotropica* 21(4):377-379.
- CREEL, N. & CREEL, N.M. 1996. Limitation of African wild dogs by competition with larger carnivores. *Conservation Biology* 10(2):526-538.
- CREEL, S. 2001. Four factors modifying the effect of competition on carnivore population dynamics as illustrated by African wild dogs. *Conservation Biology* 15(1):271-274.
- CUTLER, T.L. & SWANN, D.E. 1999. Using remote photography in wildlife ecology: a review. *Wildlife Society Bulletin* 27(3):571:581.
- DAAN, S. 1981. Adaptative daily strategies in behavior. Pp. 275-298 in Aschoff, J. (ed.). *Biological Rhythms*. Handbook of behavioral neurobiology. Vol. 4. Biological rhythms. Plenum Press, New York. 562 pp.
- DI BITETTI, M.S., PAVIOLO, A. & DE ANGELO, C. 2006. Density, habitat use and activity patterns of ocelots (*Leopardus pardalis*) in the Atlantic Forest of Misiones, Argentina. *Journal of Zoology* 270:153-273.
- DI BITETTI, M.S., DI BLANCO, Y.E., PEREIRA, J.A., PAVIOLO, A. & PÉREZ, I.P. 2009. Time partitioning favors the coexistence of sympatric crab-eating foxes (*Cerdocyon thous*) and pampas foxes (*Lycalopex gymnocercus*). *Journal of Mammalogy* 90(2):479–490.
- DILLON, A. 2005. *Ocelot density and home range in Belize, Central America: camera-trapping and radio telemetry*. Master's thesis. Virginia Polytechnic Institute and State University, Virginia. 136 pp.
- DURANT, S.M. 1998. Competition refuges and coexistence: an example from Serengeti carnivores. *Journal of Animal Ecology* 67:370:386.
- EMMONS, L. H. 1988. A field study of ocelots (*Felis pardalis*) in Peru. *Revue*

*d'Ecologie (Terre Vie)*: 43:133-157.

EMMONS, L.H., SHERMAN, P., BOLSTER, D., GOLDIZEN, A. & TERBORGH, J. 1989. Ocelot behavior in moonlight. Pp. 233-242 in Redford, K.H. & Eisenberg, J.F. (ed.). *Advances in neotropical mammalogy*. Sandhill Crane Press. Gainesville. 614 pp.

FARIA-CORRÊA, M., BALBUENO, R.A., VIEIRA, E.M. & FREITAS, T.R.O. 2009. Activity, habitat use, density, and reproductive biology of the crab-eating fox (*Cerdocyon thous*) and comparison with the pampas fox (*Lycalopex gymnocercus*) in a Restinga area in the southern Brazilian Atlantic Forest. *Mammalian Biology* 74:220-229.

FEDRIANI, J.M., PALOMARES, F. & DELIBES, M. 1999. Niche relations among three sympatric Mediterranean carnivores. *Oecologia* 121:138-148.

GÓMEZ, H., WALLACE, R.B., AYALA, G. & TEJADA, R. 2005. Dry season activity periods of some Amazonian mammals. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 40(2):91-95.

GOMPPER, M.E., KAYS, R.W., RAY, J.C., LAPOINT, S.D., BOGAN, D.A. & CRYAN, J.R., 2006. A comparison of noninvasive techniques to survey carnivore communities in Northeastern North America. *Wildlife Society Bulletin* 34(4):1142-1151.

GRASSMAN, L.I., TEWES, M.E., SILVY, N.J. & KREETIYUTANONT, K. 2005. Ecology of three sympatric felids in a mixed evergreen forest in North-Central Thailand. *Journal of Mammalogy*, 86(1):29–38.

GRASSMAN, L.I., HAINES, A.M., JANECKA, J.E. & TEWES, M.E. 2006. Activity period of photo-captured mammals in north central Thailand. *Mammalia* 70:306-309.

GRIFFITHS, M. & VAN SHAIK, 1993. The impact of human traffic on the abundance and activity periods of Sumatran Rain Forest wildlife. *Conservation Biology* 7(3):623-626.

- JACKSON, R.M, ROE, J.D., WANGCHUK, R. & HUNTER, D.O. 2006. Estimating Snow Leopard Population Abundance Using Photography and Capture-Recapture Techniques. *Wildlife Society Bulletin* 34 (3):772-781.
- JÁCOMO, A.T.A., SILVEIRA, L. & DINIZ-FILHO, J.A.F. 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.
- JANNELLE, C.S., RUNGE, M.C. & MACKENZIE, D.I. 2002. The use of photographic rates to estimate densities of tigers and other cryptic mammals: a comment on misleading conclusions *Animal Conservation* 5:119–120.
- KAUFFMAN, M.J., SANJAYAN, M., LOWENSTEIN, A. N. J., JEO, R. M. & CROOKS, K.R. 2007. Remote camera-trap methods and analyses reveal impacts of rangeland management on Namibian carnivore communities. *Oryx* 41(1):70–78.
- KARANTH, K.U. 1995. Estimating tiger *Panthera tigris* populations from camera trap data using capture–recapture models. *Biological Conservation* 71:333–338.
- KARANTH, K.U. & NICHOLS, J. 1998. Estimation of tiger densities in India using photographic captures and recaptures. *Ecology* 79(8):2852-2862.
- KARANTH, K.U., NICHOLS, J.D., KUMAR, N.S. & HINES, J.E. 2006. Assessing tiger population dynamics using photographic capture-recapture sampling. *Ecology* 87(11):2915-2937.
- KELLY, M.J. & HOLUB, E.L. 2008. Camera trapping of carnivores: trap success among camera types and across species, and habitat selection by species, on Salt Pond Mountain, Giles County, Virginia. *Northeastern Naturalist* 15(2):249–262.
- KONECNY, M. J. 1989. Movement patterns and food habits of four sympatric carnivore

- species in Belize, Central America. Pp. 243-264 in Redford, K.H. & Eisenberg, J.F. (ed.). *Advances in Neotropical Mammalogy*. Sandhill Crane Press. Gainesville. 614 pp.
- KRONFELD-SCHOR, N., DAYAN, T., ELVERT, R., HAIM, A., ZISAPEL, N. & HELDMAIER, G. 2001. On the use of the time axis for ecological separation: diel rhythms as an evolutionary constraint. *The American Naturalist* 158(4):451-457.
- KRONFELD-SCHOR, N. & DAYAN, T. 2003. Partitioning of time as an ecological resource. *Annual Review Ecology, Evolution and Systematics* 34:153-181.
- LAACK, L. L. 1991. *Ecology of the ocelot (Felis pardalis) in South Texas*. Master's thesis. Texas A&I University, Kingsville, Texas. 113 pp.
- LARRUCEA, E.S., SERRA, G., JAEGER, M.M. & BARRETT, R.H. 2007. Censusing bobcats using remote câmeras. *Western North American Naturalist* 67(4): 538–548.
- LINNELL, J.D.C. & STRAND, O. 2000. Interference interactions, co-existence and conservation of mammalian carnivores. *Diversity and Distributions* 6(4):169-176.
- MAFFEI, L., CUÉLLAR, E. & NOSS, A. 2004. One thousand jaguars (*Panthera onca*) in Bolivia's Chaco? Camera trapping in the Kaa-Iya National Park. *Journal Zoology* (Lond) 262:295–304.
- MAFFEI, L. & TABER, A. B. 2003. Area de acción, actividad y uso de hábitat del zorro patas negras, *Cerdocyon thous*, en un bosque seco. *Mastozoología Neotropical* 10(1):154-160.
- MAFFEI, L., NOSS, A.J., CUÉLLAR, E. & RUMIZ, D.I. 2005. Ocelot (*Felis pardalis*) population densities, activity, and ranging behaviour in the dry forests of eastern Bolivia, data from camera trapping. *Journal of Tropical Ecology* 21:1–6.
- MAFFEI, L., NOSS, A. & FIORELLO, C. 2007. The jaguarundi (*Puma yagouaroundi*) in

the Kaa-Iya Del Gran Chaco National Park, Santa Cruz, Bolivia. *Mastozoologia Neotropical* 14(2):263-266.

MAFFEI, L. & NOSS, A., 2008. How small is too small? Camera trap survey areas and density estimates for ocelots in the Bolivian Chaco. *Biotropica* 40(1):71-75.

MAGNUSSON, W. & G. M. MOURÃO. 2005. *Estatística sem matemática: a ligação entre as questões e a análise*. 2a ed. Editora Planta, Londrina.

NASCIMENTO, V.L., FERREIRA, J.A., FREITAS, D.M., SOUZA, L.L., BORGES, P.A.L. & TOMAS, W.M. 2004. Período de atividade de alguns vertebrados do Pantanal, estimado por fotografia remota. IV Simpósio sobre Recursos Naturais e Sócio-econômicos do Pantanal Corumbá, MS.

OLIVEIRA, T.G. 1998. *Herpailurus yagouaroundi*. *Mammalian Species* 578:1-6.

PALOMARES, F. & CARO, T.M. 1999. Interspecific Killing among Mammalian Carnivores. *The American Naturalist* 153(5):492-508.

POLIS, G. A., MEYERS, C. A. & HOLT, R. D. 1989. The ecology and evolution of intraguild predation: potential competitors that eat each other. *Annual Review of Ecology and Systematics*. 20:297-330.

POLIS, G.A. & HOLT, R.D. 1992. Intraguild predation: the dynamics of complex trophic interactions. *Trends in Ecology & Evolution* 7:151–154.

PRESLEY, S.J. 2000. *Eira barbara*. *Mammalian Species* 636:1-6.

RAUTENBACH, I. L. & NEL, J. A. J. 1978. Coexistence in Transvaal Carnivora. *Bulletin Carnegie Museum of Natural History* 6:138-145.

RAY, J.C., SUNQUIST, M.E. 2001. Trophic relations in a community of African rainforest carnivores. *Oecologia* 127:395–408.

- REFINETTI, R. 2008. The diversity of temporal niches in mammals. *Biological Rhythm Research* 39(3):173-198.
- RODRIGUES, R.H.G., MEDRI, I.M., DE MIRANDA, G. H.B., CAMILO-ALVES, C. & MOURÃO, G. 2008. Anteater behavior and ecology. Pp. 257-268 in Vizcaíno, S.F. & Loughry, W.J. The Biology of the Xenarthra. University Press of Florida. 370 pp.
- SCHOENER, T. W. (1974). Resource partitioning in ecological communities. *Science*, 185:27-39.
- SILVER, S.C., OSTRO, L.E.T., MARSH, L.K., MAFFEI, L., NOSS, A.J., KELLY, M.J., WALLACE, R.B., GÓMEZ, H. & AYALA, G. 2004. The use of camera traps for estimating jaguar *Panthera onca* abundance and density using capture/recapture analysis. *Oryx* 38:148–154.
- SORIANO, B.M.A. 2000. Boletim Agrometeorológico Fazenda Nhumirim 1998. Boletim Agrometeorológico. Ministério da Agricultura e do Abastecimento. Embrapa Pantanal.
- SUNQUIST, M. E., SUNQUIST, F. & DANEKE, D. E. 1989. Ecological separation in a Venezuelan Llanos carnivore community. . Pp. 197-232 in Redford, K.H. & Eisenberg, J.F. (ed.). *Advances in neotropical mammalogy*. Sandhill Crane Press. Gainesville. 614 pp.
- TOBLER, M.W.; CARRILLO-PERCASTEGUI, S.E., PITMAN, R.L. & MARES, R., POWELL, G. 2008. An evaluation of camera traps for inventorying large- and medium-sized terrestrial rainforest mammals. *Animal Conservation* 11(3):169-178.
- TROLLE, M. & KÉRY, M. 2005. Camera-trap study of ocelot and other secretive mammals in the northern Pantanal. *Mammalia* 69:3–4.
- TROLLE, M., NOSS, A.J., LIMA, E.S. & DALPONTE, J.C. 2007. Camera-trap studies of maned wolf density in the Cerrado and the Pantanal of Brazil Camera-trap studies of maned

wolf density in the Cerrado and the Pantanal of Brazil. *Biodiversity and Conservation* 16:1197–1204.

VALENZUELA, D. & CEBALLOS, G. 2000. Habitat selection, home range and activity of the white-nosed coati (*Nasua narica*) in a mexican tropical dry forest. *Journal of Mammalogy* 81(3):810-819.

VAN SCHAIK, C.P. & GRIFFITHS, M. 1996. Activity Periods of Indonesian Rain Forest Mammals. *Biotropica* 28(1): 105-112.

VAN VALKENBURGH B. 1999. Major patterns in the history of carnivorous mammals. *Annual Review of Earth and Planetary Science* 27:463–93.

VIEIRA, E.M. & PORT, D. 2007. Niche overlap and resource partitioning between two sympatric fox species in southern Brazil. *Journal of Zoology* 272:57–63.

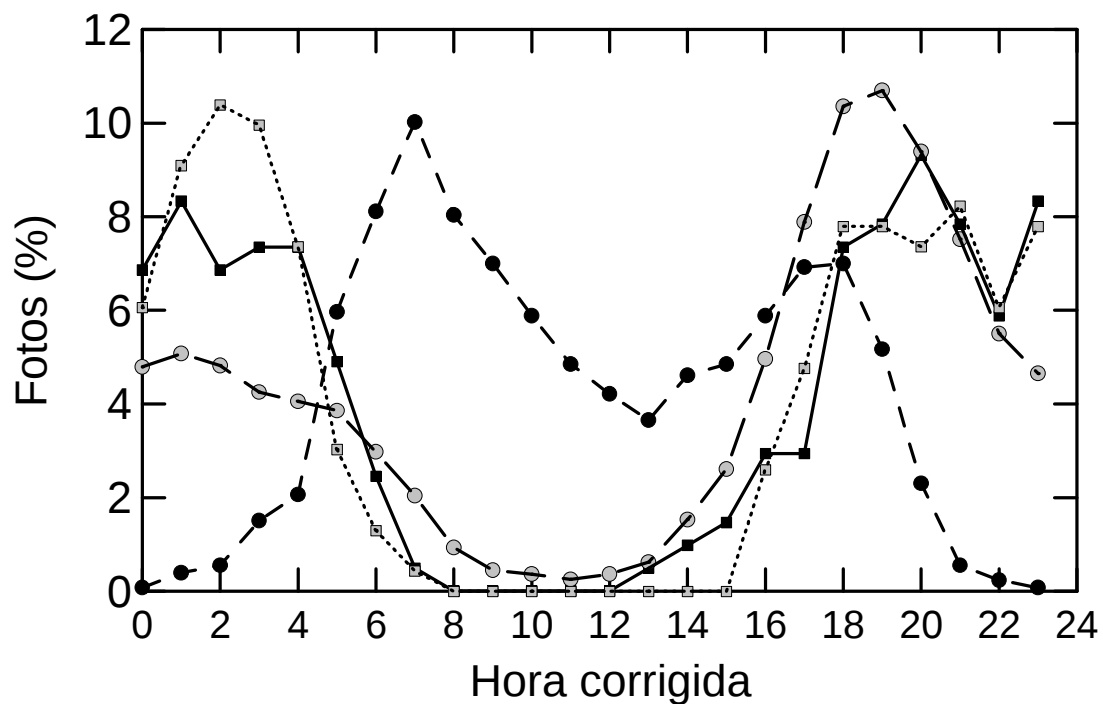
WALLACE, R.B., GOMEZ, H., AYALA, G. & ESPINOZA, F. 2003. Camera trapping capture frequencies for jaguar (*Panthera onca*) in the Tuichi Valley, Bolivia. *Mastozoologia Neotropical* 10(1):133-139.

YANOSKY, A.A. & MERCOLLI, C. 1993. Activity pattern of *Procyon cancrivorus* (Carnivora: Procyonidae) in Argentina. *Revista de Biología Tropical* 41(1):157-159.

ZIELINSKI, W.J. 1988. The influence of daily variation in foraging cost on the activity of small carnivores. *Animal Behavior* 36:239-249.

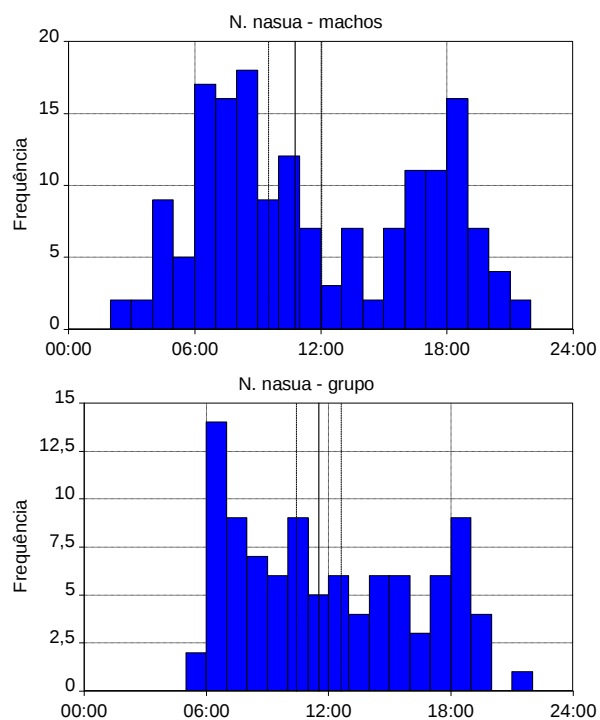
Tabela 1 – Número de registros através de armadilhas fotográficas das espécies de carnívoros na Fazenda Nhumirim, Pantanal, MS, durante o período de fevereiro de 2007 a fevereiro de 2009. Esforço de captura = 2.238 armadilhasxdias (número de armadilhas X número de dias em que as armadilhas estiveram armadas).

| <b>Espécie</b>             | <b>n° fotos</b> | <b>Sucesso de captura<br/>(%)</b> |
|----------------------------|-----------------|-----------------------------------|
| <i>Cerdocyon thous</i>     | 1176            | 52,55                             |
| <i>Nasua nasua</i>         | 419             | 18,72                             |
| <i>Procyon cancrivorus</i> | 77              | 3,44                              |
| <i>Leopardus pardalis</i>  | 68              | 3,04                              |
| <i>Puma concolor</i>       | 13              | 0,58                              |
| <i>Eira barbara</i>        | 10              | 0,45                              |
| <i>Puma yagouaroundi</i>   | 7               | 0,31                              |
| <i>Leopardus braccatus</i> | 2               | 0,09                              |
| <i>Speothus venaticus</i>  | 1               | 0,04                              |
| <b>Total</b>               | <b>1773</b>     |                                   |



■ L. pardalis    ○ C. thous    ● N. nasua    □ P. cancrivorus

Figura 1 – Atividade de *Leopardus pardalis* (n=68), *Cerdocyon thous* (n=1176), *Nasua nasua* (n=419) e *Procyon cancrivorus* (n=77) durante o período de fevereiro de 2007 a fevereiro de 2009 na fazenda Nhumirim, Pantanal, MS (n=1740, esforço=2238 câmeras-dia). Hora corrigida= horário corrigido em função do nascer e por-do-sol a cada dia.



**(a)**

**(b)**

Figura 2 – Período de atividade corrigido para os horários de nascer e pôr-do-sol (ver métodos) apresentado por machos solitários (n=167) e grupos de fêmeas (n=97) de *Nasua nasua* durante o período de fevereiro de 2007 a fevereiro de 2009 na fazenda Nhumirim, Pantanal, MS.

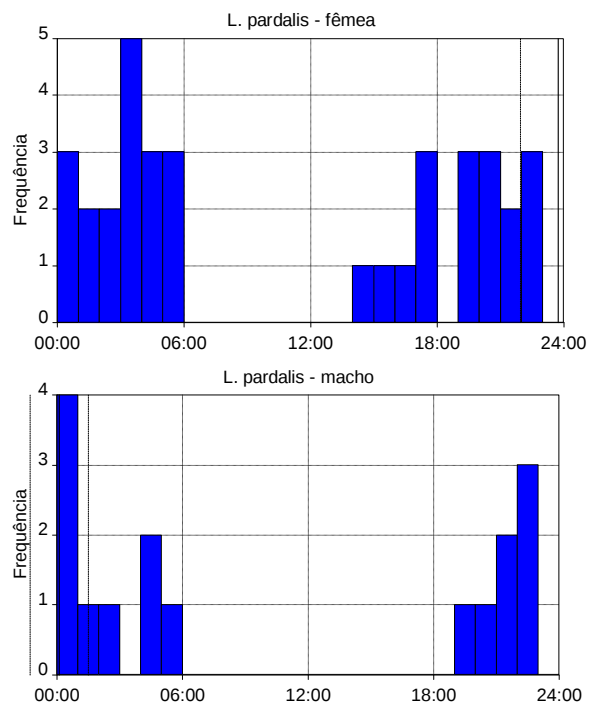


Figura 3 – Período de atividade apresentado por machos (n=16) e fêmeas (n=35) de *Leopardus pardalis* durante o período de fevereiro de 2007 a fevereiro de 2009 na fazenda Nhumirim, Pantanal, MS.

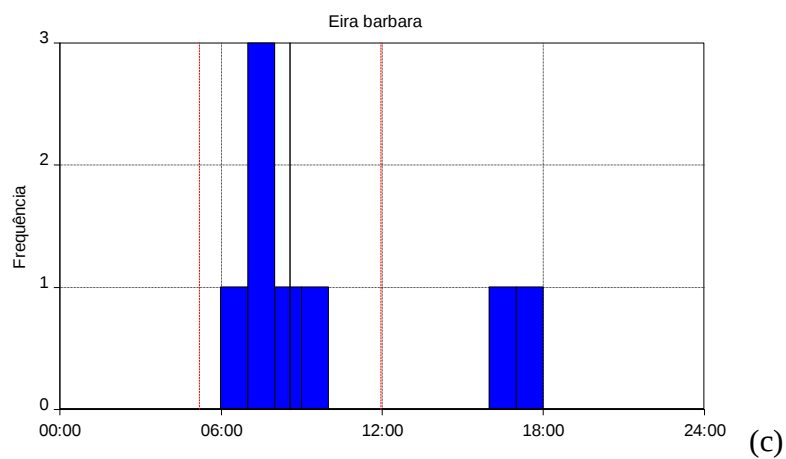
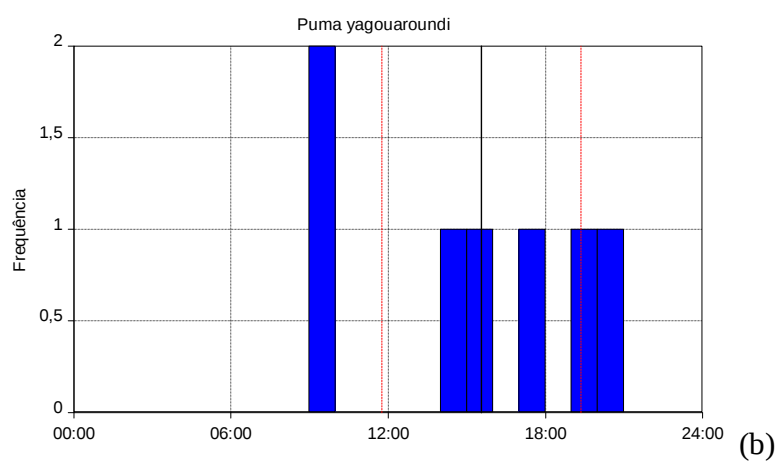
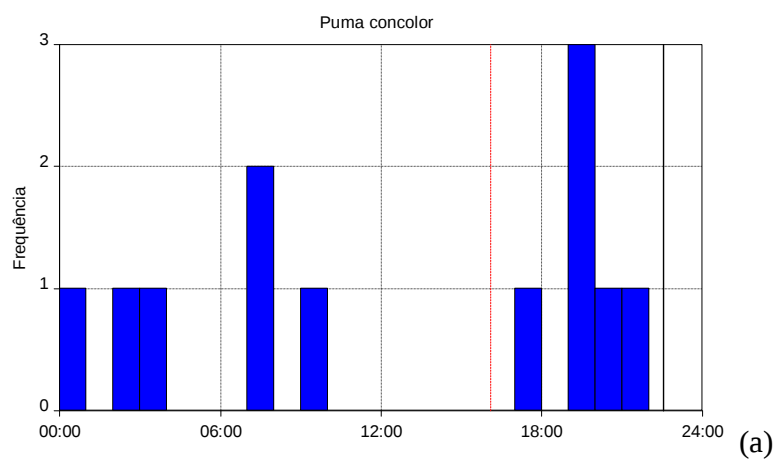


Figura 4 – Período de atividade de *Puma concolor* (a), *P. yagouaroundi* (b) e *Eira barbara* (c) na fazenda Nhumirim durante o período de fevereiro de 2007 a fevereiro de 2009.

# 4

**Dois métodos estimam de forma semelhante área de vida e uso de hábitat de uma população de *Cerdocyon thous* no Pantanal?**



Foto: N. Olifiers

## Capítulo 4

### Dois métodos estimam de forma semelhante área de vida e uso de hábitat de uma população de *Cerdocyon thous* no Pantanal?

---

Artigo a ser submetido à *Mammalian Biology*

---

**Resumo** - A área de vida e o uso de hábitat de *Cerdocyon thous* (lobinho) foram estudados na fazenda Nhumirim, Pantanal, MS durante o período de dezembro de 2005 a outubro de 2008. Sete indivíduos tiveram suas áreas de vida estimadas através de rádio-telemetria, 23 através de armadilhamento fotográfico e quatro utilizando ambos os métodos. As áreas de vida foram estimadas utilizando MPC (Mínimo Polígono Convexo) e o uso de hábitat foi avaliado de duas formas: (1) utilizando os dados obtidos através do armadilhamento fotográfico e testando as diferenças nas taxas de fotos nos diferentes habitats através de uma análise de variância não-paramétrica de um fator e (2) a partir das informações dos animais rádio-monitorados, examinando o uso através de análise composicional. As áreas de vida estimadas pela combinação dos dois métodos foram maiores em mediana ( $1,8 \text{ km}^2$ ; amplitude de  $1,8$  a  $2,8 \text{ km}^2$ ) do que as estimadas apenas por rádio-telemetria ( $1,7 \text{ km}^2$ ; amplitude  $1,3$  a  $2,1 \text{ km}^2$ ) ou fotografias ( $1,1 \text{ km}^2$ ;  $1$  a  $2 \text{ km}^2$ ) (Friedman=7,6;  $p=0,022$ ,  $gl=2$ ). As áreas de vida estimadas para os animais que tiveram informações apenas de armadilhas fotográficas (mediana= $1,3 \text{ km}^2$ ; amplitude de  $0,8$  a  $4,5 \text{ km}^2$ ,  $n=20$ ) não diferiram das estimativas dos animais radio-monitorados (mediana= $1,3 \text{ km}^2$ ; amplitude de  $1,1$  a  $2,1 \text{ km}^2$ ,  $n=7$ ) ( $U=56$ ,  $p=0,60$ ). O lobinho utilizou todos os ambientes na mesma proporção da disponibilidade destes, independente do desenho amostral ou do nível de resolução empregado. Armadilhas fotográficas podem ser usadas em estudos de áreas de

vida e uso de habitats e seu emprego permite o monitoramento de muitos animais concomitantemente. Entretanto, alguns cuidados são necessários em relação ao formato da grade, ao espaçamento entre as câmeras e ao rearranjo das localizações das câmeras de forma que os animais marcados fiquem no interior da grade (i.e. suas áreas de vida não ultrapassem as bordas da grade).

**Palavras-chave:** Armadilhamento fotográfico, rádio-telemetria, área de vida, hábitat.

**Abstract** - The home range and habitat use of the *Cerdocyon thous* (crab-eating fox) were studied on the Nhumirim farm, Pantanal, MS, from December, 2005 to October, 2008. The home ranges of seven individuals were estimated using the locations obtained from radio-telemetry, the home ranges of 23 individuals were determined by camera-trapping, and the home ranges of four animals were determined using both methods. In all cases, the home range was estimated through MCP-100% (Minimal convex polygon) and the habitat use was analyzed by two different methods: (1) from camera-trapping data (rates among habitats were tested using single classification analysis of variance) and (2) from radio-telemetry (compositional analysis). Home range sizes estimates using locations from both methods were larger in median ( $1.8 \text{ km}^2$ ; range from  $1.8$  to  $2.8 \text{ km}^2$ ) than those resulting from using only radio-location ( $1.7 \text{ km}^2$ ; range  $1.3$  to  $2.1 \text{ km}^2$ ) or from those using only camera-trapping location ( $1.1 \text{ km}^2$ ;  $1$  to  $2 \text{ km}^2$ ) (Friedman=7.6;  $p=0.022$ ,  $df=2$ ). However, the home range sizes estimated from camera-trapping location (median= $1.3 \text{ km}^2$ ; range from  $0.8$  to  $4.5 \text{ km}^2$ ,  $n=20$ ) did not differ from those estimated from radio-location (median= $1.3 \text{ km}^2$ ; range from  $1.1$  to  $2.1 \text{ km}^2$ ,  $n=7$ ) ( $U=56$ ,  $p=0.60$ ). Crab-eating fox habitat use varied according to its availability, and was independent of the experimental design or

resolution level examined. Camera-trapping can be employed for home range and habitat use studies and allows the concomitant study of several animals. However caution is needed in relation to the shape of the grid, the spacing between the cameras, and the location of the cameras in order to keep every tagged animal inside the grid area.

**Key-words:** Camera-trapping, radio-telemetry, home-range, habitat

## 1. Introdução

Um dos requerimentos básicos para estudos da vida selvagem é o conhecimento da área utilizada por cada espécie. Este conhecimento permite estimar a área necessária para se conservar uma população mínima viável de determinada espécie. Isso pode fornecer informações imprescindíveis para o manejo apropriado de populações e nortear políticas públicas que adequem, por exemplo, o tamanho de áreas protegidas.

O contexto espacial de um comportamento animal pode ser importante não apenas para o manejo de espécies ameaçadas, mas também no manejo de espécies que se tornam ameaças, como por exemplo, espécies invasoras.

Área de vida é um conceito que tenta descrever o contexto espacial de um comportamento animal, e foi definida pela primeira vez por Burt (1943) como sendo a área percorrida por um indivíduo em suas atividades normais de forrageio, acasalamento e cuidado com a prole. Saídas ocasionais dessa área, consideradas exploratórias, não deveriam ser consideradas como parte da área de vida. Geralmente a área de vida é estimada através de um polígono contendo a área utilizada pelo animal (Moorcroft e Lewis, 2006).

Tão importante quanto o tamanho da área utilizada por uma espécie são os habitats selecionados ou evitados dentro desse espaço, que fornecerão informações para o estabelecimento de estratégias de manejo mais acuradas a partir da determinação da presença de habitats críticos.

A área de vida da maior parte dos mamíferos de médio porte tem sido determinada através do uso de rádio-telemetria, que revolucionou o estudo do uso do espaço no final da década de 50 (Cochran e Lord, 1963). Desde então, novas metodologias surgiram e hoje é possível obter informações do uso do espaço de vários indivíduos simultaneamente, através do uso de sistemas de monitoramento por satélite (Rodgers *et al.*, 1996; Ballard *et al.*, 1998; Jacob e Rudran, 2003; Soisalo e Cavalcanti, 2006; Haines *et al.*, 2006; Zweifel-Schielly e Suter, 2007).

Entretanto, o uso da rádio-telemetria continua sendo de grande importância no estudo de carnívoros, cujos hábitos de vida mais discretos e noturnos, além das densidades populacionais mais baixas, tornam observações diretas dessas espécies mais difíceis.

Outra técnica recente que tem permitido explorar de forma pouco invasiva a biologia dessas espécies é o armadilhamento fotográfico (Tomas e Miranda, 2003; Tomas *et al.*, 2006). Amplamente utilizadas nos últimos dez anos, sua aplicação é das mais variadas, e inclui obter informações sobre comportamento, horário de atividade, índices de abundância (O'Brien *et al.*, 2003; Kauffman *et al.*, 2007) e especialmente de tamanho populacional (Karanth, 1995; Karanth e Nichols, 1998; Wallace *et al.*, 2003; Trolle e Kéry, 2003; Kawanishi e Sunkist, 2004; Silver *et al.*, 2004; Trolle e Kéry, 2005; Jackson *et al.*, 2006; Maffei e Noss, 2008).

Além de permitir a estimativa de densidades populacionais, o fato de que em alguns estudos os indivíduos podem ser individualmente identificados permite ao pesquisador estimar o tamanho da área de vida do animal estudado, a partir dos pontos em que ele foi registrado (Maffei *et al.*, 2004; Di Bitetti *et al.*, 2006; Dillon e Kelly, 2008).

Mesmo assim, informações de tamanho de área de vida não têm sido o foco em estudos que utilizam armadilhas fotográficas e apenas espécies com marcas individuais naturais tem sido objeto de tais estimativas (Soisalo e Cavalcanti, 2006; Di Bitetti *et al.*, 2006).

O uso de marcação para estudos populacionais, como por exemplo, a utilização de brincos, é comum e amplamente aplicado em pequenos mamíferos, especialmente estudos demográficos cujas taxas de recaptura são maiores, permitindo, com maior facilidade, estimativas de tamanho populacional e de área de vida (p. ex. D'Andrea *et al.*, 1999; Lira e Fernandez, 2009). A utilização de brincos para marcação de carnívoros é menos comum por diversos fatores, dentre eles a baixa taxa de recaptura e pelo fato de ser necessário, na maioria das vezes, proceder à contenção química para que o animal possa receber tal marcação, tornando o estudo oneroso e invasivo.

Espécies da ordem Carnivora apresentam diferentes arranjos no uso do espaço inter e intraespecíficos. O tamanho corporal explica a maior parte da variação no tamanho das áreas de vida, enquanto a qualidade do hábitat explica as variações intraespecíficas e demonstra a habilidade de muitas espécies de carnívoros em ajustar o uso do espaço em resposta a diferentes condições ambientais e sociais (Gittleman e Harvey, 1982; Sandell, 1989). As diferenças no uso do espaço, incluindo o grau de exclusividade e a tolerância à sobreposição, exercem uma forte influência na estrutura populacional dos carnívoros, em

relação à organização social, sistemas de acasalamento e demografia (Clutton-Brock 1989; Bekoff e Daniels 1984).

*Cerdocyon thous* é um dos carnívoros brasileiros mais comuns, abundantes e com um sistema social ainda pouco entendido. É um canídeo de médio porte (8 kg), que vive geralmente em formações conhecidas como pareshas. *Cerdocyon thous* é bastante adaptado às diferentes condições ambientais, ocorrendo em diversos biomas brasileiros, incluindo Cerrado, Pantanal, Mata Atlântica (incluindo manguezais e restingas) e Caatinga (Berta, 1982). Além disso, é tolerante a ambientes antropizados, ocorrendo em áreas periurbanas, áreas de agropecuária e de silvicultura. Parte dessa plasticidade comportamental deve-se aos seus hábitos alimentares, pois sendo um carnívoro oportunista e generalista, sua dieta pode incluir itens de diferentes categorias (frutos, artrópodes e vertebrados) e de diferentes tamanhos, incluindo pequenos lagartos, anfíbios e roedores maiores, como cutias, dentre outros (Facure e Giaretta, 1996; Juarez e Marinho-Filho, 2002; Jácomo *et al.*, 2004; Gatti *et al.*, 2006). Sua alta densidade na área de estudo possibilitou a captura e marcação de diferentes indivíduos, além do monitoramento através de rádio-telemetria. O objetivo do estudo foi testar o emprego de dois diferentes métodos para estimativa e tamanho da área de vida e de uso de hábitat, verificando possíveis discrepâncias no uso de cada técnica, além das vantagens e desvantagens no emprego de cada uma.

## **2. Material e Métodos**

### **2.1 Área de estudo**

O Pantanal é uma planície inundável localizada próximo ao centro geográfico da América do Sul, com elevação de cerca de 100 m acima do nível do mar. O estudo foi conduzido na fazenda Nhumirim (18°59'S, 56°39'W) (sub-região da Nhecolândia, Pantanal-MS, Brasil), que é o campo experimental da Embrapa Pantanal. Essa área é um mosaico, com diferentes fitofisionomias, formada pela combinação de salinas e baías (lagoas) temporárias e permanentes, área florestal (mata de cordilheiras) nas porções mais altas, cerrado, campo sujo, campo cerrado e campo úmido.

O clima é tropical semi-úmido, com temperatura anual média igual a 25,4°C e precipitação anual média igual a 1.176,4 (Soriano, 2000). A estação chuvosa quente se estende de novembro a março (~70% das chuvas; 27,7°C) e a estação seca mais fria ocorre de abril a outubro (23,8°C; Soriano, 2000). Nas estações chuvosas entre dezembro de 2005 a março de 2008 a precipitação média foi de 174,9 mm e temperatura média foi de 27,2°C e nas estações seca a precipitação foi de 35 mm e 23,2°C (Soriano, com. pess.).

### **2.2 Armadilhamento fotográfico**

As armadilhas fotográficas foram utilizadas para estimativa do tamanho da área de vida dos animais rádio-monitorados e daqueles animais que não receberam rádio-colar, mas foram individualmente marcados com uma combinação de brincos coloridos.

Utilizei 12 armadilhas fotográficas (Tigrinus®), sendo uma convencional e 11 digitais (modelo 5.0-D). As armadilhas foram instaladas em 36 pontos distantes 500 m uma da outra. A cada seis dias as armadilhas foram transferidas para novos 12 pontos, até que todos

os 36 pontos fossem amostrados (Figura 1). Esse processo ocorreu trimestralmente durante 15-20 dias consecutivos. Após o término desse período, as armadilhas foram dispostas em outros pontos, distantes ou não desses, ou em locais mais propícios para o registro dos carnívoros, como estradas e trilhas, resultando em 2238 armadilhasxdias.

Para as análises de uso de hábitat, apenas o período em que as câmeras ficaram distribuídas nos 36 pontos da grade foram utilizadas, resultando em 900 armadilhasxdias. Desta forma, o esforço foi proporcional à disponibilidade de cada tipo de hábitat.

As armadilhas ficaram ativas 24 horas por dia, com intervalo mínimo entre fotos a cada 10 segundos. Entretanto, considerei um intervalo de no mínimo 30 minutos entre fotos consecutivas, para considerá-las como amostras independentes. Verifiquei as armadilhas diariamente, ou em dias alternados, para colocação de iscas (*bacon* e urina de lince – *Linux rufus*), ou para verificação de danos ou retiradas do local por quatis (*Nasua nasua*). A utilização de iscas foi importante, por que aumentava a chance do animal permanecer em frente à câmera e possibilitar o registro individual, já que todos os lobinhos (*C. thous*) capturados foram marcados com brincos coloridos.

### 2.3 Capturas e coleta do material biológico

Capturei todos os indivíduos de *C. thous* através de armadilhas do tipo gaiola (Zootech®), iscadas no final da tarde utilizando *bacon* e verificadas pela manhã. As armadilhas foram colocadas em locais sombreados e cobertas com folhas de acuri (*Attalea phalerata*) para reduzir a incidência de sol ou chuva.

Anestesiéi os indivíduos capturados com Zoletil® 50 (Virbac; hidrocloreto de tiletamina e hidrocloreto de zolazepan), marquei com brincos coloridos e *transponders*

subcutâneos (Transponder ISO FDX-B, 134,2 Khz, AnimalTAG®), medi, pesei e determinei o sexo de todos os indivíduos capturados. Equipei sete desses com rádio-colar VHS (ATS® e Telonics®).

## **2.4 Monitoramento dos animais rádio-equipados**

Monitorei os animais rádio-equipados diariamente, utilizando um quadriciclo (TRX 350 Fourtrax, Honda®) tentando alternar os horários para localização de cada indivíduo. A área de estudo é dominada por fitofisionomias abertas, que facilitam a transmissão do sinal. Assim, localizei os indivíduos através de *homing*, que se caracteriza por seguir o sinal do rádio-transmissor até que se consiga visualizar ou ouvir o animal, ou até que se aproxime o suficiente para captar o sinal do rádio-transmissor sem o auxílio da antena (i.e. indicando uma proximidade de poucos metros até o rádio transmissor). Essa técnica minimiza os erros de localização, permitindo uma análise mais acurada de uso de hábitat.

Para localizar os animais equipados com rádio-colar, utilizei um rádio-receptor (TR-4 Telonics®) acoplado a uma antena unidirecional Yagi de três elementos, e registrei cada localização através de GPS (Geko 201, Garmin®). Registre também o tipo de hábitat, o horário, e, em caso de visualização, se o animal estava em atividade e se havia outros indivíduos junto ou nas proximidades.

## **2.5 Análise dos dados**

Estimei as áreas de vida de todos os indivíduos através do método MPC (Mínimo Polígono Convexo – 100%), usando o programa BIOTAS (Ecological Software Solutions, Florida, USA). Dos indivíduos registrados apenas através de fotografias, exclui aqueles que

se mantiveram nos extremos da área amostrada, ou cujos pontos nos quais foram fotografados não formaram um polígono.

O exame gráfico da distribuição de tamanhos das áreas de vida sugeriu ausência de normalidade. Em função disso, comparei as áreas de vida estimadas por rádio-telemetria entre sexos, e por armadilhas fotográficas, entre sexos e entre classes de idade, usando o teste não-paramétrico de Mann-Whitney. Comparei as estimativas oriundas dos diferentes métodos (armadilhas fotográficas, rádio-telemetria e a combinação dos dois) pelo teste de Friedman. Todas as análises foram feitas considerando o valor crítico de 0,05.

A seleção de hábitat foi analisada utilizando os desenhos do Tipo I, Tipo II e Tipo III descritos por Thomas e Taylor (1990). No desenho do Tipo I, os animais não são individualmente identificados e cada registro fotográfico por tipo de hábitat foi considerado uma observação. A disponibilidade foi medida como a superfície coberta por cada tipo de hábitat, e medida em um mapa digital georreferenciado, previamente disponível para a área de estudo, modificado de Rodela (2006). Os hábitats considerados foram: floresta, cerrado, campo sujo, campo limpo e lagoas (baías e salinas). Assim, estabeleci 36 pontos onde as câmeras foram instaladas, dispostas na mesma proporção da disponibilidade de hábitats na área de estudo, resultando em sete câmeras instaladas em floresta, 13 em cerrado, oito em campo sujo, quatro em campo úmido e quatro em lagoas.

Fotos que ocorreram em intervalos inferiores a 30 minutos entre registros consecutivos foram descartadas, e aquelas em que os animais apareceram aos pares ou em grupos foram considerados apenas um registro. As diferenças nas taxas de fotos nos diferentes hábitats foram testadas através de uma análise de variância não-paramétrica de um fator (hábitat), utilizando o programa RT v 2.1 (Manly, 1997; disponível em

<http://www.west-inc.com/computer.php>). Esta análise não depende das premissas de normalidade e homocedasticidade nos dados, e os valores de F foram testados sob 1.000 aleatorizações.

Nos desenhos do tipo II e tipo III (Thomas e Taylor 1990, Manly et al., 2002), cada animal é considerado uma unidade amostral e o uso e disponibilidade são comparados para cada indivíduo. Para estes desenhos, utilizei as informações obtidas por rádio-telemetria. A diferença entre estes modelos é que no tipo II a disponibilidade é avaliada para toda a área de estudo enquanto no tipo III apenas para dentro da área de vida de cada indivíduo. Assim, os desenhos II(1) e III-(1) descritos em Manly et al., 2002, são análogos às seleções de segunda e terceira ordem de Johnson (1980), respectivamente. Considerei como área de estudo um polígono criado com as áreas de vida dos sete indivíduos de *C. thous* rádio-monitorados (Thomas e Taylor, 2006) e novamente usei o mapa com as classificações da vegetação modificadas de Rodela (2006) para estimar a disponibilidade de habitats.

Utilizei o programa *Resource Selection for Windows* (RSW, Leban 1999) para realizar as análises composicionais (Aebischer *et al.* 1993). Este método é adequado, porque é capaz de lidar com os problemas de falta de independência nas amostras quando as análises não consideram as localizações como amostra, falta de independência nas proporções de habitat, uso diferencial por grupos de indivíduos e arbitrariedade na definição de disponibilidade de habitats (Aebischer *et al.*, 1993). Todos os habitats foram utilizados em proporção maior do que zero e, portanto, não foi necessária a substituição de 0 por 0,01%, um procedimento que pode levar ao aumento da probabilidade de erro do tipo I (Bingham e Brennan, 2004).

### 3 Resultados

#### 3.1 Armadilhas fotográficas

Setenta e seis indivíduos de *C. thous* foram capturados e foi possível estimar a área de vida através do registro fotográfico de 23 destes.

Os números de registros fotográficos não foram correlacionados com os tamanhos das áreas de vida estimadas por este método (Figura 2).

A área de vida média foi de  $1,3 \text{ km}^2$ , com mediana de  $1,2 \text{ km}^2$  e amplitude de 0,8 a  $2,3 \text{ km}^2$ . Não houve diferença no tamanho da área de vida entre machos (mediana= $1,1 \text{ km}^2$  amplitude de 0,8 a  $1,8 \text{ km}^2$ ;  $n=11$ ) e fêmeas (mediana= $1,3 \text{ km}^2$ ; 0,8 a  $2,3 \text{ km}^2$ ;  $n=12$ ) ( $U=46,5$ ;  $p=0,23$ ), e nem entre adultos (mediana= $1,2$ ; amplitude de 0,8 a  $2,3$ ;  $n=17$ ) e sub-adultos (mediana= $1,2 \text{ km}^2$ ; amplitude de 0,8 a  $1,4 \text{ km}^2$ ;  $n=6$ ) ( $U=60,5$ ;  $p=0,506$ ) (Tabela 1).

#### 3.2 Rádio-telemetria

Obtive de 28 a 93 localizações de sete indivíduos monitorados através de rádio-telemetria. A área de vida média foi de  $1,5 \text{ km}^2$ , com mediana de  $1,3 \text{ km}^2$  e amplitude 1,1 a  $2,1 \text{ km}^2$  e o exame gráfico do incremento da área de vida (MPC 100%) em função do número de localizações sugeriu que uma assíntota havia sido atingida em todos os casos (Figura 3). Os tamanhos das áreas de vida não diferiram entre sexos ( $U=9$ ;  $p = 0,271$ ) (Tabela 2).

#### 3.3 Comparação dos métodos

Apenas quatro dos 23 animais tiveram informação suficiente para terem suas áreas de vida estimadas por ambos os métodos e pela combinação dos dois. As áreas de vida

estimadas pela combinação dos dois métodos foram maiores em mediana ( $1,8 \text{ km}^2$ ; amplitude de  $1,8$  a  $2,8 \text{ km}^2$ ) que as estimadas apenas por rádio-telemetria ( $1,7 \text{ km}^2$ ; amplitude  $1,3$  a  $2,1 \text{ km}^2$ ) ou fotografias ( $1,1 \text{ km}^2$ ;  $1$  a  $2 \text{ km}^2$ ) (Friedman=7,6;  $p=0,022$ ,  $df=2$ ) (Figura 4). Porém, áreas de vida estimadas para os vinte animais que tiveram informações apenas de armadilhas fotográficas (mediana= $1,3 \text{ km}^2$ ; amplitude de  $0,8$  a  $4,5 \text{ km}^2$ ) não diferiram das estimativas dos sete animais radio-monitorados (mediana= $1,3 \text{ km}^2$ ; amplitude de  $1,1$  a  $2,1 \text{ km}^2$ ) ( $U=56$ ,  $p=0,60$ ) (Figura 5).

### 3.4 Uso de hábitat

*Cerdocyon thous* utilizou todos os ambientes de acordo com a disponibilidade, independente do desenho amostral ou do nível de resolução empregado. O desenho do tipo I, utilizando armadilhas fotográficas, indicou ausência de seleção ( $F_{(4,31)}=1,79$ ;  $p=0,152$ ). Os resultados da análise composicional, utilizando os dados de rádio-telemetria, não foram significativos nem para a seleção de segunda ordem (i.e. quando a área de estudo foi considerada como a disponibilidade;  $\Lambda=0,573$   $\chi^2=3,899$ ;  $p=0,42$ ) nem para seleção de terceira ordem (i.e. quando a área de vida foi considerada como disponibilidade;  $\Lambda=0,892$ ; ( $\chi^2=0.797$ ;  $gl=4$ ;  $P=0,94$ ) (Figura 6).

## 4. Discussão

### 4.1 Área de vida

Armadilhas fotográficas têm sido cada vez mais utilizadas para estimativas de tamanho populacional (Trolle e Kéry, 2005; Dillon e Kelly, 2008). Embora haja uma relação inversa entre densidade e tamanho da área de vida, pelo menos no caso de espécies

territoriais, poucos estudos têm fornecido estimativas de área de vida, obtidas por esta ferramenta (Soisalo e Cavalcanti, 2006; Di Bitetti *et al.*, 2006).

As áreas de vida estimadas apenas por armadilhas fotográficas não foram correlacionadas com o número de registros, provavelmente um efeito do espaçamento entre as câmaras em relação à magnitude dos movimentos diários dos animais (p. ex. veja Efford 2004). De qualquer forma, as áreas de vida (MCP 100%) estimadas pela informação combinada de rádio-telemetria e armadilhas fotográficas foram geralmente maiores que as estimadas apenas por um destes métodos, embora os gráficos de esforço-área para os animais monitorados por rádio-telemetria pareçam ter alcançado a assíntota. Resultados semelhantes parecem ser obtidos toda vez que se empregam protocolos mais intensivos na obtenção de localizações do que os estudos convencionais de rádio-telemetria. Por exemplo, Ballard *et al.* (1998) compararam áreas de vida de lobos (*Canis lupus*) obtidas por rádio-telemetria convencional e por monitoramento por receptores GPS (Global Positioning System) e concluíram que o monitoramento por GPS resultou em estimativas de áreas maiores. Rodrigues *et al.* (2008) indicaram que, para *Myrmecophaga trydactyla* (tamanduá-bandeira), monitoramentos de apenas 10 dias por GPS programados para tomar localizações em intervalos curtos (5-15 minutos) resultaram em áreas de vida de mesma magnitude das estimadas em estudos de longo prazo (i.e. ~ um ano) por rádio-telemetria convencional. Assim, o esforço de 2238 armadilhas-noite combinado com as localizações por rádio-telemetria resultou em áreas maiores que as estimativas fornecidas por cada método separado, embora estas não tenham diferido entre si. Os poucos estudos disponíveis que compararam estimativas de áreas de vida de mamíferos silvestres, por meio destes dois métodos, indicaram que as estimativas através de armadilhas fotográficas subestimaram

grosseiramente as áreas de vida. Por exemplo, estimativas de área de vida de onça-pintada (*Panthera onca*) obtidas através de armadilhas fotográficas variaram de 0,5 a 17,6 km<sup>2</sup> para quatro fêmeas e de 2 a 28,4 km<sup>2</sup> para 11 machos enquanto as obtidas por rádio-telemetria variaram de 52 a 65,1 km<sup>2</sup> para duas fêmeas e de 65,1 a 176 km<sup>2</sup> para quatro machos (Soisalo e Cavalcanti, 2006). As áreas de vida de *L. pardalis*, estimadas por armadilhas fotográficas, variaram de 3,19 a 37 km<sup>2</sup> para quatro machos e 4,17 a 7,11 km<sup>2</sup> para três fêmeas, e foram consideradas subestimativas do tamanho real, quando comparadas com as áreas de vida médias de 38,8 km<sup>2</sup> para machos (n=6) e 17,4 km<sup>2</sup> para fêmeas (n=5) estimadas por rádio-telemetria por Crawshaw (1995), na mesma área (Di Bitetti *et al.* 2006).

Karanth (1995) e Karanth e Nichols (1998) sugeriram que cada indivíduo tenha pelo menos uma armadilha fotográfica dentro da sua área de vida para possibilitar estimativas confiáveis de densidade. Dessa forma, os pesquisadores com o intuito de maximizar o registro de diferentes indivíduos, usualmente dispõem as armadilhas de tal forma que as distâncias entre os pontos amostrais são grandes, reduzindo as chances de um mesmo indivíduo ser fotografado em diferentes pontos amostrais. Assim, o desenho ótimo para estimativas de densidade dificilmente será o melhor para estimativas de área de vida.

Lira e Fernandez (2009) compararam uso de captura-marcação-recaptura e rádio-telemetria para *Philander frenatus* e observaram que a primeira técnica subestimou áreas de vida, indicando que é necessário o uso de múltiplas grades em toda a paisagem, com grande esforço de captura, para que haja resultados mais acurados.

No caso de carnívoros, um desenho amostral que parece ser mais viável no uso de armadilhas fotográficas é o rearranjo das câmeras de tal forma que os indivíduos marcados

fiquem no centro da grade amostrada, e isso pode ser conseguido ampliando a área amostrada cada vez que cada animal marcado é registrado em um dos pontos extremos da grade.

A grande vantagem da avaliação do uso do espaço através de armadilhamento fotográfico é que um número maior de animais pode ser monitorado concomitantemente. Isto pode conferir maior acurácia na detecção de sobreposição entre áreas de vida, já que estudos utilizando rádio-telemetria usualmente equipam um menor número de animais, em função do custo do rádio e do esforço em campo para monitorar todos os animais. Além disso, as armadilhas fotográficas são pouco seletivas para classes de tamanho, enquanto usualmente os pesquisadores evitam equipar animais jovens e sub-adultos com colares, porque seu crescimento pode ainda não estar completo e os colares poderiam ficar apertados e ameaçar a integridade física do animal.

As armadilhas fotográficas poderão também prover informações mais acuradas de horário de atividade, já que muitos rádio-colares utilizados não possuem sensor de atividade ou a interpretação do sinal de ativo/inativo dependerá da experiência do pesquisador, gerando resultados duvidosos (ver Capítulo 3).

## **4.2 Uso de hábitat**

Poucos estudos têm utilizado armadilhas fotográficas para avaliação do uso de hábitat (Jácomo *et al.*, 2004; Di Bitetti *et al.*, 2006). Isso pode estar relacionado ao fato das câmeras serem usualmente dispostas em locais como trilhas e estradas, com maior probabilidade de registrar as espécies-alvos em estudos de estimativas populacionais, como é frequente com grandes felinos e/ou espécies muito ameaçadas (p. ex. Karanth, 1995;

Karanth e Nichols, 1998; Karanth *et al.*, 2006; Silver *et al.*, 2004; Soisalo e Cavalcanti, 2006). Raramente as armadilhas fotográficas são dispostas de acordo com a disponibilidade dos habitats na área amostrada (Jácomo *et al.*, 2004).

A maior parte dos estudos que avaliaram uso de habitat empregou o desenho Tipo I. Entretanto, este desenho normalmente não leva em consideração as variações individuais ou fatores como sexo ou faixa etária, já que cada localização é contada como uma observação independente. Os desenhos do Tipo II e III, em que cada indivíduo é contado como uma observação, permitem acessar as variações individuais ou por estratos populacionais no uso de habitat (Alldredge e Griswold, 2006). Thomas e Taylor (2006) também recomendam o uso de modelos estatísticos que permitem incluir a variação individual da seleção, para melhorar as estimativas de erros na seleção a nível populacional.

Nesse estudo, dados oriundos de armadilhas fotográficas possibilitaram estimativas de área de vida similares às obtidas por rádio-telemetria convencional. Obter boas séries de localizações de determinadas espécies de animais por rádio-telemetria pode demandar um monitoramento intensivo e exigir tempo e esforço relativamente grandes do pesquisador. Isto indica que, em algumas situações, o uso de armadilhas fotográficas pode ser preferível, especialmente quando a permanência do pesquisador em campo por períodos longos for indesejável ou implicar em custos elevados. Além disso, as armadilhas fotográficas podem fornecer dados de diferentes espécies simultaneamente, sem que essas precisem ser capturadas.

O uso de armadilhas fotográficas tem sido comparado com diferentes métodos para responder a diferentes questões. Dillon e Kelly (2008) compararam as estimativas de densidade obtidas através de rádio telemetria e através de armadilhamento fotográfico e

indicaram que, embora as estimativas obtidas por rádio-telemetria tenham sido mais acuradas, as obtidas por armadilhamento fotográfico foram suficientemente acuradas para muitos propósitos, a um menor custo.

Balme *et al.* (2009) compararam a contagem de pegadas e dados obtidos por armadilhas fotográficas para estimar densidades de leopardos (*P. pardus*) e observaram que, embora a contagem de pegadas seja mais econômica e factível de se implementar em grandes áreas, as armadilhas fotográficas resultaram em maiores níveis de acurácia.

As armadilhas fotográficas podem fornecer informações mais precisas para a identificação do que o uso de pegadas em inventários faunísticos (Lyra-Jorge *et al.*, 2008), muito embora possam ser menos eficientes na detecção de algumas espécies, especialmente pequenos carnívoros (Gompper *et al.*, 2006).

As armadilhas fotográficas têm se tornado uma importante ferramenta para o levantamento de informações de espécies pouco estudadas porque minimizam os problemas de detectabilidade e capturabilidade, mesmo para espécies que ocorrem em baixas densidades e em locais de difícil acesso.

No presente estudo, ambas as técnicas forneceram resultados equivalentes de uso de hábitat e área de vida, embora a combinação dos dados de área de vida obtidos por ambos os métodos, tenham fornecido estimativas mais acuradas. A vantagem no uso do armadilhamento fotográfico para avaliação de área de vida é o número de animais que podem ser monitorados ao mesmo tempo, além da obtenção de informações adicionais como horário de atividade. Entretanto, movimentos que a espécie possa fazer fora da área amostrada, como dispersão, serão mais facilmente acompanhados através da rádio-telemetria.

## 5. Referências Bibliográficas

- Aebischer, N.J., Robertson, P.A., Kenward, R.E. 1993. Compositional analysis of hábitat use from animal radio-tracking data. *Ecology* 74(5), 1313-1325.
- Allredge, J.R., Griswold, J. 2006. Design and analysis of resource selection studies for categorical resource variables. *J. Wildl. Manag.* 70(2), 337-346.
- Ballard, Warren B, Mark Edwards, Steven G. Fancy, Sue Boe, and Paul R. Krausman. 1998. Comparison of VHF and satellite telemetry for estimating sizes of wolf territories in northwest Alaska. *Wildl. Soc. Bull.* 26, 823-829.
- Balme, G.A., Hunter, L.B., Slotow, R. 2009. Evaluating Methods for Counting Cryptic Carnivores. *J. Wildl. Manag.* 73(3), 433-441.
- Bekoff, M., T. Daniels (1984). Life history patterns and comparative social ecology of carnivores. *Annu.Rev.Ecol.Syst.* 15, 191-232.
- Berta, A. 1982. *Cerdocyon thous*. *Mamm. Species* 86, 1-4.
- Bingham, R.L., Brennan, L.A. 2004. Comparison of type I error rates for statistical analyses of resource selection. *J. Wildl. Manag.* 68(1), 206-212.
- Burt, W.H. 1943. Territoriality and home range concepts as applied to mammals. *J. Mammal.* 24, 346–352.
- Cochran, W., Lord, R. 1963. A radio-tracking system for wild animals. *J. Wildl. Manag.* 27, 9-24.
- Clutton-Brock, T. 1989. Mammalian mating systems. *Proc. R. Soc. Lond. B Biol. Sci.* 236, 339-372.

- Crawshaw Jr., P. G. 1995. Comparative ecology of ocelot (*Felis pardalis*) and jaguar (*Panthera onca*) in a protected subtropical forest in Brazil and Argentina. Tese de Doutorado, University of Florida, Gainesville.
- D'Andrea, P.S., Gentile, R., Cerqueira, R., Grelle, C.E., Horta, C. 1999. Ecology of small mammals in a brazilian rural area. Rev. Bras. Zool. 16, 611-620.
- Dillon, A., Kelly, M.J. 2008. Ocelot home range, overlap and density, comparing radio telemetry with camera trapping. J. Zool. 275, 391-398.
- Di Bitetti, M.S., Paviolo, A., De Angelo, C. 2006. Density, hábitat use and activity patterns of ocelots (*Leopardus pardalis*) in the Atlantic Forest of Misiones, Argentina. J. Zool. 270, 153-273.
- Efford, M. 2004. Density estimation in live-trapping studies. Oikos, 106,598-610.
- Facure, K. G., Giaretta, A. A. 1996. Food habits of carnivores in a coastal Atlantic forest of southeastern Brazil. Mammalia 60, 499-502.
- Gatti, A., Bianchi, R.C., Rosa, C.R.X., Mendes, S.L. 2006. Diet of two sympatric carnivores, *Cerdocyon thous* and *Procyon cancrivorus*, at Paulo Cesar Vinha State Park, Espírito Santo, Brazil. J. Trop. Ecol. 22, 337-330.
- Gittleman, J.L., Harvey, P.H. 1982. Carnivore Home-Range Size, Metabolic Needs and Ecology. Behav Ecol Sociobiol 10, 57-63
- Gompper, M.E., Kays, R.W., Ray, J.C., Lapoint, S.D., Bogan, D.A., Cryan, J.R., 2006. A comparison of noninvasive techniques to survey carnivore communities in Northeastern North America. Wildl. Soc. Bull 34(4), 1142-1151.
- Haines, A.M., Grassman Jr., L.I., Tewes, M.E., Janecka, J.E. 2006. First ocelot (*Leopardus pardalis*) monitored with GPS telemetry. Eur J Wildl Res 52, 216–218.

- Jackson, R.M, Roe, J.D., Wangchuk, R., Hunter, D.O. 2006. Estimating Snow Leopard Population Abundance Using Photography and Capture-Recapture Techniques. Wildl. Soc. Bull. 34 (3), 772-781.
- Jacob, J.A., Rudran, R. 2003. Radiotelemetria em estudos populacionais. In: Cullen Jr., L., Rudran, R., Valladares-Pádua, C. (Org.). Métodos de Estudo em Biologia da Conservação e Manejo da Vida Silvestre. Ed. UFPR. pp. 285-342.
- Jácomo, A.T.A., Silveira, L.; Diniz-Filho, J.A.F. 2004. Niche separation between the maned wolf (*Chrysocyon brachyurus*), the crab-eating fox (*Dusicyon thous*) and the hoary fox (*Dusicyon vetulus*) in central Brazil. J. Zool. 262, 99-106.
- Johnson, D. 1980. The comparison of usage and availability measurements for evaluating resource preference. Ecology 61, 65-71.
- Juarez, K.M., Marinho-Filho, J. 2002. Diet, hábitat use, and home ranges of sympatric canids in Central Brazil. J. Mammal. 83(4), 925-933.
- Karanth, K.U. 1995. Estimating tiger *Panthera tigris* populations from camera trap data using capture–recapture models. Biol. Conserv. 71, 333–338.
- Karanth, K.U., Nichols, J. 1998. Estimation of tiger densities in India using photographic captures and recaptures. Ecology 79(8), 2852-2862.
- Karanth, K.U., Nichols, J.D., Kumar, N.S., Hines, J.E. 2006. Assessing tiger population dynamics using photographic capture-recapture sampling. Ecology 87(11), 2915-2937.
- Kawanishi, K., Sunquist, M.E. 2004. Conservation status of tigers in a primary rainforest of Peninsular Malaysia. Biol. Conserv., 120, 329–344.

- Kauffman, M.J., Sanjayan, M., Lowenstein, A. N. J., Jeo, R. M., Crooks, K.R. 2007. Remote camera-trap methods and analyses reveal impacts of rangeland management on Namibian carnivore communities. *Oryx* 41(1), 70–78
- Leban, F.A., 1999. Resource Selection for Windows 1.00. University of Idaho, Moscow.
- Lyra, P.K., Fernandez, F.A.S. 2009. A comparison of trapping-and radiotelemetry-based estimates of home range of the neotropical opossum *Philander frenatus*. *Mamm. Biol.* 74, 1–8.
- Lyra-Jorge, M.C., Ciocheti, G., Pivello, V.R., Meirelles, S.T. 2008. Comparing methods for sampling large- and medium-sized mammals, camera traps and track plots. *Eur J Wildl Res* 54, 739–744.
- Maffei, L., Cuéllar, E., Noss, A. 2004. One thousand jaguars (*Panthera onca*) in Bolivia's Chaco? Camera trapping in the Kaa-Iya National Park. *J. Zool. (Lond.)* 262, 295–304.
- Maffei, L., Noss, A.J., Cuéllar, E., Rumiz, D.I. 2005. Ocelot (*Felis pardalis*) population densities, activity, and ranging behaviour in the dry forests of eastern Bolivia, data from camera trapping. *J. Trop. Ecol.* 21, 1–6.
- Maffei, L., Noss, A. 2008. How small is too small? Camera trap survey areas and density estimates for ocelots in the Bolivian Chaco. *Biotropica* 40(1), 71-75.
- Manly, B.F.J., McDonald, L.L., Thomas, D.L., McDonald, T.L., Erickson, W.P. 2002. Resource Selection by Animals. Statistical Design and Analysis for Field Studies. Kluwer Academic Publishers. 2a. Edição.
- Moorcroft, P., Lewis, M.A. 2006. Mechanistic home range analysis. Princeton University Press. 172 pp.
- O'Brien, T.G., M.F. Kinnaird, and H.T. Wibisono. 2003. Crouching tigers, hidden prey,

Sumatran tiger and prey populations in a tropical forest landscape. *Anim. Conserv.* 6,131–139.

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, São Paulo.

Rodgers, A. R. , R. S. Rempel , and K. F. Abraham . 1996. A GPS-based telemetry system. *Wildl. Soc. Bull.* 24, 559–566.

Rodrigues, R.H.G., Medri, I.M., De Miranda, G. H.B., Camilo-Alves, C., Mourão, G. 2008. Anteater behavior and ecology. In: Vizcaíno, S.F., Loughry, W.J. *The Biology of the Xenarthra*. University Press of Florida. pp. 257-268.

Sandell, M. 1989. The mating tactics and spacing patterns of solitary carnivores. In: Gittleman, J.L. (Ed.). *Carnivore Behavior, Ecology, and Evolution*. Vol. 1. pp. 164-179.

Silver, S.C., Ostro, L.E.T., Marsh, L.K., Maffei, L., Noss, A.J., Kelly, M.J., Wallace, R.B., Gómez, H., Ayala, G. 2004. The use of camera traps for estimating jaguar *Panthera onca* abundance and density using capture/recapture analysis. *Oryx* 38, 148–154.

Soisalo, M.K. e Cavalcanti, S.M.C. 2006. Estimating the density of a jaguar population in the Brazilian Pantanal using camera-traps and capture–recapture sampling in combination with GPS radio-elemetry. *Biol. Conserv.* 129, 487-487.

Soriano, B.M.A. 2000. Boletim Agrometeorológico Fazenda Nhumirim 1998. Boletim Agrometeorológico. Ministério da Agricultura e do Abastecimento. Embrapa Pantanal.

Thomas, D.L., Taylor, E.J. 1990. Study designs and tests for comparing resource use and availability. *J. Wildl. Manag.* 54(2), 322-330.

- Thomas, D.L., Taylor, E.J. 2006. Study designs and tests for comparing resource use and availability II. *J. Wildl. Manag.* 70(2), 324-336.
- Tomas, W.M., Miranda, G. H. 2003. Uso de armadilhas fotográficas em levantamentos populacionais. In: Cullen Jr., L., Rudran, R., Valladares-Pádua, C. (Org.). *Métodos de Estudo em Biologia da Conservação e Manejo da Vida Silvestre*. Ed. UFPR. pp. 243-267.
- Tomas, W.M., Rodrigues, F.H.G.R., Costa, R.F. 2006. Levantamento e monitoramento de populações de carnívoros. In: Morato, R.G., Rodrigues, F.H.G., Eizirik, E., Mangini, P.R., Azevedo, F.C.C., Marinho-Filho, J. (Org.). *Manejo e Conservação de Carnívoros Neotropicais*. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. Centro Nacional de Informação, Tecnologias Ambientais e Editoração. Edições IBAMA.
- Trolle, M., Kéry, M. 2003. Estimation of ocelot density in the Pantanal using capture–recapture analysis of camera-trapping data. *J. Mammal.* 84, 607–614.
- Trolle, M., Kéry, M. 2005. Camera-trap study of ocelot and other secretive mammals in the northern Pantanal. *Mammalia* 69, 3–4.
- Wallace, R.B., Gomez, H., Ayala, G., Espinoza, F. 2003. Camera trapping for jaguar (*Panthera onca*) in the Tuichi Valley, Bolivia. *Mastozool. Neotropical* 10, 5–11.
- Zweifel-Schielly, B., Suter, W. 2007. Performance of GPS telemetry collars for red deer *Cervus elaphus* in rugged Alpine terrain under controlled and free-living conditions. *Wildl. Biol.* 13, 299-312.

Tabela 1 – Estimativas de áreas de vida calculadas através de MPC de 23 indivíduos de *Cerdocyon thous* monitorados através de armadilhamento fotográfico durante o período de fevereiro de 2006 a outubro de 2008 na fazenda Nhumirim, Pantanal, MS. CPAP=identificação; MPC = mínimo polígono convexo; n=número de localizações.

| CPAP | MPC (km <sup>2</sup> ) | Sexo  | N  | Início    | Fim       | Dias |
|------|------------------------|-------|----|-----------|-----------|------|
| 89   | 1,2                    | Macho | 27 | 18/5/2007 | 4/12/2007 | 200  |
| 131  | 0,8                    | Macho | 5  | 26/7/2006 | 6/12/2007 | 498  |
| 132  | 0,9                    | Macho | 25 | 27/7/2006 | 8/6/2007  | 316  |
| 142  | 0,9                    | Macho | 17 | 2/8/2006  | 31/1/2008 | 547  |
| 143  | 1,1                    | Fêmea | 79 | 2/8/2006  | 24/5/2008 | 661  |
| 145  | 1,4                    | Fêmea | 89 | 3/8/2006  | 30/9/2008 | 789  |
| 147  | 0,8                    | Fêmea | 13 | 6/11/2006 | 30/5/2008 | 571  |
| 161  | 2,3                    | Macho | 11 | 9/2/2007  | 22/8/2007 | 194  |
| 175  | 0,8                    | Fêmea | 10 | 20/5/2007 | 17/8/2007 | 89   |
| 251  | 3,0                    | Macho | 13 | 2/6/2007  | 9/2/2008  | 252  |
| 254  | 1,4                    | Fêmea | 8  | 8/6/2007  | 30/5/2008 | 357  |
| 255  | 2,1                    | Macho | 17 | 8/6/2007  | 18/9/2008 | 468  |
| 257  | 1,0                    | Fêmea | 26 | 11/6/2007 | 1/2/2008  | 235  |
| 275  | 4,5                    | Fêmea | 14 | 29/8/2007 | 1/5/2008  | 246  |
| 299  | 1,8                    | Macho | 20 | 25/1/2008 | 24/2/2008 | 30   |
| 302  | 1,0                    | Fêmea | 16 | 25/1/2008 | 14/9/2008 | 233  |
| 333  | 2,3                    | Macho | 68 | 19/5/2008 | 30/9/2008 | 134  |

|                       |     |       |            |           |           |     |
|-----------------------|-----|-------|------------|-----------|-----------|-----|
| 334                   | 1,3 | Fêmea | 31         | 21/5/2008 | 1/10/2008 | 133 |
| 335                   | 0,9 | Macho | 20         | 22/5/2008 | 4/6/2008  | 13  |
| 337                   | 1,3 | Fêmea | 35         | 24/5/2008 | 29/9/2008 | 128 |
| <b>Mediana machos</b> |     |       | <b>1,1</b> |           |           |     |
| <b>Mediana fêmeas</b> |     |       | <b>1,3</b> |           |           |     |
| <b>Mediana total</b>  |     |       | <b>1,2</b> |           |           |     |

Tabela 2 – Estimativas de áreas de vida de *Cerdocyon thous* calculada através de rádio-telemetria durante o período de dezembro de 2005 a outubro de 2008 na fazenda Nhumirim, Pantanal, MS. CPAP=identificação; F=fêmea; M=macho; n=número de localizações; MPC=Mínimo Polígono Convexo (100%). AF=Armadilhamento fotográfica; CA= Capturas; RT=Rádio-telemetria.

| CPAP                  | Sexo | Total      |     | AF + CA    |     | RT + CA    |     | Início     | Fim        | Dias |
|-----------------------|------|------------|-----|------------|-----|------------|-----|------------|------------|------|
|                       |      | n          | MPC | n          | MPC | n          | MPC |            |            |      |
| 14                    | F    | 53         | 1,8 | 26         | 1,0 | 29         | 1,3 | 27/6/2006  | 4/2/2008   | 587  |
| 17                    | M    | 86         | 1,3 | 12         | 0,3 | 74         | 1,3 | 14/6/2006  | 22/9/2008  | 831  |
| 18                    | M    | 164        | 1,8 | 110        | 1,2 | 83         | 1,5 | 9/12/2005  | 13/9/2008  | 1009 |
| 43                    | F    | 162        | 2,8 | 97         | 2,0 | 93         | 2,1 | 6/12/2005  | 20/9/2008  | 1019 |
| 137                   | F    | 79         | 1,3 | 13         | -   | 70         | 1,3 | 4/11/2006  | 17/9/2008  | 683  |
| 149                   | F    | 65         | 1,8 | 9          | 1,1 | 59         | 1,8 | 21/11/2006 | 17/9/2008  | 666  |
| 152                   | M    | 45         | 1,4 | 19         | -   | 28         | 1,1 | 12/6/2007  | 27/11/2007 | 168  |
| <b>Médiana total</b>  |      | <b>1,3</b> |     | <b>1,1</b> |     | <b>1,4</b> |     |            |            |      |
| <b>Mediana fêmeas</b> |      | <b>1,8</b> |     | <b>1,1</b> |     | <b>1,8</b> |     |            |            |      |
| <b>Mediana machos</b> |      | <b>1,4</b> |     | <b>0,8</b> |     | <b>1,3</b> |     |            |            |      |

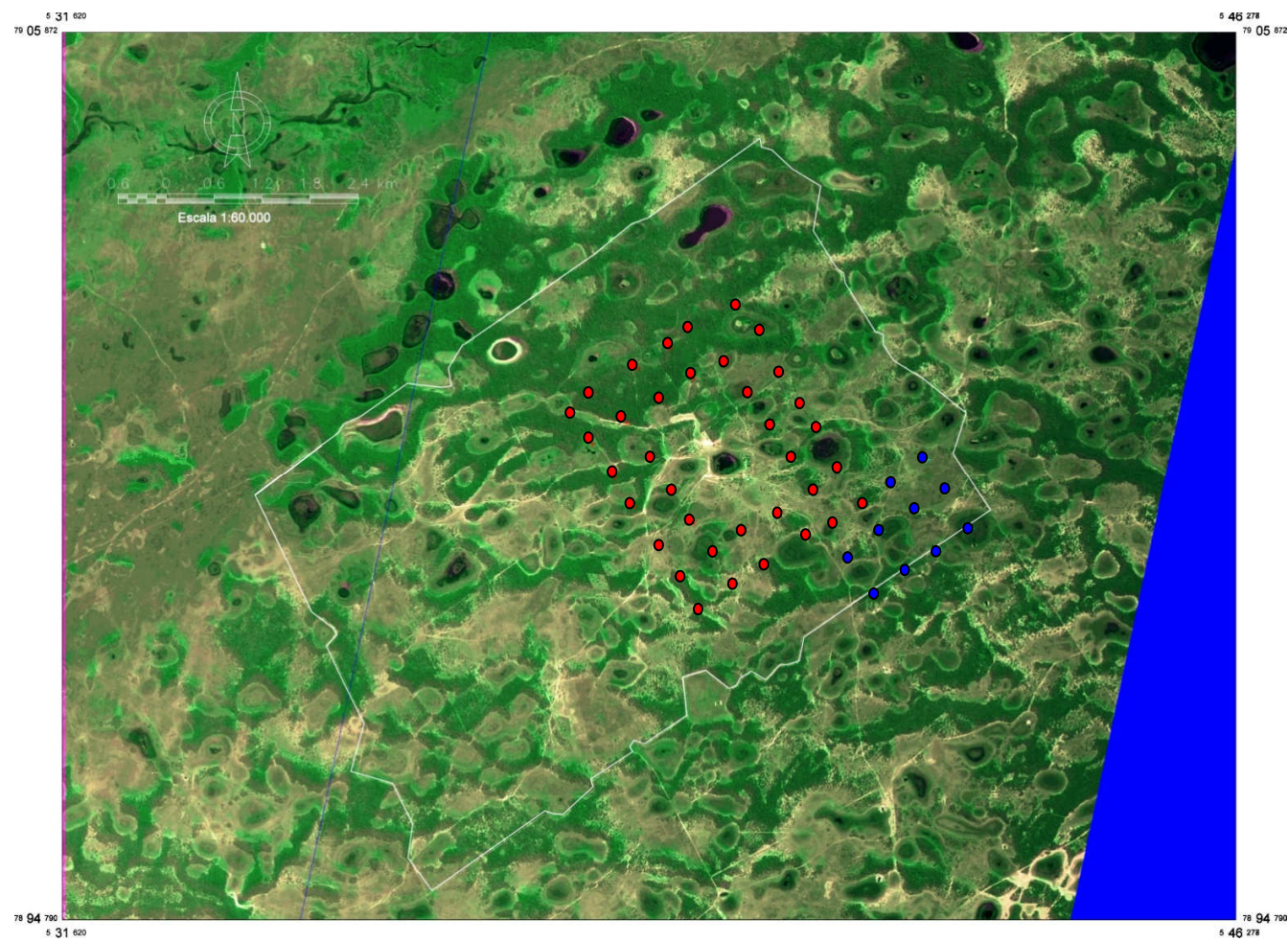


Figura 1 – Imagem do satélite HRC/CBERS2B de 16/09/2008 da fazenda Nhumirim, Pantanal, MS. Pontos vermelhos área da grade e pontos azuis: pontos extras para obtenção de área de vida de alguns indivíduos de *Cerdocyon thous*..

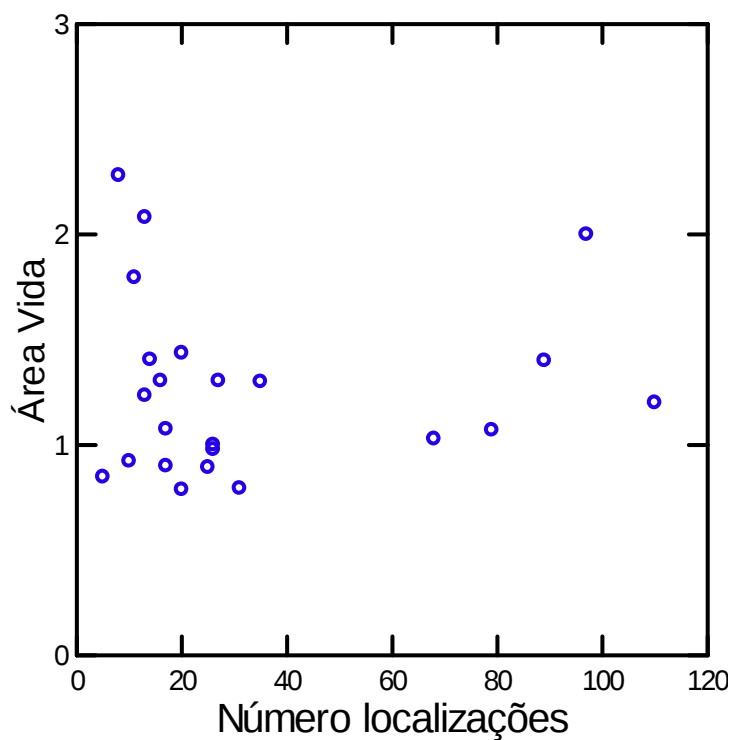


Figura 2 – Relação entre número de localizações e tamanho da área de vida de 23 indivíduos de *Cerdocyon thous* estimado através de MPC utilizando armadilhas fotográficas durante o período de fevereiro de 2007 a outubro de 2008 na fazenda Nhumirim, Pantanal, MS.

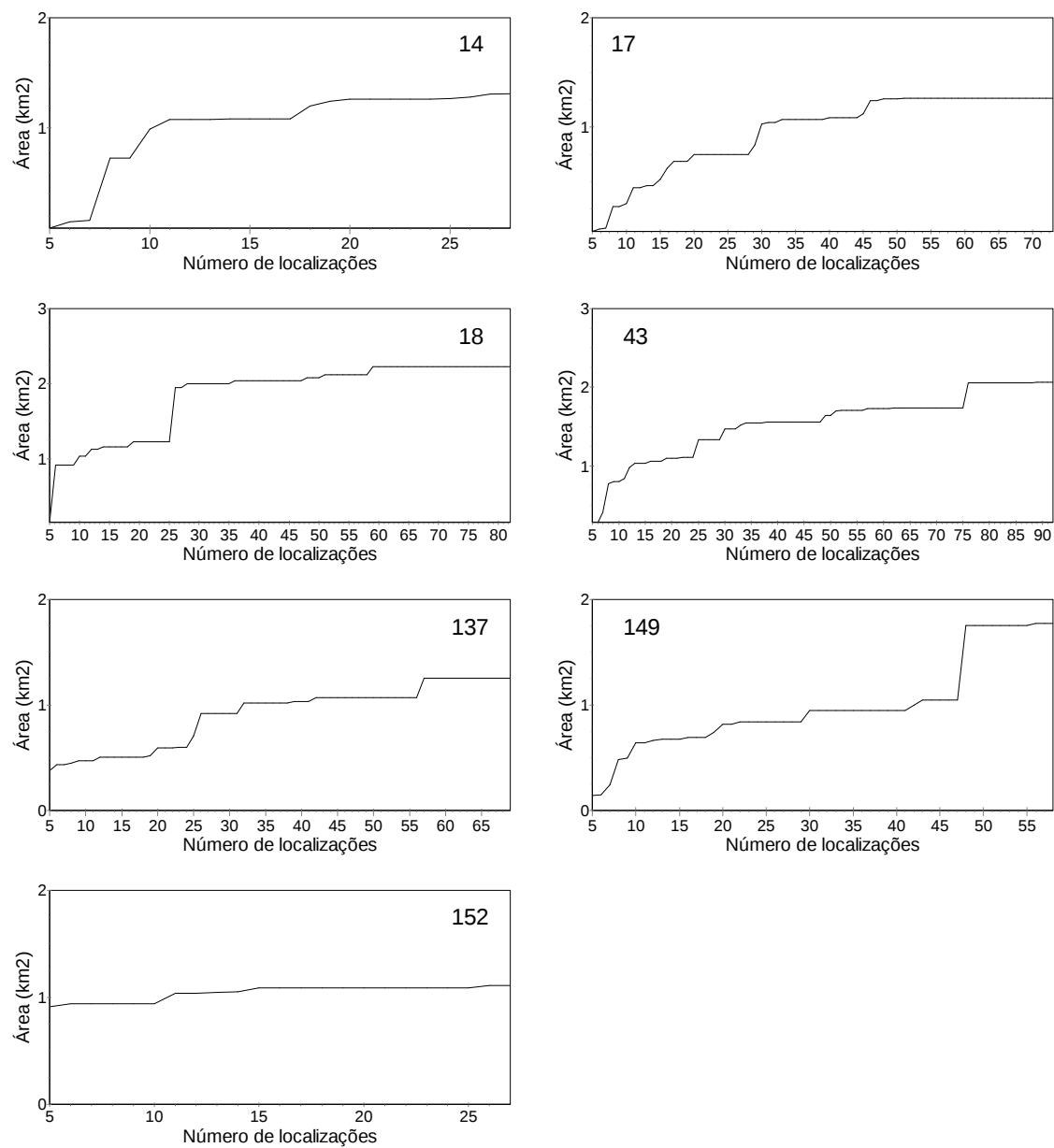
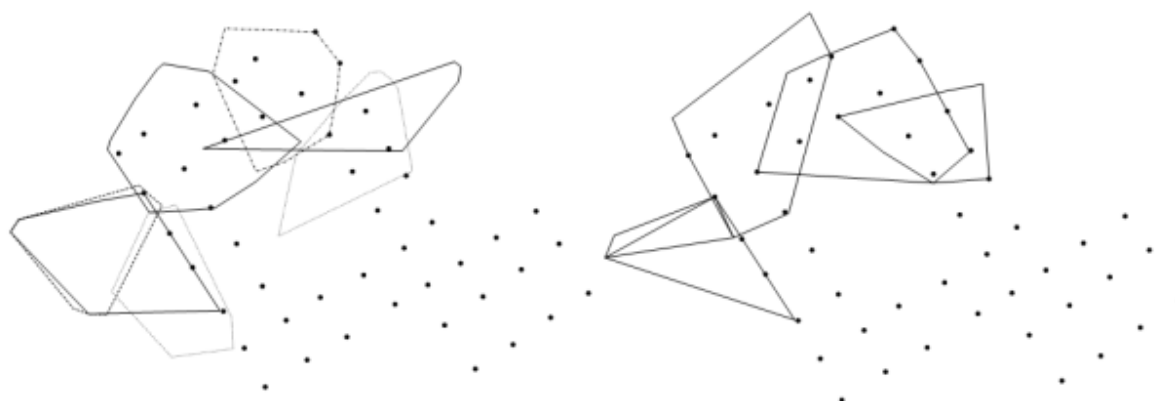


Figura 3. Curva de áreas de vida estimadas (MPC 100%) em função do número cumulativo de localizações de sete indivíduos de *Cerdocyon thous* obtidos através de rádio-telemetria na fazenda Nhumirim durante o período de dezembro de 2005 a fevereiro de 2008. Os números no interior do gráfico referem-se a identificação de cada indivíduo, sendo 14, 43, 137 e 149 fêmeas e 17, 18 e 152, machos.



A

B

Figura 4 – Esquema da área de vida de *Cerdocyon thous* rádio-equipados utilizando dados obtidos por rádio-telemetria (A) e por armadilhamento fotográfico (B) (estimadas através do Mínimo Polígono Convexo) durante o período de dezembro de 2005 a outubro de 2008 na fazenda Nhumirim, Pantanal, MS.

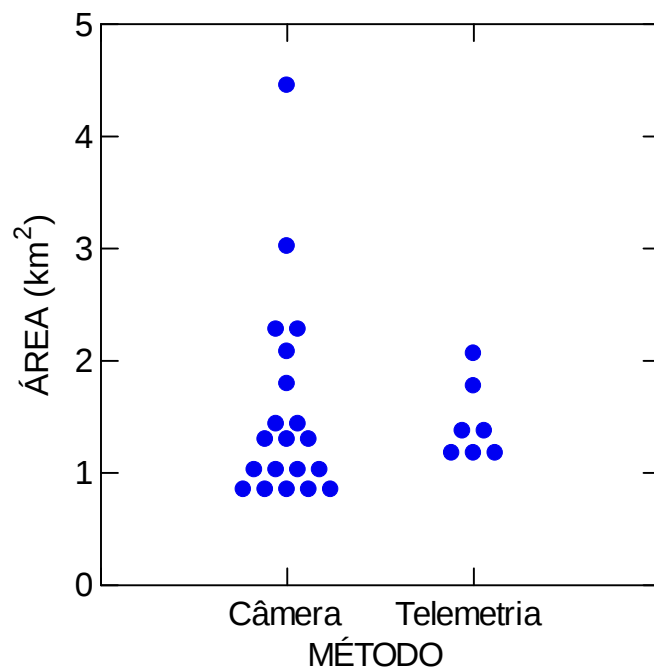


Figura 5 – Tamanho da área de vida de *Cerdocyon thous* estimado pelo Mínimo Polígono Convexo (MPC 100%) para dados oriundos de armadilhas fotográficas e rádio-telemetria, durante o período de dezembro de 2005 a outubro de 2008 na fazenda Nhumirim, Pantanal, MS.

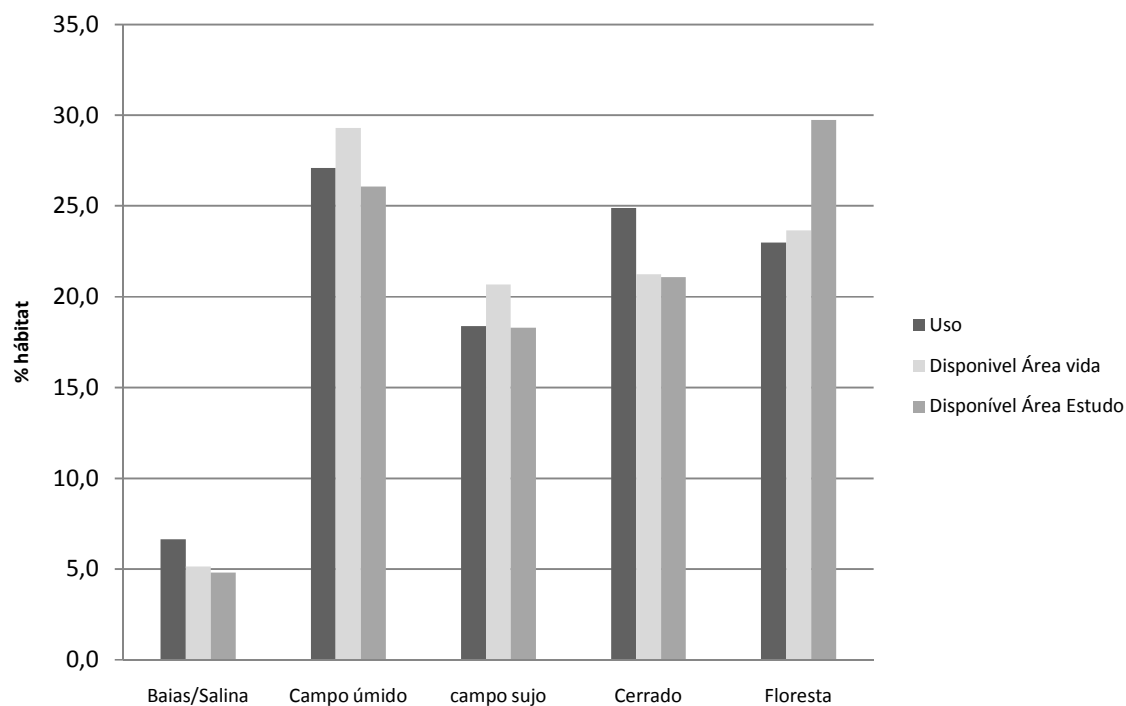


Figura 6 – Porcentagem de cada tipo de hábitat utilizado por *Cerdocyon thous* avaliado através de sete indivíduos rádio-monitorados durante o período de dezembro de 2005 a outubro de 2008 na fazenda Nhumirim, Pantanal, MS. Áreas de vida estimadas através do Mínimo Polígono Convexo utilizando 100% dos pontos.

## CONCLUSÕES

As quatro espécies de carnívoros estudadas na fazenda Nhumirim compartilharam os diferentes recursos disponíveis.

Embora tenha ocorrido sobreposição no uso dos recursos, a segregação foi maior em relação à dieta e ao período de atividade. A jagatirica foi carnívora estrita e quatis e lobinhos, onívoros. Nos níveis de seleção de habitat avaliados (2ª e 3ª ordem), não detectei diferenças marcantes no uso desse recurso.

A segregação entre quatis e lobinhos foi maior em relação ao horário de atividade, já que quatis foram diurnos e lobinhos vespertal-noturnos. Ademais, os quatis utilizam os habitats também no estrato vertical, acessando recursos, como frutos, não disponíveis para lobinhos, ou disponíveis apenas quando caem no solo. Os locais de descanso também são bastante segregados, já que lobinhos utilizam buracos no chão ou locais abrigados com densa cobertura vegetal e os quatis utilizam as copas das árvores para dormir e fazer os ninhos.

É possível que lobinho e mão-pelada tenham dietas muito semelhantes, já que muitas vezes foram vistos forrageando em bordas de baías, algumas vezes, concomitantemente. Entretanto, o lobinho apresentou um período de

atividade vespéral-noturno, enquanto o mão-pelada foi exclusivamente noturno, iniciando suas atividades sempre após o anoitecer.

A relação que ocorre na ordem Carnívora, em que os machos possuem áreas de vida maiores do que as condizentes com suas necessidades energéticas, parece ser aplicado apenas para os quatis, que possuem um sistema social onde os machos são solitários e fêmeas são grupais. Os machos alocaram áreas de vida maiores do que o esperado por sua massa e aumentam sua área de vida em uma proporção maior do que as fêmeas por unidade de peso. Para a jaguatirica, cujos machos são cerca de 25% maiores, o aumento da área de vida observado foi somente em função do aumento da massa corporal. Os lobinhos não foram diferentes em massa entre sexos e usualmente formam parcas, que habitam uma mesma área de vida.

O uso do armadilhamento fotográfico permitiu estimativas de áreas de vida da mesma magnitude do método tradicional de radiotelemetria, com a vantagem de que muitos indivíduos podem ser monitorados concomitantemente. Entretanto, muitos movimentos não podem ser detectados com essa técnica, como por exemplo, dispersão. A combinação dos dois métodos parece ter fornecido estimativas de áreas de vida mais acuradas do que qualquer um deles separadamente.



Figura 1 – Captura de *Procyon cancrivorus* com puçá na fazenda Nhumirim, Pantanal Central/MS. Foto: Z. Campos.

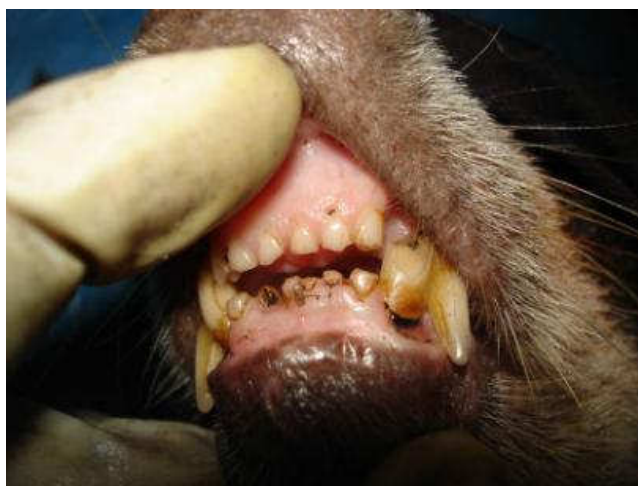


Figura 2 – Dentição de um indivíduo adulto de *Procyon cancrivorus* capturado na fazenda Nhumirim, Pantanal Central/MS. Foto: R.C.Bianchi.



Figura 3 – Presença de ectoparasitas e ferimentos causados pelos mesmos em *Procyon cancrivorus* (mão-pelada) capturado na fazenda Nhumirim, Pantanal Central/MS. Foto: R.C. Bianchi.



Figura 4 – *Leopardus pardalis* (jaguatirica) macho localizado através de rádio-telemetria (*homing*) na fazenda Nhumirim, Pantanal, MS. Foto: R.C.Bianchi.



Figura 4 – Fêmea de *Cerdocyon thous* (CPAP-43) localizada através de rádio-telemetria (*homing*) acompanhada de macho marcado (filhote subadulto, CPAP-89) na fazenda Nhumirim, Pantanal Central/MS. Foto: R.C.Bianchi.



A



B

Figura 5 – Parelhas de *Cerdocyon thous* registradas através de armadilhamento fotográfico na fazenda Nhumirim, Pantanal Central/MS.



Figura 5 – Fêmea de quati (*Nasua nasua*) localizada através de rádio-telemetria (*homing*) acompanhada de macho não-marcado, na fazenda Nhumirim, Pantanal, MS.. Foto: R.C.Bianchi.

Figura 6 – Macho de *Nasua nasua* (a frente) e um grupo de fêmeas com filhotes registrados através de armadilhamento fotográfico na fazenda Nhumirim, Pantanal Central/MS.



(A)



(B)

Figura 7 – Dentição de *Nasua nasua* macho (A) e fêmea (B). Em B houve desgaste quase total da coroa dos molariformes. Foto: R.C.Bianchi.



Figura 8 – Macho de *N. nasua* acompanhando um grupo de fêmeas (várias prenhes) na fazenda Nhumirim, Pantanal, MS. Detalhe de marcas em seu corpo, de prováveis encontros agonísticos com outros machos. Foto: R.C. Bianchi.



Figura 9 – Indivíduo de *Nasua nasua* anestesiado, capturado apresentando vários ferimentos provocados por interações agonísticas com outro macho. Foto: N.Olifiers.

Tabela 01 – Tempo de monitoramento e tipo de registro para cada indivíduo rádio-monitorado na fazenda Nhumirim, Pantanal da Nhecolândia, MS.

| CPAP | Espécie           | Sexo  | Início    | Fim        | Obs | Trian | Fotos | Cap | Total     | Número<br>dias | Obs         |
|------|-------------------|-------|-----------|------------|-----|-------|-------|-----|-----------|----------------|-------------|
| 23   | <i>L.pardalis</i> | Fêmea | 12/3/2006 | 15/11/2007 | 52  | 10    | 0     | 0   | <b>62</b> | 613            | Morreu      |
| 25   | <i>L.pardalis</i> | Fêmea | 10/3/2006 | 18/11/2007 | 56  | 8     | 6     | 14  | <b>84</b> | 618            | Morreu      |
| 26   | <i>L.pardalis</i> | Macho | 9/3/2006  | 14/10/2006 | 4   | 7     | 0     | 0   | <b>11</b> | 219            | Morreu      |
| 80   | <i>L.pardalis</i> | Macho | 10/7/2006 | 23/1/2007  | 11  | 2     | 1     | 3   | <b>17</b> | 197            | Morreu      |
| 91   | <i>L.pardalis</i> | Fêmea | 29/6/2006 | 29/7/2006  | 5   | 2     | 0     | 1   | <b>8</b>  | 30             | Morreu      |
| 47   | <i>L.pardalis</i> | Macho | 8/12/2005 | 22/11/2006 | 4   | 13    | 0     | 4   | <b>21</b> | 349            | Desapareceu |
| 48   | <i>L.pardalis</i> | Fêmea | 7/12/2005 | 15/8/2006  | 2   | 7     | 0     | 4   | <b>13</b> | 251            | Morreu      |
| 82   | <i>L.pardalis</i> | Macho | 8/6/2006  | 22/11/2006 | 6   | 7     | 0     | 2   | <b>15</b> | 167            | Desapareceu |
| 92   | <i>L.pardalis</i> | Macho | 25/5/2006 | 9/10/2007  | 52  | 8     | 3     | 3   | <b>66</b> | 502            | Morreu      |
| 155  | <i>L.pardalis</i> | Fêmea | 3/2/2007  | 2/9/2007   | 10  | 4     | 0     | 3   | <b>17</b> | 211            | Desapareceu |
| 162  | <i>L.pardalis</i> | Fêmea | 11/2/2007 | 25/1/2008  | 39  | 2     | 1     | 1   | <b>43</b> | 348            |             |

|     |                   |       |            |            |    |   |    |    |            |     |              |
|-----|-------------------|-------|------------|------------|----|---|----|----|------------|-----|--------------|
| 294 | <i>L.pardalis</i> | Fêmea | 29/11/2007 | 22/2/2008  | 14 | 0 | 5  | 1  | <b>20</b>  | 85  |              |
| 0   | <i>L.pardalis</i> | Macho | 17/8/2007  | 2/2/2008   | 31 | 0 | 2  | 1  | <b>34</b>  | 169 |              |
| 14  | <i>C.thous</i>    | Fêmea | 27/6/2006  | 12/6/2007  | 27 | 1 | 24 | 1  | <b>53</b>  | 350 | Colar falhou |
| 17  | <i>C.thous</i>    | Macho | 7/11/2006  | 22/2/2008  | 75 | 3 | 12 | 3  | <b>93</b>  | 472 |              |
| 18  | <i>C.thous</i>    | Macho | 9/12/2005  | 22/1/2008  | 54 | 4 | 84 | 30 | <b>172</b> | 774 |              |
| 19  | <i>C.thous</i>    | Macho | 22/1/2007  | 7/2/2007   | 2  | 0 | 0  | 12 | <b>14</b>  | 16  | Morreu       |
| 43  | <i>C.thous</i>    | Fêmea | 21/11/2006 | 22/1/2008  | 65 | 0 | 72 | 32 | <b>169</b> | 427 |              |
| 137 | <i>C.thous</i>    | Fêmea | 4/11/2006  | 20/2/2008  | 66 | 0 | 9  | 4  | <b>79</b>  | 473 | Morreu       |
| 149 | <i>C.thous</i>    | Fêmea | 8/11/2006  | 22/2/2008  | 56 | 0 | 6  | 3  | <b>65</b>  | 471 |              |
| 152 | <i>C.thous</i>    | Macho | 3/2/2007   | 28/11/2007 | 25 | 0 | 2  | 2  | <b>29</b>  | 298 | Morreu       |
| 33  | <i>N. nasua</i>   | Fêmea | 8/4/2006   | 13/8/2007  | 20 | 7 | 0  | 1  | <b>28</b>  | 492 | Colar falhou |
| 34  | <i>N. nasua</i>   | Fêmea | 5/12/2005  | 13/4/2007  | 33 | 7 | 0  | 4  | <b>44</b>  | 494 | Colar falhou |
| 81  | <i>N. nasua</i>   | Macho | 7/10/2006  | 27/3/2007  | 13 | 0 | 1  | 4  | <b>18</b>  | 171 | Colar falhou |
| 83  | <i>N. nasua</i>   | Macho | 6/11/2006  | 26/10/2007 | 27 | 2 | 1  | 3  | <b>33</b>  | 354 | Morreu       |
| 97  | <i>N. nasua</i>   | Macho | 19/10/2006 | 3/2/2008   | 46 | 4 | 2  | 3  | <b>55</b>  | 472 |              |

|     |                 |       |            |            |            |            |            |            |             |     |                |
|-----|-----------------|-------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|-------------|-----|----------------|
| 98  | <i>N. nasua</i> | Fêmea | 19/10/2006 | 23/2/2007  | 6          | 0          | 0          | 3          | <b>9</b>    | 127 | Colar retirado |
| 98  | <i>N. nasua</i> | Fêmea | 19/11/2007 | 3/2/2008   | 10         | 0          | 0          | 2          | <b>12</b>   | 76  | Recolocado     |
| 99  | <i>N. nasua</i> | Fêmea | 19/10/2006 | 24/3/2007  | 11         | 0          | 0          | 3          | <b>14</b>   | 156 | Colar falhou   |
| 148 | <i>N. nasua</i> | Macho | 6/11/2006  | 10/4/2007  | 15         | 0          | 1          | 3          | <b>19</b>   | 155 | Morreu         |
| 150 | <i>N. nasua</i> | Macho | 2/2/2007   | 3/4/2007   | 7          | 2          | 1          | 1          | <b>11</b>   | 60  | Colar falhou   |
| 147 | <i>N. nasua</i> | Fêmea | 6/2/2007   | 11/10/2007 | 43         | 0          | 0          | 4          | <b>47</b>   | 247 | Colar falhou   |
| 173 | <i>N. nasua</i> | Fêmea | 16/5/2007  | 9/12/2007  | 35         | 0          | 4          | 3          | <b>42</b>   | 207 |                |
| 286 | <i>N. nasua</i> | Fêmea | 22/11/2007 | 24/2/2008  | 12         | 0          | 2          | 2          | <b>16</b>   | 94  |                |
|     |                 |       |            |            | <b>934</b> | <b>100</b> | <b>239</b> | <b>160</b> | <b>1433</b> |     |                |