



UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA – UnB

FACULDADE UNB DE PLANALTINA – FUP

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS

SANDY FLORA BARBOSA OLIVEIRA

**ACUMULAÇÃO DE MERCÚRIO (Hg) POR MACRÓFITAS AQUÁTICAS:  
REVISÃO SISTEMÁTICA E ESTUDO NA ESTAÇÃO ECOLÓGICA DE  
ÁGUAS EMENDADAS, DISTRITO FEDERAL**

PLANALTINA – DF

2021

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA – UnB  
FACULDADE UNB DE PLANALTINA – FUP  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS

SANDY FLORA BARBOSA OLIVEIRA

**ACUMULAÇÃO DE MERCÚRIO (Hg) POR MACRÓFITAS AQUÁTICAS:  
REVISÃO SISTEMÁTICA E ESTUDO NA ESTAÇÃO ECOLÓGICA DE  
ÁGUAS EMENDADAS, DISTRITO FEDERAL**

Dissertação apresentada como requisito para obtenção do título de Mestre em Ciências Ambientais no Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais da Universidade de Brasília.

**Área de concentração:** Estrutura, dinâmica e conservação ambiental.

**Linha de Pesquisa:** Manejo e conservação dos recursos naturais.

**Orientador:** Prof. Dr. José Vicente Elias Bernardi.

PLANALTINA – DF

2021

Sandy Flora Barbosa Oliveira

Dissertação de Mestrado

**ACUMULAÇÃO DE MERCÚRIO (Hg) POR MACRÓFITAS AQUÁTICAS:  
REVISÃO SISTEMÁTICA E ESTUDO NA ESTAÇÃO ECOLÓGICA DE  
ÁGUAS EMENDADAS, DISTRITO FEDERAL**

Comitê examinador

José Vicente Elias Bernardi – D.Sc.

Universidade de Brasília

Prof. Dr. José Garrofe Dorea – D.Sc.

Universidade de Brasília

Prof. Dr. Jurandir Rodrigues de Souza – D.Sc.

PLANALTINA – DF

2021

## Ficha catalográfica

O048a Oliveira, Sandy Flora Barbosa  
Acumulação de mercúrio (Hg) por macrófitas aquáticas:  
Revisão sistemática e estudo na Estação Ecológica de Águas  
Emendadas, Distrito Federal / Sandy Flora Barbosa Oliveira;  
orientador José Vicente Elias Bernardi. -- Brasília, 2021.  
65 p.

Dissertação (Mestrado - Mestrado em Ciências Ambientais)  
- Universidade de Brasília, 2021.

1. Plantas aquáticas. 2. Hg. 3. Bioacumulação. 4. ESECAE.  
5. Revisão sistemática. I. Bernardi, José Vicente Elias,  
orient. II. Título.

## **Agradecimentos**

Agradeço primeiramente a Deus.

Agradeço à minha família, por terem me encorajado, apoiado e acreditado em mim, e ao meu saudoso pai, de onde estiver.

Agradeço em especial ao meu irmão Marcos Antônio, por todo suporte, apoio e carinho dado, tenho um carinho especial por sua família.

Agradeço ao meu esposo, Pedro Gabriel, companheiro que sempre me deu total apoio e compreendeu toda minha dedicação durante a pesquisa, amo você.

Agradeço ao meu orientador, José Vicente Elias Bernardi, pelo apoio, suporte, confiança, paciência e conhecimento transmitido. Gratidão.

Agradeço em especial à Lilian Moraes Pinto, por estar sempre ao meu lado, auxiliando, orientando e por muitas vezes contribuiu no direcionamento desta pesquisa.

Agradeço ao Lucas Monteiro, parceiro de campo e de Laboratório.

Agradeço ao Juruna, por todo suporte durante as coletas.

Agradeço ao João Pedro por toda assistência nas leituras de mercúrio no Laboratório de Química Analítica.

Agradeço às amigas que a pós-graduação meu deu, Clara Nina, Esmeralda Araújo e Taís Barbosa, pelo total apoio psicológico, incentivo, momentos de desabafos ao longo da pós, meu muito obrigada.

Agradeço à Priscilla Carvalho, pela ajuda na identificação das macrófitas e contribuições ao longo dessa pesquisa.

Agradeço ao Leonardo Gomes, pelo auxílio e contribuições dadas na revisão sistemática.

Agradeço ao Pedro Ribeiro, pela confecção do mapa das “publicações por país e regiões” do primeiro capítulo.

Agradeço à Daphne Muniz, por toda ajuda na interpretação dos ambientes aquáticos e demais contribuições.

Agradeço aos amigos da pós, Johnny Rodrigues, Gleicon Queiroz, Henrique Dalton, Iara Fernandes. Essa caminhada foi mais “leve” com vocês.

Caso tenha esquecido de alguém, desculpe-me, muitas pessoas contribuíram para minha pesquisa, mas agradeço de coração a quem ajudou direta e indiretamente.

## SUMÁRIO

Apresentação Geral.....	7
Referências.....	10
<b>Capítulo 1 - Acumulação de mercúrio (Hg) em macrófitas: uma revisão sistemática</b>	
Resumo.....	13
Introdução.....	14
Material e Métodos.....	15
Resultados.....	18
Discussão.....	22
Conclusão.....	26
Referências.....	27
Apêndice 1.....	35
<b>Capítulo 2 - Bioacumulação de mercúrio (Hg) por macrófitas na Estação Ecológica de Águas Emendadas, Distrito Federal</b>	
Resumo.....	47
Introdução.....	48
Material e Métodos.....	50
Resultados.....	53
Discussão.....	56
Conclusão.....	59
Referências.....	60

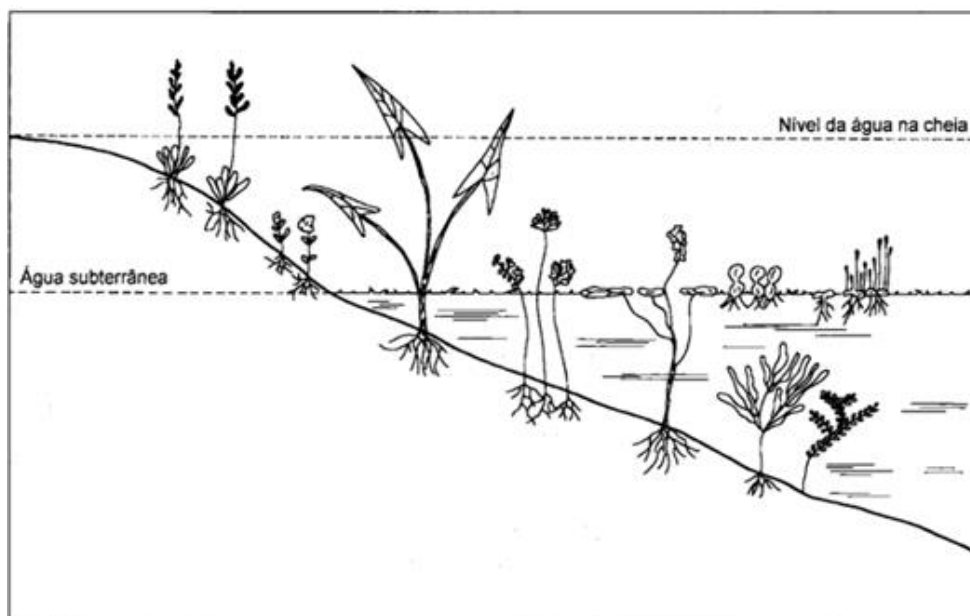
## **Apresentação Geral**

Os impactos ambientais causados por fontes antropogênicas são bastante conhecidos, como as emissões por combustão de carvão, crescimento urbano, emissões industriais, agricultura, entre outros (Vácha et al., 2015; Xian et al., 2016; Nikitin et al., 2021). Os poluentes emitidos afetam os ambientes terrestres e aquáticos, causando efeitos negativos, como a perda de biodiversidade, impactos ecológicos e contaminação de águas superficiais (Guarda et al., 2020; Thushari & Senevirathna, 2020). Isso gera preocupação em razão do potencial tóxico de alguns poluentes (Hussain et al., 2018). O mercúrio (Hg) é um metal que ocorre naturalmente no ambiente, porém suas concentrações tem sido elevadas pelas atividades antrópicas. No Brasil, o uso de Hg é principalmente para o garimpo de ouro de pequena escala, especialmente na Amazônia (Lacerda, 1997; Vieira et al., 2018).

O Hg pode estar presente na atmosfera no estado elementar Hg (0), sendo transportado a longas distâncias, permanecendo por um tempo nesse compartimento até retornar à vegetação, solo ou oceano (Morel & Amyot, 1998; Driscoll et al., 2013). No ambiente aquático, bactérias redutoras de sulfato metilam o Hg, transformando-o em metilmercúrio (MeHg) (Compeau & Bartha, 1985; Gilmour & Henry, 1991), que dependendo da forma química e concentração, pode ser tóxico e bioacumulativo ao longo da cadeia trófica (Clarkson 1993; Zhang et al. 2012).

Os desastres ocorridos pela exposição ao MeHg, mostram sua gravidade à saúde humana e ao meio ambiente. Em Minamata, despejos de água residual de uma indústria contendo MeHg foram lançados no mar, contaminou a biota aquática local e as pessoas que consumiram os peixes e frutos do mar (Harada, 1995). No início da década de 70 no Iraque, o uso de fungicida à base de Hg em grãos de semente para plantio, que acidentalmente foram consumidas pela população ao utilizarem dos grãos para fazer pães, que acabaram sendo consumidos pela população local (Rustam & Hamdi, 1974). Após esses incidentes o Hg ganhou maior foco mundial, devido aos seus efeitos nocivos à saúde humana e ao meio ambiente (Evers et al., 2016; Bank, 2020; Xu et al., 2020). O Tratado internacional ocorrido na Convenção de Minamata em 2013 solicitou ações de controle das emissões de Hg, e sua eliminação de produtos, da indústria e da mineração (Kessler, 2013; Bank, 2020).

Nos ambientes aquáticos, encontram-se uma variedade de espécies, e através da análise de produtores primários, como as plantas, é possível averiguar a presença de poluentes. As macrófitas são organismos fotossintéticos (Cosio et al., 2014) que absorvem e participam do ciclo bioquímico de elementos e nutrientes (Bornette & Puijalon, 2011; Cosio et al., 2014). Elas são constituídas por grupos ecológicos (Figura 1), conforme seu biótopo, e são classificadas como: anfíbias, que são as plantas capazes de viver tanto em área alagada ou fora dela; emergentes, que são enraizadas no sedimento, parcialmente submersa e parcialmente fora da água; submersas, que ficam totalmente abaixo da água que podem ser fixas ou livres; enraizada de folhas flutuantes; flutuantes, que ficam na superfície da água e as epífitas que se instalam sobre outras plantas aquáticas, desta forma possuem ciclos de vida distintos (Irgang et al., 1984; Esteves, 1998).



**Figura 1:** Esquema da classificação dos grupos ecológicos de macrófitas. Fonte: adaptada de Pedralli (2003).

A presença de macrófitas influencia o corpo hídrico de diferentes maneiras. Suas raízes influenciam nas comunidades microbianas e na metilação (Mauro et al., 2001). Fornecem refúgio para espécies de *Daphnia* e outros organismos, além de auxiliar na produtividade de peixes (Gabaldón et al., 2018), contribuindo para o aumento da diversidade de espécies (Kurbatova et al., 2019). Conseqüentemente, a redução das macrófitas em ambientes aquáticos de água doce, induz a redução da biodiversidade (Labat et al., 2021). O estudo dessas plantas pode auxiliar o monitoramento ambiental, pois através delas é possível compreender o estado em que o ambiente está, visto que,



algumas espécies de macrófitas são consideradas indicadoras de poluição ambiental (Djikanović et al., 2018).

Para conhecer a contaminação ambiental pela análise das macrófitas, usa-se, entre outras ferramentas, o cálculo do Fator de Acumulação Biota Sedimento (BSAF), através do qual é possível determinar a quantidade de um poluente que é bioacumulado pela planta através do sedimento (Ankley et al., 1992). Esse índice é comumente utilizado para compreender a bioacumulação de Hg em ambientes aquáticos (Ahmad et al., 2011; Bergman & Bump, 2014; Liang et al., 2016; Lominchar et al., 2019). O maior teor do elemento na planta, quando há uma grande concentração no sedimento, indica que as plantas refletem os efeitos cumulativos da contaminação (Ladislav et al., 2012). Deste modo, o objetivo geral desse trabalho é entender e estender o foco dos estudos sobre o acúmulo de Hg pelas macrófitas no mundo (revisão sistemática) e determinar a concentração de Hg em amostras de macrófitas, na Estação Ecológica de Águas Emendadas (ESECAE), a fim de compreender como a proximidade de fontes antropogênicas influencia na presença de Hg em área protegida.

Diante disso, no capítulo 1 fizemos uma revisão sistemática, para averiguar na literatura qual espécie de macrófita aquática ou grupo ecológico que possui mais estudos, quais as fontes poluidoras de Hg mais comuns e os níveis de concentração de Hg em macrófitas em ambientes naturais de água doce. Assim, o Capítulo 1 possibilitou conhecer os estudos sobre a acumulação de Hg por macrófitas em escala mundial, enquanto por meio do capítulo 2 foi possível averiguar a contaminação e acumulação de Hg em macrófitas em escala local, em estudo realizado em dois ambientes aquáticos (lótico e lêntico) da ESECAE, localizada no bioma Cerrado. Segundo o Instituto Brasília Ambiental (IBRAM), essa estação é uma das mais importantes reservas naturais do Distrito Federal. A ESECAE foi escolhida por estar próxima de áreas antrópicas, como a zona urbana, rodovia e agricultura, assim, analisamos o aporte de Hg que a estação recebe dessas atividades por meio da análise das amostras de macrófitas e sedimento.

## Referências

- Ahmad A, Ghufran R & Zularisam AW 2011. Phytosequestration of metals in selected plants growing on a contaminated Okhla Industrial Areas, Okhla, New Delhi, India. *Water, Air, and Soil Pollution*, 217(1–4): 255–266.
- Ankley GT, Cook PM, Carlson AR, Call D, Swenson JA, Corcoran HF & Hoke RA 1992. Bioaccumulation of PCBs from Sediments by Oligochaetes and Fishes: Comparison of Laboratory and Field Studies. *Can. J. Fish. Aquat.*, 49: 2080–2085.
- Bank MS 2020. The mercury science-policy interface: History, evolution and progress of the Minamata Convention. *Science of the Total Environment*, 722(August 2017): 1–6.
- Bergman BG & Bump JK 2014. Mercury in aquatic forage of large herbivores: Impact of environmental conditions, assessment of health threats, and implications for transfer across ecosystem compartments. *Science of the Total Environment*, 479–480(1): 66–76.
- Bornette G & Puijalon S 2011. Response of aquatic plants to abiotic factors: A review. *Aquatic Sciences*, 73(1): 1–14.
- Clarkson TW 1993. Mercury: Major issues in environmental health. *Environmental Health Perspectives*, 100: 31–38.
- Compeau GC & Bartha R 1985. Sulfate-Reducing Bacteria: Principal Methylators of Mercury in Anoxic Estuarine Sediment. *Applied and Environmental Microbiology*, 50(2): 498–502.
- Cosio C, Flück R, Regier N & Slaveykova VI 2014. Effects of macrophytes on the fate of mercury in aquatic systems. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 33(6): 1225–1237.
- 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.
- Driscoll CT, Mason RP, Chan HM, Jacob DJ & Pirrone N 2013. C. Driscoll et al., 2013. *Environmental Science & Technology*, (0).
- Esteves FA 1998. *Fundamentos de Limnologia*. 2ª Interciência. Rio de Janeiro, 1–226 pp.
- Evers DC, Keane SE, Basu N & Buck D 2016. Evaluating the effectiveness of the Minamata Convention on Mercury: Principles and recommendations for next steps. *Science of the Total Environment*, 569–570: 888–903.
- Gabaldón C, Buseva Z, Illyová M & Seda J 2018. Littoral vegetation improves the productivity of drainable fish ponds: Interactive effects of refuge for *Daphnia* individuals and resting eggs. *Aquaculture*, 485(January 2017): 111–118.

- Gilmour CC & Henry EA 1991. Mercury methylation in aquatic systems affected by acid deposition. *Environmental Pollution*, 71(2–4): 131–169.
- Guarda PM, Pontes AMS, Domiciano R de S, Gualberto L da S, Mendes DB, Guarda EA & da Silva JEC 2020. Assessment of Ecological Risk and Environmental Behavior of Pesticides in Environmental Compartments of the Formoso River in Tocantins, Brazil. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 79(4): 524–536.
- Harada M 1995. Minamata disease: Methylmercury poisoning in Japan caused by environmental pollution. *Critical Reviews in Toxicology*, 25(1): 1–24.
- Hussain R, Luo K, Chao Z & Xiaofeng Z 2018. Trace elements concentration and distributions in coal and coal mining wastes and their environmental and health impacts in Shaanxi, China. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(20): 19566–19584.
- Irgang, BE, Pedralli, G & Waechter, JL 1984. Macrófitas aquáticas da Estação Ecológica do Taim, Rio Grande do Sul, Brasil. *Roesleria*, 6(1), 935-404.
- Kessler R 2013. The Minamata. *Environmental Health Perspectives*, 121(10): 304–309.
- Kurbatova SA, Lapteva NA, Bykova SN & Yershov IY 2019. Aquatic Plants as a Factor That Changes Trophic Relations and the Structure of Zooplankton and Microperiphyton Communities. *Biology Bulletin*, 46(3): 284–293.
- Labat F, Thiébaud G & Piscart C 2021. Principal determinants of aquatic macrophyte communities in least-impacted small shallow lakes in France. *Water (Switzerland)*, 13(5): 1–17.
- Lacerda LD 1997. Mercury contamination in Brazil: Industrial sources vs gold mining. *Quimica Nova*, 20(2): 196–199.
- Ladislav S, El-Mufleh A, Gérente C, Chazarenc F, Andrès Y & Béchet B 2012. Potential of aquatic macrophytes as bioindicators of heavy metal pollution in urban stormwater runoff. *Water, Air, and Soil Pollution*, 223(2): 877–888.
- Liang P, Feng X, You Q, Zhang J, Cao Y, Leung AOW & Wu S 2016. Mercury speciation, distribution, and bioaccumulation in a river catchment impacted by compact fluorescent lamp manufactures. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(11): 10903–10910.
- Lominchar MA, Sierra MJ, Jiménez-Moreno M, Guirado M, Martín-Doimeadios RCR & Millán R 2019. Mercury species accumulation and distribution in *Typha domingensis* under real field conditions (Almadén, Spain). *Environmental Science and Pollution Research*, 26(4): 3138–3144.
- Mauro JBN, Guimarães JRD & Melamed R 2001. Mercury methylation in macrophyte roots of a tropical lake. *Water, Air, and Soil Pollution*, 127(1–4): 271–280.
- Morel FMM, Kraepiel AML & Amyot M 1998. The Chemical Cycle and

- Bioaccumulation of Mercury. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 29:543-566.
- Nikitin AD, Nyashina GS, Ryzhkov AF & Strizhak PA 2021. Anthropogenic emissions from the combustion of composite coal-based fuels. *Science of the Total Environment*, 772: 144909.
- Pedralli, G 2003. Macrófitas aquáticas como bioindicadoras da qualidade da água: alternativas para usos múltiplos de reservatórios. In: Thomaz, SM. Bini, LM (Org.). *Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas*. Maringá: EDUEM, 319-341.
- Rustam H & Hamdi T 1974. Methyl Mercury Poisoning in Iraq: A Neurological Study. *Brain*, 97(3): 499–510.
- Thushari GGN & Senevirathna JDM 2020. Plastic pollution in the marine environment. *Heliyon*, 6(8): e04709.
- Vácha R, Skála J, Čechmánková J, Horváthová V & Hladík J 2015. Toxic elements and persistent organic pollutants derived from industrial emissions in agricultural soils of the Northern Czech Republic. *Journal of Soils and Sediments*, 15(8): 1813–1824.
- Vieira M, Bernardi JVE, Dórea JG, Rocha BCP, Ribeiro R & Zara LF 2018. Distribution and availability of mercury and methylmercury in different waters from the Rio Madeira Basin, Amazon. *Environmental Pollution*, 235: 771–779.
- Xian C, Ouyang Z, Lu F, Xiao Y & Li Y 2016. Quantitative evaluation of reactive nitrogen emissions with urbanization: a case study in Beijing megacity, China. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(17): 17689–17701.
- Xu Z, Lu Q, Xu X, Feng X, Liang L, Liu L, Li C, Chen Z & Qiu G 2020. Multi-pathway mercury health risk assessment, categorization and prioritization in an abandoned mercury mining area: A pilot study for implementation of the Minamata Convention. *Chemosphere*, 260(99): 127582.
- Zhang Z, Song X, Wang Q & Lu X 2012. Mercury bioaccumulation and prediction in terrestrial insects from soil in Huludao city, Northeast China. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, 89(1): 107-112.

## Capítulo 1

Este artigo foi submetido à Revista *Fronteiras Journal of Social, Technological and Environmental Science*. Online ISSN: 2238-8869. Em cumprimento parcial aos requisitos para o grau de Mestre em Ciências do Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais.

### Acumulação de mercúrio (Hg) em macrófitas: uma revisão sistemática

#### Resumo

As macrófitas acumulam diversos poluentes presentes no ambiente que podem ter sua origem natural ou antrópica. Dentre esses poluentes podemos destacar o mercúrio (Hg) que é um metal tóxico, persistente e muito utilizado em atividades antrópicas. O objetivo do presente estudo foi levantar, através de uma revisão sistemática, as espécies e grupos ecológicos de macrófitas acumuladoras de Hg, quantificar os países que mais estudam o tema, ambientes aquáticos, fontes emissoras de Hg e as concentrações. As pesquisas foram realizadas através de buscas nas bases de dados do SCOPUS e na base principal do *Web of Science*. Seguimos o protocolo PRISMA, os critérios para a inclusão do artigo era que a pesquisa deveria tratar da análise e avaliação de Hg, exclusivamente em macrófitas, as pesquisas deveriam ser realizadas em ambientes dulcícolas. Ao todo, os dados foram extraídos de 68 artigos que atenderam aos critérios de elegibilidade. Houve um leve aumento do número de estudos ao longo dos anos, e os principais países que publicam são Estados Unidos, seguido pela Índia, Brasil, Canadá e China. A espécie mais estudada foi *Eichhornia crassipes*, enquanto que o grupo ecológico foi referente às submersas, o local aquático foi o ambiente lótico e fonte emissora de Hg indústria de cloro-álcali. No dendrograma sobre as concentrações de Hg nas macrófitas, as mais elevadas eram de locais com a presença da indústria de cloro-álcali. Como visto, a espécie *Eichhornia crassipes* e o grupo ecológico das submersas são bastante utilizadas para remediação de Hg e isso mostra que a sua utilização pode ser eficaz na diminuição deste metal do ambiente. As altas concentrações encontradas refletem à poluição antrópica, e através da análise das macrófitas é possível constatar os poluentes presentes no ambiente e dessa forma utilizá-las para remediação.

**Palavras-chave:** Hg; planta aquática; bioacumulação; metal tóxico.

## ***Introdução***

O mercúrio (Hg) é um elemento químico de alta toxicidade e persistência no ambiente (Lominchar et al., 2015), pode ser liberado da crosta terrestre por erupções vulcânicas, incêndios florestais (Yang et al., 2018). Entretanto, as atividades antrópicas têm intensificado a emissão, devido ao uso de pesticidas para a agricultura, mineração, queima de combustível fóssil e descarte pelas indústrias de resíduos sólidos e líquidos (Göthberg et al., 2002; Lominchar et al., 2015; Munteanu & Munteanu 2007).

Apesar de um problema ambiental tanto em ambientes aquáticos quanto terrestres, o elemento tende a ser lixiviado para os corpos hídricos pelo escoamento (Liang et al., 2016; Bonanno 2012; Wang et al., 2014). Portanto, caso esteja na sua forma metilada, considerada a forma mais tóxica desse elemento, o metilmercúrio (MeHg), pode ser acumulado pela biota aquática, biomagnificado na cadeia trófica e dependendo da sua quantidade, ocasionar riscos ao ambiente e à saúde humana (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 et al., 2014; Bełdowska et al., 2018), zooplanctônica (Poste et al., 2019), ictiofauna (Zhilong et al., 2017; Djikanović et al., 2018) e plantas aquáticas (macrófitas) (Gupta & Chandra 1998; Lominchar et al., 2015; Pestana et al., 2016).

As pesquisas realizadas com a comunidade de macrófitas demonstram que as raízes dessas plantas proporcionam um ambiente favorável para o processo de metilação do mercúrio inorgânico (II), que é transformado em MeHg devido à decomposição da matéria orgânica e pela atividade microbiológica (Pestana et al., 2016; Guimaraes et al., 2011). Dentro desse contexto, as macrófitas podem ser consideradas importantes indicadores ambientais, tendo em vista que são produtoras primárias, adsorvem e absorvem compostos inorgânicos presentes tanto na coluna da água quanto no sedimento, melhorando a qualidade da água (Gupta & Chandra 1998; Cardwell et al., 2002). Assim, essas plantas podem absorver mercúrio e outros metais do ambiente aquático, refletindo o nível de contaminantes no ambiente (Vardanyan & Ingole 2006).

As macrófitas são classificadas em diferentes grupos ecológicos, como as espécies emergentes, flutuantes livres, enraizadas com folhas flutuantes, submersas enraizadas e submersas livres (Esteves 1998; Rezanian et al., 2016). Inúmeros estudos demonstram a importâncias dessas plantas como bioindicadoras do processo de eutrofização nos

ecossistemas aquáticos (Fawzy et al., 2012; Alonso et al., 2018; Tarkowska-Kukuryk & Mieczan 2017). No entanto, é importante compreender os padrões encontrados nesses estudos e quais as perguntas que ainda necessitam de respostas.

No presente estudo, realizamos uma revisão sistemática das publicações que tratam sobre acumulação de mercúrio em macrófitas para avaliar: (i) os países em que há pesquisas em relação a essa temática e os ambientes aquáticos avaliados; (ii) as possíveis fontes emissoras de Hg; (iii) as espécies, grupos ecológicos e as concentrações de Hg. Acreditamos que a maior parte desses estudos ainda se concentre em poucas espécies ou grupos ecológicos e que as pesquisas ecológicas nessa área ainda precisam se expandir, considerando as plantas e as fontes de poluição de Hg para o ambiente.

### ***Material e Métodos***

Para avaliar as publicações sobre a acumulação do mercúrio por macrófitas realizamos uma revisão sistemática com base no protocolo disponibilizado pela plataforma PRISMA (Moher 2015). A fim de encontrar as publicações sobre o tema, realizamos buscas avançadas nas bases de dados do SCOPUS e na base principal do Web of Science por tópicos. Delimitamos as buscas a artigos na língua inglesa e realizamos as mesmas com base nos seguintes descritores: {river\* OR stream\* OR lagoon\* OR pond\* OR lake\* OR floodplain\* OR freshwater OR dam\* OR hydroelectric\* OR reservoir\* OR weir\* OR swamp\* OR marsh\* OR water\*} AND {macrophyte\* OR “aquatic\* plant\*”} AND {\*mercur\* OR hg} as estratégias de busca estão na tabela 1. Não houve restrições temporais e as buscas foram finalizadas em 05/04/2019.

Tabela 1. Estratégia de busca dos estudos sobre acumulação de mercúrio em macrófitas em ambientes dulcícolas.

Descritores	
Related to freshwater	river, stream, lagoon, pond, lake, floodplain, freshwater, dam, hydroelec reservoir, weir, swamp, marsh, water
Related to macrophyte	macrophyte, aquatic plant
Related to mer	mercury, Hg

### ***Critério de Elegibilidade***

Para que os artigos fossem incluídos na pesquisa, deveriam abranger simultaneamente os seguintes critérios (i) tratar sobre a quantificação de mercúrio em macrófitas, (ii) ser realizado em ambiente dulcícola e (iii) as amostras de macrófitas deveriam ser coletadas de ambientes naturais. Portanto, foram excluídos os estudos (i) que não trataram sobre a avaliação de mercúrio em macrófitas, (ii) estudos que avaliaram a concentração de mercúrio em macroalgas e musgos (briófitas); (iii) estudos experimentais em ambientes controlados.

#### *Seleção de estudos*

A triagem inicial foi feita por dois revisores independentes que examinaram o título e resumo dos trabalhos, podendo eleger ou excluir um artigo. Quando não houve concordância entre os revisores, um terceiro revisor foi consultado. Em seguida, os artigos foram lidos na íntegra para inclusão na revisão. Nesta etapa, estudos que não informaram a espécie ou o gênero estudado, foram excluídos.

#### *Processo de coleta de dados*

Para análise das palavras-chave, foram selecionados os dados a partir de 1991, pois só a partir desse ano que foram fornecidas mais informações dos estudos. Utilizamos as informações da *Web of Science*, totalizando 61 artigos que entraram para essa análise. Foram empregadas as palavras do título e resumo e aplicamos o critério binária, onde a palavra deveria ocorrer 2 vezes por publicação. Utilizamos o software VOSViewer™, versão 1.6.8 (Leiden, Holanda), que constrói redes de conexões de palavras-chave e de mais informações, contabiliza o número de links e a força total desses links e apresenta uma representação gráfica, em que o tamanho de um círculo representa a relevância de um tópico enquanto as redes de conexões mostram a força do link desse tópico (Van Eck 2010).

Para todos os artigos selecionados foram extraídas as seguintes informações conforme eram encontradas nas publicações: (1) autores e ano de publicação; (2) tipo de ambiente aquático: ambientes lóticos e lênticos, reservatórios, planícies de inundação e água residual; (3) fonte ou origem emissora de Hg para o ambiente; (4) localização da área de estudo / país; (5) espécies de macrófitas estudadas e respectivo grupo ecológico classificadas como, emergente, submersa, enraizada com folhas flutuantes e flutuantes, quando não havia a classificação do grupo, nós a classificamos, (6) palavras com mais menções no título e resumo dos artigos e (7) concentração de Hg por espécie de macrófita.



Os dados dos ambientes dulcícolas estudados foram agrupados em 6 categorias para melhor apresentação dos resultados. Esse agrupamento foi realizado conforme a semelhança entre o local aquático: 1 - ambientes lóticos foram considerados: rios, córregos, riacho e igarapé; 2 - lagos: lagos, lagoas e remanso; 3 - planícies de inundação: pântanos, *wetlands*, área alagada e planície de inundação 4 - água residual: águas de efluentes de esgoto doméstico, urbano, industrial e residuais, 5 - reservatórios: foram incluídos reservatórios, barragem e tanque e 6 - canais de água.

Sobre as possíveis fontes emissoras de Hg para o ambiente, fizemos agrupamentos conforme a semelhança das atividades, por conter muitas variações. Para a categoria da indústria estão inclusos: usina, indústria, empresa, fábrica e complexo metalúrgico; insumos agrícolas: pesticidas, fertilizantes e adubo; agricultura: pasto e produção de trigo; aquicultura: produção de truta; e mineração: ouro, estanho, carvão e rejeitos. Para as categorias da indústria e mineração, fizemos a classificação conforme essa nomenclatura, depois, um levantamento dentro desses dois grupos para ver qual atividade específica ou a forma de emissão do Hg para o meio, conforme descrito pelos trabalhos.

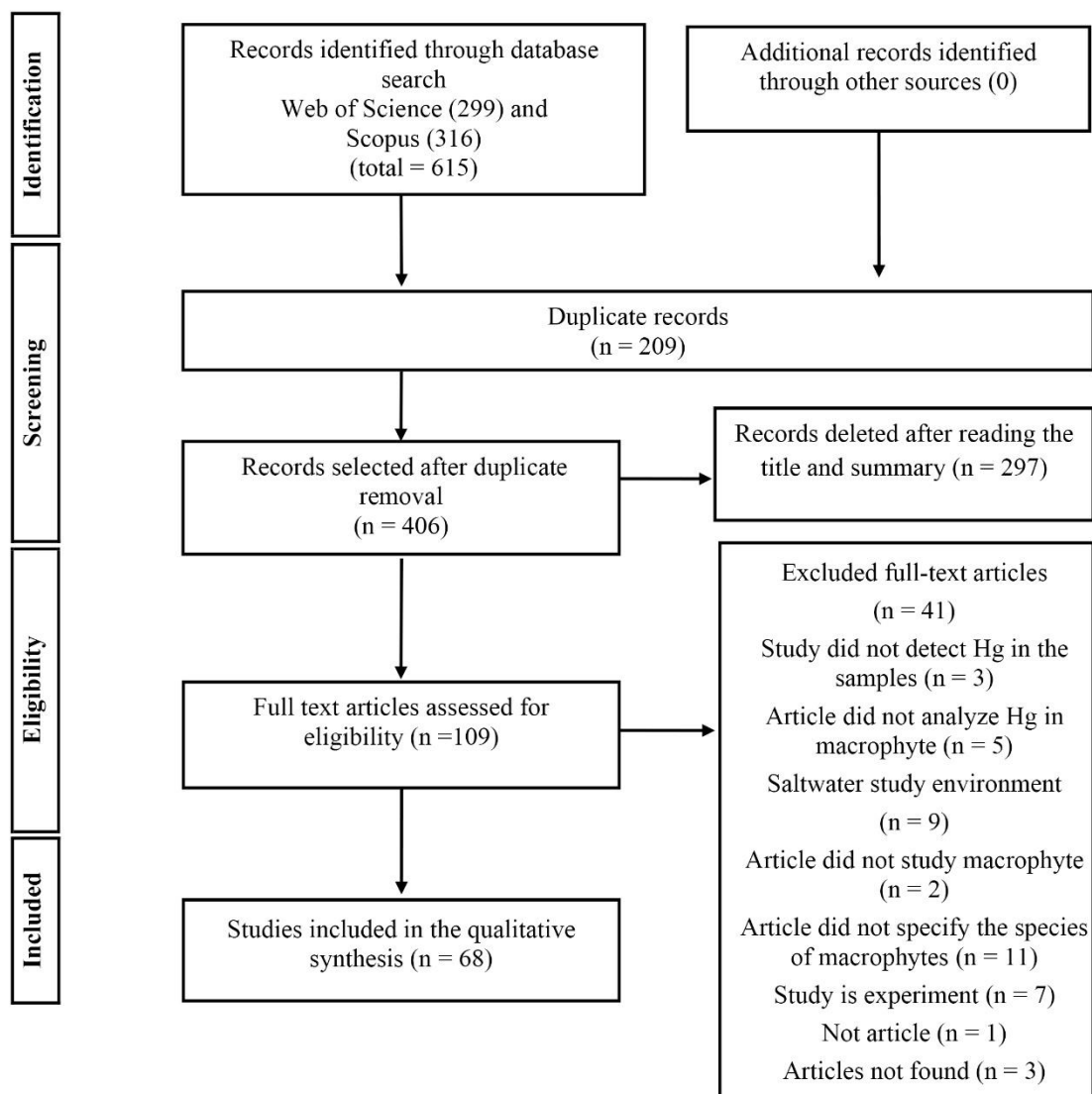
#### *Análise das concentrações de Hg*

Fizemos uma Análise de Cluster Aglomerativa Hierárquica (CAH) no software XLSTAT versão 2019.3.2.61397 (Addinsoft, Boston, MA, EUA). Os artigos que descreveram os valores das concentrações de Hg por espécie e entraram para essa análise foram 48. Utilizamos a unidade mais frequente, a média do Hg Total e, padronizamos as concentrações em (ppb), para se ter uma melhor avaliação entre as diferentes espécies. Nos estudos que continham espécies iguais, fizemos a média da mesma e utilizamos apenas um valor médio por espécie e foram incluídas todas as partes vegetativas analisadas das plantas. As classes foram compostas por observações, que eram referentes a matriz da variável utilizada. Cada classe tinha um objeto central, considerado o mais representativo da classe.

Os dados sobre ambiente aquático, fontes, regiões de estudo por país, espécies e grupos ecológicos, após o levantamento dos dados, tabulamos e analisamos em planilha Excel, já os dados sobre autor, ano de publicação foram importados para o programa R (R Core Team 2017), com as funções ggplot e geom\_point do pacote ggplot2 (Wickham 2016).

## Resultados

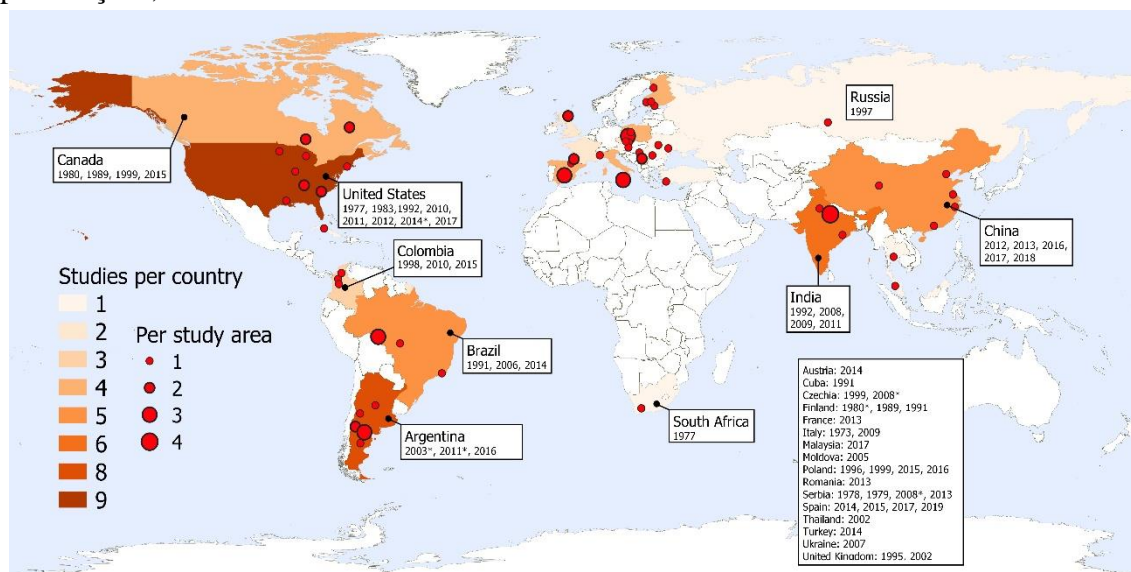
A pesquisa nos bancos de dados resultou em um total de 615 estudos, dos quais foram retirados 209 trabalhos duplicados, restando 406 artigos para a triagem por meio do título e resumo, seguindo os critérios de elegibilidade. Após esta etapa, restaram 109 publicações para a leitura do artigo completo e, finalmente, 68 artigos para extração dos dados (Figura 1).



**Figura 1:** Diagrama de fluxo do processo de seleção das publicações que foram incluídas na revisão sistemática.

A evolução dos estudos ao longo dos anos conforme a Figura 2, mostra que a primeira pesquisa sobre o acúmulo de Hg em macrófitas foi realizada por (Cowgill 1973) e apenas quatro anos depois houveram novas publicações por Anderson & Smith (1977) e Greichus et al., (1977). A partir de 2005 as publicações passaram a ser anuais e, de 2008 em diante, houve mais de uma publicação por ano, com exceção de 2018, em que teve

apenas uma. Os anos de 2013 e 2014 foram os anos com o os maiores números de publicações, cinco em cada ano.



**Figura 2:** Número de publicações por país e regiões amostradas nos estudos que avaliaram a acumulação de Hg por macrófitas em água doce.

Os Estados Unidos são o país com maior número de publicações, seguido pela Índia, Brasil, Canadá e China (Figura 2). Observa-se que a Oceania é o único continente que não possui estudos sobre o tema. As regiões mais estudadas foram o leste dos Estados Unidos, Canadá e China, norte do Brasil e da Índia.

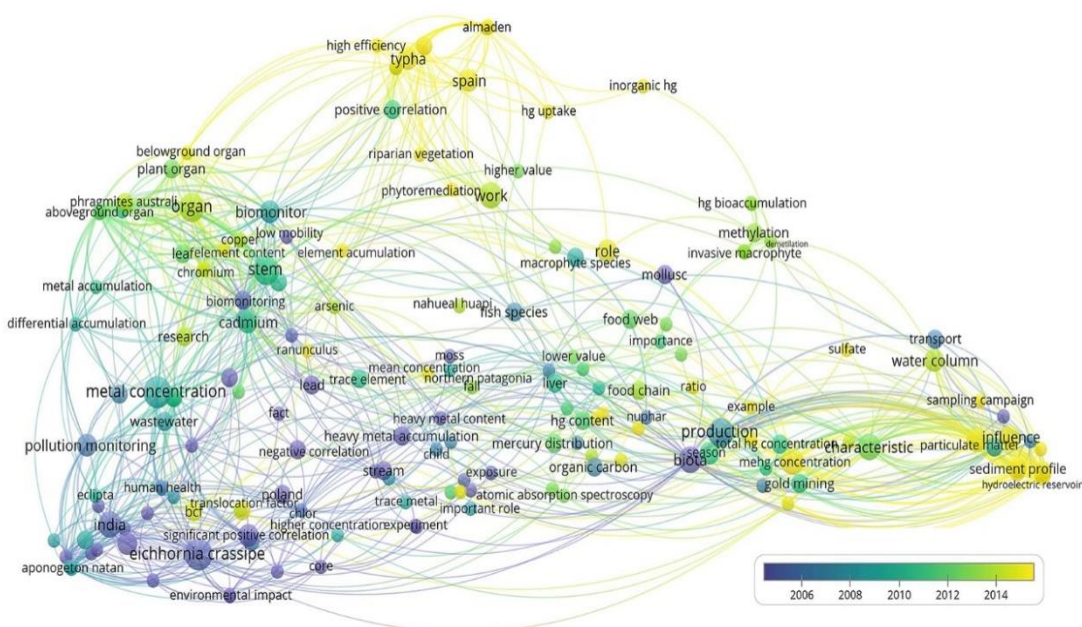
Sobre o ambiente dulcícola, o mais estudado foi da categoria referente aos ambientes lóticos, com (32,14%) dos estudos, seguido pelo estudo de lagos, com (28,57%), reservatórios com (17,86%), planícies de inundação com (15,48%), água residual (3,57%) e canal de água (2,38%) (Apêndice 1).

As fontes de Hg mencionadas pelos estudos variaram entre 21 categorias. As mais mencionadas pelos estudos foram: indústria (36,9%), entre as quais a de cloro-álcali foi a mais mencionada, seguida pela mineração (12,6%), insumos agrícolas (10,7%) e esgoto (5,8%). Em alguns estudos foram citadas mais de uma fonte no local estudado. Em 5 estudos os autores não relataram as fontes (Apêndice 1).

Das 127 espécies de macrófitas abordadas nos estudos, a espécie mais estudada foi a flutuante livre *Eichhornia crassipes* com dezesseis publicações (5,97%), seguida pela espécie submersa *Ceratophyllum demersum* L. e *Potamogeton pectinatus* L., com doze estudos (4,48%) cada, além das espécies *Myriophyllum spicatum* L. e *Phragmites australis*, com dez estudos (3,73%) cada (Apêndice 1).

O grupo ecológico das macrófitas mais estudado foi o das submersas (35,45%), seguido pelas emergentes (34,33%), flutuantes livres (17,91%) e pelas enraizadas de folhas flutuantes (12,31%), (Apêndice 1).

A rede de palavras-chave (Figura 3), foi composta por 177 palavras que foram citadas nos títulos e resumos dos artigos que compuseram essa análise, aplicamos o critério de que a palavra deveria aparecer pelo menos duas vezes. Filtramos e retiramos os termos não relacionados ao assunto, resultando em 6 clusters distribuídos na Figura 3, conforme descrição, o cluster 1 foi composto por (n= 41), 2 (n= 40), 3 (n= 30), 4, (n= 26), 5 (n= 22) e o 6 (n= 18). Na Figura 3, podemos ver a frequência das palavras ao longo dos anos. As principais palavras-chave classificadas pela frequência nos artigos estão listadas na Tabela 2.



**Figura 3:** Redes de associações pela ocorrência de palavras-chave utilizadas nos títulos e resumos das publicações sobre mercúrio em macrófitas entre 1991 e 2019. As cores representam o agrupamento entre elas e a ocorrência das palavras ao longo dos anos.

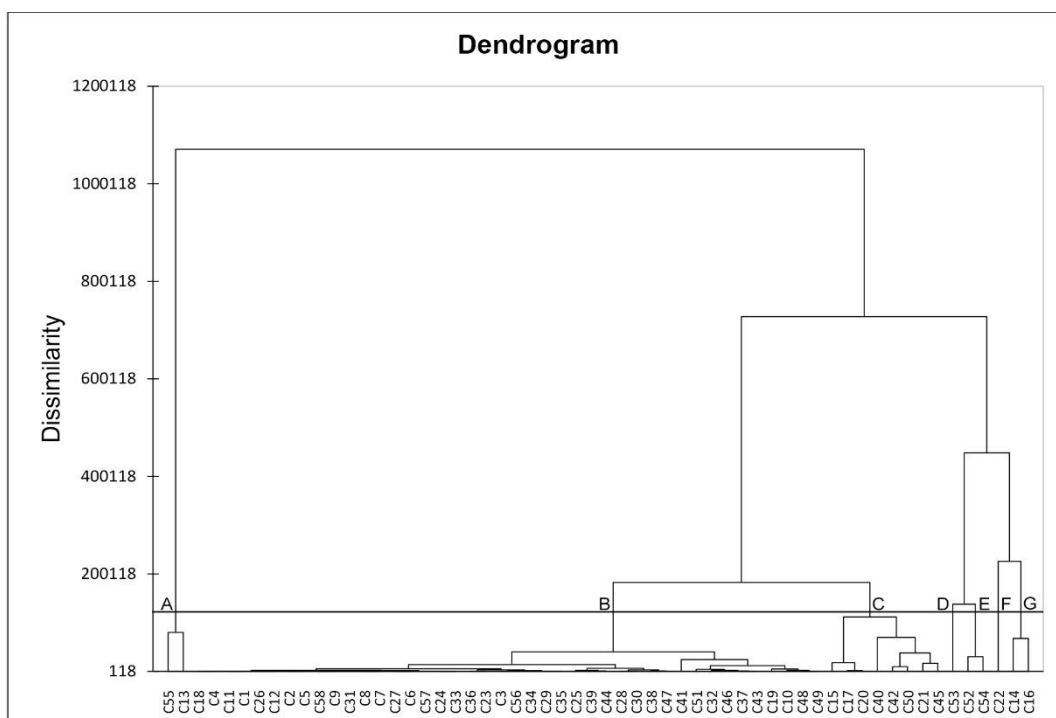
Tabela 2. Principais palavras-chave classificadas pela frequência nos resumos e títulos dos artigos de 1991 a 2019 sobre acúmulo de Hg em macrófitas.

Classificação	Ocorrência	Cluster
<i>Eichhornia crassipes</i>	7	1
Metal Concentration (concentração de metal)	7	1
Organ (órgão)	6	4
Stem (haste)	6	4
Production (produção)	6	3
Biota (biota)	5	3
Concentration MeHg (concentração de MeHg)	5	3

Para investigar os valores das concentrações de Hg entre as espécies de macrófitas, foi realizada uma análise de cluster aglomerativa hierárquica (CAH) pelo método de ligação completa. A análise incluiu informações dos 48 artigos que forneceram os valores das concentrações por espécies, como também os dados de campo deste autor referente a essa temática. O coeficiente de correlação cofenética da CAH foi de 0,97.

O cluster representado pelo dendrograma resultou em 58 classes, sendo que em 39 continham apenas uma observação em cada e em 19 ocorriam mais de uma (Figura 4). Cada classe tem um valor central (centroide) no qual a concentração mais próxima a esse valor é considerada a mais representativa para o conjunto de elementos. O objeto central variou entre grupo ecológico, espécie, concentração, parte vegetativa analisada da planta, ambiente e fonte.

No dendrograma sete agrupamentos foram delimitados pelo corte e identificados de A a G (Figura 4). Os grupos apresentaram menor distância entre si, assim são considerados mais semelhantes, sendo suas similaridades verificadas pela distância euclidiana. Ressalta-se que o critério principal para o agrupamento foi a similaridade das concentrações de Hg, enquanto as semelhanças entre outras variáveis foram determinantes secundárias.



**Figura 4:** Dendrograma com a relação das concentrações de Hg total pelas macrófitas, agrupamentos destacados de A à G.

O agrupamento A, composto pelas classes 55 e 13, constituído por três observações, apresentaram as concentrações mais elevadas de Hg entre todas as espécies, variando de 991000 a 1071000 ppb. A análise da planta inteira da espécie submersa *Vallisneria spiralis* (classe 55), teve o maior valor, seguida da análise da raiz da espécie flutuante *Eichhornia crassipes* (classe 13), ambas coletadas na Índia e em reservatórios, ambos valores foram considerados os objetos centrais da sua referida classe.

No dendrograma o agrupamento B (Figura 4) foi o maior, sendo composto das classes 18 até a 49, totalizando 42 classes e 254 observações. Comparado com demais agrupamentos ele apresentou as menores concentrações de Hg, variando de 0,03 a 40000 ppb. A análise das partes vegetativas da planta variou entre as partes acima do solo e subterrâneas. O grupo ecológico mais recorrente foi o das emergentes. Este agrupamento continha 42 objetos centrais.

Com base no dendrograma da Figura 4, os agrupamentos: C, classes 15 a 45; D, classe 53; E, classes 52 e 54; F, classe 22 e G, classes 14 e 16, contém 14 classes e 16 observações ao todo. Esses agrupamentos são mais similares, entre eles, pois apresentaram elevadas concentrações de Hg, a qual variou de 71000 a 727500 ppb. As informações mais recorrentes foram, análise vegetativa da planta inteira, em três agrupamentos (C, F e G), grupo ecológico das flutuantes, presente em quatro agrupamentos (C, D, F e G), o ambiente aquático reservatório, seguido pela barragem e lagoa, estavam em cinco dos agrupamentos (C, D, E, F e G), fonte emissora de Hg, indústria de cloro-álcali em quatro agrupamentos (C, D, E e G) essa fonte pertencia a publicações da Índia, outro país presente nesse agrupamento foi a Sérvia. Das 16 observações, 14 foram consideradas objetos centrais. Foi observado um aumento gradual da concentração de Hg, iniciando no agrupamento B estendendo até o G.

O grupo ecológico mais relacionado como objeto central foi o das emergentes, seguido pelas flutuantes. A espécie mais relacionada como objeto central foi a *Eichhornia crassipes*. Já, sobre a análise das partes vegetativas da planta, as mais recorrentes foram a planta inteira, raiz e broto. As variações da concentração de Hg de cada centroide ficaram entre 7 a 1071000 ppb. Os 39 objetos centrais estavam entre as 43 maiores concentrações.

## ***Discussão***

As publicações sobre a acumulação de Hg em macrófitas vem aumentando ao longo dos anos, o que ocasionou um aumento de espécies e grupos ecológicos estudados (Figura 2 e Apêndice 1). A partir do ano de 1979 até 2019 os grupos ecológicos, submersa e emergente tiveram um foco maior. Apenas nos anos de 1998, 2006 e 2008 que as flutuantes apresentaram mais estudos. O maior interesse pelas submersas pode ser devido a sua fisiologia, pois conseguem acumular mais poluentes (Senze 2009). O estudo das macrófitas enraizadas fixadas no sedimento que é um compartimento que retém metais, em função disso elas podem demonstrar melhor a contaminação local (Bonanno 2010).

O maior número de publicações pelos Estados Unidos ocorreu entre os anos de 1973 a 1992 (6 publicações). No ano de 1990 foram criados regulamentos para reduções das emissões de Hg como “Clean Air Act”, “Solid Waste Combustion Rules” e em 1995 o “Water Quality Guidance for the Great Lake Systems” (Mohapatra et al., 2007). Devido à preocupação em resguardar os corpos hídricos que são recurso essencial para o consumo humano. A Índia, Canadá Brasil e China vem na sequência. A quantidade de estudos na Europa e na América foram de 26 em cada. Os estudos da Europa foram mais espaçados no continente já os da América foram ligados a seis países. O Brasil aparece em terceiro lugar no número de publicações, com três estudos realizados na Amazônia que possui importância ecológica e um histórico de atividades antrópicas como a mineração de ouro, reservatórios hidrelétricos entre outros (Pinto et al., 2019).

A maioria dos estudos sobre o acúmulo do Hg em macrófitas, compreendeu ambientes lóticos, que tem como característica água contínua e variável. Estudos demonstram a falta de interesse pelos rios em áreas urbanas e o desafio de avaliar a poluição dos rios, pois devido à vazão os poluentes podem ser alterados e, portanto, a análise da biota aquática pode demonstrar a contaminação local (Tong et al., 2013; Pokorny et al., 2015). A escolha dos autores por esse ambiente foi relacionada à verificação do impacto de poluentes pontuais, abundância e importância das plantas para remediação de áreas contaminadas e o uso da água para consumo humano, além de serem ambientes naturais, isso pode justificar o elevado número de estudos por esse ambiente (Apêndice 1).

Para as possíveis fontes emissoras de Hg, a indústria foi a mais citada e a atividade que sobressaiu foi a de cloro-álcali, que faz uso de produtos químicos e libera Hg para o meio, tanto na forma gasosa como por efluentes e resíduos dessa atividade (Lindsay & Dimmick 1983; Rai 2008; Regier et al., 2013; Polechońska & Samecka-Cymerman

2016). Gonzalez (1991); Lenka et al., (1992); Arribere (2003); Rai (2008); Turull et al., (2017), relataram a presença da indústria de cloro-álcali próxima aos cursos hídricos como a fonte emissora de Hg e analisaram seu impacto à biota aquática (Apêndice 1).

A mineração foi a segunda fonte emissora mais citada, porém ela é considerada mundialmente uma das grandes liberadoras de Hg para o ambiente (Lacerda et al., 1990; Olivero & Solano 1998; Yang et al., 2002; Mishra et al., 2008; Marrugo-Negrete et al., 2010; Núñez et al., 2011; Lominchar et al., 2019). A mineração artesanal de ouro nos países em desenvolvimento teve um crescimento (Tomiyasu et al., 2013; Olivero-Verbel et al., 2015). Nos estudos realizados com essa temática na Colômbia, todos apontaram a mineração como fonte emissora do Hg e em 75% dos estudos realizados na Espanha relataram a mesma fonte (Apêndice 1).

A forma de uso da terra pode determinar quais substâncias são carregadas para os ambientes aquáticos (Wang et al., 2014), como vestígios de metais. As atividades antrópicas sobre a terra contribuem para o aumento de elementos tóxicos indesejáveis no meio ambiente. Neste estudo, 87,38 % das fontes emissoras de Hg estavam relacionadas às atividades antrópicas (Apêndice 1).

A espécie *Eichhornia crassipes* foi a mais estudada, suas características funcionais podem justificar sua ocorrência nos estudos, devido a sua rápida taxa de crescimento, grande adsorção de nutrientes e contaminantes da água (Skinner et al., 2007; Rai 2008). Essa espécie também pode ser utilizada como bioindicadora, tendo em vista seu crescimento acelerado em ambientes eutrofizados (Zhang et al., 2019). A bioacumulação de Hg pelas macrófitas, mostra a capacidade que elas têm na acumulação de Hg, atuando como uma importante ferramenta no monitoramento ambiental (Bonanno 2012; Polechońska & Samecka-Cymerman 2016).

Algumas pesquisas averiguaram a origem da poluição ambiental através do acúmulo de metais pelas macrófitas (Polechońska & Samecka-Cymerman 2016) e para constatação da fonte emissora de Hg (Gonzalez 1991; Lenka et al., 1992; Rai 2008). A escolha da área do estudo ocorreu pela proximidade à fonte, assim, a escolha pelas macrófitas em sua maioria, não se deu por alguma característica. Os estudos experimentais não foram incluídos nessa revisão, pois poderiam representar uma tendência de estudo por espécies ou grupos ecológicos específicos.



O grupo ecológico submerso o mais estudado, que ficam completamente abaixo da água e devido a essa característica elas possuem capacidade em absorver metais diretamente da coluna de água e são sugeridas como espécies úteis para a redução das concentrações de metais (Rai 2009a; Senze 2009).

Os elementos podem estar presentes no ambiente por diferentes origens, tais como: deposição atmosférica, erosão do solo, efluentes ou resíduos (Polechońska & Samecka-Cymerman 2016; Pestana et al., 2016; Tong et al., 2013; Yabanli et al., 2014), (Apêndice 1). No entanto, o foco das pesquisas não foi apenas a acumulação do Hg pelas macrófitas, mas também o acúmulo de outros metais.

A análise das principais palavras-chave dos artigos incluídos nesta revisão revelou seis clusters com diferentes focos (Figura 3). Em relação às palavras mais recorrentes na rede de associações (Tabela 2), *Eichhornia crassipes* está relacionada ao período inicial das ocorrências das palavras pelos anos. Como visto neste trabalho essa espécie esteve presente no maior número de estudos, muito devido ao seu potencial no acúmulo de metais. Já a concentração de metal estava ligada ao órgão da planta, em específico o caule. A biota possuiu uma ligação com variados clusters, ela liga a parte inicial da rede de palavras até os anos mais recentes, uma delas é a produção, que devido às características ambientais podem influenciar a concentração de MeHg. Os termos mercúrio e Hg não estavam entre as mais mencionadas, o que pode ocorrer é que os estudos sobre essa temática o intitulam como metal e elemento traço.

O agrupamento A não possuiu similaridade com os demais agrupamentos (Figura 4). Nele estão as mais altas concentrações de Hg, coletadas em um reservatório na Índia, ligadas à fonte mais recorrente neste agrupamento, a indústria de cloro-álcali (Rai 2008, 2009a). O autor Rai (2009b) evidenciou que os metais presentes nos efluentes industriais e na água da região, estavam acima do limite permitido. O reservatório como ambiente lótico, possibilita um maior acúmulo de metais no sedimento o que justifica as elevadas concentrações encontradas por este estudo (Rai 2009b).

Em relação às concentrações de Hg do agrupamento B, 65,75% delas estavam dentro do limite considerado não tóxico, conforme as faixas de concentrações de metais sugeridas por Massa et al., (2010), (Figura 4). Assim, a maior parte dos componentes desse agrupamento estão em um intervalo considerado atóxico.

Os agrupamentos (C, D, E, F e G), foram mais similares entre eles (Figura 4). O grupo ecológico das flutuantes e o ambiente aquático dos reservatórios foram os mais recorrentes nesses agrupamentos. Esteves (1998) relata que há aumento das espécies do grupo flutuante em locais represados. Nesse ambiente também há um favorecimento da liberação do Hg para a coluna d'água, devido a mudança do ambiente natural para represado e pelo aumento da superfície há um maior favorecimento da deposição atmosférica (Kasper et al., 2014; Pestana et al., 2016). Na análise dos agrupamentos foi verificado que a indústria cloro-álcali foi a mais relacionada como emissora de Hg (Rai 2008; Lenka 1992), que é de origem antrópica, o que pode justificar essas elevadas concentrações (Figura 4).

A concentração do objeto central de Hg variou de 7,2 a 1071000 ppb e o grupo ecológico mais estudado foi o das emergentes, o que demonstra maior eficiência das plantas enraizadas no sedimento como acumuladoras de Hg.

### **Conclusão**

Estudos sobre acumulação de mercúrio em macrófitas em ambientes de água doce tiveram um pequeno aumento ao longo dos anos, o que é melhor observado nos últimos sete anos, porém há poucas pesquisas e uma concentração de estudos em alguns países como os Estados Unidos, Índia, Brasil, Canadá e China, o que deixa lacunas sobre esta temática nos demais países.

A maioria dos estudos do acúmulo de Hg em macrófitas examinou o ambiente aquático lótico e a espécie *Eichhornia crassipes*. No entanto, o grupo ecológico submerso obteve o maior número de pesquisas. Houve uma grande dissimilaridade das concentrações de Hg, sendo que as mais elevadas estavam no agrupamento A do dendrograma, que eram de locais que tinham a presença da indústria de cloro-álcali, ligadas à poluição antrópica.

Esse estudo demonstrou que há uma lacuna dos estudos em algumas regiões do mundo, mesmo pelo conhecimento de que as macrófitas são capazes em acumular Hg e outros metais, especialmente a *Eichhornia crassipes* e as espécies do grupo ecológico submersa. Portanto, destaca-se o uso das macrófitas para análise da presença do Hg no ambiente e sua utilização para complementar pesquisas de biomonitoramento ambiental é essencial.

## **Referências**

- Ahmad A, Ghufuran R & Zularisam AW 2011. Phytosequestration of metals in selected plants growing on a contaminated Okhla Industrial Areas, Okhla, New Delhi, India. *Water, Air, and Soil Pollution*, 217(1–4): 255–266.
- Alonso X, Hadad HR, Córdoba C, Polla W, Reyes MS, Fernández V, Granados I, Marino L & Villalba A 2018. Macrophytes as potential biomonitors in peri-urban wetlands of the Middle Parana River (Argentina). *Environmental Science and Pollution Research*, 25(1): 312–323.
- Anderson WL & Smith KE 1977. Dynamics of Mercury at Coal-Fired Power Plant and Adjacent Cooling Lake. *Environmental Science and Technology*, 11(1): 75–80.
- Arribere MA, Guevara SR, Sanchez RS, Gil MI, Ross GR, Daurade LE, Fajon V, Horvat M, Alcalde R & Kestelman AJ 2003. Heavy metals in the vicinity of a chlor-alkali factory in the upper Global-Volcanism-Program. *The Science of the Total Environment*, 301: 187–203.
- Bergman BG & Bump JK 2014. Mercury in aquatic forage of large herbivores: Impact of environmental conditions, assessment of health threats, and implications for transfer across ecosystem compartments. *Science of the Total Environment*, 479–480(1): 66–76.
- Beldowska 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.
- Bonanno G 2012. *Arundo donax* as a potential biomonitor of trace element contamination in water and sediment. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 80: 20–27.
- Bonanno G & Lo Giudice R 2010. Heavy metal bioaccumulation by the organs of *Phragmites australis* (common reed) and their potential use as contamination indicators. *Ecological Indicators*, 10(3): 639–645.
- Bonanno G & Vymazal J 2017. Compartmentalization of potentially hazardous elements in macrophytes: Insights into capacity and efficiency of accumulation. *Journal of Geochemical Exploration*, 181(June): 22–30.
- Cardwell AJ, Hawker DW & Greenway M 2002. Metal accumulation in aquatic macrophytes from southeast Queensland, Australia. *Chemosphere*, 48(7): 653–663.
- Coquery M & Welbourn PM 1995. The relationship between metal concentration and organic matter in sediments and metal concentration in the aquatic macrophyte *Eriocaulon septangulare*. *Water Research*, 29(9): 2094–2102.
- Cowgill UM 1973. Biogeochemical cycles for the chemical elements in a *Nymphaea odorata* Ait. and the aphid *Rhopalosiphum Nymphaeae* (L.) Living in Linsley pond. *The Science of the Total Environment*, 2: 259–303.

- Crowder A, Dushenko WT, Greig J & Poland JS 1989. Metal contamination in sediments and biota of the Bay of Quinte, Lake Ontario, Canada. *Hydrobiologia*, 188–189(1): 337–343.
- 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.
- Dwivedi S, Srivastava S, Mishra S, Dixit B, Kumar A & Tripathi RD 2008. Screening of native plants and algae growing on fly-ash affected areas near National Thermal Power Corporation, Tanda, Uttar Pradesh, India for accumulation of toxic heavy metals. *Journal of Hazardous Materials*, 158(2–3): 359–365.
- Esteves FA 1998. *Fundamentos de Limnologia*. 2<sup>a</sup> Interciência. Rio de Janeiro, 1–226 pp.
- Fawzy MA, Badr NES, El-Khatib A & Abo-El-Kassem A 2012. Heavy metal biomonitoring and phytoremediation potentialities of aquatic macrophytes in River Nile. *Environmental Monitoring and Assessment*, 184(3): 1753–1771.
- Fontanella MC, Ravera O, Beone GM, Riccardi N & Cattani I 2009. Mercury distribution in the main compartments of the eutrophic Lake Candia (Northern Italy). *Journal of Limnology*, 68(2): 352–358.
- Gentès S, Maury-Brachet R, Guyoneaud R, Monperrus M, André JM, Davail S & Legeay A 2013. Mercury bioaccumulation along food webs in temperate aquatic ecosystems colonized by aquatic macrophytes in south western France. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 91: 180–187.
- Gentès S, Monperrus MA, Maury-Brachet RDS, André JM & Guyoneaud R 2013. Incidence of invasive macrophytes on methylmercury budget in temperate lakes: Central role of bacterial periphytic communities. *Environmental Pollution*, 172: 116–123.
- Gonzalez H 1991. Mercury pollution caused by a chlor-alkali plant. *Water, Air, & Soil Pollution*, 56(1): 83–93.
- Göthberg AM & Bengtsson BE 2002. Accumulation of heavy metals in water spinach (*Ipomoea aquatica*) cultivated in the Bangkok region, Thailand. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 21(9): 1934–1939.
- Greichus YA, Greichus A, Amman BD, Call DJ, Hamman DCD & Pott RM 1977. Insecticides, polychlorinated biphenyls and metals in African lake ecosystems. I. Hartbeespoort Dam, Transvaal and Voëlvlei Dam, Cape Province, Republic of South Africa. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 6(1): 371–383.
- Guimaraes JRD, Betancourt O, Miranda MR, Barriga R, Cueva E & Betancourt S 2011. Long-range effect of cyanide on mercury methylation in a gold mining area in southern Ecuador. *Science of the Total Environment*, 409(23): 5026–5033.

- Gupta M & Chandra P 1998. Bioaccumulation and toxicity of mercury in rooted-submerged macrophyte *Vallisneria spiralis*. *Environmental Pollution*, 103(2–3): 327–332.
- Guthrie RK & Cherry DS 1979. Trophic Level Accumulation of Heavy Metals in a Coal Ash Basin Drainage System. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 15(1): 244–248.
- Hamelin SPD & 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.
- Hillermannová M, Kopp R, Sukop I & Vitek T 2008. Accumulation of trace metals by aquatic macrophytes and their possible use in phytoremediation techniques. *Acta Universitatis Agriculturae et Silviculturae Mendelianae Brunensis*, 56(1): 97–104.
- Jirsa F, Pirker D, Krachler R & Keppler BK 2014. Total mercury in sediments, macrophytes, and fish from a shallow steppe lake in eastern Austria. *Chemistry and Biodiversity*, 11(8): 1263–1275.
- Juárez A, Arribére MA, Arcagni M, Williams N, Rizzo A & Ribeiro Guevara S 2016. Heavy metal and trace elements in riparian vegetation and macrophytes associated with lacustrine systems in Northern Patagonia Andean Range. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(18): 17995–18009.
- Kamari A, Yusof N, Abdullah H, Haraguchi A & Abas MF 2017. Assessment of heavy metals in water, sediment, *Anabas testudineus* and *Eichhornia crassipes* in a former mining pond in Perak, Malaysia. *Chemistry and Ecology*, 33(7): 637–651.
- Kasper D, Forsberg BR, Amaral JHF, Leitão RP, Py-Daniel SS, Bastos WR & Malm O 2014. Reservoir stratification affects methylmercury levels in river water, plankton, and fish downstream from Balbina hydroelectric dam, Amazonas, Brazil. *Environmental Science and Technology*, 48(2): 1032–1040.
- Kipriyanova LM 1997. An evaluation of trace element accumulation in aquatic macrophytes of the Novosibirsk Reservoir. *Lake and Reservoir Management*, 13(4): 315–327.
- Lacerda LD, Pfeiffer WC, Marins R V., Rodrigues S, Souza CMM & Bastos WR 1991. Mercury dispersal in water, sediments and aquatic biota of a gold mining tailing deposit drainage in pocone, Brazil. *Water, Air, and Soil Pollution*, 55(3–4): 283–294.
- Le Faucheur S, Campbell PGC, Fortin C & Slaveykova VI 2014. Interactions between mercury and phytoplankton: Speciation, bioavailability, and internal handling. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 33(6): 1211–1224.
- Lehtonen, J 1989. Effects of acidification on the metal levels in aquatic macrophytes in Espoo, S. Finland. *Annales Botanici Fennici*, 26(1): 39-50.

- Lenka M, Panda KK & Panda BB 1992. Monitoring and assessment of mercury pollution in the vicinity of a chloralkali plant. IV. Bioconcentration of mercury in in situ aquatic and terrestrial plants at Ganjam, India. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 22(2): 195–202.
- Liang P, Feng X, You Q, Zhang J, Cao Y, Leung AOW & Wu S 2016. Mercury speciation, distribution, and bioaccumulation in a river catchment impacted by compact fluorescent lamp manufactures. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(11): 10903–10910.
- Lindsay RC & Dimmick RW 1983. Mercury Residues in Wood Ducks and Wood Duck Foods in Eastern Tennessee. *Journal of Wildlife Diseases*, 19(2): 114–117.
- Lodenius M 1980. Aquatic plants and littoral sediments as indicators of mercury pollution in some areas in Finland. *Ann. Bot. Fennici*, 17: 336–340.
- Lominchar MA, Sierra MJ, Jiménez-Moreno M, Guirado M, Martín-Doimeadios RCR & Millán R 2019. Mercury species accumulation and distribution in *Typha domingensis* under real field conditions (Almadén, Spain). *Environmental Science and Pollution Research*, 26(4): 3138–3144.
- Lominchar MA, Sierra MJ & Millán R 2015. Accumulation of mercury in *Typha domingensis* under field conditions. *Chemosphere*, 119: 994–999.
- Marrugo-Negrete J, Benitez LN, Olivero-Verbel J, Lans E & Gutierrez F V. 2010. Spatial and seasonal mercury distribution in the Ayapel Marsh, Mojana region, Colombia. *International Journal of Environmental Health Research*, 20(6): 451–459.
- Massa N, Andreucci F, Poli M, Aceto M, Barbato R & Berta G 2010. Screening for heavy metal accumulators amongst autochthonous plants in a polluted site in Italy. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 73(8): 1988–1997.
- Millán R, Lominchar MA, Rodríguez-Alonso J, Schmid T & Sierra MJ 2014. Riparian vegetation role in mercury uptake (Valdeazogues River, Almadén, Spain). *Journal of Geochemical Exploration*, 140: 104–110.
- Milošković A, Branković S, Simić V, Kovačević S, Ćirković M & Manojlović D 2013. The accumulation and distribution of metals in water, sediment, aquatic macrophytes and fishes of the Gruža Reservoir, Serbia. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 90(5): 563–569.
- Mishra VK, Upadhyay AR, Pandey SK & Tripathi BD 2008. Concentrations of heavy metals and aquatic macrophytes of Govind Ballabh Pant Sagar an anthropogenic lake affected by coal mining effluent. *Environmental Monitoring and Assessment*, 141(1–3): 49–58.
- Mohapatra SP, Nikolova I & Mitchell A 2007. Managing mercury in the great lakes: An analytical review of abatement policies. *Journal of Environmental Management*, 83(1): 80–92.

- Moher D et al 2015. Preferred reporting items for systematic review and meta-analysis protocols (PRISMA-P) 2015 statement David. *Systematic Reviews*, 207(January): 1–9.
- Molisani MM, Rocha R, Machado W, Barreto RC & Lacerda LD 2006. Mercury contents in aquatic macrophytes from two reservoirs in the Paraíba do Sul: Guandú river system, SE Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 66(1 A): 101–107.
- Mudroch A 1980. Biogeochemical Investigation of Big Creek Marsh, Lake Erie, Ontario. *Journal of Great Lakes Research*, 6(4): 338–347.
- Munteanu GG & Munteanu VI 2005. Bioindication of mercury pollution of the dubossary reservoir. *Water Resources*, 32(4): 422–426.
- Munteanu V & Munteanu G 2007. Biomonitoring of mercury pollution: A case study from the Dniester River. *Ecological Indicators*, 7(2): 489–496.
- Núñez SER, Negrete JLM, Rios JEA, Hadad HR & Maine MA 2011. Hg, Cu, Pb, Cd, and Zn accumulation in macrophytes growing in tropical wetlands. *Water, Air, and Soil Pollution*, 216(1–4): 361–373.
- Olivero-Verbel J, Caballero-Gallardo K & Turizo-Tapia A 2015. Mercury in the gold mining district of San Martín de Loba, South of Bolívar (Colombia). *Environmental Science and Pollution Research*, 22(8): 5895–5907.
- Olivero J & Solano B 1998. Mercury in environmental samples from a waterbody contaminated by gold mining in Colombia, South America. *Science of the Total Environment*, 217(1–2): 83–89.
- Pestana IA, Almeida MG, Bastos WR & Souza CMM 2019. Total Hg and methylmercury dynamics in a river-floodplain system in the Western Amazon: Influence of seasonality, organic matter and physical and chemical parameters. *Science of the Total Environment*, 656: 388–399.
- Pestana IA, Bastos WR, Almeida MG, de Carvalho DP, Rezende CE & Souza CMM 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.
- Pestana IA, Bastos WR, Almeida MG, Mussý MH & Souza CMM 2019. Methylmercury in environmental compartments of a hydroelectric reservoir in the Western Amazon, Brazil. *Chemosphere*, 215: 758–765.
- Pinto L de CM, Dórea JG, Bernardi JVE & Gomes LF 2019. Mapping the evolution of mercury (Hg) research in the amazon (1991–2017): A scientometric analysis. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 16(7).
- Pokorny P, Pokorny J, Dobicki W, Senze M & Kowalska-Górska M 2015. Bioaccumulations of heavy metals in submerged macrophytes in the mountain river Biała Ladecka (Poland, Sudety Mts.). *Archives of Environmental Protection*, 41(4):

81–90.

- Polechońska L & Samecka-Cymerman A 2016. Bioaccumulation of macro- and trace elements by European frogbit (*Hydrocharis morsus-ranae* L.) in relation to environmental pollution. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(4): 3469–3480.
- Poste AE, Hoel CS, Andersen T, Arts MT, Færøvig PJ & Borgå K 2019. Terrestrial organic matter increases zooplankton methylmercury accumulation in a brown-water boreal lake. *Science of the Total Environment*, 674: 9–18.
- Rai PK 2008. Mercury pollution from a chloralkali source in a tropical lake and its biomagnification in aquatic biota: Link between chemical pollution, biomarkers, and human health concern. *Human and Ecological Risk Assessment*, 14(6): 1318–1329.
- Rai PK 2009a. Heavy metal phytoremediation from aquatic ecosystems with special reference to macrophytes. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, Volume 39, 697–753 pp.
- Rai PK 2009b. Heavy metals in water, sediments and wetland plants in an aquatic ecosystem of tropical industrial region, India. *Environmental Monitoring and Assessment*, 158(1–4): 433–457.
- Regier N, Larras F, Bravo AG, Ungureanu VG, Amouroux D & Cosio C 2013. Mercury bioaccumulation in the aquatic plant *Elodea nuttallii* in the field and in microcosm: Accumulation in shoots from the water might involve copper transporters. *Chemosphere*, 90(2): 595–602.
- Rezania S, Taib SM, Md Din MF, Dahalan FA & Kamyab H 2016. Comprehensive review on phytotechnology: Heavy metals removal by diverse aquatic plants species from wastewater. *Journal of Hazardous Materials*, 318: 587–599.
- Rizzo A, Arcagni M, Arribére MA, Bubach D & Guevara SR 2011. Mercury in the biotic compartments of Northwest Patagonia lakes, Argentina. *Chemosphere*, 84(1): 70–79.
- Rodgers JH, Cherry DS & Guthrie RK 1978. Cycling of elements in duckweed (*Lemna perpusilla*) in an ash settling basin and swamp drainage system. *Water Research*, 12(10): 765–770.
- Samecka-Cymerman A & Kempers AJ 1996. Bioaccumulation of heavy metals by aquatic macrophytes around Wroclaw, Poland. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 35(3): 242–247.
- Senze M, Kowalska-Górska M & Pokorny P 2009. Metals in chosen aquatic plants in a lowland dam reservoir. *Journal of Elementology*, 14(1): 147–156.
- Skinner K, Wright N & Porter-Goff E 2007. Mercury uptake and accumulation by four species of aquatic plants. *Environmental Pollution*, 145(1): 234–237.



- Stewart AJ, Haynes GJ & Martinez MI 1992. Fate and biological effects of contaminated vegetation in a tennessee stream. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 11(5): 653–664.
- Štrbac S, Šajnović A, Kašanin GM, Vasić N, Dojčinović B, Simonović P & Jovančićević B 2014. Metals in sediment and phragmites *Australis* (common reed) from tisza river, Serbia. *Applied Ecology and Environmental Research*, 12(1): 105–122.
- Szymanowska A, Samecka-Cymerman A & Kempers AJ 1999. Heavy metals in three lakes in West Poland. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 43(1): 21–29.
- Tarkowska-Kukuryk M & Mieczan T 2017. Submerged macrophytes as bioindicators of environmental conditions in shallow lakes in eastern Poland. *Annales de Limnologie*, 53: 27–34.
- Thompson-Roberts ES, Pick FR & Hall GEM 1999. Total Hg in water, sediment, and four species of aquatic macrophytes in the St. Lawrence River, near Cornwall, Ontario. *Journal of Great Lakes Research*, 25(2): 294–304.
- Tomiyasu T, Kono Y, Kodamatani H, Hidayati N & Rahajoe JS 2013. The distribution of mercury around the small-scale gold mining area along the Cikaniki river, Bogor, Indonesia. *Environmental Research*, 125: 12–19.
- Tong Y, Zhang W, Hu D, Ou L, Hu X, Yang T, Wei W, Ju L & Wang X 2013. Behavior of mercury in an urban river and its accumulation in aquatic plants. *Environmental Earth Sciences*, 68(4): 1089–1097.
- Turull M, Grmanova G, Dago À, Ariño C, Díez S, Díaz-Cruz JM & Esteban M 2017. Phytochelatin synthesis in response to Hg uptake in aquatic plants near a chlor-alkali factory. *Chemosphere*, 176: 74–80.
- Van Eck, N J; Waltman, L Software survey: VOSviewer, a computer program for bibliometric mapping. *Scientometrics* 2010, 84, 523–538.
- Vardanyan LG & Ingle BS 2006. Studies on heavy metal accumulation in aquatic macrophytes from Sevan (Armenia) and Carambolim (India) lake systems. *Environment International*, 32(2): 208–218.
- Wang S, Li B, Zhang M, Xing D, Jia Y & Wei C 2012. Bioaccumulation and trophic transfer of mercury in a food web from a large, shallow, hypereutrophic lake (Lake Taihu) in China. *Environmental Science and Pollution Research*, 19(7): 2820–2831.
- Wang Z, Yao L, Liu G & Liu W 2014. Heavy metals in water, sediments and submerged macrophytes in ponds around the Dianchi Lake, China. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 107: 200–206.
- Willis JM, Gambrell RP & Hester MW 2011. Mercury concentrations in oligohaline wetland vegetation and associated soil biogeochemistry. *Environmental Monitoring and Assessment*, 181(1–4): 373–383.

- Yabanli M, Yozukmaz A & Sel F 2014. Heavy metal accumulation in the leaves, stem and root of the invasive submerged macrophyte *Myriophyllum spicatum* L. (Haloragaceae): An example of Kadi Creek (Mugla, Turkey). *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 57(3): 434–440.
- Yang H, Rose NL & Battarbee RW 2002. Distribution of some trace metals in Lochnagar, a Scottish mountain lake ecosystem and its catchment. *The Science of the Total Environment*, 285(1–3): 197–208.
- Yang J, Li G, Bishopp A, Heenatigala PPM, 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.
- Žáková Z & Kočková E 1999. Biomonitoring and assessment of heavy metal contamination of streams and reservoirs in the Dyje/Thaya River basin, Czech Republic. *Water Science and Technology*, 39(12): 225–232.
- Zhang Y, Liu H, Yan S, Wen X, Qin H, Wang Z & Zhang Z 2019. Phosphorus removal from the hyper-eutrophic lake Caohai (China) with large-scale water hyacinth cultivation. *Environmental Science and Pollution Research*, 26(13): 12975–12984.
- Zhao Y & Lin Q 2018. Mercury Content In *Potamogeton Pectinatus* From Two Lakes And Surrounding Areas Near Madoi County, Qinghai-Tibet Plateau. *Fresenius Environmental Bulletin*, 27(March): 1647–1655.
- 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.

Apêndice 1 - Dados levantados pela revisão sistemática.

Referência (ano)	Ambiente	Origem do Hg	Região estudada (cidade ou estado/país)	Espécies	Grupos ecológicos
Cowgill (1973)	Lagoa	Não concluiu	North Branford, Connecticut/Estados Unidos	<i>Nymphaea odorata</i>	Enraizada com folhas flutuantes
Anderson & Smith (1977)	Lago	Indústria (carvão vegetal)	Ilinois/Estados Unidos	<i>Potamogeton nodosus</i>	Enraizada com folhas flutuantes
Greichus & (1977)	Barragem	Indústria (resíduos); Esgoto	Cabo Ocidental/África do Sul	<i>Eichhornia crassipes</i>	Flutuante
Rodgers & (1978)	Área alagada	Indústria (descarte da queima de cinza carvão)	Aiken, Carolina do Sul/Estados Unidos	<i>Lemna perpusilla</i>	Flutuante
Guthrie & Cherry (1979)	Pântano	Efluentes (cinzas de carvão)	Aiken, Carolina do Sul/Estados Unidos	<i>Lemna perpusilla</i>	Flutuante
Guthrie & Cherry (1979)				<i>Pontederia</i> sp.	Emergente
Guthrie & Cherry (1979)				<i>Typha latifolia</i>	Emergente
Lodenus (1980)	Rio	Indústria (efluentes), Esgoto urbano, Insumos agrícolas	Pori; Kymijoki/Finlândia	<i>Calla palustris</i>	Emergente
Lodenus (1980)				<i>Ceratophyllum demersum</i>	Submersa
Lodenus (1980)				<i>Elodea canadensis</i>	Submersa
Lodenus (1980)				<i>Myriophyllum alterniflorum</i>	Submersa
Lodenus (1980)				<i>Nuphar lutea</i>	Enraizada com folhas flutuantes
Lodenus (1980)				<i>Potamogeton obtusifolius</i>	Submersa
Lodenus (1980)				<i>Potamogeton perfoliatus</i>	Submersa
Lodenus (1980)				<i>Sagittaria sagittifolia</i>	Emergente
Lodenus (1980)				<i>Ricciocarpus natans</i>	Flutuante
Lodenus (1980)				<i>Sparganium emersum</i>	Emergente
Lodenus (1980)				<i>Potamogeton natans</i>	Enraizada com folhas flutuantes
Lodenus (1980)				<i>Sparganium erectum</i>	Emergente
Lodenus (1980)				<i>Sparganium friesii</i>	Submersa

Lodenus (1980)				<i>Utricularia vulgaris</i>	Flutuante
Mudroch (1980)	Lago	Insumos agrícolas	London, Ontário/Canadá	<i>Elodea canadensis</i>	Submersa
Mudroch (1980)				<i>Nuphar advena</i>	Emergente
Mudroch (1980)				<i>Nymphaea odorata</i>	Enraizada com folhas flutuantes
				<i>Myriophyllum heterophyllum</i>	Submersa
Mudroch (1980)				<i>Typha latifolia</i>	Emergente
Mudroch (1980)					
Lindsay & Dimmick (1983)	Rio	Indústria (cloro-álcali)	Mascot, Tennessee/Estados Unidos	<i>Elodea canadensis</i>	Submersa
Lindsay & Dimmick (1983)				<i>Heteranthera dubia</i>	Submersa
Lindsay & Dimmick (1983)				<i>Potamogeton pectinatus</i>	Submersa
Lindsay & Dimmick (1983)				<i>Vallisneria americanus</i>	Submersa
	Pântano;				
Crowder et al., (1989)	Área alagada	Mineração	Ontário/Canadá	<i>Myriophyllum spicatum</i>	Submersa
Crowder et al., (1989)				<i>Vallisneria americana</i>	Submersa
Lehtonen (1989)	Lago	Hg ambiental	Espoo/Finlândia	<i>Phragmites australis</i>	Emergente
Lehtonen (1989)				<i>Nuphar lutea</i>	Enraizada com folhas flutuantes
Lacerda et al., (1991)	Tanque	Mineração (ouro)	Poconé, Mato Grosso/Brasil	<i>Pontederia lanceolata</i>	Emergente
	Rio;		Sagua la Grande-Villa Clara/		
Gonzalez (1991)	barragem	Indústria (cloro-álcali)	Cuba	<i>Eichhornia crassipes</i>	Flutuante
		Indústria (cloro-álcali,			
Lodenus (1991)	Rio; Lago	papel)	Häfimeenkyrö/Finlândia	<i>Nuphar lutea</i>	Enraizada com folhas flutuantes
Lodenus (1991)				<i>Potamogeton obtusifolius</i>	Submersa
Lodenus (1991)				<i>Potamogeton perfoliatus</i>	Submersa
Lodenus (1991)				<i>Sparganium friesii</i>	Submersa
	Águas				
	residuais;				
Lenka et al., (1992)	Canal	Indústria (cloro-álcali)	Orissa/Índia	<i>Bacopa monniera</i> L.	Emergente
Lenka et al., (1992)				<i>Cyperus rotundus</i> L.	Emergente
Lenka et al., (1992)				<i>Hygrophila schulli</i>	Emergente
Lenka et al., (1992)				<i>Eichhornia crassipes</i>	Flutuante
Lenka et al., (1992)				<i>Jussiaea repens</i> L.	Emergente
Lenka et al., (1992)				<i>Marsilea</i> spp.	Emergente

Lenka et al., (1992)				<i>Monochoria hastata</i>	Emergente
Lenka et al., (1992)				<i>Paspalum scrobiculatum</i>	Emergente
Lenka et al., (1992)				<i>Pistia stratiotes</i>	Flutuante
Lenka et al., (1992)				<i>Spirodela polyrhiza</i>	Flutuante
Stewart et al., (1992)	Riacho	Indústria (nuclear)	Ridge e Valley, Tennessee/ Estados Unidos	<i>Najas flexilis</i>	Submersa
Stewart et al., (1992)				<i>Potamogeton foliosus</i>	Submersa
Coquery & Welbourn (1995)	Lago	Deposição atmosférica	Minden Hills, Ontário/Canadá	<i>Eriocaulon septangulare</i> <i>With.</i>	Submersa
Samecka-Cymerman & Kempers (1996)	Córrego; Lagoa	Poluição atmosférica; Indústria (efluentes)	Wrocław/Polônia	<i>Batrachium aquatile</i>	Submersa
Samecka-Cymerman & Kempers (1996)				<i>Ceratophyllum demersum</i>	Submersa
Samecka-Cymerman & Kempers (1996)				<i>Callitriche verna</i>	Enraizada com folhas flutuantes
Samecka-Cymerman & Kempers (1996)				<i>Nuphar luteum</i>	Enraizada com folhas flutuantes
Samecka-Cymerman & Kempers (1996)				<i>Hydrocharis morsus ranae</i>	Flutuante
Samecka-Cymerman & Kempers (1996)				<i>Myriophyllum verticillatum</i>	Submersa
Samecka-Cymerman & Kempers (1996)				<i>Lemna minor</i>	Flutuante
Samecka-Cymerman & Kempers (1996)				<i>Potamogeton crispus</i>	Submersa
Samecka-Cymerman & Kempers (1996)				<i>Potamogeton lucens</i>	Submersa
Samecka-Cymerman & Kempers (1996)				<i>Potamogeton pectinatus</i>	Submersa
Samecka-Cymerman & Kempers (1996)				<i>Polygonum amphibium</i>	Enraizada com folhas flutuantes
Samecka-Cymerman & Kempers (1996)				<i>Riccia fluitans</i>	Flutuante
Samecka-Cymerman & Kempers (1996)				<i>Spirodela polyrhiza</i>	Flutuante
Samecka-Cymerman & Kempers (1996)				<i>Zannichellia palustris</i>	Submersa
Samecka-Cymerman & Kempers (1996)				<i>Veronica beccabunga</i>	Emergente
Kipriyanova (1997)	Reservatório	Insumos agrícolas; Indústria	Novosibirsk/Rússia	<i>Phragmites australis</i>	Emergente
Kipriyanova (1997)				<i>Nymphoides peltata</i>	Enraizada com folhas flutuantes
Kipriyanova (1997)				<i>Potamogeton perfoliatus</i>	Submersa
Kipriyanova (1997)				<i>Potamogeton lucens</i>	Submersa
Kipriyanova (1997)				<i>Salvinia natans</i>	Flutuante
Kipriyanova (1997)				<i>Typha angustifolia</i>	Emergente
Olivero & Solano (1998)	Pântano	Mineração (ouro)	Minas Santa Cruz, Bolívar/Colômbia	<i>Eichhornia crassipes</i>	Flutuante

Szymanowska et al., (1999)	Lago	Esgoto municipal	Boszkowo; Dominice; Pogobie Średnie/Polônia	<i>Ceratophyllum demersum</i>	Submersa
Szymanowska et al., (1999)				<i>Nuphar luteum</i>	Enraizada com folhas flutuantes
Szymanowska et al., (1999)				<i>Nymphaea alba</i>	Enraizada com folhas flutuantes
Szymanowska et al., (1999)				<i>Phragmites communis</i>	Emergente
Szymanowska et al., (1999)				<i>Schoenoplectus lacustris</i>	Emergente
Szymanowska et al., (1999)				<i>Typha latifolia</i>	Emergente
Thompson-Roberts et al., (1999)	Rio	Indústrias (deposição atmosférica e resíduos)	Quebec/Canadá	<i>Elodea canadensis</i>	Submersa
Thompson-Roberts et al., (1999)				<i>Nuphar variegata</i>	Enraizada com folhas flutuantes
Thompson-Roberts et al., (1999)				<i>Myriophyllum spicatum</i>	Submersa
Thompson-Roberts et al., (1999)				<i>Potamogeton crispus</i>	Submersa
Zakova & Kockova (1999)	Rio	Poluição atmosférica; Insumos agrícolas	Dyje-Znojmo/Tchéquia	<i>Batrachium fluitans</i>	Submersa
Zakova & Kockova (1999)				<i>Callitriche</i> sp.	Enraizada com folhas flutuantes
Zakova & Kockova (1999)				<i>Carex cf. vulpina</i>	Emergente
Zakova & Kockova (1999)				<i>Elodea canadensis</i>	Submersa
Zakova & Kockova (1999)				<i>Myriophyllum spicatum</i>	Submersa
Zakova & Kockova (1999)				<i>Phalaris arundinacea</i>	Emergente
Zakova & Kockova (1999)				<i>Potamogeton crispus</i>	Submersa
Zakova & Kockova (1999)				<i>Potamogeton pectinatus</i>	Submersa
Zakova & Kockova (1999)				<i>Polygonum cf. amphibium</i>	Enraizada com folhas flutuantes
Zakova & Kockova (1999)				<i>Zannichellia palustris</i>	Submersa
	Rio; Pântano; Águas residuais	Insumos agrícolas	Bangkok/Tailândia	<i>Ipomoea aquatica</i>	Emergente
Gothberg et al., (2002)				<i>Isoetes lacustris</i>	Submersa
Yang et al., (2002)	Lago	Deposição atmosférica	Ballater/Escócia		
			província de Rio Negro; Neuquén/Argentina	<i>Myriophyllum brasiliensis</i>	Submersa
Arribére et al., (2003)	Lago; Rio	Indústria (cloro-álcali)		<i>Potamogeton pectinatus</i>	Submersa
Arribére et al., (2003)					
Munteanu & Munteanu (2005)	Reservatório	Indústria	Dubossary/Moldávia	<i>Ceratophyllum demersum</i>	Submersa

Munteanu & Munteanu (2005)				<i>Butomus umbellatus</i> L.	Emergente
Munteanu & Munteanu (2005)				<i>Elodea canadensis</i>	Submersa
Munteanu & Munteanu (2005)				<i>Myriophyllum verticillatum</i>	Submersa
Munteanu & Munteanu (2005)				<i>Phragmites australis</i>	Emergente
Munteanu & Munteanu (2005)				<i>Potamogeton pectinatus</i>	Submersa
Munteanu & Munteanu (2005)				<i>Potamogeton perfoliatus</i>	Submersa
Munteanu & Munteanu (2005)				<i>Typha latifolia</i>	Emergente
Molisani et al., (2006)	Reservatório	Indústria (efluentes)	Barra Mansa, Rio de Janeiro/Brasil	<i>Eichhornia crassipes</i>	Flutuante
Molisani et al., (2006)				<i>Elodea densa</i> Planchon	Submersa
Molisani et al., (2006)				<i>Pistia stratiotes</i>	Flutuante
Molisani et al., (2006)				<i>Salvinia auriculata</i>	Flutuante
Molisani et al., (2006)				<i>Sagittaria montevidensis</i>	
Munteanu & Munteanu (2007)	Reservatório	Indústria (cimento e aço)	Dubossary/Moldávia	<i>Bogin</i>	Emergente
Munteanu & Munteanu (2007)				<i>Ceratophyllum demersum</i>	Submersa
Munteanu & Munteanu (2007)				<i>Butomus umbellatus</i> L.	Emergente
Munteanu & Munteanu (2007)				<i>Elodea canadensis</i>	Submersa
Munteanu & Munteanu (2007)				<i>Myriophyllum verticillatum</i>	Submersa
Munteanu & Munteanu (2007)				<i>Phragmites australis</i>	Emergente
Munteanu & Munteanu (2007)				<i>Potamogeton pectinatus</i>	Submersa
Munteanu & Munteanu (2007)				<i>Potamogeton perfoliatus</i>	Submersa
Munteanu & Munteanu (2007)				<i>Typha latifolia</i>	Emergente
Dwivedi et al., (2008)	Área alagada	Indústria (cinzas volantes)	Tanda, Uttar Pradesh/Índia	<i>Ceratophyllum demersum</i>	Submersa
Dwivedi et al., (2008)				<i>Eichhornia crassipes</i>	Flutuante
Dwivedi et al., (2008)				<i>Ipomoea aquatica</i>	Emergente
Dwivedi et al., (2008)				<i>Hydrilla verticillata</i>	Submersa
Dwivedi et al., (2008)				<i>Lippia nodiflora</i>	Emergente
Dwivedi et al., (2008)				<i>Marsilea quadrifolia</i>	Emergente
Dwivedi et al., (2008)				<i>Hygroryza aristata</i>	Flutuante
Dwivedi et al., (2008)				<i>Potamogeton pectinatus</i>	Submersa
Dwivedi et al., (2008)				<i>Ranunculus scloralus</i>	Submersa

Hillermannová et al., (2008)	Riacho	Resíduos de aterro; Indústria (aterro)	Dobrá Voda/Tchéquia	<i>Callitriche</i> sp.	Enraizada com folhas flutuantes
Hillermannová et al., (2008)				<i>Glyceria fluitans</i>	Emergente
Hillermannová et al., (2008)				<i>Phalaroides arundinacea</i>	Emergente
Hillermannová et al., (2008)				<i>Rumex aquaticus</i>	Emergente
Hillermannová et al., (2008)	Reservatório	Mineração (carvão)	Uttar Pradesh/Índia	<i>Scirpus silvaticus</i>	Emergente
Mishra et al., (2008)				<i>Aponogeton natans</i>	Enraizada com folhas flutuantes
Mishra et al., (2008)				<i>Azolla pinnata</i>	Flutuante
Mishra et al., (2008)				<i>Eichhornia crassipes</i>	Flutuante
Mishra et al., (2008)				<i>Ipomoea aquatica</i>	Emergente
Mishra et al., (2008)				<i>Hydrilla verticillata</i>	Submersa
Mishra et al., (2008)				<i>Marsilea quadrifolia</i>	Emergente
Mishra et al., (2008)				<i>Lemna minor</i>	Flutuante
Mishra et al., (2008)				<i>Potamogeton crispus</i>	Submersa
Mishra et al., (2008)				<i>Pistia stratiotes</i>	Flutuante
Mishra et al., (2008)				<i>Potamogeton pectinatus</i>	Submersa
Mishra et al., (2008)				<i>Spirodela polyrhiza</i>	Flutuante
Rai (2009)				<i>Aponogeton natans</i>	Enraizada com folhas flutuantes
Rai (2009)				Barragem, reservatório, lagoa	Indústria (cloro-álcali, termelétrica); Mineração (carvão)
Rai (2009)	<i>Ceratophyllum demersum</i>	Submersa			
Rai (2009)	<i>Cyperus rotundus</i> L.	Emergente			
Rai (2009)	<i>Eichhornia crassipes</i>	Flutuante			
Rai (2009)	<i>Ipomoea aquática</i>	Emergente			
Rai (2009)	<i>Hydrilla verticillata</i>	Submersa			
Rai (2009)	<i>Marsilea quadrifolia</i>	Emergente			
Rai (2009)	<i>Lemna minor</i>	Flutuante			
Rai (2009)	<i>Potamogeton crispus</i>	Submersa			



Rai (2009)				<i>Polygonum amphibium</i>	Enraizada com folhas flutuantes
Rai (2009)				<i>Potamogeton pectinatus</i>	Submersa
Rai (2009)				<i>Spirodela polyrhiza</i>	Flutuante
Rai (2009)				<i>Vallisneria spiralis</i>	Submersa
Rai (2008)	Reservatório	Indústria (cloro-álcali); Efluentes domésticos	Uttar Pradesh/Índia	<i>Azolla pinnata</i>	Flutuante
Rai (2008)				<i>Eichhornia crassipes</i>	Flutuante
Rai (2008)				<i>Lemna minor</i>	Flutuante
Rai (2008)				<i>Polygonum amphibium</i>	Enraizada com folhas flutuantes
Rai (2008)				<i>Vallisneria spiralis</i>	Submersa
Fontanella et al., (2009)	Lago	Deposição atmosférica	Turim/Itália	<i>Myriophyllum spicatum</i>	Submersa
Fontanella et al., (2009)				<i>Nymphoides peltata</i>	Enraizada com folhas flutuantes
Fontanella et al., (2009)				<i>Trapa natans</i>	Flutuante
Bonanno & Giudice (2010)	Área alagada	Veículos (gases de escape); Descargas de águas residuais; Insumos agrícolas; Depósitos de resíduos	Catânia-Sicília/Itália	<i>Phragmites australis</i>	Emergente
Marrugo-Negrete et al., (2010)	Pântano	Mineração (ouro)	Caldas/Colômbia	<i>Eichhornia crassipes</i>	Flutuante
Willis et al., (2011)	Área alagada	Não relata	Louisiana/Estados Unidos	<i>Peltandra virginica</i>	Emergente
Willis et al., (2011)				<i>Pontederia cordata</i>	Emergente
Willis et al., (2011)				<i>Sagittaria lancifolia</i>	Emergente
Willis et al., (2011)				<i>Saururus cernuus</i>	Emergente
Willis et al., (2011)				<i>Schoenoplectus acutus</i>	Emergente
Willis et al., (2011)				<i>Typha latifolia</i>	Emergente
Ahmad et al., (2011)	Águas residuais	Indústria (resíduos)	Deli/Índia	<i>Ceratophyllum demersum</i>	Submersa
Ahmad et al., (2011)				<i>Ipomoea aquatica</i>	Emergente
Ahmad et al., (2011)				<i>Hydrilla verticillata</i>	Submersa

Ahmad et al., (2011)				<i>Marsilea quadrifolia</i>	Emergente
Ahmad et al., (2011)				<i>Hygroryza aristata</i>	Flutuante
Núñez et al., (2011)	Área alagada	Povoamento; Mineração	Ayapel; Betanci; Santa Cruz de Lórica- Córdoba/Colômbia	<i>Cyperus longus</i> L.	Emergente
Núñez et al., (2011)				<i>Eichhornia azurea</i>	Enraizada com folhas flutuantes
Núñez et al., (2011)				<i>Ludwigia helminthorrhiza</i>	Emergente
Núñez et al., (2011)				<i>Marsilea quadrifolia</i>	Emergente
Núñez et al., (2011)				<i>Eichhornia crassipes</i>	Flutuante
Núñez et al., (2011)				<i>Neptunia oleracea</i>	Emergente
Núñez et al., (2011)				<i>Polygonum punctatum</i>	Emergente
Núñez et al., (2011)					
Rizzo et al., (2011)	Lago	Sem fonte	província de Río Negro e Parque Nacional Nahuel Huapi/Argentina	<i>Myriophyllum</i> sp.	Submersa
Rizzo et al., (2011)				<i>Schoenoplectus californicus</i>	Emergente
Bonanno (2012)	Riacho	Efluentes domésticos,	Catania, Sicília/Itália	<i>Arundo donax</i>	Emergente
Wang et al., (2012)	Lago	Indústria (descargas), Indústria, Insumos agrícolas	Jiangsu/China	<i>Ceratophyllum demersum</i>	Submersa
Wang et al., (2012)				<i>Hydrilla verticillata</i>	Submersa
Wang et al., (2012)				<i>Myriophyllum verticillatum</i>	Submersa
Wang et al., (2012)				<i>Nymphoides peltatum</i>	Enraizada com folhas flutuantes
Wang et al., (2012)				<i>Trapa bispinosa</i>	Flutuante
Wang et al., (2012)				<i>Potamogeton octandrus</i>	Enraizada com folhas flutuantes
Gentès et al., (2013)	Lago; Rio	Não relata	Sanguinet-Nova Aquitânia/França	<i>Callitriche</i> sp.	Enraizada com folhas flutuantes
Gentès et al., (2013)				<i>Ludwigia</i> sp.	Emergente
Gentès et al., (2013)	Lago; Rio	Não relata	Aureilhan; Sanguinet; Escource/França	<i>Callitriche</i> sp.	Enraizada com folhas flutuantes
Gentès et al., (2013)				<i>Ludwigia</i> sp.	Emergente
Miloskovic et al., (2013)	Reservatório	Estrada; Insumos agrícolas; Indústria (alimento)	Gruža/Sérvia	<i>Iris pseudacorus</i>	Emergente
Miloskovic et al., (2013)				<i>Myriophyllum spicatum</i>	Submersa

Miloskovic et al., (2013)				<i>Lemna gibba</i>	Flutuante
Miloskovic et al., (2013)				<i>Polygonum amphibium</i>	Enraizada com folhas flutuantes
Miloskovic et al., (2013)	Reservatório	Indústria (cloro-álcali)	Ramnicu Valcea/Romênia	<i>Typha angustifolia</i>	Emergente
Regier et al., (2013)				<i>Ceratophyllum demersum</i>	Submersa
Regier et al., (2013)				<i>Cyperus</i> sp.	Emergente
Regier et al., (2013)				<i>Elodea nuttallii</i>	Submersa
Regier et al., (2013)				<i>Lemna</i> sp.	Flutuante
Regier et al., (2013)				<i>Potamogeton pectinatus</i>	Submersa
Regier et al., (2013)				<i>Potamogeton nodosus</i>	Enraizada com folhas flutuantes
Regier et al., (2013)					
		Indústria (efluentes), efluentes domésticos, Insumos agrícolas (efluentes)			
Tong (2013)	Rio		Tianjin/China	<i>Myriophyllum spicatum</i>	Submersa
Tong (2013)				<i>Phragmites australis</i>	Emergente
Bergman & Bump (2014)	Lago	Não relata	Michigan; Minnesota/Estados Unidos	<i>Calla palustris</i>	Emergente
Bergman & Bump (2014)				<i>Brasenia schreberi</i>	Flutuante
Bergman & Bump (2014)				<i>Dulichium arundinaceum</i>	Emergente
Bergman & Bump (2014)				<i>Nuphar variegata</i>	Enraizada com folhas flutuantes
Bergman & Bump (2014)				<i>Potamogeton epihydrus</i>	Enraizada com folhas flutuantes
Bergman & Bump (2014)				<i>Sagittaria</i> spp.	Emergente
Bergman & Bump (2014)				<i>Potamogeton praelongus</i>	Submersa

Bergman & Bump (2014)				<i>Utricularia vulgaris</i>	Flutuante
Jirsa et al., (2014)	Lago	Sem fonte	Neusiedl am See/Áustria	<i>Myriophyllum spicatum</i>	Submersa
Jirsa et al., (2014)				<i>Potamogeton pectinatus</i>	Submersa
Millán et al., (2014)	Rio	Mineração	Almadén, Cidade Real/Espanha	<i>Phragmites australis</i>	Emergente
Millán et al., (2014)				<i>Typha domingensis</i>	Emergente
Štrbac et al., (2014)	Rio	Indústria (águas residuais), Esgoto (municipal) Resíduos; Barcos (excursão, pesca, tingimento)	Kanjiža/Sérvia	<i>Phragmites australis</i>	Emergente
Yabanli et al., (2014)	Riacho		Mugla/Turquia	<i>Myriophyllum spicatum</i>	Submersa
Hamelin et al., (2015)	Lago	Hg ambiental	Montreal, Quebec/Canadá	<i>Ceratophyllum demersum</i>	Submersa
Hamelin et al., (2015)				<i>Elodea canadensis</i>	Submersa
Hamelin et al., (2015)				<i>Myriophyllum spicatum</i>	Submersa
Hamelin et al., (2015)				<i>Nymphaea tuberosa</i>	Enraizada com folhas flutuantes
Hamelin et al., (2015)				<i>Potamogeton perfoliatus</i>	Submersa
Hamelin et al., (2015)				<i>Scirpus fluviatilis</i>	Emergente
Hamelin et al., (2015)				<i>Vallisneria americana</i>	Submersa
Hamelin et al., (2015)				<i>Typha angustifolia</i>	Emergente
Lominchar et al., (2015)	Rio	Mineração	Almadén, Cidade Real/Espanha	<i>Typha domingensis</i>	Emergente
Olivero-Verbel et al., (2015)	Planície de inundação	Mineração (ouro) Indústria, Esgoto, Aquicultura	Puerto Nare e La Pintada/Colômbia	<i>Eichhornia crassipes</i>	Flutuante
Pokorny et al., (2015)	Rio		Polônia	<i>Ranunculus aquatilis</i> L.	Submersa
Juárez et al., (2016)	Lago	Atividade vulcânica	Bariloche; Futalaufquen-Chubut; Rivadavia-Mendoza/Argentina	<i>Dumort.</i>	Submersa
Juárez et al., (2016)				<i>Galium</i> L.	Emergente
Juárez et al., (2016)				<i>Hydrocotyle chamaemorus</i>	Emergente
Juárez et al., (2016)				<i>Isoetes chubutiana</i> Hickey	Submersa
Juárez et al., (2016)				<i>Myriophyllum quitense</i>	Submersa
Juárez et al., (2016)				<i>Humboldt</i>	Submersa
Juárez et al., (2016)				<i>Potamogeton linguatus</i>	Submersa
Juárez et al., (2016)				<i>Ranunculus</i> L.	Emergente
Juárez et al., (2016)				<i>Schoenoplectus californicus</i>	Emergente

Liang et al., (2016)	Riacho Reservatório;	Indústria (lâmpadas)	Lin'an District, Hanchou, Zhejiang/China	<i>Paspalum distichum</i>	Emergente
Pestana et al., (2016)	igarapé; Rio	Hg ambiental	Porto Velho, Rondônia/Brasil	<i>Eichhornia crassipes</i>	Flutuante
Pestana et al., (2016)	Rio; Lago,	Indústria (poluição atmosférica); Indústria;		<i>Oryza</i> sp.	Emergente
Polechonska & Samecka-Cymerman (2016)	Remanso; Canais de água	Insumos agrícolas; Mineração (ferro) Agricultura; Insumos agrícolas, Esgoto municipal, Estradas (escoamento), Indústria (madeira e metal)	Wrocław; Milicz e Żmigród /Polônia	<i>Hydrocharis morsus ranae</i>	Flutuante
Bonanno & Vymazal (2017)	Rio		Catânia, Sicília/Itália	<i>Apium nodiflorum</i> L.	Emergente
Bonanno & Vymazal (2017)				<i>Arundo donax</i>	Emergente
Bonanno & Vymazal (2017)				<i>Nasturtium officinale</i>	Emergente
Bonanno & Vymazal (2017)				<i>Phragmites australis</i>	Emergente
Bonanno & Vymazal (2017)				<i>Typha domingensis</i>	Emergente
Bonanno & Vymazal (2017)				<i>Zannichellia peltata</i>	Submersa
Kamari et al., (2017)	Lagoa Rio; Reservatório, Planície de inundação	Mineração (estanho)	Bidor, Perak/Malásia	<i>Eichhornia crassipes</i>	Flutuante
Turull et al., (2017)		Indústria (cloro-álcali)	Navarre/Espanha	<i>Ceratophyllum demersum</i>	Submersa
Turull et al., (2017)				<i>Myriophyllum spicatum</i>	Submersa
Zhilong et al., (2017)	Pântano	Sem fonte Estradas (poluição atmosférica)	Qingyuan/China	<i>Phragmites australis</i>	Emergente
Zhao & Lin (2018)	Lago	Indústria (metal);	Madoi, Chingai/China	<i>Potamogeton pectinatus</i>	Submersa
Lominchar et al., (2019)	Rio	Mineração (rejeito)	Almadén, Cidade Real/Espanha	<i>Typha domingensis</i>	Emergente
Pestana et al., (2019)	Reservatório	Hg ambiental	Porto Velho, Rondônia/Brasil	<i>Oryza</i> sp.	Emergente
Pestana et al., (2019)				<i>Eichhornia crassipes</i>	Flutuante
Pestana et al., (2019)	Lago, Rio	Hg ambiental	Porto Velho, Rondônia/Brasil	<i>Eichornia azuera</i>	Enraizada com folhas flutuantes

Pestana et al., (2019)  
Pestana et al., (2019)

*Oryza* sp.  
*Eichhornia crassipes*

Emergente  
Flutuante

## Capítulo 2

### **Bioacumulação de mercúrio (Hg) por macrófitas na Estação Ecológica de Águas Emendadas, Distrito Federal**

#### ***Resumo***

A contaminação por mercúrio (Hg) em ecossistemas aquáticos tem sido elevada, e as atividades antrópicas tem contribuído para isso. No ambiente aquático, as macrófitas são conhecidas por acumular e reter contaminantes. A Estação Ecológica de Águas Emendadas (ESECAE) é próxima de áreas antrópicas, agricultura, zona urbana e rodovia, o que pode impulsionar a disponibilidade de Hg nessa área. Deste modo, o objetivo principal desse trabalho foi determinar a concentração de mercúrio total (HgT) no sedimento e nas macrófitas da ESECAE. Adicionalmente calculamos o Fator de Acumulação Biota Sedimento (BSAF) e Fator de Translocação (TF) para encontrar biomarcadores nos ambientes. A área de estudo foi a ESECAE, composta por corpos hídricos, como a lagoa Maria Bonita (lêntico) e córregos (lótico), onde coletamos amostras de sedimentos e macrófitas, em laboratório separamos e lavamos a parte aérea e raiz das macrófitas. A análise de HgT foi pelo equipamento Lumex (RA-915+). Mensuramos os parâmetros de qualidade da água: temperatura, potencial hidrogeniônico, oxigênio dissolvido e condutividade elétrica. Apenas o oxigênio dissolvido apresentou diferença significativa entre os ambientes, com maior concentração no lêntico, que pode ser devido à fotossíntese de algas e fitoplâncton. O sedimento e a raiz das plantas do ambiente lêntico continham os teores mais elevados de HgT e no lótico foi a parte aérea. As macrófitas acumularam HgT principalmente pela raiz, isso mostra a correlação da raiz com o sedimento. Demais autores descrevem que esse órgão vegetal costuma acumular maiores teores de elementos. Apenas o TF apresentou diferença entre os ambientes, sugerindo que no lótico há maior captação de Hg pela parte aérea. As macrófitas agiram como boas acumuladoras, principalmente pela raiz. O maior acúmulo de HgT no lêntico pelo sedimento e raiz, e parte aérea no lótico, sugere que a contaminação desses ambientes seja respectivamente pelo escoamento e deposição aérea.

**Palavras-chave:** acumulação de Hg; plantas aquáticas; BSAF; TF; ESECAE

## ***Introdução***

O mercúrio (Hg) é um metal tóxico e mesmo em baixas concentrações pode ocasionar danos ambientais. Ele pode ser liberado no ambiente pela atividade vulcânica (Hamelin et al., 2015; Juárez et al., 2016; Yang et al., 2018), e por atividades antrópicas, como a queima de combustíveis fósseis, poluição atmosférica, no processo industrial cloro-álcali, mineração e insumos agrícolas (Conaway et al., 2005; Driscoll et al., 2013; Kamari et al., 2017; Pokorny et al., 2015; Turull et al., 2017; Zhao & Lin 2018). A contaminação por este metal representa um crescente problema de poluição em nível global.

Nos últimos anos, alguns estudos tem demonstrado que as emissões de Hg pela queima de combustíveis fósseis de automóveis, resultam no aumento de Hg no ambiente (García et al., 2017, Pulles et al., 2012 e Won et al., 2007). A deposição atmosférica desse metal pode ocorrer diretamente nos ambientes aquáticos ou ele pode alcançar os corpos hídricos indiretamente, através da erosão do solo, lixiviação e escoamento superficial. Além disso, efluentes industriais, urbanos e de insumos agrícolas podem contribuir com níveis indesejáveis de nutrientes e contaminantes em ambientes aquáticos e terrestres (Mudroch 1980; Kudo 1992; Coquery & Welbourn, 1995; Samecka-Cymerman & Kempers 1996; Usepa 1997; Žáková & Kočková 1999; Yang et al., 2002; Fontanella et al., 2009; Wang et al., 2012; Tong 2013).

A presença de Hg nos corpos hídricos pode representar ameaça a esses locais pois em ambientes aquáticos esse metal pode sofrer metilação por microrganismos, principalmente por bactérias, originando metilmercúrio (MeHg). Nessa forma, que é a mais tóxica, torna-se biodisponível e pode ser biomagnificado ao longo da cadeia trófica, o que representa perigo para a saúde humana, que se encontra no final dessa teia alimentar ao consumir, por exemplo, peixes e frutos do mar contaminados (Liang et al., 2016; Pestana et al., 2019; Braza et al., 2000). Matéria orgânica e as raízes de macrófitas também proporcionam condições favoráveis ao processo de metilação em ambientes aquáticos (Pestana et al., 2019; Mauro et al., 2001).

As macrófitas podem ser utilizadas como ferramenta ecológica para o monitoramento ambiental. Essas plantas são conhecidas por serem indicadoras da qualidade da água (Djikanović et al., 2018) e filtros biológicos (Vardanyan & Ingole 2006). As macrófitas são produtores primários e absorvem os nutrientes pelas raízes e



superfície foliar, no estômato pode ocorrer a deposição de partículas e absorção pela planta, assim, permitindo compreender o que entra na teia trófica (Costa et al., 2005; Tong et al., 2013; Lominchar et al., 2019). Assim, as plantas podem atuar como sumidouro de Hg atmosférico (Millhollen et al., 2006).

A bioacumulação de Hg está relacionada à transferência trófica através da teia alimentar aquática (Vieira et al., 2018). A acumulação pelos tecidos vegetais de macrófitas no Cerrado não é bem conhecida, como visto no capítulo 1. Utilizar índices que contribuam na compreensão do acúmulo de poluentes presentes no ambiente é fundamental, como o fator acumulação biota sedimento (BSAF) apresentado por Ankley et al., (1992) e o fator de translocação (TF) (Baker 1981; Yoon et al., 2006). O BSAF é utilizado para conhecer a eficiência de uma planta em retirar poluentes do meio e bioacumulá-lo (Bergman & Bump 2014; Lominchar et al., 2015; Millán et al., 2014; Wang et al., 2012; Zhao & Lin 2018). Já o fator TF é empregado para verificar a acumulação por tecido vegetal, sendo um importante biomarcador de contaminação (Ahmad et al., 2011; Lominchar et al., 2019; Núñez et al., 2011; Polechońska & Samecka-Cymerman 1996).

A Estação Ecológica de Águas Emendadas (ESECAE), possui vegetação típica de Cerrado, composta por florestas, savanas, campos, matas de galeria (Silva & Felfili 1996). Possui características ecológicas únicas, tornando-a de importante relevância (Almeida et al., 2018). Possui córregos (ambiente lótico) importantes para o abastecimento público de água e está próxima a uma fonte pontual de Hg atmosférico (Fonseca 2008). Devido à sua importância ecológica e por estar próxima à área urbana e rodovia, esse local foi escolhido para compreendermos a influência dessas fontes antropogênicas na liberação de Hg. A lagoa Maria Bonita (ambiente lêntico) faz parte da ESECAE e tem em seu entorno atividade agrícola (Figura 1).

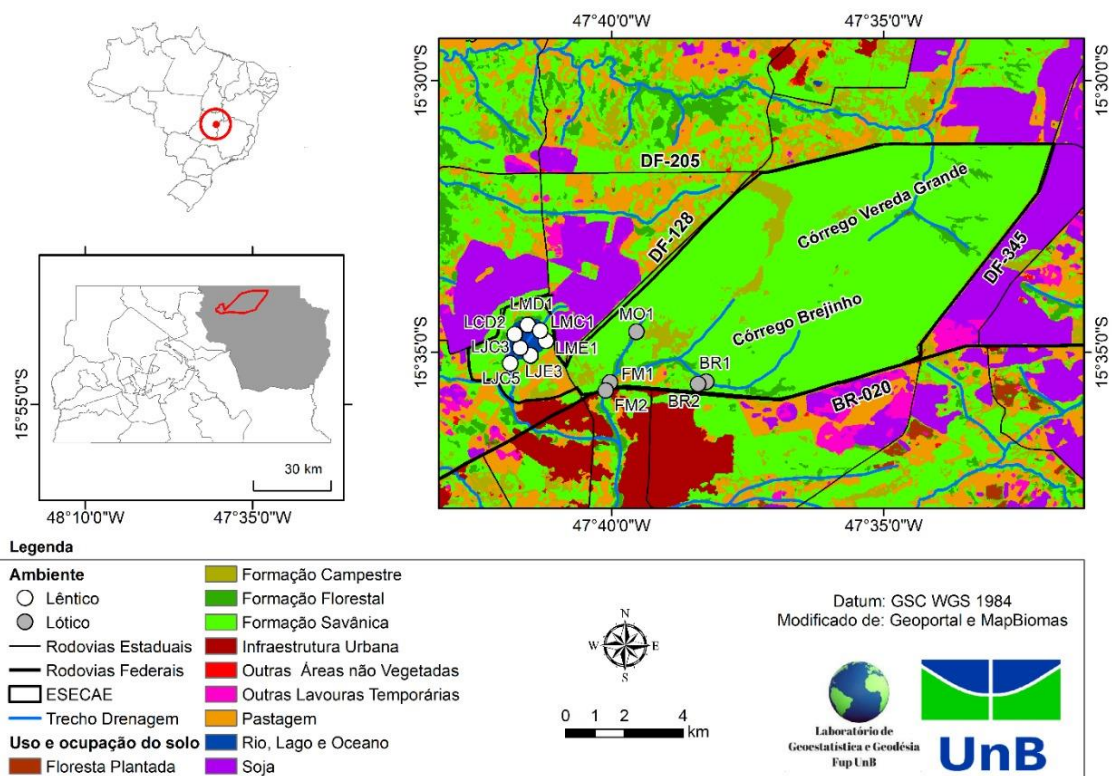
Este trabalho tem o objetivo geral de averiguar o aporte de Hg em dois ambientes com influência antrópica, através da análise do sedimento e das macrófitas. Em específico, buscamos (i) avaliar a diferença no acúmulo de mercúrio total (HgT) nos tecidos vegetais das macrófitas em relação ao sedimento entre os ambientes lêntico e lótico; (ii) verificar a bioacumulação de HgT na raiz e parte aérea das macrófitas e sedimento pelo BSAF e o TF e (iii) relacionar a concentração de HgT das macrófitas e sedimentos com as variáveis físico-químicas da água entre os dois tipos de ambientes aquáticos.

Nossa hipótese é que o aporte de Hg nas amostras, seja decorrente do lixiviamento, escoamento e deposição atmosférica. Também esperamos que haja maior acúmulo de HgT pelas raízes das plantas.

## Material e Métodos

### Área de estudo

O estudo foi realizado na ESECAE, situada na porção nordeste do Distrito Federal na região administrativa de Planaltina (Figura 1). Em 16 de junho de 1988 a Estação passou a ser considerada Ecológica pelo Decreto nº 11.137. É constituída por dois polígonos e posicionada entre quatro rodovias. Na porção norte da ESECAE localiza-se a bacia hidrográfica do Rio Maranhão, que contribui para a formação dos corpos hídricos da bacia hidrográfica Tocantins/Araguaia (Lima & Silva 2008). Na parte sul está localizada a bacia hidrográfica do Rio São Bartolomeu, que integra a bacia hidrográfica do Rio Paraná (Lima & Silva 2008).



**Figura 2:** Mapa de uso e ocupação do solo da área de estudo e entorno. Pontos de coleta marcados na ESECAE (ambiente lótico) identificados como FM2, FM1, BR1, BR2, MO1 representados pelos círculos em cinza. Lagoa Maria Bonita (ambiente lêntico) identificados como LCJ5, LJC3, LJE3, LCD2, LMD1, LMC1, LME1 representados pelos círculos em branco.

A amostragem nos córregos da ESECAE foi feita em cinco pontos (FM1, FM2, BR1, BR2 e MO1), por conter poucas espécies de macrófitas no ambiente lótico, coletamos espécies que estavam dentro do curso hídrico, como um musgo e uma planta não identificada (NI), também coletamos a macrófita emergente *Eleocharis interstincta* e uma espécie da família Cyperaceae. Na Lagoa Maria Bonita, sete pontos amostrais foram demarcados para coleta à montante (LMD1, LMC1 e LME1), à jusante (LJC3 e LJE3) e na parte central (LCJ5 e LCDE), Figura 1. Coletamos amostras da espécie emergente *Eleocharis interstincta*

#### *Coleta e processamento das macrófitas e sedimento*

As coletas ocorreram no período de junho a outubro de 2019. As macrófitas foram coletadas manualmente, com auxílio de um quadrado de área 50 cm<sup>2</sup>, o qual foi colocado na superfície da água para demarcação e coleta de toda a biomassa vegetal presente em seu interior (Bicudo & Bicudo 2007). Após a coleta, a parte aérea e a raiz foram separadas em campo.

O sedimento foi coletado em todos os pontos, com o auxílio do coletor pontual de sedimento draga de *Eckman-Birge*. Todas as amostras foram colocadas em sacos plásticos devidamente identificados e colocadas em caixa térmica com gelo até a chegada ao Laboratório de Geoestatística, da Faculdade UnB de Planaltina (FUP).

Em laboratório, parte aérea e raiz das plantas foram lavadas com água da torneira para retirar maiores agregados, com água destilada e, posteriormente, colocadas em sacos de papel dentro de estufa, a uma temperatura de 60 °C até a secagem completa do material (Samecka-Cymerman & Kempers 2016). Após a secagem, as macrófitas foram trituradas no aparelho *Willey grinder* e peneiradas em peneira de análise granulométrica de abertura de 125 µm. O sedimento também foi colocado na estufa a 60 °C e, em seguida, macerado, para quebrar os torrões formados, desagregados em cadinho com pistilo de porcelana e, finalmente, peneirado até 20 µm. Todas as amostras foram armazenadas em tubos tipo *Eppendorf* até a análise química.

#### *Parâmetros de qualidade da água*

Em cada ponto de coleta, foram mensurados os valores da temperatura da água (°C), potencial hidrogeniônico (pH), oxigênio dissolvido (OD, mg/L de O<sub>2</sub>) e

condutividade elétrica (EC,  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) da água, com auxílio dos medidores HQ40d e HQ14d (Hach Company, Loveland, CO, EUA).

#### *Análise do BSAF*

O BSAF foi calculado pela razão: concentração do HgT na raiz / concentração de HgT no sedimento (Ankley et al., 1992). O TF foi calculado pela concentração de HgT da parte aérea / concentração de HgT raiz. Ambos foram calculados para detectar o quanto do Hg é mobilizado para a parte biótica (Kabata-Pendias & Mukherjee 2007). Se o resultado for maior que um, indica que a planta possui papel potencial de bioacumulação em áreas poluídas (Gobas & Morrison 2000).

$$BSAF = \frac{C_{raiz}}{C_{sedimento}} \quad TF = \frac{C_{parte\ aérea}}{C_{raiz}}$$

Onde: C = concentração de HgT no peso seco (ng/g).

#### *Análise química das amostras e validação do método analítico*

A análise da concentração de mercúrio total (HgT) foi feita no Laboratório de Química Analítica Ambiental do Instituto de Química da Universidade de Brasília, com auxílio do equipamento Lumex (RA-915+), que é específico para análises de HgT por espectrofotometria de absorção atômica Zeeman RA-915+ e PYRO-915 – Lumex, módulo 1.

A curva de calibração analítica foi feita em duas faixas lineares diferentes uma para o sedimento e outra para a parte biótica, realizada a partir de solução padrão de absorção atômica de mercúrio com 1.000  $\mu\text{g}/\text{ml}$  de Hg  $\text{HNO}_3$  a 10%, adicionados a água destilada em balões de 5 ml, onde adicionamos progressões de diluições de Hg, além do branco.

A curva analítica para o sedimento foi feita com alíquotas de 1,00  $\mu\text{L}$  de soluções de 1, 5, 10, 20 ppm, de modo que a massa de mercúrio em cada alíquota (5, 25, 50 e 100 ng) foi utilizada como variável independente na regressão linear, com  $R^2 = 0,999$ . Os limites de detecção e de quantificação, calculados a partir da leitura em triplicata do branco da curva analítica (água Nanopure), foram de 0,392 ng e 1,294 (ng), respectivamente. A validação do método analítico foi determinada pela quantificação de HgT no material de referência certificados NIST 2709a (*San joaquin soil*), que tem como

valor certificado  $900 \pm 0,2$  (ng/g) e o valor encontrado experimentalmente foi de  $1149,92 \pm 0,5$  (ng/g).

A curva analítica para a biota foi feita com alíquotas de  $1,00 \mu\text{L}$  de soluções de 0.5, 1, 5, 10, 30, 40 ppm, de modo que a massa de mercúrio em cada alíquota (0.25, 0.5, 2.5, 5, 15 e 20 ng) foi utilizada como variável independente na regressão linear, com  $R^2 = 0,999$ . Os limites de detecção e de quantificação, calculados a partir da leitura em triplicata do branco da curva analítica (água Nanopure), foram de 0,111 ng e 0,336 (ng), respectivamente. A validação do método analítico foi determinada pela quantificação de HgT no material de referência certificados NIST 1515 (*Apple leaves*), que tem como valor certificado  $43,2 \pm 0,23$  (ng/g) e o valor encontrado experimentalmente foi de  $47,4 \pm 9,7$  (ng/g).

Para análise do HgT no aparelho Lumex, pesou-se 20 mg de cada amostra em uma balança de precisão. Com auxílio de um recipiente especial de quartzo, inserimos as amostras no aparelho para leitura da concentração. Todas as leituras foram em triplicata, das quais calculou-se a média, e estavam dentro dos limites de quantificação e detecção estabelecidos pela curva analítica.

#### *Análises estatísticas*

As análises estatísticas foram feitas no *software* XLSTAT versão 2019.3.2.61397 (Addinsoft, Boston, MA, EUA). As concentrações médias de HgT dos tecidos vegetais e sedimento foram avaliadas pelo teste de *Mann-Whitney* (U), pois os dados não apresentaram distribuição normal, assumindo um nível de confiança de 95%. Comparamos a acumulação de HgT da parte aérea e raiz para verificar o impacto recebido pelas fontes antrópicas. A análise dos componentes principais (PCA) foi utilizada para verificar a ordenação dos ambientes aquáticos pela correlação das variáveis aos pontos amostrais.

#### **Resultados**

Entre os parâmetros físico-químicos da água, apenas o oxigênio dissolvido (OD) mostrou significância entre os ambientes aquáticos avaliados ( $U = 30$ ;  $p = 0,048$ ), Tabela 1, apresentando concentrações acima de 6,0 (mg/L) nos dois ambientes. Os valores de pH tiveram médias iguais a 5,87 (lótico) e 5,36 (lêntico), similares entre os ambientes aquáticos. A temperatura teve um pouco de dissimilaridade entre os locais, média de

23,66 ° C (lótico) e 25,29 ° C (lêntico). Já, a condutividade apresentou maior diferença entre as médias nos dois ambientes, 37,6 (lótico) e 12,83 (lêntico).

**Tabela 1** - Parâmetros físico-químicos da água do ambiente lótico e lêntico.

Variáveis	pH	OD (mg/L)	T (° C)	EC (µS/cm)
<b>Ambiente</b>	<b>Média ± dp</b>	<b>Média ± dp</b>	<b>Média ± dp</b>	<b>Média ± dp</b>
<b>Lótico (N=5)</b>	5,87 ± 0,45	6,23 ± 0,84	23,66 ± 0,84	37,6 ± 45,38
<b>Lêntico (N=7)</b>	5,36 ± 0,90	8,94 ± 1,78	25,29 ± 1,73	12,83 ± 18,74
<b>p</b>	0.268	0.048	0.182	0.609

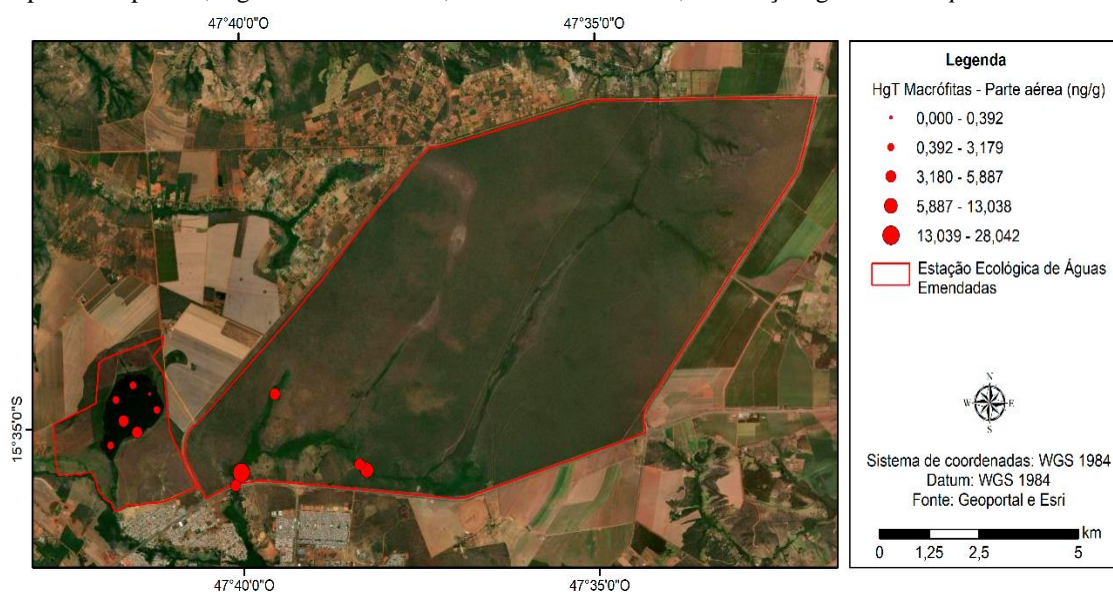
\*dp: desvio padrão; N: número amostral; OD: oxigênio dissolvido; T: Temperatura; Ec: Condutividade elétrica; diferença significativa:  $p < 0.05$ .

As concentrações de HgT no sedimento, parte aérea das plantas e nas raízes foram significativamente diferentes entre os ambientes estudados (lótico e lêntico) (Tabela 2). No ambiente lêntico (lagoa Maria Bonita), as maiores concentrações de HgT foram detectadas no sedimento ( $U = 35$ ;  $p = 0,003$ ) e nas raízes das macrófitas ( $U = 35$ ;  $p = 0,003$ ) (Figura 3), enquanto que no trecho lótico (córregos), a parte aérea das plantas apresentaram maiores concentrações de mercúrio ( $U = 5$ ;  $p = 0,048$ ) (Figura 2).

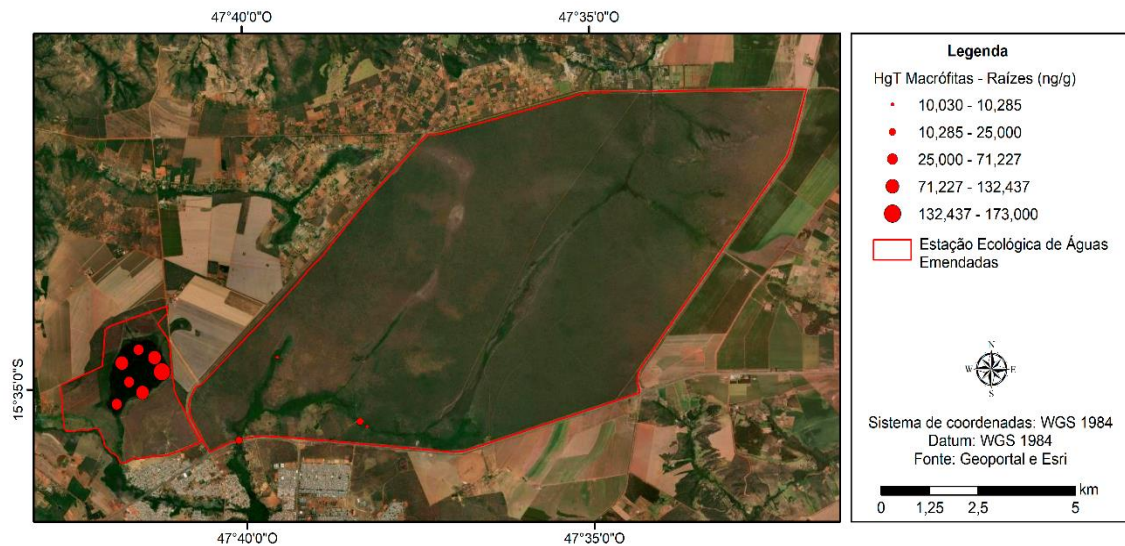
**Tabela 2** - Concentração de HgT (ng/g de matéria seca) nas amostras obtidas no ambiente lótico e lêntico.

Ambiente	Sedimento	Parte aérea (planta)	Raiz (planta)
	<b>Média ± dp</b>	<b>Média ± dp</b>	<b>Média ± dp</b>
<b>Lótico (N=5)</b>	49,61 ± 33,77	11,07 ± 10,77	19,55 ± 7,65
<b>Lêntico (N=7)</b>	188,91 ± 70,17	3,51 ± 1,26	99,75 ± 43,51
<b>p</b>	0.003	0.048	0.003

\*dp: desvio padrão; HgT: Mercúrio Total; N= número amostral; diferença significativa:  $p < 0.05$ .



**Figura 2:** Representação da concentração de HgT nas amostras da parte aérea das macrófitas nos ambientes lótico e lêntico. O tamanho dos círculos representa a quantidade de HgT pelo tecido vegetal.

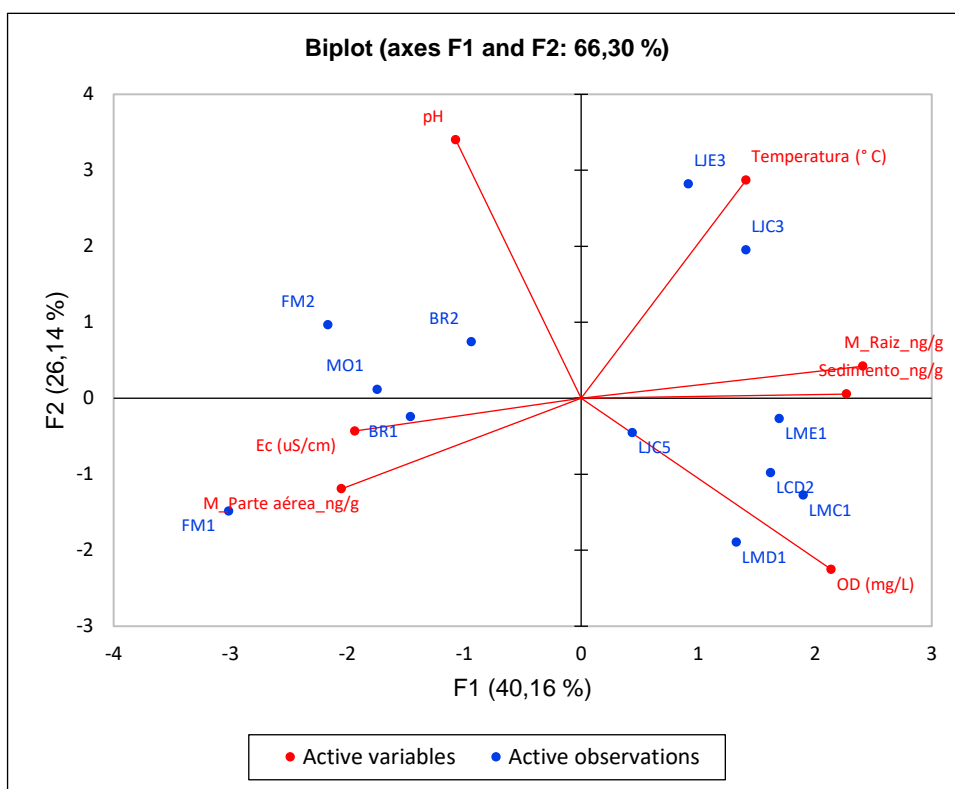


**Figura 3:** Representação da concentração de HgT nas amostras das raízes das macrófitas nos ambientes lótico e lêntico. O tamanho dos círculos representa a quantidade de HgT pelo tecido vegetal.

O TF apresentou diferença significativa entre os ambientes ( $U = 0$ ;  $p = 0,006$ ), com média de  $0,033 \pm 0,020$  (lêntico) e  $0,520 \pm 0,515$  (lótico). O BSAF não apresentou diferença significativa entre os ambientes ( $U = 15$ ;  $p = 0,927$ ), média de  $0,608 \pm 0,403$  (lêntico) e  $0,564 \pm 0,300$  (lótico). No ponto amostral (BR1) do ambiente lótico o TF foi superior a um e, no (LME1) do ambiente lêntico o BSAF foi superior a um.

A análise de componentes principais (PCA) demonstrou que os dois primeiros componentes (eixo 1 e 2) explicaram 66,30 % da variação dos dados (Figura 4). As variáveis concentração de HgT no sedimento e raiz, e concentração de OD na água foram positivamente correlacionadas com o eixo 1, enquanto as variáveis concentração de HgT na parte aérea das plantas e valores de condutividade elétrica na água foram negativamente correlacionadas com esse eixo.

Além disso, as variáveis temperatura da água e pH foram positivamente correlacionadas ao eixo 2, apresentando maior influência na distribuição dos ambientes (em azul), onde o lado esquerdo se refere aos pontos de coleta do ambiente lótico e o direito ao lêntico. As variáveis (em vermelho) correlacionadas ao ambiente lêntico foram a concentração de HgT da raiz e sedimento, temperatura e OD, e ao lótico foram, o teor de HgT da parte aérea, pH e condutividade elétrica (Figura 4).



**Figura 4:** Gráfico de projeção *biplot* dos eixos principais 1 (40,16%) e 2 (26,14%), que mostra a distribuição das variáveis mensuradas na água e HgT das amostras (em vermelho) em relação aos pontos amostrais (em azul).

### Discussão

Os dois ambientes aquáticos estudados possuem características distintas. No ambiente lântico (lagoa), encontramos uma vasta presença de macrófitas, algas e matéria orgânica, já no lótico (córregos) havia cursos hídricos estreitos e de baixa profundidade, presença de mata ciliar, o que ocasionou maior sombreamento dos corpos hídricos e pouca presença de vegetação aquática.

Em relação às características da água, o OD foi a única variável que apresentou diferença significativa (Tabela 1). Este fator pode estar relacionado à atividade fotossintética do fitoplâncton e das algas no ambiente lântico que aumentam a liberação de OD (Henry-Silva & Camargo 2008; Pestana et al., 2019; Esteves 2011). As concentrações de OD para ambos corpos hídricos então dentro do limite estabelecido pelo CONAMA 357/05 (mínimo de 5 mg/L).

As demais variáveis não apresentaram diferença entre os ambientes aquáticos, porém algumas delas podem interferir na disponibilidade do Hg no ambiente. Baixa concentração de OD, pH ácido e temperatura mais elevada podem ocasionar maior



produção de MeHg (Wright & Hamilton 1982; Mauro et al., 1999; Bisinoti & Jardim 2004). A condutividade elétrica (EC) foi mais elevada no ambiente lótico, o que pode estar relacionado a maior presença de partículas nas águas dos córregos. Valores mais baixos de EC tendem a aumentar a metilação (Mauro et al., 1999).

A maior concentração de HgT mensurada na parte aérea das plantas no ambiente lótico, confirmada pela TF e PCA, sugere a importância da deposição atmosférica de Hg, absorvida pela vegetação (Tabela 2; Figura 2) (Tong et al., 2013). De fato, a região lótica amostrada se encontra nas proximidades da rodovia e área urbana, o contrário da região lêntica. Núñez et al., (2011) encontraram concentrações nas folhas superiores à raiz. Fay & Gustin (2007) em seu experimento verificaram a captação foliar de Hg atmosférico. As plantas podem ativar mecanismos para minimizar impactos à parte aérea, para proteção das partes fotossintéticas de efeitos nocivos, que podem afetar seu crescimento e/ou levar à morte celular (Houry et al., 2020; Amir et al., 2020). A mobilidade do elemento na planta depende de condições como espécie, metal e fatores ambientais (Pestana et al., 2019; Farooq et al., 2013; Anwaar et al., 2015; (Millhollen et al., 2006).

Na região lêntica, foram mensuradas maiores concentrações de mercúrio no sedimento e nas raízes das plantas aquáticas, conforme visto pelo cálculo do BSAF e confirmada pela PCA. De fato, o maior acúmulo de HgT pela raiz (Tabela 2; Figura 3), pode demonstrar que o Hg possui baixa mobilidade (Bonanno & Giudice 2010), uma vez que muitas espécies costumam acumular metais nesse órgão vegetal (Kabata-Pendias & Mukherjee 2007; Bonanno & Vymazal 2017). As raízes influenciam na atividade microbiana, que podem afetar o destino do Hg, em especial sua disponibilidade (Cosio et al., 2014). Nos dois ambientes a concentração de HgT seguiu a seguinte ordem raiz > parte aérea, essa tendência vai de acordo com Bonanno & Vymazal (2017), Lominchar et al., (2019), Olivero-Verbel et al., (2015) e Yabanli et al., (2014).

A concentração média do HgT da raiz das espécies emergentes do ambiente lêntico, foi superior à encontrada por Pestana et al., (2016), que analisou espécies emergentes no norte do país, e bem inferior ao encontrado por Kamari et al., (2017). Já, as concentrações das plantas do ambiente lótico foram inferiores aos retratados por Bonanno & Vymazal (2017) em raízes de espécies emergentes. O maior acúmulo no sedimento e raiz pode indicar que a contaminação por Hg ocorra por efluentes escoados das atividades do entorno, o que corrobora com nossa hipótese.

Nosso estudo demonstrou que houve maior acúmulo de HgT pela parte aérea no ambiente lótico, próximo à rodovia e, nas raízes no ambiente lêntico próximo de áreas agrícolas, ambos ligados a diferentes fontes antrópicas. A diferença no acúmulo pelos órgãos vegetais, pode sugerir biomarcadores para ambientes aquáticos como visto no cálculo do BSAF e TF. Tivemos um número limitado de amostras, porém nossos resultados são consideráveis para compreensão do impacto que esses ambientes aquáticos sofrem pelo aporte de Hg e os fatores relacionados, como a proximidade de áreas antrópicas, contudo esses dados devem ser vistos com cautela.

O maior acúmulo de HgT no sedimento do ambiente lêntico pode estar relacionado às suas características ambientais, como a presença de macrófitas em parte da sua extensão, matéria orgânica em decomposição e proximidade a uma área agrícola (Tabela 2). Estudos relacionaram a presença de Hg e outros metais em seus corpos d'água à entrada de efluentes oriundos de insumos agrícolas e industriais (Tong et al., 2013; Wang et al., 2012; Žáková & Kočková 1999). A região da lagoa pode ser suscetível a receber aportes contaminados do seu entorno, que inclui área agrícola (Figura 1). Esse fator pode ser responsável por esse resultado (Kisaka et al., 2013). Adicionalmente, esse ambiente não possui grande vazão de água, ocasionando a sedimentação de partículas, além de ser o destino final de boa parte dos elementos do ambiente (Gomes et al., 2019).

O teor de HgT encontrado no sedimento do ambiente lótico foi classificado como Nível 1 (abaixo de 170 ng/g de Hg), já o sedimento do ambiente lêntico foi classificado como Nível 2 (acima de 170 ng/g de Hg), conforme previsto na Resolução 454/12 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). A Resolução estabelece as diretrizes gerais e os procedimentos referenciais para o gerenciamento de sedimento dragado em águas sob jurisdição nacional e os classifica em dois níveis: nível 1- limiar abaixo do qual há menor probabilidade de efeitos adversos à biota e nível 2 - limiar acima do qual há maior probabilidade de efeitos adversos à biota (Brasil 2012). Em razão do sedimento da região lêntica se encontrar em um nível que pode gerar impacto à biota e por ser bioacumulável, deve-se tomar medidas para remediação deste metal.

A PCA mostrou a forte correlação entre o HgT do sedimento e a raiz no ambiente lêntico (Núñez et al., 2011; Tong et al., 2013). Pela PCA também foi possível verificar a relação do HgT da parte aérea ao ambiente lótico, sugerindo que neste ambiente há uma maior captação de HgT por este tecido vegetal. Foi observado que a concentração de HgT do sedimento e da raiz foi inversamente correlacionada à concentração de HgT na parte

aérea, sugerindo que o maior acúmulo pelo sedimento/raiz reflete em menor acúmulo pela parte aérea (Figura 4).

O OD foi correlacionado negativamente ao pH, sugerindo que uma variável possui interferência na outra. Em nosso estudo, o pH não apresentou diferença significativa. Estudos mostram que o pH interfere na disponibilização de Hg no ambiente aquático (Bergman & Bump 2014; Kamari et al., 2017). As águas pretas da bacia amazônica, consideradas mais ácidas, favorecem o processo de metilação e bioacumulação do Hg (Vieira et al., 2018). A maior oxigenação e os maiores teores de HgT foram obtidos no ambiente lântico. Pestana et al., (2019) apontaram que a baixa oxigenação e maior acidez resultaram em maior concentração de HgT. Portanto, o pH e OD podem interferir na disponibilização de Hg, assim, é preciso mais estudos no ambiente lântico para melhor descrição da relação entre essas variáveis (Figura 4).

As águas da ESECAE são captadas do Brejinho e Fumal, abastecendo 14% da população de Sobradinho e Planaltina (Fonseca 2008). Diante do exposto, deve-se ter formas de evitar a entrada de Hg nesses ambientes. As concentrações estão dentro dos limites de qualidade, porém o Hg é bioacumulável e isso ao longo do tempo pode gerar malefícios.

### ***Conclusão***

A acumulação de HgT foi diferente entre os ambientes aquáticos devido às suas particularidades ambientais e diferentes influências antrópicas. O ambiente lântico teve maior acúmulo de Hg, por ser um ambiente em que ocorre maior decantação de partículas e por estar próximo à uma área agrícola, o que pode favorecer a entrada deste elemento. As macrófitas são amplamente conhecidas por sua capacidade em remediar contaminantes, e agiram como boas bioacumuladoras de Hg, principalmente pela raiz. O maior acúmulo pelo sedimento e raiz no lântico e na parte aérea no lótico, sugere que o aporte de Hg seja pelo escoamento e deposição aérea, respectivamente. O sedimento do ambiente lântico está classificado em um nível que pode acarretar efeitos prejudiciais à biota, e por se tratar de um elemento bioacumulável, deve-se criar formas para remediação deste metal e monitoramento desta área.

## **Referências**

- Ahmad A, Ghufran R & Zularisam AW 2011. Phytosequestration of metals in selected plants growing on a contaminated Okhla Industrial Areas, Okhla, New Delhi, India. *Water, Air, and Soil Pollution*, 217(1–4): 255–266.
- Almeida AN, Andrade BG, Soares PRC & Angelo H 2018. Alexandre Nascimento de Almeida 1 Bruno Gonçalves de Andrade 2 Philipe Ricardo Casemiro Soares 3 Humberto Angelo 4. *Ciência Florestal*, Santa Maria, 28: 1381–1393.
- Amir W, Farid M, Ishaq HK, Farid S, Zubair M, Alharby HF, Bamagoos AA, Rizwan M, Raza N, Hakeem KR & Ali S 2020. Accumulation potential and tolerance response of *Typha latifolia* L. under citric acid assisted phytoextraction of lead and mercury. *Chemosphere*, 257.
- Ankley GT, Cook PM, Carlson AR, Call D, Swenson JA, Corcoran HF & Hoke RA 1992. Bioaccumulation of PCBs from Sediments by *Oligochaetes* and Fishes: Comparison of Laboratory and Field Studies. *Can. J. Fish. Aquat*, 49: 2080–2085.
- Anwaar SA, Ali S, Ali S, Ishaque W, Farid M, Farooq MA, Sharif M 2015. Silicon (Si) alleviates cotton (*Gossypium hirsutum* L.) from zinc (Zn) toxicity stress by limiting Zn uptake and oxidative damage. *Environ Sci Pollut Res*. 22:3441–3450
- Baker AJM 1981. Accumulators and Excluders - Strategies in the Response of Plants to Heavy Metals. *Journal of Plant Nutrition*, 3(1–4): 643–654.
- Brasil, Ministério do Meio Ambiente 2012. Resolução CONAMA n° 454, de 01 de novembro de 2012. Estabelece as diretrizes gerais e os procedimentos referenciais para o gerenciamento do material a ser dragado em águas sob jurisdição nacional. Diário Oficial da União. Brasília, DF: Imprensa Oficial.
- Bergman BG & Bump JK 2014. Mercury in aquatic forage of large herbivores: Impact of environmental conditions, assessment of health threats, and implications for transfer across ecosystem compartments. *Science of the Total Environment*, 479–480(1): 66–76.
- Bicudo, CEM & Bicudo DC 2007. Amostragem em Limnologia/ed. Rima, São Carlos; SP. 371.
- Bisinoti MC & Jardim WF 2004. O comportamento do metilmercúrio (METILHg) no ambiente. *Química Nova*, 27(4): 593–600.
- Bonanno G & Lo Giudice R 2010. Heavy metal bioaccumulation by the organs of *Phragmites australis* (common reed) and their potential use as contamination indicators. *Ecological Indicators*, 10(3): 639–645.
- Bonanno G & Vymazal J 2017. Compartmentalization of potentially hazardous elements in macrophytes: Insights into capacity and efficiency of accumulation. *Journal of Geochemical Exploration*, 181(June): 22–30.

- Braza MCB, Shaw G & Lester JN 2000. Mercury modeling to predict contamination and bioaccumulation in aquatic ecosystems. *Rev Environ Contam Toxicol*. 164:69–69.
- Conaway CH, Mason RP, Steding DJ & Flegal AR 2005. Estimate of mercury emission from gasoline and diesel fuel consumption, San Francisco Bay area, California. *Atmospheric Environment*, 39(1): 101–105.
- Coquery M & Welbourn PM 1995. The relationship between metal concentration and organic matter in sediments and metal concentration in the aquatic macrophyte *Eriocaulon septangulare*. *Water Research*, 29(9): 2094–2102.
- Cosio C, Flück R, Regier N & Slaveykova VI 2014. Effects of macrophytes on the fate of mercury in aquatic systems. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 33(6): 1225–1237.
- Costa NV, Martins D, Rodella RA & Costa LDNC 2005. pH foliar e deposição de gotas de pulverização em plantas daninhas aquáticas: *Brachiaria mutica*, *Brachiaria subquadripara* e *Panicum repens*. *Planta Daninha*, 23(2). 295-304.
- 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.
- Driscoll CT, Mason RP, Chan HM, Jacob DJ & Pirrone N 2013. C. Driscoll et al., 2013. *Environmental Science & Technology*, (0).
- Esteves, FA 2011. *Fundamentos de Limnologia*. 3ª Interciencia. Rio de Janeiro, 1-826.
- Farooq MA, Ali S, Hameed A, Ishaque W, Mahmood K & Iqbal Z 2013. Alleviation of cadmium toxicity by silicon is related to elevated photosynthesis, antioxidant enzymes; suppressed cadmium uptake and oxidative stress in cotton. *Ecotoxicol Environ Saf* . 96:242–249
- Fay L & Gustin MS 2007. Investigation of mercury accumulation in cattails growing in constructed wetland mesocosms. *Wetlands*, 27(4): 1056–1065.
- Fonseca BM, De Mendonça-Galvão L, Padovesi-Fonseca C, De Abreu LM & Fernandes ACM 2014. Nutrient baselines of Cerrado low-order streams: Comparing natural and impacted sites in Central Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment*, 186(1): 19–33.
- Fonseca, FO (Org.) 2008. *Águas Emendadas*, Distrito Federal. Secretaria de Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente (Seduma), Brasília: 542.
- Fontanella MC, Ravera O, Beone GM, Riccardi N & Cattani I 2009. Mercury distribution in the main compartments of the eutrophic Lake Candia (Northern Italy). *Journal of Limnology*, 68(2): 352–358.
- García M, Aguirre MÁ & Canals A 2017. Determination of As, Se, and Hg in fuel

- samples by in-chamber chemical vapor generation ICP OES using a Flow Blurring® multinebulizer. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 409(23): 5481–5490.
- Gobas FAPC & Morrison HA 2000. Bioconcentration and bioaccumulation in the aquatic environment. In: Boethling, R., Mackay, D. (Eds.), *Handbook of Property Estimation Methods for Chemicals: Environmental and Health Sciences*. CRC Press LLC, Boca Raton, FL, USA, pp. 189–231
- Gomes VM, dos Santos A, Zara LF, Ramos DD, Forti JC, Ramos DD & Santos FA 2019. Study on Mercury Methylation in the Amazonian Rivers in Flooded Areas for Hydroelectric Use. *Water, Air, and Soil Pollution*, 230(9).
- Hamelin S, Planas 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.
- Henry-Silva GG & Camargo AFM 2008. Treatment of shrimp effluents by free-floating aquatic macrophytes. *Revista Brasileira de Zootecnia*, 37(2): 181–188.
- Houri T, Khairallah Y, Zahab A Al, Osta B, Romanos D & Haddad G 2020. Heavy Metals Accumulation Effects on The Photosynthetic Performance of Geophytes in Mediterranean Reserve. *Journal of King Saud University - Science*, 32(1): 874–880.
- Juárez A, Arribére MA, Arcagni M, Williams N, Rizzo A & Ribeiro GS 2016. Heavy metal and trace elements in riparian vegetation and macrophytes associated with lacustrine systems in Northern Patagonia Andean Range. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(18): 17995–18009.
- Kabata-Pendias A & Mukherjee AB 2007. *Trace element from soil to human*. Berlin: Springer-Verlag. 48–52
- Kamari A, Yusof N, Abdullah H, Haraguchi A & Abas MF 2017. Assessment of heavy metals in water, sediment, *Anabas testudineus* and *Eichhornia crassipes* in a former mining pond in Perak, Malaysia. *Chemistry and Ecology*, 33(7): 637–651.
- Kisaka TB, Almeida A de & Bernardi JVE 2013. Uso e cobertura do solo e análise quantitativa de mercúrio no bioma Cerrado, Estação Ecológica de Águas Emendadas, Planaltina, DF. XVI Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 6977–6984.
- Kudo A 1992. Natural and artificial mercury decontamination – Ottawa River and Minamata Bay (Yatsushiro Sea). *Water Sci. Technol.* 26-:217-225.
- Liang P, Feng X, You Q, Zhang J, Cao Y, Leung AOW & Wu S 2016. Mercury speciation, distribution, and bioaccumulation in a river catchment impacted by compact fluorescent lamp manufactures. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(11): 10903–10910.
- Lima JEFW & Silva EM 2008. Hidrografia. In: F. O. Fonseca (org.). *Águas emendadas*. Brasília. Secretaria de Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente (Seduma). 110-

- Lominchar MA, Sierra MJ, Jiménez-Moreno M, Guirado M, Martín-Doimeadios RCR & Millán R 2019. Mercury species accumulation and distribution in *Typha domingensis* under real field conditions (Almadén, Spain). *Environmental Science and Pollution Research*, 26(4): 3138–3144.
- Lominchar MA, Sierra MJ & Millán R 2015. Accumulation of mercury in *Typha domingensis* under field conditions. *Chemosphere*, 119: 994–999.
- Mauro JBN, Guimarães JRD & Melamed R 1999. Mercury Methylation In A Tropical Macrophyte: Influence Of Abiotic Parameters. *APPLIED ORGANOMETALLIC CHEMISTRY*, 13: 631–636.
- Mauro JBN, Guimarães JRD & Melamed R 2001. Mercury methylation in macrophyte roots of a tropical lake. *Water, Air, and Soil Pollution*, 127(1–4): 271–280.
- Millán R, Lominchar MA, Rodríguez-Alonso J, Schmid T & Sierra MJ 2014. Riparian vegetation role in mercury uptake (Valdeazogues River, Almadén, Spain). *Journal of Geochemical Exploration*, 140: 104–110.
- Millhollen AG, Gustin MS & Obrist D 2006. Foliar mercury accumulation and exchange for three tree species. *Environmental Science and Technology*, 40(19): 6001–6006.
- Mudroch A 1980. Biogeochemical Investigation of Big Creek Marsh, Lake Erie, Ontario. *Journal of Great Lakes Research*, 6(4): 338–347.
- Nogueira F, Silveira R, Da Silva CJ, Abdo M, Girard P & Wantzen KM 2011. Hydrochemistry of lakes, rivers and groundwater. The Pantanal: Ecology, biodiversity and sustainable management of a large neotropical seasonal wetland. 167–198.
- Núñez SER, Negrete JLM, Rios JEA, Hadad HR & Maine MA 2011. Hg, Cu, Pb, Cd, and Zn accumulation in macrophytes growing in tropical wetlands. *Water, Air, and Soil Pollution*, 216(1–4): 361–373.
- Olivero-Verbel J, Caballero-Gallardo K & Turizo-Tapia A 2015. Mercury in the gold mining district of San Martín de Loba, South of Bolívar (Colombia). *Environmental Science and Pollution Research*, 22(8): 5895–5907.
- Pestana IA, Almeida MG, Bastos WR & Souza CMM 2019. Total Hg and methylmercury dynamics in a river-floodplain system in the Western Amazon: Influence of seasonality, organic matter and physical and chemical parameters. *Science of the Total Environment*, 656: 388–399.
- Pestana IA, Bastos WR, Almeida MG, de Carvalho DP, Rezende CE & Souza CMM 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.

- Pestana IA, Bastos WR, Almeida MG, Mussu MH & Souza CMM 2019. Methylmercury in environmental compartments of a hydroelectric reservoir in the Western Amazon, Brazil. *Chemosphere*, 215: 758–765.
- Pokorny P, Pokorny J, Dobicki W, Senze M & Kowalska-Górska M 2015. Bioaccumulations of heavy metals in submerged macrophytes in the mountain river Biała Ladecka (Poland, Sudety Mts.). *Archives of Environmental Protection*, 41(4): 81–90.
- Polechońska L & Samecka-Cymerman A 2016. Bioaccumulation of macro and trace elements by European frogbit (*Hydrocharis morsus-ranae* L.) in relation to environmental pollution. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(4): 3469–3480.
- Pulles T, Denier van der Gon H, Appelman W & Verheul M 2012. Emission factors for heavy metals from diesel and petrol used in European vehicles. *Atmospheric Environment*, 61: 641–651.
- Samecka-Cymerman A & Kempers AJ 1996. Bioaccumulation of heavy metals by aquatic macrophytes around Wrocław, Poland. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 35(3): 242–247.
- Silva JMC & Felfili JM 1996. A vegetação da Estação Ecológica de Águas Emendadas. Brasília, SEMATEC, IEMA, 43.
- Tong Y, Zhang W, Hu D, Ou L, Hu X, Yang T, Wei W, Ju L & Wang X 2013. Behavior of mercury in an urban river and its accumulation in aquatic plants. *Environmental Earth Sciences*, 68(4): 1089–1097.
- USEPA (United State Environmental Protection Agency) 1997. Mercury study report to congress, v. V: Health effects of mercury and mercury compounds. R-97-007.
- Turull M, Grmanova G, Dago À, Ariño C, Díez S, Díaz-Cruz JM & Esteban M 2017. Phytochelatin synthesis in response to Hg uptake in aquatic plants near a chlor-alkali factory. *Chemosphere*, 176: 74–80.
- Vardanyan LG & Ingole BS 2006. Studies on heavy metal accumulation in aquatic macrophytes from Sevan (Armenia) and Carambolim (India) lake systems. *Environment International*, 32(2): 208–218.
- Vieira M, Bernardi JVE, Dórea JG, Rocha BCP, Ribeiro R & Zara LF 2018. Distribution and availability of mercury and methylmercury in different waters from the Rio Madeira Basin, Amazon. *Environmental Pollution*, 235: 771–779.
- Wang S, Li B, Zhang M, Xing D, Jia Y & Wei C 2012. Bioaccumulation and trophic transfer of mercury in a food web from a large, shallow, hypereutrophic lake (Lake Taihu) in China. *Environmental Science and Pollution Research*, 19(7): 2820–2831.
- 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.
- Won JH, Park JY & Lee TG 2007. Mercury emissions from automobiles using gasoline, diesel, and LPG. *Atmospheric Environment*, 41(35): 7547–7552.
- Wright DR & Hamilton RD 1982. Release of methyl mercury from sediments effects of mercury concentration, low temperature and nutrient addmon *Can J Ftvh aquat get*, 39, 1459-1466.
- Yabanli M, Yozukmaz A & Sel F 2014. Heavy metal accumulation in the leaves, stem and root of the invasive submerged macrophyte *Myriophyllum spicatum* L. (Haloragaceae): An example of Kadi{dotless}n Creek (Mugla, Turkey). *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 57(3): 434–440.
- Yang H, Rose NL & Battarbee RW 2002. Distribution of some trace metals in Lochnagar, a Scottish mountain lake ecosystem and its catchment. *The Science of the Total Enoirnment*, 285(1–3): 197–208.
- Yang J, Li G, Bishopp A, Heenatigala PPM, 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.
- Yoon J, Cao X, Zhou Q & Ma LQ 2006. Accumulation of Pb, Cu, and Zn in native plants growing on a contaminated Florida site. *Science of the Total Environment*, 368(2–3): 456–464.
- Žáková Z & Kočková E 1999. Biomonitoring and assessment of heavy metal contamination of streams and reservoirs in the Dyje/Thaya River basin, Czech Republic. *Water Science and Technology*, 39(12): 225–232.
- Zhao Y & Lin Q 2018. Mercury Content in *Potamogeton Pectinatus* from two lakes and surrounding areas near Madoi County, Qinghai-Tibet Plateau. *Fresenius Environmental Bulletin*, 27(March): 1647–1655.