



UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE UnB PLANALTINA

PHELIPE ESTRELA LOPES

BIOMAGNIFICAÇÃO DE MERCÚRIO NO FITOPLÂNCTON E NO ZOOPLÂNCTON
EM LAGOA DE VEREDA NO BIOMA CERRADO

PLANALTINA-DF

2022

FICHA CATALOGRÁFICA

Lopes, Phelipe Estrela

Biomagnificação de Mercúrio no Fitoplâncton e no Zooplâncton em Lagoa de Vereda no Bioma Cerrado, Phelipe Estrela Lopes. Planaltina – DF, 2022.

Trabalho de conclusão de curso - Faculdade UnB Planaltina, Universidade de Brasília.
Curso de Bacharelado em Gestão Ambiental.

Orientador: José Vicente Elias Bernardi

Universidade de Brasília – Campus Planaltina - Área Universitária n.º 1 Vila Nossa Senhora de Fátima -
CEP 73300-000, Planaltina, DF – Brasil

PHELIPE ESTRELA LOPES

**BIOMAGNIFICAÇÃO DE MERCÚRIO NO FITOPLÂNCTON E NO ZOOPLÂNCTON
EM LAGOA DE VEREDA NO BIOMA CERRADO**

**Trabalho apresentado à Faculdade
UnB Planaltina (FUP/UnB) como pré-
requisito para obtenção de Certificado de
Conclusão de Curso de Graduação em
Gestão Ambiental.**

Orientador (a): Prof. Dr. José Vicente Elias Bernardi

RESUMO

Disposto no meio ambiente por meio antropogênico e natural, o mercúrio (Hg) pode ser encontrado no solo, ar e na água. Ele é um elemento químico de ocorrência natural e tem formas orgânicas e inorgânicas. O Hg é um metal pesado altamente tóxico para seres vivos em geral na sua forma metilada, e seu potencial bioacumulativo aumenta consideravelmente o risco para os organismos de topo da cadeia alimentar. A pesquisa foi realizada na Estação Ecológica de Águas Emendadas (ESECAE), na região de Planaltina, Distrito Federal, e tem na sua proximidade área de ocupação populacional densa, rodovias de grande porte, além de áreas agrícolas de monocultura extensiva. O objetivo desse estudo foi quantificar o mercúrio total (HgT) no sedimento, fitoplâncton e zooplâncton coletados na Lagoa Bonita - ESECAE, para determinar o fator de biomagnificação, apresentando os resultados estatísticos inerentes e relacionando-os. A ocorrência de biomagnificação de mercúrio foi observada em larga escala, onde a magnificação do zooplâncton em relação a água foi de 58449%, e em relação ao sedimento foi de 321%, já a magnificação do zooplâncton em relação ao fitoplâncton calculada pela média foi de 871,8%, com fator de acumulação médio (BSAF) de 2,75.

Palavras-chave: Hg. Biomagnificação. Cerrado. Lagoa de Vereda. Fitoplâncton. Zooplâncton.

ABSTRACT

Disposed in the environment through anthropogenic and natural means, mercury (Hg) can be found in soil, air and water. It is a naturally occurring chemical element and has both organic and inorganic forms. Hg is a heavy metal that is highly toxic to living beings in general in its methylated form, and its bioaccumulative potential considerably increases the risk for organisms at the top of the food chain. This research was carried out at the Águas Emendadas Ecological Station (ESECAE), in the region of Planaltina, Distrito Federal, and it has in its proximity an area of dense population occupation, large highways, in addition to agricultural areas of extensive monoculture. The objective of this study was to quantify the total mercury (HgT) in the sediment, phytoplankton and zooplankton collected at Lagoa Bonita - ESECAE, to determine the biomagnification factor, presenting the inherent statistical results and relating them. The occurrence of mercury biomagnification was observed on a large scale, where the magnification of zooplankton in relation to water was 58449%, and in relation to sediment it was 321%, whereas the magnification of zooplankton in relation to phytoplankton calculated by the average was 871.8%, with an average accumulation factor (BSAF) of 2.75.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	6
2	OBJETIVOS	7
3	MATERIAIS E MÉTODOS	8
3.1	Localização	8
3.2	Geologia e Pedologia.....	9
3.3	Hidrologia.....	9
3.4	Clima	9
3.5	Vegetação	9
3.6	Coleta.....	10
3.7	Análise quantitativa de HgT	11
3.8	Fator de Acumulação Biota-Sedimento (BSAF).....	11
3.9	Análises Estatísticas	12
4	RESULTADOS E DISCUSSÕES	12
5	CONCLUSÃO	16
6	REFERENCIAS.....	18

1 INTRODUÇÃO

O mercúrio (Hg) pode ficar disponível no ambiente, através de erupções vulcânicas, incêndios florestais, entre outros (Yang et al., 2018). No entanto, as emissões por atividades antropogênicas como o uso de pesticidas para a agricultura, mineração, queima de combustível fóssil e descarte pelas indústrias de resíduos sólidos / líquidos, demonstram que há uma forte associação entre as atividades humanas e a concentração de mercúrio nos ecossistemas (Gothberg, et al., 2002, Munteanu e Munteanu 2007, Lominchar et al., 2015).

A intensificação dessas atividades antrópicas tem elevado a contaminação ambiental por Hg nos últimos anos, principalmente nos ecossistemas aquáticos (Liang, 2016; Bonanno, 2012). A presença desse elemento dentro dos ecossistemas terrestres e aquáticos se torna um problema ambiental pela sua alta toxicidade e persistência no ambiente (Lominchar et al., 2015). O aumento do carreamento do Hg, através da lixiviação, do ambiente terrestre para o aquático, durante o período de chuvas, resulta em um maior incremento do Hg nos ecossistemas aquáticos (Wang et al., 2014).

Enquanto a maioria dos produtos químicos se bioacumula (ou seja, estão em concentrações mais altas nos organismos do que em seus arredores), o Hg biomagnifica, o que significa que as concentrações de biota nos tecidos aumentam à medida que a posição trófica nas cadeias alimentares aumenta (Kidd et al., 1995), e, geralmente, à medida que os organismos envelhecem (Jenssen et al., 2010). Assim, as consequências para a saúde da exposição a produtos químicos biomagnificantes são mais críticas para as espécies no topo da cadeia alimentar.

A especiação do mercúrio pode ocorrer em diferentes compartimentos do meio aquoso como na água, sedimento e na biota aquática (Liang, 2016). O sedimento serve como um sumidouro natural onde ocorre a maior parte da metilação, regulando assim a quantidade de metilmercúrio MeHg que entra na teia alimentar aquática. Nos sedimentos dos corpos d'água (córregos, rios e lagos), o Hg é metilado principalmente por bactérias, tornando-se biodisponível para ser acumulada e ampliada por espécies ao longo da estrutura das teias alimentares aquáticas (Compeau e Bartha, 1985; Rudd, 1995; Baeyens et al., 2003; Siqueira e Aprile, 2012).

A biota aquática pode acumular o mercúrio em sua maior parte pela forma orgânica, o MeHg, que é considerado a sua forma mais tóxica (Hamelin, et al., 2015). Alguns estudos têm demonstrado a acumulação desse metal em diferentes níveis tróficos, como, por exemplo, na comunidade perifítica (Hamelin, et al., 2015), fitoplanctônica (Le Faucheur; 2014; Beldowska,

2018), zooplanctônica (Jordan, 2019; Poste, et. al., 2019), ictiofauna (Zhilong, et al., 2017; Djikanović, et. al., 2018) e macrófitas aquáticas (Gupta, et al., 1998; Lominchar et al., 2015; Pestana, et al., 2016).

O fitoplâncton é responsável por absorver MeHg da água e dos sedimentos, e, por serem organismos de base da cadeia, alimentam níveis tróficos acima, e conseqüentemente há transferência do MeHg, para os organismos consumidores secundários como o zooplâncton (ROULET et al., 2000). Estes organismos são o elo para a transferência de energia e matéria das cadeias tróficas. A relação de biomagnificação destes dois grupos de organismos foi muito estudada por diversos autores como Beldowska et. al., 2017, Chen et.al., 2012, Foster, et.al., 2012 e Gosnell, et. al., 2017. Esses trabalhos concluem que existe uma biomagnificação do zooplancton em relação a massa de fitoplâncton nos ecossistemas aquáticos.

Com base nos estudos realizados com fitoplâncton e zooplâncton e devido a relevância do tema, o presente trabalho busca levantar dados científicos para melhor conhecimento do ciclo biogeoquímico do Hg na área de estudo. Bem como a relação entre os grupos tróficos da base das cadeias tróficas aquáticas e seus potenciais de biomagnificação ao longo das mesmas. A hipótese é que assim como nos estudos supracitados, ocorre uma biomagnificação de mercúrio nos organismos aquáticos (zooplancton e fitoplancton) da área de estudo.

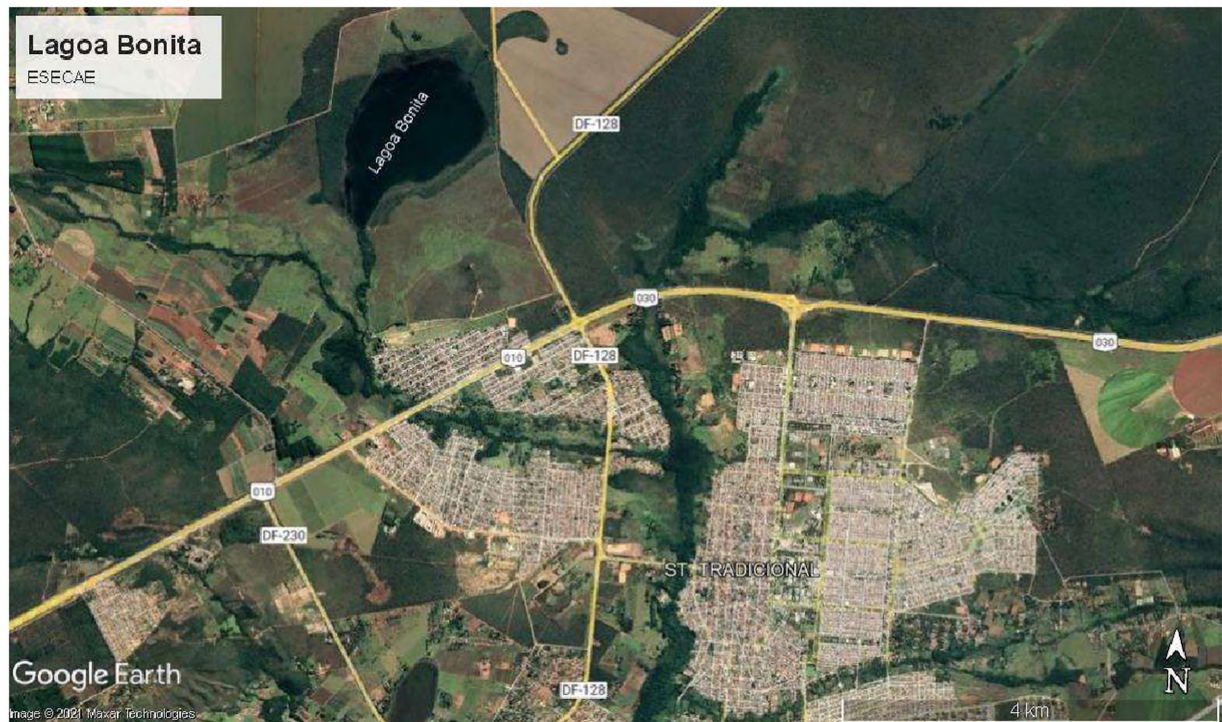
2 OBJETIVOS

- (i) Avaliar as concentrações de mercúrio total (HgT) em fitoplâncton e zooplâncton
- (ii) Relacionar as concentrações de Hg total do fitoplâncton com o zooplâncton
- (iii) Calcular o fator de bioacumulação, bem como o nível de biomagnificação do Hg nos organismos

3 MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 Localização

O presente estudo foi realizado em uma Lagoa de vereda, denominada Lagoa Bonita, dentro da Estação Ecológica de Águas Emendadas – ESECAE, uma área de preservação ambiental localizada na região de Planaltina, Distrito Federal. Em suas proximidades existe uma ocupação populacional densa, áreas de cultivo agrícola do tipo monocultura extensiva, além de uma rodovia federal duplicada (BR-020) e uma rodovia distrital simples (DF-128), ambas com grande fluxo diário de veículos leves e pesados.



Fonte: Google Earth Pro

A Lagoa Bonita está localizada nas coordenadas $15^{\circ}34'50.00''S$ $47^{\circ}41'30.00''O$. A elevação média é de 984m em relação ao nível do mar. A Lagoa dá origem ao ribeirão Mestre D'armas que é um dos responsáveis pelo abastecimento de água da região.

3.2 Geologia e Pedologia

De acordo com Moraes e Campos, 2008 na ESECAE predominam duas unidades geológicas, Grupo Paranoá, que ocupa 97% da área total, e uma restrita faixa de ocorrência de rochas atribuídas ao Grupo Canastra (3%). As principais classes de solos que ocorrem no Distrito Federal, com predominância dos Latossolos Vermelhos e Vermelho-Amarelos. Há, também, a presença de Neossolos Quartzarênicos, Cambissolos Háplicos e Gleissolos Háplicos (EMBRAPA, 1978).

3.3 Hidrologia

De acordo com Mamede (1999), a instalação da drenagem das chapadas do Distrito Federal está associada a processos hidrológicos subsuperficiais. O desenvolvimento de processos hipodérmicos propiciou a liberação do aquífero, e a fuga de materiais pelo sistema de falhas e fraturas, causando subsidência da superfície e a formação de depressões rasas. As depressões facilitaram a convergência das águas superficiais, concentrando o escoamento superficial e definindo os leitos dos rios e da lagoa. A Lagoa Bonita ocupa uma depressão rasa e originalmente estava associada a uma vereda, e apresenta atualmente uma forma elíptica com eixo maior da ordem de 2.100 m, orientado segundo a direção N/NE e eixo menor de cerca de 1.300 m, orientado na direção NW. Essas dimensões provavelmente não representam a forma original da Lagoa, tendo em vista que ela foi barrada na porção sul junto à saída para o córrego Mestre D'Armas (Barbere, 2001)

3.4 Clima

O clima dessa região, de acordo com a classificação de Köppen, é caracterizado como tropical de savana com inverno seco (Aw), com duas estações bem definidas (MAIA e BAPTISTA, 2008).

3.5 Vegetação

Em relação à cobertura vegetal, ocorrem formações savânicas, campestres e florestais, com destaque, nesse estudo, para as Matas de Galeria que acompanham os cursos d'água (RIBEIRO e WALTER, 1998).

3.6 Coleta

A coleta de sedimentos, fitoplânctons e zooplânctons foi realizada em 2015 nos meses de maio, setembro e dezembro. Foram feitas análises físico-químicas da água em cada ponto de coleta relativas aos parâmetros de pH, Condutividade (mS/cm) e Turbidez (NTU), utilizando o equipamento Sondas Multiparâmetros Série U-50 HORIBA Analyser.

Os pontos de coleta foram escolhidos de forma a cobrir a maior área possível dentro do número de pontos, abrangendo de maneira mais homogênea a totalidade da Lagoa Bonita. Os pontos foram mantidos em cada período de coleta, respeitando rigorosamente todos os procedimentos adotados.



Fonte: Google Earth Pro

Para o recolhimento de sedimentos da Lagoa Bonita foi utilizado uma draga de coleta pontual do tipo Ekman, onde as amostras foram envazadas em recipientes plásticos fabricados em polietileno e mantidos refrigerados até posterior análise em laboratório.

A colheita de fitoplâncton e zooplâncton foi realizada por meio de captura de material interceptado horizontalmente na superfície da água durante 5 minutos em movimento retilíneo e velocidade aproximada de 3km/h utilizando duas redes para plâncton com medidas de 1m por

30cm, que foram montadas em um barco. Para captura das amostras de fitoplâncton foi utilizado uma rede com trama de 20 μ m e para as amostras de zooplâncton uma rede com trama de 70 μ m. Todo o material coletado nas redes foi armazenado em recipientes de 1L fabricados em polietileno, que foram devidamente identificados ainda em campo e levados para armazenagem em acondicionamento refrigerado em local protegido de incidência de luz solar e de humidade, e encaminhados posteriormente para laboratório para análises químicas.

3.7 Análise quantitativa de HgT

Foi realizada a análise de mercúrio total (HgT) no Laboratório de Química Analítica e Ambiental, no Instituto de Química – Universidade de Brasília, utilizando o equipamento de marca LUMEX modelo RA-915+ acoplado ao módulo de câmara de pirólise modelo PYRO-915, que é capaz de determinar quantitativamente o mercúrio total HgT em amostras por meio de espectrofotometria de absorção atômica (SHOLUPOV et al., 2004). Para calibração, foram utilizados parâmetros com padrões de 0,5ppb a 40ppb, por meio de solução padronizada para absorção atômica de mercúrio com referência de 1.000 μ g.ml⁻¹ de Hg HNO₃ a 10%, inseridos em água destilada nos balões de 5ml, e valor de $R^2 = 0,9998$.

Todas as leituras foram executadas em triplicata, e estavam dentro dos limites de quantificação e detecção estabelecidos pela curva de calibração. A validação do método analítico foi determinada pela quantificação de HgT na amostra padrão NIST 1515 (*Apple leaves*). A taxa de recuperação foi correspondente a 102% do valor (NIST, 2019).

3.8 Fator de Acumulação Biota-Sedimento (BSAF)

O Fator de Acumulação Biota-Sedimento (BSAF) é definido pela equação a seguir:

$$BSAF = \frac{C_l}{C_{soc}}$$

onde C_l é a concentração de elemento químico presente na amostra biológica e C_{soc} é a concentração de elemento químico na amostra de sedimento (Ankley et. al. 1992; BURKHARD, 2009).

3.9 Análises Estatísticas

As análises estatísticas do presente estudo foram realizadas utilizando o software estatístico XLSTAT by Addinsoft BASIC+, versão anual 2021.3.1, compilação 1143, sob a licença de número d4632ee2-5116-424c-bf12-d2edef2e524b.

O teste de normalidade de Shapiro Wilks indicou que as concentrações de Hg total do fitoplâncton e zooplâncton tiveram distribuição normal $p > 0,05$. O teste apropriado para checar a hipótese nula entre as médias do Hg total do fitoplâncton e do zooplâncton foi a ANOVA (one-way). Para a relação trófica de magnificação do Hg total do zooplâncton como variável dependente e o fitoplâncton como variável independente foi utilizado a regressão linear.

4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Após análises obtivemos os resultados a seguir. A média de pH entre os pontos foi de 7,1, indicando, de forma geral, neutralidade, com valor mínimo de 5,9 e máximo de 8,2. A condutividade apresentou abrangente estabilidade, com mínimas variações, e média de 0,0042 mS/cm. Os valores de Turbidez demonstraram grandes variações, partindo de 0,2 NTU e alcançando 31,5 NTU em sua máxima. A média foi de 4,37 NTU. Os valores de HgT para sedimentos apresentaram média de 52,95 $\mu\text{g/Kg}$. A concentração média de HgT da água foi de 0,289 $\mu\text{g/l} \pm 0,02$ e, em quatro pontos, abaixo do limite de detecção.

Tabela 1

Estatística descritiva:

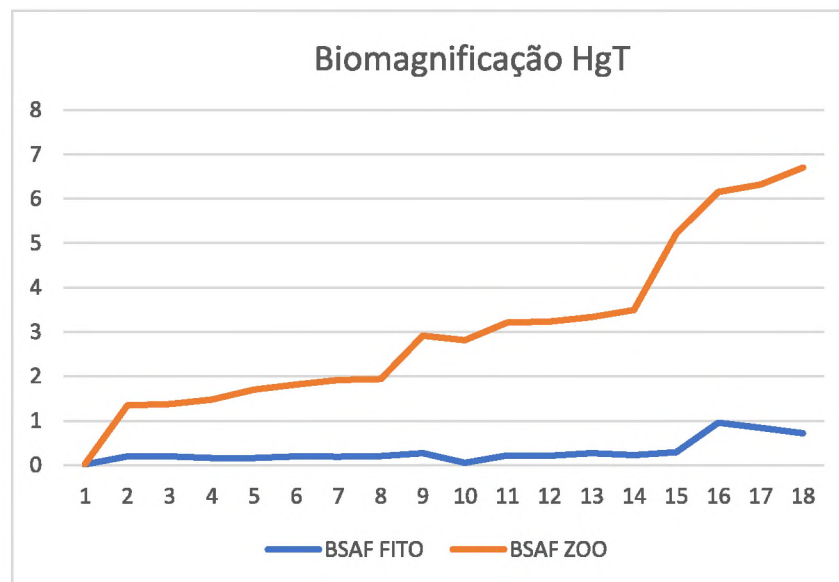
Variáveis	Observações	Mínimo	Máximo	Média	Desvio padrão
ZOO ($\mu\text{g/Kg}$)	18	0,090	485,802	168,927	150,814
FITO ($\mu\text{g/Kg}$)	18	0,296	89,048	19,495	23,801
BSAF ZOO	18	0,005	5,989	2,755	1,691
BSAF FITO	18	0,015	0,952	0,297	0,260

As amostras de fitoplâncton tiveram média de $19,49 \pm 23,80 \mu\text{g/Kg}$, seguidos por média de $168,92 \pm 150,81 \mu\text{g/Kg}$ no zooplâncton (Tabela 1). A variância elevada das concentrações do fitoplâncton pode estar associada às baixas concentrações de massa (efeito concentração e ou diluição) (Pickhardt et al., (2002); Wang, et al., (2011); Chen et al., (2012)), ou seja, muita massa de clorofila teria efeito diluição do Hg total por célula no fitoplâncton como também é válido para as concentrações de Hg total no zooplâncton.

A magnificação do fitoplâncton em relação a água foram na ordem de $6743,9\%$, e em relação ao sedimento a magnificação foi de apenas 37% das concentrações médias. A relação maior fitoplâncton com a água em comparação ao sedimento na bioacumulação, pode ser explicado pela difusão ou sorção pelas células de cada indivíduo do fitoplâncton ser maior com a água (Kuwabara, et. al., 2005).

A magnificação do zooplâncton em relação a água foi de 58449% , e em relação ao sedimento foi de 321% , onde o processo de metilação ocorre. A Lagoa Bonita é coberta por macrófitas, onde, segundo Roulet et al., (2001a), a metilação é maior quando comparados com sedimentos em áreas abertas devido à adição de matéria orgânica fresca pelas macrófitas.

Figura 1



A magnificação do zooplâncton em relação fitoplâncton calculados pela média foi de $871,8\%$, com fator de acumulação médio (BSAF) de $2,75$ (Tabela 1). Esses resultados sugerem que o acúmulo de Hg total foi significativamente maior no zooplâncton ($F=76,001$;

$p=0,00001$), conforme resultado obtido por Lino et. al., (2019), que corrobora os resultados encontrados neste trabalho.

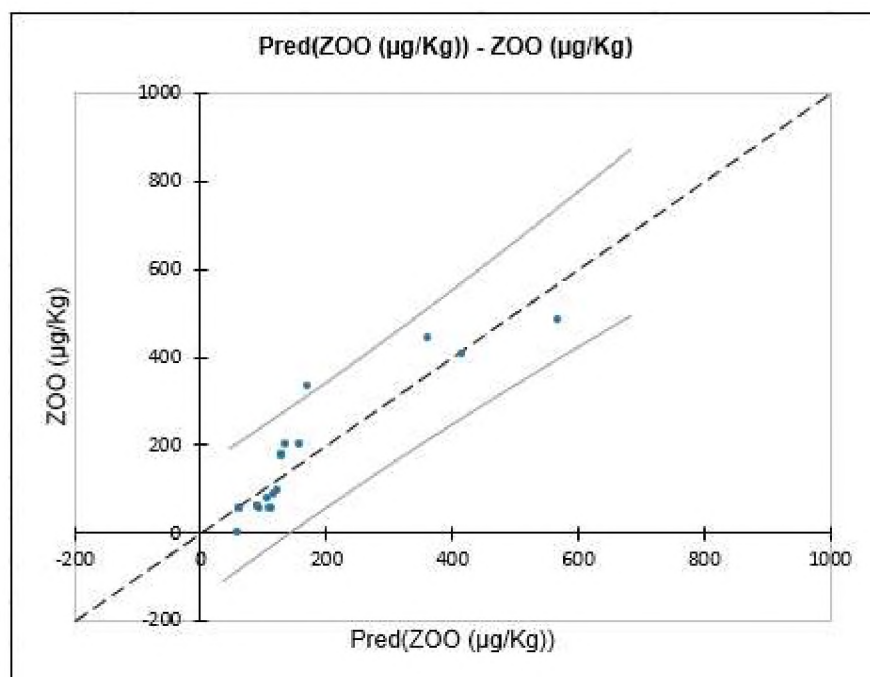
O zooplâncton além de bioacumular por difusão e sorção pode bioacumular por meio da dieta do fitoplâncton (Fisher e Hook, 2002; Tsui e Wang, 2004), conforme podemos verificar pela correlação de 0,91 ($p=0,0001$). A relação do zooplâncton com o fitoplâncton realizado pelo modelo regressivo mostrou ajuste de ($R^2=0,826$; $p<0,0001$), indicando forte dependência das concentrações do fitoplâncton (Figura 3). A equação preditora das concentrações de Hg total do zooplâncton = $56,6540900624143+5,7591943239997*FITO$ ($\mu\text{g/Kg}$).

Tabela 2

Parâmetros do modelo (ZOO ($\mu\text{g/Kg}$)):

Fonte	Valor	Erro padrão	t	Pr > t	Limite inferior (95%)	Limite Superior (95%)
Intercepto	56,654	19,983	2,835	0,012	14,292	99,016
FITO ($\mu\text{g/Kg}$)	5,759	0,661	8,718	<0,0001	4,359	7,160

Figura 2



Os parâmetros do modelo regressivo foram checados pelo teste *t* com intercepto 56,65 e ângulo beta 5,759 significativos (Tabela 2). O modelo também gerou a predição dos resíduos e subsequentemente valores residuais com as discrepâncias encontradas nas amostras, verificados pela soma dos quadrados dos resíduos igual a 67240,78.

O ajuste de aproximadamente 83% indica uma variabilidade não explicada de 17%, que pode estar associada às concentrações de HgT em zooplânctons maiores que (>75 mm) encontrados nas amostras em relação ao fitoplâncton (>20 mm), conforme verificado por (Roulet et al., 2000b). Portanto, a biomagnificação do Hg ocorre entre esses dois níveis tróficos. Pickhardt et al. (2005) relataram, por meio de experimentos laboratoriais, que o zooplâncton de água doce acumulou significativamente mais MeHg do que o fitoplâncton. Esse padrão também foi observado em campo, em um lago de várzea amazônica (Brito et al., 2017) e em ambiente pantanoso localizado no noroeste da Colômbia (Marrugo-Negrete et al., 2008a,b) onde também foi observado um aumento das concentrações de Hg com o tamanho do plâncton.

Figura 3

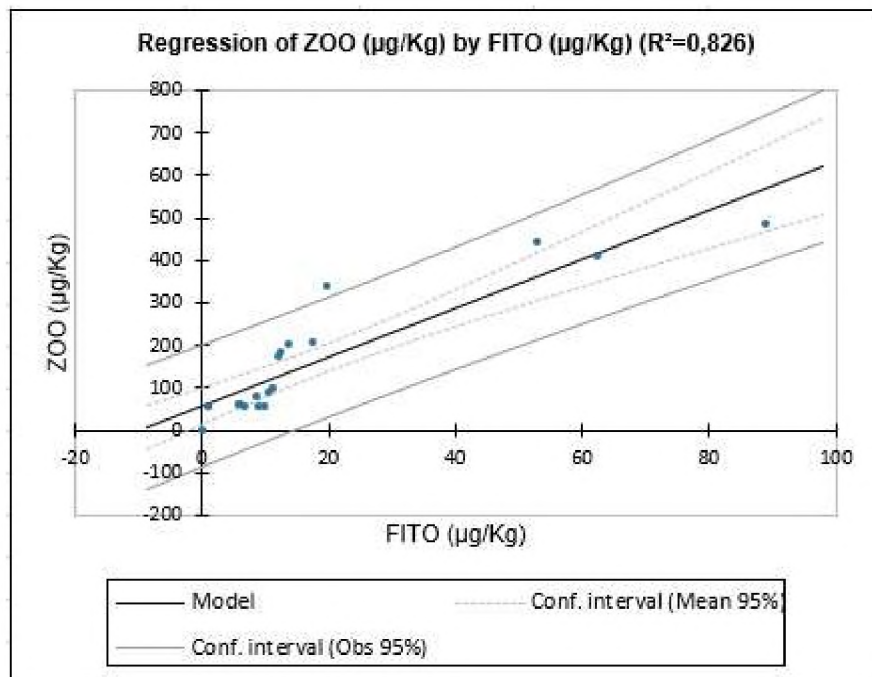
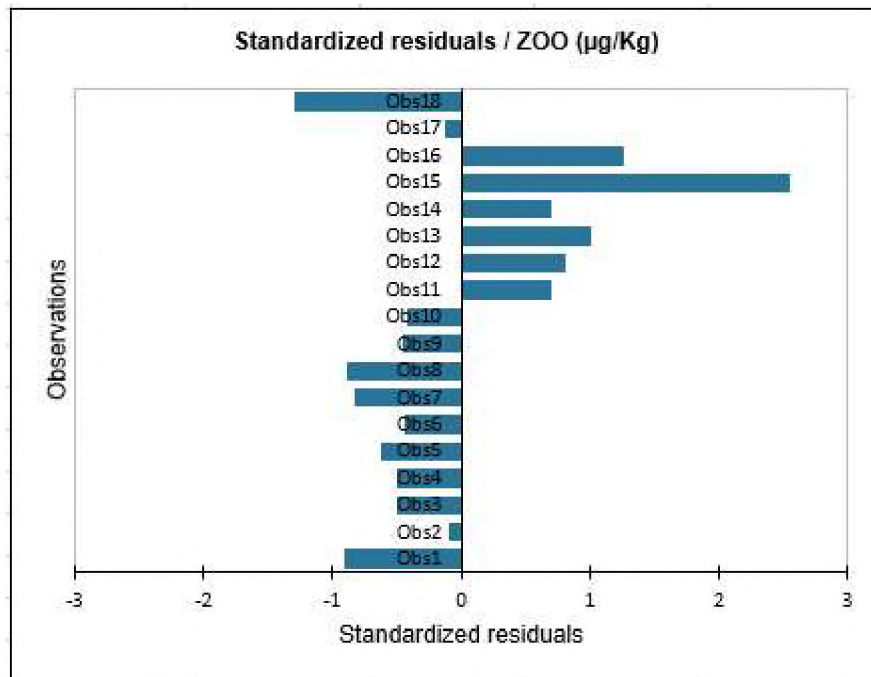


Figura 4
Resíduos padronizados



5 CONCLUSÃO

Ficou demonstrado no presente estudo a efetiva ocorrência de biomagnificação de mercúrio nos níveis tróficos pesquisados, corroborando com as informações colhidas na literatura e acrescentando informações de relevante valor científico para a área em questão. Fica evidente que as fontes de contaminação podem ter relação com a ação antrópica, figura esta, bem próxima do ambiente pesquisado. O presente estudo demonstra, ainda, o crescimento dos níveis de mercúrio atribuídos ao efeito de magnificação, podendo representar riscos majorados ao topo de cadeia alimentar. Os fenômenos encontrados neste trabalho puderam ser relacionados com os encontrados na literatura referenciada.

Os dados do presente estudo, assim como o de outros estudos realizados anteriormente pelo Laboratório de Geoestatística e Geodésia (FUP/UnB), indicam que as rodovias próximas podem ser a possível principal fonte de emissão de Hg, e demonstra a necessidade e importância da realização de estudo específico voltado para a mensuração de emissão desse e de outros poluentes nas proximidades.

A Lagoa Bonita dá origem ao Ribeirão Mestre D'armas que é utilizado para captação de água para tratamento e distribuição urbana para consumo humano, e considerando a alta

toxicidade do Hg, é recomendável a confecção de análises periódicas para monitoramento de alterações relevantes na dinâmica de mercúrio neste ecossistema.

O presente estudo recomenda a realização de novas pesquisas científicas abrangendo a própria área de estudo incluindo outros ambientes do ecossistema e também áreas semelhantes encontradas no bioma cerrado.

6 REFERENCIAS

ANKLEY, G.T., COOK, P.M., CARLSON, A.R., CALL, D.J., SWENSON, J.A., CORCORAN, H.F., HOKE, R.A., 1992. Bioaccumulation of PCBs from sediments by oligochaetes and fishes: comparison of laboratory and field studies. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 49, 2080-2085.

BAEYENS, W., LEERMAKERS, M., PAPINA, T., SAPRYKIN, A., BRION, N., NOYEN, J., DE GIETER, M., ELSKENS, M., GOEYENS, L., 2003. Bioconcentration and biomagnification of mercury and methylmercury in North Sea and Scheldt estuary fish. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 45, 498e508.

BARBERI, M. 2001. Mudanças paleoambientais na região dos cerrados do Planalto Central durante o Quaternário tardio: o estudo da Lagoa Bonita, DF. Tese doutorado Universidade de São Paulo (USP), XV, 210p.

BEŁDOWSKA M, SANIEWSKA D, GĘBKA K, KWASIGROCH U, KOREJWO E & KOBOS J 2018. Simple screening technique for determination of adsorbed and absorbed mercury in particulate matter in atmospheric and aquatic environment. *Talanta*, 182(January): 340–347.

BEŁDOWSKA, S., MUDRAK-CEGIOŁKA, M., 2017. Mercury concentration variability in the zooplankton of the southern Baltic coastal zone. *Progress in Oceanography*, Volume 159, December 2017, Pages 73-85.

BRITO, B.C., FORSBERG, B.R., KASPER, D., AMARAL, J.H.F., DE VASCONCELOS, M.M.F., DE SOUSA, O.P., CUNHA, F.A.G., BASTOS, W.R., 2017. The influence of inundation and lake morphometry on the dynamics of mercury in the water and plankton in an Amazon floodplain lake. *Hydrobiologia* 790, 35e48.

BURKHARD, Lawrence. Estimation of biota sediment accumulation factor (BSAF) from paired observations of chemical concentrations in biota and sediment. 2009.

CHEN, C., KAMMAN, N., WILLIAMS J., BUGGE D., TAYLOR, V., JACKSON, B., MILLER, E., 2012. Spatial and temporal variation in mercury bioaccumulation by zooplankton in Lake Champlain (North America). [Volume 161](#), February 2012, Pages 343-349.

COMPEAU, G., BARTHA, R., 1985. Sulfate reducing bacteria: principal methylators of mercury in Anoxic estuarine sediment. *Appl. Environ. Microbiol.* 50, 498e502.

DJIKANOVIĆ, V., SKORIĆ, S., SPASIĆ, S., NAUNOVIC, Z. & LENHARDT, M., 2018. Ecological risk assessment for different macrophytes and fish species in reservoirs using biota-sediment accumulation factors as a useful tool. *Environmental Pollution*, 241: 1167– 1174.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUPARIA - EMBRAPA. Levantamento de Reconhecimento dos solos do Distrito Federal. Serviço Nacional de Levantamento e Conservação do Solo, p. 455, 1978. Disponível em: <https://www.embrapa.br/solos/busca-de-publicacoes/-/publicacao/335824/levantamento-de-reconhecimento-dos-solos-do-distrito-federal>. Acesso em 16/04/2022.

FISHER, N.S., HOOK, S.E., 2002. Toxicology tests with aquatic animals need to consider the trophic transfer of metals. *Toxicology* 181, 531e536. [https://doi.org/10.1016/S0300-483X\(02\)00475-4](https://doi.org/10.1016/S0300-483X(02)00475-4).

FOSTER, K. L., STERN, G. A., PAZERNIUK, M. A., HICKIE, B., WALKUSZ W., WANG F., AND MACDONALD, R. W., 2012. Mercury Biomagnification in Marine Zooplankton Food Webs in Hudson Bay. *Environ. Sci. Technol.*, 46, 12952–12959. [dx.doi.org/10.1021/es303434p](https://doi.org/10.1021/es303434p).

G. BONANNO. *Arundo donax* as a potential biomonitor of trace element contamination in water and sediment *Ecotoxicology and Environmental Safety* 80 (2012) 20–27 DOI: [doi:10.1016/j.ecoenv.2012.02.005](https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2012.02.005)

GÖTHBERG, A.M. & BENGTTSSON, B.E., 2002. Accumulation of heavy metals in water spinach (*Ipomoea aquatica*) cultivated in the Bangkok region, Thailand. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 21(9): 1934–1939.

GUPTA, M. & CHANDRA, P., 1998. Bioaccumulation and toxicity of mercury in rooted-submerged macrophyte *Vallisneria spiralis*. *Environmental Pollution*, 103(2–3): 327–332.

HAMELIN, S.P.D., & AMYOT, M., 2015. Spatio-temporal variations in biomass and mercury concentrations of epiphytic biofilms and their host in a large river wetland (Lake St. Pierre, Qc, Canada). *Environmental Pollution*, 197: 221–230.

IOMC (Inter-Organization Programme for the Sound Management of Chemicals), 2008. Guidance for identifying populations at risk from mercury exposure. UNEP / WHO, Geneva; 2008.

JAMES S. KUWABARA, BRENT R. TOPPING, GERALD E. MOON, PETER HUSBY, ANDREW LINCOFF, JAMES L. CARTER, AND MARIE-NOËLE CROTEAU. 2005. Mercury Accumulation by Lower Trophic-level Organisms in Lentic Systems within the Guadalupe River Watershed, California. U.S. Department of Interior U.S. Geological Survey. Scientific Investigations Report 2005-5037. Internet access at: <http://pubs.water.usgs.gov/sir2005-5037>

JORDAN, M. P. A. STEWART R., EAGLES-SMITH, C. A., STRECKER A. L. 2019. Nutrients mediate the effects of temperature on methylmercury concentrations in freshwater zooplankton. [*Science of The Total Environment*, Volume 667](#), 1 June, Pages 601-612.

K. J. GOSNELL, P. H. BALCOM, C.R. TOBIAS, W.P. GILHOOLY III, R. P. MASON. 2017. Spatial and temporal trophic transfer dynamics of mercury and methylmercury into zooplankton and phytoplankton of Long Island Sound. [*Limnology and Oceanography* Volume 62, Issue 3](#) p. 1122-1138.

KIDD KA, HESSLEIN RH, FUDGE RJP, HALLARD KA. The influence of trophic level as measured by $\delta^{15}\text{N}$ on mercury concentrations in freshwater organisms. *Water Air Soil Pollut* 1995;80:1011–5

LE FAUCHEUR, S., CAMPBELL, P.G.C., FORTIN, C. & SLAVEYKOVA, V.I., 2014. Interactions between mercury and phytoplankton: Speciation, bioavailability, and internal handling. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 33(6): 1211–1224.

LIANG, P., FENG, X., YOU, Q. *et al.* Mercury speciation, distribution, and bioaccumulation in a river catchment impacted by compact fluorescent lamp manufactures. *Environ Sci Pollut*

Res **23**, 10903–10910 (2016). <https://doi-org.ez54.periodicos.capes.gov.br/10.1007/s11356-016-6229-9>

LOMINCHAR, M.A., SIERRA, M.J. & MILLÁN, R., 2015. Accumulation of mercury in *Typha domingensis* under field conditions. *Chemosphere*, 119: 994–999.

MAIA, J. M. F.; BAPTISTA, G. M. M. *Clima*. In: FONSECA, F. O.; FONSECA, P. C. M.; OLIVEIRA, M. M. G. *Águas emendadas*. Secretaria de Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente. Brasília, p. 101-109, 2008.

MAMEDE, L. (1999) *Análise e Interpretação Geomortobgica da Bacia do Córrego Taquara-DF*. São Paulo, 310 p. Tese de Doutorado – Faculdade Filosofia Letras e Ciências Humanas, Universidade de São Paulo

MARRUGO-NEGRETE, J., BENITEZ, L.N., OLIVERO-VERBEL, J., 2008a. Distribution of mercury in several environmental compartments in an aquatic ecosystem impacted by gold mining in Northern Colombia. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 55 (2), 305e316. <https://doi.org/10.1007/s00244-007-9129-7>.

MARRUGO-NEGRETE, J., VERBEL, J.O., CEBALLOS, E.L., BENITEZ, L.N., 2008b. Total mercury and methylmercury concentrations in fish from the Mojana of Colombia. *Environ. Geochem. Health* 30 (1), 21e30. <https://doi.org/10.1007/s10653-007-9104-2>.

MARTHE T. SOLHAUG JENSSEN • REIDAR BORGSTRØM • BRIT SALBU • BJØRN OLAV ROSSELAND. 2010. The importance of size and growth rate in determining mercury concentrations in European minnow (*Phoxinus phoxinus*) and brown trout (*Salmo trutta*) in the subalpine lake, Øvre Heimdalsvatn. *Hydrobiologia* (2010) 642:115–126. DOI 10.1007/s10750-010-0156-4.

MORAES, L. L.; CAMPOS, J. E. G. *Geologia*. In: FONSECA, F. O.; FONSECA, P. C. M.; OLIVEIRA, M. M. G. 2008. *Águas emendadas*. Secretaria de Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente. Brasília, p.117-121.

MORAES, P., SANTOS, F., CAVECCI, B., PADILHA, C., VIEIRA, J., ROLDAN, P., & PADILHA, P. (2013). GFAAS determination of mercury in muscle samples of fish from Amazon, Brazil. *Food Chemistry*, 141(3), 2614–2617.

- MUNTEANU, V. & MUNTEANU, G., 2007. Biomonitoring of mercury pollution: A case study from the Dniester River. *Ecological Indicators*, 7(2): 489–496.
- PESTANA, I.A., BASTOS, W.R., ALMEIDA, M.G., DE CARVALHO, D.P., REZENDE, C.E. & SOUZA, C.M.M., 2016. Spatial-temporal dynamics and sources of total Hg in a hydroelectric reservoir in the Western Amazon, Brazil. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(10): 9640–9648.
- PICKHARDT, P. C. KLAUE B. BLUM, J. D. 2002. Impacts of zooplankton composition and algal enrichment on the accumulation of mercury in an experimental freshwater food web. *PNAS* April 2, vol. 99, no. 7, 4419–4423.
- PICKHARDT, P.C., FOLT, C.L., CHEN, C.Y., KLAUE, B., BLUM, J.D., 2005. Impacts of zooplankton composition and algal enrichment on the accumulation of mercury in an experimental freshwater food web. *Sci. Total Environ.* 339, 89e101.
- POSTE, A.E., HOEL, C.S., ANDERSEN, T., ARTS, M.T., FÆRØVIG, P.J. & BORGÅ, K., 2019. Terrestrial organic matter increases zooplankton methylmercury accumulation in a brown- water boreal lake. *Science of the Total Environment*, 674: 9–18.
- RIBEIRO, J. F.; WALTER, B. M. T. Fitofisionomias do Cerrado in SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P. 2008. Cerrado: ambiente e flora. EMBRAPA, Planaltina – DF. p. 89-166.
- ROULET, M., GUIMARÃES, J.R.D., LUCOTTE, M., 2001a. Methylmercury production and accumulation in sediments and soils of an Amazonian floodplain d effect of seasonal inundation. *Water Air Soil Pollut.* 128, 41e60. <https://doi.org/10.1023/A:1010379103335>.
- ROULET, M., LUCOTTE, M., CANUEL, R., FARELLA, N., 2001b. Spatio-temporal geochemistry of mercury in waters of the Tapaj_ os and Amazon rivers, Brazil. *Limnol. Oceanogr.* 46 (5), 1141e1157. <https://doi.org/10.4319/lo.2001.46.5.1141>.
- ROULET, M., M. LUCOTTE, J. R. D. GUIMARÃES & I. RHEAULT. 2000. Methylmercury in water, seston, and epiphyton of an Amazonian rivers and floodplain, Tapajós river, Brazil. *The Science of the Total Environment*, 261: 43-59.

RUDD, J., 1995. Sources of methylmercury to freshwater ecosystems: a review. *Water Air Soil Pollut.* 80, 697e713.

SHOLUPOV, S.; POGAREV, S.; RYZHOV, V., et al. A. Zeeman atomic absorption spectrometer RA-915+ for direct determination of mercury in air and complex matrix samples. *Fuel Processing Technology*, v. 85, n. 6–7, p. 473–485, 2004.

SIQUEIRA, G.W., APRILE, F.M., 2012. Distribution of total mercury in sediments from Amazon continental shelf: Brazil. *Acta Amazonica* 42, 259e268.

TSUI, M.T.K., WANG, W.X., 2004. Uptake and elimination routes of inorganic mercury and methylmercury in *Daphnia magna*. *Environ. Sci. Technol.* 38, 808e816. <https://doi.org/10.1021/es034638x>.

WANG S, ZHANG M, LI B, XING D, WANG X, WEI C & JIA Y 2012. Comparison of mercury speciation and distribution in the water column and sediments between the algal type zone and the macrophytic type zone in a hypereutrophic lake (Dianchi Lake) in Southwestern China. *Science of the Total Environment*, 417–418: 204–213.

WANG Z, YAO L, LIU G, LIU W (2014) Heavy metals in water, sediments and submerged macrophytes in ponds around the Dianchi Lake, China. *Ecotox Environ Safe* 107:200–206.

WANG, Q., FENG, X., YANG, Y., and YAN H., 2011. Spatial and temporal variations of total and methylmercury concentrations in plankton from a mercury-contaminated and eutrophic reservoir in Guizhou province, China. *Environmental Toxicology and Chemistry*, Vol. 30, No. 12, pp. 2739–2747, 2011

YANG J, LI G, BISHOPP A, HEENATIGALA P.P.M., HU, S., CHEN, Y., WU, Z., KUMAR, S., DUAN, P., YAO, L. & HOU, H., 2018. A Comparison of Growth on Mercuric Chloride for Three Lemnaceae Species Reveals Differences in Growth Dynamics That Effect Their Suitability for Use in Either Monitoring or Remediating Ecosystems Contaminated With Mercury. *Frontiers in Chemistry*, 6(April): 1–12.

ZHILONG, M., QIANG, W., ZHONGSHENG, Z. & XUEHONG, Z., 2017. Mercury Distribution Along the Food Chain of a Wetland Ecosystem at Sanjiang Plain, Northeast China. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 98(2): 162–166.