

PONTIFÍCIA UNIVERSIDADE CATÓLICA DE MINAS GERAIS

Programa de Pós-graduação em Biologia de Vertebrados

Luísa Lauren Lima Vidal

**DETERMINAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE METAIS PESADOS EM PELOS
DE MORCEGOS COMO BIOINDICADORES DE
CONTAMINAÇÃO AMBIENTAL**

Belo Horizonte

2021

Luísa Lauren Lima Vidal

**DETERMINAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE METAIS PESADOS EM PELOS
DE MORCEGOS COMO BIOINDICADORES DE
CONTAMINAÇÃO AMBIENTAL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biologia de Vertebrados da Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Biologia de Vertebrados.

Orientadora: Dra. Sônia Aparecida Talamoni

Co-orientadora: Dra. Lucilaine Valéria de Souza Santos

Belo Horizonte

2021

FICHA CATALOGRÁFICA

Elaborada pela Biblioteca da Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais

V648d	<p>Vidal, Luísa Lauren Lima</p> <p>Determinação da concentração de metais pesados em pelos de morcegos como bioindicadores de contaminação ambiental / Luísa Lauren Lima Vidal. Belo Horizonte, 2021.</p> <p>99 f. : il.</p> <p>Orientadora: Sônia Aparecida Talamoni Coorientadora: Lucilaine Valéria de Souza Santos</p> <p>Dissertação (Mestrado) – Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais. Programa de Pós-Graduação em Biologia de Vertebrados</p> <p>1. Metais pesados. 2. Morcego - Efeito dos metais pesados. 3. Morcego - Belo Horizonte, Região Metropolitana de (MG). 4. Indicadores biológicos. 5. Poluição ambiental. 6. Resíduos industriais. I. Talamoni, Sônia Aparecida. II. Santos, Lucilaine Valéria de Souza. III. Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais. Programa de Pós-Graduação em Biologia de Vertebrados. IV. Título.</p> <p>CDU: 599.4</p>
-------	--

Luísa Lauren Lima Vidal

**DETERMINAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE METAIS PESADOS EM PELOS
DE MORCEGOS COMO BIOINDICADORES DE
CONTAMINAÇÃO AMBIENTAL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biologia de Vertebrados da Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Biologia de Vertebrados.

Orientadora: Dra. Sônia Aparecida Talamoni

Co-orientadora: Dra. Lucilaine Valéria de Souza Santos

Dra. Sônia Aparecida Talamoni (PUC Minas) – Orientadora

Dra. Lucilaine Valéria de Souza Santos (PUC Minas) – Co-orientadora

Mariella Bontempo Duca de Freitas (UFV) – Banca examinadora

Hernando Baggio Filho (UFVJM) – Banca examinadora

Belo Horizonte, 24 de setembro de 2021

*Aos meus pais,
que fizeram essa jornada ser possível.*

AGRADECIMENTOS

Quando entrei no mestrado eu pensei muitos em todos os desafios que estavam por vir no futuro, e desenvolver essa pesquisa em plena pandemia de COVID-19 definitivamente não foi um deles. Agora mais perto do que nunca para a conclusão dessa etapa, o meu mais sincero agradecimento a todos aqueles que de alguma forma contribuíram para a construção desse trabalho, e principalmente aqueles que sempre me apoiaram e me ajudaram a superar os momentos em que eu não conseguia ver a luz no fim do túnel! Agradeço especialmente:

À professora Sônia Talamoni, por mais essa etapa da minha jornada acadêmica em que passamos juntas! Agradeço a orientação, todos os ensinamentos, a sua paciência, incentivo e confiança.

À professora Lucilaine Valéria que desde o início se mostrou tão entusiasmada com o nosso projeto, agradeço a parceria e toda a contribuição.

Aos técnicos do Laboratório de Engenharia Química, Thaís e Wadson, agradeço imensamente o auxílio e todos os ensinamentos.

Aos membros da banca examinadora, Mariella Freitas e Hernando Baggio, pelo aceite do convite e contribuições.

À PUC Minas e a todo o corpo docente do PPG em Biologia de Vertebrados, pela contribuição na minha formação como mestre.

À Capes, pela bolsa de estudos concedida.

Ao Instituto Chicho Mendes de Biodiversidade e ao Instituto Estadual de Florestas, pela possibilidade de captura dos animais.

Aos responsáveis na COPASA (APE Mutuca e APE Serra Azul), Fazenda Cauaia e Parque das Mangabeiras, por permitirem a coleta dos morcegos em suas áreas e aos funcionários pela disposição em nos ajudar.

Ao Fundo de Incentivo a Pesquisa – PUC Minas, pelo financiamento do projeto.

Aos meus pais, minha base, pela oportunidade e confiança! A caminhada não foi fácil e nada disso seria possível se não fosse por todo suporte, amor e dedicação de vocês e da Luana.

Ao Lucas, pelo amor incondicional, incentivo e paciência, independente da distância.

Aos meus amigos e parceiros de laboratório, Jennifer Ferreira e Pedro Macário, agradeço a todos os ensinamentos, suporte e companheirismo.

Ao meu querido amigo e também estagiário, Lucca Michetti, pelo companheirismo e disposição em ajudar.

Aos meus “Sauropsidas”, Luísa Uchôa, Laura Aquino, Camila Marri, Felipe Datto, Victor Hugo, Alexandre Otoni e Iago Sampaio, por todo apoio em momentos difíceis e não falharem em me fazer sorrir.

Aos meus queridos de João Pinheiro/MG, Maria Laura, Rafaella Mota, Victor Braga e Marina Paula, obrigada pelo companheirismo e momentos tão necessários de descontração que vivemos.

RESUMO

Luisa Lauren Lima VIDAL¹, Lucilaine Valéria de Souza SANTOS², Sônia Aparecida TALAMONI¹.

¹Programa de Pós-Graduação em Biologia de Vertebrados – PUC Minas, ²Departamento de Engenharia Química – PUC Minas

A maior diversidade dos morcegos se encontra na região Neotropical, onde ocupam diferentes nichos ecológicos e apresentam ampla gama de forma, tamanho e hábitos alimentares. No entanto, esses animais são frequentemente expostos a múltiplos fatores estressores antropogênicos ao mesmo tempo como a exposição à metais pesados por exemplo. Estudos ecotoxicológicos na região Neotropical são poucos, e nesse contexto, apresentamos dois capítulos acerca ao estudo de metal pesado em morcegos. No primeiro levantamos um panorama do conhecimento disponível sobre a contaminação de morcegos neotropicais por metais pesados e quais são as perspectivas para o futuro, e no segundo determinamos a concentração de metais pesados utilizando uma metodologia não invasiva ao coletar pelo de morcego para análise de metal pesado, as amostras foram coletadas em quatro localidades no estado de Minas Gerais, Brasil, inseridos em áreas antropizadas. Foram detectados metais pesados em todas as amostras, sendo as mais comuns, em ordem de grandeza, o $Ca > Zn > Fe$. Estes são os primeiros dados sobre MP em morcegos em Minas Gerais, sudeste do Brasil, sendo importantes para auxiliar o desenvolvimento de ações de conservação e evidenciar ambientes contaminados.

Palavra-chave: Contaminação ambiental; metal pesado, pelo morcego; antropização; revisão de literatura.

ABSTRACT

Luisa Lauren Lima VIDAL¹, Lucilaine Valéria de Souza SANTOS², Sônia Aparecida TALAMONI¹.

¹Programa de Pós-Graduação em Biologia de Vertebrados – PUC Minas, ²Departamento de Engenharia Química – PUC Minas

The greatest diversity of bats is found in the Neotropical region, where they occupy different ecological niches and have a wide range of shape, size and eating habits. However, these animals are often exposed to multiple anthropogenic stressors at the same time as exposure to heavy metals for example. Ecotoxicological studies in the Neotropical region are few, and in this context, we present two chapters on the study of heavy metal in bats. In the first we raise an overview of the available knowledge about the contamination of neotropical bats by heavy metals and what are the prospects for the future, and in the second we determine the concentration of heavy metals using a non-invasive methodology when collecting bat hair for heavy metal analysis. The samples were collected in four localities in the state of Minas Gerais, Brazil, inserted in anthropic areas. Heavy metals were detected in all samples, the most common being, in order of magnitude, $Ca > Zn > Fe$. Conservation actions and highlighting contaminated environments.

Keyword: Environmental contamination; heavy metal, bat fur; anthropization; literature review.

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO 2 - DETERMINAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE METAIS PESADOS EM PELOS DE MORCEGOS EM REGIÕES ANTROPIZADAS

Figura 1 – Pontos de amostragem de morcegos para análise de metal pesado no estado de Minas Gerais, Brasil.....75

Figura 2 – Concentração de metal de pesado ($\mu\text{g/g}$) em sete pool de amostras (n=159) de pelo de morcego.....81

Figura 3 – Concentrações de metais pesados encontradas em diferentes amostras de pelo de morcegos em localidades de Minas Gerais, Brasil. Amostras com concentrações que representam *outliers* na distribuição dos pontos de amostragem (A, B, C) são consideradas aqui como anomalias de contaminação.....82

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO 1 - AVALIAÇÃO DO ESTADO ATUAL DA CONTAMINAÇÃO POR METAIS PESADOS EM MORCEGOS NEOTROPICAIS

Tabela 1 - Concentrações dos metais pesados nos 14 artigos aqui revisados em ordem cronológica, de acordo com a espécie, a guilda trófica, o metal pesado analisado, a unidade de concentração utilizada, o limite de detecção, as concentrações médias dos metais, o órgão analisado e o país em que o estudo foi conduzido.....39

Tabela 2 – Lista de espécies dos morcegos estudados (n=78) pelos 14 artigos aqui revisados, com as suas respectivas famílias e subfamílias, e o número de vezes que cada espécie foi estudada.....62

CAPÍTULO 2 - DETERMINAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE METAIS PESADOS EM PELOS DE MORCEGOS EM REGIÕES ANTROPIZADAS

Tabela 1 – Amostras de pelo coletadas (n=159) de acordo com o hábito alimentar e o nome de referência atribuído à cada pool, as espécies que o compõe, o número de indivíduos (N), seguido do número final de amostras individuais utilizadas no pool (N total), peso seco da amostra (PS) e o respectivo local de coleta.....76

Tabela 2 – Concentrações da chama oxidante de ar (L/min) e do gás acetileno (L/min) para análise de metal pesado no Espectrofotômetro de Absorção Atômica (FAAS - Flame Atomic Absorption Spectrometry - Shimadzu: AA-7000)78

Tabela 3 – Limites de detecção dos metais pesados analisados em pelo de morcego no Espectrofotômetro de Absorção Atômica (FAAS - Flame Atomic Absorption Spectrometry - Shimadzu: AA-7000)78

Tabela 4 – Concentrações dos metais coletados em pelo de morcegos frugívoros, nectarívoros e insetívoros, em diferentes localidades no estado de Minas Gerais, Brasil, expresso em $\mu\text{g/g}$ (peso seco) (< LD: abaixo do limite de detecção). As concentrações mais elevadas de cada metal estão destacadas em negrito.....80

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

Ca – Cálcio

CA – carnívoro

Cd – Cádmio

Co – Cobalto

Cr – Cromo

Cu – Cobre

DW - peso seco

Fe – Ferro

FIP PUC Minas – Fundo de Incentivo a Pesquisa PUC Minas

FO - frugívoro

HE – hematófago

Hg – Mercúrio

ICMBIO – Instituto Chico Mendes de Biodiversidade

IEF – Instituto Estadual de Florestas

IO – insetívoro onívoro

K – Potássio

Mg – Magnésio

mg/kg - miligrama por quilograma

MMHg - Monometil mercúrio

Mn – Manganês

MP - Metal pesado/metais pesados

Na – Sódio

NE – nectarívoro

Ni – Níquel

Pb – Chumbo

Ppm - parte por milhão

Rb – Rubídio

Si – Silício

THg - Mercúrio total

V – Vanádio

WW – peso úmido

Zn – Zinco

µg/kg - micrograma por quilograma

SUMÁRIO

1. Introdução Geral	14
2. Referências Bibliográficas.....	16
Capítulo 1 - AVALIAÇÃO DO ESTADO ATUAL DA CONTAMINAÇÃO POR METAIS PESADOS EM MORCEGOS NEOTROPICAIS	19
1. Introdução.....	21
2. Material e Métodos.....	23
3. Resultados e Discussão.....	23
4. Considerações finais.....	31
5. Referências Bibliográficas.....	32
APÊNDICE	65
Capítulo 2 - DETERMINAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE METAIS PESADOS EM PELOS DE MORCEGOS EM REGIÕES ANTROPIZADAS.....	67
1. Introdução.....	69
2. Objetivo geral	73
3. Objetivos específicos.....	74
4. Material e Métodos.....	75
4.1 Procedimentos de campo e obtenção do material biológico	72
4.2 Procedimentos de quantificação de metal pesado	77
4.3 Análise de dados e procedimentos estatísticos.....	78
5. Resultados.....	78
6. Discussão.....	83
7. Considerações finais.....	89
8. Referências Bibliográficas.....	90

1. Introdução geral

A ordem Chiroptera representa a segunda ordem mais especiosa de mamíferos com mais de 1300 espécies, compreendendo aproximadamente 20% de todas as espécies ao redor do mundo (Nowak, 1994; Voigt & Kingston, 2012). A maior diversidade dos morcegos se encontra na região Neotropical, onde ocupam diferentes nichos ecológicos e apresentam ampla gama de forma, tamanho e hábitos alimentares (Nowak, 1994; Marinho-Filho & Sazima, 1998). No Brasil, são encontradas 181 espécies em 68 gêneros e nove famílias (Nogueira et al., 2014). São espécies com grande potencial de prover serviços ecossistêmicos fundamentais ao desempenhar sua atividade essencial de alimentação, promovendo a polinização de flores, a dispersão de sementes e o controle de insetos e de artrópodes (Fleming & Sosa, 1994; Kelm et al., 2008; Kunz et al., 2011; Ghanem & Voigt, 2012; Puig-Montserrat et al., 2015).

A polinização feita por morcegos nectarívoros não é tão comum quando comparada com pássaros ou insetos, apesar disso, envolve um número elevado de plantas com importância ecológica e econômica. Cerca de 530 espécies, 67 famílias e 28 ordens de angiospermas no mundo todo são polinizadas por morcegos (Fleming et al., 2009). Esse serviço promove a dispersão de pólen à longa distância, facilitando o sucesso reprodutivo das plantas e auxiliando na manutenção da diversidade genética em habitats tropicais fragmentados (Fleming et al., 2009; Kunz et al., 2011). Neste caso, o benefício econômico para a população humana é direto, pois diversas dessas plantas são cultivadas e comercializadas, seja como alimento, óleo, madeira e recursos medicinais (Fleming et al., 2009; Kunz et al., 2011).

Espécies frugívoras, por sua vez, ajudam a manter a diversidade em paisagens florestais e oceânicas, ao dispersar sementes de espécies de plantas pioneiras a longa distância em diferentes ecossistemas (Whittaker & Jones, 1994; Medellín & Gaona, 1999). Os insetívoros auxiliam no controle de populações de insetos e artrópodes, inclusive espécies de pragas agrícolas. Estudos com animais cativos mostram que os insetívoros consomem em média 25% da sua massa corporal em insetos a cada noite (Coutts et al., 1973; O'farrell et al., 1971). No ambiente natural esse número pode chegar a um consumo de até 100% da massa corporal do animal, em fêmeas lactantes (Kunz & Stern, 1995; Kunz et al., 1995). Estudo recente demonstrou que o valor do serviço ecossistêmicos fornecido pelos morcegos em áreas de cultivo de arroz por meio do controle de insetos, na região da Catalunha, no mediterrâneo, foi estimado em um mínimo

de 21 Euros por hectare, equivalente ao gasto evitado com pesticidas (Puig-Montserrat et al., 2015).

Morcegos são animais que ocupam diferentes nichos ecológicos e são capazes de sobreviver em ambientes preservados ou antropizados, sendo expostos constantemente a diferentes tipos de ameaças como a perda de hábitat, a contaminação ambiental, o surgimento de doenças, alterações fisiológicas, a perda de espécies e o declínio populacional (Mickleburgh et al., 2002; Fenton et al., 2006; Jones et al., 2009; Voigt & Kingston, 2012; Zukal et al., 2015). A exposição a metais pesados (MP) é mais um dentre os inúmeros fatores antropogênicos estressores que ameaçam os morcegos (Clark Jr 1979; 1981; Flache et al., 2015; Zukal et al., 2015; Puig-Montserrat et al., 2015). Algumas características biológicas intrínsecas tornam os morcegos mais susceptíveis à fatores estressores antropogênicos como a taxa reprodutiva reduzida, a longevidade e a taxa metabólica elevada (Mickleburgh et al., 2002; Speakman et al., 2003; Barclay et al., 2004; Jones et al., 2009; Munshi-South & Wilkinson, 2010; Voigt & Kingston, 2012).

Diante desse contexto, a conservação dos morcegos é de suma importância para o meio ambiente. A compreensão dos impactos causados por fatores estressores antropogênicos, como o MP, se mostra de grande relevância para a preservação do grupo (Fenton et al., 1997; Mickleburgh et al., 2002; Jones et al., 2009). O estudo da contaminação por MP na região Neotropical é incipiente e, de forma geral, pouco se conhece sobre os efeitos na saúde e os impactos dessa poluição nas populações de morcegos (Zukal et al., 2015).

Dessa forma, o objetivo desta dissertação foi a realização de um estudo sobre a contaminação de morcegos por metais pesados. No primeiro capítulo buscamos, com base na literatura mais recente, levantar um panorama do conhecimento disponível sobre a contaminação de morcegos neotropicais por metais pesados e quais são as perspectivas para o futuro. No segundo capítulo apresentamos valores de concentração de nove metais: cobre (Cu), ferro (Fe), manganês (Mn), zinco (Zn), chumbo (Pb), cromo (Cr), cádmio (Cd), Níquel (Ni) e Cálcio (Ca), encontrados em pelos de morcegos coletados em quatro localidades diferentes no estado de Minas Gerais, Brasil. Como não existem limites de contaminação por metais pesados em morcegos na região, espera-se com esse trabalho a obtenção, pela primeira vez, a detecção de poluição difusa por metais pesados na região, bem como uma possível detecção de níveis diferenciados de concentração de metais pesados em algumas espécies de morcegos, conforme a localidade amostrada. Todas as

localidades são representadas por áreas de preservação, porém rodeadas por atividades antrópicas de grande impacto como poluição ambiental e, principalmente, mineração. Esses resultados poderão representar um passo inicial na determinação de níveis críticos de contaminação e auxiliar na compreensão dos níveis de poluição na região.

2. Referências Bibliográficas

BARCLAY, R. M. R. et al. Variation in the reproductive rate of bats. **Canadian Journal of Zoology**, v. 82, n. 5, p. 688-693, 2004.

CLARK JR., D. R. Bats and environmental contaminants: a review. In: United States Fish and Wildlife Service **Special Scientific Report-Wildlife**, v. 235, 1981.

CLARK JR., D. R. Lead concentrations: bats vs. terrestrial small mammals collected near a major highway. **Environmental Science & Technology**, v. 13, p. 338-341, 1979.

COUTTS, R. A.; FENTON, M. B.; GLEN, E. Food intake by captive *Myotis lucifugus* and *Eptesicus fuscus* (Chiroptera: Vespertilionidae). **Journal of Mammalogy**, v. 54, n. 4, p. 985-990, 1973.

FENTON, M. B., DAVISON, M., KUNZ, T. H., MCCRACKEN, G. F., RACEY, P. A., & TUTTLE, M. D. Linking bats to emerging diseases. **Science**, v. 311, n. 5764, p. 1098-1099, 2006.

FENTON, M. B.; ACHARYA, L.; AUDET, D.; HICKEY, M. B. C.; MERRIMAN, C.; OBRIST, M. K.; SYME, D. M.; Adkins, B. Phyllostomid Bats (Chiroptera: Phyllostomidae) as Indicators of Habitat Disruption in the Neotropics M. B. Fenton, L. Acharya, D. Audet, M. B. C. Hickey, C. Memiman, M. **Biotropica**, v. 24, p. 440-446, 1992.

FLACHE, L., CZARNECKI, S., DÜRING, R. A., KIERDORF, U., ENCARNAÇÃO, J. A. Trace metal concentrations in hairs of three bat species from an urbanized area in Germany. **Journal of Environmental Sciences**, v. 31, p. 184-193, 2015.

FLEMING, T. H.; V. J. SOSA. Effects of nectarivorous and frugivorous mammals on reproductive success of plants. **Journal of Mammalogy**, v. 75, n. 4, p.845-851, 1994.

GHANEM, S. J., VOIGT, C. C. Increasing awareness of ecosystem services provided by bats. **Advances in the Study of Behavior**, v. 44, p. 279-302, 2012.

- JONES, G.; JACOBS, D. S.; KUNZ, T. H.; WILLIG, M. R.; RACEY, P. Carpe noctem: The importance of bats as bioindicators. **Endangered Species Research**, v. 8, n. 1–2, p. 93–115, 2009.
- KELM, D. H., WIESNER, K. R., HELVERSEN, O. V. Effects of artificial roosts for frugivorous bats on seed dispersal in a Neotropical forest- pasture mosaic. **Conservation Biology**, v. 22, p. 733–741, 2008.
- KUNZ, T. H., BRAUN DE TORREZ, E., BAUER, D.; LOBOVA, T., FLEMING, T. H. Ecosystem services provided by bats. **Annals of the New York Academy of Sciences**, v.1223, n. 1, p. 1-38, 2011.
- KUNZ, T. H.; STERN, A. A. Maternal investment and postnatal growth in bats. In: **Symposia of the Zoological Society of London**, p.123-138, 1995.
- KUNZ, T. H.; WHITAKER, J. O.; WADANOLI, M. D. Dietary energetics of the insectivorous Mexican free-tailed bat (*Tadarida brasiliensis*) during pregnancy and lactation. **Oecologia**, v. 101, n. 4, p. 407-415, 1995.
- MARINHO-FILHO, J., SAZIMA, I. Brazilian bats and conservation biology; a First Survey. **Bat, Biology and Conservation** (Kunz, T. H.; Racey, P. A., Ed.). Washington, D.C.: Smithsonian Inst. Press, p. 281-294, 1998.
- MEDELLÍN, R.A., GAONA, O. 1999. Seed Dispersal by bats and birds in forest and disturbed habitats in Chiapas, México. **Biotropica**, v. 31, p. 432-441, 1999.
- MICKLEBURGH, S. P., HUTSON, A. M., RACEY, P. A. A review of the global conservation status of bats. **Oryx**, v. 36, n. 1, p. 18-34, 2002.
- MUNSHI-SOUTH, J., WILKINSON, G. S. Bats and birds: exceptional longevity despite high metabolic rates. **Ageing Research Reviews**, v. 9, n. 1, p. 12-19, 2010.
- NOGUEIRA, M.R., DE LIMA, I.P., MORATELLI, R., TAVARES, V. da C., GREGORIN, R.; PERACCHI, A.L. Checklist of Brazilian bats, with comments on original records. **Check List**, v. 10, n. 3, p. 808-821, 2014.
- NOWAK, Ronald M.; WALKER, Ernest P. Walker's bats of the world. **JHU Press**, 1994.
- O'FARRELL, M. J., STUDIER, E. H., EWING, W. G. Energy utilization and water requirements of captive *Myotis thysanodes* and *Myotis lucifugus* (Chiroptera).

Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Physiology, v. 39, n. 3, p. 549-552, 1971.

PUIG-MONTSERRAT, X.; TORRE, I.; LÓPEZ-BAUCELLS, A.; GUERRIERI, E.; MONTI, M. M.; RÀFOLS-GARCÍA, R.; FERRER, R.; GISBERT, D.; FLAQUER, C. Pest control service provided by bats in Mediterranean rice paddies: linking agroecosystems structure to ecological functions. **Mammalian Biology**, v. 80, n. 3, p. 237-245, 2015. 21

SPEAKMAN, J. R., THOMAS, D. W., KUNZ, T. H., FENTON, M. B. Physiological ecology and energetics of bats. **Bat Ecology**, p. 430-490, 2003.

VOIGT, C. C.; KINGSTON, T. Bats in the Anthropocene: conservation of bats in a changing world. **Springer Nature**, 2016.

WHITTAKER, R.J., JONES, S.H. 1994. The role of frugivorous bats and birds in the rebuilding of a tropical forest ecosystem, Krakatau, Indonesia. **Journal of Biogeography**, v. 21, p. 245-258, 1994.

ZUKAL, J., PIKULA, J., BANDOUCHOVA, H. Bats as bioindicators of heavy metal pollution: history and prospect. **Mammalian Biology**, v. 80, n. 3, p. 220-227, 2015.

Capítulo 1

AVALIAÇÃO DO ESTADO ATUAL DA CONTAMINAÇÃO POR METAIS PESADOS EM MORCEGOS NEOTROPICAIS

Luisa Lauren Lima VIDAL¹, Lucilaine Valéria de Souza SANTOS², Sônia Aparecida TALAMONI¹.

¹Programa de Pós-Graduação em Biologia de Vertebrados – PUC Minas,

²Departamento de Engenharia Química – PUC Minas

Resumo: A maior diversidade de morcegos se encontra na região Neotropical, que são responsáveis por muitos serviços ecossistêmicos. No entanto, esses animais são frequentemente expostos a múltiplos fatores estressores antropogênicos ao mesmo tempo como a exposição à metais pesados (MP) por exemplo. Estudos ecotoxicológicos na região Neotropical são poucos, dessa forma, com base em literatura mais recente, nosso objetivo foi levantar um panorama do conhecimento disponível sobre a contaminação de morcegos neotropicais por metais pesados e quais são as perspectivas para o futuro. Nessa revisão são apresentados os resultados de 14 artigos publicados entre 2000 e 2020. Estudos que trazem informações sobre as concentrações de MP e possíveis contaminações ambientais são pontuais e foram realizados em poucos países. Há uma tendência de aumento de interesse pelo tema nos últimos anos. Foram avaliadas 87 espécies de morcegos e a presença de 17 metais, sendo o mercúrio (Hg) o mais recorrente deles. Em geral a metodologia utilizada não é padronizada, variando a matriz utilizada, o método de detecção e quantificação de MP, e as unidades de medidas em que as concentrações são expressas. O limite de toxicidade para cada MP também é desconhecido para a maioria dos elementos químicos. Determinar esses limites e traçar metodologias acessíveis, eficientes e padronizadas é de extrema necessidade para que essa linha de pesquisa seja expandida, em busca de aumentar o entendimento dos efeitos desses contaminantes nos morcegos e no meio ambiente e conseqüentemente auxiliar na conservação do grupo em busca de manter o pleno funcionamento do ecossistema.

Palavra-chave: Bioacumulação; bioindicador, metal pesado; revisão bibliográfica; morcegos.

ASSESSMENT OF THE CURRENT STATUS OF HEAVY METAL CONTAMINATION IN NEOTROPICAL BATS

Luisa Lauren Lima VIDAL¹, Lucilaine Valéria de Souza SANTOS², Sônia Aparecida TALAMONI¹.

¹Programa de Pós-Graduação em Biologia de Vertebrados – PUC Minas, ²Departamento de Engenharia Química – PUC Minas

Abstract: The greatest diversity of bats is found in the Neotropical region, where are responsible for many ecosystem services. However, these animals are often exposed to multiple anthropogenic stressors at the same time as exposure to heavy metals (MP) for example. Ecotoxicological studies in the Neotropical region are few, thus, based on more recent literature, our objective was to raise an overview of the available knowledge about the contamination of neotropical bats by heavy metals and what are the prospects for the future. In this review, we present the results of 14 articles published between 2000 and 2020. Studies that provide information on PM concentrations and possible environmental contamination are punctual and were carried out in a few countries. There is a trend of increasing interest in the subject in recent years. Eighty-seven species of bats and the presence of 17 metals were evaluated, with mercury (Hg) being the most recurrent of them. In general, the methodology used is not standardized, varying the matrix used, the method of detection and quantification of MP, and the measurement units in which the concentrations are expressed. The toxicity limit for each MP is also unknown for most chemical elements. Determining these limits and outlining accessible, efficient and standardized methodologies is extremely necessary for this line of research to be expanded, seeking to increase the understanding of the effects of these contaminants on bats and the environment and, consequently, assist in the conservation of the group in search of keep the ecosystem fully functioning.

Keyword: Bioaccumulation; bioindicator, heavy metal; literature review; bats.

1. Introdução

A ordem Chiroptera contém mais de 1300 espécies e representa a segunda ordem mais especiosa de mamíferos, compreendendo aproximadamente 20% de todas as espécies ao redor do mundo (Nowak, 1994; Voigt & Kingston, 2012). A maior diversidade dos morcegos se encontra na região Neotropical, onde ocupam diferentes nichos ecológicos e apresentam ampla gama de forma, tamanho e hábitos alimentares (Nowak, 1994; Marinho-Filho & Sazima, 1998). Nas florestas Neotropicais, eles perfazem cerca de 40% dos mamíferos conhecidos, o que pode representar aproximadamente 50% das espécies de mamíferos locais e 24 % das espécies de morcegos mundiais (Emmons & Feer, 1997). Os morcegos são importantes na manutenção de diferentes serviços ecossistêmicos quando realizam sua atividade essencial de alimentação, proporcionando a realização de polinização, dispersão de sementes, controle de insetos e de artrópodes (Fleming & Sosa 1994; Kelm et al., 2008; Kunz et al., 2011; Ghanem & Voigt, 2012; Puig-Montserrat et al., 2015). Esses serviços representam valores econômicos, medicinais e culturais que beneficiam os seres humanos de forma direta ou indireta (Kunz et al., 2011; Puig-Montserrat et al., 2015).

Em geral, o aumento da população humana resulta em intensa modificação dos habitats naturais e conseqüentemente expõe os morcegos a diferentes tipos de ameaças, como a perda de habitat, a contaminação ambiental, o surgimento de doenças, a perda de espécies e o declínio populacional (Mickleburgh et al., 2002; Jones et al., 2009; Voigt & Kingston, 2012). Cerca de 25% das espécies são classificadas pela IUCN com algum grau de ameaça (Voigt & Kingston, 2012; IUCN, 2019). Algumas características biológicas intrínsecas tornam os morcegos mais susceptíveis à muitas ações antropogênicas (Mickleburgh et al., 2002; Jones et al., 2009; Voigt & Kingston, 2012), como a taxa reprodutiva reduzida (Barclay et al., 2004), pois a maioria das espécies gera apenas um filhote por estação reprodutiva (Jones et al., 2009), a longevidade (Munshi-South & Wilkinson, 2010) e taxa metabólica elevada (Speakman et al., 2003).

Os morcegos em condições ambientais naturais são frequentemente expostos a múltiplos fatores antropogênicos estressores ao mesmo tempo e a exposição a metais pesados (MP) é um desses inúmeros fatores (Clark Jr 1979; 1981; Flache et al., 2015; Zukal et al., 2015; Puig-Montserrat et al., 2015). Nessas condições, os efeitos da exposição sub-letal crônica à contaminação por MP pode ser uma das ameaças mais importantes para as populações de morcegos (Zukal et al., 2015). Embora não exista uma

definição clara do que é um MP, na maioria dos casos a densidade é utilizada como o fator determinante. Sendo assim, os MP são definidos como “*metais que possuem densidade específica maior do que 5g/cm³*” (Järup, 2003). Também podem ser classificados em elementos essenciais e não essenciais, sendo os primeiros aqueles que participam de processos metabólicos no organismo, mas podem se tornar tóxicos em níveis excessivos como o zinco (Zn), manganês (Mn), cobre (Cu), ferro (Fe) e cobalto (Co). Os não essenciais, se referem àqueles metais que não desempenham nenhum papel biológico nos organismos, sendo tóxicos mesmo em concentrações reduzidas, como o chumbo (Pb), cádmio (Cd), mercúrio (Hg) e arsênio (As), sendo o As um semimetal de grande potencial de toxicidade (Järup, 2003; Zukal et al., 2015; Ali & Khan, 2019).

Os MP ocorrem naturalmente em diferentes tipos de solo e em diferentes concentrações, que são relacionadas à características geológicas do solo em questão. A presença desses metais não é considerada um tipo de contaminação, entretanto, os níveis naturais podem ser alterados devido as diversas atividades humanas que contaminam o solo, como por exemplo, rejeitos de mineração, atividades agrícolas, aplicação de fertilizantes, resíduos de combustão de carvão, processos industriais, efluentes industriais e domésticos, entre outros (Duruibe et al., 2007; Smiljanić et al., 2019). A bioacumulação dos metais pesados nos morcegos pode acontecer como resultado da absorção tanto no ambiente abiótico, como através da dieta desses indivíduos. As espécies que ocupam um nível trófico superior, como insetívoros e carnívoros, também estão susceptíveis ao processo de biomagnificação, caracterizado pelo aumento da concentração dos contaminantes ao longo da cadeia alimentar (Zocche et al., 2010; Zukal et al., 2015; Ali & Khan, 2018).

A conservação de morcegos é de suma importância para o meio ambiente (Fenton et al., 1997; Mickleburgh et al., 2002; Jones et al., 2009), sendo a compreensão e a documentação dos impactos biológicos e fisiológicos que o MP gera para o grupo primordiais em um mundo com intensa ação antrópica (Jones et al., 2009; Zukal et al., 2015; Hernout et al., 2016). Estudos ecotoxicológicos na região Neotropical são incipientes (Zukal et al., 2015), dessa forma, com base na literatura mais recente, nosso principal objetivo foi levantar um panorama do conhecimento disponível sobre a contaminação de morcegos neotropicais por metais pesados e quais são as perspectivas para o futuro.

2. Material e Métodos

Nessa revisão nós focamos em quais espécies foram investigadas e quais os impactos que as concentrações de MP encontradas têm acarretado para a saúde dos morcegos e suas populações. Nós buscamos artigos publicados em quatro base de dados entre 2000 e 2020: Web of Science, Scopus, Scielo e Google Acadêmico. A literatura disponível e referente aos anos anteriores desta revisão foi desconsiderada devido a existência de revisões com esse tipo de análises já disponíveis (Zukal et al., 2015). Utilizamos a combinação das palavras “heavy metal” e “bats” combinadas com “neotropical”. Teses, dissertações e resumos não foram incluídos nessa revisão para evitar a sobreposição de dados, já que esses resultados tendem a ser publicados na forma de artigos.

Informações como ano de publicação, espécie de morcego, MP investigado e concentração, limite de detecção do MP, matriz utilizada para análise do MP, tipo de amostra e país de origem do estudo foram coletadas e tabeladas (Tabela 1, Tabela 2). Com relação à concentração de cada MP, as informações apresentadas referem-se aos dados obtidos por cada estudo.

3. Resultados e discussão

A revisão apresenta os resultados de 14 artigos publicados entre 2000 e 2020 (APENDICE), listados em ordem cronológica, sobre contaminação de MP em morcegos na região Neotropical (Tabela 1). O número de estudos, entre parênteses, está distribuído em apenas seis países da região: Peru (4), México (3), Belize (3), Brasil (2), Colômbia (1) e Jamaica (1). Os 14 estudos combinados investigaram um total de 87 espécies de morcegos, distribuídas em seis famílias, Phyllostomidae, Vespertilionidae, Emballonuridae, Mormoopidae, Molossidae e Noctilionidae, sendo a primeira, a família com a maior quantidade de espécies estudadas (n=62) (Tabela 2). Dessas, 37 espécies foram estudadas apenas uma vez, 14 espécies foram avaliadas em dois estudos, quatro espécies em três estudos e três espécies em quatro estudos (Tabela 2). As espécies mais avaliadas nesse período de revisão foram os filostomídeos *Artibeus lituratus* e *Glossophaga soricina*, avaliadas em cinco estudos cada, e *Sturnira lilium* e *Carollia perspicillata*, em um total de seis artigos (Tabela 2). Quanto à guilda trófica, 43.67% das espécies avaliadas são consideradas insetívoras/onívoras (IO), 37.93% frugívoras (FO), 9.19% nectarívoras (NE), 8.04% carnívoras (CA) e apenas 1.14% hematófagos (HE).

A abundância de filostomídeos pode ser devido ao fato dessa família ser a mais diversa na região neotropical, com aproximadamente 123 espécies, e ao viés causado pela captura por redes de neblina em solo. Esta técnica é recomendada principalmente para a captura de filostomídeos frugívoros e forreadores de espaços fechados (Gardner, 1977; Larsen et al., 2007). Espécies de vesperilionídeos, molossídeos e emballonurídeos possuem um sistema de ecolocalização bem desenvolvido que os ajudam a detectar e escapar dessa armadilha; muitas espécies possuem voo alto e não se aproximam das redes; nessas situações, para a amostragem de morcegos dessas famílias, é recomendado o uso de redes de neblina elevadas ou de dossel, e/ou coletas diretamente sobre a colônia em questão usando outros métodos (Fenton et al., 1992; Simons & Voss, 1988; Larsen et al., 2007).

De modo geral, os estudos avaliados não mostram uma tendência temporal quanto ao ano de publicação, sendo que o primeiro estudo aqui reportado foi publicado em 2000, havendo uma diferença de 10 anos para o próximo estudo na região, que foi publicado apenas em 2010. Todavia, os anos de 2017 e 2020 foram aqueles com mais artigos publicados, com quatro no primeiro, e cinco no último, mostrando um leve aumento no interesse sobre contaminação em morcegos por MP nos últimos anos, e uma possível tendência de estudos para o futuro. Tal inclinação pode ser reflexo da tendência mundial no estudo de poluição por metal pesado, como reportado por Zukal et al. (2015), apesar dessa revisão mostrar que existe um viés geográfico nessa tendência mundial, pois a maioria dos estudos se concentra na América do Norte e na Europa (Zukal et al., 2015).

O primeiro estudo na região neotropical foi publicado por Méndez & Alvarez-Castañeda (2000), que investigaram a concentração de Zn, Mn, Pb, Cu, Cd e Fe nos morcegos carnívoros *Myotis vivesi* e *Noctilio leporinus*, em uma ilha do México. Todos os metais testados, com exceção do cádmio, apresentaram valores significativamente maiores ($P < 0.001$) em *M. vivesi* do que em *N. leporinus* (Tabela 1). Os autores sugerem que os valores elevados encontrados se dão principalmente pelo tipo de alimento que os morcegos consomem. Ambas as espécies são consideradas piscívoras, se alimentam de pequenos crustáceos e peixes; *N. leporinus* também completa a sua dieta com insetos. Os autores destacam a ingestão de crustáceos como um fator potencial para a contaminação, já que eles também podem acumular MP no organismo. Outros fatores como estágio reprodutivo, idade, sexo, habitat e estação em que a presa foi ingerida, podem estar relacionados a contaminação por MP. Eles concluem que as espécies estudadas são boas

opções para o monitoramento da contaminação de MP em diferentes regiões (Méndez & Alvarez-Castañeda, 2000).

Aspectos metodológicos

As concentrações de metal pesado são expressas principalmente em parte por milhão (ppm): miligrama por quilograma (mg/kg ou mg.kg^{-1}), micrograma por quilograma de peso seco ($\mu\text{g/kg DW}$ ou $\mu\text{g.kg}^{-1} \text{DW}$) ou de peso úmido ($\mu\text{g/kg WW}$ ou $\mu\text{g.kg}^{-1} \text{WW}$) ou micrograma por grama de peso seco ($\mu\text{g/g DW}$ ou $\mu\text{g.g}^{-1} \text{DW}$) ou de peso úmido ($\mu\text{g/g WW}$ ou $\mu\text{g.g}^{-1} \text{WW}$). Todas essas unidades de medidas são equivalentes e, portanto, comparáveis. O estudo de Gallanta et al. (2019), que investigou a presença de metais pesados em guano de morcegos, expressou a concentração de Hg em parte por bilhão (ng.g^{-1}), sendo esse resultado não comparável com aqueles apresentados em parte por milhão. Todos os estudos apresentaram as concentrações médias de cada metal avaliado, com exceção de Gallanta et al. (2019) e Ramos-H et al. (2020), que apresentaram valores de mediana. Para cada valor de concentração média ou mediana, os artigos traçaram limites de detecção para a sua análise (Tabela 1).

Foi investigado um total de 17 metais (Tabela 1), sendo eles: Zn, Mn, Pb, Cu, Cd, Fe, Cr, Ni, Hg, Co, vanádio (V), sódio (Na), magnésio (Mg), silício (Si), potássio (K), rubídio (Rb) e cálcio (Ca). O Hg foi avaliado em sua forma elementar (Hg) e nas formas de mercúrio total (THg) e monometil mercúrio (MMHg), sendo o monometil a forma mais tóxica, capaz de bioacumular em cadeias alimentares aquáticas (Hsu-Kim et al., 2013).

Em espécies frugívoras, foram analisadas as concentrações de 12 metais: Zn; Pb; Cu; Cd; Fe e Hg (também nas formas THg e MMHg); Na; Mg; Si; K; Rb e Ca. Em nectarívoros, foram investigados apenas cinco metais: Zn; Pb; Cu; Cd e Hg (também na forma de THg). Essa representatividade encontrada em espécies neotropicais é ligeiramente maior do que a apresentada na revisão em âmbito mundial por Zukal et al. (2015), que reportou apenas cinco metais pesados (Zn, Cu, Cd, Cr e paládio (Pd) para esses hábitos alimentares. Para insetívoros/onívoros, foram analisados 11 metais: Zn; Mn; Pb; Cu; Cd; Fe; Cr; Ni; Hg (também nas formas THg e MMHg); V e Co. Em espécies carnívoras, foram investigados sete metais: Zn, Mn, Pb, Cu, Cd, Fe, Hg (THg e MMHg).

Por fim, em morcegos hematófagos apenas o Hg foi analisado, na sua forma elementar e THg (Tabela 1).

Os metais foram investigados em seis diferentes matrizes (Tabela 1). A análise de pelo foi a mais utilizada, sendo realizada em sete artigos, seguida da análise do fígado, em quatro artigos. O fígado/pâncreas, guano, pulmão e músculo foram analisados apenas em um artigo. O uso do pelo para análise de MP é considerado um método não invasivo, acessível, estável e que não possui condições restritas para o seu armazenamento (Appenzeller & Tsatsakis, 2012). O MP é transferido através da corrente sanguínea para o pelo que está crescendo, sendo assim uma ótima alternativa para monitorar o acúmulo relacionado à exposição crônica de MP em órgãos internos, podendo ser correlacionada, para alguns metais, as concentrações encontradas no fígado (Pb), rins (para Pb, Cu e Cd), ossos (para Cd e Pb) e estômago (para Pb, Cd, Cu e Zn) (Beernaert et al., 2007; Vermeulen et al., 2009; Hernout et al., 2016).

As concentrações de Hg no sangue também estão correlacionadas ao Hg no pelo, sendo o THg uma representação do MeHg, que compreende 71%-95% de Hg no pelo do morcego (Yates et al., 2013). O uso do fígado para análise de MP em morcegos é amplamente disseminado, já que esse órgão desempenha um importante papel no metabolismo e na excreção de nutrientes e possíveis contaminantes como os MP (Sidhu et al., 2004; Nordberg et al., 2015; Zuckal et al., 2015; Ramos-H et al., 2020). Os metais essenciais que participam de processos fisiológicos são constantemente metabolizados no fígado afim de manter níveis homeostáticos, quando encontrados em excesso podem ser considerados tóxicos e, se forem escassos, podem ocorrer deficiências. No caso dos metais não essenciais, que não possuem nenhuma função fisiológica, mesmo em níveis baixos já são considerados tóxicos e podem causar disfunções no organismo (Sidhu et al., 2004; Nordberg et al., 2015; Ali & Khan, 2019; Ramos-H et al., 2020).

Dois estudos apresentaram abordagens diferentes dos outros aqui apresentados, que em sua maioria envolveram coletas de amostra em campo. Rendón-Lugo et al. (2017) realizaram uma análise experimental de pelo de cinco espécies de mamíferos em microscópio eletrônico de varredura. Amostras de pelo de duas espécies de morcegos, *Glossophaga soricina* e *Artibeus jamaicensis* (= *A. planirostris*), foram tratadas por dois meses em uma solução de cádmio, cobre e sais de chumbo. Os autores verificaram que a morfologia externa do pelo foi um fator de grande relevância na deposição das partículas

de Pb, Cu e Cd, e que as espécies de morcegos foram as que apresentaram a maior concentração de partículas nas escamas do pelo.

Kumar et al. (2018) analisaram o MMHg presente em amostras conservadas em museu e de animais coletados em campo. Ao realizar as análises, os autores verificaram que o MMHg aumentou no Peru entre 1912 e 2013, possivelmente devido as atividades antrópicas. Eles ressaltam a importância das coleções biológicas para a compreensão da contaminação ambiental em uma perspectiva espaço-temporal. Todavia, também ressaltam alguns cuidados necessários com o uso de material de museu. Segundo os autores, inicialmente as amostras foram analisadas para THg, mas após o piloto, notaram que alguns espécimes poderiam ter sido contaminados em algum momento durante a coleta ou até mesmo durante a preservação, assim, as medições de THg não se mostraram tão precisas como as apresentadas nas amostras de espécimes coletados em campo. De modo geral, verificamos que os dados presentes na literatura disponível foram obtidos utilizando metodologias não padronizadas.

Aspectos biológicos

Morcegos são considerados ótimos modelos para o monitoramento de contaminantes ambientais (Zukal et al., 2015; Becker et al., 2018). Diversos estudos ao redor de mundo evidenciam que as concentrações de metais pesados refletem as diferentes guildas alimentares (Zukal et al., 2015; Kumar et al., 2018; Moreno-Brush et al., 2017; Ramos-H et al., 2020). A região Neotropical se destaca pela diversidade de espécies, que ocupam diferentes nichos ecológicos e apresentam diferentes hábitos alimentares (Nowak, 1994; Marinho-Filho & Sazima, 1998), se mostrando uma região promissora para compreensão dos níveis de poluição em espécies silvestres.

O mercúrio (Hg) foi o metal pesado mais recorrente nos artigos aqui revisados, sendo investigado em 64 espécies, em um total de sete artigos, desses, 48 na forma elementar (Hg), 24 como THg, e cinco como MMHg (Tabela 1). Esse é um metal que é considerado tóxico mesmo em baixas concentrações (Boening, 2000; Scheuhammer et al., 2007) e está associado principalmente a atividades antropogênicas como mineração, processos industriais, uso de pesticidas e fertilizantes (Moreno-Brush et al., 2017; Smiljanić et al., 2019; Carrasco-Rueda et al., 2020).

O Hg bioacumula em guildas alimentares aquáticas e para os morcegos, a possibilidade de contaminação parece depender do padrão alimentar de cada espécie. São mais susceptíveis à contaminação aqueles que se alimentam de organismos aquáticos (ex.: peixes e crustáceos) ou de presas que possuam história de vida relacionada ao ecossistema aquático (ex.: insetos e artrópodes). As presas atuam como um link entre o ambiente aquático e o ambiente terrestre, fazendo com que o Hg seja transferido entre os níveis tróficos, proporcionando também a biomagnificação desse MP (Chen et al., 2005; Blais et al., 2007; Cristol et al., 2018; Hernout et al., 2014; Moreno-Brush et al., 2017; Becker et al., 2018; Kumar et al., 2018; Carrasco-Rueda et al., 2020). O mesmo padrão já foi investigado na quantificação de THg (Becker et al., 2018) e MMHg (Kumar et al., 2018) em morcegos.

No ecossistema terrestre, o Hg pode ser absorvido do solo e da água pelas plantas através da raiz, embora pareça existir algum tipo de barreira entre as raízes e o topo, já que o Hg não tende a acumular em altos teores em frutos e sementes das plantas (Bishop et al., 1998; Patra & Sharma, 2000; Patra et al., 2004). As plantas também são capazes de absorver através de suas folhas o mercúrio atmosférico (gasoso) e particulado (Rea et al., 2001; Lodenius et al., 2003; Li et al., 2017). Dessa forma as concentrações de Hg encontradas nos morcegos irá depender do grau de exposição ao Hg das plantas e presas consumidos por essas espécies (Racero-Rubio et al., 2016).

É preciso atentar para as diferenças dietéticas mesmo em morcegos que estão inseridos na mesma guilda alimentar. Quando analisada a dieta de insetívoros, é esperado que aqueles que consomem insetos em fases larvais aquáticas, ou recém-emergidos, apresentem concentrações de Hg maiores (ex.: *Saccopteryx bilineata*: 7.86 mg/kg; *Rhynchonycteris naso*: 5.07 – 24.85 mg/kg) (Tabela 1), do que aqueles que se alimentam majoritariamente de insetos terrestres (ex.: *Eptesicus furinalis*: 4.65 mg/kg) (Tabela 1). A bioacumulação e a biomagnificação nesses animais podem ser mais altas do que em espécies carnívoras que, embora também sejam consideradas de alto nível trófico, muitas apresentam dieta pouco relacionada ao ecossistema aquático, como é o caso de *Trachops cirrhosus* (0.86 – 2.11 mg/kg) e *Chrotopterus auritus* (1.41 mg/kg) (Tabela 1), que se alimentam principalmente de outros mamíferos, sapos e lagartos, diminuindo o potencial de biomagnificação (Gardner, 2007; Yates et al., 2014; Kumar et al., 2018; Carrasco-Rueda et al. 2020).

Espécies consideradas de baixo nível trófico, como frugívoras e nectarívoras, tendem a completar a sua alimentação com néctar, pólen e/ou insetos, em períodos de baixa disponibilidade da sua fonte primária; esse consumo pode resultar na assimilação de Hg nessas espécies (Arata et al., 1967; Moreno-Brush et al., 2017). Nos artigos avaliados, as concentrações de Hg em frugívoros variaram entre 0.00 – 1.22 ppm (Tabela 1), sendo a maior concentração avaliada em *Carollia perspicillata* (Moreno-Brush et al., 2017). Em nectarívoros, as concentrações variaram entre 0.026 – 2.96 ppm (Tabela 1), sendo a maior concentração avaliada em *Choeroniscus minor* (Moreno-Brush et al., 2017). Ambas as espécies completam a sua dieta primária com o consumo de insetos (Gardner, 1997; Bravo et al., 2008).

O limite de toxicidade para Hg é considerado $> 10\text{ppm}/10\text{ mg/kg}/10\ \mu\text{g}^{-1}$, e acima dessa concentração já foram registrados diversos efeitos adversos na saúde de pequenos mamíferos, como distúrbios neurocomportamentais em visons cativos (Wobeser et al., 1976) e roedores (Burton et al., 1997), alterações neuroquímicas (Nam et al.; 2012) e danos ao DNA mitocondrial de morcegos (Karouna-Renier et al., 2014). Nesta revisão, a concentração mais alta de mercúrio total (THg) foi registrada em um espécime do morcego carnívoro *Noctilio leporinus*, que apresentou 145.27 mg/kg de THg. Os autores (Becker et al., 2018) atribuíram a concentração elevada à dieta do morcego, que consiste em peixes, insetos e crustáceos (Bordignon, 2006). No geral, as concentrações de Hg variaram abaixo do nível de toxicidade, de 0.00 mg/kg a 7.86 mg/kg (Tabela 1). Outras espécies com os níveis de concentração de Hg elevados, nesta revisão, *Cormura brevirostris* (6.61 $\mu\text{g.g}^{-1}$; Moreno-Brush et al.; 2017) e *Saccopteryx bilineata* (7.86 mg/kg; Carrasco-Rueda et al.; 2020) são morcegos insetívoros aéreos que se alimentam principalmente de insetos aquáticos (Gardner, 2007).

Embora os metais essenciais e não essenciais ocorram naturalmente no meio ambiente, atividades antrópicas como urbanização, industrialização, agricultura e mineração influenciam diretamente nos níveis de metais no solo, que podem se exceder e se tornarem tóxicos no meio ambiente (Duruibe et al., 2007; Smiljanić et al., 2019). A mineração é considerada uma das principais fontes de emissão de metal pesado no meio ambiente, essa contaminação pode acontecer durante o processo de extração e processamento dos metais, através do descarte dos resíduos no ambiente aquático e da liberação de poeira enriquecida no ar (Léon et al., 2007; Duruibe et al., 2007; Chen et al., 2012; Li et al., 2013; Yang et al., 2018).

Os metais Zn, Pb, Cu, Cd, Ni, Hg e As são frequentemente associados a águas residuais de indústria e mineração (Lambert et al., 2000; Li et al., 2013), todos esses metais, com exceção do As, foram analisados na região neotropical nos últimos 20 anos (Tabela 1). Em áreas de mineração de carvão, foram registrados os maiores níveis de Cu, Cd, Na, cloro (Cl) e bromo (Br) nos pulmões dos morcegos frugívoros - *A. lituratus* e *S. liliium*, em comparação com as concentrações encontradas em morcegos da região controle (Pedroso-Fidelis et al., 2020). Os níveis de Pb, Cu, Fe, Cr e Ni, no fígado dos nectarívoros *Molossus molossus*, *Tadarida brasiliensis* e *Eptesicus diminutus*, na área de mineração, também foram maiores do que os dos espécimes coletados na área controle (Zocche et al., 2010). Em uma área de mineração de ouro, as concentrações de MMHg foram maiores nos morcegos insetívoros na região considerada contaminada, do que na região não contaminada (Kumar et al., 2018) (Tabela 1).

Ramos-H et al. (2020) associaram a contaminação de vanádio (V) em morcegos á queima de combustíveis fosseis gerada por uma indústria a 20km do local de coleta e á poluição gerada pela Megalópole do México. Eles evidenciaram que embora a meia vida do V em tecidos moles de mamíferos seja estimada em semanas, é possível que essa contaminação seja decorrente da exposição crônica á poluição. Os morcegos urbanos que foram coletados em localidades mais distantes (200 e 145km da indústria e da Megalópole, respectivamente), apresentaram variações mais baixas de V, indicando que eles não foram expostos a fontes relevantes de V. No mesmo artigo, morcegos coletados em áreas urbanas tiveram concentrações de Zn e Cu um pouco mais altas do que aqueles coletados em áreas rurais, resultado associado ao tráfego veicular da Megalópole do México, já que esses metais podem ser liberados de pastilhas de freio e pneus (Apeageyi et al., 2011). Já no estudo de Racero-Casarrubia et al. (2016), os níveis de Zn (0.15 a 2.45 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$), Pb (0.02 a 0.06 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) e Cu (0.18 a 2.34 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) foram atribuídos ao uso de esterco animal, aplicações de fertilizantes e pesticidas em sistemas agrícolas, que podem ser acumulados no solo e transferidos ao longo da cadeia alimentar.

Para a região Neotropical, não foi diferente do que se conhece ao redor do mundo (Zukal et al., 2015) quando se trata dos poucos estudos que reportam os efeitos adversos do MP à saúde dos morcegos. É conhecido que a exposição crônica ao Hg pode levar a alterações neuroquímicas (Nam et., 2012), dano ao DNA mitocondrial (Karouna-Renier et al., 2014; Lisón et al., 2016), e que o metal pesado pode ser transferido da mãe para o feto através da amamentação (Yates et al., 2013; Lisón et al., 2016; Kumar et al., 2018).

Para a região neotropical, um estudo mostrou que altas concentrações de THg podem afetar o sistema imune do morcego-vampiro (*Desmodus rotundus*), com um alto número de neutrófilos e baixo número de monócitos, os deixando mais susceptíveis à infecções bacterianas (Becker et al., 2017). Duas espécies frugívoras (*A. lituratus* e *S. lilium*) apresentaram um aumento no grau de enfisema pulmonar em áreas próximas a mina de carvão; os autores sugerem que um ambiente contaminado por partículas de pó de carvão pode levar a danos histológicos e oxidativos nos morcegos (Pedroso-Fidelis et al., 2020). Através do Ensaio Cometa (Eletroforese de gel único), Zocche et al. (2010) avaliaram os danos no DNA de células sanguíneas em espécies coletadas próximas a uma mineradora de carvão e em uma área controle. Eles sugerem que os níveis de Mn, Fe, Ni, alumínio (Al) e Si encontrados no insetívoro *Eptesicus diminutus* contribuíram para os índices de contaminação elevados e o aumento na frequência de dano ao DNA nessa espécie. Em amostras de *Tadarida brasiliensis* coletadas em ambas as áreas, os autores também evidenciariam que aquelas coletadas na área de mineração apresentaram maior dano no DNA. Eles atribuem esse resultado às concentrações de Cu e de Fe que foram maiores quando comparadas com as concentrações em amostras da área de controle.

4. Considerações finais

Conforme pode ser visto nesta revisão, os morcegos estão sendo expostos a diversos níveis de contaminação por metais pesados, depositados no ambiente natural devido a diversas atividades antropogênicas tais como a mineração, a expansão das indústrias, do ambiente urbano e dos sistemas silvipastorais, fazendo com que os morcegos sejam expostos a diferentes tipos de ameaças, como a perda de hábitat, a contaminação ambiental e o surgimento de doenças.

Os estudos acerca da concentração de MP em morcegos na região Neotropical são pontuais, realizados por poucos países. Essa realidade dificulta uma visão da real dimensão dos impactos do MP no meio ambiente e a sua influência na saúde e nas populações de morcegos neotropicais. Por outro lado, essa lacuna de conhecimento representa um campo de estudo que pode ser explorado na atualidade. A grande diversidade de morcegos na região e os diversos nichos ecológicos que são ocupados por eles, são aspectos que facilitam o desenvolvimento de novos estudos sobre o grupo. Essas pesquisas podem ajudar na compreensão dos níveis de poluição não só nas espécies

silvestres, como também no meio ambiente, já que os morcegos se mostram bons modelos para o monitoramento de áreas contaminadas por elementos tóxicos, como o MP, podendo auxiliar na tomada de decisões acerca da conservação da fauna e flora local.

Todavia, um dos principais desafios da pesquisa com metais pesados é a falta da padronização da metodologia. Diversas matrizes são utilizadas para avaliar as concentrações de MP; aqui encorajamos a utilização de abordagens não invasivas e menos estressantes, como a análise do pelo do morcego, que já se mostrou uma metodologia viável. O limite de toxicidade para cada MP ainda é desconhecido para a maioria dos elementos químicos, sendo o mercúrio o mais estudado deles, o que já possibilita correlacionar a exposição à esse metal com os efeitos diretos que as concentrações tóxicas podem trazer ao animal. Determinar esses limites para os demais metais é extremamente necessário para auxiliar na compreensão da dimensão dessa ameaça e conseqüentemente, nortear ações de conservação do grupo e manter o pleno funcionamento do ecossistema.

5. Referências Bibliográficas

ALI, H.; KHAN, E. Trophic transfer, bioaccumulation, and biomagnification of non-essential hazardous heavy metals and metalloids in food chains/webs—Concepts and implications for wildlife and human health. **Human and Ecological Risk Assessment**, v. 25, n. 6, p. 1353–1376, 2019.

APEAGYEI, E.; BANK, M. S.; SPENGLER, J. D. Distribution of heavy metals in road dust along an urban-rural gradient in Massachusetts. **Atmospheric Environment**, v. 45, n. 13, p. 2310–2323, 2011.

ARATA, A. A.; VAUGHN, J. B.; THOMAS, M. E. Food Habits of Certain Colombian Bats. **Journal of Mammalogy**, v. 48, n. 4, p. 653, 1967.

BEERNAERT, J.; SCHEIRS, J.; LEIRS, H.; BLUST, R.; VERHAGEN, R. Non-destructive pollution exposure assessment by means of wood mice hair. v. 145, n. 2007, 2020.

BISHOP, K. H.; LEE, Y. H.; MUNTHE, J.; DAMBRINE, E. Xylem sap as a pathway for total mercury and methylmercury transport from soils to tree canopy in the boreal forest. **Biogeochemistry**, v. 40, n. 2–3, p. 101–113, 1998.

BLAIS, J. M.; MACDONALD, R. W.; MACKAY, D.; WEBSTER, E.; HARVEY, C.; SMOL, J. P. Biologically Mediated Transport of Contaminants to Aquatic Systems Critical Review Biologically Mediated Transport of Contaminants to Aquatic Systems. **American Chemical Society**, v. 41, n. 4, p. 1075–1084, 2007.

BOENING, D. W. Ecological effects, transport, and fate of mercury: A general review. **Chemosphere**, v. 40, n. 12, p. 1335–1351, 2000.

BORDIGNON, M. O. Diet of the fishing bat *Noctilio leporinus* (Linnaeus) (Mammalia, Chiroptera) in a mangrove area of southern Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 23, n. 1, p. 256–260, 2006.

BURTON, G. V.; ALLEY, R. J.; RASMUSSEN, G. L.; ORTON, P.; COX, V.; JONES, P.; GRAFF, D. Mercury and behavior in wild mouse populations. **Environmental research**, v. 14, n. 1, p. 30-34, 1977.

CARRASCO-RUEDA, F.; LOISELLE, B. A.; FREDERICK, P. C. Mercury bioaccumulation in tropical bats from a region of active artisanal and small-scale gold mining. **Ecotoxicology**, v. 29, n. 7, p. 1032-1042, 2020.

CHEN, C.-W.; CHEN, C.-F.; DONG, C.-D. Distribution and Accumulation of Mercury in Sediments of Kaohsiung River Mouth, Taiwan. **APCBEE Procedia**, v. 1, n. January, p. 153–158, 2012.

CLARK, D. R. Lead Concentrations: Bats vs. Terrestrial Small Mammals Collected Near a Major Highway. **Environmental Science and Technology**, v. 13, n. 3, p. 338–341, 1979.

CRISTOL, D. A.; BRASSO, R. L.; CONDON, A. M.; FOVARGUE, R. E.; FRIEDMAN, S. L.; HALLINGER, K. K.; MONROE, A. P.; WHITE, A. E. The movement of aquatic mercury through terrestrial food webs. **Science**, v. 320, n. 5874, p. 335, 2008.

DAVID, D. N.; PEDRO, Y. Elevated mercury exposure and neurochemical alterations in little brown bats (*Myotis lucifugus*) from a site with historical mercury contamination. p. 1094–1101, 2012.

DIRINGER, S. E.; FEINGOLD, B. J.; ORTIZ, E. J.; GALLIS, J. A.; ARAÚJO-FLORES, J. M.; BERKY, A.; PAN, W. K. Y.; HSU-KIM, H. River transport of mercury from artisanal and small-scale gold mining and risks for dietary mercury exposure in Madre de

Dios, Peru. **Environmental Sciences: Processes and Impacts**, v. 17, n. 2, p. 478–487, 2015.

FENTON, M. B. Science and the Conservation of Bats. **American Society of Mammalogists**, v. 78, n. 1, p. 1–14, 2013.

FENTON, M. B.; ACHARYA, L.; AUDET, D.; HICKEY, M. B. C.; MERRIMAN, C.; OBRIST, M. K.; SYME, D. M.; Adkins, B. Phyllostomid Bats (Chiroptera: Phyllostomidae) as Indicators of Habitat Disruption in the Neotropics M. B. Fenton, L. Acharya, D. Audet, M. B. C. Hickey, C. Memiman, M. **Biotropica**, v. 24, p. 440–446, 1992.

GARDNER A.L. **Mammals of South America**. The University of Chicago Press, Chicago, v. 1, p. 690, 2007.

GARDNER, A. L.; BAKER, R. J.; JONES, J. K.; CARTER, D. C. **Biology of bats of the New World family Phyllostomatidae**. Part II. Feeding habits, v. 13, p. 1-364, 1977.

GOVIND, P.; MADHURI, S. Heavy metals causing toxicity in humans, animals and environment. **Research Journal of Animal, Veterinary and Fishery Sciences**, v. 2, n. 2, p. 17–23, 2014.

HARIONO, B.; NG, J.; SUTTON, R. H. Lead concentrations in tissues of fruit bats (*Pteropus* sp.) in Urban and non-urban locations. **Wildlife Research**, v. 20, n. 3, p. 315–320, 1993.

HERNOUT, B. V.; SOMERWILL, K. E.; ARNOLD, K. E.; MCCLEAN, C. J.; OXALL, A. B. A spatially-based modeling framework for assessing the risks of soil-associated metals to bats. **Environmental pollution**, v. 173, p. 110-116, 2013.

HSU, M. J.; SELVARAJ, K.; AGORAMOORTHY, G. Taiwan's industrial heavy metal pollution threatens terrestrial biota. **Environmental pollution**, v. 143, n. 2, p. 327-334, 2006.

HSU-KIM, H.; KUCHARZYK, K. H.; ZHANG, T.; DESHUSSES, M. A. Mechanisms regulating mercury bioavailability for methylating microorganisms in the aquatic environment: A critical review. **Environmental Science and Technology**, v. 47, n. 6, p. 2441–2456, 2013.

JAISHANKAR, M.; TSETEN, T.; ANBALAGAN, N.; MATHEW, B. B.; BEEREGOWDA, K. N. Toxicity, mechanism and health effects of some heavy metals. **Interdisciplinary Toxicology**, v. 7, n. 2, p. 60–72, 2014.

JÄRUP, L. Hazards of heavy metal contamination. **British Medical Bulletin**, v. 68, p. 167–182, 2003.

JONES, G.; JACOBS, D. S.; KUNZ, T. H.; WILLIG, M. R.; RACEY, P. Carpe noctem: The importance of bats as bioindicators. **Endangered Species Research**, v. 8, n. 1–2, p. 93–115, 2009.

KAROUNA-RENIER, N. K.; WHITE, C.; PERKINS, C. R.; SCHMERFELD, J. J.; YATES, D. Assessment of mitochondrial DNA damage in little brown bats (*Myotis lucifugus*) collected near a mercury-contaminated river. **Ecotoxicology**, v. 23, n. 8, p. 1419–1429, 2014.

LAMBERT, M.; LEVEN, B. A. New Methods of Cleaning Up Heavy Metal in Soils and Water Innovative Solutions to an Environmental Problem. **Environmental Science and Technology Briefs for Citizens**, p. 1–3, 2000.

LARSEN, R. J.; BOEGLER, K. A.; GENOWAYS, H. H.; MASEFIELD, W. P.; KIRSCH, R. A.; PEDERSEN, S. C. Mist netting bias, species accumulation curves, and the rediscovery of two bats on Montserrat (Lesser Antilles). **Acta Chiropterologica**, v. 9, n. 2, p. 423–435, 2007.

LENGTH, F. Heavy metal pollution and human biotoxic effects. **International Journal of Physical Sciences**, v. 2, n. 5, p. 112–118, 2007.

LEÓN, G.; PÉREZ, L. E.; LINARES, J. C.; HARTMANN, A.; QUINTANA, M. Genotoxic effects in wild rodents (*Rattus rattus* and *Mus musculus*) in an open coal mining area. **Mutation Research - Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis**, v. 630, n. 1–2, p. 42–49, 2007.

LI, R.; WU, H.; DING, J.; FU, W.; GAN, L.; LI, Y. Mercury pollution in vegetables, grains and soils from areas surrounding coal-fired power plants. **Scientific Reports**, v. 7, n. March, p. 1–9, 2017.

- LI, Z.; MA, Z.; VAN DER KUIJP, T. J.; YUAN, Z.; HUANG, L. A review of soil heavy metal pollution from mines in China: Pollution and health risk assessment. **Science of the Total Environment**, v. 468–469, p. 843–853, 2014.
- LISÓN, F.; ESPÍN, S.; AROCA, B.; CALVO, J. F.; GARCÍA-FERNÁNDEZ, A. J. Assessment of mercury exposure and maternal-foetal transfer in *Miniopterus schreibersii* (Chiroptera: Miniopteridae) from southeastern Iberian Peninsula. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 24, n. 6, p. 5497-5508, 2017.
- LODENIUS, M.; TULISALO, E.; SOLTANPOUR-GARGARI, A. Exchange of mercury between atmosphere and vegetation under contaminated conditions. **Science of the Total Environment**, v. 304, n. 1–3, p. 169–174, 2003.
- MENZIE, C. A. Potential significance of insects in the removal of contaminants from aquatic systems. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 13, p. 473–479, 1980.
- MICKLEBURGH, S.P.; HUTSON, A. M.; RACEY, P. A. A review of the global conservation status of bats. **Oryx**, v. 36, n. 1, p. 17, 2002.
- NAM, D. H.; YATES, D.; ARDAPPLE, P.; EVERS, D. C.; SCHMERFELD, J.; BASU, N. Elevated mercury exposure and neurochemical alterations in little brown bats (*Myotis lucifugus*) from a site with historical mercury contamination. **Ecotoxicology**, v. 21, n. 4, p. 1094-1101, 2012.
- PATRA, M.; M.; BHOWMIK, N.; BANDOPADHYAY, B.; SHARMA, A. Comparison of mercury, lead and arsenic with respect to genotoxic effects on plant systems and the development of genetic tolerance. **Environmental and Experimental Botany**, v. 52, n. 3, p. 199–223, 2004.
- REA, A. W.; LINDBERG, S. E.; KEELER, G. J. Dry deposition and foliar leaching of mercury and selected trace elements in deciduous forest throughfall. **Atmospheric Environment**, v. 35, n. 20, p. 3453–3462, 2001.
- REINHOLD, J. O.; HENDRIKS, A. J.; SLAGER, L. K.; OHM, M. Transfer of microcontaminants from sediment to chironomids, and the risk for the Pond bat *Myotis dasycneme* (Chiroptera) preying on them. **Aquatic Ecology**, v. 33, n. 4, p. 363-376, 1999.
- RENDÓN-LUGO, A. N.; SANTIAGO, P.; PUENTE-LEE, I.; LEÓN-PANIAGUA, L. Permeability of hair to cadmium, copper and lead in five species of terrestrial mammals

and implications in biomonitoring. **Environmental monitoring and assessment**, v. 189, n. 12, p. 640, 2017.

SCHEUHAMMER, A. M. *et al.* Effects of environmental methylmercury on the health of wild birds, mammals, and fish. **Ambio**, v. 36, n. 1, p. 12–18, 2007.

SIMMONS, N. B.; VOSS, R. S. The mammals of Paracou, French Guiana, a Neotropical lowland rainforest fauna. Part 1, Bats. **Bulletin of the AMNH**, n. 237, 1998.

SKERRATT, L. F.; SPEARE, R.; BERGER, L.; WINSOR, H. Lyssaviral infection and lead poisoning in black flying foxes from Queensland. **Journal of Wildlife Diseases**, v. 34, n. 2, p. 355–361, 1998.

SMILJANIĆ, S.; TOMIĆ, N. T.; PERUŠIĆ, M.; VASILJEVIĆ, L.; PELEMIŠ, S. The Main Sources of Heavy Metals in the Soil. **VI International Congress “Engineering, Environment and Materials in Processing Industry”**, n. April, p. 453–465, 2019.

SUTTON, R. H.; WILSON, P. D. Lead poisoning in grey-headed fruit bats (*Pteropus poliocephalus*). **Journal of wildlife diseases**, v. 19, n. 3, p. 294–296, 1983.

VERMEULEN, F.; D'HAVÉ, H.; MUBIANA, V. K.; VAN DEN BRINK, N. W.; BLUST, R.; BERVOETS, L.; DE COEN, W. Relevance of hair and spines of the European hedgehog (*Erinaceus europaeus*) as biomonitoring tissues for arsenic and metals in relation to blood. **Science of the Total Environment**, v. 407, n. 5, p. 1775–1783, 2009.

VOIGT, C. C.; KINGSTON, T. Bats in the Anthropocene: conservation of bats in a changing world. **Springer Nature**, 2016.

WALKER, L. A.; SIMPSON, V. R.; ROCKETT, L.; WIENBURG, C. L.; SHORE, R. F. Heavy metal contamination in bats in Britain. **Environmental Pollution**, v. 148, n. 2, p. 483–490, 2007.

WALTERS, D. M.; FRITZ, K. M.; OTTER, R. R. The dark side of subsidies: Adult stream insects export organic contaminants to riparian predators. **Ecological Applications**, v. 18, n. 8, p. 1835–1841, 2008.

WOBESER, G.; NIELSEN, N. O.; SCHIEFER, B. Mercury and mink. II. Experimental methyl mercury intoxication. **Canadian Journal of Comparative Medicine**, v. 40, n. 1, p. 34–45, 1976.

YANG, Q.; LI, Z.; LU, Z.; DUAN, Q.; HUANG, L.; BI, J. A review of soil heavy metal pollution from industrial and agricultural regions in China: Pollution and risk assessment. **Science of the Total Environment**, v. 642, p. 690–700, 2018.

YATES, D. E.; ADAMS, E. M.; ANGELO, S. E.; EVERS, D. C.; SCHMERFELD, J.; MOORE, M. S.; KUNZ, T. H.; DIVOLL, T.; EDMONDS, S. T.; PERKINS, C.; TAYLOR, R.; O'DRISCOLL, N. J. Mercury in bats from the northeastern United States. **Ecotoxicology**, v. 23, n. 1, p. 45–55, 2014.

Tabela 1 - Concentrações dos metais pesados nos 14 artigos aqui revisados em ordem cronológica, de acordo com a espécie, a guilda trófica, o metal pesado analisado, a unidade de concentração utilizada, o limite de detecção, as concentrações médias dos metais, o órgão analisado e o país em que o estudo foi conduzido. Legendas: CA = Carnívoro; FO = Frugívoro/Onívoro; IO = Insetívoro/Onívoro; NE = Nectarívoro; HE = Hematófago; Zn = Zinco; Mn = Manganês; Pb = Chumbo; Cu = Cobre; Cd = Cádmio; Fe = Ferro, Cr = Cromo; Ni = Níquel; Hg = Mercúrio; THg = Mercúrio total; MMHg = Monometil mercúrio; Co = Cobalto; V = Vanádio; Na = Sódio; Mg = Magnésio; Si = Silício; K = Potássio; Rb = Rubídio; Ca = Cálcio. ppm = Parte por milhão; mg/kg = miligrama por quilograma; $\mu\text{g}/\text{kg DW}$ (ou $\mu\text{g}.\text{kg}^{-1}\text{ DW}$) = micrograma por quilograma de peso seco; $\mu\text{g}/\text{g DW}$ (ou $\mu\text{g}.\text{g}^{-1}\text{ DW}$) = micrograma por grama de peso seco; $\text{ng}.\text{g}^{-1}$ = parte por bilhão. Ppm equivale à mg/kg ou $\mu\text{g}/\text{g}$.

Referência	Espécie	Guilda trófica	Metal pesado	Unidade Concentração	Limite de detecção	Concentração média	Órgão analisado	País	Observação
Méndez & Alvarez-Castañeda (2000)	<i>Myotis vivesi</i>	CA	Zn / Mn Pb / Cu Cd / Fe	$\mu\text{g}/\text{g DW}$	0.01 / 0.01 0.2 / 0.02 0.02 / 0.03	133 / 3.68 1.25 / 27.4 6.5 / 1781	Fígado	México	
Méndez & Alvarez-Castañeda (2000)	<i>Noctilio leporinus</i>	CA	Zn / Mn Pb / Cu Cd / Fe	$\mu\text{g}/\text{g DW}$	0.01 / 0.01 0.2 / 0.02 0.02 / 0.03	57 / 1.4 0.57 / 13.1 8 / 1217	Fígado	México	
Williams et al. (2010)	<i>Artibeus (Dermanura) cinerus</i>	FO	Zn / Pb Cu / Cd	ppm	0.01	113.21 / 3.77 39.62 / 0	Fígado, pâncreas	Peru	

Williams et al. (2010)	<i>Carollia brevicauda</i>	FO	Zn / Pb Cu / Cd	ppm	0.01	88.48 / 2.39 22.22 / 2.52	Fígado, pâncreas	Peru	
Williams et al. (2010)	<i>Carollia manu</i>	FO	Zn / Pb Cu / Cd	ppm	0.01	147.37 / 0 23.68 / 7.89	Fígado, pâncreas	Peru	
Williams et al. (2010)	<i>Carollia perspicillata</i>	FO	Zn / Pb Cu / Cd	ppm	0.01	85.88 / 0 15.29 / 2.35	Fígado, pâncreas	Peru	
Williams et al. (2010)	<i>Sturnira erythromos</i>	FO	Zn / Pb Cu / Cd	ppm	0.01	114.84 / 4.65 31.47 / 2.73	Fígado, pâncreas	Peru	
Williams et al. (2010)	<i>Sturnira lilium</i>	FO	Zn / Pb Cu / Cd	ppm	0.01	150.79 / 2.41 32.26 / 7.06	Fígado, pâncreas	Peru	
Williams et al. (2010)	<i>Sturnira oporaphilum</i>	FO	Zn / Pb Cu / Cd	ppm	0.01	135.44 / 2.21 27.5 / 3.9	Fígado, pâncreas	Peru	
Williams et al. (2010)	<i>Sturnira tildae</i>	FO	Zn / Pb Cu / Cd	ppm	0.01	94.89 / 0.73 26.64 / 4.02	Fígado, pâncreas	Peru	

Williams et al. (2010)	<i>Platyrrhinus masu</i>	FO	Zn / Pb Cu / Cd	ppm	0.01	80.47 / 0.48 17.28 / 1.06	Fígado, pâncreas	Peru	
Williams et al. (2010)	<i>Phylloderma stenops</i>	FO	Zn / Pb Cu / Cd	ppm	0.01	78.19 / 0.59 26.72 / 0.79	Fígado, pâncreas	Peru	
Williams et al. (2010)	<i>Anoura cf. caudifer</i>	NE	Zn / Pb Cu / Cd	ppm	0.01	120.64 / 0 41.27 / 0	Fígado, pâncreas	Peru	
Williams et al. (2010)	<i>Anoura geoffroyi</i>	NE	Zn / Pb Cu / Cd	ppm	0.01	213.02 / 9.09 38.4 / 2.02	Fígado, pâncreas	Peru	
Williams et al. (2010)	<i>Anoura cultrata</i>	NE	Zn / Pb Cu / Cd	ppm	0.01	129.27 / 0 19.51 / 0	Fígado, pâncreas	Peru	
Williams et al. (2010)	<i>Anoura caudifer</i>	NE	Zn / Pb Cu / Cd	ppm	0.01	176.39 / 86.75 73.45 / 3	Fígado, pâncreas	Peru	
Zocche et al. (2010)	<i>Molossus molossus</i>	IO	Zn / Pb Mn / Cu Cd / Cr Ni / Fe	$\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ DW		116.2 / \leq 6.36 34.8 / 20.3 4.8 / \leq 9.53 \leq 9.05 / 1673	Fígado	Brasil	Área controle

Zocche et al. (2010)	<i>Tadarida brasiliensis</i>	IO	Zn / Pb Mn / Cu Cd / Cr Ni / Fe	$\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ DW		132.3 / ≤ 3.92 26.3 / 15.5 ≤ 3.0 / ≤ 5.3 4.2 / 918	Fígado	Brasil	Área controle
Zocche et al. (2010)	<i>Molossus molossus</i>	IO	Zn / Pb Mn / Cu Cd / Cr Ni / Fe	$\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ DW		79.6 / 5.8 13.6 / 27.3 4 / 5.7 4.3 / 1059	Fígado	Brasil	Mina de carvão
Zocche et al. (2010)	<i>Eptesicus diminutus</i>	IO	Zn / Pb Mn / Cu Cd / Cr Ni / Fe	$\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ DW		113.8 / ≤ 5.41 59.5 / 28.8 3.6 / ≤ 6.2 8.6 / 2340	Fígado	Brasil	Mina de carvão
Zocche et al. (2010)	<i>Tadarida brasiliensis</i>	IO	Zn / Pb Mn / Cu Cd / Cr Ni / Fe	$\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ DW		141.4 / ≤ 7.32 30.4 / 23.2 ≤ 4.05 / ≤ 10.9 ≤ 5.6 / 1032	Fígado	Brasil	Mina de carvão
Racero-Casarrubia et al. (2016)	<i>Saccopteryx leptura</i>	IO	Zn / Pb Cu / Hg	$\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$	0.016 / 0.011 0.05 / 0.014	1.04 / 0.021 0.28 / 0.022	Músculo	Colômbia	
Racero-Casarrubia et al. (2016)	<i>Saccopteryx leptura</i>	IO	Zn / Pb Cu / Hg	$\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$	0.016 / 0.011 0.05 / 0.014	1.95 / 0.065 0.89 / 0.046	Fígado	Colômbia	

Racero-Casarrubia et al. (2016)	<i>Artibeus planirostris</i>	FO	Zn / Pb Cu / Hg	$\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$	0.016 / 0.011 0.05 / 0.014	0.88 / 0.024 1.23 / 0.026	Músculo	Colômbia	
Racero-Casarrubia et al. (2016)	<i>Artibeus planirostris</i>	FO	Zn / Pb Cu / Hg	$\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$	0.016 / 0.011 0.05 / 0.014	1.73 / 0.054 2.34 / 0.049	Fígado	Colômbia	
Racero-Casarrubia et al. (2016)	<i>Dermanura phaeotis</i>	FO	Zn / Pb Cu / Hg	$\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$	0.016 / 0.011 0.05 / 0.014	0.54 / 0.024 0.65 / 0.018	Músculo	Colômbia	
Racero-Casarrubia et al. (2016)	<i>Dermanura phaeotis</i>	FO	Zn / Pb Cu / Hg	$\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$	0.016 / 0.011 0.05 / 0.014	2.45 / 0.051 1.027 / 0.067	Fígado	Colômbia	
Racero-Casarrubia et al. (2016)	<i>Carollia perspicillata</i>	FO	Zn / Pb Cu / Hg	$\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$	0.016 / 0.011 0.05 / 0.014	0.19 / 0.038 0.22 / 0.033	Músculo	Colômbia	
Racero-Casarrubia et al. (2016)	<i>Carollia perspicillata</i>	FO	Zn / Pb Cu / Hg	$\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$	0.016 / 0.011 0.05 / 0.014	1.82 / 0.051 0.60 / 0.057	Fígado	Colômbia	

Racero-Casarrubia et al. (2016)	<i>Artibeus lituratus</i>	FO	Zn / Pb Cu / Hg	$\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$	0.016 / 0.011 0.05 / 0.014	0.15 / 0.02 0.21 / 0.018	Músculo	Colômbia	
Racero-Casarrubia et al. (2016)	<i>Artibeus lituratus</i>	FO	Zn / Pb Cu / Hg	$\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$	0.016 / 0.011 0.05 / 0.014	1.49 / 0.055 0.52 / 0.034	Fígado	Colômbia	
Racero-Casarrubia et al. (2016)	<i>Sturnira lilium</i>	FO	Zn / Pb Cu / Hg	$\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$	0.016 / 0.011 0.05 / 0.014	0.20 / 0.025 0.28 / 0.023	Músculo	Colômbia	
Racero-Casarrubia et al. (2016)	<i>Sturnira lilium</i>	FO	Zn / Pb Cu / Hg	$\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$	0.016 / 0.011 0.05 / 0.014	1.34 / 0.046 0.48 / 0.056	Fígado	Colômbia	
Racero-Casarrubia et al. (2016)	<i>Phyllostomus discolor</i>	IO	Zn / Pb Cu / Hg	$\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$	0.016 / 0.011 0.05 / 0.014	0.301 / 0.024 0.18 / 0.044	Fígado	Colômbia	
Racero-Casarrubia et al. (2016)	<i>Phyllostomus discolor</i>	IO	Zn / Pb Cu / Hg	$\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$	0.016 / 0.011 0.05 / 0.014	1.99 / 0.056 0.72 / 0.087	Fígado	Colômbia	

Racero-Casarrubia et al. (2016)	<i>Glossophaga soricina</i>	NE	Zn / Pb Cu / Hg	$\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$	0.016 / 0.011 0.05 / 0.014	0.53 / 0.026 1.84 / 0.042	Fígado	Colômbia	
Racero-Casarrubia et al. (2016)	<i>Glossophaga soricina</i>	NE	Zn / Pb Cu / Hg	$\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$	0.016 / 0.011 0.05 / 0.014	1.67 / 0.066 0.21 / 0.079	Fígado	Colômbia	
Becker et al. (2017)	<i>Desmodus rotundus</i>	HE	THg	mg.kg	0.096	0.25	Pelo	Belize	
Moreno-Brush et al. (2017)	<i>Artibeus glaucus</i>	FO	Hg	$\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$		0.21	Pelo	Peru	
Moreno-Brush et al. (2017)	<i>Artibeus lituratus</i>	FO	Hg	$\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$		< 0.26	Pelo	Peru	
Moreno-Brush et al. (2017)	<i>Artibeus obscurus</i>	FO	Hg	$\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$		0.14	Pelo	Peru	
Moreno-Brush et al. (2017)	<i>Artibeus planirostris</i>	FO	Hg	$\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$		< 0.04 / 0.69	Pelo	Peru	

Moreno-Brush et al. (2017)	<i>Chiroderma salvini</i>	FO	Hg	$\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$		< 0.07	Pelo	Peru	
Moreno-Brush et al. (2017)	<i>Chiroderma trinitatum</i>	FO	Hg	$\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$		< 0.27	Pelo	Peru	
Moreno-Brush et al. (2017)	<i>Mesophylla macconnelli</i>	FO	Hg	$\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$		< 0.14	Pelo	Peru	
Moreno-Brush et al. (2017)	<i>Platyrrhinus infuscus</i>	FO	Hg	$\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$		< 0.06	Pelo	Peru	
Moreno-Brush et al. (2017)	<i>Sturnira lilium</i>	FO	Hg	$\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$		< 0.07	Pelo	Peru	
Moreno-Brush et al. (2017)	<i>Sturnira oporaphilum</i>	FO	Hg	$\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$		< 0.13	Pelo	Peru	
Moreno-Brush et al. (2017)	<i>Sturnira tildae</i>	FO	Hg	$\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$		< 0.50	Pelo	Peru	

Moreno-Brush et al. (2017)	<i>Uroderma bilobatum</i>	FO	Hg	$\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$		< 1.04	Pelo	Peru	
Moreno-Brush et al. (2017)	<i>Vampyressa melissa</i>	FO	Hg	$\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$		< 0.07	Pelo	Peru	
Moreno-Brush et al. (2017)	<i>Vampyrodes coraccioli</i>	FO	Hg	$\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$		< 0.12	Pelo	Peru	
Moreno-Brush et al. (2017)	<i>Carollia benkeithi</i>	FO	Hg	$\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$		0.32	Pelo	Peru	
Moreno-Brush et al. (2017)	<i>Carollia brevicauda</i>	FO	Hg	$\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$		0.95	Pelo	Peru	
Moreno-Brush et al. (2017)	<i>Carollia perspicillata</i>	FO	Hg	$\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$		0.88	Pelo	Peru	
Moreno-Brush et al. (2017)	<i>Cormura breviostris</i>	IO	Hg	$\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$		6.61	Pelo	Peru	

Moreno-Brush et al. (2017)	<i>Molossus molossus</i>	IO	Hg	$\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$		< 0.33	Pelo	Peru	
Moreno-Brush et al. (2017)	<i>Myotis riparius</i>	IO	Hg	$\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$		3.66	Pelo	Peru	
Moreno-Brush et al. (2017)	<i>Lophostoma silvicolum</i>	CA	Hg	$\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$		0.96	Pelo	Peru	
Moreno-Brush et al. (2017)	<i>Micronycteris hirsuta</i>	IO	Hg	$\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$		0.3	Pelo	Peru	
Moreno-Brush et al. (2017)	<i>Tonatia saurophila</i>	IO	Hg	$\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$		0.8	Pelo	Peru	
Moreno-Brush et al. (2017)	<i>Trachops cirrhosus</i>	CA	Hg	$\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$		0.86	Pelo	Peru	
Moreno-Brush et al. (2017)	<i>Vampyrum spectrum</i>	CA	Hg	$\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$		0.79	Pelo	Peru	

Moreno-Brush et al. (2017)	<i>Choeroniscus minor</i>	NE	Hg	$\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$		2.96	Pelo	Peru	
Moreno-Brush et al. (2017)	<i>Lichonycteris degener</i>	NE	Hg	$\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$		0.37	Pelo	Peru	
Moreno-Brush et al. (2017)	<i>Rhinohylla pumilio</i>	IO	Hg	$\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$		0.32	Pelo	Peru	
Moreno-Brush et al. (2017)	<i>Phyllostomus discolor</i>	IO	Hg	$\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$		1.38	Pelo	Peru	
Moreno-Brush et al. (2017)	<i>Phyllostomus elongatus</i>	IO	Hg	$\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$		2.53	Pelo	Peru	
Moreno-Brush et al. (2017)	<i>Phyllostomus hastatus</i>	IO	Hg	$\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$		1.67	Pelo	Peru	
Moreno-Brush et al. (2017)	<i>Desmodus rotundus</i>	HE	Hg	$\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$		0.05	Pelo	Peru	

Rendón-Lugo et al. (2017)	<i>Artibeus jamaicensis</i>	FO	Cd / Cu	???		1.89 / 0.38	Pelo	México	Estudo experimental
Rendón-Lugo et al. (2017)	<i>Glossophaga soricina</i>	NE	Cd / Cu	???		3.35 / 0.83	Pelo	México	Estudo experimental
Becker et al. (2018)	<i>Uroderma bilobatum</i>	FO	THg	mg/kg	0.096	0.07	Pelo	Belize	
Becker et al. (2018)	<i>Sturnira lilium</i>	FO	THg	mg/kg	0.096	0.51	Pelo	Belize	
Becker et al. (2018)	<i>Dermanura watsoni</i>	FO	THg	mg/kg	0.096		Pelo	Belize	
Becker et al. (2018)	<i>Dermanura phaeotis</i>	FO	THg	mg/kg	0.096		Pelo	Belize	
Becker et al. (2018)	<i>Carollia sowelli</i>	FO	THg	mg/kg	0.096		Pelo	Belize	

Becker et al. (2018)	<i>Artibeus jamaicensis</i>	FO	THg	mg/kg	0.096	0.04	Pelo	Belize	
Becker et al. (2018)	<i>Artibeus lituratus</i>	FO	THg	mg/kg	0.096	0.04	Pelo	Belize	
Becker et al. (2018)	<i>Artibeus intermedius</i>	FO	THg	mg/kg	0.096	0.03	Pelo	Belize	
Becker et al. (2018)	<i>Saccopteryx bilineata</i>	IO	THg	mg/kg	0.096	6.44	Pelo	Belize	
Becker et al. (2018)	<i>Rhynchonycteris naso</i>	IO	THg	mg/kg	0.096	24.85	Pelo	Belize	
Becker et al. (2018)	<i>Rhogeessa aeneus</i>	IO	THg	mg/kg	0.096	4.87	Pelo	Belize	
Becker et al. (2018)	<i>Pteronotus mesoamericanus</i>	IO	THg	mg/kg	0.096	10.19	Pelo	Belize	

Becker et al. (2018)	<i>Pteronotus davyi</i>	IO	THg	mg/kg	0.096	3.92	Pelo	Belize	
Becker et al. (2018)	<i>Myotis elegans</i>	IO	THg	mg/kg	0.096	4.39	Pelo	Belize	
Becker et al. (2018)	<i>Molossus rufus</i>	IO	THg	mg/kg	0.096	2.91	Pelo	Belize	
Becker et al. (2018)	<i>Eptesicus furinalis</i>	IO	THg	mg/kg	0.096	6.46	Pelo	Belize	
Becker et al. (2018)	<i>Bauerus dubiaquercus</i>	IO	THg	mg/kg	0.096	1.05	Pelo	Belize	
Becker et al. (2018)	<i>Trachops cirrhosus</i>	CA	THg	mg/kg	0.096	1.71	Pelo	Belize	
Becker et al. (2018)	<i>Noctilio leporinus</i>	CA	THg	mg/kg	0.096	145.27	Pelo	Belize	

Becker et al. (2018)	<i>Chrotopterus auritus</i>	CA	THg	mg/kg	0.096	0.53	Pelo	Belize	
Becker et al. (2018)	<i>Desmodus rotundus</i>	HE	THg	mg/kg	0.096	0.05	Pelo	Belize	
Becker et al. (2018)	<i>Glossophaga soricina</i>	NE	THg	mg/kg	0.096	0.1	Pelo	Belize	
Kumar et al. (2018)	<i>Carollia brevicauda</i>	FO	THg	ppm		0.31	Pelo	Bolívia, Brasil, Equador, Peru	Amostras de museu
Kumar et al. (2018)	<i>Carollia castanea</i>	FO	THg	ppm		0.14	Pelo	Bolívia, Brasil, Equador, Peru	Amostras de museu
Kumar et al. (2018)	<i>Carollia perspicillata</i>	FO	THg	ppm		0.12	Pelo	Bolívia, Brasil, Equador, Peru	Amostras de museu
Kumar et al. (2018)	<i>Rhynchonycteris naso</i>	IO	THg	ppm		5.07	Pelo	Bolívia, Brasil, Equador, Peru	Amostras de museu

Kumar et al. (2018)	<i>Macrophyllum macrophyllum</i>	IO	THg	ppm		1.52	Pelo	Bolívia, Brasil, Equador, Peru	Amostras de museu
Kumar et al. (2018)	<i>Myotis nigricans</i>	IO	THg	ppm		1.15	Pelo	Bolívia, Brasil, Equador, Peru	Amostras de museu
Kumar et al. (2018)	<i>Myotis riparius</i>	IO	THg	ppm		0.62	Pelo	Bolívia, Brasil, Equador, Peru	Amostras de museu
Kumar et al. (2018)	<i>Myotis albescens</i>	IO	THg	ppm		2.99	Pelo	Bolívia, Brasil, Equador, Peru	Amostras de museu
Kumar et al. (2018)	<i>Noctilio leporinus</i>	CA	THg	ppm		5.39	Pelo	Bolívia, Brasil, Equador, Peru	Amostras de museu
Kumar et al. (2018)	<i>Carollia</i> spp.	FO	MMHg	ppm		0.21	Pelo	Bolívia, Brasil, Equador, Peru	Área “não contaminada”

Kumar et al. (2018)	<i>Carollia</i> spp.	FO	MMHg	ppm		0.51	Pelo	Bolívia, Brasil, Equador, Peru	Mina de ouro: “área contaminada”
Kumar et al. (2018)	<i>Macrophyllum macrophyllum</i>	IO	MMHg	ppm		1.00	Pelo	Bolívia, Brasil, Equador, Peru	Área “não contaminada”
Kumar et al. (2018)	<i>Macrophyllum macrophyllum</i>	IO	MMHg	ppm		58.41	Pelo	Bolívia, Brasil, Equador, Peru	Mina de ouro: “área contaminada”
Kumar et al. (2018)	<i>Myotis</i> spp.	IO	MMHg	ppm		2.34	Pelo	Bolívia, Brasil, Equador, Peru	Área “não contaminada”
Kumar et al. (2018)	<i>Myotis</i> spp.	IO	MMHg	ppm		21.27	Pelo	Bolívia, Brasil, Equador, Peru	Mina de ouro: “área contaminada”
Kumar et al. (2018)	<i>Noctilio albiventris</i>	CA	MMHg	ppm		3.42	Pelo	Bolívia, Brasil, Equador, Peru	Área “não contaminada”

Kumar et al. (2018)	<i>Noctilio albiventris</i>	CA	MMHg	ppm		5.16	Pelo	Bolívia, Brasil, Equador, Peru	Mina de ouro: “área contaminada”
Kumar et al. (2018)	<i>Rhynchonycteris naso</i>	IO	MMHg	ppm		2.68	Pelo	Bolívia, Brasil, Equador, Peru	Área “não contaminada”
Kumar et al. (2018)	<i>Rhynchonycteris naso</i>	IO	MMHg	ppm		7.44	Pelo	Bolívia, Brasil, Equador, Peru	Mina de ouro: “área contaminada”
Gallanta et al. (2019)			Zn / Pb Cu / Cd Hg ^a	μg.g ⁻¹ DW mg.g ⁻¹ b ng.g ⁻¹ a	2.45 / 0.07 24.27 / 0.00 0.2 ^a	997 / 8.04 3.92 ^b / 92.8 0.18 ^a	Guano	Jamaica	Concentração apresentada em mediana
Ramos-H et al. (2020)	<i>Tadarida brasiliensis</i>	IO	Zn / Pb Mn / Cu Cd / V Cr / Co Ni / Fe	μg/g DW	0.32 / 0.01 0.25 / 0.09 0.07 / 0.10 0.04 / 0.02 0.50 / 9.06 (μg/Kg)	72.76 / 0.16 16.13 / 19.24 0.37 / 0.12 0.038 / 0.14 0.37 / 967.2	Fígado	México	Concentração apresentada em mediana
Pedroso-Fidelis et al. (2020)	<i>Artibeus lituratus</i>	FO	Zn / Cu Fe / Na Mg / Si K / Rb	μg.g ⁻¹ DW		56.2 / 9.08 1028 / 4597 505 / 708 7228 / 32.4	Pulmão	Brasil	Área controle

			Ca			776			
Pedroso-Fidelis et al. (2020)	<i>Sturnira lilium</i>	FO	Zn / Cu Fe / Na Mg / Si K / Rb Ca	$\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ DW		58.9 / ≤ 1 680 / 6123 435 / ≤ 125 10810 / 43.2 414	Pulmão	Brasil	Área controle
Pedroso-Fidelis et al. (2020)	<i>Artibeus lituratus</i>	FO	Zn / Cu Fe / Na Mg / Si K / Rb Ca	$\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ DW		56.3 / 13.1 687 / 7220 518 / ≤ 127 7783 / 46.5 495	Pulmão	Brasil	Mina de carvão
Pedroso-Fidelis et al. (2020)	<i>Sturnira lilium</i>	FO	Zn / Cu Fe / Na Mg / Si K / Rb Ca	$\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ DW		64.7 / 4.57 781 / 8168 406 / 650 10295 / 44.5 458	Pulmão	Brasil	Mina de carvão
Carrasco-Rueda et al. (2020)	<i>Artibeus lituratus</i>	FO	Hg	mg/kg DW	0.0003 ng	0.01	Pelo	Peru	
Carrasco-Rueda et al. (2020)	<i>Artibeus obscurus</i>	FO	Hg	mg/kg DW	0.0003 ng	0.03	Pelo	Peru	

Carrasco-Rueda et al. (2020)	<i>Artibeus planirostris</i>	FO	Hg	mg/kg DW	0.0003 ng	0.01	Pelo	Peru	
Carrasco-Rueda et al. (2020)	<i>Platyrrhinus incarum</i>	FO	Hg	mg/kg DW	0.0003 ng	0	Pelo	Peru	
Carrasco-Rueda et al. (2020)	<i>Carollia benkeithi</i>	FO	Hg	mg/kg DW	0.0003 ng	1	Pelo	Peru	
Carrasco-Rueda et al. (2020)	<i>Carollia brevicauda</i>	FO	Hg	mg/kg DW	0.0003 ng	0.95	Pelo	Peru	
Carrasco-Rueda et al. (2020)	<i>Carollia perspicillata</i>	FO	Hg	mg/kg DW	0.0003 ng	1.22	Pelo	Peru	
Carrasco-Rueda et al. (2020)	<i>Mesophylla macconnelli</i>	FO	Hg	mg/kg DW	0.0003 ng	0	Pelo	Peru	
Carrasco-Rueda et al. (2020)	<i>Rhinophylla pumilio</i>	FO	Hg	mg/kg DW	0.0003 ng	0	Pelo	Peru	

Carrasco-Rueda et al. (2020)	<i>Sphaeronycteris toxophyllum</i>	FO	Hg	mg/kg DW	0.0003 ng	0	Pelo	Peru	
Carrasco-Rueda et al. (2020)	<i>Sturnira lilium</i>	FO	Hg	mg/kg DW	0.0003 ng	0	Pelo	Peru	
Carrasco-Rueda et al. (2020)	<i>Uroderma bilobatum</i>	FO	Hg	mg/kg DW	0.0003 ng	0.01	Pelo	Peru	
Carrasco-Rueda et al. (2020)	<i>Uroderma magnirostrum</i>	FO	Hg	mg/kg DW	0.0003 ng	0	Pelo	Peru	
Carrasco-Rueda et al. (2020)	<i>Vampyriscus bidens</i>	FO	Hg	mg/kg DW	0.0003 ng	0	Pelo	Peru	
Carrasco-Rueda et al. (2020)	<i>Saccopteryx bilineata</i>	IO	Hg	mg/kg DW	0.0003 ng	7.86	Pelo	Peru	
Carrasco-Rueda et al. (2020)	<i>Molossus molossus</i>	IO	Hg	mg/kg DW	0.0003 ng	3.33	Pelo	Peru	

Carrasco-Rueda et al. (2020)	<i>Molossus cf. rufus</i>	IO	Hg	mg/kg DW	0.0003 ng	1.67	Pelo	Peru	
Carrasco-Rueda et al. (2020)	<i>Lophostoma silvicolum</i>	IO	Hg	mg/kg DW	0.0003 ng	0.98	Pelo	Peru	
Carrasco-Rueda et al. (2020)	<i>Micronycteris minuta</i>	IO	Hg	mg/kg DW	0.0003 ng	1.39	Pelo	Peru	
Carrasco-Rueda et al. (2020)	<i>Mimon crenulatum</i>	IO	Hg	mg/kg DW	0.0003 ng	2.90	Pelo	Peru	
Carrasco-Rueda et al. (2020)	<i>Tonatia saurophila</i>	IO	Hg	mg/kg DW	0.0003 ng	0.27	Pelo	Peru	
Carrasco-Rueda et al. (2020)	<i>Trinycteris nicefori</i>	IO	Hg	mg/kg DW	0.0003 ng	0.04	Pelo	Peru	
Carrasco-Rueda et al. (2020)	<i>Eptesicus brasiliensis</i>	IO	Hg	mg/kg DW	0.0003 ng	6.23	Pelo	Peru	

Carrasco-Rueda et al. (2020)	<i>Eptesicus furinalis</i>	IO	Hg	mg/kg DW	0.0003 ng	4.65	Pelo	Peru	
Carrasco-Rueda et al. (2020)	<i>Chrotopterus auritus</i>	CA	Hg	mg/kg DW	0.0003 ng	1.41	Pelo	Peru	
Carrasco-Rueda et al. (2020)	<i>Trachops cirrhosus</i>	CA	Hg	mg/kg DW	0.0003 ng	2.11	Pelo	Peru	
Carrasco-Rueda et al. (2020)	<i>Phyllostomus elongatus</i>	IO	Hg	mg/kg DW	0.0003 ng	1.03	Pelo	Peru	
Carrasco-Rueda et al. (2020)	<i>Phyllostomus hastatus</i>	IO	Hg	mg/kg DW	0.0003 ng	0.58	Pelo	Peru	
Carrasco-Rueda et al. (2020)	<i>Glossophaga soricina</i>	NE	Hg	mg/kg DW	0.0003 ng	1.09	Pelo	Peru	
Carrasco-Rueda et al. (2020)	<i>Lonchophylla thomasi</i>	NE	Hg	mg/kg DW	0.0003 ng	0.1	Pelo	Peru	

Tabela 2 – Lista de espécies dos morcegos estudados (n=78) pelos 14 artigos aqui revisados, com as suas respectivas famílias e subfamílias, e o número de vezes que cada espécie foi estudada.

Família					
Phyllostomidae		Subfamília			
		Glossophaginae	Stenodermatinae	Phyllostominae	
<i>Anoura caudifer</i>	1		<i>Artibeus (dermanura) cinerus</i>	1	<i>Chrotopterus auritus</i> 2
<i>Anoura cf. caudifer</i>	1		<i>Artibeus glaucus</i>	1	<i>Macrophyllum macrophyllum</i> 1
<i>Anoura cultrata</i>	1		<i>Artibeus intermedius</i>	1	<i>Micronycteris hirsuta</i> 1
<i>Anoura geoffroyi</i>	1		<i>Artibeus jamaicensis</i>	2	<i>Micronycteris minuta</i> 1
<i>Choeroniscus minor</i>	1		<i>Artibeus lituratus</i>	5	<i>Mimon crenulatum</i> 1
<i>Glossophaga soricina</i>	4		<i>Artibeus obscurus</i>	2	<i>Phylloderma stenops</i> 1
<i>Lichonycteris degener</i>	1		<i>Artibeus planirostris</i>	3	<i>Phyllostomus discolor</i> 2
<i>Lonchophylla thomasi</i>	1		<i>Chiroderma salvini</i>	1	<i>Phyllostomus elongatus</i> 2
			<i>Chiroderma trinitatum</i>	1	<i>Phyllostomus hastatus</i> 2
			<i>Dermanura phaeotis</i>	2	<i>Tonatia saurophila</i> 2
			<i>Dermanura watsoni</i>	1	<i>Trachops cirrhosus</i> 3
			<i>Mesophylla macconnelli</i>	2	<i>Trinycteris nicefori</i> 1
			<i>Platyrrhinus incarum</i>	1	<i>Vampyrum spectrum</i> 1
			<i>Platyrrhinus infuscus</i>	1	
			<i>Platyrrhinus masu</i>	1	
			<i>Sphaeronycteris toxophyllum</i>	1	
			<i>Sturnira erythromos</i>	1	
			<i>Sturnira lilium</i>	6	
			<i>Sturnira oporaphilum</i>	2	
			<i>Sturnira tildae</i>	2	
			<i>Uroderma bilobatum</i>	3	

<i>Uroderma</i>	1
<i>magnirostrum</i>	
<i>Vampyressa melissa</i>	1
<i>Vampyriscus bidens</i>	1
<i>Vampyrodes coraccioli</i>	1

Carollinae		Desmodontinae		Outros	
<i>Carollia</i> spp.	1	<i>Desmodus rotundus</i>	3	<i>Lophostoma silvicolum</i>	2
<i>Carollia benkeithi</i>	2				
<i>Carollia brevicauda</i>	4				
<i>Carollia castanea</i>	1				
<i>Carollia manu</i>	1				
<i>Carollia perspicillata</i>	5				
<i>Carollia sowersi</i>	1				
<i>Rhinophylla pumilio</i>	2				

Vespertilionidae		Subfamília	
		Antrozoini	Vespertilioninae
		<i>Bauerus dubiaquercus</i>	1
			<i>Eptesicus brasiliensis</i>
			1
			<i>Eptesicus diminutus</i>
			1
			<i>Eptesicus furinalis</i>
			2
			<i>Myotis</i> spp.
			1
			<i>Myotis albescens</i>
			1
			<i>Myotis elegans</i>
			1
			<i>Myotis nigricans</i>
			1
			<i>Myotis riparius</i>
			2
			<i>Myotis vivesi</i>
			1
			<i>Rhogeessa aeneus</i>
			1

Emballonuridae	
<i>Cormura brevirostris</i>	1
<i>Rhynchonycteris naso</i>	2
<i>Saccopteryx bilineata</i>	2
<i>Saccopteryx leptura</i>	1

Molossidae		Subfamília	
------------	--	------------	--

Molossinae

<i>Molossus rufus</i>	2
<i>Molossus molossus</i>	3
<i>Tadarida brasiliensis</i>	2

Noctilionidae

<i>Noctilio leporinus</i>	3
<i>Noctilio albiventris</i>	1

Mormoopidae

<i>Pteronotus</i>	1
<i>mesoamericanus</i>	
<i>Pteronotus davyi</i>	1

APÊNDICE

Lista de artigos utilizados na revisão

BECKER, D. J.; CHUMCHAL, M. M.; BENTZ, A. B.; PLATT, S. G.; CZIRJÁK, G. Á.; RAINWATER, T. R.; ALTIZER, S.; STREICKER, D. G. Predictors and immunological correlates of sublethal mercury exposure in vampire bats. **Royal Society Open Science**, v. 4, n. 4, p. 170073, 2017.

BECKER, D. J.; SPEER, K. A.; KORSTIAN, J. M.; VOLOKHOV, D. V.; DROKE, H. F.; BROWN, A. M.; BAIJNAUTH, C. L.; PADGETT-STEWART, T.; BRODERS, H. G.; PLOWRIGHT, R. K.; RAINWATER, T. R.; FENTON, M. B.; SIMMONS, N. B.; CHUMCHAL, M. M. Disentangling interactions among mercury, immunity and infection in a Neotropical bat community. **Journal of Applied Ecology**, v. 58, n. 4, p. 879-889, 2021.

CARRASCO-RUEDA, F.; LOISELLE, B. A.; FREDERICK, P. C. Mercury bioaccumulation in tropical bats from a region of active artisanal and small-scale gold mining. **Ecotoxicology**, v. 29, n. 7, p. 1032-1042, 2020.

DOS SANTOS PEDROSO-FIDELIS, G., FARIAS, H. R., MASTELLA, G. A., BOUFLEUR-NIEKRASZEWICZ, L. A., DIAS, J. F., ALVES, M. C.; SILVEIRA, P. C. L.; NESI, R. T.; CARVALHO, F.; ZOCCHÉ, J. J.; PINHO, R. A. Pulmonary oxidative stress in wild bats exposed to coal dust: A model to evaluate the impact of coal mining on health. **Ecotoxicology and environmental safety**, v. 191, p. 110211, 2020.

GALLANT, L. R. *et al.* A bat guano deposit in Jamaica recorded agricultural changes and metal exposure over the last > 4300 years. **Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology**, v. 538, p. 109470, 2020.

KUMAR, A.; DIVOLL, T. J.; GANGULI, P. M.; TRAMA, F. A.; LAMBORG, C. H. Presence of artisanal gold mining predicts mercury bioaccumulation in five genera of bats (Chiroptera). **Environmental Pollution**, v. 236, p. 862-870, 2018.

MÉNDEZ, L. & ALVAREZ-CASTAÑEDA, S. T. Comparative analysis of heavy metals in two species of ichthyophagous bats *Myotis vivesi* and *Noctilio leporinus*. **Bulletin of environmental contamination and toxicology**, v. 65, n. 1, p. 51-54, 2000.

MORENO-BRUSH, M.; PORTILLO, A.; BRÄNDEL, S. D.; STORCH, I.; TSCHAPKA, M.; BIESTER, H. Mercury concentrations in bats (Chiroptera) from a gold mining area in the Peruvian Amazon. **Ecotoxicology**, v. 27, n. 1, p. 45-54, 2018.

RACERO-CASARRUBIA, J.; PINEDO-HERNÁNDEZ, J.; BALLESTEROS-CORREA, J.; MARRUGO-NEGRETE, J. Heavy metals in bat (Chiroptera) species associated with a farm under silvopastoral management in the department of Cordoba, Colombia. **Acta zoológica mexicana**, v. 33, n. 1, p. 45-54, 2017.

RAMOS-H, D.; MEDELLÍN, R. A.; MORTON-BERMEA, O. Insectivorous bats as biomonitor of metal exposure in the megalopolis of Mexico and rural environments in Central Mexico. **Environmental research**, v. 185, p. 109293, 2020.

RENDÓN-LUGO, A. N.; SANTIAGO, P.; PUENTE-LEE, I.; LEÓN-PANIAGUA, L. Permeability of hair to cadmium, copper and lead in five species of terrestrial mammals and implications in biomonitoring. **Environmental monitoring and assessment**, v. 189, n. 12, p. 640, 2017.

SANTIAGO, P. Permeability of hair to cádmium, copper and lead in five species of terrestrial mammals and implications in biomonitoring. **Environmental monitoring and assessment**, v. 189, n. 12, p. 640, 2017.

WILLIAMS, M.; RAMOS, D.; BUTRÓN, A.; GONZALES-ZÚÑIGA, S.; ORTIZ, N.; LA TORRE, B. Concentraciones de metales pesados en murciélagos del Lodge "Cock of the Rocks" y alrededores, Kosñipata, Cuzco, Perú. **Ecología Aplicada**, v. 9, n. 2, p. 133-139, 2010.

ZOCHE, J. J.; LEFFA, D. D.; DAMIANI, A. P.; CARVALHO, F.; MENDONÇA, R. Á.; DOS SANTOS, C. E. I.; BOUFLEUR, L. A.; DIAS, J. F.; DE ANDRADE, V. M. Heavy metals and DNA damage in blood cells of insectivore bats in coal mining areas of Catarinense coal basin, Brazil. **Environmental research**, v. 110, n. 7, p. 684-691, 2010.

Capítulo 2

DETERMINAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE METAIS PESADOS EM PELOS DE MORCEGOS EM ÁREAS ANTROPIZADAS

Luisa Lauren Lima VIDAL¹, Lucilaine Valéria de Souza SANTOS², Sônia Aparecida TALAMONI¹.

¹Programa de Pós-Graduação em Biologia de Vertebrados – PUC Minas, ²Departamento de Engenharia Química – PUC Minas

Resumo: Algumas características intrínsecas dos morcegos os tornam susceptíveis a mudanças antropogênicas do ambiente o que faz com que sejam considerados ótimos modelos para o monitoramento de contaminantes como os metais pesados (MP). Determinamos aqui a concentração de MP em morcegos em 4 localidades em Minas Gerais, representadas por áreas de preservação inseridas em região com intensa atividade antropogênica como urbanização e mineração. Os morcegos foram capturados com redes de neblina e amostras de pelo (1-5mg) foram coletadas da região dorsal dos indivíduos. As amostras (n=159) foram agrupadas em 7 *pools* relativos a indivíduos da mesma espécie/gênero, hábito alimentar e localidade. Os pools foram digeridos e analisados por Espectrometria de Absorção Atômica para detecção das concentrações de Cu, Fe, Mn, Zn, Pb, Cr, Cd, Ni e Ca. Foram detectados metais pesados em todas as amostras, sendo mais comuns, em ordem de grandeza, o $Ca > Zn > Fe$. Essa sequência assemelha-se ao encontrado em estudos na região neotropical, visto que são metais essenciais ao organismo. Os demais MP foram registrados em níveis baixos e similares, exceto Cu (26.6 µg/g) encontrado em *Artibeus planirostris* e Pb (16.65 µg/g) em *Glossophaga soricina*. Esses são metais não-essenciais e mesmo em níveis baixos podem causar danos à saúde. Tais concentrações podem estar associadas a fontes de poluição. Estes são os primeiros dados sobre MP em morcegos em Minas Gerais, sudeste do Brasil, sendo importantes para auxiliar o desenvolvimento de ações de conservação e evidenciar ambientes contaminados.

Palavra-chave: Contaminação ambiental; metal pesado, pelo morcego; antropização.

DETERMINATION OF THE CONCENTRATION OF HEAVY METALS IN BAT FUR IN ANTHROPIZED AREAS

Luisa Lauren Lima VIDAL¹, Lucilaine Valéria de Souza SANTOS², Sônia Aparecida TALAMONI¹.

¹Programa de Pós-Graduação em Biologia de Vertebrados – PUC Minas, ²Departamento de Engenharia Química – PUC Minas

Abstract: Due to some intrinsic characteristics, bats are very susceptible to anthropogenic changes in the environment, which makes them great models for monitoring contaminants such as heavy metals (MP). Here we determined the concentration of PM in bats in 4 locations in Minas Gerais, represented by conservation areas inserted in a region with intense anthropogenic activity such as urbanization and mining. Bats were captured with mist nets and fur samples (1-5mg) were collected from the individuals' dorsal region. The samples (n=159) were grouped into 7 pools related to individuals of the same species/genus, feeding habits and location. The pools were digested and analyzed by Atomic Absorption Spectrometry to detect the concentrations of Cu, Fe, Mn, Zn, Pb, Cr, Cd, Ni and Ca. Heavy metals were detected in all samples, being the most common, in order of magnitude, $Ca > Zn > Fe$. This sequence is similar to that found in studies in the neotropical region, since they are essential metals to the organism. The other MP were recorded at low and similar levels, except Cu (26.6 $\mu\text{g/g}$) found in *Artibeus planirostris* and Pb (16.65 $\mu\text{g/g}$) in *Glossophaga soricina*. These are non-essential metals and even at low levels can harm health. Such concentrations can be associated with sources of pollution. These are the first data on PM in bats in Minas Gerais, southeastern Brazil, and are important to help the development of conservation actions and highlight contaminated environments.

Keyword: Environmental contamination; heavy metal, by the bat; anthropization

1. Introdução

Os morcegos Neotropicais desempenham serviços ecossistêmicos de grande importância e que beneficiam os seres humanos de forma direta e indireta. Enquanto desempenham sua atividade essencial de alimentação, eles promovem a polinização de flores, a dispersão de sementes e o controle de insetos e de artrópodes (Fleming & Sosa 1994; Kelm et al. 2008; Kunz et al. 2011; Ghanem & Voigt, 2012; Puig-Montserrat et al., 2015). São animais que ocupam diferentes nichos ecológicos e são capazes de sobreviver em ambientes preservados ou antropizados, sendo expostos constantemente a diferentes tipos de ameaças como a perda de hábitat, a contaminação ambiental, o surgimento de doenças, a perda de espécies e o declínio populacional (Mickleburgh et al., 2002; Jones et al., 2009; Voigt & Kingston, 2012).

O aumento constante da população humana e a intensa modificação dos habitats naturais, têm levado cada vez mais à perda de biodiversidade, à destruição de ecossistemas e à contaminação ambiental (Mickleburgh et al., 2002; Jones et al., 2009; Voigt & Kingston, 2012), evidenciando a necessidade cada vez maior de estudos ecotoxicológicos sobre a fauna (Amaral et al., 2012; Oliveira et al., 2018; De Souza et al., 2020). Estudos ecotoxicológicos com a fauna são associados principalmente à presença e aos efeitos de pesticidas e inseticidas associados a atividades agrícolas e à metais pesados (Das et al., 2012; Marrs, 2012; Köhler & Triebkorn, 2013; Zukal et al., 2015). Estudos acerca da contaminação por metal pesado no Brasil são focados principalmente em peixes (Terra et al., 2008; Paschoalini et al., 2019; Savassi et al., 2020, Paschoalini & Bazzoli, 2001), um grupo de grande importância econômica e alimentícia, que já possui limite máximo de concentração para vários metais estabelecido pela legislação federal (Brasil, 2013); outros grupos como anfíbios (Correia et al., 2014); testudines (Piña et al., 2009) e canídeos silvestres (Curi et al., 2012) também já foram avaliados. Em morcegos, algum conhecimento sobre a contaminação por metal pesado vem sendo adquirido (Clark JR 1979; 1981; Flache et al., 2015; Zukal et al., 2015; Puig-Montserrat et al., 2015), porém, no Brasil, os estudos são iniciais, havendo apenas dois estudos (Zocche et al., 2010; Dos Santos Pedroso-Fidelis et al., 2020) que avaliam a contaminação de morcegos em áreas de mineração em uma região do país.

Algumas características biológicas intrínsecas tornam os morcegos susceptíveis aos efeitos da contaminação por metais pesados (Fenton et al., 2006; Jones et al., 2009; Voigt & Kingston, 2012, Zukal et al., 2015). A expectativa de vida elevada (Munshi-South &

Wilkinson, 2010), a baixa taxa reprodutiva, pois a maioria das espécies gera apenas um filhote por vez (Barclay et al., 2004; Jones et al., 2009) e a alta taxa metabólica, que requer uma grande quantidade de alimento ingerida por dia (Speakman et al., 2003) podem ser citadas. Esses fatores facilitam a bioacumulação de MP em seus tecidos e, no caso dos insetívoros que ocupam um nível trófico superior, pode levar também a biomagnificação desses compostos (Voigt & Kingston, 2012; Zukal et al., 2015). Como consequências, o MP tende a acumular no fígado, rins e/ou músculos (Baldwin & Marshall, 1999), podendo promover danos à condição física dos animais (ex.: tremores e espasmos), dano ao DNA, alterações neuroquímicas e até mesmo a morte (Hurley & Fenton, 1980; Zocche et al., 2013; Nam et al., 2012).

Os MP ocorrem no meio ambiente de forma natural, em concentrações variáveis no solo, em rochas, nos sedimentos, na água e nos organismos vivos. Esses metais são provenientes de fontes naturais como intemperismo e erosão do solo e/ou das rochas, ou são provenientes de atividade vulcânica (Zukal et al., 2015). São classificados em elementos essenciais e elementos não essenciais. Os essenciais são aqueles que participam de processos metabólicos no organismo (ex.: zinco, manganês, cobre, cálcio), podendo se tornar tóxicos em quantidades excessivas. Os não essenciais são aqueles que não desempenham nenhum papel biológico nos organismos, sendo tóxicos mesmo em concentrações reduzidas como o chumbo, mercúrio, e cádmio (Zukal et al., 2015; Hernout et al., 2016; Ali & Khan, 2018). Contudo, ocorre um aumento da concentração desses elementos no meio ambiente decorrente da poluição originada por atividades antropogênicas como a urbanização, a mineração, diversos processos industriais e a queima de combustíveis fósseis, intensificando o potencial de exposição e contaminação desses poluentes (Clark Jr 1979; 1981; Zukal et al., 2015). Em áreas com atividades minerárias, a constante liberação de poeira enriquecida com metais pesados, devido à extração e processamento, contribui para a poluição do ambiente, e o descarte do rejeito do minério, que muitas vezes é realizado de modo inadequado, se torna uma fonte de poluição ao ambiente terrestre e aquático (Callender, 2003; Zukal et al., 2015).

As mesmas características biológicas intrínsecas que tornam os morcegos susceptíveis à contaminação por MP, também fazem com que o grupo seja considerado um ótimo modelo para o monitoramento desses contaminantes ambientais (Puig-Montserrat et al., 2015; Flache et al., 2015; Jones et al., 2009). Embora uma das principais dificuldades na avaliação de contaminação por MP em morcego é a falta de padronização

do método utilizado, sendo comum a utilização de diferentes matrizes de amostra para as análises e o uso de diferentes técnicas analíticas. Até o momento, o único parâmetro que permite comparação direta é o da unidade de medida expresso em partes por milhão (ppm) (O'Shea & Johnson 2009; Zukal et al., 2015).

Abordagens não invasivas de amostragem são de grande importância para estudos baseados na compreensão dos níveis de poluição em espécies silvestres (Hernout et al., 2016). O uso de métodos menos invasivos em relação aos métodos mais tradicionais, que envolvem a análise de órgãos internos dos animais e, conseqüentemente, o sacrifício dos mesmos, são de fundamental importância, principalmente em face do grande número de espécies ameaçadas de extinção registradas atualmente, com aproximadamente 500 espécies ao redor do mundo presentes na Lista Vermelha de Morcegos Ameaçados (Voigt & Kingston, 2012; IUCN, 2019). Uma metodologia alternativa é o uso do pelo dos morcegos, que é de fácil acesso e o seu armazenamento não requer condições restritas (Appenzeller & Tsatsakis, 2012; Flache et al., 2015; Zukal et al., 2015). Diversos estudos apontam que existe correlações positivas para as concentrações de MP no pelo e no sangue com as concentrações nos órgão internos, como fígado e rins; sugere-se que tal fato é possível devido a capacidade dos mamíferos de eliminar metais no pelo em crescimento através do seu contato contínuo com a corrente sanguínea (Pereira et al., 2006; Beernaert et al., 2007; Vermeulen et al. 2009; Nam et al., 2012; Flache et al., 2015, Moreno-Brush et al., 2018).

Considerando a importância do grupo relacionada ao papel desses animais como provedores de diversos serviços ecossistêmicos e o seu potencial como bioindicador de contaminação ambiental, a proposta desse estudo é utilizar a metodologia de coleta de pelos de morcegos como uma ferramenta para investigar a presença de metais pesados em morcegos presentes em diferentes áreas antropizadas dentro da região metropolitana de Belo Horizonte, Minas Gerais, Brasil.

Descrição dos sítios de amostragem

O estudo foi conduzido em quatro sítios localizados na porção central do estado de Minas Gerais, Sudeste do Brasil. Todos representados por áreas de proteção ambiental: 1) Parque Municipal das Mangabeiras (19°57'03.3"S 43°54'30.4"W); 2) Área de Proteção Especial Mutuca (APE Mutuca) (20°00'3723''S 43°58'8,92''W); 3) Área de Proteção

Ambiental Carste de Lagoa Santa (APA Carste) (19°28'57" S, 44°00'50" W); e 4) Área de Proteção Especial Manancial Serra Azul (APE Serra Azul) (20°00'57.8"S 44°21'16.3"W) (Fig. 1). Todos os sítios de captura estão localizados em região caracterizada fitogeograficamente por áreas de florestas semidecíduais, dentro do bioma de Mata Atlântica, e por cerrado e campos rupestres, típicos do bioma do Cerrado (Savana Brasileira) (IBGE, 2004). O clima da região é definido em duas estações bem definidas, chuvosa (novembro a março) e seca (abril a outubro) (Junior Sá et al., 2012).

A APE Mutuca e o Parque das Mangabeiras estão inseridos no Quadrilátero Ferrífero (QF), uma área de aproximadamente 7.000 km² que representa um dos seis geossistemas ferruginosos do país, composto predominantemente por litologia ferruginosa (Dorr, 1969; Souza & Carmo, 2015). Para o QF é reportada uma reserva de minério de Fe da ordem de 29 bilhões de toneladas, a maior do Brasil, com aproximadamente 46 minas de céu aberto na região (Souza & Carmo, 2015). Minas Gerais desempenha um papel importante na extração e comercialização de substâncias metálicas do país, sendo responsável por 40.11% de toda a produção de metais comercializados no Brasil em 2019, ficando atrás apenas do estado do Pará (49.29%). No mesmo ano, o Fe foi o metal mais comercializado, representando cerca de 60% de toda a produção metálica brasileira (Brasil, 2020).

O QF está inserido no alto Rio das Velhas. A Bacia do Rio das Velhas é subdividida em alto, médio e baixo Rio das Velhas (FEAM, 1998), e ocupa uma área de drenagem de 29,173 km² totalmente inserida no estado de MG. O alto Rio das Velhas, onde a maior parte das amostras foi coletada, sofre com intenso despejo de resíduos domésticos e industriais e conta com mineradoras presente nas cabeceiras da bacia (CBH Velhas, 2021; Manuelzão UFMG, 2021). O Rio das Velhas é o maior afluente em extensão da bacia do Rio São Francisco, a maior do Brasil; a APA Carste se localiza em região do médio São Francisco. A APE Serra Azul é formada pelo barramento do curso d'água do Ribeirão Serra Azul, pertencente à sub-bacia do Rio Paraopeba, também afluente do Rio São Francisco (COPASA, 2004).

O Parque Municipal das Mangabeiras está localizado na cidade de Belo Horizonte, circundado em sua face sul pela Serra do Curral. Nas décadas de 60 e 70, as atuais dependências do Parque abrigavam uma empresa de mineração, hoje desativada, que operava extração de minério de ferro. Na atualidade, outras duas grandes mineradoras operam extração de minério de ferro atrás da Serra do Curral (PBH, 2019), sendo

responsáveis por grande contaminação das águas da Serra do Curral (Von Sperling, 2004). O Parque mantém uma área de 240 ha e 59 nascentes do Córrego da Serra. Possui altitude que varia de 1.000 a 1.300 metros (PBH, 2019).

A Área de Proteção Especial Manancial Mutuca (APE Mutuca) é uma área de 1250 ha sob controle da Companhia de Saneamento de Minas Gerais (COPASA MG), no município de Nova Lima. A APE está inserida no Parque Estadual da Serra do Rola-Moça, que possui área total de 3,941 ha e altitude que varia de 1.100 – 1.400 metros. A APE faz limite com uma rodovia Federal e possui duas grandes mineradoras em suas cercanias, onde ocorre a extração de minério de Fe e Mn.

A Área de Proteção Especial Manancial Serra Azul (APE Serra Azul) compreende quatro municípios no estado de Minas Gerais, sendo que as coletas ocorreram em Mateus Leme. A APE é constituída por uma represa (Serra Azul) que ocupa uma área de 27.200 ha e uma área de proteção de 3,200 ha no entorno da represa. A bacia se encontra adjacente ao QF, margeando a região noroeste da Serra do Curral. A APE foi instituída na década de 80, sendo responsável pelo abastecimento de água para a Região Metropolitana de Belo Horizonte. A região da bacia se caracteriza principalmente pela ocorrência de pastos, áreas cultivadas e intensa exploração de minério de Fe, sendo essa considerada a atividade da região que mais envolve recursos financeiros (Carvalho, 2002). Os morcegos foram coletados em local distante em 15 quilômetros, em linha reta, à uma área de intensa atividade minerária e siderúrgica.

A Área de Proteção Ambiental Carste (APA Carste) (35,600 ha) compreende seis municípios do estado de Minas Gerais. As coletas foram realizadas no município de Matozinhos, onde localiza-se o maior fragmento de vegetação semidecidual da APA. A APA é situada em uma área cárstica, caracterizada por afloramentos calcários e uma extensa rede de drenagem subterrânea. As principais atividades econômicas da região são a agricultura, agropecuária e atividades minerárias, principalmente para extração de calcário (Araújo, 2009; Schaefer & Mendonça, 2009).

2. Objetivo geral

Verificar a presença de metais pesados em pelos de morcegos neotropicais presentes em áreas antropizadas dentro da região Metropolitana de Belo Horizonte.

3. Objetivo específico

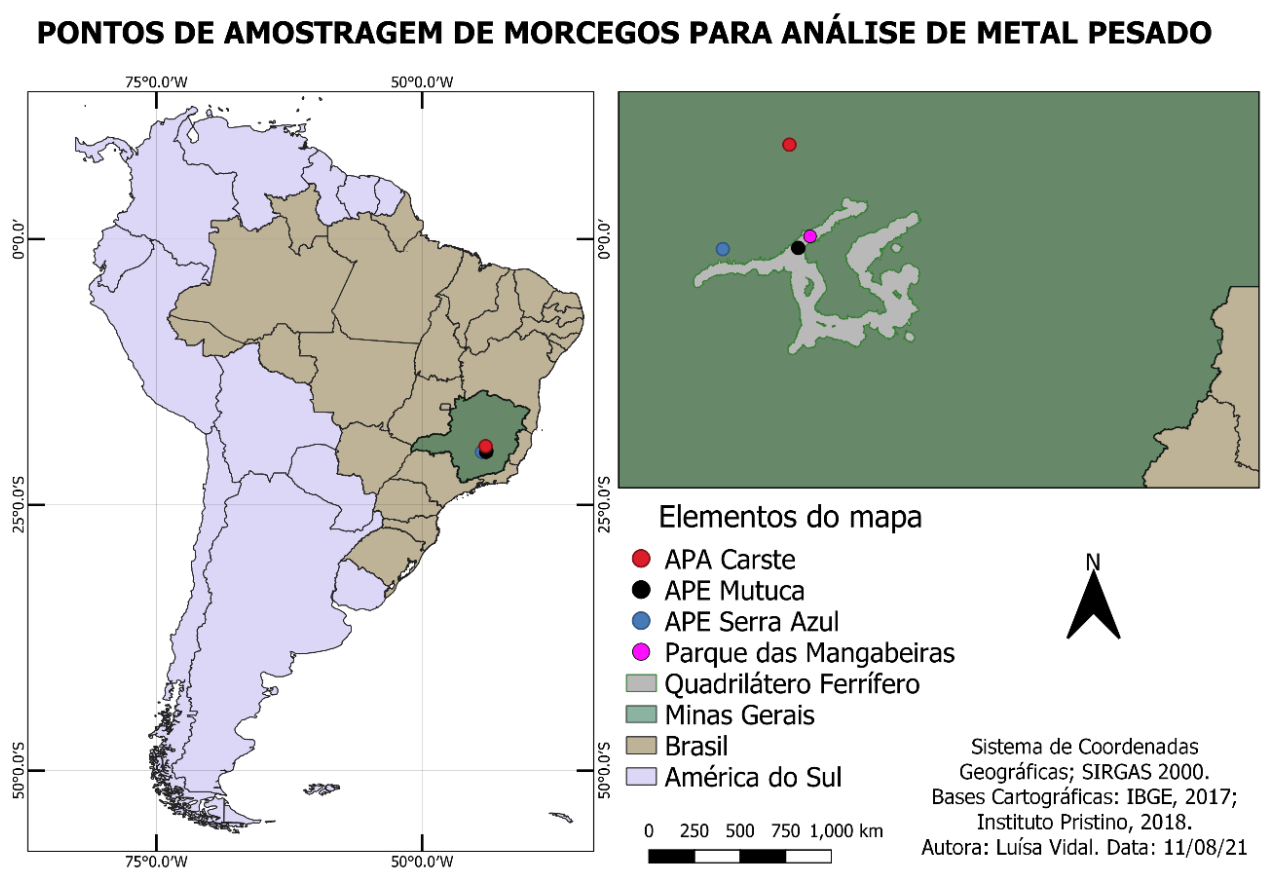
3.1. Investigar a presença e a concentração dos metais pesados: cobre (Cu), ferro (Fe), manganês (Mn), zinco (Zn), chumbo (Pb), cromo (Cr), cádmio (Cd), Níquel (Ni) e Cálcio (Ca) em pelos de morcegos presentes em diferentes áreas antropizadas.

4. Material e métodos

4.1. Procedimentos de campo e obtenção do material biológico

As coletas dos morcegos e das amostras de pelo foram conduzidas de outubro de 2019 a março de 2020 e, posteriormente, de setembro de 2020 a junho de 2021, totalizando 37 campanhas. Em todos os locais de amostragem, os morcegos foram coletados com o uso de 10 redes de neblina, das 18hs às 00hs, instaladas em prováveis locais de trajetória de voo dos morcegos como trilhas, próximo a abrigos conhecidos e/ou próximo a corpo d'água. As redes eram vistoriadas a cada meia hora e os morcegos capturados foram armazenados individualmente em sacos de algodão, para a realização da coleta de dados básicos e a obtenção do material biológico. Foram registrados sexo, classe etária, massa corporal (g), comprimento do antebraço (mm) e condição reprodutiva.

Figura 1 – Pontos de amostragem de morcegos para análise de metal pesado no estado de Minas Gerais, Brasil.



O pelo foi coletado seguindo o protocolo de Hickey et al. (2001), que consiste na coleta da amostra de aproximadamente 1 a 5 mg de pelo da região dorsal de cada animal, com o auxílio de tesouras de aço cirúrgico. Cada amostra foi rotulada individualmente em tubos de plástico e armazenadas sob refrigeração até o processo de análise laboratorial. As tesouras utilizadas no processo foram esterilizadas com etanol antes da coleta de cada amostra. Após a coleta do pelo, os animais foram soltos no local de captura.

Todos os procedimentos desse trabalho contaram com a aprovação da Comissão de Ética no Uso de Animais (CEUA) da Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais - PUC Minas (#24/2019). Autorização de captura, coleta e transporte com finalidade científica foi emitida pelo Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade do Instituto Chico Mendes de Biodiversidade (SISBio/ICMBio) (#71828/2). Autorização de

pesquisa científica em Unidade de Conservação Estadual foi emitida pelo Instituto Estadual de Florestas (IEF) (#003/2020).

Foram coletadas amostras de pelo de 159 indivíduos, distribuídas em cinco espécies (N em parênteses): *Artibeus planirostris* (Spix, 1823) (33), *Artibeus lituratus* (Olfers, 1818) (34), *Artibeus obscurus* (Schinz, 1821) (3), *Carollia perspicillata* (Linnaeus, 1758) (33); *Nyctinomops laticaudatus* (É. Geoffroy, 1805) (39) e *Glossophaga soricina* (Pallas, 1766) (17). Essas amostras foram agrupadas em *pools* com vários indivíduos da mesma espécie e/ou gênero, sempre referente ao mesmo local de coleta, resultando em sete amostras finais. As amostras tiveram suas massas determinadas (peso seco) previamente à análise dos metais em que foi utilizada a técnica de espectrometria de absorção atômica (Tabela 1). A fim de padronizar as concentrações de metal em cada *pool*, todas as concentrações encontradas foram convertidas tendo como referência 1 grama de pelo, sendo o valor final expresso em micrograma por grama ($\mu\text{g/g}$).

Tabela 1 – Amostras de pelo coletadas (n=159) de acordo com o hábito alimentar e o nome de referência atribuído à cada *pool*, as espécies que o compõe, o número de indivíduos (N), seguido do número final de amostras individuais utilizadas no *pool* (N total), peso seco da amostra (PS) e o respectivo local de coleta.

Hábito Alimentar	Espécie (N)	N total no <i>pool</i>	PS (g)	Localidade
Frugívoro				
A1	<i>Artibeus planirostris</i> (13)	13	0,61	APA Carste
A2	<i>Artibeus lituratus</i> (17) <i>Artibeus planirostris</i> (2)	19	0,39	Parque das Mangabeiras
A3	<i>Artibeus obscurus</i> (3) <i>Artibeus planirostris</i> (7) <i>Artibeus lituratus</i> (5)	15	0,48	APE Serra Azul
A4	<i>Carollia perspicillata</i> (33)	33	0,6	APE Serra Azul
A7	<i>Artibeus planirostris</i> (11) <i>Artibeus lituratus</i> (12)	23	1,5	APE Mutuca
Insetívoro			0,59	

A6	<i>Nyctinomops laticaudatus</i> (39)	39		APA Carste
Nectarívoro				
A5	<i>Glossophaga soricina</i> (17)	17	0,23	APA Carste

4.2. Procedimentos de quantificação de metal pesado

Cada *pool* de amostras foi lavado com acetona P.A., seguido de três lavagens com água ultrapura e novamente com acetona P.A. Essas amostras foram secas em estufa (Fanem: 520C) a 110°C por 12 horas para retirada da umidade. Uma vez secas, cada *pool* foi pesado e digerido em 20 mL de ácido nítrico (HNO₃) 65% (v/v) por 1 hora em chapa aquecedora (Quimis: Q313AM) mantida a 90°C; em seguida foram adicionados 4 mL de peróxido de hidrogênio (H₂O₂) 35% (v/v), a amostra foi então recolocada na chapa aquecedora, por 50 minutos a 90°C. Amostra em branco foi inclusa para controle. As amostras digeridas passaram por um processo de filtração simples com o uso de funil de vidro e papel qualitativo. Por fim, foram transferidas para balões volumétricos de 50 mL, individuais para cada *pool*, onde o volume foi completado com água ultrapura.

As concentrações dos metais pesados foram determinadas utilizando o Espectrofotômetro de Absorção Atômica (FAAS - *Flame Atomic Absorption Spectrometry* - Shimadzu: AA-7000), com chama oxidante de ar (L/min) e gás acetileno (L/min) (Tabela 2) e lâmpadas apropriadas para cada metal. Soluções padrões para todos os metais investigados (Cu, Fe, Mn, Zn, Pb, Cr, Cd, Ni e Ca) foram preparadas a partir da diluição do padrão (1.000 mg/L) em balões volumétricos de 50 mL. Os limites de detecção foram calculados a partir da menor concentração do padrão dividido por dois, seguido da multiplicação do volume da concentração do balão utilizado (50 mL), dividido pela média das massas amostradas; os valores encontrados estão representados na Tabela 3. Toda a vidraria utilizada foi previamente lavada com ácido nítrico 10% (v/v) e água ultrapura para a descontaminação. Todos os procedimentos de preparo das amostras de pelo e de análise das concentrações de metais pesados foram realizados no Laboratório de Análises Instrumentais da PUC Minas e seguiram os protocolos adaptados de Hickey et al. (2001) e Curi et al. (2012).

Tabela 2 – Concentrações da chama oxidante de ar (L/min) e do gás acetileno (L/min) para análise de metal pesado no Espectrofotômetro de Absorção Atômica (FAAS - *Flame Atomic Absorption Spectrometry* - Shimadzu: AA-7000).

Metal	Ca	Zn	Fe	Mn	Cu	Pb	Ni	Cd	Cr
Chama oxidante de ar	15,0	15,0	15,0	15,0	15,0	15,0	15,0	15,0	15,0
Gás Acetileno	2,0	2,0	2,2	2,0	1,8	2,8	1,6	1,8	2,8

Tabela 3 – Limites de detecção dos metais pesados analisados em pelo de morcego no Espectrofotômetro de Absorção Atômica (FAAS - *Flame Atomic Absorption Spectrometry* - Shimadzu: AA-7000).

Metal	Ca	Zn	Fe	Mn	Cu	Pb	Ni	Cd	Cr
Limite de detecção (µg/g)	4,17	1,67	0,67	1,33	1,67	0,83	0,33	0,42	1,67

4.3. Análise dos dados e procedimentos estatísticos

O teste de Kruskal-Wallis (K-W) para dados não normais foi aplicado para comparar as diferenças entre as concentrações dos metais analisados. O teste pós hoc de Dunn foi utilizado em pares de amostra que apresentaram diferenças estatisticamente significativas. O coeficiente de correlação de Spearman foi utilizado nas associações entre os metais aqui analisados. Os testes foram executados no Bioestat 5.3 software (Ayres et al. 2007) e no Statistica (StatSoft, 2004), com nível de segurança $p < 0.05$. Os valores negativos/abaixo do limite de detecção foram substituídos por 0 para análise estatística.

5. Resultados

Foram detectadas concentrações de metais pesados no pelo dos morcegos coletados nas quatro áreas de estudo (Tabela 4). Os metais Ca, Zn e Fe foram aqueles com as maiores concentrações detectadas, seguindo a mesma ordem de acumulação em todos os *pools* analisados: $Ca > Zn > Fe$ (Fig. 2, Tabela 4). As concentrações desses metais se mostraram significativamente maiores do que a de outros metais ($p < 0.001$, Kruskal-

Wallis), sendo $Ca > Cu$, Cr , Cd , Pb , Ni ($p < 0.05$), $Fe > Cr$, Cd , Ni ($p < 0.05$) e $Zn > Cr$, Cd e Ni ($p < 0.05$).

De acordo com a metodologia utilizada, os demais metais foram registrados em concentrações similares, com exceções que podem ser consideradas anomalias de contaminação, como a concentração de Cu ($26.6 \mu\text{g/g}$) encontrada em *A. planirostris* (amostra A1, Fig. 3A) e Pb (amostra A5; Fig. 3B; $16.65 \mu\text{g/g}$) em *G. soricina*, ambos na APA Carste. Novamente, no mesmo local, *A. planirostris* apresentou a maior concentração de Cd (amostra, Fig 3C; $0.57 \mu\text{g/g}$), e o nectarívoro *G. soricina* revelou o maior valor de Ca (amostra, Fig. 3D; $2562.37 \mu\text{g/g}$). O Ni foi detectado na amostra 2 e amostra 7, ambas representadas por *pool* de *Artibeus* spp., uma no Parque das Mangabeiras ($5.31 \mu\text{g/g}$) e outra na APE Mutuca ($1,77 \mu\text{g/g}$). A amostra do insetívoro *N. laticaudatus* na APA Carste apresentou a maior concentração de Mn (amostra 6, Fig. 3F; $12.96 \mu\text{g/g}$). Todos os *pools* tiveram ao menos dois metais com níveis de concentração abaixo do limite de detecção, sendo o Cr , o único em que sua concentração foi abaixo desse limite em todas as amostras analisadas (Tabela 4).

Foram realizadas 56 associações entre os pares de metais presentes nos morcegos aqui investigados, com exceção do Cr , que não apresentou níveis de concentração nas amostras, todas as correlações foram não significativas ($p < 0.05$).

Tabela 4 – Concentrações dos metais coletados em pelo de morcegos frugívoros, nectarívoros e insetívoros, em diferentes localidades no estado de Minas Gerais, Brasil, expresso em µg/g (peso seco) (< LD: abaixo do limite de detecção). As concentrações mais elevadas de cada metal, em valores absolutos, estão destacadas em negrito.

Local	Frugívoros					Nectarívoro	Insetívoro
	APA Carste	Parque das Mangabeiras	APE Serra Azul	APE Serra Azul	APE Mutuca	APA Carste	APA Carste
Amostra	A1 (<i>A. planirostris</i>)	A2 (<i>Artibeus</i> spp.)	A3 (<i>Artibeus</i> spp.)	A4 (<i>C. perspicillata</i>)	A7 (<i>Artibeus</i> spp.)	A5 (<i>G. soricina</i>)	A6 (<i>N. laticaudatus</i>)
Ca	1743,3	2175	1218,92	1426,72	997,07	2562,37	1662,3
Zn	126,54	104,13	104,68	273,75	139,97	232,09	213,66
Fe	100,48	83,32	42,16	112,53	74,46	60,91	90,03
Mn	4,65	8,86	5,14	4,32	10,69	9,11	12,96
Cu	26,6	2,28	2,39	4,44	3,13	1,65	6,45
Pb	7,99	< LD	< LD	3,48	2,79	16,65	4,72
Ni	< LD	5,31	< LD	< LD	1,77	< LD	< LD
Cd	0,57	0,29	< LD	0	< LD	< LD	< LD
Cr	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD

Figura 2 – Concentração de metal de pesado ($\mu\text{g/g}$) em sete *pool* de amostras (n=159) de pelo de morcego.

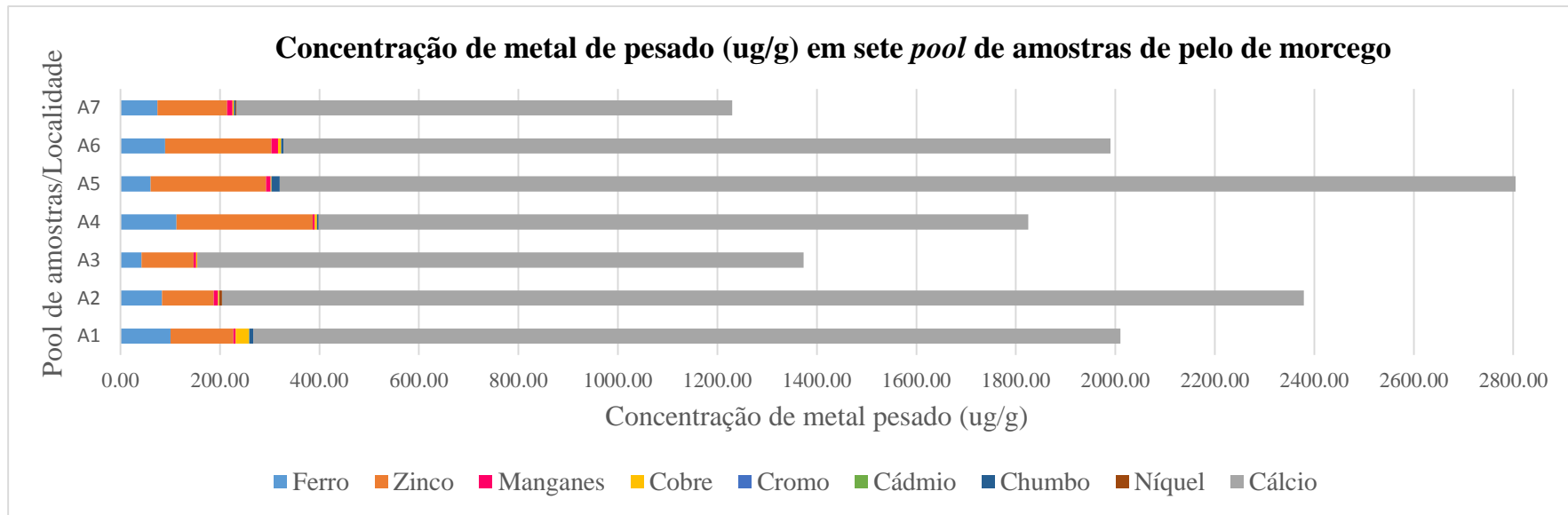
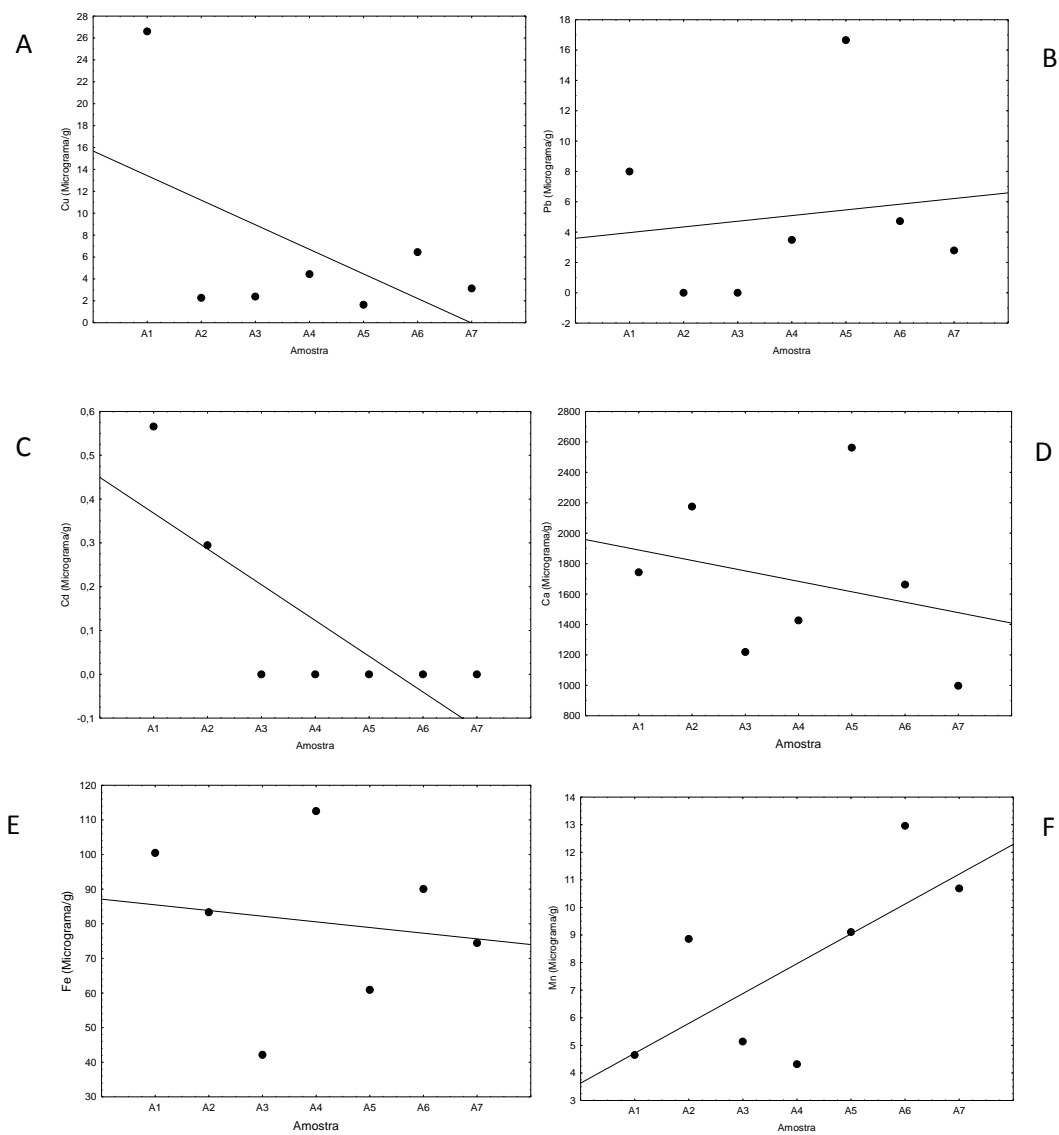


Figura 3 – Concentrações de metais pesados encontradas em diferentes amostras de pelo de morcegos em localidades de Minas Gerais, Brasil. Amostras com concentrações que representam *outliers* na distribuição dos pontos de amostragem (A, B, C) são consideradas aqui como anomalias de contaminação.



6. Discussão

Os resultados obtidos neste estudo se referem ao primeiro registro de concentrações de MP em morcegos no estado de Minas Gerais e no QF. A presença e a dominância de Ca, Zn e Fe no pelo dos morcegos em todos os locais amostrados é um resultado esperado e corroboram dados da literatura, visto que esses metais são essenciais, que desempenham processos fisiológicos e estão sendo absorvidos e eliminados constantemente no organismo, mantendo o funcionamento homeostático do mesmo (Hernout et al., 2016; Ramos-H et al., 2020).

Em estudos com morcegos neotropicais, foi encontrado um maior acúmulo de metais essenciais em relação àqueles não essenciais, mesmo quando analisados em outras matrizes biológicas como fígado e pâncreas. Em uma análise de MP no fígado de morcegos insetívoros, a hierarquia dos metais encontrados foi de $Fe > Zn > Cu \approx Mn > Ni \approx Cd \approx Pb \approx Vanádio \approx Co \approx Cr$ no México Central (Ramos-H et al., 2020), enquanto em uma fazenda com sistema silvipastoril na Colômbia, a maioria dos morcegos estudados apresentou em amostras de fígado e músculo a ordem de grandeza $Zn > Cu > Pb > Hg$ (Racero-Casarrubia et al., 2016).

Neste estudo foram registradas concentrações de Ca bem elevadas (997.07 – 2562.37 $\mu\text{g/g}$) quando comparadas a registros da literatura, como o de Pedroso-Fidelis et al. (2020) que registraram em *A. lituratus* e *Sturnira lilium* valores entre 414 e 776 $\mu\text{g/g}$ e o de Studier et al. (1994) com valores entre 1.42 e 70.07 ppm em espécies herbívoras, onívoras e insetívoras. O Ca é um metal essencial para o crescimento dos mamíferos e a manutenção de diversos processos fisiológicos. Por exemplo, a escassez de transferência de Ca através da lactação, registrada em morcegos insetívoros, é considerada uma condição restritiva à reprodução (Keeler & Studier, 1992; Studier & Sevick, 1992). Adams et al. (2003) relataram que fêmeas reprodutivas e morcegos juvenis foram encontrados com maior frequência próximos a corpos d'água com alto teor de dureza, associados a alta concentração de Ca. Por outro lado, fontes dietéticas de Ca para morcegos são consideradas limitadas, dessa forma, alguns autores sugerem que para atender a demanda esses animais tendem a ocupar, em épocas de reprodução, áreas cársticas caracterizadas pelo alto teor de carbonato de cálcio em rocha calcária, onde podem encontrar corpos d'água com alta disponibilidade de minerais como o Ca (Barcley, 1994, 1995; Studier et al., 1994; Studier et al., 1995; Racey & Furey 2014). Dessa forma, as concentrações mais elevadas de cálcio encontradas nos morcegos da APA Carste de

Lagoa Santa podem ser resultado de contribuições naturais expressivas, pois esta localidade é caracterizada por condições geomorfológicas cársticas; todavia, não podemos descartar as contribuições antropogênicas, pois essa mesma região conta com a presença de várias indústrias de exploração de calcáreo (Schaefer & Mendonça, 2009). Embora não tenha sido encontrado na literatura qualquer valor de concentração de cálcio dissolvido no solo e na água na região, é provável que a disponibilidade maior no ambiente tenha contribuído para os maiores valores encontrados.

De acordo com a literatura, o Ca também pode ter relação com outros tipos de uso do solo, como a agricultura e outras fontes antropogênicas. Estudo recente realizado em uma sub-bacia localizada no médio e baixo Rio das Velhas encontrou a influência de contaminação dos elementos Mn, Zn e Ca em alguns pontos de amostragem no Rio Paraúna (Pacheco Neto et al., 2021). Os autores associaram esses pontos de contaminação às atividades agrícolas presentes na região, as quais podem estar utilizando agroquímicos (fertilizantes e fungicidas) com estes metais em sua composição (Pacheco Neto et al., 2021). Na região onde foram coletados nossos dados na APA Carste, no entanto, ocorrem poucas áreas de agricultura, e o tipo de uso de solo mais comum é a pastagem (Moreira, 2006), considerada pouco expressiva economicamente (Araújo, 2009). Todavia, a atividade econômica mais comum nas áreas urbanizadas próximas é a extração e processamento de minérios (Araújo, 2009). Sendo assim, os valores elevados não só de Ca, mas também de Zn e Mn encontrados em todas as amostras podem refletir condições ambientais com grandes concentrações desses elementos, favorecendo a bioacumulação nos morcegos.

Os valores encontrados para o metal Zn (104,13 – 273,75 µg/g) corroboram com os estudos realizados por Zocche et al. (2010) em insetívoros, que variaram entre 79,6 – 141,4 µg/g, e aos de Williams et al. (2010) em frugívoros e insetívoros, entre 86,5 – 148 ppm. Esses últimos autores verificaram variações sazonais de concentração em relação a algumas espécies pois, na estação chuvosa, eles registraram as maiores concentrações de Zn em *Carollia* e as menores em *Sturnira*, ambos frugívoros. Segundo esses autores, devido ao fato de os mamíferos possuírem capacidade limitada para armazenar Zn, o resultado encontrado estaria diretamente ligado à dieta dos animais, e a diferença de concentração registrada nos morcegos dos dois gêneros seria um resultado das preferências alimentares de cada um.

Os níveis de Cu (2,28 – 26,6 µg/g) aqui registrados foram maiores do que aqueles encontrados por Racero-Cassarubia et al. (2016) em frugívoros, insetívoros e nectarívoros, que variaram entre 1,8 e 2,34 µg/g. Por outro lado, valores mais elevados foram encontrados por Williams et al. (2010) em frugívoros e nectarívoros (15,29 – 74,45 ppm). O Cu é um metal essencial à saúde dos mamíferos, sendo a contaminação por esse metal associada à ingestão em excesso de Cu na dieta e/ou problemas no metabolismo (Hoenerhoff & Williams, 2004). A ingestão de insetos que passam alguma fase da sua vida em ambientes aquáticos, parece ser uma das principais vias de acumulação de Cu em morcegos, uma vez que frutas frescas apresentam baixa concentração de Cu (O’Shea et al., 2001; Hoenerhoff & Williams, 2004). Neste estudo, o valor mais alto de Cu registrado foi no *pool* do frugívoro *A. planirostris* na APA Carste (26,6 µg/g), enquanto no mesmo local de amostragem, o *pool* do insetívoro *N. laticaudatus* apresentou concentração inferior (6,45 µg/g). Os morcegos coletados na APA Carste, localizada no médio curso do rio São Francisco, foram capturados nas dependências de uma fazenda com sistema de agricultura, com irrigação de pivô e pastagem. Dessa forma, esse valor elevado encontrado pode ser resultado de contaminação local da água devido a alta erodibilidade dos solos e ao intenso uso e exposição de fungicidas e bactericidas (Baggio, 2008; Santos et al., 2018); além disso, por ser uma área cárstica, destaca-se o risco de contaminação através da drenagem subterrânea, que pode atingir o lençol freático, potencializando a dispersão desses contaminantes pelo sistema de drenagem da bacia (Simões et al., 2005). Quanto ao solo da área de estudo, em estudo conduzido em diferentes pontos da APA Carste, os autores concluíram que de forma geral o solo da área apresenta boa capacidade de retenção de potenciais contaminantes (Souza & Sampaio, 2021). Dessa forma, sugerimos averiguar potenciais fontes como solo e água próximos ao local de coleta para maior compreensão dessas fontes de contaminação nos morcegos.

As concentrações de Fe (42,13 – 112,53 µg/g) estão abaixo dos valores descritos na literatura, como por exemplo 687 µg/g em *A. lituratus* e valores entre 967 – 2340 µg/g em espécies insetívoras (Zocche et al., 2010; Ramos-H et al., 2020; Pedroso-Fidelis et al., 2020). Para o Mn, Méndez & Alvarez-Castañeda (2000) registraram níveis semelhantes aos desse estudo (4,32 – 12,96 µg/g) em morcegos pescadores, com concentrações entre 0,58 e 7,15 µg/g. Ramos-H et al. (2020) registraram 16,13 µg/g em insetívoros, enquanto Zocche et al. (2010) registraram níveis mais elevados, chegando a 59,5 µg/g em uma espécie insetívora. Essas diferenças podem ser atribuídas à diversos fatores, porém,

refletem um problema importante da análise comparativa de concentrações de MP em morcegos que é a falta de padronização metodológica. O uso de diferentes matrizes e o método de análise certamente interferem nos resultados, os quais deveriam refletir predominantemente o contexto ambiental no qual esses animais estão inseridos. As concentrações dos metais nos estudos citados foram obtidas a partir de outras matrizes, sendo o fígado o mais frequente, seguido do pâncreas e pulmão.

Órgãos internos como fígado, rins e ossos são caracterizados como biomarcadores de exposição crônica de contaminantes em pequenos mamíferos, sendo o fígado e o rim considerados órgãos com grande potencial de bioacumulação de metais, pois são responsáveis pela desintoxicação do sangue de possíveis contaminantes, como o MP (Ma, 2011; Hernout et al., 2016). Existem relações positivas entre as concentrações de MP no pelo de pequenos mamíferos com as concentrações dos órgãos internos, o que indica que o pelo pode ser utilizado como biomarcador de exposição crônica e/ou recente, variando com o tipo de metal pesado (Beernaert et al., 2007; Vermeulen et al., 2009; Hernout et al., 2016). Para morcegos, as concentrações de Cd e Pb parecem ter associação com os valores encontrados em ossos, representando uma exposição crônica, já que a meia vida desses metais nos ossos é elevada; concentrações de Pb, seguidas de Cd, Cu e Zn no pelo possuem forte relação com os valores encontrados no conteúdo estomacal, o que sugere que essa é uma rota de contaminação recente, diretamente ligada a dieta desses animais (Ma, 2011; Hernout et al., 2016). Em um estudo com morcegos frugívoros foi encontrada uma correlação entre as concentrações de Pb no fígado e no pelo, sendo a análise do último recomendada para curto ou longo prazo de exposição (Hariono et al., 1993). Sugerimos que para uma certificação segura que permita que os morcegos coletados nessa região sejam utilizados como bioindicadores de contaminação ambiental, seria uma análise comparativa entre concentrações obtidas em tecido mole e pelo.

Dois locais aqui amostrados, o Parque Municipal das Mangabeiras e a APE Mutuca, além de estarem situados na porção alta da bacia do Rio das Velhas, que apresenta elevados níveis de poluição em seus corpos d'água (CBH Velhas, 2021), também estão inseridos no QF, geossistema ferruginoso caracterizado por ser uma das principais províncias de Fe do país. A APE Serra Azul está localizada próxima aos limites do QF. A APA Carste, por sua vez, se apresenta um pouco mais distante dos demais pontos, sugerindo que esses metais estão distribuídos na região de maneira difusa, possivelmente refletindo condições ambientais e antropogênicas parecidas (Zukal et al., 2015). A

condição do QF não parece afetar os níveis de concentração no pelo dos morcegos, já que não houve muita variação entre os morcegos dessas localidades, principalmente em relação ao Fe.

Foram registrados níveis de poluição de Cd e Pb, metais não essenciais, que mesmo em concentrações baixas podem causar danos à saúde, pois não desempenham nenhuma função fisiológica no organismo (Hernout et al., 2016). A maior concentração de um MP não essencial neste estudo foi a do Pb (16.65 µg/g), no *pool* do nectarívoro *G. soricina* na APA Carste. Enquanto os frugívoros *Artibeus* spp. da APA Carste e do Parque das Mangabeiras foram os únicos a apresentarem níveis de Cd. Casos isolados de contaminação podem ser atribuídos a características individuais dos morcegos, como idade e sexo, diferentes padrões de forrageamento, uso do habitat, diferenças fisiológicas e a condições extremas do ambiente utilizado (Hickey et al., 2001; Walker et al., 2007; Williams et al., 2010). Racero-Casarrubia et al. (2016) registraram baixos níveis de Pb em todas as guildas analisadas: frugívoros, nectarívoros e insetívoros, com valores entre 0.006 a 0.02 µg/g, enquanto Williams et al. (2010) reportaram valores entre 0 e 86.75 ppm, sendo essa maior concentração registrada em *Anoura caudifer*, uma espécie nectarívora; os autores sugerem que esse caso isolado pode estar relacionado a condições extremas em que essa população foi exposta e a dificuldade de excreção dos indivíduos. Para Cd, Williams et al. (2010) registraram valores entre 0 a 7.89 ppm em frugívoros e nectarívoros e Zocche et al. (2010) entre 3 e 4.06 µg/g em insetívoros.

São consideradas fontes naturais de Pb e Cd a atividade vulcânica, a erosão de rochas sedimentares e fosfáticas e os incêndios florestais, enquanto as fontes antropogênicas de Pb estão associadas ao despejo industrial, alguns tipos de pesticidas e fertilizantes, e a atividades metalúrgicas; as fontes de Cd estão associadas ao uso de fertilizantes fosfatados e à produção de baterias e pigmentos (Smiljanić et al., 2012). O acúmulo de Pb e Cd nos morcegos está relacionado a assimilação pela via respiratória e ao consumo direto ou indireto de água e alimentos contaminados (Williams et al., 2010). Morcegos nectarívoros e frugívoros, como os aqui estudados, são considerados de baixo nível trófico, não sendo esperado um alto nível de contaminação nos animais dessas espécies (Arata et al., 1967; Zukal et al., 2015; Moreno-Brush et al., 2017). *Glossophaga soricina* têm o hábito de completar sua dieta com frutos e artrópodes e *Artibeus* spp. com folhas e insetos, quando suas fontes primárias de alimentação estão em falta (Zortéa & Chiarello, 1994; Zortéa, 2003; Zortéa & Mendes, 2003), aumentando o potencial de

contaminação por diferentes fontes alimentícias nessas espécies. Assim, os resultados aqui obtidos sugerem que a contaminação verificada por Pb e Cd nos morcegos da APA Carste pode estar associada às atividades de agricultura realizadas próximas ao local de coleta, podendo indicar contaminação do solo. Para o QF foram registradas anomalias de Pb em áreas altamente impactadas por mineração, relacionadas ao Super Grupo Minas, onde está inserido o Parque das Mangabeiras, especialmente no Rio Paraopeba e no Rio das Velhas; e de Cd, em amostras da bacia do Rio das Velhas, associadas a locais com intensa atividade de mineração, e em amostras do Grupo Nova Lima, associadas a litologia local (Vicq et al., 2015). Para o maior entendimento da fonte de contaminação dessas espécies, seria necessário estudos complementares para mapear os níveis de Pb e Cd no solo e nas águas próximas aos locais de amostragem.

As correlações entre as concentrações dos metais neste estudo foram baixas e não significativas, sejam elas negativas ou positivas, todavia, algumas tendências puderam ser encontradas. Foi encontrada uma tendência de correlação entre as concentrações de Fe/Cu, Pb/Cu e Pb/Ca, porém, a distribuição gráfica dos pontos que mostraram essas tendências evidenciou alguns “outliers” fora do intervalo de confiança de 95%, sugerindo alguma fonte de poluição pontual para determinados metais. Como as prováveis contaminações, na APA Carste, de Cu na amostra de *A. planirostris* e de Pb (16,65 µg/g) na amostra de *G. soricina*. Destaca-se também uma possível tendência entre a relação da concentração de Fe e Cu. Em um estudo com ratos, o autor demonstrou que ocorre uma absorção elevada de Fe no fígado quando a dieta está com baixa de Cu, e que a anemia se desenvolve mais rápido nos indivíduos em que ambos os metais estavam reduzidos (Owen Jr., 1973). Neste estudo, não foi observada nenhuma concentração discrepante de Fe ou Cu na maioria das amostras, exceto o Cu em *A. planirostris*, reforçando a possibilidade de haver alguma fonte pontual de contaminação na APA Carste por Cu.

Dentro de um contexto ambiental, as concentrações encontradas em morcegos são influenciadas diretamente pelos níveis registrados no ambiente em questão (Zukal et al., 2015), o que certamente pode ter acontecido com as amostras analisadas. Atividades antrópicas como urbanização, industrialização, agricultura e mineração influenciam diretamente nos níveis de metais no solo e na água (Duruibe et al., 2007; Smiljanić et al., 2019). Usando como parâmetro de referência o padrão de qualidade de água doce definido pela legislação brasileira, já que não existem níveis traçados para morcegos Neotropicais, nota-se que as concentrações de MP aqui registradas, com exceção do Cr, estão acima do

valor estabelecido pela legislação, que define os limites máximos para Zn (0,18 mg/L), Fe (0,3 mg/L), Mn (0,1 mg/L), Cu (0,009 mg/L), Pb (0,01 mg/L), Ni (0,025 mg/L), Cd (0,001 mg/L) e Cr (0,05 mg/L) (CONAMA 357/05).

Todos os indivíduos aqui analisados foram coletados em áreas preservadas, apesar disso, todos estão sujeitos aos efeitos da poluição no entorno, já que esses animais são os únicos mamíferos com capacidade de voo, o que permite que eles se movimentem entre habitats com maior facilidade (Jung & Kalko, 2011). O registro de níveis de MP elevados nos morcegos quando comparados com os níveis na natureza são esperados, uma vez que esses animais estão susceptíveis à bioacumulação e à biomagnificação desses contaminantes (Voigt & Kingston, 2012).

7. Considerações finais

Esse estudo apresenta os primeiros dados com concentrações de MP em morcegos no estado de Minas Gerais e no QF. Os resultados mostram que as concentrações mais elevadas nos morcegos são de metais essenciais ao pleno funcionamento do organismo, como já registrado em outros estudos na região Neotropical. A presença de metais não essenciais parece estar relacionada aos tipos de atividades antropogênicas das áreas investigadas e refletem as condições que esses contaminantes estão distribuídos na natureza. Casos isolados como Cu encontrado em *A. planirostris* e Pb em *G. soricina*, na APA Carste, podem representar possível contaminação desses metais na região. A condição do QF não parece afetar os níveis de concentração de Fe no pelo dos morcegos, já que não houve variação significativa entre as concentrações encontradas nas diferentes localidades.

A metodologia se mostrou eficiente, uma vez que foram detectados oito entre nove metais aqui investigados. Para uma certificação segura de que os pelos de morcegos coletados na região sejam utilizados como bioindicadores de contaminação ambiental, sugere-se a análise de tecido mole para análise de correlação entre as concentrações encontradas nos pelos e órgãos vitais em animais coletados nesses mesmos locais. Dados levantados neste estudo são importantes para o desenvolvimento de ações de conservação e evidenciar ambientes e populações contaminadas.

8. Referências Bibliográficas

ADAMS, R. A.; PEDERSEN, S. C.; THIBAUT, K. M.; JADIN, J.; PETRU, B. Calcium as a limiting resource to insectivorous bats: Can water holes provide a supplemental mineral source? **Journal of Zoology**, v. 260, n. 2, p. 189–194, 2003.

ALI, H.; KHAN, E. Trophic transfer, bioaccumulation, and biomagnification of non-essential hazardous heavy metals and metalloids in food chains/webs—Concepts and implications for wildlife and human health. **Human and Ecological Risk Assessment**, v. 25, n. 6, p. 1353–1376, 2019.

ALONSO, M. L.; MONTAÑA, F. P.; MIRANDA, M.; CASTILLO, C.; HERNÁNDEZ, J.; BENEDITO, J. L. **Biometals**, v. 17, n. 4, p. 389-397, 2004.

APPENZELLER, B. M. R., TSATSAKIS, A. M. Hair analysis for biomonitoring of environmental and occupational exposure to organic pollutants: state of the art, critical review and future needs. **Toxicology Letters**, v. 210, n. 2, p. 119-140, 2012.

ARATA, A. A.; VAUGHN, J. B.; THOMAS, M. E. Food habits of certain Colombian bats. **Journal of Mammalogy**, v. 48, n. 4, p. 653-655, 1967.

ARAÚJO, M. C. R. Socioeconomia. In: Estudo Técnico para criação do Refúgio de Vida Silvestre da Cauaia. IEF - Instituto Estadual de Florestas, p. 112-120, 2009.

AYRES M.; JÚNIOR AIRES M.; AYRES D. L.; SANTOS A. D. A. S. BioEstat 5.0: aplicações estatísticas nas áreas das ciências biológicas e médicas, p. 365-365, 2007. BALDWIN D. R, MARSHALL W. J. Heavy metal poisoning and its laboratory investigation. **Annals of Clinical Biochemistry**, v. 36, p. 267–300, 1999.

BARCLAY, R. M. R. et al. Variation in the reproductive rate of bats. **Canadian Journal of Zoology**, v. 82, n. 5, p. 688-693, 2004.

BARCLAY, Robert MR. Constraints on reproduction by flying vertebrates: energy and calcium. **The American Naturalist**, v. 144, n. 6, p. 1021-1031, 1994.

BARCLAY, Robert MR. Does energy or calcium availability constrain reproduction by bats In: **Symposia of the Zoological Society of London**. London: The Society, 1960-1999, p. 245-258, 1995.

BEERNAERT, J., SCHEIRS, J., LEIRS, H., BLUST, R., VERHAGEN, R. Non-destructive pollution exposure assessment by means of wood mice hair. **Environmental Pollution**, v. 145, n. 2, p. 443-451, 2007.

BERNARD, R. T. F.; DAVISON, A. Does calcium constrain reproductive activity in insectivorous bats? Some empirical evidence for Schreibers' long-fingered bat (*Miniopterus schreibersii*). **African Zoology**, v. 31, n. 4, p. 218-220, 1996.

BRASIL. Anuário Mineral Brasileiro: principais substâncias metálicas / Agência Nacional de Mineração; coordenação técnica de Marina Dalla Costa. Brasília: ANM, p. 30, 2020.

BRASIL. Ministério Da Saúde. Resolução n42, 29 de agosto de 2013. Dispõe sobre o Regulamento Técnico MERCOSUL sobre Limites Máximos de Contaminantes Inorgânicos em Alimentos. Disponível em: https://bvsms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/anvisa/2013/rdc0042_29_08_2013.html. Acesso em: 30 de agosto de 2021.

BRASIL. Resolução Nº 357, de 17 de março de 2005 do CONAMA. Dispõe sobre a classificação dos corpos de águas e diretrizes ambientais para o seu enquadramento bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília. 2005

CALLENDER, E. Heavy metals in the environment-historical trends. **Treatise on Geochemistry**, v. 9, p. 612, 2003.

CARVALHO, R. F. **Avaliação do uso e ocupação do solo na bacia do ribeirão Serra Azul e as consequências no reservatório de abastecimento da COPASA - MG**. Dissertação (Programa de Pós Graduação em Geografia) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2002.

CAXITO, F.A. & DIAS, T.G. Ferro. In: PEDROSA-SOARES, A.C.; VOLL, E.; CUNHA, E. C. (eds), Recursos Minerais de Minas Gerais Online: síntese do conhecimento sobre as riquezas minerais, história geológica, meio ambiente e mineração de Minas Gerais, 1st edn, Belo Horizonte: Companhia de Desenvolvimento de Minas Gerais (CODEMGE), p. 1-34, 2018.

CBH Rio das Velhas. História. Disponível em: <https://cbhvelhas.org.br/historia/>. Acesso em: 04 de agosto 2021.

CETEC - FUNDAÇÃO CENTRO TECNOLÓGICO DE MINAS GERAIS. **Desenvolvimento de metodologia para recuperação do revestimento florístico natural em áreas de proteção das captações de água da COPASA na Região Metropolitana de Belo Horizonte.** Belo Horizonte, SAT/CETEC. (Relatório técnico), 83p, 1993.

CLARK JR., D. R. **Bats and environmental contaminants: a review.** In: United States Fish and Wildlife Service Special Scientific Report-Wildlife, v. 235, 1981.

CLARK JR., D. R. Lead concentrations: bats vs. terrestrial small mammals collected near a major highway. **Environmental Science & Technology**, v. 13, p. 338–341, 1979.

COPASA. COMPANHIA DE SANEAMENTO DE MINAS GERAIS. Levantamento batimétrico do Reservatório Serra Azul Mateus Leme e Vargem Das Flores - Mg. **Hydrologic Data Collection. Engenharia S/C Ltda**, p. 14, 2004.

CORREIA, L. O., SIQUEIRA JUNIOR, S., CARNEIRO, P. L., BEZERRA, M. A. *Leptodactylus ocellatus* (Anura: Leptodactylidae) frog tissues as bioindicator of metal contamination in Contas River, Northeastern Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 86, n. 4, p. 1549-1561, 2014.

CURI, N. H. D. A., BRAIT, C. H. H., FILHO, N. R. A.; TALAMONI, S. A. Heavy metals in hair of wild canids from the Brazilian Cerrado. **Biological Trace Element Research**, v. 147, n. 1, p. 97-102, 2012.

DORR, J. V. N. Physiographic, stratigraphic, and structural development of the Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais, Brazil. **US Government Printing Office**, 1969.

DOS SANTOS PEDROSO-FIDELIS, G., FARIAS, H. R., MASTELLA, G. A., BOUFLEUR-NIEKRASZEWICZ, L. A., DIAS, J. F., ALVES, M. C.; SILVEIRA, P. C. L.; NESI, R. T.; CARVALHO, F.; ZOCHE, J. J.; PINHO, R. A. Pulmonary oxidative stress in wild bats exposed to coal dust: A model to evaluate the impact of coal mining on health. **Ecotoxicology and environmental safety**, v. 191, p. 110211, 2020.

DURUIBE, J. O.; OGWUEGBU, M. O. C.; EGWURUGWU, J. N. Heavy metal pollution and human biotoxic effects. **International Journal of Physical Sciences**, v. 2, n. 5, p. 112-118, 2007.

- FENTON, M. B., DAVISON, M., KUNZ, T. H., MCCRACKEN, G. F., RACEY, P. A., & TUTTLE, M. D. Linking bats to emerging diseases. **Science**, v. 311, n. 5764, p. 1098-1099, 2006.
- FLACHE, L., CZARNECKI, S., DÜRING, R. A., KIERDORF, U., ENCARNAÇÃO, J. A. Trace metal concentrations in hairs of three bat species from an urbanized area in Germany. **Journal of Environmental Sciences**, v. 31, p. 184-193, 2015.
- FLEMING, T. H.; V. J. SOSA. Effects of nectarivorous and frugivorous mammals on reproductive success of plants. **Journal of Mammalogy**, v. 75, n. 4, p.845–851, 1994.
- GHANEM, S. J., VOIGT, C. C. Increasing awareness of ecosystem services provided by bats. **Advances in the Study of Behavior**, v. 44, p. 279–302, 2012.
- HARIONO, B.; NG, J.; SUTTON, R. H. Lead concentrations in tissues of fruit bats (*Pteropus* sp.) in Urban and non-urban locations. **Wildlife Research**, v. 20, n. 3, p. 315–320, 1993.
- HERNOUT, B. V., MCCLEAN, C. J., ARNOLD, K. E., WALLS, M., BAXTER, M., & BOXALL, A. B. A non-invasive approach to monitor metal exposure in bats. **Chemosfere**, v. 147, p. 376–381, 2016.
- HICKEY, M. B. C., FENTON, M. B., MACDONALD, K. C., SOULLIERE, C. Trace elements in the fur of bats (Chiroptera: Vespertilionidae) from Ontario and Quebec, Canada. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 66, n. 6, p. 699-706, 2001.
- HOENERHOFF, M.; WILLIAMS, K. Copper-associated hepatopathy in a Mexican fruit bat (*Artibeus jamaicensis*) and establishment of a reference range for hepatic copper in bats. **Journal of veterinary diagnostic investigation**, v. 16, n. 6, p. 590-593, 2004.
- HURLEY, S.; FENTON, M. B. Ineffectiveness of fenthion, zinc phosphide, DDT and two ultrasonic rodent repellents for control of populations of little brown bats (*Myotis lucifugus*). **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 25, n. 1, p. 503-507, 1980.
- IBGE. Vocabulário Básico de Recursos Naturais e Meio Ambiente. 2ª ed. Rio de Janeiro RJ. Brasil, p. 332, 2004.

IUCN. IUCN red list of threatened species. Disponível em: www.iucnredlist.org. Acesso em 20 de agosto 2021.

JONES, G., JACOBS, D. S., KUNZ, T. H., WILLIG, M. R., RACEY, P. A. Carpe noctem: the importance of bats as bioindicators. **Endangered Species Research**, v. 8, n. 1-2, p. 93-115, 2009.

JUNG, K; KALKO, E. K. V. Adaptability and vulnerability of high flying Neotropical aerial insectivorous bats to urbanization. **Diversity and distributions**, v. 17, n. 2, p. 262-274, 2011.

JÚNIOR SÁ, A., DE CARVALHO, L. G., DA SILVA, F. F., DE ALVES, M. C. Application of the Koppen classification for climatic zoning in the state of Minas Gerais, Brazil. **Theoretical and Applied Climatology**, v.108, p.1–7, 2012.

KEELER, JOHN O.; STUDIER, EUGENE H. Nutrition in pregnant big brown bats (*Eptesicus fuscus*) feeding on June beetles. **Journal of Mammalogy**, v. 73, n. 2, p. 426-430, 1992.

KELM, D. H., WIESNER, K. R., HELVERSEN, O. V. Effects of artificial roosts for frugivorous bats on seed dispersal in a Neotropical forest pasture mosaic. **Conservation Biology**, v. 22, p. 733–741, 2008.

KUMAR, A.; DIVOLL, T. J.; GANGULI, P. M.; TRAMA, F. A.; LAMBORG, C. H. Presence of artisanal gold mining predicts mercury bioaccumulation in five genera of bats (Chiroptera). **Environmental Pollution**, v. 236, p. 862-870, 2018.

KUNZ, T. H., BRAUN DE TORREZ, E., BAUER, D.; LOBOVA, T., FLEMING, T. H. Ecosystem services provided by bats. **Annals of the New York Academy of Sciences**, v.1223, n. 1, p. 1-38, 2011.

KUNZ, T. H.; STERN, A. A. Maternal investment and postnatal growth in bats. In: **Symposia of the Zoological Society of London**, p.123-138, 1995.

MA, W.C., TALMAGE, S. Insectivora. In: Shore, R.F., Rattner, B.A. (Eds.), **Ecotoxicology of Wild Mammal 1st ed.** John Wiley & Sons, Chichester, p. 123–158, 2001.

MANUELZÃO UFMG. A Bacia. Disponível em: <https://manuelzao.ufmg.br/mapa/>. Acesso em 29 agosto de 2021.

MICKLEBURGH, S. P., HUTSON, A. M., RACEY, P. A. A review of the global conservation status of bats. **Oryx**, v. 36, n. 1, p. 18-34, 2002.

MOREIRA, E. A. A. **Ocupação Da Bacia Do Rio Das Velhas Relacionada Aos Tipos De Solo E Processos Erosivos**. Dissertação (Programa de Pós Graduação em Geografia) – Universidade Federal de Minas Gerais, 2013.

MORENO-BRUSH, M., PORTILLO, A., BRÄNDEL, S. D., STORCH, I., TSCHAPKA, M., BIESTER, H. Mercury concentrations in bats (Chiroptera) from a gold mining area in the Peruvian Amazon. **Ecotoxicology**, v. 27, n. 1, p. 45-54, 2018.

MUNSHI-SOUTH, J., WILKINSON, G. S. Bats and birds: exceptional longevity despite high metabolic rates. **Ageing Research Reviews**, v. 9, n. 1, p. 12-19, 2010.

NAM, D. H., YATES, D., ARDAPPLE, P., EVERS, D. C., SCHMERFELD, J., BASU, N. Elevated mercury exposure and neurochemical alterations in little brown bats (*Myotis lucifugus*) from a site with historical mercury contamination. **Ecotoxicology**, v. 21, n. 4, p. 1094-1101, 2012.

NIMER, E. Climatologia do Brasil. **IBGE**. Rio de Janeiro, p. 264, 1989.

PACHECO NETO, W. M.; MATOSINHOS, C. C.; FILHO, H. B. Efeito do uso e ocupação do solo sobre a concentração dos metais nas águas da sub-bacia do Rio Paraúna. **Brazilian Journal of Animal and Environmental Research**, v. 4, n. 1, p. 749–759, 2021.

PASCHOALINI, A. L., SAVASSI, L. A., ARANTES, F. P., RIZZO, E., BAZZOLI, N. Heavy metals accumulation and endocrine disruption in *Prochilodus argenteus* from a polluted neotropical river. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 169, p. 539-550, 2019.

PBH. **Parque das Mangabeiras**. Disponível em: <<https://prefeitura.pbh.gov.br/fundacao-de-parques-e-zoobotanica/informacoes/parques/parque-das-mangabeiras>>. Acesso em 29 de agosto de 2019.

PEREIRA, R., PEREIRA, M. L., RIBEIRO, R., GONÇALVES, F. Tissues and hair residues and histopathology in wild rats (*Rattus rattus* L.) and Algerian mice (*Mus spretus*

Lataste) from an abandoned mine area (Southeast Portugal). **Environmental Pollution**, v. 139, n. 3, p. 561-575, 2006.

PIÑA, C. I., LANCE, V. A., FERRONATO, B. O., GUARDIA, I., MARQUES, T. S., VERDADE, L. M. Heavy metal contamination in *Phrynops geoffroanus* (Schweigger, 1812) (Testudines: Chelidae) in a river basin, Sao Paulo, Brazil. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 83, n. 6, p. 771, 2009.

PUIG-MONTSERRAT, X.; TORRE, I.; LÓPEZ-BAUCELLS, A.; GUERRIERI, E.; MONTI, M. M.; RÀFOLS-GARCÍA, R.; FERRER, R.; GISBERT, D.; FLAQUER, C. Pest control service provided by bats in Mediterranean rice paddies: linking agroecosystems structure to ecological functions. **Mammalian Biology**, v. 80, n. 3, p. 237-245, 2015. 21

RACERO-CASARRUBIA, J.; PINEDO-HERNÁNDEZ, J.; BALLESTEROS-CORREA, J.; MARRUGO-NEGRETE, J. Heavy metals in bat (Chiroptera) species associated with a farm under silvopastoral management in the department of Cordoba, Colombia. **Acta zoológica mexicana**, v. 33, n. 1, p. 45-54, 2017.

RACEY, P. A.; FUREY, N. M. Are bats karst-dependent? **Vespertilio**, v. 17, p. 157–159, 2014.

RAMOS-H, D.; MEDELLÍN, R. A.; MORTON-BERMEA, O. Insectivorous bats as biomonitor of metal exposure in the megalopolis of Mexico and rural environments in Central Mexico. **Environmental research**, v. 185, p. 109293, 2020.

RENDÓN-LUGO, A. N.; SANTIAGO, P.; PUENTE-LEE, I.; LEÓN-PANIAGUA, L. Permeability of hair to cadmium, copper and lead in five species of terrestrial mammals and implications in biomonitoring. **Environmental monitoring and assessment**, v. 189, n. 12, p. 640, 2017.

SAVASSI, L. A.; PASCHOALINI, A. L.; ARANTES, F. P.; RIZZO, E.; BAZZOLI, N. Heavy metal contamination in a highly consumed Brazilian fish: immunohistochemical and histopathological assessments. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 192, n. 8, p. 1-14, 2020.

SCHAEFER, C. E. G. R.; MENDONÇA, B. A. F. Caracterização do Meio Físico. In: In: Estudo Técnico para criação do Refúgio de Vida Silvestre da Cauaia. IEF - Instituto Estadual de Florestas, p. 112-120, 2009.

- SMILJANIĆ, S.; TOMIĆ, N. T.; PERUŠIĆ, M.; VASILJEVIĆ, L.; PELEMIŠ, S. The Main Sources of Heavy Metals in the Soil. **VI International Congress “Engineering, Environment and Materials in Processing Industry”**, n. April, p. 453–465, 2019.
- SOUZA, F. C. R., CARMO, F. F. Geossistemas ferruginosos no Brasil. Pp. 47- 76. IN: CARMO, F. F., KAMINO, L. H. Y. (Org.). **Geossistemas Ferruginosos do Brasil: Áreas prioritárias para a conservação da diversidade geológica e biológica, patrimônio cultural e serviços ambientais**. Belo Horizonte, 3i Editora, 2015.
- SPEAKMAN, J. R., THOMAS, D. W., KUNZ, T. H., FENTON, M. B. Physiological ecology and energetics of bats. *Bat Ecology*, p. 430-490, 2003.
- STATSOFT, Inc. STATISTICA (data analysis software system), version 7, 2004.
- STEHMANN, J. R. Plano de Manejo do Parque Estadual da Serra do Rola Moça, incluindo a Estação Ecológica de Fechos. Belo Horizonte: IEF, 2007.
- STUDIER, E. H.; SEVICK, S. H.; RIDLEY, D. M.; WILSON, D. E. Mineral and nitrogen concentrations in feces of some neotropical bats. **Journal of Mammalogy**, v. 75, n. 3, p. 674–680, 1994.
- STUDIER, EUGENE H.; SEVICK, STEVEN H. Live mass, water content, nitrogen and mineral levels in some insects from south-central lower Michigan. **Comparative Biochemistry and Physiology - Part A**, v. 103, p. 579–595, 1992.
- TERRA, B. F.; ARAÚJO, F. G.; CALZA, C. F.; LOPES, R. T.; TEIXEIRA, T. P. Heavy metal in tissues of three fish species from different trophic levels in a tropical Brazilian river. **Water, air, and soil pollution**, v. 187, n. 1, p. 275-284, 2008.
- VERMEULEN, F., D'HAVÉ, H., MUBIANA, V. K., VAN DEN BRINK, N. W., BLUST, R., BERVOETS, L., DE COEN, W. Relevance of hair and spines of the European hedgehog (*Erinaceus europaeus*) as biomonitoring tissues for arsenic and metals in relation to blood. **Science of the Total Environment**, v. 407, n. 5, p. 1775-1783, 2009.
- VOIGT, C. C.; KINGSTON, T. Bats in the Anthropocene: conservation of bats in a changing world. Springer Nature, 2016.

VON SPERLING, E.; JARIDM, F. A.; GRANDCHAMP, C. A. P. Qualidade da água durante a formação de lagos profundos em cavas de mineração: estudo de caso do lago de Águas Claras-MG. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 9, p. 250-259, 2004.

WALKER, L. A.; SIMPSON, V. R.; ROCKETT, L.; WIENBURG, C. L.; SHORE, R. F. Heavy metal contamination in bats in Britain. **Environmental Pollution**, v. 148, n. 2, p. 483-490, 2007.

YATES, D. E.; ADAMS, E. M.; ANGELO, S. E.; EVERS, D. C.; SCHMERFELD, J.; MOORE, M. S.; KUNZ, T. H.; DIVOLL, T.; EDMONDS, S. T.; PERKINS, C.; TAYLOR, R.; O'DRISCOLL, N. J. Mercury in bats from the northeastern United States. **Ecotoxicology**, v. 23, n. 1, p. 45-55, 2014.

ZOCHE, J. J.; DAMIANI, A. P.; HAINZENREDER, G.; MENDONÇA, R. Á.; PERES, P. B.; DOS SANTOS, C. E. I.; DEBASTIANI, R.; DIAS, J. F.; DE ANDRADE, V. M. Assessment of heavy metal content and DNA damage in *Hypsiboas faber* (anuran amphibian) in coal open-casting mine. **Environmental Toxicology and Pharmacology**, v. 36, n. 1, p. 194-201, 2013.

ZOCHE, J. J.; LEFFA, D. D.; DAMIANI, A. P.; CARVALHO, F.; MENDONÇA, R. Á.; DOS SANTOS, C. E. I.; BOUFLEUR, L. A.; DIAS, J. F.; DE ANDRADE, V. M. Heavy metals and DNA damage in blood cells of insectivore bats in coal mining areas of Catarinense coal basin, Brazil. **Environmental research**, v. 110, n. 7, p. 684-691, 2010.

ZORTÉA, M. Reproductive patterns and feeding habits of three nectarivorous bats (Phyllostomidae: Glossophaginae) from the Brazilian Cerrado. **Brazilian Journal of Biology**, v. 63, n. 1, p. 159-168, 2003.

ZORTÉA, M.; CHIARELLO, A. G. Observations on the big fruit-eating bat, *Artibeus lituratus*, in an Urban Reserve of South-east Brazil. **Mammalia (Paris)**, v. 58, n. 4, p. 665-670, 1994.

ZORTÉA, M.; MENDES, S. L. Folivory in the big fruit-eating bat, *Artibeus lituratus* (Chiroptera: Phyllostomidae) in eastern Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, v. 9, n. 1, p. 117-120, 1993.

ZUKAL, J., PIKULA, J., BANDOUCHOVA, H. Bats as bioindicators of heavy metal pollution: history and prospect. **Mammalian Biology**, v. 80, n. 3, p. 220-227, 2015.

Das, K., Debacker, V., Pillet, S., & Bouquegneau, J. M. (2002). Heavy metals in marine mammals. In *Toxicology of marine mammals* (pp. 147-179). CRC Press.