

**Universidade Federal de Mato Grosso do Sul
Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação**

Renata Spolti Leão

**OCORRÊNCIA DE MERCÚRIO EM LOBO-GUARÁ (*CHRYSOCYON
BRACHYURUS*) E COMPONENTES DE DIETA DO PARQUE
NACIONAL DA SERRA DA CANASTRA E ÁREAS DO ENTORNO,
MINAS GERAIS, BRASIL**

Orientador: Flávio Henrique Guimarães Rodrigues

Co-orientador: João Paulo Machado Torres

Dissertação apresentada ao
Programa de Pós-Graduação
em Ecologia e Conservação
para a obtenção do título de
Mestre em Ecologia

Campo Grande – MS
2007

Leão, Renata Spolti

Ocorrência de mercúrio em lobo-guará (*Chrysocyon brachyurus*) e componentes de dieta do Parque Nacional da Serra da Canastra e áreas do entorno, Minas Gerais, Brasil – 2007.

xii, 49p.

Dissertação (mestrado em ecologia e conservação) – Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Departamento de Biologia, 2004.

1. Mercúrio 2. *Chrysocyon brachyurus* 3. Pequenos mamíferos 4. *Solanum lycocarpum* 5. Cerrado

“Eu retornei e vi sob o sol, que a corrida
não é sempre para o veloz, nem a batalha
para o forte, nem o pão para o esperto,
nem a riqueza para o homem de
conhecimento, nem o favoritismo para o
homem de habilidade, mas o tempo e
chance acontecem para todos eles”
George Orwell

Aos meus pais, Catarina e Benigno.

AGRADECIMENTOS

Ao meu orientador Flávio Rodrigues por ter me acolhido no princípio e por ter me apoiado nas repetidas mudanças de projeto, graças a sua experiência e seriedade.

Ao meu co-orientador João Paulo por ter permitido que eu vislumbrasse um novo mundo da pesquisa ao “abrir as portas” do Laboratório de Radioisótopos. Muito Obrigada, Joãzinho!!!

À Elisabete Palermo (Bete) pela incrível capacidade de ajudar as pessoas de forma incondicional. Graças a sua ajuda consegui concluir o estudo em tempo hábil. Muitíssimo obrigada pela dedicação, amizade e carinho!

Ao Olaf Malm, pelo respeito e apoio.

Às minhas queridas amigas e companheiras Marianna e Giselle (Bises!!!) pela amizade, estímulos e compreensão nas horas de “Jason”. Muito obrigada mesmo!!

A Rejane pela amizade, confiança e apoio no Rio.

Ao Ricardo José (Ricardinho) pela sua fundamental ajuda na leitura das análises, a paciência e amizade por mim.

A Fernanda e Mayra pela amizade, carinho, apoio e auxílio no meu trabalho durante e depois da minha passagem pela Canastra.

Ao Jean e Joares pelo auxílio nas capturas dos lobos.

À Dona Maria por ter me acolhido de forma tão carinhosa em São Roque e por ter permitido a captura dos “ratinhos” em sua fazenda.

Às pessoas maravilhosas que conheci no radioisótopos e que me receberam muito bem: Jean Remy Mauro, Natascha, Larissa (Larica *et al.*!), Dani Lorão, Dani Bot, Rodrigo (Franguinho), Cláudio Eduardo, As “carol”, Milena, Fernanda, Dioguinho, Márcio, ...e muitas outras em conseqüência. .

Ao Alcides Serpa Guarino e Edwin Gonzalo Rojas por terem cedido o laboratório para a digestão das amostras na hora do “aperto”.

Ao Heitor pela taxidermia dos pequenos mamíferos e ao Thiago pelo carinho e ajuda na coleta destes bichinhos!

À uma pessoa que fez parte da minha vida por bastante tempo e me deu muito amor, apoio e estímulos quando mais precisei. FÁ!!! Obrigada por todo carinho e compreensão durante esses anos.

Aos meus pais por sempre terem me apoiado nas repetidas mudanças pelo Brasil durante o mestrado. Amo muito vocês! Obrigada por tudo!!

ÍNDICE

Índice de Figuras	xiii
Índice de Tabelas	ix
Apêndice	x
RESUMO	xi
ABSTRACT	xii
1. INTRODUÇÃO	1
1.1. Delineamento Teórico	2
1.1.1 O Mercúrio	2
1.1.2 O Lobo-Guará	4
2. OBJETIVOS	7
3. MATERIAL E MÉTODOS	8
3.1 Área de Estudo	8
3.2 Coleta do Material Biológico	11
3.2.1 Pêlos de Lobos-Guará	11
3.2.2 Pequenos Mamíferos	11
3.2.3 Frutos de <i>S. lycocarpum</i>	12
3.3 Preparo das Amostras	13
3.3.1 Pêlos dos Lobos-Guará	13
3.3.2 Pequenos Mamíferos	13
3.3.3 Frutos de <i>S. lycocarpum</i>	13
3.4 Análise de Mercúrio Total (HgT)	13
3.4.1 Precisão Analítica	14
3.4.2 Limite de Detecção para o Mercúrio Total	15
3.5 Tratamento Estatístico	15
4. RESULTADOS	17
4.1 Lobos-Guará	17
4.1.1 Concentração de Mercúrio Total	17
4.2 Pequenos Mamíferos	20
4.2.1 Concentração de Mercúrio Total	21
4.3. Frutos de <i>S. Lycocarpum</i>	25

5. DISCUSSÃO	26
6. CONCLUSÕES	34
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	36
8. APÊNDICE	47

Índice de Figuras

Figura 1. Lobo-guará fêmea com filhotes no Parque Nacional da Serra da Canastra, MG.....	5
Figura 2. Localização geográfica do Parque Nacional da Serra da Canastra (PNSC), MG - Brasil.....	10
Figura 3. <i>Solanum lycocarpum</i> com flores e frutos no entorno do Parque Nacional da Serra da Canastra, MG.....	12
Figura 4. Concentração de HgT ($\mu\text{g/g}$) entre os sexos dos lobos-guará do Parque Nacional da Serra da Canastra, Fazendas e Parque/Fazendas – MG.....	18
Figura 5. Concentração de HgT ($\mu\text{g/g}$) e idade (meses) dos lobos-guará machos e fêmeas do Parque Nacional da Serra da Canastra e/ou Fazendas – MG.....	19
Figura 6. Concentração de HgT ($\mu\text{g/g}$) e peso (kg) dos lobos-guará machos e fêmeas do Parque Nacional da Serra da Canastra e/ou Fazendas – MG.....	20
Figura 7. Concentração de HgT ($\mu\text{g/g}$) e peso(g) de <i>B. lasiurus</i> do entorno do Parque Nacional da Serra da Canastra – MG.....	22
Figura 8. Concentração de HgT ($\mu\text{g/g}$) e peso(g) de <i>Calomys</i> sp. do entorno do Parque Nacional da Serra da Canastra – MG.....	22
Figura 9. Concentração de HgT ($\mu\text{g/g}$) e peso(g) de <i>B. lasiurus</i> do Parque Nacional da Serra da Canastra – MG.....	23
Figura 10. Concentração de HgT ($\mu\text{g/g}$) entre áreas do entorno e Parque Nacional da Serra da Canastra de <i>B. lasiurus</i> e <i>Calomys</i> sp. – MG.....	24

Índice de Tabelas

- Tabela 1.** Concentrações de HgT detectadas nos padrões certificados para peixe, cabelo humano e alga, através do FIMS-400 (Perkin-Elmer).....**14**
- Tabela 2.** Concentração mínima detectada de HgT para as amostras de pêlos de lobos-guará, pequenos mamíferos e frutos de *S. lycocarpum*, através do FIMS-400 (Perkin-Elmer).....**15**
- Tabela 3.** Concentração de mercúrio total (HgT) nos pêlos dos lobos-guará do Parque Nacional da Serra da Canastra e fazendas do entorno- MG.....**17**
- Tabela 4.** Concentração média e variação de HgT em pequenos mamíferos do Parque Nacional da Serra da Canastra e fazendas do entorno – MG.....**21**
- Tabela 5.** Concentrações de mercúrio total (HgT) em *B. lasiurus* de diferentes habitats do Parque Nacional da Serra da Canastra – MG.....**24**
- Tabela 6.** Concentração de HgT dos frutos de *S. lycocarpum* nas Fazendas Maria, Canastra e Esperança – MG.....**25**
- Tabela 7.** Concentração média e variação de HgT para diferente ($\mu\text{g/g}$ peso seco) em pêlos e tecidos de mamíferos carnívoros deste e de outros estudos.....**33**

Apêndice

Apêndice 1. Concentração de HgT dos pequenos mamíferos do Parque Nacional da Serra da Canastra e Fazendas Maria e Esperança do entorno – MG.....**36**

RESUMO

O mercúrio é um metal pesado bioacumulável nos organismos e tóxico à vida silvestre. Os lobos-guará (*Chrysocyon brachyurus*), por ocuparem um alto nível na cadeia trófica e uma razoável longevidade, podem servir como indicadores da contaminação ambiental por mercúrio. Neste estudo foram investigados os níveis de mercúrio total nos pêlos de lobos-guará e de tecidos de pequenos mamíferos e frutos de *Solanum lycocarpum*, componentes de sua dieta, do Parque Nacional da Serra da Canastra (PNSC) e de fazendas do seu entorno, com intuito de discutir o risco de acumulação do metal pelo animal a partir da dieta nas diferentes áreas de vida e a contaminação por mercúrio mesmo em áreas distantes de fontes representativas. A concentração de mercúrio nos pêlos dos lobos-guará variou entre 0,62 a 9,8 µg/g e foi maior nos indivíduos com área de vida exclusiva ao Parque, sendo as mesmas não relacionadas ao sexo, idade e peso dos lobos-guará. Dentre os pequenos mamíferos, as concentrações do metal variaram entre 0,05 a 1,09 µg/g, e também foram maiores nos indivíduos do interior do PNSC, enquanto os frutos de *S. lycocarpum* apresentaram valores bastante baixos (média de 0,04 µg/g) ou abaixo da concentração mínima detectada pelo método. Pequenos mamíferos e frutos representam para os lobos-guará fonte de contaminação em maior e menor grau, respectivamente. Alguns lobos-guará apresentaram níveis elevados de mercúrio em seus pêlos apesar da região do PNSC estar distante de fontes importantes do contaminante, contudo, os níveis do metal foram menores aos associados com efeitos adversos em mamíferos silvestres e indicam variações na dieta entre os indivíduos e dependência da área de vida.

ABSTRACT

Mercury is a bioaccumulative heavy metal in organisms and is toxic to wildlife maned wolves (*Chrysocyon brachyurus*) since occupying a high level in the trophic chain and having a reasonably longevity, may serve as indicatives of environmental Hg contamination. In this study the levels of Hg was investigated in fur of maned wolves and in tissues of small mammals and fruits of *Solanum lycocarpum*, both important components of its diet in the National Park of Serra da Canastra as well as in farms near by with the aim, of discussing the accumulation risk of this metal in the animal trough its diet in different life areas and Hg contamination in areas situated far from representative sources. The concentration of Hg in maned wolves varied between 0.62 and 9.8 µg/g and was greater in individuals with life areas exclusively inside the Park and was not related to sex, age and weigh of the maned wolves. Among the small mammals the concentration of the metal varied between 0.05 and 1.09 µg/g and were greater than those individuals living in the interior of the Park and the fruits of *S. lycocarpum* presented levels very low and even below the minimum concentration detected by the method. Small mammals and fruits represent to maned wolves the higher and the lowest source of Hg, respectively. Some maned wolves presented high levels of Hg in its fur although in the region of the PNSC being Hg levels were lower than those associated with adverse effects in wild mammals and indicate modification in the diet dependent of its living area.

1. INTRODUÇÃO

Os animais silvestres de topo de cadeia são considerados bons indicadores da contaminação ambiental por metais pesados, como o mercúrio (Newman & Unger 2003). A acumulação destes contaminantes por muitos níveis tróficos e a alta longevidade, permitem a esses animais integrar os efeitos do estresse ambiental por um período maior de tempo e prover um sobreaviso de efeitos adversos em todo ecossistema (Sobanska 2005).

A contaminação do ambiente terrestre por mercúrio resulta de processos naturais em conjunção com as emissões antrópicas. O mercúrio tem a capacidade de se acumular na biota através do mecanismo de bioacumulação, no qual o metal é absorvido e assimilado pelos organismos em concentrações maiores às encontradas no meio. Tal mecanismo é dependente de processos biológicos, como a ecologia alimentar, comportamento, fisiologia e bioquímica das espécies, e da composição quali-quantitativa do contaminante no ambiente. Um outro fenômeno do qual o mercúrio participa é a biomagnificação, que consiste no aumento da concentração do metal nos organismos à medida que percorre a cadeia alimentar e passa a se acumular no nível trófico mais elevado. Neste caso, a alimentação é a principal fonte de aporte ao longo da cadeia trófica (Fericola *et al.* 2003).

Nos sistemas terrestres, a bioacumulação e a biomagnificação do mercúrio são normalmente muito menores em relação aos sistemas aquáticos (Lodenus 1994), contudo, o conhecimento sobre a acumulação e a toxicidade do metal em animais silvestres terrestres ainda é muito limitado. Todos os níveis de mercúrio reportados para a biota terrestre, portanto, provêm informações importantes para a compreensão sobre a exposição e efeitos do metal para as populações animais deste ambiente.

Informações sobre a exposição do lobo-guará a contaminantes nunca foram reportadas, apesar da espécie ser relativamente bem estudada (p. ex. Dietz 1984, Carvalho & Vasconcellos 1995, Motta-Júnior *et al.* 1996, Rodden *et al.* 1996, Azevedo & Gastal 1997, Motta-Júnior 1997, Bestelmeyer & Westbrook 1998,

Santos 1999, Bestelmeyer 2000, Queirolo 2001, Juarez & Marinho-Filho 2002, Jácomo *et al.* 2004). Pelo fato do animal encontrar-se em posição elevada na cadeia alimentar, apresentar longevidade razoável, grandes áreas de vida e compartilhar paisagens antropizadas e preservadas na região do Parque Nacional da Serra da Canastra, as informações obtidas sobre a exposição desses animais e seus itens alimentares ao mercúrio, são úteis para avaliar os riscos de bioacumulação deste metal na fauna silvestre em região com distintos estados de conservação e distante de fontes antropogênicas do metal.

1.1 Delineamento Teórico

1.1.1 O Mercúrio

O mercúrio é um metal pesado que ocorre naturalmente no ambiente no estado elementar (Hg^0), sobretudo na forma gasosa, e oxidado como o íon mercurioso (Hg^{+1}) e o íon mercúrico (Hg^{+2}). Em sua forma orgânica o íon mercúrico normalmente está ligado a um radical orgânico, formando metilmercúrio (CH_3Hg^+) e o dimetilmercúrio ($(\text{CH}_3)_2\text{Hg}$) (Canela 1995, Horvat 1996). O metal também forma uma infinidade de compostos inorgânicos com diferentes graus de toxicidade, cuja intensidade varia em função das propriedades químicas que regulam a absorção, o metabolismo e a excreção desses compostos pelos organismos (WHO 1976).

Microorganismos em meio aquático e solo convertem o mercúrio inorgânico em metilmercúrio (MeHg) e, em menor quantidade, em dimetilmercúrio (Andersson 1979, Regnell & Tunlid 1991, ATSDR 1999). O metilmercúrio é mais biodisponível que o mercúrio metálico devido a grande afinidade com os grupamentos sulfidrílico das proteínas e pelas aminocarbonilas e hidroxilas presentes nas enzimas, além da alta solubilidade em lipídios, facilitando a sua difusão através das membranas celulares (WHO 1976, WHO 1989). Assim, o elemento pode se biomagnificar ao longo da cadeia alimentar, sendo as formas metiladas prevaletentes nos tecidos animais, os quais absorvem cerca de 95% do MeHg ingerido na dieta, excretando menos de 1% do deste total (Wren *et al.* 1995). Os compostos organomercuriais são muito tóxicos, bastante estáveis, facilmente absorvidos pela biota e eliminados

muito lentamente do organismo, representando alto risco ambiental em longo prazo (Lippmann & Schlesinger 1979, ATSDR 1999, Nascimento & Chasin 2001).

Nos mamíferos terrestres a excreção do mercúrio, sobretudo da forma inorgânica, ocorre através da urina e fezes (WHO 2003). Estudos sugerem que o selênio (Se) participe de um mecanismo de detoxificação do mercúrio nos organismos. O acúmulo de Se na mesma proporção do Hg, sobretudo no fígado, pode representar um mecanismo natural que reduz a intensidade dos efeitos tóxicos do mercúrio orgânico, através da formação de seleneto de mercúrio (Eaton *et al.* 1980, Chang & Suber 1982, Wren 1984, Endo *et al.* 2002, Horai *et al.* 2006, Lailson-Brito 2007).

Para os animais que estão no topo da cadeia alimentar, os efeitos tóxicos de alguns contaminantes são maiores devido a bioacumulação (Burguer *et al.* 2000). O acúmulo do mercúrio pode causar perda de peso, danos aos órgãos, desordens metabólicas, comportamentais e morte (Takekawa *et al.* 2002). No entanto, também são importantes os efeitos crônicos subletais na reprodução e/ou comportamento das populações animais que estejam expostas a baixos níveis do metal (Wren 1986).

O mercúrio entra naturalmente no ambiente por meio de processos naturais tais como atividade vulcânica, intemperismo, emissões oceânicas, queima de vegetação e processos biológicos (ATSDR 1999, WHO 2003). Entretanto, as fontes de emissões antropogênicas são bastante diversificadas e importantes colaboradoras para a distribuição ambiental do mercúrio. Cerca de 80% do mercúrio liberado por atividades humanas está na sua forma elementar no estado gasoso, resultante da combustão de combustível fóssil, mineração, siderurgia e da incineração de sólidos. Aproximadamente 15% do total são liberados a partir do solo por fertilizantes, fungicidas e do lixo urbano. Por fim, 5% são liberados através dos resíduos industriais despejados em corpos d'água. Estima-se que a liberação anual total de mercúrio resultante de atividades humanas alcance um a dois terços do mercúrio total liberado no ambiente (ATSDR 1999).

O mercúrio é transportado no ambiente pelo ar, água e através dos organismos pela cadeia alimentar (WHO 2003). Na atmosfera, ocorre sob forma

elementar, formas solúveis em água (elementar e oxidada) ou agregado à partículas (Lodenus & Malm 1998), sendo redistribuído globalmente através de correntes aéreas devido a sua alta volatilidade (Nriagu & Pacyna 1988, Schroder & Munthe 1998). Normalmente, a contaminação por mercúrio de áreas remotas é atribuída a fontes naturais ou ao transporte atmosférico proveniente de emissões antropogênicas (Rasmussen, 1994, Fitzgerald *et al.*, 1998). Altos níveis de mercúrio no meio aéreo foram detectados próximos a minas, refinarias e em áreas de agricultura em que ocorria utilização de fungicidas à base de mercúrio (ATSDR 1999).

A mobilidade do mercúrio está relacionada às propriedades físico-químicas do solo e água, incluindo a acidez, o conteúdo húmico e argiloso. Os solos ácidos ou argilosos, por exemplo, tendem a aprisionar o metal na zona ativa de metabolismo dos microorganismos, aumentando a mobilidade do mesmo nas cadeias tróficas (Cumbie & Jenkins 1975).

1.1.2 O Lobo-Guará

O Lobo-guará (*Chrysocyon brachyurus*, Illiger, 1815), a maior espécie de canídeo da América do Sul, distribui-se pelo centro e sul do Brasil, leste da Bolívia e Paraguai, sudeste do Peru e Norte da Argentina e, provavelmente, do Uruguai (Dietz 1984, Mones & Olazarri 1990, Rodden *et al.* 2004). Apesar da ampla distribuição na América do Sul, a espécie é considerada 'quase ameaçada' segundo classificação da IUCN (*The World Conservation Union*) (Rodden *et al.* 2004). No Brasil, está listada entre as espécies ameaçadas de extinção na categoria Vulnerável (MMA 2003).

É um canídeo atípico na aparência, grande e esbelto, que apresenta comprimento entre 95 e 115 cm e massa corpórea entre 20 e 30 kg quando adulto. Facilmente identificado pelas longas e finas pernas, pelagem predominantemente laranja e grandes orelhas, exibe uma faixa de pêlos longos e escuros no dorso que se estende da região cervical até o médio dorso. (Rodden *et al.* 2004) (Figura

1). Em cativeiro, os lobos podem viver 16 anos, não existindo dados sobre sua longevidade na natureza (Rodden *et al.* 2004).



Figura 1. Lobo-guará fêmea com filhotes no Parque Nacional da Serra da Canastra, MG (Foto R. Paula 2002)

O lobo-guará habita áreas abertas, cerrado e campos úmidos (Rodden *et al.* 2004), além de ocupar áreas que não faziam parte da sua distribuição original, como zonas de agricultura e pastagem (Dietz 1984, Jácomo 1999, Rodrigues 2002, Rodden *et al.* 2004). A espécie é propensa à territorialidade, apresentando grandes áreas de vida, normalmente entre 25 e 75 km² (Dietz 1984, Carvalho & Vasconcellos 1995, Mantovani 2001, Rodrigues 2002). Onívoro e generalista, o animal consome os itens mais freqüentes no ambiente, alterando os componentes da dieta em função de sua disponibilidade (Rodrigues 2002). Cerca de 50% de sua dieta compreende itens vegetais e 50% itens animais, sendo a lobeira ou fruta-do-lobo (*Solanum lycocarpum* St. Hill.), na maioria dos estudos, o item alimentar e vegetal mais freqüentemente consumido (Dietz 1984, Carvalho & Vasconcellos, 1995, Motta-Júnior *et al.* 1996, Azevedo & Gastal 1997, Motta-

Júnior 1997, Santos 1999, Aragona & Setz 2001, Rodrigues 2002, Jácomo *et al.* 2004). A lobeira é uma *Solanaceae* perenifólia e pioneira que ocorre normalmente em áreas perturbadas do Cerrado caracterizadas como um arbusto cujos frutos do tipo baga de coloração verde quando maduros, apresentam massa em torno de 750 g (Lombardi & Motta Junior 1993, Almeida *et al.* 1998).

Outros importantes frutos consumidos pelo lobo-guará pertencem principalmente às famílias Annonaceae, Myrtaceae, Arecaceae e Bromeliaceae (Juarez & Marinho-Filho 2002, Rodrigues 2002, Jácomo *et al.* 2004). Por sua natureza generalista, o lobo-guará pode se adaptar relativamente bem a alguns ambientes alterados pelo homem, podendo consumir nestas ocasiões grandes quantidades de frutos cultivados (Jácomo 1999, Santos 1999, Rodrigues 2002).

Embora a frequência de consumo entre itens animais e vegetais seja aproximadamente igual, a biomassa de animais consumidos é geralmente maior (Motta-Júnior *et al.* 1996, Santos 1999, Rodrigues 2002). Os animais consumidos pelo lobo-guará são normalmente de pequeno e médio porte, tais como roedores e marsupiais (Caviidae, Muridae, Echimyidae, Didelphidae), tatus, aves (Tinamidae, Emberizidae, entre outros), répteis e até mesmo artrópodes (Carvalho 1976, Dietz 1984, Motta-Júnior *et al.* 1996, Queirolo 2001, Juarez & Marinho-Filho 2002, Jácomo *et al.* 2004). Entretanto, animais de grande porte podem eventualmente ser incluídos em sua dieta, tais como porcos-do-mato e cachorros-do-mato (*Cerdocyon thous*) (Rodrigues 2002), veados (Bestelmeyer & Westbrook 1998, Juarez & Marinho-Filho 2002, Rodrigues 2002, Jácomo *et al.* 2004) e tamanduás-bandeira (*Myrmecophaga trydactyla*) (Dietz 1984). Os lobos também podem se alimentar de animais de grande porte encontrados mortos (Dietz 1984, Silveira, L. & Jácomo, A., comun. pessoal).

A espécie apresenta baixas densidades em suas áreas de distribuição devido ao seu hábito primariamente solitário e grandes áreas de vida (p.ex. Dietz 1984, Rodrigues 2002). Em algumas áreas do Brasil central ela parece ser mais comum, entretanto, a drástica redução e fragmentação de habitats, devido principalmente à conversão de áreas naturais em lavouras (Fonseca, G. *et al.* 1994), podem comprometer a viabilidade de suas populações (Rodden *et al.* 2004,

Rodrigues & Oliveira 2006). Esta condição é preocupante, quando se considera que o bioma Cerrado já teve 55% de sua área desmatada ou transformada para o uso humano (Machado *et al.* 2004). Contudo, apesar da flexibilidade em ocupar ambientes alterados, o lobo-guará tem desaparecido de várias áreas onde a vegetação nativa se tornou muito escassa ou inexistente (Rodden *et al.* 2004).

Outras ameaças significativas à espécie são os atropelamentos, a caça e a interação com cães domésticos. Os Atropelamentos são a principal causa de mortalidade do lobo-guará em muitas áreas, sobretudo de indivíduos jovens e sub-adultos (Silveira 1999, Rodrigues 2002, Rodrigues *et al.* 2002). A caça é praticada sobretudo em represália à predação de aves domésticas, apesar da dieta do lobo apresentar uma proporção muito pequena das mesmas (Dietz 1984, Motta-Júnior *et al.* 1996, Rodrigues 2002) e o monitoramento de propriedades com criação de galinhas revelar a baixa frequência de predação (Hurtado 2007). Por fim, cães podem perseguir e matar lobos-guará, competir por recursos alimentares, além de constituir uma importante fonte de doenças (Rodden *et al.* 2004).

2. OBJETIVOS

O objetivo geral deste estudo é avaliar a presença de mercúrio em uma população selvagem de lobo-guará, tendo como objetivos específicos:

- Quantificar as concentrações de mercúrio total em lobos-guará que ocupam áreas do Parque Nacional da Serra da Canastra (PNSC) e de fazendas do seu entorno.
- Avaliar o risco de bioacumulação do mercúrio nos lobos-guará, baseado nos seus níveis em pequenos mamíferos e frutos de *Solanum lycocarpum*, componentes de sua dieta.
- Investigar se as concentrações de mercúrio total variam com localização da área de vida, idade, massa corpórea e sexo nos lobos-guará.

- Verificar se os níveis de mercúrio nas presas mamíferos variam entre as áreas do PNSC e entorno, com a massa corpórea e entre espécies.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Área de estudo

O estudo foi realizado na região sudoeste de Minas Gerais, área de influência do Parque Nacional da Serra da Canastra (PNSC, entre 20°00' – 23°00'S e 46°15' - 47°00' W) (Figura 2). O Parque foi criado em 1972, período de conflitos econômicos e políticos no Brasil, e devido à pressão dos fazendeiros locais, a área de 715 km² foi determinada, apesar do decreto de criação do Parque estabelecer 2.000 km² de área a ser protegida (IBAMA 2005). A maior área dentro do Parque está localizada sobre a Serra da Canastra, que forma um platô com elevação média de 1.300 m (variando de 800 m a 1.496 m de altitude) (IBDF/FBCN 1981). A região do PNSC abrange áreas de cabeceiras das bacias hidrográficas do Rio São Francisco e do Rio Paraná, estando esta última representada pelas bacias do Rio Grande, ao sul, e do Rio Paranaíba, ao norte (IBAMA 2005). O clima regional é sazonal, com chuvas no verão e inverno seco. A área apresenta precipitação média anual entre 1.000 e 1.500 mm (Souza 1993) e temperatura média do mês mais frio inferior a 18° C e a do mês mais quente não ultrapassando 22° C (IBAMA 2005).

A área do PNSC faz parte do bioma de Cerrado e está situada em região de alto crescimento econômico e desenvolvimento agropecuário (IBAMA 2005). O Parque abrange uma variedade de formações vegetais, com predominância de formações campestres que englobam três diferentes tipos fitofisionômicos: campo sujo, campo rupestre e campo limpo; e por formações savânicas representadas pela fitofisionomia cerrado sentido restrito, o qual inclui: cerrado denso, cerrado ralo e cerrado rupestre. As formações florestais existentes compreendem: mata ciliar e de galeria, mata seca, cerradão (*sensu* Ribeiro e Walter 1995) e mata de encosta (*sensu* Brandão 1995) (IBAMA 2005).

A diversidade de mamíferos de médio e grande porte é alta, contando com 38 espécies terrestres, dentre elas 15 pertencentes à ordem Carnívora (Paula 2002) das 21 conhecidas para o Cerrado como um todo (Redford & Fonseca 1986). Algumas espécies de mamíferos canívoros são encontradas em populações relativamente isoladas, devido à fragmentação dos habitats naturais por atividades humanas, enquanto outras populações aparentemente estão em bom estado de conservação, como é o caso do lobo-guará (Rodrigues, F. H. G. & Paula, R. C. comun. pessoal).

3.2 Coleta do Material Biológico

3.2.1 Pêlos de Lobos-Guará

Os lobos-guará foram capturados com o uso de armadilhas de desarme independente do tipo “guilhotina”, iscadas com frango cozido e sardinha. Foram dispostas 17 armadilhas em diferentes locais do Parque e entorno durante aproximadamente vinte dias por mês, de Abril a Novembro de 2006, totalizando 2.720 armadilhas/noite.

Os lobos capturados foram sedados (Cloridrato de tiletamina + cloridrato de zolazepam 4 mg/kg) e tiveram dados biométricos e pêlos coletados. Os pêlos foram cortados da porção dorsal do animal. Os lobos também foram equipados com colares contendo rádio-transmissores (faixa de frequência 164 - 166 MHz), sendo soltos após completa recuperação da sedação. Os dados de radiotelemetria foram cedidos pelos pesquisadores do projeto “Biologia Comportamental e Conservação do Lobo-Guará (*Chrysocyon brachyurus*) no Cerrado do Estado de Minas Gerais” (PRÓ-CARNÍVOROS/CENAP - IBAMA).

3.2.2 Pequenos Mamíferos

Roedores e marsupiais foram capturados em armadilhas “shermman” iscadas com uma mistura de pasta de amendoim, sardinha, banana e fubá. As

armadilhas foram dispostas em transectos e eqüidistantes 10 metros, em áreas do interior do PNSC e fazendas do seu entorno. No Parque, as armadilhas (n = 180) foram igualmente distribuídas em áreas de campo úmido, campo limpo, campo rupestre e cerrado *stricto sensu*. No entorno, as armadilhas (n = 180) foram dispostas em áreas de cultivo de café e pastagens limítrofes aos cafezais em três Fazendas: Fazenda Esperança, Maria e a Canastra, situadas no Município de São Roque de Minas. As campanhas de captura dentro e fora do parque duraram 16 dias, totalizando 2.880 armadilhas/noite em cada área. Em ambas áreas, a presença dos lobos-guará foi confirmada através do uso da radiotelemetria.

Os indivíduos coletados foram identificados e taxidermizados, sendo suas carcaças congeladas até a realização das análises químicas. Os animais taxidermizados foram depositados na Coleção de Mamíferos da Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG).

3.2.3 Frutos de *S. lycocarpum*

Os frutos das lobeiras (n = 14) foram coletados em áreas de pastagens limítrofes aos cafezais (Figura 3). Não foram coletados frutos no Parque devido a dificuldade de encontrá-los em estado de maturação, dada a abundância reduzida da espécie na área.



Figura 3. *Solanum lycocarpum* com flores e frutos no entorno do Parque Nacional da Serra da Canastra, MG. (Foto Leão, R.).

3.3 Preparo das Amostras

3.3.1 Pêlos dos Lobos-Guará

Os pêlos foram lavados em solução de EDTA 0,01% por duas horas para a remoção de poeira e gordura. Após a lavagem e enxágüe com água deionizada, os pêlos foram secos em estufa a 40°C e, posteriormente, picotados com tesoura.

3.3.2 Pequenos Mamíferos

Das carcaças dos mamíferos foram retirados cabeça, patas e rabo por conterem maior quantidade de tecido ósseo, possível interferente para a análise devido ao cálcio. Cada animal foi picotado com tesoura, liofilizado e teve todo seu conteúdo restante (tecidos e vísceras) homogeneizado através de *mixer*.

3.3.3 Frutos de *S. lycocarpum*

Os frutos foram secos em estufa a 40° C e macerados até a homogeneização.

3.4 Análise de Mercúrio Total (HgT)

Todas as análises químicas para a determinação do Mercúrio Total (mercúrio orgânico e inorgânico) foram realizadas no Laboratório de Radioisótopos Eduardo Penna Franca, do Instituto de Biofísica Carlos Chagas Filho – Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ), sendo o método proposto por Malm *et al.* (1989) utilizado para todas as matrizes do estudo.

Duplicatas de 0,05 g de cada amostra foram pesadas e nelas foram adicionados 1 mL de peróxido de hidrogênio (H₂O₂) – exceto pêlos – e 5 mL de solução de sulfonítrica concentrada (H₂SO₄:HNO₃) v/v. As amostras foram colocadas em banho-maria a 60°C por duas horas até a solubilização total das matrizes. A seguir, foram adicionados 5 mL de permanganato de potássio 5% (KMnO₄), sendo o conjunto novamente aquecido em banho por mais 15 minutos, e posto em descanso durante uma noite. No dia seguinte, cada amostra foi reduzida com a adição de um mL de cloridrato de hidroxilamina (HONH₃Cl+NaCl) a 12% e aferida a 14 mL com H₂O Milli-Q. As leituras foram realizadas por um Sistema de Fluxo de Injeção de Mercúrio, FIMS – 400, com amostrador automático AS93plus (PerkinElmer), empregando-se o borohidreto de sódio como agente redutor (Bastos *et al.*, 1998). A curva de calibração foi feita através de soluções-padrão de 5, 10, 20, 30 e 40 ppb (ng/g) de mercúrio.

3.4.1 Precisão Analítica

Com a finalidade de monitorar o risco de contaminação das amostras durante o processo de análise, três brancos de reagentes foram analisados e tiveram seus resultados subtraídos das leituras a cada conjunto de amostras.

Foram considerados os resultados cujo desvio padrão entre as duplicatas de cada amostra fosse menor ou igual a 20%, sendo este valor determinado em função da natureza heterogênea das amostras.

A acurácia do método foi avaliada por meio de padrões certificados DORM-2 (músculo de peixe) do *National Research Council*, para os pequenos mamíferos, IAEA-085 (cabelos humanos) e IAEA-393 (alga *Chrorella*), ambos da *International Atomic Energy Agency*, para pêlos e frutos, respectivamente (Tabela 1).

Tabela 1. Concentrações de HgT detectadas nos padrões certificados para peixe, cabelo humano e alga, através do FIMS-400 (Perkin-Elmer).

Material Certificado	Valor Certificado ($\mu\text{g/g}$)	Resultados ($\mu\text{g/g}$)	Recuperação (%)
DORM-2	4,64 \pm 0,26	4,65 \pm 0,13	100,2
IAEA-085	22,69 \pm 0,33	23,26 \pm 1,24	102,5
IAEA-393	40,64	40,08	98,6

3.4.2 Limite de Detecção para o Mercúrio Total

O limite de detecção (LD) do mercúrio total para o método das matrizes analisadas foi determinado através da média dos desvios-padrão dos brancos dos reagentes multiplicado por três. Com base neste valor, a concentração mínima detectada (CMD) para as amostras de pêlos, pequenos mamíferos e frutos foi calculada a partir da seguinte fórmula:

$$CMD = LD \times \text{Volume solução final (14 mL)} / \text{Massa média das amostras (g)}$$

Tabela 2. Concentração mínima detectada de HgT para as amostras de pêlos de lobos-guará, pequenos mamíferos e frutos de *S. lycocarpum*, através do FIMS-400 (Perkin-Elmer).

Amostra	Média das Massas (g)	LD ($\mu\text{g/L}$)	CMD ($\mu\text{g/g}$)
Pêlos – Lobos-Guará	0,055	0,18	0,044
Pequenos Mamíferos	0,054	0,07	0,017
<i>S. lycocarpum</i>	0,055	0,07	0,017

3.5 Tratamento Estatístico

A análise dos dados foi executada através do programa *Systat* 10.2 e *BioEstat* 2.0. Ao conjunto de dados dos lobos-guará e pequenos mamíferos foi aplicado o teste W de *Shapiro-Wilk* para a verificação da normalidade dos dados. Como os dados não apresentaram distribuição normal e não se optou pela logaritmização, foram utilizados testes não-paramétricos para as análises.

O teste de correlação de *Spearman* (r_s) foi utilizado para averiguar a existência de correlação entre as concentrações de HgT com a idade dos lobos, e com o peso dos lobos e pequenos mamíferos.

O teste U de *Mann-Whitney* foi aplicado para verificar a existência de diferenças de concentrações de HgT entre sexos, e entre idade e sexo dos lobos. Quanto aos pequenos mamíferos, foi utilizado para investigar diferenças de concentração de HgT entre espécies, sexos e áreas do Parque e entorno. A diferença de idade entre os sexos dos roedores também foi testada com a finalidade de verificar uma possível influência da idade entre os gêneros nos valores de concentração de HgT. Por fim, o teste de *Kruskal-Wallis* para amostras independentes foi aplicado para atestar diferenças de concentrações de HgT entre áreas do Parque para os pequenos mamíferos. Foi considerado o nível de significância de 5% ($\alpha = 0,05$).

Os frutos de *S. lycocarpum* foram excluídos dos testes estatísticos devido a maioria dos valores de concentração de HgT terem ficado abaixo da Concentração Mínima Detectada (CMD).

4. RESULTADOS

4.1 Lobos-Guará

Foram capturados 13 lobos-guará em áreas do entorno e interior do PNSC. Dentre eles, apenas a fêmea Christi era jovem na data da captura, enquanto os 8 machos e as 4 fêmeas restantes eram adultos. As áreas de vida destes lobos abrangem somente o Parque, fazendas do entorno ou ambos, de acordo com os dados de radiotelemetria que permitiu a localização à distância destes animais pela recepção dos sinais emitidos pelos rádio-colares (Tabela 3).

Tabela 3. Concentração de mercúrio total (HgT) nos pêlos dos lobos-guará do Parque Nacional da Serra da Canastra e fazendas do entorno- MG.

Indivíduos	Sexo	Peso (kg)	Idade (meses)	Hg Total ($\mu\text{g/g}$)	Área de Uso
<i>Taís</i>	F	23	36	9,80	Parque
<i>Christi</i>	F	17	10	5,53	Parque
<i>Pierre</i>	M	32	72	4,77	Parque
<i>Ipiranga</i>	M	26	48	3,50	Parque
<i>Amadeo</i>	M	29	48	4,81	Parque e entorno
<i>Lou Ann</i>	F	15	108	2,19	Parque e entorno
<i>Laís</i>	F	31	48	1,67	Parque e entorno
<i>Melissa</i>	F	26	36	1,61	Parque e entorno
<i>Roman</i>	M	31	48	1,57	Parque e entorno
<i>Roni</i>	M	32	84	0,62	Parque e entorno
<i>Chewbacca</i>	M	28	60	2,68	Entorno
<i>Cerveja</i>	M	25	18	1,15	Entorno
<i>Gambá</i>	M	30	48	1,06	Entorno

4.1.1 Concentração de Mercúrio Total

Os valores de mercúrio total nos pêlos dos lobos-guará variaram de 0,62 a 9,8 $\mu\text{g/g}$. O maior valor foi encontrado na loba Taís que apresenta área de vida restrita ao interior do Parque, enquanto a menor concentração foi detectada no lobo Roni, que ocupa áreas do Parque e fazendas adjacentes. A loba Christi apresentou a segunda maior concentração dentre os lobos (5,53 $\mu\text{g/g}$) e tem também sua área de vida no interior do PNSC (Tabela 3).

Os lobos-guará cuja área de vida é restrita ao Parque apresentaram concentração média de HgT de $5,9 \pm 2,73 \mu\text{g/g}$, mais elevada quando comparada às médias para o PNSC/entorno ($2,08 \pm 1,58 \mu\text{g/g}$) e entorno ($1,63 \pm 0,91 \mu\text{g/g}$) (Figura 4). A existência de diferenças nas concentrações de HgT entre os lobos que ocupam as diferentes categorias de área de vida não foram testadas estatisticamente devido ao desconhecimento da proporção de uso pelos animais que ocupam ambas áreas do PNSC e entorno.

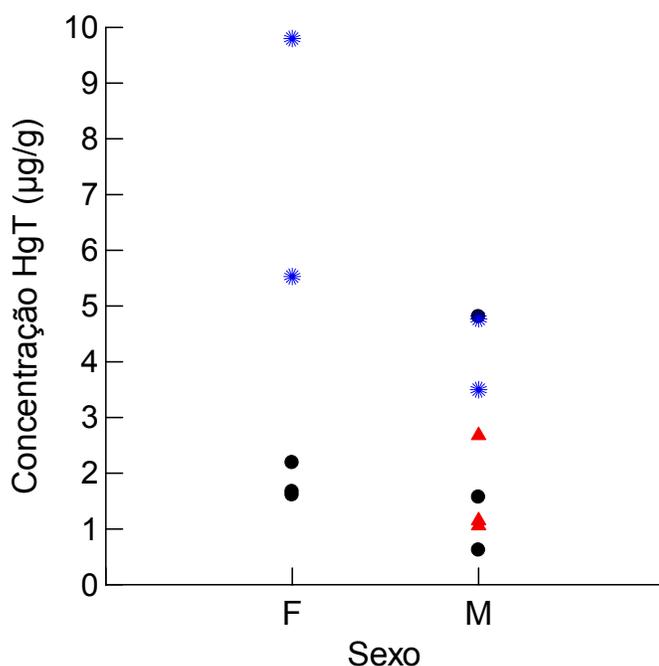


Figura 4. Concentração de HgT ($\mu\text{g/g}$) entre os sexos dos lobos-guará do Parque Nacional da Serra da Canastra (*), Fazendas (\blacktriangle) e Parque/Fazendas (\bullet) – MG.

A concentração de HgT não diferiu significativamente entre os sexos (*Mann-Whitney* – $U = 28$; $p = 0,242$) (Figura 4). Não houve diferença significativa entre a idade de machos e fêmeas dos lobos-guará (*Mann-Whitney* – $U = 13$; $p = 0,291$).

Os lobos não apresentaram correlação significativa entre a concentração de HgT e a idade (*Spearman* - $r_s = -0,22$; $p = 0,4686$) e entre a concentração de HgT e o peso (*Spearman* - $r_s = -0,41$; $p = 0,1691$) (Figuras 5 e 6). Correlacionando as

mesmas variáveis separadamente entre os sexos, a concentração de HgT e a idade (machos, *Spearman* - $r_s = -0,05$; $p = 0,9050$; fêmeas, *Spearman* - $r_s = -0,31$; $p = 0,6144$), a concentração de HgT e o peso (machos, *Spearman* - $r_s = -0,14$; $p = 0,7342$; fêmeas, *Spearman* - $r_s = -0,5$; $p = 0,3910$) não estiveram correlacionados (Figuras 5 e 6).

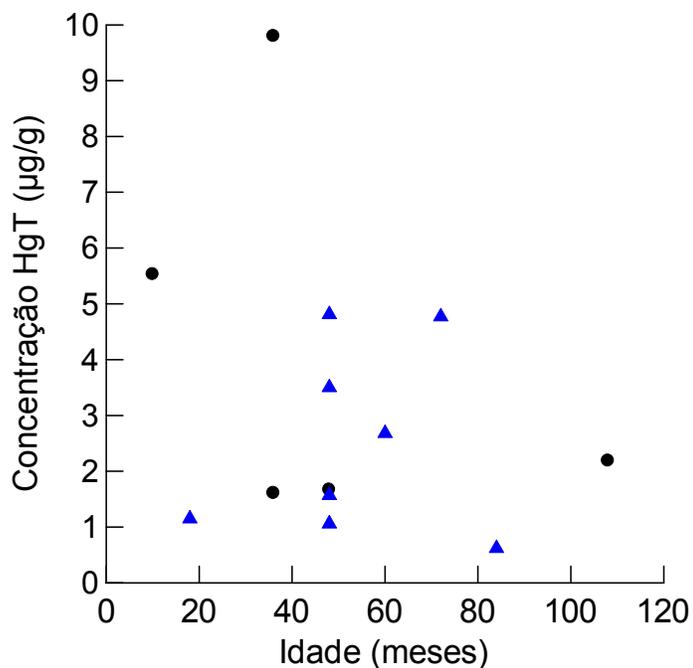


Figura 5. Concentração de HgT (µg/g) e idade (meses) dos lobos-guará machos (▲) e fêmeas (●) do Parque Nacional da Serra da Canastra e/ou Fazendas – MG.

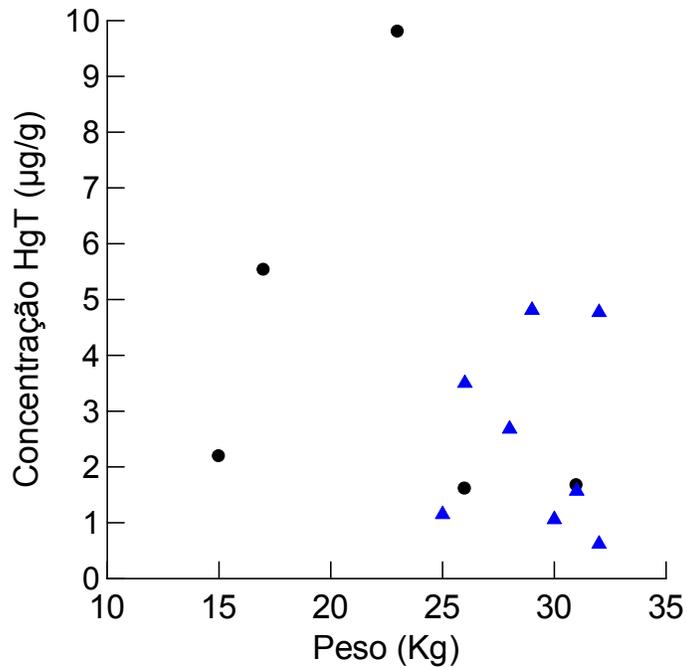


Figura 6. Concentração de HgT (µg/g) e peso (kg) dos lobos-guará machos (▲) e fêmeas (●) do Parque Nacional da Serra da Canastra e/ou Fazendas – MG.

4.2 Pequenos Mamíferos

No PNSC, foram utilizados para as análises 27 roedores de duas espécies da família Muridae e dois marsupiais, *Monodelphis* sp. (família Didelphidae). No entorno, foram capturados 23 indivíduos de quatro espécies de roedores (família Muridae) nas Fazendas Esperança e Maria. Na Fazenda Canastra, nenhum indivíduo foi capturado. O roedor *Bolomys lasiurus* foi comum em ambas áreas do Parque e entorno, enquanto *Calomys* sp. ocorreu e foi representativo somente nas fazendas amostradas (Tabela 4, Apêndice 1).

Tabela 4. Concentração média e variação de HgT em pequenos mamíferos do Parque Nacional da Serra da Canastra e fazendas do entorno – MG. Sexo Indeterminado (I), Peso Total (PT).

Espécie/Área	n	Sexo			Variação PT (g)	Hg Total (µg/g)		
		M	F	I		Variação	Média	DP
PNSC								
<i>Bolomys lasiurus</i>	24	8	11	5	16,0 - 67,7	0,05 - 0,29	0,16	0,07
<i>Akodon</i> sp.	3	2	-	1	16,0 - 22,0	0,13 - 0,49	0,30	0,18
<i>Monodelphis</i> sp.	2	-	2	-	26,0 - 1	0,83 - 1,09	0,96	0,18
Fazendas								
<i>Calomys</i> sp.	12	6	6	-	11,0 - 21,0	0,02 - 0,11	0,06	0,03
<i>Bolomys lasiurus</i>	8	2	6	-	20,0 - 39,0	0,02 - 0,12	0,06	0,03
<i>Oryzomys</i> sp.	2	1	1	-	51,0 - 55,0	0,04 - 0,06	0,05	0,01
<i>Oligoryzomys</i> sp.	1	1	-	-	18	0,1	0,1	-
Total	52	20	26	6	11,0 – 67,7	0,02 – 1,09		

4.2.1 Concentração de Mercúrio Total

Os roedores do PNSC apresentaram concentração de mercúrio total entre 0,05 a 0,49 µg/g. O menor valor foi detectado em um indivíduo da espécie *B. lasiurus*, enquanto *Akodon* sp. exibiu o maior valor entre os ratos. A média de concentração de HgT para os roedores foi de $0,18 \pm 0,09$ µg/g. Os dois representantes de *Monodelphis* sp. apresentaram os valores mais elevados (média $0,96 \pm 0,007$ µg/g) entre todos os indivíduos amostrados no Parque. Os roedores do entorno exibiram concentrações de HgT que variaram entre 0,02 µg/g detectada em *Calomys* sp. e *B. lasiurus*, e 0,12 µg/g verificada em *B. lasiurus* (Tabela 4).

Somente as espécies mais comuns em ambas áreas de amostragem, isto é, *B. lasiurus* e *Calomys* sp., foram utilizadas nos testes estatísticos.

Houve correlação negativa significativa entre as concentrações de HgT e peso de *B. lasiurus* do entorno (*Spearman* - $r_s = - 0,81$; $p = 0,0146$) (Figura 7). Entretanto, o a concentração de HgT não esteve correlacionada com o peso em *Calomys* sp. (*Spearman* - $r_s = 0,46$; $p = 0,1319$) e *B. lasiurus* do PNSC (*Spearman* - $r_s = - 0,23$; $p = 0,326$) (Figuras 8 e 9, respectivamente).

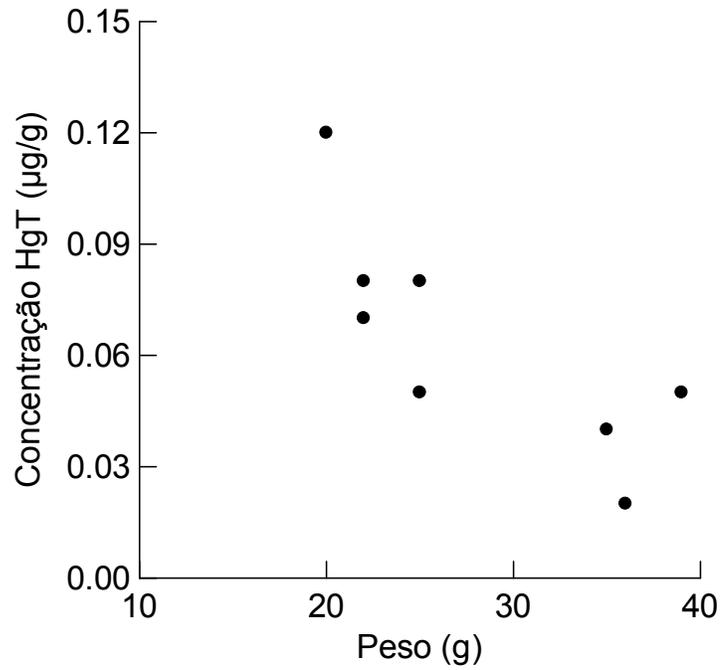


Figura 7. Concentração de HgT (µg/g) e peso(g) de *B. lasiurus* do entorno do Parque Nacional da Serra da Canastra – MG.

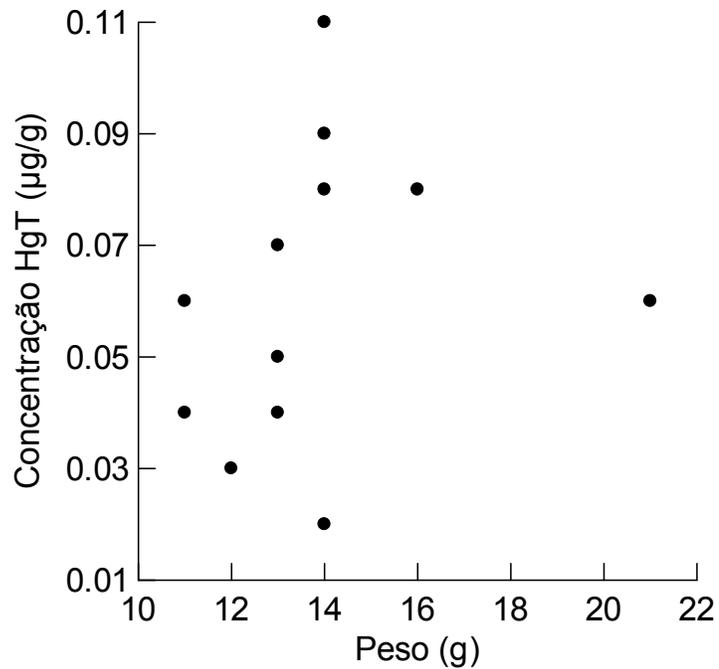


Figura 8. Concentração de HgT (µg/g) e peso(g) de *Calomys* sp. do entorno do Parque Nacional da Serra da Canastra – MG.

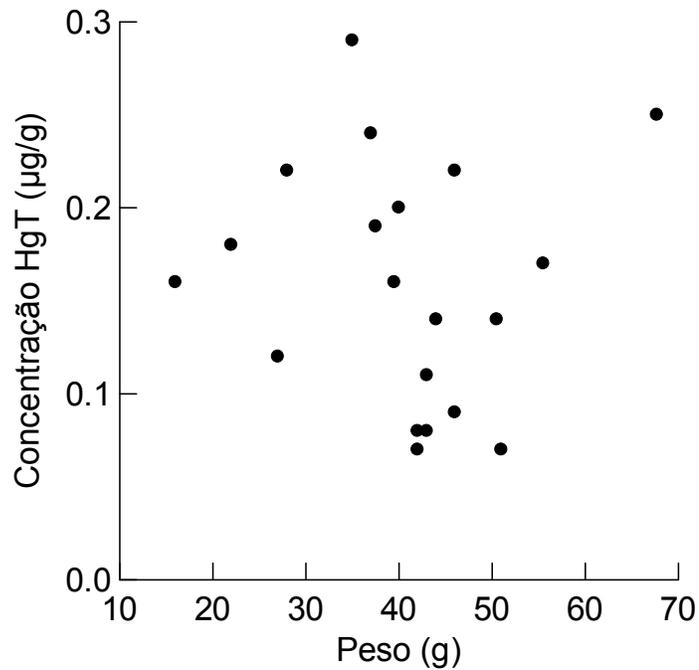


Figura 9. Concentração de HgT ($\mu\text{g/g}$) e peso(g) de *B. lasiurus* do Parque Nacional da Serra da Canastra – MG.

As concentrações de HgT não diferiram entre os sexos em *B. Lasiurus* do PNSC (*Mann-Whitney* – $U = 55,5$; $p = 0,341$) e *Calomys* sp. (*Mann-Whitney* – $U = 20,5$; $p = 0,687$). Não foi realizado teste comparativo para *B. lasiurus* do entorno devido à desproporcionalidade entre o número de machos e fêmeas.

Não foi encontrada diferença significativa das concentrações de HgT em *B. lasiurus* entre os diferentes habitats do PNSC (*Kruskal-Wallis* – $H = 0,45$, $p = 0,798$) (Tabela 5). Para a análise estatística, o campo rupestre foi excluído por apresentar apenas um indivíduo da espécie coletado. Diferenças entre fazendas não foram testadas, pois as áreas amostrais foram delimitadas exclusivamente em culturas de café e pastagens limítrofes.

Tabela 5. Concentrações de mercúrio total (HgT) em *B. lasiurus* de diferentes habitats do Parque Nacional da Serra da Canastra – MG.

Habitat PNSC	N	Média Hg Total (µg/g)
Cerrado	9	0,17±0,07
Campo Limpo	7	0,17±0,08
Campo Úmido	7	0,15±0,06
Campo Rupestre	1	0,11

Para comparar as concentrações de HgT entre os ratos do Parque e entorno, foram excluídas as espécies pouco representativas da amostra. Os roedores *B. lasiurus* e *Calomys* sp. do entorno, não apresentaram diferença significativa quanto as suas concentrações de HgT (*Mann-Whitney* – U = 46; p = 0,876), sendo, portanto, agrupados para a comparação com *B. lasiurus* do Parque. Foi encontrada diferença significativa das distribuições das concentrações de HgT entre os ratos do PNSC e fazendas do seu entorno (*Mann-Whitney* – U = 45; p < 0,0001) (Figura 10).

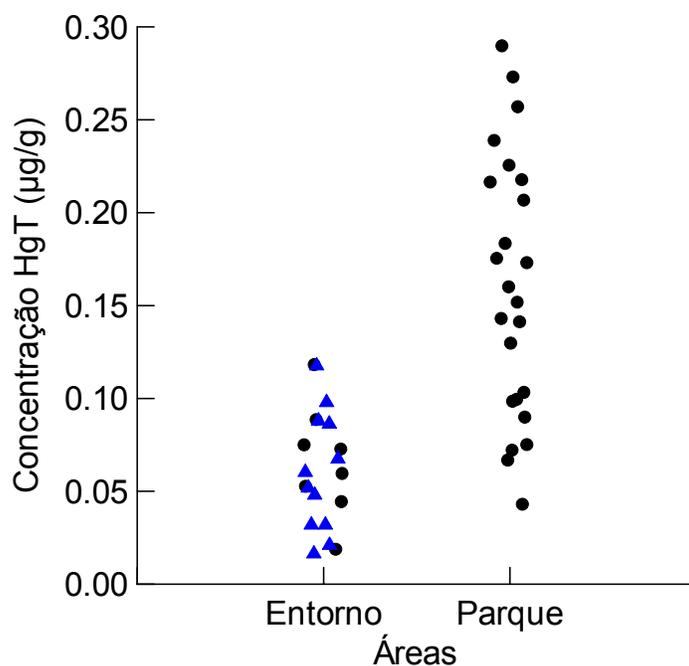


Figura 10. Concentração de HgT (µg/g) entre áreas do entorno e Parque Nacional da Serra da Canastra de *B. lasiurus* (•) e *Calomys* sp. (▲) – MG.

4.3 Frutos de *S. lycocarpum*

Foram coletados 14 frutos próximos ou em fase de maturação, com massa variando de 212,7 a 625,2 g, nas fazendas amostradas (Tabela 6).

Dentre os frutos analisados, cinco apresentaram leitura de mercúrio total acima da concentração mínima detectada (CMD = 0,017 µg/g).

Tabela 6. Concentração de HgT nos frutos de *S. lycocarpum* nas Fazendas Maria, Canastra e Esperança – MG. Não Detectado (ND).

Fruto	Massa (g)	Hg Total (µg/g)	Local de Coleta
lbr1	420,6	0,05	Faz. Maria
lbr2	339,5	ND	Faz. Maria
lbr3	216,7	ND	Faz. Canastra
lbr4	345,0	ND	Faz. Canastra
lbr5	218,7	0,04	Faz. Canastra
lbr6	420,4	ND	Faz. Canastra
lbr7	393,5	ND	Faz. Maria
lbr8	625,2	ND	Faz. Maria
lbr9	455,5	ND	Faz. Maria
lbr10	397,3	ND	Faz. Esperança
lbr11	276,6	0,02	Faz. Esperança
lbr12	350,3	0,05	Faz. Esperança
lbr13	212,7	ND	Faz. Esperança
lbr14	454,9	0,03	Faz. Maria

5. DISCUSSÃO

A biosfera desempenha um importante papel na dispersão do mercúrio (Andren & Nriagu 1979). O solo, por exemplo, tem a deposição atmosférica como fonte indireta de Hg proveniente de fontes naturais e antropogênicas (WHO 1991, Sato & Sada 1992). Neste processo, as áreas com altitudes elevadas podem receber uma carga mais expressiva do metal (Abramovskiy *et al.* 1975). Tümping *et al.* (1996), encontraram uma elevada deposição do metal após a queima de vegetação durante a estação seca (Julho a Outubro), quando parte do mercúrio aéreo encontra-se associada aos componentes da biomassa queimada (Artaxo *et al.* 1996). Nos solos cultivados, o metal é liberado de forma direta através da aplicação de fertilizantes orgânicos e inorgânicos e fungicidas contendo mercúrio, sendo perdido também para a atmosfera (Paasivirta 1991, Curtis & Smith 2002). O solo, portanto, pode ser o destino ou depósito temporário de mercúrio devido a sua baixa mobilidade e transporte, constituindo uma fonte de espécies voláteis do elemento (Lodenius & Malm 1998). Neste contexto, a região do Parque Nacional da Serra da Canastra, mesmo estando distante de fontes antrópicas de mercúrio, poderia estar recebendo quantidade interessante do metal através da deposição atmosférica, ainda mais considerando sua localização em terreno elevado. A liberação do metal a partir dos solos agriculturáveis do entorno e as queimadas freqüentes no interior do Parque e nas fazendas para a formação de pastagens (IBAMA 2005), também podem ser fatores que colaboram para a contaminação.

A biota terrestre, por sua vez, também influencia na dispersão do mercúrio em nível local, dada pela capacidade de bioacumulá-lo (Boening 2000), sendo o alimento a fonte predominante de contaminação para os animais nos sistemas terrestres (Newman & Unger 2002).

Os pêlos refletem bem a acumulação e concentração de metais pesados, por isso, são comumente utilizados como matriz para análises de mercúrio em animais silvestres (Sheffy & St. Amant 1982, Stevens *et al.* 1997, Mora *et al.* 2000, Ben-David *et al.* 2001, Duffy *et al.* 2005). Os mamíferos têm a possibilidade de eliminar poluentes através do seqüestro em seus pêlos, sendo a “muda” uma

importante via de excreção de metais pesados (Rose & Parker 1982, Braune e Gaskin 1987). Assim, os pêlos podem representar um tecido inerte para a estocagem do Hg tóxico acumulado lentamente (Wren 1986).

Os níveis de mercúrio em pêlos são sujeitos a variação regional para uma mesma espécie, o que pode ser devido às diferenças na dieta entre localizações, sem qualquer relação com atividades antropogênicas. Entre espécies, essas diferenças também podem ser atribuídas aos hábitos alimentares, com piscívoros e carnívoros de modo geral, contendo níveis mais elevados de mercúrio em relação aos mamíferos onívoros e herbívoros. Deste modo, a origem dos níveis de contaminação em animais silvestres é difícil de ser determinada devido à variabilidade natural de cada animal, as influências locais do ambiente, a proximidade de fontes de mercúrio e a amplitude da contaminação através da deposição atmosférica. Animais de diversas idades, por exemplo, podem apresentar diferentes metabolismos e consumir itens alimentares variados (Wren 1986).

Normalmente, as concentrações de mercúrio nos pêlos são maiores em relação a quaisquer tecidos do animal (Wren 1986). Mora *et al.* (2000) encontraram concentração de Hg em pêlos maior que em fígados de jaguatiricas (*Leopardus pardalis*). A mesma condição foi verificada em lontras (Beck 1977 *apud* Wren 1986), lincos e guaxinins (Cumbie & Jenkins 1975). Sobanska (2005) também encontrou relação entre os pêlos e órgãos para javalis na Polônia, porém, os pêlos exibiram valores menores em relação aos fígados analisados. Albanus *et al.* (1972), em experimento com gatos domésticos alimentados com peixes contaminados, observaram que mais de 90% do mercúrio ingerido foi absorvido e que 20% foi incorporado aos pêlos.

Eisler (1987), baseado na revisão da literatura disponível, sugeriu que concentrações maiores que 1.1 ppm ($\mu\text{g/g}$) para fígado, rim, sangue, cérebro e pêlos de animais silvestres poderiam ser consideradas como uma evidência de um problema ambiental de mercúrio. Entre os lobos analisados, apenas um apresentou concentração inferior a este valor, enquanto o marsupial *Monodelphis* sp. apresentou valores próximos ao estipulado. Geralmente, a concentração de 30

ppm (peso úmido) para fígado e rins é considerada letal ou nociva para animais selvagens (Thompson 1996).

Variações nos níveis de mercúrio com o sexo e idade em mamíferos são conflitantes na literatura (Wren 1986). Em algumas espécies de cetáceos, concentrações dependentes de sexo e/ou idade já foram relatadas (p. ex. Caurant *et al.* 1994, O'Shea 1999). Nos lobos, as concentrações de Hg não estiveram relacionadas a nenhuma destas variáveis, estando de acordo com outros estudos com mamíferos silvestres (Medvedev 1999, Mora *et al.* 2000). Semelhantemente, os roedores também não apresentaram correlação positiva com a massa corpórea. A correlação negativa para *B. lasiurus* do entorno do Parque indica aportes diferenciados de mercúrio entre os indivíduos mais jovens e os adultos devido a hábitos alimentares provavelmente distintos. Animais jovens, por exemplo, podem consumir mais itens animais, que apresentam uma maior proporção de mercúrio orgânico, e passar a consumir itens vegetais em maior escala quando adultos, pobres em compostos orgânicos de mercúrio, diminuindo assim o aporte da forma orgânica mais tóxica e de meia-vida mais elevada do Hg no organismo.

Os lobos que ocupam exclusivamente o interior do PNSC apresentaram concentrações de mercúrio mais elevadas em relação aos lobos que utilizam somente o seu entorno ou ambas áreas. Dados estes, concordantes com os maiores valores também encontrados nos pequenos mamíferos do Parque. Por isso, informações sobre a dieta no entorno e proporção de uso de habitats do Parque e arredores, além de uma maior amostragem, são necessárias para a uma avaliação mais apurada sobre essas diferenças nas concentrações entre os lobos, ainda mais quando se considera que a espécie apresenta grandes áreas de vida cujos limites ou extensões variam provavelmente com as mudanças na utilização do ambiente, quer seja em áreas preservadas ou degradadas como ao redor do Parque (Ginsberg & Macdonald 1990, Rodrigues 2002). Uma maior contaminação do PNSC também deve ser considerada para a avaliação deste resultado. Assim, análises de sedimento e de outros componentes da biota poderiam ser úteis na determinação da contaminação no Parque e entorno.

Alguns estudos com mamíferos carnívoros terrestres avaliaram os níveis de mercúrio em pêlos e/ou tecidos em regiões poluídas (Tabela 7). Raposas vermelhas (*Vulpes fulva*) da região do Rio Wisconsin (Estados Unidos - USA) apresentaram valores médios de Hg em pêlos de 0,55 µg/g (Sheffy & St. Amant 1982). Linces (*Lynx rufus*) de uma área associada ao um rio contaminado na Carolina do Sul (USA), apresentaram concentrações de mercúrio nos pêlos entre 1,14 – 24,0 µg/g (Cumbie 1975), enquanto jaguatiricas (*L. tigrinus*) em áreas de agricultura do Lower Rio Grande Valley, Texas (USA) apresentaram níveis médios de Hg de 0,7 µg/g nos pêlos (Mora *et al.* 2000). Cumbie & Jenkins (1975), encontraram altos níveis de mercúrio nos pêlos de animais de uma área contaminada do Rio Savannah no sudeste dos USA, cujos níveis médios foram: raposas cinzas 2,84 µg/g, lince 8,61 µg/g, guaxinins 9,86 µg/g.

Estudos sobre a contaminação por mercúrio em mamíferos aquáticos são relativamente comuns. Sheffy (1977 *apud* Wren 1986), por exemplo, detectou 9,5 µgHg/g nos pêlos de lontras (*Lutra canadensis*) de uma porção contaminada do Rio Wisconsin e 5,3 µgHg/g no segmento não poluído do rio. Fonseca, F. (2004) em ariranhas (*Pteronura brasiliensis*) e lontras (*Lontra longicaudis*) de rios do Pantanal encontrou valores médios em pêlos de 5,2 µgHg/g e 3,5 µgHg/g, respectivamente. Sheffy & St. Amant (1982) propuseram que concentrações de Hg nos pêlos de lontras entre 1,0 e 5,0 µg/g representem níveis naturais de contaminação ambiental.

Os níveis de mercúrio nos pêlos dos lobos-guará deste estudo estão entre 0,62 – 9,8 µg/g e, apesar da espécie ocupar áreas distantes de fontes importantes de mercúrio, alguns indivíduos apresentaram valores elevados semelhantes aos de outras espécies de carnívoros terrestres e aquáticos que ocupam áreas contaminadas. Além disso, os níveis do metal nos lobos foram próximos ou superiores aos valores encontrados para as espécies de felinos silvestres e mustelídeos estritamente carnívoros. Lobos-guará da região do Distrito Federal apresentaram níveis de mercúrio entre 0,6 a 3,0 µg/g semelhantes aos detectados em alguns lobos do PNSC e entorno (Leão, R. S., Rodrigues, F. H. G., Torres, J. P. M., dados n. public.). Um indivíduo macho de cachorro-do-mato (*Cerdocyon*

thous) encontrado atropelado no entorno do PNSC apresentou 1,9 µgHg/g nos pêlos. Este animal provavelmente apresentava área de vida restrita às fazendas devido a distância relativamente grande do Parque.

O lobo-guará é uma espécie onívora e generalista, isto é, apresenta um nicho trófico amplo e bastante variado que depende das condições ambientais (Queirolo 2001). É uma espécie caracterizada por sua relativa flexibilidade quanto às suas exigências ambientais, sempre freqüentando hábitats constituídos, sobretudo, por vegetação herbácea e arbustiva (Dietz 1987). Alterações drásticas do seu hábitat têm feito a espécie desaparecer de regiões dominadas pela agricultura, como o sul do Brasil e Uruguai (Rodden *et al.* 2004). No entanto, a espécie passou a ocupar áreas parcialmente modificadas pelo homem, como capoeiras, e regiões originalmente florestais que devido ao desmatamento, transformaram-se em campos, principalmente de pecuária extensiva (Dietz 1987, Silva 1994). O entorno do PNSC, cuja vegetação foi alterada devido às práticas agropecuária, tornou-se um hábitat alternativo aos lobos-guará. A grande freqüência de *S. lycocarpum* em áreas degradadas, como ocorre nos arredores do Parque, facilitaria a sua expansão por constituir uma importante fonte de alimento para a espécie (Courteney 1994).

O lobo-guará consome proporções similares de itens alimentares de origem vegetal e animal em termos de freqüência de ocorrência ou de biomassa. Os principais itens alimentares de sua dieta, em termos de freqüência de ocorrência, são os pequenos mamíferos – roedores e marsupiais – e frutos de *S. lycocarpum* (Dietz 1984, Carvalho & Vasconcellos 1995, Motta-Junior *et al.* 1996, Jácomo *et al.* 2004,). Queirolo (2001) encontrou uma dieta mais variada dos lobos no PNSC, sobretudo em relação aos itens vegetais. O consumo de lobeiras apareceu em menor freqüência quando comparado a outros estudos, que sugerem uma dieta de itens vegetais baseada em seus frutos (p. ex. Rodrigues 2002, Jácomo *et al.* 2004). O menor consumo poderia ser devido ao razoável estado de conservação do Parque que não permite uma elevada abundância desta espécie, sendo a mesma mais abundante em áreas degradadas (Queirolo & Motta-Junior 2000). Dietz (1984), registrou um alto consumo de lobeiras na mesma área, o que

poderia ser devido ao estado de conservação mais precário do Parque na época do estudo (Queirolo & Motta-Junior 2000). Contudo, no Parque Nacional das Emas (GO), onde *S. lycocarpum* também não é muito comum, Jácomo *et al.* (2004), encontraram freqüência elevada do fruto nas fezes.

Virtualmente nenhum mercúrio é retirado do solo pelas plantas vasculares, embora as concentrações nas raízes possam ser significativamente elevadas e refletir a concentração do metal no solo circundante (Lindqvist 1991). Estas plantas podem absorver o mercúrio elementar diretamente do ar, principalmente através das folhas, e translocar parte para as raízes. Contudo, as concentrações do metal na biomassa das plantas são normalmente baixas (Lodenius & Malm 1998). De acordo com o previsto, os níveis de mercúrio encontrados para os frutos de *S. lycocarpum* coletados no entorno foram muitos baixos ou estiveram abaixo da concentração mínima detectável.

Os lobos podem consumir várias lobeiras por refeição (Rodrigues 2002), porém a ingestão destes frutos em proporção elevada, pode ter pouca importância na transferência do contaminante, já que a maior parte do mercúrio encontrado nas plantas encontra-se na forma inorgânica (Huckabee *et al.* 1983).

Como as concentrações de mercúrio total foram mais elevadas nos lobos-guará e pequenos mamíferos do Parque, a análise de frutos coletados em seu interior poderia revelar se os mesmos seguem um padrão dependente da área.

De acordo com Queirolo (2001), as espécies de roedores mais abundantes no PNSC são *Bolomys lasiurus* e *Akodon lindbergui*. Os roedores *B. lasiurus*, *Calomys* sp. e *Olygoryzomys* sp. foram os mais freqüentes na dieta do lobo-guará. *Bolomys lasiurus* além de ter sido a espécie mais consumida, foi predada numa proporção maior que a esperada, fato que pode ser explicado pelos seus hábitos terrícolas e pela freqüência em ambientes abertos, tais como cerrado *stricto sensu*, campo limpo e sujo (Alho 1994, Queirolo 2001), também bastante utilizados pelos lobos. Outras espécies apresentaram proporções semelhantes de consumo (p. ex. *Olygoryzomys* sp.), enquanto algumas apesar de ocorrerem em grandes quantidades no terreno, não foram ou foram muito pouco vulneráveis à predação, como *Akodon* sp. (Queirolo 2001).

Bolomys lasiurus e *Calomys* sp., os roedores mais freqüentes da dieta do lobo-guará no PNSC foram também as espécies com o maior número de indivíduos analisados neste estudo. No entorno, as duas espécies apresentaram médias semelhantes de concentração de mercúrio, enquanto *B. lasiurus* no PNSC apresentou média superior à encontrada nos indivíduos da mesma espécie e de *Calomys* sp. de fora do Parque. O marsupial *Monodelphis* sp. exibiu valores relativamente altos de concentração de mercúrio quando comparados aos detectados nos roedores da mesma área, podendo representar uma importante fonte de contaminação para os lobos-guará. Portanto, torna-se necessária a avaliação de mais indivíduos desta espécie, a fim de esclarecer se tais valores são um consenso entre eles.

Gardner *et al.* (1978) examinaram a biota de um brejo salino contaminado por Hg na Georgia. Os níveis médios de mercúrio (p.u.) para o rato *Sigmodon hispidus* foi de 0,09 µg/g no músculo e 3,8 µg/g no fígado, enquanto no rato *Rattus norvegicus* foi de 7,4 µg/g (p.s.) no músculo e 15,0 µg/g (p.s.) no fígado. O marsupial *Didelphis marsupialis* apresentou 6,4 µg/g (p.s.) no músculo e 13,0 µg/g (p.s.) no fígado. Bull *et al.* (1977) ao comparar uma área poluída por indústria com outra distante da fonte emissora encontrou para o rato *Apodemus sylvaticus* valor médio de Hg maior próximo à fonte (0,98 µg/g p.u. músculo) relacionado à área de controle (0,07 µg/g p.u.).

Os roedores e marsupiais deste estudo apresentaram níveis baixos de Hg (0,02 - 0,49 e 0,83 - 1,09 µg/g p.s., respectivamente) quando comparados a algumas das espécies de roedores que ocupam áreas contaminadas nos estudos supracitados. Todavia, torna-se difícil a comparação entre os pequenos mamíferos, já que nos estudos existentes os tecidos e vísceras são analisados em separado. Os tecidos e vísceras dos roedores e marsupiais deste trabalho foram homogeneizados para as análises pelo fato dos lobos consumirem os animais inteiros.

A diversidade dos valores detectados entre os indivíduos da mesma ou de diferentes espécies dos pequenos mamíferos provavelmente se deve aos hábitos alimentares dentro de cada área de estudo. Todas as espécies amostradas

apresentam dieta onívora, incluindo insetos e outros artrópodes na sua alimentação (Alho & Pereira 1985, Mares *et al.* 1986, Francisco *et al.* 1995), sendo que os insetos podem representar uma importante fonte de contaminação de mercúrio para esses animais devido ao acúmulo de metilmercúrio (Nuorteva & Nuorteva 1982, Saouter *et al.* 1993, Lindqvist *et al.* 1995, Burton *et al.* 1997).

Organismos que ocupam altos níveis nas teias alimentares podem apresentar elevadas concentrações de mercúrio em seus tecidos, como resultado da biomagnificação da forma orgânica mais tóxica do metal, o metilmercúrio (Renzoni *et al.* 1998). A transferência ao longo da cadeia alimentar é um mecanismo lógico para explicar as concentrações de Hg encontradas nos lobo-guará. Contudo, apesar do animal consumir itens animais contaminados por mercúrio, sua dieta onívora com um alto consumo de itens vegetais provavelmente contribui para uma menor exposição a altos níveis do elemento, uma vez que as plantas não contêm quantidades significativas de mercúrio orgânico (MeHg).

Por fim, como o lobo-guará apresenta uma dieta bastante generalista, é necessário um estudo mais abrangente sobre as concentrações do mercúrio em seus itens alimentares para uma melhor avaliação das fontes de contaminação. Além disso, a determinação das concentrações de Hg no fígado, rins, músculos, entre outros, são de extrema importância para a avaliação dos riscos e processos de detoxificação do metal no lobo-guará.

Tabela 7. Concentração média e variação de HgT para diferente ($\mu\text{g/g}$ peso seco) em pêlos e tecidos de mamíferos carnívoros deste e de outros estudos.

Espécie	N	Localização	Tecido	Concentração ($\mu\text{g/g}$)		Referência
				Média	Variação	
<i>Chrysocyon brachyurus</i>	13	PNSC - Brasil	pêlos	3,2	0,6 – 9,8	Presente estudo
<i>Chrysocyon brachyurus</i>	7	Águas Emendadas - Brasil	pêlos	1,4	0,6 – 3,0	Leão, <i>et al.</i> , n. publ.
<i>Lynx rufus</i> (lince)	5	Carolina do Sul - USA	pêlos	13,0	1,14 - 24,0	Cumbie 1975
			músculo	0,67	0,02 - 1,9	
			fígado	2,28	0,25 - 4,8	
<i>Vulpes fulva</i> (raposa vermelha)	12	Wisconsin - USA	pêlos	0,55	-	Sheffy & St. Amant 1982
			músculo	<0,02	-	
			fígado	0,04	-	
			rins	0,14	-	
<i>Felis pardalis</i> (jaguatirica)	32	Lower Rio Grande Valley - Texas	pêlos	0,7	-	Mora <i>et al.</i> 2000
			fígado	0,31	-	
			rins	0,28	-	
<i>Urocyon cinereoargenteus</i> (raposa cinza)	20	Rio Savannah - USA	pêlos	2,84	-	Cumbie & Jenkins 1975
<i>Lynx rufus</i> (lince)	6		pêlos	8,61	-	
<i>Procyon lotor</i> (guaxinin)	5		pêlos	9,86	-	
<i>Ursus maritimus</i> (urso polar)	128	Ártico - Canadá	pêlos	-	1,1 - 44,3	Eaton & Farant 1982
		Ártico oeste	pêlos	18,5	-	
		Ártico leste	pêlos	4,9	-	
		Hudson's Bay	pêlos	2,5	-	
<i>Lutra canadensis</i> (lontra)	-	Rio Wisconsin - área industrial	pêlos	9,5	-	Sheffy 1977
		Rio Wisconsin - área não industrial	pêlos	3,8	-	
<i>Lontra longicaudis</i> (lontra)	4	Pantanal - Brasil	pêlos	3,5	1,0 - 5,9	Fonseca, F 2004
<i>Pteronura brasiliensis</i> (ariranha)	5		pêlos	5,2	2,9 - 8,3	

Obs.: valores em peso úmido

6. CONCLUSÕES

Os lobos-guará da região do PNSC estão expostos à contaminação pelo mercúrio mesmo estando distantes de fontes importantes do metal.

As concentrações de mercúrio encontradas em lobos-guará foram menores às associadas com efeitos adversos em mamíferos silvestres.

As concentrações de mercúrio nos pêlos dos lobos-guará não tiveram relação com a idade, sexo e massa corpórea dos animais, sugerindo uma maior influência da variação na dieta e entre as diferentes áreas de vida.

Os pequenos mamíferos do PNSC e do seu entorno estão expostos à contaminação por mercúrio, sugerindo a assimilação do metal pelos lobos-guará através destes itens alimentares.

Os lobos-guará e pequenos mamíferos do PNSC apresentaram concentrações de mercúrio total mais elevadas em relação às encontradas nas fazendas do entorno.

Os frutos de *S. lycocarpum* do entorno do PNSC apresentaram baixas concentrações de mercúrio total, representando fonte de contaminação pouco importante para os lobos-guará.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABRAMOVSKIY, B. P., ANOKHIN, YU. A., IONOV, V. A., NAZAROV, E. M. & OSTROMOGILSKIY, A. K. H. 1975. Global balance and maximum permissible mercury emissions into the atmosphere. *In: Second Joint US/USSR Symposium on the Comprehensive Analysis of the Environment.* US Environmental Protection Agency, Honolulu. pp. 14-21.
- ALBANUS, L., FRANKENBURG, L., GRANT, C. VAN HAARTMAN, U., *et al.* 1972. Toxicity for cats of methylmercury hydroxide added to fish. *Environ. Res.* 5: 425-442.
- ALHO, C. J. R. & PEREIRA, L. A. 1985. Population ecology of a cerrado rodent community in central Brazil. *Rev. Bras. Biol.* 45(5): 597-607.
- ALHO, C. J. R. 1994. Distribuição da fauna num gradiente de recursos em mosaico. *In: PINTO, M. N. (ed.). Cerrado: caracterização, ocupação e perspectivas.* Brasília, Editora Universidade de Brasília. pp. 213-262.
- ALMEIDA, S. P., PROENÇA, C. E. B., SANO, S. M. & RIBEIRO, J. F. 1998. Cerrado, espécies vegetais úteis. EMBRAPA. Planaltina, DF. 464p.
- ANDERSSON, A. 1979. Mercury in soils. *In: NRIAGU, J. O. (ed.). The biogeochemistry of mercury in the environment.* New York, Elsevier/North Holland Biomedical Press. pp. 79-112.
- ANDREN, A. & NRIAGU, J. O. 1979. The global cycle of mercury. *In: NIAGRU, J. O. (ed.) The Biogeochemistry of Mercury in the Environment.* Elsevier, Amsterdam. pp. 23.
- ARAGONA, M. & SETZ, E. Z. F. 2001. Diet of the maned wolf, *Chrysocyon brachyurus* (Mammalia: Canidae), during wet and dry seasons at Ibitipoca State Park, Brazil. *J. Zool.* 254: 131-136.
- ARTAXO, P., FERNANDES, E. T., MARTINS, J. V., YAMASOE, M. A. *et al.* 1996. Large scale atmospheric mercury and trace elements measurements in Amazônia. *In: Proceedings, 4th International Conference, Mercury as a Global Pollutant, Hamburg, Germany.*

- ATSDR. - Agency for Toxic Substances and Disease Registry. 1999. Toxicological profile for Mercury. Atlanta, GA: U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service. 617 p.
- AZEVEDO, F. C. C. & GASTAL, M. L. A. 1997. Hábito alimentar do lobo-guará (*Chrysocyon brachyurus*) na APA Gama/Cabeça do Veado - DF. In: LEITE, L. L. & SAITO, C. H. (eds.). Contribuição ao Conhecimento Ecológico do Cerrado. Dept. Ecologia, Universidade de Brasília. Brasília, DF. pp. 238-240.
- BASTOS, W. R., MALM, O., PFEIFFER, W. C. & CLEARY, D. 1998. Establishment and analytical quality control of laboratories for Hg determination in biological and geological samples in the Amazon, Brasil. Ci. Cult. 50(4): 255-260.
- BECK, D. L. 1977. Pesticide and heavy metal residues in Louisiana River otter. Dissertação (Mestrado). Texas. *apud* WREN, C. D. 1986. A review of metal accumulation and toxicity in wild mammals. I. Mercury. Environ. Res. 40: 210–244.
- BEN-DAVID, M., DUFFY, L. K., BLUNDELL, G. M. & BOWYER, R. T. 2001. Natural exposure to mercury in coastal river otters: age, diet and survival. Environ. Toxicol. Chem. 20: 1986–1992.
- BESTELMEYER, S. V. & WESTBROOK, C. 1998. Maned wolf (*Chrysocyon brachyurus*) predation on pampas deer (*Ozotoceros bezoarticus*) in Central Brazil. Mamm. 62(4): 591-595.
- BESTELMEYER, S. V. 2000. Solitary, reproductive, and parental behavior of maned wolves (*Chrysocyon brachyurus*). Tese (Doutorado), Colorado State University.
- BOENING, D. W. 2000. Ecological effects, transport, and fate of mercury: a general review. Chemosph. 40:1335–1351.
- BRANDÃO, M. 1995. Cobertura Vegetal do Alto Paranaíba (Microregiões 171,172 e 179) – Dados Preliminares. Daphne. 5(4):53-58.
- BRAUNE, B. M. & GASKIN, D. E. 1987. Mercury levels in Bonaparte's gulls (*Larus Philadelphia*) during autumn molt in the Quoddy region, New Brunswick, Canada Archives of environmental contamination and toxicology. 16(5): 539-549.

- BULL, K. R., ROBERTS, R. D., INSKIP, M. J. & GOODMAN, A. T. 1977. Mercury concentrations in soil, grass, earthworms, and small mammals near an industrial emission source. *Environ. Poll.* 12: 135-140.
- BURGUER, J. TRIVEDI, C. D. & GOCHFELD, M. 2000. Metals in herring and great black-backed gulls from the New York bight: the role of salt gland in excretion. *Environ. Monit. Assess.* 64: 569-581.
- BURTON, G. V., ALLEY, R. J., RASMUSSEN, G. L., ORTON, P, et al. 1977. Mercury and behavior in wild mouse populations. *Environ. Res.* 14: 30-34.
- CANELA, M. C. 1995. Determinação de mercúrio a nível de traço: aplicação em amostras de interesse ambiental. Universidade Estadual de Campinas.
- CARVALHO, C. T. & VASCONCELLOS, L. E. M. 1995. Disease, food and reproduction of the maned wolf - *Chrysocyon brachyurus* (Illiger) (Carnivora, Canidae) in southeast Brazil. *Rev. Bras. Zool.* 12(3): 627-640.
- CARVALHO, C. T. 1976. Aspectos faunísticos do cerrado - o lobo-guará (Mammalia, Canidae). Instituto florestal, São Paulo, SP. *Tech. Bull.* 21:1-16.
- CAURANT, F., AMIARD, C., AMIARD-TRIQUET, C. & SAURIAU, P. G. 1994. Ecological and biological factors controlling the concentrations of trace elements (As, Cd, Cu, Hg, Se, Zn) in delphinids *Globicephala melas* from the North Atlantic Ocean. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 103: 207-219.
- CHANG, L. W. & SUBER, R. 1982. Protective effect of selenium on methylmercury toxicity: a possible mechanism. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 29: 285-289.
- COURTENAY, O. 1994. Conservation of the Maned wolf: fruitful relations in a changing environment. *Canid News.* 2: 41-43.
- CUMBIE, P. M. & JENKINS, J. H. 1975. Mercury accumulation in native animals of the southeast. *Proc. Annu. Conf. Southeast Assoc. Game Fish Comm.* 28: 639-648.
- CUMBIE, P. M. 1975. Mercury in hair of bobcats and raccoons. *J. Wildl. Manage.* 39: 419-425.
- CURTIS, L. R. & SMITH, B. W. 2002. Heavy metals in fertilizers: considerations for setting regulations in Oregon. Salem, Oregon. Oregon Department of Agriculture. 34p.

- DIETZ, J. M. 1984. Ecology and Social Organization of the Maned Wolf. Smithsonian Contrib. Zool. 392:1-51.
- DIETZ, J. M. 1987. Grass roots of the Maned wolf. Nat. Hist. 96(3): 53-60.
- DUFFY, L. K., DUFFY, R. S., FINSTAD, G. & GERLACH, C. 2005. A note on mercury levels in the hair of Alaskan reindeer. Sci. Tot. Environ. 339: 273-276.
- EATON, R. D. P. & FARANT, J. P. 1982. The polar bear as a biological indicator of the environmental mercury burden. Artic. 35: 422-425.
- EATON, R. D. P., SECOND, D. C. & HEWITT, P. 1980. An experimental assessment of the toxic potential of mercury in ringed seal liver for adult laboratory cats. Toxicol. Appl. Pharmacol. 55: 514-521.
- EISLER, R. 1987. Mercury hazards to fish, wildlife, and invertebrates: a synoptic review. U. S. Fish and Wildlife Service, Biological Report USFWS 85/1.10, Laurel, MD.
- ENDO, T., HARAGUCHI, K. & SAKATA, M. 2002. Mercury and selenium concentrations in the internal organs of toothed whales and dolphins marketed for human consumptions in Japan. Sci. Total Environ. 300: 15-22.
- FERNICOLA, N. A. G. G., BOHRER-MOREL, M. B. C. & BAINY, A. C. D. 2003. Ecotoxicologia. In: AZEVEDO, F. A. & CHASIN, A. A. M. (eds.). As bases toxicológicas da ecotoxicologia. Rima/Intertox. pp. 221-242.
- FITZGERALD, W. F., ENGSTROM, D. R., MASON, R. P. & NATER, E. A. 1998. The case for atmospheric mercury contamination in remote areas. Environ. Sci. Technol. 32(1): 1-7.
- FONSECA, F. R. D. 2004. Concentração de mercúrio em ariranhas (*Pteronura brasiliensis*), lontras (*Lontra longicaudis*) e peixes de sua dieta no Pantanal, Brasil. Dissertação (mestrado). Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia/Universidade Federal do Amazonas.
- FONSECA, G. A. B., RYLANDS, A. B., COSTA, C. M. R., MACHADO, R. B. & LEITE, Y. L. R. 1994. Livro Vermelho dos Mamíferos Brasileiros Ameaçados de Extinção. Fundação Biodiversitas, Belo Horizonte.

- FRANCISCO, A., MAGNUSSON, W. & SANAIOTTI, T. 1995. Variation in growth and reproduction of *Bolomys lasiurus* (Rodentia: Muridae) in an Amazonian savanna. *J. Trop. Ecol.* 11: 419-428.
- GARDNER, S. W., KENDALL, D. R. ODOM, R. R., WINDOM, H. L. & STEPHENS, J. A. 1978. The distribution of methylmercury in a contaminated salt marsh ecosystem. *Environ. Pollut.* 15: 243-251.
- GINSBERG, J. R. & MACDONALD, D. W. (eds.) 1990. Foxes, wolves, jackals and dogs: An action plan for the conservation of canids. IUCN/SSC Canid Specialist Group & IUCN/SSC Wolf Specialist Group, International Union for Conservation of Nature and Natural Resources, Gland. 116 p.
- HORAI, S., MINAGAWA, M., OZAKI, H., WATANABE, I., *et al.* 2006. Accumulation of Hg and other heavy metals in the Javan mongoose (*Herpestes javanicus*) capture don Amamioshima Island, Japan. *Chemosph.* 65: 657-665.
- HORVAT, M. 1996. Mercury analysis and speciation in environmental samples. *In:* BAEYENS PM, EBINGHAUS WR, VASILIEV O. (eds.) Global and regional mercury cycles: Sources, fluxes and mass balances. Dordrecht, NL, Kluwer Academic Publishers (NATO ASI Series, Partnership Sub-series 2, Environment, Vol. 21). pp. 1–31.
- HUCKABEE, J. W., DIAZ, F. S., JANZEN, S. A. & SOLOMON, J. 1983. Distribution of mercury in vegetation at Almaden Spain. *Environ. Pollut.* 30: 211-224.
- HURTADO, L. C. 2007. Avaliação da predação de criações domésticas por lobo-guará (*Chrysocyon brachyurus*) no entorno do Parque Nacional da Serra da Canastra, MG, Brasil. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de Minas Gerais.
- IBAMA - Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. 2005. Plano de Manejo: Parque Nacional da Serra da Canastra. MMA/IBAMA.
- IBDF/FBCN – Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal/Fundação Brasileira para a Conservação da Natureza. 1981. Plano de Manejo do Parque Nacional da Serra da Canastra. IBDF, Brasília.

- JÁCOMO, A. T. A. 1999. Nicho alimentar do lobo guará (*Chrysocyon brachyurus* Illiger, 1811) no Parque Nacional das Emas. Dissertação (Mestrado), Universidade federal de Goiás. 30p.
- JÁCOMO, A. T. A., SILVEIRA, L., DINIZ-FILHO, J. A. F. 2004. Niche Separation between the Maned-Wolf (*Chrysocyon brachyurus*), Crab-Eating Fox (*Dusicyon thous*) and the Hoary-Fox (*Dusicyon vetulus*) in the Cerrado of Central Brazil. J. Zool. 262:99-106.
- JUAREZ, K. M. & MARINHO-FILHO, J. S. 2002. Diet, habitat use, and home ranges of sympatric canids in Central Brazil. J. Mamm. 83(4):925-933.
- LAILSON-BRITO, J. 2007. Bioacumulação de mercúrio, selênio e organoclorados (DDT, PCB e HCB) em cetáceos (Mammalia, Cetacea) da costa Sudeste e Sul do Brasil. Tese (Doutorado). Universidade Federal do Rio de Janeiro.
- LINDQVIST, L., BLOCK, M. & TJALVE, H. 1995. Distribution and excretion of Cd, mercury, methyl-mercury and Zn in the predatory beetle *Pterostichus niger*. Environ. Toxicol. Chem. 14: 1195-1201.
- LINDQVIST, O. 1991. Mercury in the Swedish environment: 8. Mercury in terrestrial systems. Water, Air, Soil Poll. 55(1-2):73-100.
- LIPPMANN, M. & SCHLESINGER, R. B. 1979. Chemical contamination in the human environment. New York: Oxford University Press. 456p.
- LODENIUS, M & MALM, O. 1998. Mercury in the Amazon. Rev. Environ. Contam. Toxicol. 157: 25-52.
- LODENIUS, M. 1994. Mercury in terrestrial ecosystems: a Review. In: WATRAS, C. & HUCKABEE, J. (eds). Mercury as a Global Pollutant. Integration and Synthesis. Lewis, Boca Raton. pp. 343-354.
- LOMBARDI, J. A. & MOTTA-JUNIOR, J. C. 1993. Seed dispersal of *Solanum lycocarpum* St.Hil. (Solanaceae) by the maned wolf, *Crysocyon brachyurus* Illiger (Mammalia, Canidae). Ci. Cult. 45(2): 126-127.
- M.M.A – Ministério do Meio Ambiente. 2003. Instrução normativa Nº 3, de 27 de maio de 2003. Diário Oficial da União - Seção 1 101:88-97.

- MACHADO, R. B., RAMOS NETO, M. B., PEREIRA, P., CALDAS, E., *et al.* 2004. Estimativas de perda da área do Cerrado brasileiro. Conservação Internacional do Brasil, Brasília.
- MALM, O., PFEIFFER, W. C., BASTOS, W. & SOUZA, C. M. M. 1989. Utilização do acessório de vapor frio para investigação de mercúrio em amostras ambientais por espectrofotometria de absorção atômica. *Ci. Cult.* 41: 88-92.
- MANTOVANI, J. E. 2001. Telemetria convencional e via satélite na determinação das áreas de vida de três espécies de carnívoros da região nordeste do estado de São Paulo. Tese (Doutorado), Universidade Federal de São Carlos.
- MARES, M. A, ERNEST, K. A. & GETTINGER, D. D. 1986. Small mammal community structure and composition in the cerrado province of Central Brazil. *J. Trop. Ecol.* 2: 289-300.
- MEDVEDEV, N. 1999. Levels of heavy metals in Karelian Wildlife, 1989-91. *Environ. Monit. Assess.* 56: 177-193.
- MONES, A. & OLAZARRI, J. 1990. Confirmacion de la existencia de *Chrysocyon brachyurus* (Illiger) en el Uruguay (Mammalia: Carnivora: Canidae). *Comunicaciones Zoologicas del Museo de Historia Natural de Montevideo.* 12: 1-5.
- MORA, M. A., LAACK, L. L., LEE, M. C., SERICANO, J., *et al.* 2000. Environmental contaminants in blood, hair, and tissues of ocelots from the lower Rio Grande Valley, Texas, 1986-1997. *Environ. Monit. Assess.* 64: 477-492.
- MOTTA-JÚNIOR, J. C., TALAMONI, S. A., LOMBARDA, J. A. & SIMOKOMAKI, K. 1996. Diet of the maned wolf, *Chrysocyon brachyurus*, in central Brazil. *J. Zool. Lond.* 240: 277-284.
- MOTTA-JÚNIOR, J. C. 1997. Ecologia alimentar do lobo-guará, *Chrysocyon brachyurus* (Mammalia: Canidae). *In: ADES, C. (ed.). Anais de XV Encontro Anual de Etologia.* 197-209.
- NASCIMENTO, E. S. & CHASIN, A. A. M. 2001. Ecotoxicologia do mercúrio e seus compostos. Série Cadernos de Referência Ambiental. Salvador: CRA. 176p.

- NEWMAN, M. C. & UNGER M. A. 2003. Fundamentals of Ecotoxicology. 2^a ed. Lewis Publishers. 458 p.
- NRIAGU, J. O. & PACYNA, J. 1988. Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soil by trace elements. Nat. 333: 134-139.
- NUORTEVA, P. & NUORTEVA, S. L. 1982. The fate of mercury in sarcosaprophagous flies and in insects eating them. Ambio. 11: 34-37.
- O'SHEA, T. J. 1999. Environmental contaminants and marine mammals. In: REYNOLDS III, J. E., & ROMMEL, S. A. (eds.). Biology of marine mammals. Washington: Smithsonian Institution Press. pp. 485-563.
- PAASIVIRTA, J. 1991. Chemical ecotoxicology. Chelsea: Lewis Publishers, Inc. 210p.
- PAULA, R. C. 2002. Avaliação Ecológica Rápida para a Revisão do Plano de Manejo do Parque Nacional da Serra da Canastra – Diagnóstico da Comunidade Mastofaunística. Relatório Técnico. Instituto Terra Brasília/IBAMA. Brasília, DF.
- PRÓ-CARNÍVOROS – Associação para Conservação dos Carnívoros Neotropicais. 2005. Biologia Comportamental e Conservação do Lobo-Guará (*Chrysocyon brachyurus*) no Cerrado de Minas Gerais. Relatório parcial de projeto de pesquisa. Pró-carnívoros & CENAP/IBAMA.
- QUEIROLO, D. & MOTTA-JUNIOR, J. C. 2000. Possível influência das mudanças da paisagem no Parque Nacional da Serra da Canastra – MG na dieta do Lobo-Guará, (*Chrysocyon brachyurus*). Anais do II Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação. Campo Grande, MS. 2: 706-714.
- QUEIROLO, D. 2001. Seletividade e sazonalidade das presas consumidas pelo loboguará (*Chrysocyon brachyurus*) no Parque Nacional da Serra da Canastra, Minas Gerais. Dissertação (Mestrado). Universidade de São Paulo.
- RASMUSSEN, P. E. 1994. Current methods of estimating mercury fluxes in remote areas. Environ. Sci. Technol. 28(13): 2233-2241.
- REDFORD, K. H., & FONSECA, G. A. B. 1986. The role of gallery forests in the zoogeography of the Cerrado's non-volant mammalian fauna. Biotrop. 18 (2):126-135.

- REGNELL, O. & TUNLID, A. 1991. Laboratory study of chemical speciation of mercury in lake sediment and water under aerobic and anaerobic conditions. *Appl. Environ. Microb.* 57(3):789–795.
- RENZONI, A., ZINO, F. & FRANCHI, E. 1998. Mercury levels along the food chain and risk for exposed populations. *Environ Res.* 77: 68-72.
- RIBEIRO, J. F. & WALTER, B. M. T. 1998. Fitofisionomias do bioma cerrado. *In: SANO, S. M. & ALMEIDA, S. P. (eds.). Cerrado – ambiente e flora. Embrapa. pp.89-166.*
- RODDEN, M. D., SORENSON, L. G., SHERR, A., & KLEIMAN, D. G. 1996. Use of behavioral measures to assess reproductive function in maned wolves (*Chrysocyon brachyurus*). *Zoo Biol.* 15:565–585.
- RODDEN, M., RODRIGUES, F. & BESTELMEYER, S. 2004. Maned wolf (*Chrysocyon brachyurus*). 38-44 *In: SILLERO-ZUBIRI, C., HOFFMANN, M. & MACDONALD, D.W. (eds). 2004. Canids: Foxes, Wolves, Jackals and Dogs. Status Survey and Conservation Action Plan. IUCN/SSC Canid Specialist Group. Gland, Switzerland and Cambridge, UK. 430p.*
- RODRIGUES, F. H. G. 2002. Biologia e Conservação do lobo-guará na Estação Ecológica de Águas Emendadas, DF. Tese (Doutorado), Universidade Estadual de Campinas.
- RODRIGUES, F. H. G., HASS, A., REZENDE, L. M., PEREIRA, C. S., *et al.* 2005. Impacto de rodovias sobre a fauna da Estação Ecológica de Águas Emendadas, DF. *Anais do III Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação. pp. 585-593.*
- RODRIGUES, F. H. G. & OLIVEIRA, T. G. 2006. Unidades de conservação e seu papel na conservação de carnívoros brasileiros. *In: MORATO, R. G., RODRIGUES, F. H. G., EIZIRIK, E., MANGINI, P. R., AZEVEDO, F. C. C. & MARINHO-FILHO, J. S. (eds.). Manejo e Conservação de carnívoros neotropicais: I Workshop de pesquisa para a conservação. São Paulo: IBAMA. pp. 97-110.*

- ROSE, G. A. & PARKER, G. H. 1982. Effects of smelter emissions on metal levels in the plumage of ruffed grouse near Sudbury, Ontario, Canada. *Can. J. Zool.* 60(11): 2659-2667.
- SANTOS, E. F. 1999. Ecologia alimentar e dispersão de sementes pelo lobo-guará (*Chrysocyon brachyurus*, Illiger, 1811) em uma área rural no sudeste do Brasil (Carnivora: Canidae). Dissertação (Mestrado). Universidade Estadual Paulista.
- SAOUTER, E., HARE, L. CAMPBELL, G. C., BOUDOU, A. & RIBEYRE, F. 1993. Mercury accumulation in the burrowing mayfly exposed to methylmercuric chloride or mercury chloride in water and sediment. *Water Res.* 27: 1041-1048.
- SATO, K. & SADA, K. 1992. Effects of emissions from a coal-fired power plant on surface soil trace element concentrations. *Atmos Environ Pt.* 26: 325-331.
- SCHROEDER, W. H. & MUNTHES, J. 1998. Atmospheric Mercury- An Overview. *Atmosp. Environ.* 32(5): 809-822.
- SHEFFY, T. B. 1977. Mercury Burdens in fur bearers of Wisconsin River watershed. Tese (Doutorado), University of Wisconsin. *apud* WREN, C. D. 1986. A review of metal accumulation and toxicity in wild mammals. I. Mercury. *Environ. Res.* 40: 210-244.
- SHEFFY, T. B. & ST. AMARANT, J. R. 1982. Mercury burdens in furbearers in Wisconsin. *J. Wildl. Manage.* 46: 1117-1120.
- SILVA, J. A. S. 1994. Lobo-guará. *In*: FONSECA, G. A. B., A. B. RYLANDS, C. R. M. COSTA, R. B. MACHADO & Y. L. R. LEITE. (eds.). Livro vermelho dos mamíferos brasileiros ameaçados de extinção. Fundação Biodiversitas, Belo Horizonte, MG. pp. 281- 288.
- SILVEIRA, L. 1999. Ecologia e conservação dos mamíferos carnívoros do Parque Nacional das Emas, Goiás. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de Goiás.
- SOBANSKA, M. A. 2005. Wild boar hair (*Sus scrofa*) as a non-invasive indicator of mercury pollution. *Sci. Tot. Environ.* 339: 81-88.

- SOUZA, S. M. T. 1993. Deflúvios Superficiais no Estado de Minas Gerais. Hidrosistemas & COPASA/MG. 264p.
- STEVENS, R. T., ASHWOOD, T. L. & SLEEMAN, J. M. 1997. Mercury in hair of muskrats and mink from the US Department of Energy Oak Ridge reservation. Bull Environ. Contam. Toxicol. 58: 720– 725.
- TAKEKAWA, J. Y., DE LA CRUZ, S. E. W., HOTHEM, R. L. & YEE, J. 2002. Relating body condition to inorganic contaminant concentrations of diving ducks wintering in coastal California. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 42: 60-70.
- THOMPSON, D. R. 1996. Mercury in Birds and Terrestrial Mammals. *In*: BEYER W. N., HEINZ, G. H. & REDMON-NORWOOD, A. W. (eds.). Environmental Contaminants in Wildlife. Lewis Publishers, New York. pp. 341–356.
- TÜMPLING JR, VON W., WILKEN, R. D. & EINAX, J. 1996. Mercury deposition resulting from the setting on fire of the grasslands – estimation of the total annual mercury deposition of the tropical northern Pantanal region, Central Brazil. In: Proceedings. 4th International Conference, Mercury as a Global Pollutant, Hamburg, Germany. p. 478.
- WHO - World Health Organization. 1989. Mercury. Environment Aspects Criteria 86, Geneva, World Health Organization.
- WHO. 1976. Mercury. Environmental Health Criteria 1, Geneva, World Health Organization.
- WHO. 1991. Inorganic Mercury. Environmental Health Criteria 118, Geneva, World Health Organization.
- WHO. 2003. Elemental Mercury and inorganic mercury compounds: Human Health Aspects. Geneva, World Health Organization.
- WREN, C. D. 1984. Distribution of metals in tissues of beaver, raccoon, and otter from Ontario Canada. Sci. Total Environ. 34:177-184.
- WREN, C. D. 1986. A review of metal accumulation and toxicity in wild mammals. I. Mercury. Environ. Res. 40: 210–244.

WREN, C. D., HARRIS, S. & HARTTRUP, N. 1995. Ecotoxicology of mercury and cadmium. *In*: HOFFMANN, D. J., RATTNER, B. A., BURTON JR., G. A. & CAIRNS JR., J. (eds.). Handbook of Ecotoxicology. pp. 392-423.

7. APÊNDICE

Apêndice 1. Concentração de HgT dos pequenos mamíferos do Parque Nacional da Serra da Canastra e Fazendas Maria e Esperança do entorno – MG. Indeterminado (I).

Espécie	Sexo	Peso (g)	Hg Total (µg/g)	Localidade
Ordem Rodentia/Família Muridae				
<i>Bolomys lasiurus</i>	F	43	0,08	PNSC/Cerrado
<i>Bolomys lasiurus</i>	M	46	0,09	PNSC/Cerrado
<i>Bolomys lasiurus</i>	I	I	0,1	PNSC/Cerrado
<i>Bolomys lasiurus</i>	F	27	0,12	PNSC/Cerrado
<i>Bolomys lasiurus</i>	F	39,5	0,16	PNSC/Cerrado
<i>Bolomys lasiurus</i>	I	I	0,21	PNSC/Cerrado
<i>Bolomys lasiurus</i>	F	28	0,22	PNSC/Cerrado
<i>Bolomys lasiurus</i>	F	37	0,24	PNSC/Cerrado
<i>Bolomys lasiurus</i>	I	I	0,28	PNSC/Cerrado
<i>Bolomys lasiurus</i>	I	I	0,05	PNSC/Campo Limpo
<i>Bolomys lasiurus</i>	M	42	0,08	PNSC/Campo Limpo
<i>Bolomys lasiurus</i>	F	44	0,14	PNSC/Campo Limpo
<i>Bolomys lasiurus</i>	F	37,5	0,19	PNSC/Campo Limpo
<i>Bolomys lasiurus</i>	M	40	0,2	PNSC/Campo Limpo
<i>Bolomys lasiurus</i>	F	46	0,22	PNSC/Campo Limpo
<i>Bolomys lasiurus</i>	M	35	0,29	PNSC/Campo Limpo
<i>Bolomys lasiurus</i>	M	42	0,07	PNSC/Campo Úmido
<i>Bolomys lasiurus</i>	M	51	0,07	PNSC/Campo Úmido
<i>Bolomys lasiurus</i>	I	50,5	0,14	PNSC/Campo Úmido
<i>Bolomys lasiurus</i>	F	16	0,16	PNSC/Campo Úmido
<i>Bolomys lasiurus</i>	F	55,5	0,17	PNSC/Campo Úmido
<i>Bolomys lasiurus</i>	F	22	0,18	PNSC/Campo Úmido
<i>Bolomys lasiurus</i>	M	67,7	0,25	PNSC/Campo Úmido
<i>Bolomys lasiurus</i>	M	43	0,11	PNSC/Campo Rupestre
<i>Bolomys lasiurus</i>	F	35	0,04	Faz. Esperança
<i>Bolomys lasiurus</i>	M	25	0,05	Faz. Esperança
<i>Bolomys lasiurus</i>	F	39	0,05	Faz. Esperança
<i>Bolomys lasiurus</i>	F	22	0,07	Faz. Esperança
<i>Bolomys lasiurus</i>	F	22	0,08	Faz. Esperança
<i>Bolomys lasiurus</i>	F	25	0,08	Faz. Esperança
<i>Bolomys lasiurus</i>	F	20	0,12	Faz. Esperança
<i>Bolomys lasiurus</i>	M	36	0,02	Faz. Maria
<i>Calomys</i> sp.	M	14	0,02	Faz. Esperança
<i>Calomys</i> sp.	F	13	0,04	Faz. Esperança
<i>Calomys</i> sp.	M	13	0,05	Faz. Esperança
<i>Calomys</i> sp.	M	11	0,06	Faz. Esperança
<i>Calomys</i> sp.	M	14	0,08	Faz. Esperança
<i>Calomys</i> sp.	F	14	0,09	Faz. Esperança
<i>Calomys</i> sp.	F	14	0,11	Faz. Esperança
<i>Calomys</i> sp.	F	12	0,03	Faz. Maria
<i>Calomys</i> sp.	F	11	0,04	Faz. Maria
<i>Calomys</i> sp.	M	21	0,06	Faz. Maria
<i>Calomys</i> sp.	M	13	0,07	Faz. Maria

<i>Calomys</i> sp.	F	16	0,08	Faz. Maria
<i>Akodon</i> sp.	I	I	0,13	PNSC/Campo Limpo
<i>Akodon</i> sp.	M	22	0,28	PNSC/Campo Úmido
<i>Akodon</i> sp.	M	16	0,49	PNSC/Campo Úmido
<i>Oryzomys</i> sp.	M	55	0,04	Faz. Esperança
<i>Oryzomys</i> sp.	F	51	0,06	Faz. Esperança
<i>Oligoryzomys</i> sp.	M	18	0,1	Faz. Maria
Ordem Didelphimorphia/Família Didelphidae				
<i>Monodelphis</i> sp.	F	I	1,09	PNSC/Campo Limpo
<i>Monodelphis</i> sp.	F	28	0,83	PNSC/Campo Rupestre
