

UFRRJ
INSTITUTO DE FLORESTAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM PRÁTICAS EM
DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL

DISSERTAÇÃO

Emissões Atmosféricas de Mercúrio – Estudo de Caso:
Descoberto /MG

Moana Ferreira dos Santos

2018



UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE FLORESTAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM PRÁTICAS EM
DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL

**EMISSÕES ATMOSFÉRICAS DE MERCÚRIO – ESTUDO DE CASO:
DESCOBERTO /MG**

MOANA FERREIRA DOS SANTOS

Sob orientação do Professor Doutor

Gustavo Bastos Lyra

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Práticas em Desenvolvimento Sustentável da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro como parte dos requisitos para a obtenção do título de **Mestre em Ciências**.

SEROPÉDICA - RJ

Janeiro de 2018

S237e Santos, Moana Ferreira dos, 1985-
Emissões atmosféricas de mercúrio - estudo de caso:
Descoberto/ MG / Moana Ferreira dos Santos. - 2018.
72 f.: il.

Orientador: Gustavo Bastos Lyra.
Dissertação(Mestrado). -- Universidade Federal Rural
do Rio de Janeiro, Programa de Pós-Graduação em
Práticas em Desenvolvimento Sustentável, 2018.


1. mercúrio elementar. 2. exposição ambiental. 3.
emissões atmosféricas de Hg. 4. Descoberto/ MG. I.
Lyra, Gustavo Bastos, 1975-, orient. II Universidade
Federal Rural do Rio de Janeiro. Programa de Pós
Graduação em Práticas em Desenvolvimento Sustentável
III. Título.

**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM PRÁTICAS EM DESENVOLVIMENTO
SUSTENTÁVEL**

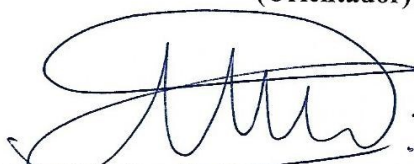
MOANA FERREIRA DOS SANTOS

Dissertação submetida como requisito parcial para obtenção do grau de **Mestre em Ciências**, no Programa de Pós-Graduação em Práticas em Desenvolvimento Sustentável da UFRRJ.

DISSERTAÇÃO APROVADA EM 24/01/2018



**Gustavo Bastos Lyra. Prof. Dr. UFRRJ
(Orientador)**



**André Felipe Nunes de Freitas. Prof. Dr. UFRRJ
(Membro Interno)**



**Maria de Fátima Ramos Moreira. Prof. Dr. – FIOCRUZ
(Membro Externo)**

Dedico este trabalho a minha amada mãe,

Conceição Marins Ferreira.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a minha mãe, Conceição Marins Ferreira, por todo apoio de uma vida toda. Por ter me ensinado que tudo que queremos e nos esforçamos para conseguir, somos capazes de alcançar. Ao meu padrasto Pery Cotta por todo apoio, troca de ideias e por me mostrar que com tranquilidade e foco alcançamos nossos objetivos.

Ao meu querido companheiro, Júlio César Dutra Freitas, pela parceria, suporte, companheirismo e apoio em todas as horas. Por acreditar nos meus sonhos e enfrentá-los diariamente ao meu lado.

À Professora Dra. Heloísa Pacheco-Ferreira (*in memoriam*), por ter idealizado e apresentado a mim esse grande desafio e oportunidade de crescimento. Por toda sua generosidade na transmissão do conhecimento. Por me ensinar mais do que conhecimento específico, técnico e científico. Pelo seu legado deixado. A ela minha eterna gratidão!

Ao meu orientador Professor Dr. Gustavo Bastos Lyra, por aceitar o desafio de trabalharmos essa temática. E por assumir minha orientação dando continuidade a esse trabalho após o falecimento da professora Heloísa.

Aos professores do PPGPDS por todo aprendizado oferecido, pela generosidade e amparo de sempre. Em especial ao professor Dr. André Felipe Nunes-Freitas, nosso coordenador.

Aos funcionários do PPGPDS, uns queridos, e sempre dispostos.

À minha turma querida por todas as experiências vividas. Vocês foram mais uma prova de que nada é por acaso na vida. Essa trajetória foi de fato um reencontro.

A minha querida amiga e colega de turma, Raíssa Tamassia Côrtes, por me acolher em seu lar sempre que precisei.

Aos meus colegas pesquisadores do Centro de Informação Toxicológica / CIT, em especial a minha amiga e parceira de trabalho, Ana Paula da Conceição Fernandes de Amorim, por todas as ideias trocadas, projetos e trabalhos em conjunto.

Aos professores da minha banca examinadora pelo aceite do convite, e por todas as críticas construtivas e excelentes direcionamentos.

Aos meus colegas de equipe do projeto “Elaboração do protocolo clínico e diretrizes terapêuticas para vigilância em saúde de populações expostas ao mercúrio”, por todo apoio e incentivo.

Aos profissionais da equipe técnica da Superintendência Regional de Saúde de Juiz de Fora: João Luiz Julião e Wagner Luiz de Almeida. E Fabrício Oliveira Florentino, da equipe de saúde de São João Nepomuceno pelo apoio nas atividades de campo em Descoberto / MG. Essa parceria foi essencial e contribuiu muito para os resultados alcançados.

Ao Laboratório de Especiação de Hg Ambiental do Centro de Tecnologia Mineral – CETEM, pelo apoio na primeira campanha. E por ter cedido minha colega, a técnica Patrícia Araújo, para atuar em campo conosco.

Ao Laboratório de Absorção Atômica da PUC/RJ pelo apoio na segunda e terceira campanha. E por ter cedido o técnico Douglas Cordeiro, um excelente colega em campo.

À minha querida Kiara (kikinha ou Mumu, para os íntimos). Que infelizmente nos deixou no meio desse processo, mas que com certeza partiu para um plano melhor, e partiu entendendo muito sobre desenvolvimento sustentável, já que era minha fiel companheira de estudos.

Ao meu filhote Maui, novo mascote e companheiro de aventuras, por compreender que quando a mamãe está estudando, não é a melhor hora para começar a fazer bagunça...

"Jamais considere seus estudos como uma obrigação, mas como uma oportunidade invejável para aprender a conhecer a influência libertadora da beleza do reino do espírito, para seu próprio prazer pessoal e para proveito da comunidade à qual seu futuro trabalho pertencer."

Albert Einstein

RESUMO

SANTOS, Moana Ferreira dos. **Emissões Atmosféricas de Mercúrio – Estudo de Caso: Descoberto /MG.** 2018. 72p. Dissertação (Mestrado em Práticas em Desenvolvimento Sustentável). Instituto de Florestas, Programa de Pós-Graduação em Práticas em Desenvolvimento Sustentável, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, RJ, 2018.

O mercúrio (Hg) é um metal que ocorre naturalmente no meio ambiente em diversas formas, principalmente em três categorias primárias: mercúrio metálico ou mercúrio elementar, mercúrio inorgânico e mercúrio orgânico. É encontrado em todos os tipos de rochas, sendo obtido quase que exclusivamente do minério cinábrio. É utilizado em diversos setores da indústria, mineração, dentre outros, sendo as fontes antropogênicas as que mais contribuem para as concentrações no ambiente. Qualquer atividade que envolva o manuseio e o transporte desta substância, automaticamente implica numa disponibilização para um dos compartimentos ambientais (solo, água e/ou ar). O Hg e seus compostos podem causar vários danos à saúde humana, e seus efeitos nocivos atingem sistemas, tais como, o nervoso, reprodutivo, digestivo, renal, cardíaco, imunológico e respiratório. Em 20 de dezembro de 2002, foi observado afloramento de mercúrio elementar na zona rural do município de Descoberto, Minas Gerais. Após estudos realizados na região, observou-se a necessidade de compreender melhor quais fatores influenciavam na volatilização do Hg na área em questão. Diante disso, este estudo visou compreender o comportamento das emissões atmosféricas de mercúrio no Município de Descoberto, Minas Gerais. Foram desenvolvidas três campanhas para coletar amostras de Hg⁰ em 34 pontos. Os níveis médios encontrados no ar nas campanhas 1, 2 e 3 foram de 37,91 ng m⁻³ ($\sigma = 90,6$), 8,77 ng m⁻³ ($\sigma = 7$) e 9,64 ng m⁻³ ($\sigma = 5$), com medianas em 3,7 ng m⁻³, 6 ng m⁻³ e 8,25 ng m⁻³, respectivamente. Segundo os resultados obtidos, conclui-se que as emissões atmosféricas de mercúrio continuam ocorrendo no Município de Descoberto, em Minas Gerais. Porém para compreender a dinâmica do Hg⁰ no município é necessário avaliar os processos de emissão de Hg junto a variáveis meteorológicas e outras análises ambientais, sendo estes dados coletados sob as mesmas condições.

PALAVRAS-CHAVE: mercúrio elementar, exposição ambiental, emissões atmosféricas de Hg.

ABSTRACT

SANTOS, Moana Ferreira dos. **Atmospheric Emissions of Mercury - Case Study: Descoberto / MG.** 2018. 72p. Masters Dissertation of Development Practice, Instituto de Florestas, Programa de Pós-Graduação em Práticas em Desenvolvimento Sustentável, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, RJ, 2018.

Mercury (Hg) is a naturally occurring metal in the environment in various forms, mainly in three main categories: metallic mercury or elemental mercury, inorganic mercury and organic mercury. It can be found in all types of rocks, being obtained almost exclusively of cinnabar ore. It has been used in several sectors of industry, mining, among others, with anthropogenic sources that contribute most to concentrations in the environment. Any activity involving the handling and transportation of this substance automatically makes it available to one of the environmental compartments (soil, water and / or air). Mercury and its compounds can cause various damage to human health, and its harmful effects affect systems such as nervous, reproductive, digestive, renal, cardiac, immune and respiratory. On December 20, 2002, outcropping of elemental mercury was observed in the rural area of the municipality of Descoberto, Minas Gerais. After studies in the region, it was observed the need to better understand which factors influenced the volatilization of mercury in the area in question. Therefore, this study aimed to understand the behavior of atmospheric emissions of mercury in the municipality of Descoberto, Minas Gerais. Three campaigns were developed to collect Hg⁰ samples in 34 points. The average levels found in the air in campaigns 1, 2 and 3 were 37.91 ng m⁻³ ($\sigma = 90.6$), 8.77 ng m⁻³ ($\sigma = 7$) and 9.64 ng m⁻³ ($\sigma = 5$), with medians at 3.7 ng m⁻³, 6 ng m⁻³ and 8.25 ng m⁻³, respectively. According to the results obtained, it is concluded that the atmospheric emissions of mercury continue to occur in the Municipality of Descoberto, in Minas Gerais. However, to understand the dynamics of Hg⁰ in the municipality, it is necessary to evaluate the Hg emission processes together with the meteorological variables and other environmental analyzes, and these data were collected under the same conditions.

KEY WORDS: elemental mercury, environmental exposure, atmospheric emissions of Hg.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	13
2. OBJETIVOS.....	15
2.1. Objetivo Geral	15
2.1.1 Objetivos Específicos.....	15
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	16
3.1 Mercúrio: características gerais e propriedades	16
3.1.1 Características Gerais	16
3.1.1.1. Ciclo Biogeoquímico.....	17
3.2 Fontes de Exposição Humana	18
3.2.1 Origem natural.....	18
3.2.2 Origem antrópica	19
3.2.3 Usos e aplicações	20
3.2.2.1 Uso na mineração	22
3.2.2.2 Uso industrial.....	22
3.2.2.3 Uso Farmacológico.....	23
3.3 Transformação, transporte e distribuição no ambiente.....	23
3.3.1 Transporte ambiental	23
3.3.2 Bioacumulação	24
3.3.3 Distribuição no ambiente.....	25
3.3.3.1 Ar.....	26
3.3.3.2 Solo.....	26
3.3.3.3 Água	27
3.3.3.4 Biota	27
3.4 Toxicologia do Mercúrio.....	28
3.4.1 Toxicocinética	28
3.4.1.1 Rotas de exposição	28
3.4.1.2 Absorção.....	28
3.4.1.3 Distribuição e armazenamento	29
3.4.1.4 Metabolismo	30
3.4.1.5 Eliminação	30

3.4.2	Toxicodinâmica	31
3.5	Efeitos à saúde humana	32
3.6	Biomarcadores de exposição	33
3.7	Valores de Referência.....	33
3.8	A Convenção de Minamata – Um tratado Global	34
4.	FATORES AMBIENTAIS E AS EMISSÕES ATMOSFÉRICAS DE Hg.....	35
4.1	Solo, Temperatura e Radiação.....	35
5.	HISTÓRICO DA ÁREA CONTAMINADA.....	36
5.1	Descoberto e o afloramento do mercúrio	36
6.	MATERIAL E MÉTODOS	39
6.1	Área de estudo	39
6.2	Caracterização do Meio Físico	40
6.2.1	Clima	40
6.2.2	Geologia	40
6.2.3	Geomorfologia.....	40
6.2.4	Pedologia	40
6.2.5	Hidrografia.....	41
6.2.6	Vegetação	41
6.3	Coleta de dados	42
6.3.1	Levantamento Bibliográfico	42
6.3.2	Amostras Ambientais	42
6.3.3	Análise dos dados	44
7.	RESULTADOS E DISCUSSÃO	44
8.	CONCLUSÕES.....	58
9.	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	59
10.	ANEXOS.....	69

1. INTRODUÇÃO

O mercúrio (Hg) é um metal que ocorre naturalmente no meio ambiente em diversas formas químicas. O metal e seus compostos podem ser classificados principalmente em três categorias: mercúrio metálico ou mercúrio elementar, mercúrio inorgânico e mercúrio orgânico. O mercúrio metálico é um metal brilhante, branco-prateado, que se apresenta na forma líquida à temperatura ambiente. O Hg é encontrado em todos os tipos de rochas, sendo mais frequente em calcário, arenito, serpentina, andesita, basalto e riolita. Como mencionado, esse metal é obtido quase que exclusivamente do minério cinábrio (HgS), onde se encontram cerca de 86,2% de mercúrio e 13,8% de enxofre, embora possa ser encontrado em outros minérios na forma de mercúrio elementar (OPAS, 2011; KLAASSEN, 2012; UNEP, 2013; TOXISPHERA, 2013; BERLIN *et al.* 2015).

O mercúrio é conhecido por ser um dos elementos mais tóxicos do mundo, sendo considerado pela Organização Mundial de Saúde (OMS) como um dos dez elementos químicos mais perigosos para a saúde humana. Por esta razão, na Europa, a exportação de mercúrio foi proibida a partir de 15 de março de 2011 (EC, 2008).

O Hg é usado principalmente como catalisador na produção eletrolítica do cloro e da soda cáustica na indústria de cloro-álcali. Em baterias domésticas, lâmpadas elétricas, fluorescentes e as de descarga de alta densidade. Em interruptores, retificadores e termostatos elétricos, bombas de difusão a vapor de mercúrio, manômetros, termômetros, barômetros, e outros tipos de instrumentos para medida de pressão. Em instrumentos usados em laboratórios analíticos e de pesquisas químicas, físicas e biológicas. Também utilizados em dispositivos de navegação, em amálgamas dentários, pigmentos, em medicamentos e aplicações químicas. Muito utilizado no tratamento de minérios de ouro e prata e para refino de metais, dentre outros (SELIN, 2009; OPAS, 2011; UNEP, 2013; BERLIN *et al.*, 2015).

Apesar de sua alta densidade, o mercúrio líquido tem uma elevada pressão de vapor. Assim, atividades que envolvam o manuseio e o transporte desta substância, automaticamente implicam numa perda para o ambiente. Esta contaminação é observada em ambientes distantes das fontes de emissão (BERLIN *et al.*, 2015).

No Brasil existem poucos dados sobre a concentração de Hg⁰ na atmosfera. A maior parte foi obtida na Amazônia, devido aos vários projetos de pesquisa realizados na região e relacionados à atividade de garimpo de ouro, principais usuários de Hg e principal fonte de emissão de Hg no Brasil durante as últimas décadas do século XX (ALMEIDA *et al.*, 2008).

As fontes antropogênicas de mercúrio contribuem significativamente para os níveis no ambiente e incluem as operações de mineração, processos industriais, queima de combustíveis fósseis, produção de cimento, incineração de produtos químicos, resíduos urbanos e de serviços de saúde (BERLIN *et al.*, 2015). Rejeitos dessas atividades humanas e naturais, ainda representam risco ambiental, devido ao longo tempo de residência do Hg em solos (STRODE *et al.*, 2009).

O Brasil não possui reservas significativas de minerais de mercúrio, tendo importado 62,5 toneladas de mercúrio em 2001, segundo o relatório nacional da gestão de substância química do Ministério do Meio Ambiente (MMA, 2003). O mesmo relatório cita também, que o mercúrio utilizado no País foi importado da Federação Russa (44%), Espanha (24%), Argélia (11%), República Centro Africana (5%) e Finlândia (4%).

O Hg e seus compostos podem causar vários danos à saúde humana, com seus efeitos nocivos atingindo os sistemas nervoso, reprodutivo, digestivo, renal, cardíaco, imunológico, respiratório, entre outros (HOLMES *et al.*, 2009; HOGBERG *et al.*, 2010; FRAGOMENI *et al.*, 2010; BERLIN *et al.*, 2015). O sistema nervoso central (SNC) é o principal órgão-alvo do mercúrio, pois sofre os danos mais importantes observados em humanos, afetando, principalmente, áreas específicas do cérebro, como cerebelo e lobos temporais (CRESPO-LÓPEZ *et al.*, 2007).

Com o objetivo de fornecer instrumentos legais e fortalecer as ações que envolvam o controle no uso desse metal e sua disponibilidade ambiental adequada, a Organização das Nações Unidas (ONU), adotou a Convenção de Minamata em 19 de janeiro de 2013. Esta convenção reconhece o mercúrio como substância química de interesse ambiental global e cujo objetivo é proteger a saúde humana e o meio ambiente de emissões e liberações antropogênicas de mercúrio e seus compostos. A convenção visa o impedimento de abertura de novas minas de mercúrio e prazo de 15 anos para fechamento das atuais, que somente poderão comercializar mercúrio para usos estritamente permitidos (UNEP, 2013).

Na região de Descoberto/MG, segundo relatos históricos, foram desenvolvidas atividades de garimpo de ouro no período de 1824 até meados do século XX. A região foi local de retirada de grande quantidade de ouro de aluvião. O Hg, depois de utilizado, era descartado no próprio local. No início do século XX, a diminuição do ouro determinou o término das atividades em escala comercial (PEREIRA, 2011). Em 20 de dezembro de 2002, foi observado afloramento de mercúrio elementar na localidade denominada Serra do Grama, zona rural do município de Descoberto, na Zona da Mata do Estado de Minas Gerais (TINOCO, 2008; TINOCO *et al.*, 2010). Moradores perceberam a presença do mercúrio em sua forma líquida, devido à realização de um corte no terreno de uma propriedade particular, na intenção da abertura de uma estrada de acesso (MARQUES, 2007). A área contaminada encontra-se a aproximadamente, 20 m do córrego Rico, que deságua no Ribeirão do Grama, e é pertencente à sub-bacia do Rio Pomba, afluente da bacia do Paraíba do Sul (FEAM, 2006).

Tendo em vista que a presença de mercúrio no ambiente em quantidades excessivas é um risco à saúde pública, representantes municipais e estaduais de saúde, além da Companhia de Saneamento de Minas Gerais (COPASA), Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM) e Fundação Estadual do Meio Ambiente - FEAM realizaram diversas ações para avaliar a situação e garantir a proteção humana e ambiental (FEAM, 2006). Após a descoberta do Hg elementar no Município de Descoberto/MG, estudos foram realizados na localidade conhecida como área contaminada e proximidades nos compartimentos ambientais (solo e água) com maior frequência, visando dimensionar a contaminação ambiental no local. Após a realização de uma campanha no âmbito do estudo “Elaboração de Protocolo Clínico e Diretrizes Terapêuticas para Vigilância em Saúde de Populações Expostas ao Mercúrio (EDITAL Nº1 DE 2012 – MS)”, em setembro de 2014, observou-se a necessidade de compreender melhor a volatilização do Hg nesta região. Diante disso, este estudo fez-se necessário visando compreender melhor o comportamento das emissões atmosféricas de mercúrio no Município de Descoberto, Minas Gerais.

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo Geral

Elaborar um estudo de caso, avaliando as emissões atmosféricas do mercúrio no município de Descoberto/MG.

2.1.1 Objetivos Específicos

- i) Verificar se as emissões atmosféricas de mercúrio continuam ocorrendo no Município de Descoberto, em Minas Gerais.
- ii) Avaliar a concentração de mercúrio no ar no município de Descoberto/ MG;
- iii) Mapear as concentrações atmosféricas de mercúrio obtidas no município de Descoberto /MG, por meio de sistema de informação geográfica (SIG).

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Mercúrio: características gerais e propriedades

3.1.1 Características Gerais

O mercúrio é um metal pertencente à família 12 da tabela periódica, de aspecto argênteo, inodoro, número atômico 80. Seu símbolo “Hg” deriva do latim *hydrargyrum* (do grego *hydor*, elemento de composição com o sentido de água, mais *árgyros* = prata; no latim: *argentum* = prata) (Tabela 01) (OPAS, 2011; BERLIN *et al.*, 2015). As formas nas quais pode ser encontrado são: mercúrio metálico ou elementar (Hg^0), mercúrio (I) e mercúrio (II), nas quais os átomos perdem um ou dois elétrons, respectivamente, formando o mercúrio mercurioso (Hg^{2++}) e o mercúrio mercúrico (Hg^{++}). Como mercurioso e mercúrico, podem formar diversos compostos químicos orgânicos e inorgânicos (BERLIN *et al.*, 2015).

O mercúrio metálico, também chamado de prata viva, encontra-se em estado líquido em temperatura ambiente. O mercúrio elementar é a forma mais volátil dos compostos mercuriais, porém, o dimetilmercúrio também pode volatilizar-se (KLAASSEN, 2012).

Compostos inorgânicos de mercúrio (sais de mercúrio) ocorrem quando o mercúrio combina com elementos como cloro, enxofre ou oxigênio. A maioria dos compostos inorgânicos de mercúrio apresenta-se como um pó branco ou cristais, exceto para o sulfeto de mercúrio (cinábrio), de coloração vermelha, mas que ao ser exposto à luz, assume a cor preta. Quando o mercúrio combina com carbono, os compostos formados são chamados de “orgânicos”, compostos de mercúrio ou organomercuriais. Há um número potencialmente grande de compostos de organomercuriais, porém, o mais comum no ambiente é o metilmercúrio (monometilmercúrio) (OPAS/OMS, 2011; BERLIN *et al.*, 2015).

Tabela 01: Propriedades químicas e físicas do mercúrio.

Nome Comum	Mercúrio
Símbolo químico	Hg (do termo em desuso hidrargírio)
Aspecto	Líquido prateado
Fonte natural	sulfetos de mercúrio (cinábrio), arsênico (rejalgar), ferro (piritas), misto (meta-cinábrio negro), de antimônio (estibina), também diretamente unido a minerais de zinco, cobre, ouro e chumbo.
Peso atômico	200,61 g/mol
Estado Físico	Líquido (à temperatura ambiente)
Aspetto (cor e odor)	Prateado sem odor característico
Ponto de fusão	- 38,87 °C
Ponto de ebulição	356,9 °C
Densidade	13,52137 g/cm ³ a 25 °C
Pressão de vapor	0,00000277 atmosferas a 25 °C (0,000002811bars ou 0,2811Pa) 0,00000852 atmosferas a 40 °C (0,000008626bars ou 0,8626Pa)
Volume específico do vapor saturado de mercúrio	31670 $\frac{m^3vapor}{KgHg^{\circ}}$ equivalente a: 31,57 $\frac{mgHg^{\circ}}{m^3VAPORSATURADODEhg^{\circ}}$ (a 30° C) 70260 $\frac{m^3vapor}{KgHg^{\circ}}$ equivalente a: 14,23 $\frac{mgHg^{\circ}}{m^3VAPORSATURADODEhg^{\circ}}$ (a 20° C)

Tensão superficial	4840 μN (484 dinas/cm), 6 vezes a mais que a água
Solubilidade do mercúrio	O mercúrio elementar (Hg°) é solúvel em ácidos oxidantes como o ácido nítrico (HNO_3), ácido sulfúrico concentrado (H_2SO_4) e água regia ($\text{HNO}_3 + \text{H}_2\text{SO}_4$). É insolúvel em ácido clorídrico (HCl). O vapor de mercúrio é mais solúvel em plasma, sangue e hemoglobina, que em água destilada ou em solução salina isotônica. Sua meia vida em sangue é em média de 90 dias.
Número atômico	80
Massa atômica relativa	200,61
Densidade relativa	13,6 (água = 1)
Gravidade específica	13,456 (20°C)
Fator de conversão	1 ppm = 1 mg/kg = 5 mmol/kg
Absorção à luz ultravioleta	2.537 Å
Volume molar	14,09/cm ³
Velocidade do som	1.407 m s ⁻¹
Propriedades de elasticidade	módulo Bulk = 25/Gpa
Dureza do mineral	1,5
Resistência elétrica	96 mW
Índice de refração	1,000933
Viscosidade dinâmica	1,55 Pa.s a 20°C
Moche OBS	unidade de viscosidade dinâmica = Pa.s
Tensão superficial	484 dines/cm (25 °C)
Temperatura e pressão críticas	1.462 °C e 1.587 atm
Resistividade elétrica	95,76 mW.cm (20 °C)

Adaptada pela autora. Fontes: INS, 2011; Berlin *et al.*, 2015.

3.1.1.1. Ciclo Biogeoquímico

De um modo geral, o ciclo do mercúrio é caracterizado pela sua volatilização a partir do solo e água, seguidos do transporte atmosférico e deposição seca ou úmida, o que ocasiona o retorno aos ecossistemas terrestre e aquático. Nos solos e sedimentos, o metal pode ser adsorvido na forma insolúvel e sofrer metilação e desmetilação. No ciclo, o mercúrio também pode sofrer precipitação, bioconversão em formas voláteis ou solúveis, reintegração na atmosfera e bioacumulação ao longo das cadeias alimentares (Figura 1) (FITZGERALD *et al.*, 2007; PIRRONE *et al.*, 2010; BERLIN *et al.*, 2015). Grande parte do mercúrio contido na atmosfera se encontra na forma elementar, podendo permanecer nela por longos períodos, ser disperso e transportado globalmente, inclusive para áreas distantes de suas fontes emissoras (FITZGERALD *et al.*, 2007; LINDBERG *et al.*, 2007; ANDRADE *et al.*, 2012).

Em sistemas aquáticos, a distribuição das diferentes espécies de mercúrio é intermediada por processos químicos, físicos e biológicos que ocorrem nas interfaces ar/água e água/sedimento. Alguns parâmetros físico-químicos desempenham importante papel na especiação do mercúrio como o pH, condutividade, concentração de matéria orgânica

dissolvida, oxigênio dissolvido e sólidos em suspensão (FITZGERALD *et al.*, 2007). O processo de metilação do mercúrio inorgânico é majoritariamente biótico, e ocorre principalmente em ambiente aquático mediado por micro-organismos, que convertem o mercúrio inorgânico em metilmercúrio (MeHg) e, em menor quantidade, em dimetilmercúrio (FITZGERALD *et al.*, 2007; PARKS *et al.*, 2013). Devido a sua alta volatilidade, o dimetilmercúrio vaporiza rapidamente ou é transformado, em condições ácidas, na forma monometilica. O metilmercúrio é menos volátil e pode permanecer na água e solo por longos períodos, principalmente quando associado a partículas (FITZGERALD *et al.*, 2007).

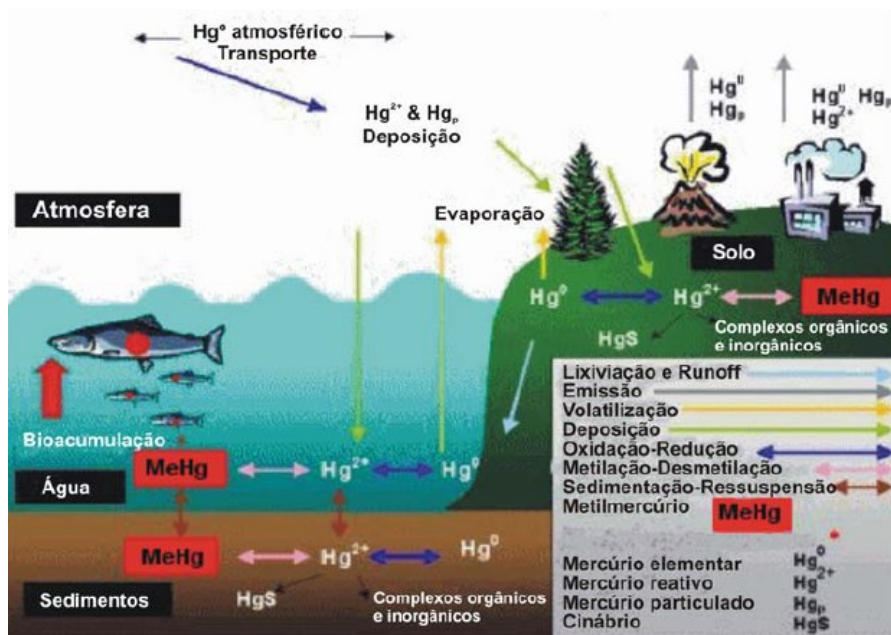


Figura 01: Ciclo biogeoquímico do Hg na biosfera. Adaptado pela autora. Fonte: Environment Canada, 2013.

3.2 Fontes de Exposição Humana

3.2.1 Origem natural

O mercúrio é um elemento natural de distribuição ubíqua em todos os compartimentos do planeta (geosfera, hidrosfera e biosfera), ocorrendo em concentrações variadas (UNEP, 2013). Sua quantidade, proveniente de fontes de origem natural, existente no planeta é a mesma desde sua formação, sendo mobilizado naturalmente por processos tectônicos, vulcânico, evaporação do solo e superfícies oceânicas (LINDBERG *et al.*, 2007; FITZGERALD *et al.*, 2007; PIRRONE *et al.*, 2010).

O mercúrio circula naturalmente na biosfera (UNEP, 2013), com cerca de 30.000 a 150.000 toneladas liberadas para a atmosfera anualmente pela desgaseificação da crosta terrestre e oceanos. Uma parcela do mercúrio encontrado na água é de origem natural, embora possa parcialmente ser de origem atmosférica ou ter sido gerada, também, por atividade antropogênica. Isso dificulta a avaliação quantitativa no que se refere às contribuições originárias de atividades antropogênica ou de origem natural (BERLIN *et al.*, 2015).

O Hg é encontrado em todos os tipos de rochas, sendo mais frequente em calcário, arenito, serpentina, andesita, basalto e riolita. É obtido quase que exclusivamente do minério cinábrio, onde se encontram cerca de 70% de mercúrio, embora possa ser encontrado em outros minérios na forma de mercúrio elementar (UNEP, 2013).

Os combustíveis fósseis, principalmente o petróleo, tendem a ser uma das causas mais significativas da contaminação ambiental, e isso ocorre, pois, a partir da disponibilização do Hg no ar, outros compartimentos ambientais como solo e água podem ser contaminados (LACERDA *et al.*, 2007; UNEP, 2013).

3.2.2 Origem antrópica

Algumas fontes importantes de emissões antropogênicas de mercúrio incluem inúmeros usos em diversas atividades contribuindo significativamente para seus níveis na atmosfera (MACEDO, 2011; UNEP, 2013).

Dentre as atividades emissoras estão as operações de mineração, processos industriais, queima de combustíveis fósseis, produção de cimento, incineração de produtos químicos, resíduos urbanos e de serviços de saúde (PIRRONE *et al.*, 2010; ANVISA, 2010; BERZAS-NEVADO *et al.*, 2010; MACEDO, 2011; OPAS, 2011; UNEP, 2013; BERLIN *et al.*, 2015).

A maior parte da exposição humana ao mercúrio é de origem ocupacional. Dentre as categorias profissionais com exposição dos trabalhadores ao mercúrio, destaca-se a odontologia, devido à utilização desse metal na confecção do amálgama de prata, material ainda muito utilizado em restaurações dentárias (OIKAWA *et al.*, 2007; COSTA *et al.*, 2008; JESUS *et al.*, 2010; GUILHEN *et al.*, 2010). A amálgama dentária é uma liga basicamente composta de mercúrio (50-52%) e prata (20-34%), estanho (8-15%) e cobre (1-15%). O mercúrio evapora a 20° C, aumentando sua volatilidade com a elevação da temperatura (COSTA *et al.*, 2008; ALVES-REZENDE *et al.*, 2008; JESUS *et al.*, 2010; OPAS, 2011).

O armazenamento inadequado de grande quantidade de lâmpadas fluorescentes em quartos e locais fechados e mal ventilados em áreas comerciais e prédios residenciais, favorece a liberação dos vapores de mercúrio contido nas lâmpadas. A ruptura de uma única lâmpada representa um baixo nível de exposição, porém a ruptura associada ao armazenamento em locais confinados com baixa ou ausência de ventilação pode representar um maior risco de exposição para as pessoas que utilizam estes ambientes (REMPE *et al.*, 2010).

O mercúrio é extraído por processos de mineração de depósitos subterrâneos a baixa profundidade, normalmente inferiores a 800 metros, a partir do sulfeto de mercúrio (HgS), existente no minério denominado cinábrio, que pode conter até 70% de mercúrio. A produção mundial de mercúrio para uso comercial tem diminuído lentamente nos últimos 20 anos. Os dados obtidos por volta de 1975 apontavam para cerca de 9000 toneladas produzidas, porém, nos anos 1990, a produção começou a cair rapidamente. A produção mundial em 2003 foi inferior a 2000 toneladas (BERLIN *et al.*, 2015).

O inventário global de emissões para 2010 estimou que 1960 toneladas de Hg foram emitidas para a atmosfera como resultado direto da atividade humana (UNEP, 2013). Estima-se que, no Brasil, aproximadamente 180,4 toneladas de mercúrio por ano sejam disponibilizadas para a biosfera. Dentro desta estimativa, 72 % do mercúrio emitidos são provenientes do garimpo de ouro, 6,7 % da indústria de cloros-álcali, 6,7 % da produção de ferro, 4,8 % de

queimadas, 2,8 % de aterros sanitários e lixões, 2,5 % da piro metalurgia, 2,3 % da queima de combustíveis fósseis, 1,6 % dos serviços de odontologia, 0,6 % da fabricação e quebra de lâmpadas fluorescentes (TOXISPHERA, 2013).

Devido às diversas atividades antrópicas, os ecossistemas vêm sofrendo principalmente com o avanço do desmatamento. Em ambientes tropicais, a camada orgânica dos solos, naturalmente mantidos por raízes de árvores, pode ser erodido durante o período das chuvas e esse processo erosivo é potencializado pelo desmatamento e retirada da cobertura natural do solo. O mercúrio acumulado nesses solos devido à deposição atmosférica também é disponibilizado para rios e lagos (OPAS, 2011; UNEP, 2013).

As queimadas de grandes áreas de florestas são citadas como responsáveis pela liberação do mercúrio contido na biomassa para a atmosfera. As árvores e a vegetação em geral atuam absorvendo o Hg atmosférico. Devido à intensificação das queimadas, a remobilização do mercúrio presente nessa biomassa, retorna novamente para a atmosfera (OPAS, 2011; INS, 2011; UNEP, 2013). Desta forma, após uma precipitação, o Hg reemitido pelas queimadas pode alcançar os sistemas aquáticos, e assim, participar dos processos de bioacumulação ao longo da cadeia trófica, o que aumenta significativamente a contaminação de ecossistemas aquáticos (LACERDA *et al.*, 2008; TINOCO, 2010; HACON, 2012).

Populações que consomem frequentemente pescados de áreas com reservatórios e represas podem estar expostas a níveis elevados de mercúrio. Estudos sobre impactos oriundos da inundação em reservatórios mostram o enriquecimento dos níveis de mercúrio em peixes desses reservatórios. A criação de reservatórios favorece a reciclagem da carga de Hg acumulado por anos no solo antes da inundação (WHO, UNEP, 2008; OPAS, 2011).

3.2.3 Usos e aplicações

Atualmente, destacam-se sua utilização como catalisador na produção eletrolítica do cloro e soda cáustica na indústria cloro-álcali, amálgamas dentários, e no tratamento de minérios de ouro e prata, e para refino de metais. Pode ainda ser utilizado na forma de agrotóxicos, em cosméticos e sabões para clareamento (LACERDA *et al.*, 2007; PIRRONE *et al.*, 2010; ANVISA, 2010; OPAS, 2011; MACEDO, 2011; UNEP, 2013). No Brasil, é permitido o uso de mercúrio como antisséptico, na forma de timerosal para conservação de algumas vacinas (SOUZA *et al.*, 2014). Abaixo estão dispostas as diversas formas de mercúrio e seus principais usos (Tabela 2).

Tabela 02: Compostos de mercúrio e seus principais usos

Nomes	Usos
Mercúrio metálico ou elementar	
Mercúrio metálico (Hg⁰)	Indústria cloro-soda; Mineração de ouro; Equipamentos elétricos (pilhas, baterias, interruptores e acumuladores); Fabricação de máquinas e instrumentos científicos e de laboratório, termômetros, pirômetros, higrômetros e pluviômetros; Cimentos, amálgamas, usados na odontologia e demais produtos de obturação dental;

	Produtos químicos para fotografia, de películas, placas sensibilizadas e papéis fotográficos; Lâmpadas e tubos de raios ultravioleta e infravermelho; Lâmpadas e tubos de descarga, fluorescentes e de outros tipos.
Mercúrio inorgânico ou sais de mercúrio	
Sulfeto de mercúrio HgS	Pintura artística, instrumental científico, aparatos elétricos, ortodontia.
Óxido mercúrio HgO	Pilhas e baterias elétricas; Pomadas anticépticas; Pinturas protetoras para o casco de navios; Catalisador de reações químicas; Bactericida, fungicida, pesticida (proibidos).
Cloreto de mercúrio HgCl (Calomelano)	Pomadas anticépticas, porcelana amalgamada, eletrodos, inseticidas, bactericidas, pinturas nacaradas, fogos de artifício, purgante, diurético e anti-helmintos.
Cloreto Mercúrio HgCl₂ (Sublimado)	Corrosivo usado como desinfetante, curtimento de couro, conservação de madeira, despolarizador de baterias secas, galvanoplastia, fotografia, catalisador de reações orgânicas, reações em química analítica
Cloro amido de mercúrio Cl(NH₂)Hg	Indústria cosmética e farmacêutica
Mercúrio de amônio	Cremes para pele
Fulminato de mercurio Hg(CON)₂	Detonador de armas, corrosivo e venenoso
Mercurocromo (Pthaleinamercuria)	Tinturas anticépticas
Meraluride, mercuriofilina, mercaptomerin, P-fenol sulfonato de mercúrio	Diuréticos e biocidas
Acetato de fenilmercúrio C₈H₈HgO₂	Biocida e fungicida (TWA 0.1 mg/m ³ ACGIH 1990-1991)
Nitrato de mercúrio Hg(NO₃)₂	Pinturas metálicas e fábricas de chapéu
Tiocianato de mercúrio Hg(SCN)₂	Intensificador em fotografia
Mercúrio Orgânico	
Cloreto de etilmercúrio CH₃CH₂HgCl	Tratamento de sementes de algodão
Metilmercúrio (CH₃Hg)	Fungicida no tratamento de grãos e sementes
Acetato de metilmercúrio CH₃COOHgCH₃	Tratamento de sementes em geral
Timerosal (COO-Na⁺(C₆H₄)(S-Hg-C₂H₆))	Agente bacteriostático análogo ao mertiolate
Sulfato de metilmercúrio	Tratamento de sementes em geral
Acetato de amônio dimetilmercúrio	Tratamento de sementes
Cloreto de metoxietilmercurio	Cereais e Hortaliças
Acetato metoxietilmercurio	Tratamento de sementes
Citrato de etoxietilmercurio	Tratamento de sementes
Acetato de fenilmercúrio	Controle de pragas
Hidroxi-mercuri-clorofenol	Tratamento de sementes
Fenil-mercuri-úrea	Tratamento de sementes

Fenil-mercúrio-trietanolamônio	Pastagens
8-Hidroxiquinoleato de metilmercúrio	Plantas ornamentais
Metil-mercúrio-diciandiamida	Tratamento de sementes
N-Etil-mercúrio-toluensulfoanilida	Tratamento de sementes

Fontes: Macedo, 2011; INS, 2011; Berlin *et al.*, 2015.

3.2.2.1 Uso na mineração

A amalgamação com Hg para separação do ouro tem sido o método mais difundido de mineração artesanal nas Américas. Estima-se que, para todo o continente, cerca de 156.000 a 250.000 toneladas do metal tenham sido disponibilizadas aos compartimentos ambientais nos últimos 430 anos (STRODE *et al.*, 2009).

A utilização de mercúrio para exploração do ouro é conhecida como processo de pátio. Neste processo, as partículas mais pesadas do sedimento são separadas com uso de uma bacia cônica (a bateia). Neste momento, é acrescentado o mercúrio inorgânico no estado líquido, com a finalidade de unir as partículas de ouro (amalgamação), o que facilita sua separação do minério. Para separar o mercúrio do ouro, o amálgama é queimado, volatilizando o Hg e restando apenas as partículas de ouro (WASSERMAN *et al.*, 2001).

Estima-se que 1,32 quilos de Hg podem ser liberados para o ambiente em relação a cada quilograma de ouro produzido. Sendo a maior parte (55-65 %) disponibilizada para a atmosfera (OLIVEIRA, 2014).

Rejeitos de mineração de ouro, particularmente da atividade realizada em seco, resultam em acumulação de materiais enriquecidos em Hg. Na maioria dos corpos de rejeitos (*tailings*), o Hg aparece distribuído de forma aleatória no corpo do rejeito. Desta forma, estes rejeitos de garimpo devem ser considerados como um “resíduo sólido contendo Hg” e necessitam de gerenciamento adequado. O total de Hg presente nestes rejeitos pode atingir de 2.000 a 3.000 toneladas. Alguns procedimentos de gerenciamento destes rejeitos têm sido propostos e testados com diferentes graus de sucesso (MMA, 2013).

3.2.2.2 Uso industrial

Na odontologia, estudos toxicológicos demonstram que o armazenamento e o descarte inadequados dos resíduos de amálgama dentário contribuem para a contaminação dos compartimentos ambientais, o que demonstra que esse uso não expõe apenas ocupacionalmente (OIKAWA *et al.*, 2007).

O mercúrio também está presente na fabricação de lâmpadas fluorescentes (UNEP, 2013; BERLIN *et al.*, 2015). Além do uso no refino do petróleo, processamento do gás natural e usinas termoelétricas a carvão (LACERDA *et al.*, 2007; UNEP, 2013), também pode ser encontrado em sensores de nível de líquidos e altitude, de velocidade, entre outros que usam Hg para aferir e controlar a temperatura ambiente em equipamentos aquecedores, ventiladores e de ar condicionado; o nível de água em bombas de recalque; alarmes de diferentes tipos, pilhas e baterias, produção de cimento e ligas do metal, operações de refino de metais, lixo e, principalmente, a indústrias de cloro-álcali (LACERDA *et al.*, 2007; ANVISA, 2010; OPAS, 2011; MACEDO, 2011; UNEP, 2013).

O mercúrio deixou de ser usado, ou teve seu uso banido, como desinfetante em sementes de alimentos, como biocida, em pinturas como antidesfolhante, em camada de revestimento em espelhos, na produção de alguns tipos de vidros, no tratamento de feltro e como fungicida em papéis, devido aos seus efeitos nocivos em trabalhadores expostos e à população passível de exposição (BERLIN *et al.*, 2015).

3.2.2.3 Uso Farmacológico

São vários os mercuriais usados em formulações farmacêuticas, e perfazem cerca de 200 produtos registrados nos EUA. São usados, principalmente, como conservantes em soluções nasais e oftálmicas, vacinas e produtos injetáveis. As concentrações normalmente encontradas são da ordem de 0,01 % como timerosal e 0,002 % como acetato de fenilmercúrio (WANG *et al.*, 2012).

O timerosal é utilizado nas fases precoces da fabricação de vacinas como conservante e atua na inibição do crescimento de micro-organismos (DEUS, 2013). Existe uma discussão sobre o uso do timerosal em vacinas. Trata-se da exposição dos recém-nascidos ao timerosal, já que há vacinas administradas logo após o nascimento dos bebês. Fala-se sobre até que ponto esta exposição ao etilmercúrio se dá em níveis seguros de exposição (LESSA *et al.*, 2013).

Mesmo havendo consenso entre a Organização Mundial da Saúde (OMS) e a Academia Americana de Pediatria, que definem o risco do timerosal como desprezível, por precaução, alguns países como Estados Unidos da América (EUA) aboliram o uso do timerosal em suas vacinas (PORRAS, 2010; LESSA *et al.*, 2013).

3.3 Transformação, transporte e distribuição no ambiente.

3.3.1 Transporte ambiental

Existem na atmosfera várias formas de vapor de mercúrio, nem todas identificadas, devido ao seu ciclo global complexo. A forma química do mercúrio influencia em o seu transporte, uma vez que o mercúrio elementar na forma de vapor pode percorrer grandes distâncias, enquanto as outras formas podem ligar-se a partículas mais pesadas e aí se depositarem (LINDBERG *et al.*, 2007; ANDRADE *et al.*, 2012).

Devido à distribuição do metal entre as formas particulada e gasosa, o mercúrio liberado simultaneamente com os efluentes gasosos deposita-se por dois mecanismos diferentes. No primeiro, há a deposição padrão característica para as partículas sedimentáveis, que se depositam próximo a fontes, numa distância determinada principalmente pela altura da chaminé, ventos e temperatura do efluente. Cerca de 4 % das emissões são sedimentadas desta maneira. O outro mecanismo de transporte, para a fração que se encontra na forma de vapor, é o de difusão, depositando-se menos eficientemente. Para as formas solúveis, entretanto, este tempo é de algumas semanas, apresentando, portanto, pouca capacidade de dispersão (JÚNIOR, 2014).

Os fatores morfológicos e químicos têm um importante papel na determinação da taxa de adsorção e sedimentação do Hg no sistema aquático. Os sedimentos de rios, lagos e oceanos contaminados com mercúrio oferecem risco, pois o metal confinado pode permanecer ativo

como substrato para a metilação por cerca de 100 anos, mesmo se a fonte for eliminada (FERREIRA *et al.*, 2012; KISAKA, 2013).

Grande quantidade de mercúrio é adsorvida no húmus, em pH muito baixo. Em valores de pH alto, maior proporção de mercúrio é adsorvida pela fração mineral. Os complexos solúveis de mercúrio são adsorvidos pelo material particulado orgânico e inorgânico e removidos pela sedimentação, em recursos hídricos aeróbicos, enquanto, nos sedimentos anaeróbicos, os compostos de mercúrio precipitados geralmente são convertidos a sulfeto de mercúrio (HgS), o que, pela sua elevada insolubilidade, reduz a possibilidade de serem reciclados para a coluna d'água (FARIAS, 2007).

Em condições aeróbicas, parte do HgS presente no sedimento pode ser oxidado a sulfato, muito mais solúvel, sendo este processo muito lento e dependente do potencial redox. Uma oxidação enzimática pode levar a liberação mais rápida dos íons Hg^{2+} (FARIAS, 2007).

Cabe ressaltar que espécies bivalentes de mercúrio inorgânico ou íons mercúricos são necessárias na metilação biológica. Frequentemente, contudo, os compostos de mercúrio lançados no ambiente não estão nesta forma (CONZA, 2017).

O mercúrio inorgânico pode ser metilado, principalmente, pelo mecanismo biológico (biótico) por microrganismos e fungos, bem como mecanismo químico (abiótico). Isto ocorre por meio diferentes processos como reações com a metilcobalamina e de transmetilação, caso outros compostos com metais metilados, por exemplo, estanho ou espécies de $(CH_3)_4Pb$, estiverem presentes, por meio da radiação ultravioleta. Podem ocorrer ainda outros processos tais como reação com os ácidos fúlvico e húmico, e uma mistura de acetaldeído, Hg^{2+} e NaCl. Todos compostos orgânicos, doadores do grupamento metila (ISHIKAWA, 2007).

Certos microrganismos do solo também metilam o mercúrio, que pode acontecer no intestino, muco e limo dos peixes, nos lodos de esgoto, intestinos de ratos e humanos (NASCIMENTO *et al.*, 2001).

A metilação é influenciada por fatores tais como temperatura, concentração de bactérias presentes no meio, pH, tipo de solo ou sedimento, concentração de sulfeto e condições de oxirredução do meio e de variações sazonais (OLIVEIRA *et al.*, 2007).

A distribuição do Hg no solo tem um perfil característico e sua mobilidade nesse meio está relacionada ao potencial de oxirredução, pH, drenagem e tipo de solo, além de outros fatores. O Hg nas formas metálica e iônica é adsorvido em humatos. Assim, sua mobilidade para as camadas profundas do solo é pequena e depende também da sua redução por processos químicos, microrganismos, plantas e outros organismos vivos ou da transformação em compostos de Hg voláteis (NASCIMENTO, 2001).

A formação biológica ou não de Hg^0 assim como do dimetilmercúrio nas camadas mais superficiais do solo são os fatores limitantes nos processos de evaporação de Hg a partir do solo, em áreas onde o Hg se apresenta em níveis normalmente encontrados (ZANICHELLI, 2005).

3.3.2 Bioacumulação

O mercúrio bioacumula em plantas aquáticas, invertebrados, peixes e mamíferos. A concentração se eleva conforme aumenta o nível trófico do organismo. O metilmercúrio entra

na cadeia alimentar aquática, iniciando pelo plâncton que é ingerido por pequenos peixes herbívoros e outros animais marinhos, que, por sua vez, são ingeridos por peixes carnívoros e assim sucessivamente. Nos organismos de topo da cadeia alimentar (carnívoros), o mercúrio acumulado nos tecidos pode atingir nível 1.800 a 80 mil vezes maiores do que os níveis de água circundante. A biometilação e bioconcentração resultam na exposição humana ao metilmercúrio por meio do consumo de peixes (COPELAND *et al.*, 2007; LACERDA *et al.*, 2008; KLAASSEN *et al.*, 2012; UNEP, 2013).

A persistência do metilmercúrio nos peixes é relativamente alta porque ele é metabolizado muito lentamente. A meia-vida do metilmercúrio em peixes ocorre em função da espécie e varia geralmente de um a três anos. A forte ligação do metilmercúrio com o peixe não é destruída pelo cozimento ou fritura (COPELAND *et al.*, 2007).

Os microrganismos convertem Hg elementar em sais de metilmercúrio (CH_3HgCl) e dimetilmercúrio. A maior parte dessas reações acontece em sedimentos de oceanos e rios (COPELAND *et al.*, 2007; HADDAD, 2015).

As formas de mercúrio orgânico tendem a ser mais tóxicas que as inorgânicas para os organismos aquáticos, que já são afetados por concentrações de $1 \mu\text{g L}^{-1}$ de Hg. Vários são os efeitos fisiológicos e alterações bioquímicas, além de efeitos na reprodução, associados às concentrações subletais de Hg (FARIAS, 2007).

Em geral, os fatores que influenciam a toxicidade do Hg em relação aos invertebrados aquáticos incluem a sua concentração e espécie, estágio de desenvolvimento do organismo, fatores bióticos e abióticos (KASPER *et al.*, 2007).

Os níveis ambientais do metilmercúrio dependem do balanço existente entre a metilação e a desmetilação bacteriana. A conversão para metilmercúrio no peixe ocorre em função da metilação bacteriana do Hg inorgânico, e isto pode ocorrer tanto no ambiente, quanto por meio das bactérias encontradas nas guelras, intestinos do peixe ou superfície (KASPER *et al.*, 2007; MORAES, 2011).

A bioacumulação do Hg também ocorre com plantas e animais terrestres. Em plantas superiores, o Hg pode interferir na fotossíntese, transpiração, absorção de água e síntese de clorofila, sendo que esses efeitos podem ser atribuídos mais aos danos causados às raízes do que propriamente à ação direta do metal (CALGAROTO, 2011).

3.3.3 Distribuição no ambiente

O Hg atinge os ambientes de superfície principalmente pela deposição atmosférica, pela denudação física e química de componentes geológicos que contém Hg e devido aos efluentes de atividades antrópicas. No Brasil, uma vez que não existem litologias com concentrações significativas de Hg, o metal presente em solos, sedimentos e biota é, provavelmente, originário da deposição atmosférica e efluentes, originário de atividades antrópicas. A variação espacial observada na concentração de Hg em solos é, portanto, devido às diferenças nas taxas de deposição atmosférica, e à presença de efluentes de atividades emissoras. Da mesma forma, os sedimentos de fundo dos ambientes aquáticos (lagos, rios, lagoas e estuários) integram, ao longo do tempo, as entradas de Hg provenientes da deposição atmosférica e lixiviação dos solos da bacia de drenagem (TINOCO, 2010; HACON, 2012; MMA, 2013).

A deposição de material particulado e a oxidação da forma elementar do Hg resultam em um reservatório de Hg^{2+} , altamente reativo e que pode ser bioacumulado. Entretanto, o principal mecanismo associado à contaminação ambiental do Hg é a possibilidade de metilação da forma oxidada, que resulta em compostos de metil e dimetil Hg, altamente tóxicos e passíveis de sofrerem biomagnificação ao longo da cadeia trófica (TINOCO, 2010; HACON, 2012).

O principal desafio para os pesquisadores que estudam o Hg é apresentar os vínculos entre Hg na atmosfera, sua deposição e a contaminação do ecossistema (PIRRONE *et al.*, 2013).

3.3.3.1 Ar

Embora a atmosfera seja um reservatório relativamente pequeno de Hg em comparação aos outros compartimentos ambientais, é um caminho importante pelo qual o Hg é distribuído globalmente em prazos curtos (1 ano) (GUSTIN *et al.*, 2015). Fora de áreas de contaminação direta, a deposição atmosférica representa a principal via de entrada do mercúrio nos ecossistemas aquáticos e terrestres (WRIGHT *et al.*, 2014a; ENGSTROM *et al.*, 2014).

O mercúrio existe na atmosfera, principalmente, como mercúrio elementar gasoso (Hg^0 – 90 a 99 %), mercúrio ligado ao material particulado ($\text{Hg}_p < 5$ %) e mercúrio gasoso divalente ou mercúrio gasoso reativo ($\text{Hg}_r < 5$ %). O Hg^0 é a forma mais abundante, e devido a sua baixa reatividade e insolubilidade em água, reside por longo tempo na atmosfera, o que possibilita seu transporte para longas distâncias (LINDBERG *et al.*, 2007; ANDRADE *et al.*, 2012).

Concentrações de Hg^0 no ar de áreas remotas variam entre 1,0 – 2,0 ng m^{-3} , concentrações maiores que 10 ng m^{-3} são observadas em áreas urbanas (WANG *et al.*, 2007; NGUYEN *et al.*, 2007). Altas concentrações de Hg^0 foram encontradas na Ásia, com a maior média de 13,5 ng m^{-3} , em Guangzhou na China (WANG *et al.*, 2007), e valor máximo de 225 ng m^{-3} em Seul na Coreia (Kim *et al.*, 2006). As concentrações medidas de Hg atmosférico têm diminuído nos últimos 15 anos (SLEMR *et al.*, 2011; SOERENSEN *et al.*, 2012; COLE *et al.*, 2014).

No Brasil, existem poucos dados sobre a concentração de Hg^0 na atmosfera (MMA, 2013). Em sua maioria os dados obtidos são referentes à Hg^0 na Amazônia, onde as concentrações variavam de 0,5 a 2,0 ng m^{-3} em áreas rurais (ARTAXO *et al.*, 2000; ALMEIDA *et al.*, 2008). Em áreas urbanas, com atuação da comercialização do ouro de garimpo, as concentrações chegaram a 3,6 ng m^{-3} (ALMEIDA *et al.*, 2008). Concentrações de até 15,0 ng m^{-3} foram registradas em período de maior intensidade garimpeira na Amazônia (AMOUROUX *et al.*, 1999). Em áreas altamente industrializadas na região metropolitana de Campinas, SP, as concentrações alcançaram até 7,0 ng m^{-3} (FOSTIER *et al.*, 2006).

3.3.3.2 Solo

O solo pode ser considerado uma fonte potencial de poluição quando apresenta valores de Hg acima dos padrões aceitos. A partir dele, ocorrem contaminações das águas superficiais e subterrâneas, biota e do ar (FRAGOMENI *et al.*, 2010; BUENO *et al.*, 2011).

O mercúrio no solo se apresenta nos estados Hg^0 , Hg^+ e Hg^{2+} . Suas principais fontes no solo são a poeira, a extensiva deposição de lama de esgotos e uso de fungicidas a base de mercúrio na agricultura (HACON, 2012). No solo, a forma predominante de Hg é Hg^{2+} , no entanto, a maioria das emissões é do Hg elementar (Hg^0). Para tal, o Hg^{2+} necessita ser reduzido

a Hg⁰ por meio de processos bióticos ou abióticos, incluindo fotólise e redox, com ácidos fúlvicos ou húmicos (CHOI *et al.*, 2009).

Solos ricos em materiais húmicos, localizados em regiões alagáveis da Bacia do Médio Rio Negro-AM, apresentam concentrações médias de Hg entre 1,5 - 2,8 vezes maiores do que em regiões não alagáveis. Isto ocorre devido ao alto índice de pluviosidade na região, o que faz com que os solos, submersos a maior parte do tempo, se tornem menos disponíveis ao processo redox na interface solo/atmosfera (OLIVEIRA *et al.*, 2007).

A matéria orgânica exerce importante função na acumulação e complexação de Hg em solos do tipo oxisóis, ultisóis e podzóis. Amostras de solo coletadas em maiores profundidades (entre 20 e 60 cm), caracterizadas pelo menor teor de material húmico, apresentam uma menor capacidade de reter o Hg, o que indica uma forte influência da matéria orgânica no ciclo biogeoquímico do mercúrio (OLIVEIRA *et al.*, 2007).

3.3.3.3 Água

Descargas pontuais resultantes de atividades antropogênicas aumentam as concentrações de mercúrio nos ecossistemas aquáticos (BUENO *et al.*, 2011). As altas temperaturas e concentrações de substrato orgânico somadas à intensa atividade microbiana nos ecossistemas aquáticos aceleram a metilação de mercúrio (HACON, 2012).

O Hg transportado nos sistemas aquáticos, principalmente associado ao material particulado em suspensão, ao ser depositado em ambientes aquáticos de sedimentação encontra condições biogeoquímicas ideais para metilação, devido ao elevado teor de matéria orgânica, condições ótimas de temperatura, pH e potencial redox, que favorecem à intensa atividade microbiana (LACERDA *et al.*, 2008).

3.3.3.4 Biota

Estudos relacionaram a exposição ao Hg com alterações em plantas e espécies arbóreas. As modificações encontradas variaram de uma redução do crescimento coleóptil (primeira folha do embrião), redução da fertilidade do pólen ou mesmo a inibição na floração, à produção de perturbações na biodegradação e energia das proteínas do metabolismo, dentre outras (LING *et al.*, 2010; KUMAR *et al.*, 2012; WU *et al.*, 2012; RODRÍGUEZ-ALONSO *et al.*, 2017).

Em ambientes aquáticos, uma vez metilado, o Hg orgânico é rapidamente incorporado pela biota. Por apresentar longo tempo de residência em organismos, o Hg bioacumula ao longo da cadeia trófica. Cerca de 90 % do Hg presente em organismos de nível trófico elevado encontra-se sob a forma de mono metilmercúrio. Assim, uma das principais vias de exposição humana ao Hg ocorre por meio do consumo de organismos aquáticos contaminados, principalmente peixes de nível trófico superior (LACERDA *et al.*, 2008).

As concentrações de mercúrio em organismos aquáticos dependem das concentrações no meio, idade do organismo e do meio trófico. A relação entre metilmercúrio e mercúrio total aumenta com o nível trófico, o que resulta em altas concentrações de metilmercúrio em organismos de topo de cadeia (HACON, 2012).

Sistemas aquáticos com características como baixo pH, elevada matéria orgânica dissolvida, subanoxia, anoxia, são mais suscetíveis aos efeitos tóxicos de metais, principalmente o mercúrio. A matéria orgânica dissolvida é capaz de formar complexos com vários contaminantes e os manter solúveis e por mais tempo na coluna d'água, aumentando sua biodisponibilização à biota (LACERDA *et al.*, 2008).

3.4 Toxicologia do Mercúrio

3.4.1 Toxicocinética

A toxicocinética do Hg é dependente da espécie do metal ao qual o organismo está exposto. Assim, os processos de transporte serão influenciados pelo estado de oxidação e pela forma dos compostos de mercúrio (BERLIN *et al.*, 2015).

3.4.1.1 Rotas de exposição

As principais rotas de exposição são inalação do vapor (principalmente na exposição ocupacional), ingestão alimentar com dieta piscívora (principalmente nos casos de exposição ambiental) e por contato dérmico acidental com líquido ou sais empregados na manipulação de componentes eletrônicos (compostos orgânicos em geral). No entanto, os dados disponíveis são insuficientes para avaliar a importância da absorção da pele em relação à absorção por inalação em condições de exposição ocupacional. O vapor de mercúrio oriundo das queimas de amálgama na mineração do ouro pode ser facilmente oxidado. Desta forma, garimpeiros e trabalhadores das casas de queima encontram-se expostos durante o processo de queima do amálgama pela inalação dos vapores de mercúrio (BUENO *et al.*, 2011; KLAASSEN *et al.*, 2012; BERLIN *et al.*, 2015).

Trabalhadores expostos ao mercúrio são o principal foco de avaliação da exposição ocupacional, no entanto, podem, por vezes, levar o mercúrio para suas residências nas roupas e calçados contaminados. Mineradores artesanais de ouro são geralmente os mais expostos, pela manipulação direta ou inalação dos vapores de mercúrio gerados durante a queima do amálgama. No entanto, em muitos casos, a queima da amálgama é feita nas casas, ou em locais próximos à circulação de pessoas, expondo esses grupos a níveis elevados de mercúrio (WHO, 2000; UNEP, 2008; BUENO *et al.*, 2011). Isso também pode ocorrer com populações residentes nas proximidades de locais com deposição de resíduos industriais ou lançamento de efluentes sólidos e líquidos (OPAS, 2011; BUENO *et al.*, 2011).

Outra rota de exposição se dá através da dieta, em particular o consumo de pescados contaminados por metilmercúrio (BUENO *et al.*, 2011; KLAASSEN *et al.*, 2012).

3.4.1.2 Absorção

O mercúrio elementar é lipossolúvel (solúvel em gorduras), o que permite atravessar as membranas celulares sendo absorvido pelo organismo (BUENO *et al.*, 2011). A absorção ocorre principalmente pelas vias respiratória e digestiva. A via respiratória é considerada a mais importante no que diz respeito à absorção do Hg⁰, devido à capacidade deste difundir-se

rapidamente através da membrana alvéolo-capilar, passando para o sangue e estabelecendo-se nos eritrócitos (GUILHEN *et al.*, 2010).

O mercúrio metálico é moderadamente absorvido através da pele (BERLIN *et al.*, 2015), é muito pouco absorvido pelo trato gastrointestinal, não sendo considerado nocivo quando ingerido, sendo quase inteiramente eliminado pelas fezes (NASCIMENTO *et al.*, 2001). Já os compostos orgânicos são os mais tóxicos e mais facilmente absorvidos no trato gastrointestinal (TOY *et al.*, 2015).

Em relação ao mercúrio elementar (Hg^0), cerca 80 % do vapor inalado é absorvido através dos pulmões, pelas membranas alveolares e retidos no corpo. Uma vez inalado e distribuído pelo sangue, acumula-se em altas concentrações no cérebro e nos rins. O valor retido é o mesmo independentemente se a inalação ocorreu pelo nariz ou boca (OPAS, 2011; BERLIN *et al.*, 2015).

Em relação ao mercúrio inorgânico (Hg^+) e (Hg^{++}), a absorção de aerossóis inalados depende do tamanho da partícula e solubilidade. Cerca de 10 a 15% de uma dose oral em adultos é absorvido pelo trato gastrointestinal. Em crianças, essa absorção provavelmente é maior (BERLIN *et al.*, 2015).

3.4.1.3 Distribuição e armazenamento

Os eritrócitos e a hemoglobina servem como transportadores do mercúrio elementar. O Hg^0 tem um tempo de vida limitado no corpo, sendo rapidamente oxidado à Hg^{2+} nos tecidos. Desta forma, a possibilidade de retornar às membranas e barreiras é pequena, por ter perdido a lipossolubilidade e ter se ligado aos sítios de proteínas celulares. Esta oxidação resulta na retenção do mercúrio possibilitando sua acumulação local e a manifestação de sua toxicidade (GUILHEN, 2009).

Sua distribuição pelos eritrócitos ocorre em grande parte devido a ligações com o grupamento tiol presentes na molécula de hemoglobina. Já a distribuição pelo plasma sanguíneo ocorre devido às ligações com diferentes frações proteicas (WHO, 2000).

O tempo de retenção do mercúrio acumulado varia conforme o órgão em questão, sendo o cérebro, os rins e os testículos, os órgãos com maiores tempos de retenção. Estes órgãos são propensos a demonstrar o acúmulo de mercúrio após exposição prolongada. Os tempos de meia-vida biológicos são de poucos dias a meses, e variam conforme órgão em questão (GUILHEN, 2009).

O mercúrio se acumula também na pele, cabelo, fígado, glândulas salivares, testículos e nos intestinos, entretanto em menor quantidade (OPAS, 2011; BERLIN *et al.*, 2015).

Em questão de minutos, o vapor de mercúrio é oxidado à mercúrio mercúrico nos eritrócitos, uma reação que é catalisada pela enzima catalase. Assim, após exposição por curto prazo, a concentração máxima de Hg nos eritrócitos pode ser vista dentro de menos de uma hora de exposição ao vapor. Em nível plasmático, o pico da concentração ocorre após cerca de 10 horas (WHO, 2000).

Os rins e cérebro são os principais alvos para deposição de mercúrio após a exposição aos vapores (WHO, 2000). Estes vapores, quando inalados, são altamente nocivos podendo facilmente atravessar a membrana alveolar até atingir a circulação sanguínea. No sangue, fígado e rins, o mercúrio é oxidado à forma divalente (mercúrio iônico) pelo complexo chamado

hidrogênio peróxido catalase. A taxa de absorção sanguínea e pelos diferentes órgãos varia amplamente, assim como a taxa de eliminação de diferentes órgãos. A distribuição do mercúrio dentro do organismo, portanto, variará conforme dose e o tempo decorrido após a absorção (BERLIN *et al.*, 2015).

Os rins são o local predominante de acumulação de mercúrio inorgânico. Contudo, acumulação também ocorre nas células das membranas mucosas do trato gastrointestinal, embora uma parte significativa desta acumulação seja posteriormente eliminada (WHO, 2000).

Gestantes, lactantes e recém-nascidos estão dentre os grupos que apresentam maior vulnerabilidade por apresentarem determinadas particularidades. A meia-vida plasmática do metilmercúrio em adultos é de 40 a 50 dias. Os compostos orgânicos de mercúrio são transportados ao feto, após desmetilação nos tecidos, obtendo a capacidade de atravessar as barreiras placentária e hematoencefálica, permitindo que estes compostos ao qual a mãe foi exposta sejam transportados ao feto. Estes oxidam no sangue do embrião e, sem possibilidade de eliminação, podem causar sérios danos, principalmente neurológicos (Bueno *et al.*, 2011). Níveis de exposição à MeHg em mulheres grávidas correspondentes a valores $< 200 \mu\text{g/L}^{-1}$ no sangue e $< 50 \text{mg/Kg}^{-1}$ no cabelo, podem resultar em desenvolvimento cerebral inibido do feto, com retardo psicomotor da criança (RAIMANN *et al.*, 2014; BERLIN *et al.*, 2015).

3.4.1.4 Metabolismo

Nas reações de biotransformação, podem ocorrer oxidação do mercúrio metálico à divalente; redução de mercúrio divalente a metálico; metilação do mercúrio inorgânico; e conversão do metilmercúrio a mercúrio divalente (BERLIN *et al.*, 2015).

A oxidação dos vapores de mercúrio metálico à forma divalente inorgânica não acontece rapidamente a ponto de evitar a passagem do composto para o cérebro por meio da barreira hematoencefálica, ou da barreira placentária e outros tecidos. As reações de oxidação nesses locais, após a ultrapassagem da membrana, permitem o acúmulo do composto no cérebro e feto (BUENO *et al.*, 2011; RUPPENTHAL, 2013; BERLIN *et al.*, 2015).

3.4.1.5 Eliminação

Após exposição aos vapores de mercúrio, o metal é eliminado pela via renal na forma de Hg^{2+} . Estudos de experimentação animal demonstraram a presença de pequenas quantidades de vapores de mercúrio no ar exalado (BERLIN *et al.*, 2015).

A eliminação do mercúrio metálico se dá em pequena porção por meio da exalação em forma de vapor pelas vias respiratórias. A maior quantidade é eliminada pelas fezes e urina, havendo, ainda, eliminação pelo suor, cabelos, lágrimas e saliva. A maior parte do mercúrio é excretada dentro de 60 dias. Entretanto, a fração acumulada no cérebro pode demorar até um ano para ser eliminada (OPAS, 2011; HADDAD, 2015; BERLIN *et al.*, 2015).

Os compostos mercúricos e o mercúrio elementar são eliminados principalmente pela urina e fezes. As glândulas salivares, lacrimais, sudoríparas e mamárias são responsáveis por pequenas contribuições (BERLIN *et al.*, 2015). A eliminação do metilmercúrio também pode ocorrer pelo leite materno, porém em baixa proporção (OPAS, 2011). O mercúrio transportado pelo leite materno é altamente absorvido pelo organismo dos bebês durante a lactação. Assim,

por apresentarem rins imaturos, ocorrem elevadas concentrações devido à baixa capacidade de excreção (BUENO *et al.*, 2011).

A velocidade de excreção está associada à espécie e é dose-dependente. Os poucos dados existentes, associados aos humanos, indicam que o mercúrio é excretado com meia-vida biológica de aproximadamente 60 dias. Parte do que é armazenado no cérebro, é excretado lentamente com uma meia-vida superior a um ano (OPAS, 2011; BERLIN *et al.*, 2015).

Cerca de 90% da excreção do metilmercúrio ocorre através das fezes na forma inorgânica, sendo uma pequena parte excretada pelo cabelo e urina, e outra parte menor excretada pelo leite materno (RAIMANN *et al.*, 2014).

Após exposição a vapor de mercúrio por longo prazo, a excreção será através da urina e das fezes, sendo que a mais importante via de eliminação se dá através da urina (BERLIN *et al.*, 2015). A excreção fecal nunca foi utilizada para o monitoramento biológico de vapor de mercúrio, e as concentrações em cabelo, provavelmente, refletem adsorção de Hg^0 da atmosfera e não os níveis sanguíneos (WHO, 2000).

A excreção de mercúrio inorgânico (Hg^+) e (Hg^{++}), é principalmente através da urina e das fezes. O período para adultos é de cerca de 40 dias (WHO, 2000; BERLIN *et al.*, 2015).

O metilmercúrio é lentamente convertido à mercúrio inorgânico no intestino, e em sua maioria é excretado na forma inorgânica devido a recirculação enterohepática que explica a ausência de metilmercúrio nas fezes. Sua meia-vida é geralmente entre 70 a 80 dias (WHO, 2000).

A meia vida em uma população exposta ao metilmercúrio é de 100 a 190 dias. Dos compostos organomercuriais, o metilmercúrio é o que, em geral, recebe maior atenção, uma vez que suas características toxicocinéticas o tornam especialmente tóxico para o organismo humano (OPAS, 2011).

3.4.2 Toxicodinâmica

O mercúrio não faz parte da constituição normal do organismo dos seres vivos e tampouco desempenha benéficas funções nutricionais, fisiológicas ou bioquímicas. Todas as formas de Hg induzem efeitos tóxicos em humanos. A extensão destes efeitos depende da espécie mercurial presente no momento da exposição, sua duração e via de exposição. Assim, sob qualquer forma em que se apresente, quando absorvido de forma continuada, mesmo em baixas concentrações, representa grave risco para o homem e seres vivos em geral. O mercúrio possui efeito cumulativo, tornando-se, causa de perturbação crônica e progressiva das funções metabólicas e celulares dos indivíduos que a ele estão expostos (BERLIN *et al.*, 2015).

Os compostos de Hg são quimicamente atraídos por grupamentos sulfidrila (-SH), ligando-se às proteínas de membranas e enzimas, tornando-se danosos às membranas celulares, dificultando o transporte celular (BERLIN *et al.*, 2015).

A toxicidade do mercúrio está diretamente relacionada à sua ligação covalente com os grupos tióis das diferentes enzimas celulares nos microssomas e mitocôndrias, o que leva à interrupção do metabolismo e função celular. Como as proteínas que tem grupos tiol existem tanto nas membranas extracelulares como nas intracelulares e nas organelas, estes grupos representam uma parte integral na estrutura ou função da maioria das proteínas (OPAS, 2011).

O mercúrio promove uma ação tóxica sobre os sistemas enzimáticos, devido a precipitação de proteínas sintetizadas pela célula, principalmente pelos neurônios e inibição de grupos de enzimas essenciais. Como íon, altera vários sistemas metabólicos e enzimáticos, inibindo a síntese de proteínas da mitocôndria, afetando a função energética da célula. E isto ocorre devido a capacidade de fixar-se em grupos celulares ricos em radicais sulfidríla (RAMIREZ, 2008; OPAS, 2011).

O mercúrio induz à formação de metalotioneína (receptor proteico de baixo peso molecular), unindo-se a elas causando saturação em seus receptores, e isto ocorre em vários órgãos. Esta adesão em excesso pode causar alterações orgânicas no mesmo local de sua produção (RAMIREZ, 2008; OPAS, 2011). Nos rins, por exemplo, atua diminuindo a atividade das fosfatases alcalinas dos túbulos proximais e altera o transporte de potássio e ATP-ases na membrana (RAMIREZ, 2008).

Um estímulo de resposta imunológica ocasionada por curtas exposições ao metilmercúrio vem sendo observada. Durante intoxicações alimentares, por exemplo, ocorrem alterações cromossômicas e anomalias congênitas, que podem ser explicadas devido à capacidade do metilmercúrio de fixar-se sobre ácidos desoxirribonucleicos acarretando a desnaturação ou ações reversíveis da adenina e timina (OPAS, 2011).

O mercúrio é capaz de causar lesões celulares em qualquer tecido, basta haver acúmulo do metal em concentração suficiente (RAMIREZ, 2008).

3.5 Efeitos à saúde humana

O Hg e seus compostos podem causar vários danos à saúde, por sua afinidade com grupamentos sulfidríla presentes em sistemas enzimáticos, interferindo em diferentes órgãos e tecidos. Os efeitos nocivos associados ao Hg atingem os sistemas: nervoso, reprodutivo, digestivo, renal, cardíaco, imunológico, respiratório, entre outros (HOLMES *et al.*, 2009; HOGBERG *et al.*, 2010; FRAGOMENI *et al.*, 2010; BERLIN *et al.*, 2015). O sistema nervoso central (SNC) é o principal órgão-alvo do metilmercúrio, pois sofre os danos mais importantes observados em humanos, afetando, principalmente, áreas específicas do cérebro, como cerebelo e lobos temporais (CRESPO-LÓPEZ *et al.*, 2007).

Quanto à exposição ao mercúrio inorgânico, o rim é o principal órgão afetado (KLAASSEN *et al.*, 2012; BERLIN *et al.*, 2015). Estima-se que, no mundo, ocorram cerca de 250 mil casos de morbidade e mortalidade por ano, decorrentes da neurotoxicidade (PACHECO-FERREIRA, 2008). A exposição humana às altas concentrações de Hg metálico, orgânico e inorgânico pode danificar permanentemente o cérebro, rins, e comprometer o desenvolvimento do feto, como também no início da vida da criança ocasionando retardamento no seu desenvolvimento (LEE *et al.*, 2010; BUENO *et al.*, 2011; BERLIN *et al.*, 2015; OHLANDER *et al.*, 2016).

As intoxicações crônicas ocorrem quando há exposição a baixas concentrações durante um período prolongado de tempo (meses, anos ou toda a vida), o que acarreta no acúmulo da substância tóxica no organismo, quando há desequilíbrio entre absorção e eliminação do agente químico (PACHECO-FERREIRA, 2008).

A exposição crônica a baixos níveis de mercúrio pode resultar em sintomas neurológicos, como tremores, distúrbios cognitivos e emocionais (COPELAND *et al.* 2007; HADDAD, 2015).

Contra a toxicidade do Hg, existem evidências de que o Selênio atue nessa proteção em situações de exposição ao metilmercúrio (CUSACK *et al.*, 2016; KARITA *et al.*, 2016; WANG *et al.*, 2017).

3.6 Biomarcadores de exposição

Os principais marcadores biológicos de mercúrio são o sangue, urina e cabelo. Também podendo ser utilizados o sangue do cordão umbilical e o leite materno (RAIMANN *et al.*, 2014).

O cabelo é um excelente biomarcador para avaliação de exposição ao metilmercúrio, cuja concentração encontrada reflete a concentração no sangue no momento da formação dos fios analisados. O cabelo constitui um importante indicador na estimativa do grau de exposição ao mercúrio pela alimentação, sendo frequentemente utilizada para avaliar exposição em comunidades ribeirinhas e pescadores na Amazônia (RAIMANN *et al.*, 2014; MILHOMEM-FILHO *et al.*, 2016). No entanto, no cabelo, as concentrações de mercúrio podem ser aumentadas pela ligação do mercúrio exógeno com a superfície. Além disso, a exposição oral concomitante ao mercúrio inorgânico, resulta em uma maior concentração no sangue do que no cabelo (WHO, 2000).

A concentração urinária de mercúrio está relacionada com o nível de mercúrio inorgânico acumulado nos rins, sendo um bom indicador de exposição a vapores de mercúrio (PARUCHURI *et al.*, 2010; MENDES, 2017). Já a aferição de mercúrio no sangue umbilical é mais precisa para determinar exposição pré-natal ao metilmercúrio (RAIMANN *et al.*, 2014).

Os níveis sanguíneos podem servir como indicadores de exposição recente de vapor de mercúrio. As concentrações de mercúrio na urina ou no sangue podem ser diminuir, após o indivíduo exposto se afastar da origem da exposição, não obstante ao fato, as concentrações em órgãos críticos podem ainda ser elevadas. Por outro lado, os níveis de urina podem se correlacionar com a exposição em longo prazo (WHO, 2000; BERLIN *et al.*, 2015).

3.7 Valores de Referência

No Brasil, a exposição ocupacional a substâncias químicas é regulada por limites de exposição estabelecidos por normas regulamentadoras (NRs) do Ministério do Trabalho e Previdência Social e da Associação Brasileira de Normas Técnicas (NBRs), que classificam o mercúrio como substância perigosa para a saúde humana e para o ambiente e com grau máximo de insalubridade para o trabalhador (OIKAWA, *et al.*, 2007; GRIGOLETTO *et al.*, 2008).

Para avaliar possíveis riscos devido à exposição por inalação, a agência ambiental americana (USEPA) estabeleceu uma dose de referência por inalação – RfD, que se apresenta como uma estimativa máxima de exposição diária de uma população humana (incluindo os grupos sensíveis). Para o cloreto de mercúrio, a RfD desenvolvida pela EPA é de $0,3 \mu\text{g kg}^{-1} \text{d}^{-1}$ e para metilmercúrio de $0,1 \mu\text{g kg}^{-1} \text{d}^{-1}$, e uma concentração de referência de inalação (RfC) para o mercúrio elementar de $0,3 \mu\text{g m}^{-3}$ de ar (OPAS, 2011).

Mesmo diante de estudos que demonstram os danos causados aos expostos pelo Hg, os níveis de referência não devem ser utilizados como um limite de segurança, já que há incertezas sobre a relação do grau de risco à saúde quando relacionado aos níveis de referência excedidos (OPAS, 2011).

3.8 A Convenção de Minamata – Um tratado Global

A Convenção de Minamata é um tratado global para proteger a saúde humana e o ambiente dos efeitos adversos do mercúrio. A Convenção teve sua origem nas discussões que ocorreram no âmbito do Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (PNUMA), sobre os riscos do uso de mercúrio. A partir da Decisão 25/5 UNEP/GC de 2009, que convocou os governos a elaborar um instrumento legalmente vinculante para o controle do uso de mercúrio, visando proteger à saúde humana e ao meio ambiente, foi iniciado um processo de negociação global (UNEP, 2013).

Em fevereiro de 2009, o Conselho Administrativo (GC) do Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente – PNUMA, reuniu-se em Nairóbi, Quênia, quando representantes de 150 governos concordaram em estabelecer um Comitê Intergovernamental para negociar os termos de um Tratado Global legalmente obrigatório sobre o mercúrio em todo o mundo (TOXISPHERA, 2013). Neste mesmo ano, foi elaborado um instrumento jurídico e global sobre o uso do mercúrio. Foi instituído um Comitê de Negociação Intergovernamental (*Intergovernmental Negotiating Committee - INC*) onde foram realizadas cinco sessões de negociações objetivando que em 2013 fosse elaborado o texto da Convenção de Minamata sobre o Mercúrio (UNEP, 2013).

O Brasil e mais 127 países assinaram a convenção em 2013. Desta forma, os países signatários terão suas atividades sobre mercúrio vinculadas a um pacto global, visando à redução do uso do metal (UNEP, 2013; HADDAD, 2015; UNEP, 2015).

A cidade de Kumamoto foi escolhida para sediar a conferência, porque estar próxima à cidade de Minamata, onde ocorreu o desastre que culminou na contaminação da população com mercúrio na década de 1950, durante o desenvolvimento industrial da região. Foi estimado que, cerca de, 150 toneladas da substância foram despejadas na baía, contaminando a água, os peixes e frutos do mar, base da alimentação da população da região. Depois do ocorrido em Minamata, somente em 1997, o governo japonês declarou que os níveis de mercúrio estavam seguros para o consumo humano dos alimentos proveniente dos rios e mares regionais (MMA/Portal Brasil, 2014).

A Convenção estabelece diretrizes e obrigações sobre o controle de fontes e comércio de mercúrio, que incluem o banimento da mineração primária da substância; medidas para o controle e a redução de emissões e liberações de mercúrio ao meio ambiente; eliminação ou redução do uso do mercúrio em determinados produtos e processos industriais, assim como o manejo sustentável de resíduos de mercúrio; elaboração de planos nacionais para a redução do uso de mercúrio na mineração de ouro artesanal e em pequena escala (garimpo) e promoção da cooperação internacional em temas relacionados à matéria, inclusive por meio de recursos financeiros a países em desenvolvimento. Visa o banimento de novas minas de mercúrio e prazo de 15 anos para fechamento das atuais, que somente poderão comercializar mercúrio para usos estritamente permitidos (MMA, Portal Brasil 2014; UNEP, 2015). A Convenção também aborda o seu armazenamento temporário e sua disposição, uma vez que se transformam em

resíduos de locais contaminados por mercúrio que também podem gerar problemas de saúde (BERLIN *et al.*, 2015; UNEP, 2015).

De acordo com o tratado, até 2020, o mercúrio deverá ser eliminado de baterias, pilhas, lâmpadas, cosméticos, pesticidas e outros materiais. As normas para reduzir as emissões atmosféricas do metal incluem práticas ambientais e as melhores técnicas disponíveis para novos empreendimentos. No caso das instalações existentes, será necessário estabelecer metas de diminuição. Além disso, a Convenção estabelece a obrigação das partes de desenvolver e implementar um Plano de Ação Nacional, com medidas de controle do metal para comércio legal e ilegal e uso nos garimpos; a adoção de estratégias para promover redução de exposição, liberações e emissões, comércio e uso; medidas para assegurar que o mercúrio e seus compostos estocados serão usados apenas para os usos permitidos na Convenção; gerenciamento ambientalmente saudável dos resíduos; transporte de resíduos permitido apenas para disposição; medidas baseadas em guias relevantes sobre estocagem interina desenvolvidos pela Convenção da Basiléia. Da mesma forma, devem ser desenvolvidas estratégias apropriadas para identificação, avaliação, priorização, gerenciamento e remediação de sítios contaminados por mercúrio. Quanto às questões que envolvem a saúde humana, a Convenção estabelece que as Partes devam promover o desenvolvimento e implementação de estratégias e programas para identificar e proteger populações vulneráveis e em risco; promover educação, programas preventivos e ocupacionais e promover serviços de saúde adequados para prevenir, diagnosticar, tratar e monitorar exposição ao mercúrio e seus compostos e estabelecer capacidade institucional para esses serviços (UNEP, 2013).

4. FATORES AMBIENTAIS E AS EMISSÕES ATMOSFÉRICAS DE Hg

4.1 Solo, Temperatura e Radiação

As emissões de Hg⁰ a partir do solo estão positivamente correlacionadas com a temperatura do ar ambiente, a temperatura da superfície do solo e a radiação solar, e apresentam um padrão diurno com um máximo de emissões durante a tarde. Estas emissões estabelecem relações negativas com a umidade do solo e umidade relativa (MOORE *et al.*, 2005; GABRIEL *et al.*, 2006; CHOI *et al.*, 2009).

Medidas dos fluxos de Hg no solo da floresta de Huntington (Adirondacks) foram utilizadas para determinar o impacto de variáveis, incluindo a radiação solar e a temperatura da superfície do solo nos fluxos de emissão de Hg (CHOI *et al.*, 2009). Outros experimentos investigaram a importância da temperatura da superfície do solo, radiação UV e atividade biológica sobre a magnitude das emissões de Hg. O resultado das medidas com diferentes solos sugeriu que a emissão de Hg dos solos é parcialmente limitada por folhas caídas que cobrem os solos, o que ajuda a manter a umidade do solo relativamente alta e limita a quantidade de calor e a radiação solar atingindo a superfície do solo (CHOI *et al.*, 2009).

Em experimentos de laboratório, a exposição aos raios UV-A (365 nm) não produziu efeito significativo sobre as emissões de Hg, enquanto que, durante a exposição à luz UV-B (302 nm), as emissões aumentaram drasticamente, sugerindo que UV-B está diretamente associado à redução de Hg no solo. Em geral, esses resultados indicam que os processos bióticos

têm uma influência relativamente constante e menor sobre a emissão de Hg do solo do que os processos abióticos (CHOI *et al.*, 2009).

Em regiões com bacias hidrográficas com vegetação natural tendem a ter baixos índices de carga para deposição de Hg ($< 0,1$), enquanto que as áreas urbanizadas apresentaram maiores proporções (0,34 - 1,0), e isto se dá pela impermeabilidade dos ambientes urbanos. Em ecossistemas com vegetação natural, o Hg é mantido no solo podendo ser transportado posteriormente por processos de erosão ou em associação com o carbono orgânico dissolvido (DOMAGALSKI *et al.*, 2016).

5. HISTÓRICO DA ÁREA CONTAMINADA

5.1 Descoberto e o afloramento do mercúrio

Em meados do século 17, por determinação do governo, todo ouro, diamante e mercadorias deveriam ser transportados pelo chamado Caminho Novo, que ligava a região das minas ao Rio de Janeiro, visando com isso garantir o pagamento de impostos e encargos. Com o esgotamento das minas auríferas da província de Minas Gerais, a região situada a leste do Caminho Novo, compreendendo boa parte da atual Zona da Mata mineira, passou a ser cobiçada, na esperança de novas descobertas de ouro. Em seus diários, o alemão Grigory Ivanovitch Langsdorff, expedicionário e cônsul-geral da Rússia no Brasil, mencionou que o ouro foi encontrado pela primeira vez por um agricultor, num pequeno riacho em sua propriedade. A notícia espalhou-se atraindo pessoas para a província de Minas Gerais. Há evidências de que, em algum momento, os mineradores utilizaram a amalgamação, com uso de mercúrio elementar, no processo de apuração do ouro (FEAM, 2006).

Segundo relatos históricos, foram desenvolvidas atividades de garimpo de ouro na região no período compreendido entre 1824 e meados do século XX. A região de Descoberto foi local de retirada de grande quantidade de ouro de aluvião. O Hg, depois de utilizado, era descartado no próprio local. No início do século XX, a diminuição do ouro determinou o término das atividades em escala comercial (PEREIRA, 2011).

Em 20 de Dezembro de 2002, foi observado afloramento de mercúrio elementar na localidade denominada Serra do Grama, área rural do município de Descoberto, na Zona da Mata do Estado de Minas Gerais (TINOCO, 2008; TINOCO *et al.*, 2010). Moradores perceberam a presença do mercúrio em sua forma líquida devido à realização de um corte no terreno de uma propriedade particular, na intenção de abertura de uma estrada de acesso (MARQUES, 2007). O ponto de afloramento situa-se a, aproximadamente, 20 m do córrego Rico (Figura 03), que deságua no Ribeirão do Grama, pertencente à sub-bacia do Rio Pomba, afluente do Paraíba do Sul (FEAM, 2006) (Figura 02).

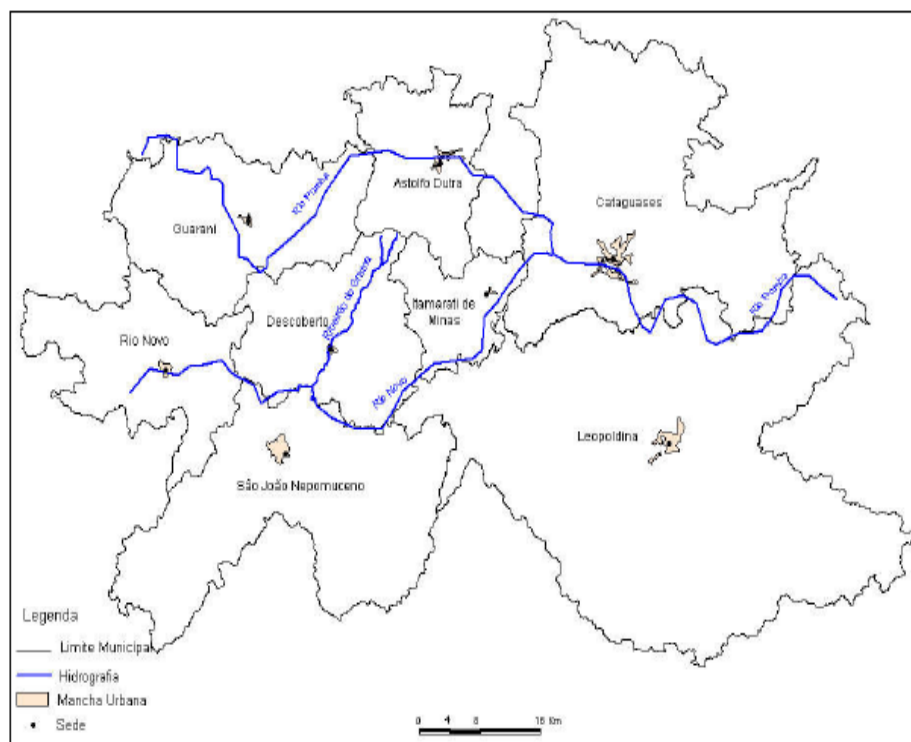


Figura 02: Principais rios da região.
 Fonte: FEAM, 2006.

Na região afetada moravam cerca de 70 famílias, totalizando, aproximadamente, 300 pessoas. A área no entorno do foco, com cerca de 450 ha, é constituída por Mata Atlântica, cachoeiras e diversas espécies de fauna e flora. As águas da bacia do Ribeirão do Grama são utilizadas para recreação, natação, pesca e dessedentação de animais. Além disso, o Ribeirão é o principal manancial de abastecimento do núcleo urbano do município de Descoberto e de parte de São João Nepomuceno até dezembro de 2002, quando a captação, foi suspensa. A prefeitura municipal e a COPASA suspenderam a utilização das águas do ribeirão do Grama para abastecimento da população, quando foram informadas sobre o afloramento de mercúrio próximo a um afluente da bacia (TINOCO, 2008).

Após algumas investigações, foi confirmada a presença do Hg em amostras de diferentes compartimentos ambientais (água, sedimento e solo) (FEAM, 2006; TINOCO *et al.*, 2010; WINDMOLLER *et al.*, 2015).

Em fevereiro de 2003, após a comunicação sobre o afloramento, técnicos da FEAM realizaram vistorias e amostragens de solo, água superficial, sedimentos de rios, água subterrânea e vegetais. Este estudo foi realizado em parceria com o Centro de Desenvolvimento da Tecnologia Nuclear (CDTN), Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais (CPRM) e Fundação Centro Tecnológico de Minas Gerais (CETEC). Medidas de controle foram implementadas, visando à proteção humana e ambiental (FEAM, 2006) (Figura 03).

Em março de 2003, realizou-se a construção de barragem de contenção (retenção de material sólido transportado superficialmente) e a implementação do canal de drenagem para desvio do fluxo de águas superficiais para fora da área contaminada. Em agosto de 2003, devido aos resultados das amostragens de solo, houve a interdição e cercamento da área (8.000 m²) e construção de uma estrada substituindo a bloqueada. Em janeiro de 2004, com base nos resultados das amostras de água, houve o monitoramento do mercúrio nas águas do Córrego

Rico e Ribeirão do Grama, com o objetivo de restabelecer o abastecimento público. Em fevereiro de 2004, com base nos novos resultados da análise do solo, foi necessária a implantação de canal de drenagem, com 170 m de comprimento, dentro da área interditada, com o intuito de desviar a água drenada para a área não contaminada. Ainda em fevereiro de 2004, foi construída uma nova barreira de contenção (a 1,5 m à jusante da implantada em março de 2003), instaladas 4 câmaras (sedimentação de material sólido pelas águas que drenam a área contaminada), e 2 tanques (tratamento físico das águas que passam pelas caixas de sedimentação, para posterior lançamento no córrego Rico) (FEAM, 2006) (Figura 04).

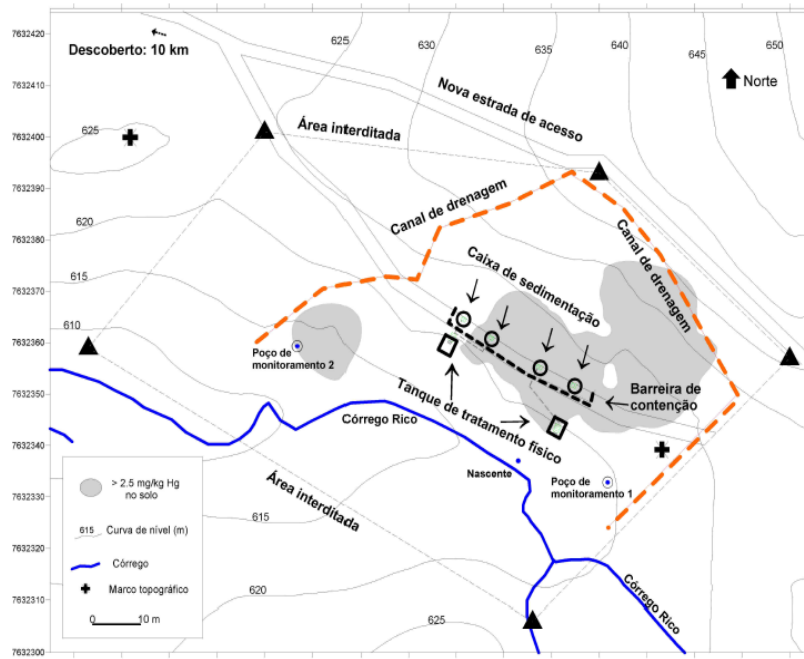


Figura 03: Medidas de contenção na área contaminada (FEAM, 2006).



Figura 04: Barreiras de contenção (a, b e d); caixa de sedimentação (c e d).
Fonte: Fotos tiradas pela autora em abril de 2016.

6. MATERIAL E MÉTODOS

6.1 Área de estudo

O estudo foi realizado no município de Descoberto, 21°26'15" de latitude Sul, 42°56'15" de longitude Oeste e altitude de 389 metros no ponto central da cidade, localizado no sudeste do Estado de Minas Gerais, integrando a mesorregião da Zona da Mata e a microrregião de Juiz de Fora. A temperatura do ar média anual é de 21,0 °C, com máximas e mínimas de 27,9 e 15,3 °C, respectivamente, e precipitação total em torno de 1.581 mm anuais (IBGE, 2010) (Figura 05).

Com área territorial igual a 213,17 km² e população estimada de 4.989 habitantes em 2014, a densidade demográfica de Descoberto ficou em 23,4 hab/km². Entre os anos de 2000 e 2010, o Índice de Desenvolvimento Humano (IDH) passou de 0,563 para 0,680, o que possibilitou ao município passar para a faixa de Baixo Desenvolvimento Humano Municipal (IBGE, 2010).

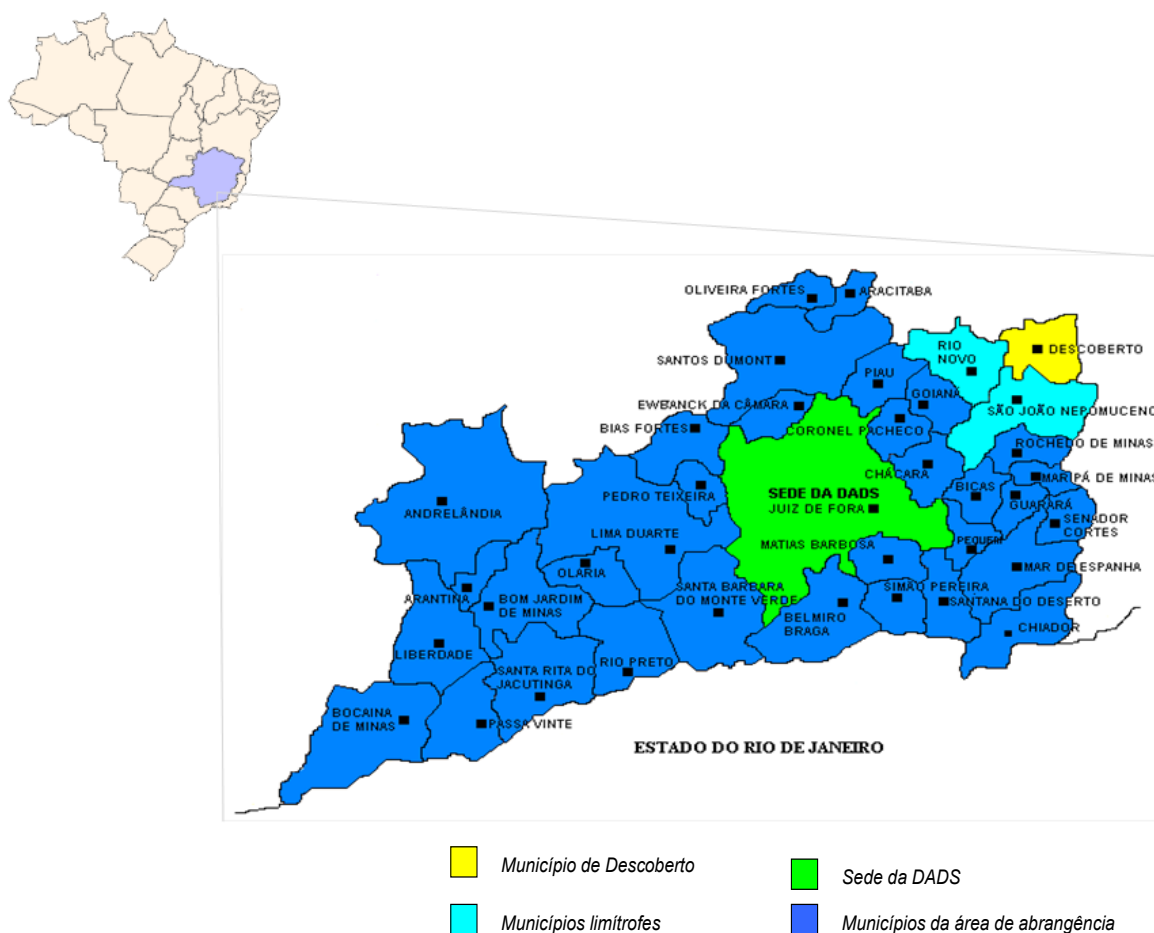


Figura 05: Localização do Município de Descoberto / MG.

Fonte: IBGE, 2010.

6.2 Caracterização do Meio Físico

6.2.1 Clima

No Estado de Minas Gerais, observam-se duas estações climáticas, uma de setembro a março, caracterizada por temperaturas mais elevadas do ar e maiores precipitações (chuvosa), outra de abril a agosto, que coincide com o inverno, caracterizada por menores temperaturas do ar e menores índices de chuva (seca) em relação à outra estação (IBGE, 2010).

Na Zona da Mata Mineira, são observadas as classes climáticas Aw, Cwa e Cwb segundo a classificação de Köppen & Geiger. O local do estudo é caracterizado pela classe climática Cwa, de clima temperado úmido com inverno seco e verão quente. Observa-se que a distribuição da precipitação dessa classe climática concentra-se principalmente nos meses de novembro, dezembro, janeiro, com níveis superiores a 200 mm / mês, sendo responsáveis por 50 % da precipitação anual (SÁ JUNIOR, 2009).

6.2.2 Geologia

O município de Descoberto está inserido nos domínios litológicos da Megassequência Andrelândia e do Complexo Juiz de Fora. A área contaminada encontra-se especificamente em terrenos da Megassequência Andrelândia, que é essencialmente composta por gnaisses granatíferos de derivação pelítica a semipelítica (OLIVEIRA, 2014).

A área do estudo encontra-se inserida na Bacia Hidrográfica do Ribeirão do Grama, apresenta blocos e matacões de rochas gnáissicas na base e meia encosta das montanhas. Em toda extensão dessa bacia, há estruturas geológicas (fraturas, falhas) que exercem forte controle sobre a drenagem local. O Ribeirão da Grama escoar em um vale encaixado sobre litologias da Megassequência Andrelândia (FEAM, 2006). A topografia é acidentada de proporções plana (5 %), ondulada (20 %) e montanhosa (75 %) (IBGE, 2010). O cenário geológico da área contaminada é o mesmo descrito para a Bacia do Ribeirão do Grama. São comuns os blocos e matacões de rochas gnáissicas e charnockíticas, dispersos ao longo das vertentes das elevações que margeiam o córrego Rico (FEAM, 2006).

6.2.3 Geomorfologia

A área de estudo está inserida no Domínio Morfoestrutural das Faixas de Dobramentos Remobilizados, nas unidades geomorfológicas chamadas de Unidade de Depressão Escalonada dos Rios Pomba - Muriaé e Alinhamentos de Cristas do Paraíba do Sul. A Unidade de Depressão Escalonada dos Rios Pomba – Muriaé apresenta quadro morfológico relacionado ao controle climático, com seu relevo dissecado pelas bacias dos Rios Pomba e Muriaé. Exibe um relevo escalonado, com cotas altimétricas que oscilam de entre 100 e aproximadamente 700m (OLIVEIRA, 2014).

6.2.4 Pedologia

Em Descoberto, predomina a classe dos Latossolos, inclusive na área contaminada. São normalmente muito profundos ou profundos, com sequência de horizontes A, B e C com

transições difusas e graduais entre os subhorizontes, variando de acentuadamente a bem drenados. Apresentam textura variável, de média a muito argilosa, geralmente muito profundos, porosos, macios e permeáveis com pequena diferença no teor de argila ao longo do perfil. Normalmente estão flocculados, comportando-se como de textura arenosa, aumentando sua permeabilidade (EMBRAPA, 2002; FEAM, 2006; IBGE, 2010; FEAM, 2010; OLIVEIRA, 2014).

Na área contaminada, até cerca de 60 cm de profundidade predominam solos de cor escura, contendo raízes, húmus e detritos orgânicos (muita riqueza em matéria orgânica), com textura constituída em média por 40% argila, 15% silte e 45% areia, sendo classificado como argilo-arenoso, o que o torna granulometricamente apropriado para reter o Hg (OLIVEIRA, 2014).

O pH do solo da área contaminada também favorece essa retenção, pois apresenta níveis que variam entre 5,3 - 7,9, com o valor médio de 5,8. O mercúrio encontrado apresenta-se mais retido na fração silte/argila, correspondendo ao tamanho de grãos menores do que 0,062 mm (FEAM, 2006; OLIVEIRA, 2014).

6.2.5 Hidrografia

A bacia hidrográfica do município de Descoberto é formada pelos Rios Pomba e Novo (afluente do Rio Pomba), que também compõe a Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul. Os principais afluentes que definem as sub-bacias são Córrego dos Mineiros, Grama, Rico e São Manoel (IBGE, 2010).

O município de Descoberto – MG é drenado por inúmeros cursos de água, destacando-se o Rio Novo, o Ribeirão da Grama e o seu principal afluente, o Córrego Pouso Alegre. O Ribeirão da Grama é um tributário da margem esquerda do Rio Novo, que pertence à sub-bacia do Rio Pomba e é formador da bacia do Rio Paraíba do Sul. As águas da bacia do Ribeirão da Grama encontram-se como o principal manancial de abastecimento para o núcleo urbano de Descoberto, que apresenta área igual a 79,2 km², enquanto a microbacia do córrego Rico, que corta a área contaminada, possui extensão de 0,9 km² (FEAM, 2006).

A zona rural do município é abastecida por águas provenientes das diversas nascentes da região. As águas do Ribeirão do Grama também são destinadas para abastecimento do município de São João Nepomuceno (FEAM, 2006).

6.2.6 Vegetação

Atualmente, predominam na paisagem da região as gramíneas formadoras das pastagens, ocorrendo algumas manchas conservadas de Mata Atlântica, devido à topografia acidentada (FEAM, 2006).

6.3 Coleta de dados

6.3.1 Levantamento Bibliográfico

Como base inicial do estudo, utilizou-se o relatório técnico “Diagnóstico da Contaminação Ambiental em Descoberto”, da Fundação Estadual do Meio Ambiente / Minas Gerais (FEAM), Centro de Desenvolvimento da Tecnologia Nuclear – CDTN / Comissão Nacional de Energia Nuclear (CNEN) e Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais (CPRM).

Revisão bibliográfica em bases de dados como Google, Google Acadêmico e *Scientific Electronic Library Online* (SciELO), *PubMed*, *ScienceDirect*, *Elsevier*, utilizando como descritores *atmospheric mercury*, *elemental mercury*, *mercury in* Descoberto, *environmental contamination in* Descoberto.

Para o levantamento de dados secundários, utilizou-se fontes do IBGE, Ministério do Meio Ambiente (MMA), Conselho Estadual de Política Ambiental (COPAM), Fundação Centro Tecnológico de Minas Gerais (CETEC), *United Nations Environment Programme* (UNEP), utilizando os mesmos descritores citados para obtenção da revisão bibliográfica.

6.3.2 Amostras Ambientais

Para a amostragem de ar atmosférico utilizou-se um espectrômetro de absorção atômica com correção por Efeito Zeeman, o analisador portátil para mercúrio modelo RA-915M (*Lumex Instruments*, São Petersburgo, Rússia) (Figura 06), que quantifica instantaneamente os níveis de mercúrio no ar.

Nos pontos de coleta, realizaram-se marcações das coordenadas geográficas por GPS, modelo e-trex 30 (Garmin, USA) para posterior mapeamento das concentrações de Hg.



Figuras 06: analisador portátil para mercúrio Lumex.

A seleção dos pontos de coleta das amostras seguiu critérios acordados entre as equipes (UFRJ, Superintendência Regional de Saúde de Juiz de Fora e de São João Nepomuceno)

durante as visitas de campo, utilizando alguns dos pontos analisados durante o projeto “Elaboração de Protocolo Clínico e Diretrizes Terapêuticas para Vigilância em Saúde de Populações Expostas ao Mercúrio”. Os pontos selecionados encontram-se próximos aos principais corpos hídricos, locais de abastecimento e captação de água.

Para um melhor acompanhamento das emissões atmosféricas de mercúrio em Descoberto (MG), três campanhas para coleta de amostras de ar foram realizadas, considerando diferentes sazonalidades e com base na metodologia utilizada na pesquisa supracitada.

Com o intuito de reduzir os fatores de confundimento na análise dos resultados das emissões, houve padronização dos horários das referidas aferições ao longo das três campanhas. Logo, o horário da aferição do ponto 1 na campanha 1 foi seguido como padrão para as aferições nas campanhas seguintes. Este horário definido para todos os pontos na campanha 1 foi seguido nas campanhas seguintes, não ultrapassando um desvio padrão de ± 1 h.

A primeira campanha foi realizada entre 27 e 29 de abril de 2016, onde foram coletadas amostras de ar nos 34 pontos predeterminados. Nesta campanha, utilizou-se o equipamento previamente calibrado, Lumex. A campanha 1 teve como finalidade verificar concentrações de Hg^0 em período de maior precipitação. Foi a única campanha realizada com chuva. Nesta campanha, foram avistadas balsas de mineração, que, segundo relatos dos moradores, surgiram logo após o rompimento da barragem de Fundão, subdistrito de Bento Rodrigues, Mariana, Minas Gerais, que se localiza aproximadamente a 200 km de Descoberto (Figura 07).



Figura 07: Registro da presença de balsas ao longo do Rio Novo (Campanha 1 – Abril de 2016).

A segunda campanha ocorreu entre 18 e 21 de julho de 2016, e a terceira no período de 12 a 14 de setembro de 2016, ambas com a utilização do equipamento Lumex.

Foram coletadas amostras de ar em 34 pontos (Figura 08), sempre com o equipamento posicionado a 1,50 m de altura e ambiente aberto. Em cada ponto de coleta, foram realizadas 10 leituras consecutivas, devidamente registradas para posterior análise dos dados.

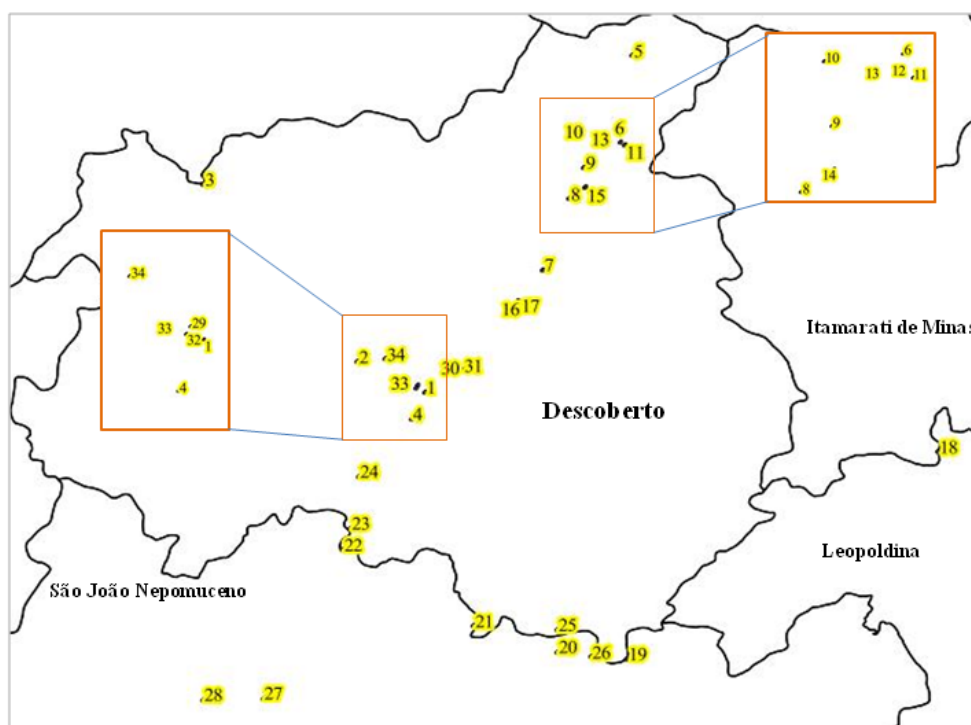


Figura 08: Distribuição dos pontos de coleta de amostra de ar.

6.3.3 Análise dos dados

Os resultados foram analisados, com prévia normalização dos dados, por meio de métodos estatísticos de análise exploratória, estatística descritiva (média, desvio padrão, máximo, mínimo, *outliers*), seguido por análise multivariada (análise de agrupamento - *cluster*). Na análise de agrupamento, utilizou-se o método de Ward, tendo como medida de similaridade a distância Euclidiana ao quadrado. Para tal, utilizou-se o software *Statistical Package for the Social Sciences* (SPSS) 13.0 for Windows® (SPSS Inc., Chicago, USA) e o software *Statística*® (TIBCO Software Inc., Califórnia, USA).

Com os resultados obtidos nas análises estatísticas foram gerados mapas contendo os agrupamentos por similaridade e uma representação das concentrações atmosféricas de mercúrio aferidas durante as três campanhas no município de Descoberto-MG. Para esta etapa utilizou-se uma ferramenta de Sistema de Informação Geográfica-SIG, o software *QGIS* 2.18.11.

7. RESULTADOS E DISCUSSÃO

A partir da análise de agrupamento, seis grupos foram formados apresentando similaridade em relação aos resultados médios obtidos durante as três campanhas, por ponto amostrado. O denominado grupo 1 foi composto pelos pontos P1, P22, P23, P3, P34, P26, P32 e P33. O grupo 2 pelos pontos P9 e P19. O grupo 3 foi composto pelos pontos P7, P25 e P31. O grupo 4 os pontos P2, P8, P14, P5 e P30. O grupo 5 pelos pontos P4, P24, P10, P13, P12, P16, P6, P29, P18 e P27. O grupo 6 com os pontos P11, P20, P15, P28, P17 e P21 (Figura 10).

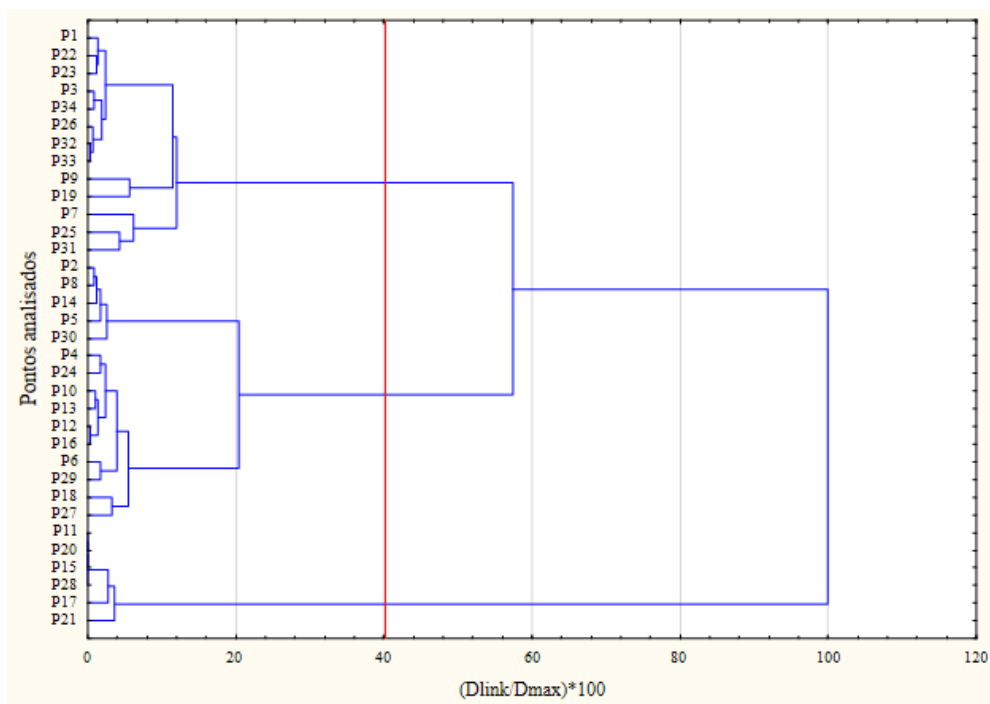


Figura 10: Dendrograma dos grupos formados por similaridade nas médias das concentrações de mercúrio encontradas durante as três campanhas realizadas.

O mapa gerado baseado nos resultados do agrupamento por similaridade não demonstrou relação entre a localização dos pontos e a fonte de emissão conhecida (área contaminada) (Figura 11).

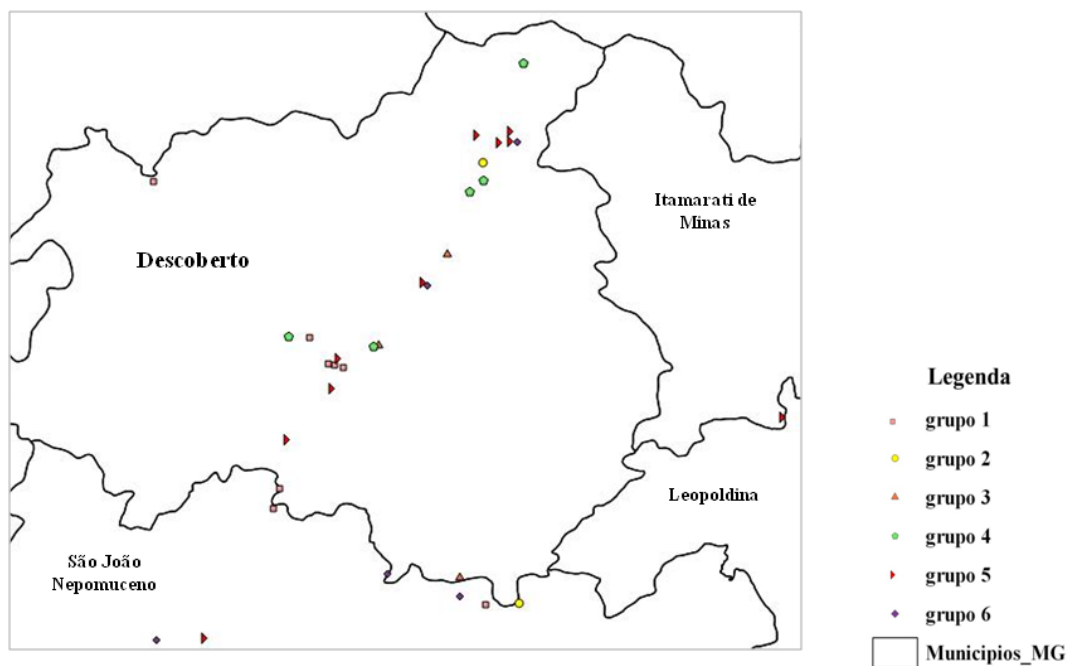


Figura 11: Mapa gerado contendo os grupos formados por similaridade.

O grupo 1 apresentou oito pontos com similaridades, sendo estes os pontos P1, P26, P32 e P33 localizados em área urbana, e os pontos P22, P23, P3 e P34, em área rural (Figuras 12 e 13).

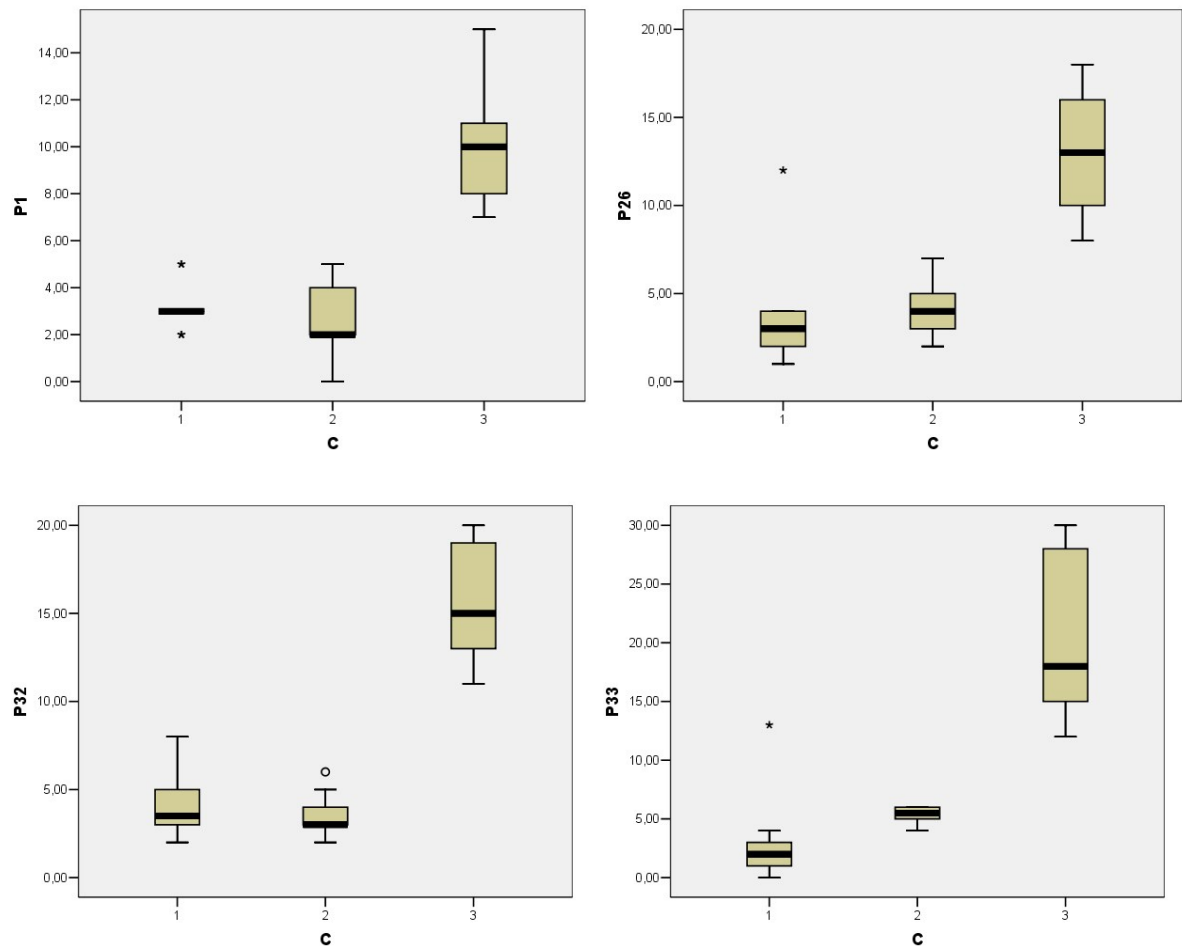
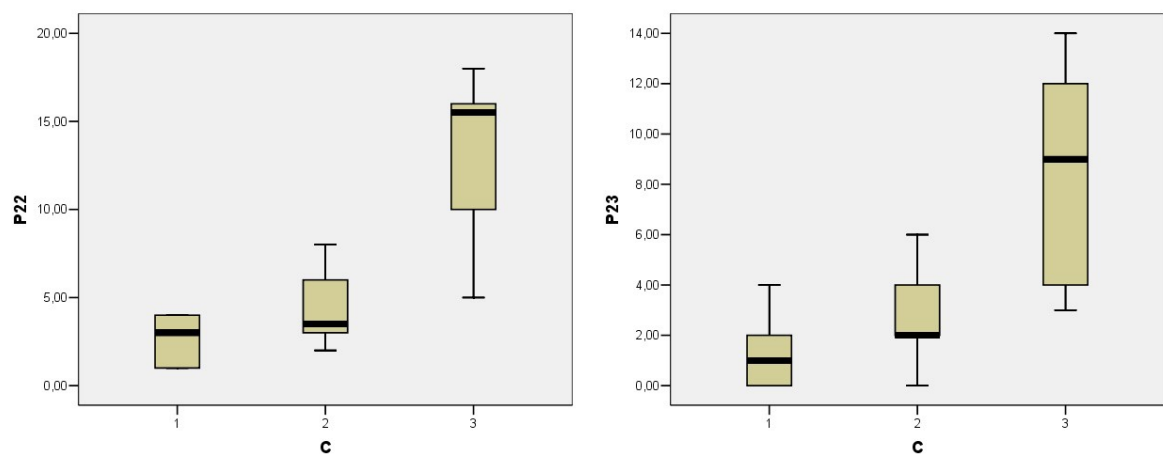


Figura 12: Concentrações de Hg⁰ obtidas nos pontos P1, P26, P32 e P33, nas campanhas 1, 2 e 3; localizados em área urbana. (Eixo y = concentrações de Hg⁰; Eixo x = campanhas de amostragem)



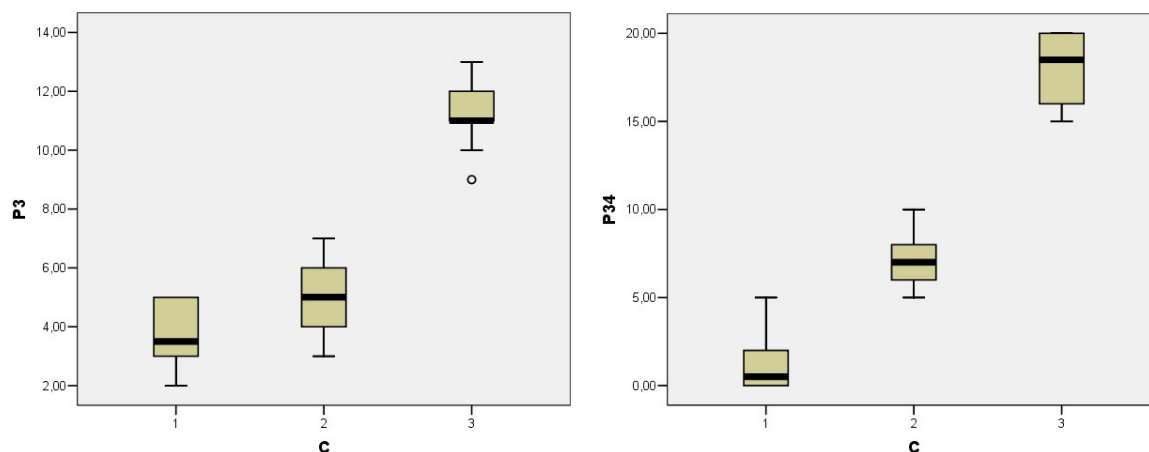


Figura 13: Concentrações de Hg^0 obtidas nos pontos P22, P23, P3 e P34, nas campanhas 1, 2 e 3; localizados em área rural. (Eixo y = concentrações de Hg^0 ; Eixo x = campanhas de amostragem)

No Ponto 1 (Unidade Básica de Saúde), as concentrações médias encontradas nas campanhas 1, 2 e 3 foram 3,2 ($\sigma=1,03$), 2,6 ($\sigma = 1,65$) e 10,1 $ng\ m^{-3}$ ($\sigma = 2,33$), respectivamente. Um valor igual a 35 $ng\ m^{-3}$ ($\sigma = 6,4$) foi detectado neste mesmo ponto por Amorim (2016).

O P26 (Escola Municipal de Araci) obteve nas campanhas concentrações médias de 3,7 ($\sigma = 3,1$), 4,2 ($\sigma = 1,6$) e 12,9 $ng\ m^{-3}$ ($\sigma = 3,4$). Os resultados encontrados nas campanhas 1 e 2 se assemelharam àquele registrado neste mesmo ponto, 4 $ng\ m^{-3}$ ($\sigma = 2,4$) por Amorim (2016).

Os Pontos P32 (Praça do centro de Descoberto) e P33 (Escola E. F. Manoel, Centro de Descoberto) apresentaram concentrações médias iguais a 4 ($\sigma = 1,7$) e 3 $ng\ m^{-3}$ ($\sigma = 3,7$) na campanha 1, 3,6 ($\sigma = 1,2$) e 5,4 $ng\ m^{-3}$ ($\sigma = 0,7$) na campanha 2 e 15,6 ($\sigma = 3,3$) e 20,7 $ng\ m^{-3}$ ($\sigma = 7,0$) na campanha 3. Nestas mesmas áreas de coleta, foram encontrados níveis de 15 ($\sigma = 8,0$) e 8,7 $ng\ m^{-3}$ ($\sigma = 5,3$) em Amorim (2016).

Em relação a estes pontos localizados em área urbana, notou-se que a similaridade está em, nas campanhas 1 e 2, não apresentarem resultados médios tão distantes entre si, com diferenças menores que 2,5 $ng\ m^{-3}$, apresentando os maiores resultados médios de concentração na campanha 3.

Resultados iguais a 2,7 ($\sigma = 1,3$), 4,3 ($\sigma = 2,1$) e 13,2 $ng\ m^{-3}$ ($\sigma = 4,4$) foram obtidos no Ponto 22 (Ponte Nova, Divisa de Descoberto com São João Nepomuceno), nas campanhas 1, 2 e 3, respectivamente. O resultado obtido em Amorim (2016), neste mesmo ponto, foi de 6 $ng\ m^{-3}$ ($\sigma = 1,7$). Neste ponto, o presente estudo teve como resultado na campanha 3 um valor médio de concentração maior do que o encontrado por Amorim (2016), sendo que ambas as aferições de Hg ocorreram em setembro, sendo Amorim no ano de 2014 e o presente estudo em setembro de 2016.

No ponto 23 (Mina do Roque), localizado à margem do Rio Novo, as concentrações médias foram de 1,3 ($\sigma = 1,3$), 2,5 ($\sigma = 1,8$) e 8,2 $ng\ m^{-3}$ ($\sigma = 4,3$), enquanto que esse valor foi de 49,2 $ng\ m^{-3}$ ($\sigma = 7,9$) na coleta realizada em Amorim (2016). Apesar de este ponto encontrar-se próximo ao Rio Novo, onde estavam presentes as balsas, em Amorim (2016) a média das concentrações foi seis vezes maior do que a maior média encontrada no presente estudo. Sendo utilizado o mesmo método de amostragem para todos os pontos de coleta.

Os Pontos P3 (Represa Botafogo), próximo ao Rio Pomba, e P34 (Ribeirão Pouso Alegre) tiveram médias iguais a 3,7 ($\sigma = 1,1$), 5,0 ($\sigma = 1,5$) e 11,1 ng m^{-3} ($\sigma = 1,1$); e 1,1 ($\sigma = 1,6$), 7,3 ($\sigma = 1,5$) e 18,2 ng m^{-3} ($\sigma = 1,9$), respectivamente. As médias encontradas anteriormente nestes mesmos pontos foram de 40 ng m^{-3} ($\sigma = 10,7$) e 11,3 ng m^{-3} ($\sigma = 3,7$) (AMORIM, 2016).

Em relação a estes pontos localizados em área rural, notou-se que a similaridade está no aumento progressivo das médias das concentrações com o passar das campanhas.

Observou-se que, todos os pontos pertencentes ao grupo 1 apresentaram os maiores resultados das concentrações médias na campanha 3.

O grupo 2 é representado pelos pontos P9 e P19. Ambos localizados em área rural (Figura 14).

No Ponto 9 (Residência J. dos Santos), as médias das concentrações foram 7,6 ($\sigma = 1,8$), 6,6 ($\sigma = 2,4$) e 8,7 ng m^{-3} ($\sigma = 2,3$), e o Ponto 19 (Rancho B. J., área do Rio Novo), com médias de 3,1 ($\sigma = 1,4$), 4,3 ($\sigma = 1,6$) e 4,4 ng m^{-3} ($\sigma = 1,9$). As concentrações de encontradas anteriormente no ar foram de 106 ($\sigma = 9,2$) e 3 ng m^{-3} ($\sigma = 2,1$) (AMORIM, 2016).

Tanto o ponto P9 quanto o P19 apresentaram na campanha 3 as maiores médias de concentração, em relação as campanhas 1 e 2. Notou-se que, mesmo a C3 sendo maior que as demais campanhas nos grupos 1 e 2, no grupo 1 o aumento entre C1 e C2 em relação a C3 foi muito maior.

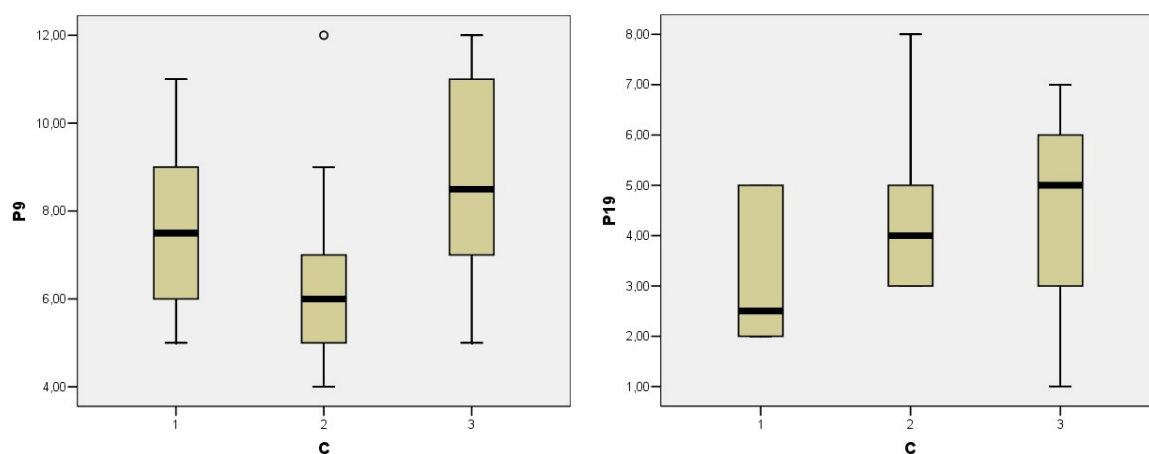


Figura 14: Concentrações de Hg^0 obtidas nos pontos P9 e P19 nas campanhas 1, 2 e 3; ambos localizados em área rural. (Eixo y = concentrações de Hg^0 ; Eixo x = campanhas de amostragem)

O grupo 3 foi composto pelos pontos P7 e P25 localizados em área rural, e o P31 em área urbana (Figuras 15 e 16).

As médias das concentrações no Ponto 7 (Lagoa de Rejeitos, antiga mineração de bauxita) foram de 4,2 ($\sigma = 1,5$), 1,5 ($\sigma = 1,4$) e 4,1 ng m^{-3} ($\sigma = 1,5$). O Ponto 25 (Ponte na divisa de Descoberto com Araci) encontra-se na área do Rio Novo e apresentou níveis iguais a 4,3 ($\sigma = 1,4$), 3,8 ($\sigma = 1,2$) e 6,2 ng m^{-3} ($\sigma = 1,4$), enquanto que no ponto P31 (Asilo) foram registrados 5,4 ($\sigma = 2,8$), 2,1 ($\sigma = 1,2$) e 10,5 ng m^{-3} ($\sigma = 3,1$). No entanto, Amorim (2016) obteve estes valores nestes mesmos pontos 29,1 ($\sigma = 4,7$), 5 ($\sigma = 2,7$) e 9 ng m^{-3} ($\sigma = 4,8$), respectivamente.

Neste grupo tanto os pontos localizados em área rural quanto em área urbana apresentaram, na campanha 2, as menores médias de concentração de Hg^0 em relação as campanhas 1 e 3.

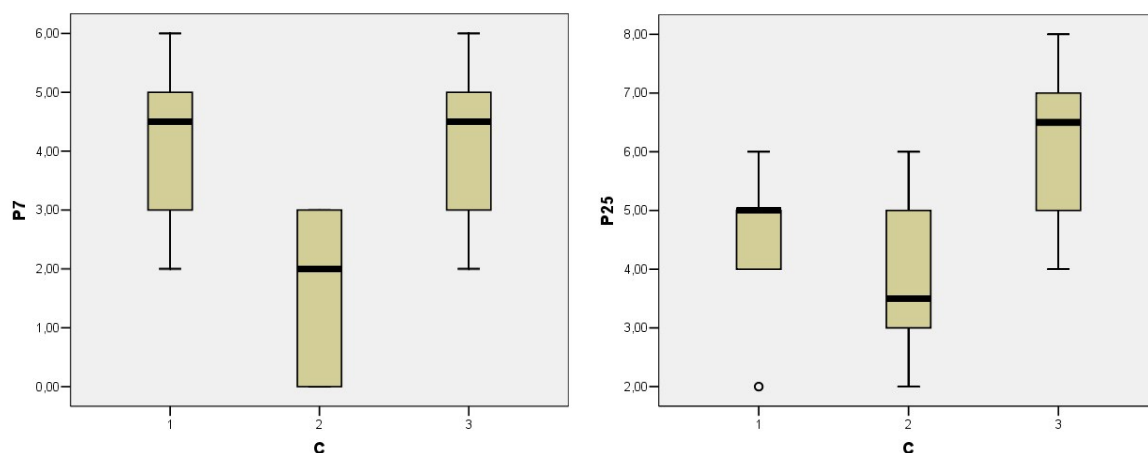


Figura 15: Concentrações de Hg^0 obtidas nos pontos P7 e P25, nas campanhas 1, 2 e 3; localizados em área rural. (Eixo y = concentrações de Hg^0 ; Eixo x = campanhas de amostragem)

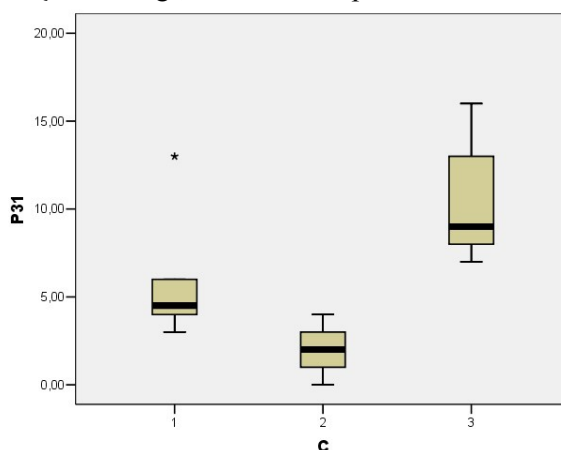


Figura 16: Concentrações de Hg^0 obtidas no ponto P31, nas campanhas 1, 2 e 3; localizado em área urbana. (Eixo y = concentrações de Hg^0 ; Eixo x = campanhas de amostragem)

O grupo 4 foi composto pelos pontos P2, P8, P14 e P5 (área rural), e o P30 localizado em área urbana (Figuras 17 e 18).

O Ponto 2 (Usina de Triagem e Compostagem) apresentou concentrações médias de 2,9 ($\sigma = 0,9$), 32,4 ($\sigma = 6,9$) e 8,3 $ng\ m^{-3}$ ($\sigma = 1,6$). Amorim (2016) obteve 26,4 $ng\ m^{-3}$ ($\sigma = 15$) em sua aferição. Na campanha 2, onde este ponto obteve a maior média como resultado, pode-se supor que as emissões de Hg^0 tenham sido maiores devido a movimentações no lixo armazenado, e que pode ter potencializado a volatilização de Hg oriundo de materiais eletrônicos descartados e/ou lâmpadas fluorescentes descartadas de forma inadequada. Estes fatos foram observados durante o momento da aferição nessa localidade durante a campanha 2.

O Ponto 8 (Estrada de acesso ao Grama) obteve médias de 8,4 ($\sigma = 9,4$), 10,2 ($\sigma = 1,4$) e 5,3 $ng\ m^{-3}$ ($\sigma = 1,4$). O ponto 14 (Casa M. Res.) com os resultados de 7 ($\sigma = 0,9$), 13,9 ($\sigma = 1,9$) e 8,2 $ng\ m^{-3}$ ($\sigma = 2,5$). As concentrações médias encontradas no Ponto 5 (Residência X no Grama de Cima) foram de 3,8 ($\sigma = 1,0$), 21,4 ($\sigma = 4,6$) e 3,8 $ng\ m^{-3}$ ($\sigma = 1,2$). O Ponto 30

(Córrego R. Desembargador Furtado) mostrou médias de 2,5 ($\sigma = 1,3$), 27,7 ($\sigma = 11,7$) e 13 ng m⁻³ ($\sigma = 2,1$). As médias das concentrações encontradas nos mesmos pontos de aferição em Amorim (2016) foram de 34 ($\sigma = 3,2$), 55,3 ($\sigma = 8,8$), 18,4 ($\sigma = 4,9$) e 27,8 ng m⁻³ ($\sigma = 19,3$), respectivamente.

Este grupo uniu os pontos onde os resultados das concentrações médias foram mais elevados durante a campanha 2, quando comparadas as médias das concentrações das campanhas 1 e 3.

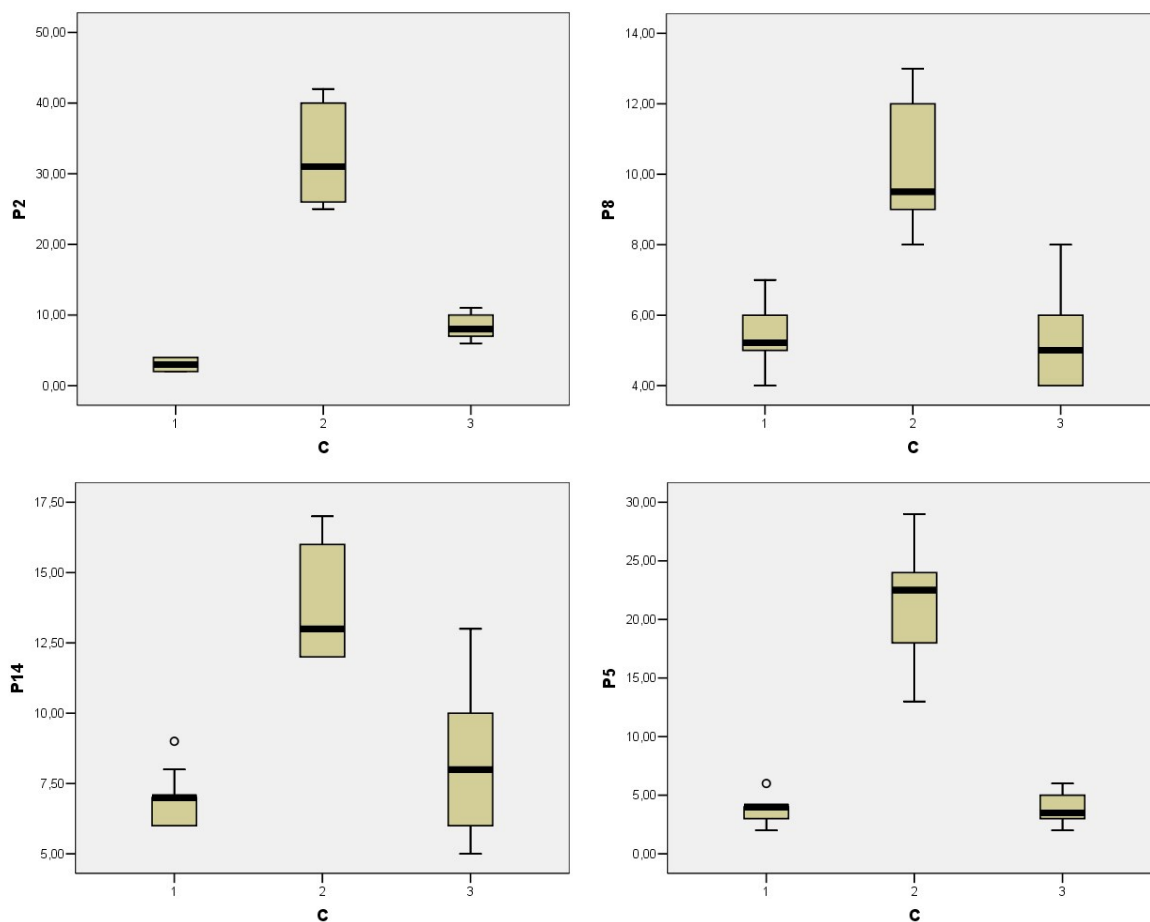


Figura 17: Concentrações de Hg⁰ obtidas nos pontos P2, P8, P14 e P5, nas campanhas 1, 2 e 3; localizados em área rural. (Eixo y = concentrações de Hg⁰; Eixo x = campanhas de amostragem)

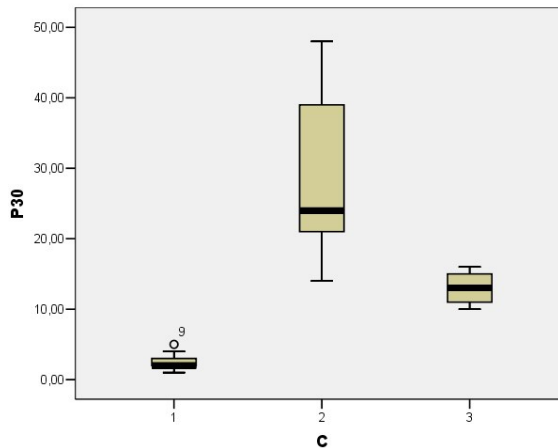


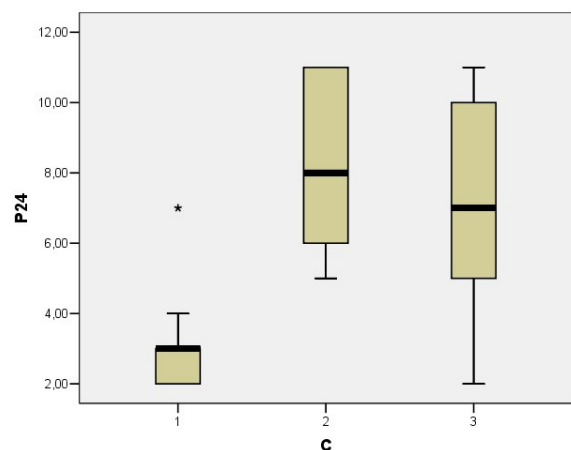
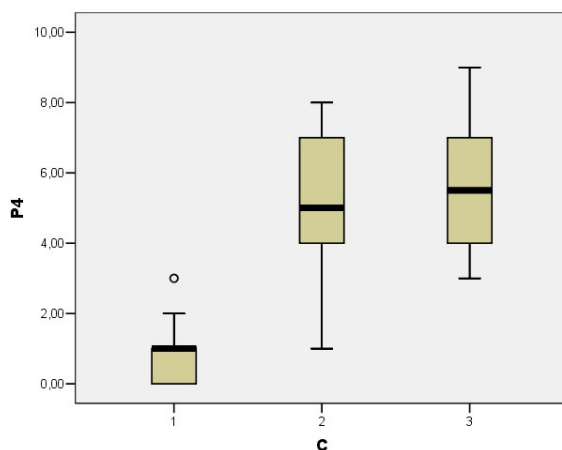
Figura 18: Concentrações de Hg^0 obtidas no ponto P30, nas campanhas 1, 2 e 3; localizado em área urbana. (Eixo y = concentrações de Hg^0 ; Eixo x = campanhas de amostragem)

O grupo 5 os pontos denominados P4, P24, P10, P13, P12, P16, P6, P29, P18 e P27, sendo os pontos P4, P24, P29 e P27 localizados em área urbana, e os demais encontram-se em área rural (Figuras 19 e 20).

Em relação às concentrações médias, o P4 (Ponte – Travo Guarani / Descoberto) apresentou como resultados 0,9 ($\sigma = 0,9$), 5,1 ($\sigma = 2,2$) e 5,8 $ng\ m^{-3}$ ($\sigma = 1,9$). No P24 (Estrada Local. Cachoeira) os resultados foram de 3,1 ($\sigma = 1,5$), 8,4 ($\sigma = 2,3$) e 6,9 $ng\ m^{-3}$ ($\sigma = 3,4$).

No ponto 29 (Mina Boca do leão, entrada de Descoberto) os valores médios foram de 0,6 ($\sigma = 1,3$), 4 ($\sigma = 1,6$) e 6,8 $ng\ m^{-3}$ ($\sigma = 2,8$).

O ponto 27 (Estação de Tratamento COPASA) mostrou resultados de concentrações de 1,6 ($\sigma = 0,9$), 4 ($\sigma = 1,3$) e 2,9 $ng\ m^{-3}$ ($\sigma = 1,4$). E nos pontos P4, P24, P29 e P27, as concentrações médias foram de 40,2 ($\sigma = 11,7$), 10,3 ($\sigma = 6,1$), 12,3 ($\sigma = 10,1$) e 31,4 $ng\ m^{-3}$ ($\sigma = 4,6$), respectivamente.



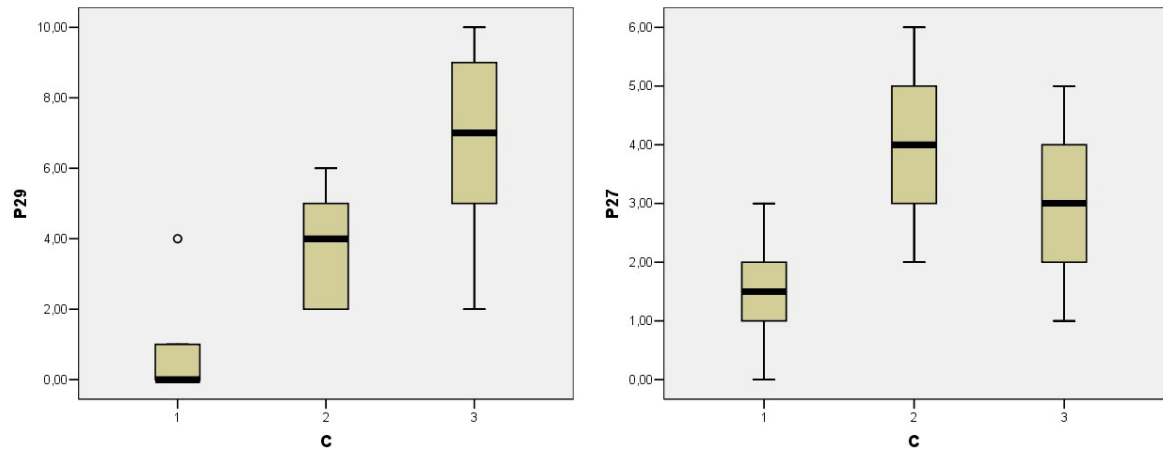
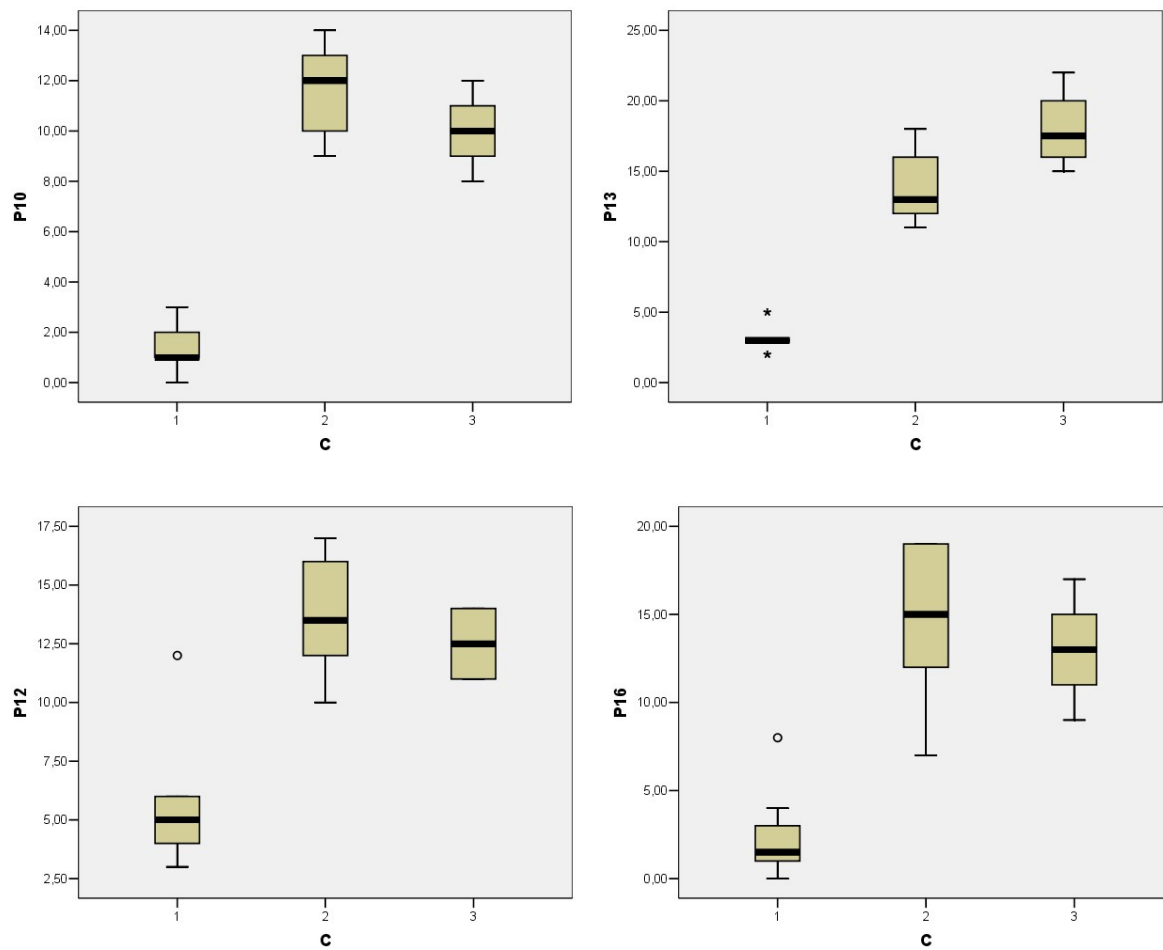


Figura 19: Concentrações de Hg⁰ obtidas nos pontos P4, P24, P29 e P27 nas campanhas 1, 2 e 3; pontos localizados em área urbana. (Eixo y = concentrações de Hg⁰; Eixo x = campanhas de amostragem)



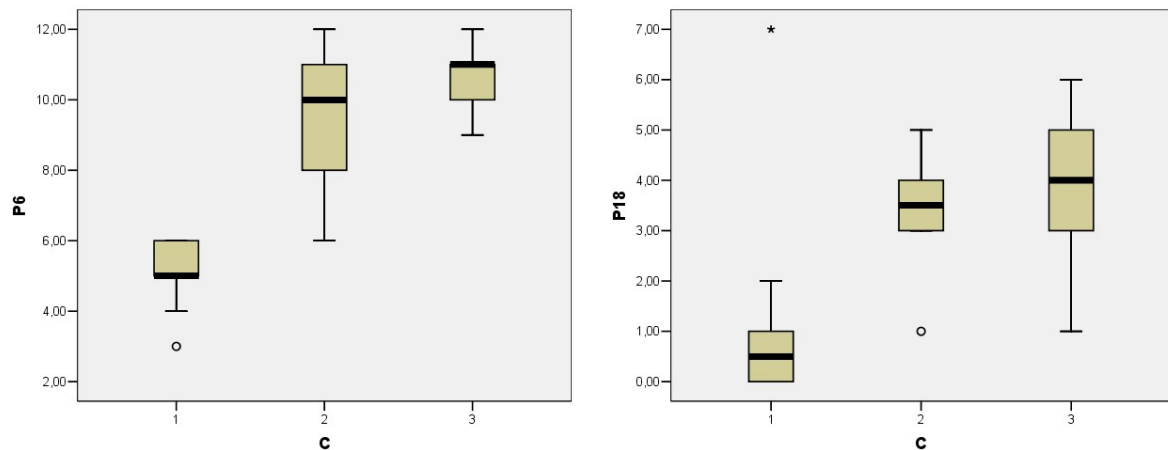


Figura 20: Concentrações de Hg⁰ obtidas nos pontos P10, P13, P12, P16, P6 e P18 nas campanhas 1, 2 e 3; pontos localizados em área rural. (Eixo y = concentrações de Hg⁰; Eixo x = campanhas de amostragem)

O P10 (Córrego Angico) apresentou médias de 1,3 ($\sigma = 0,9$), 11,5 ($\sigma = 1,7$) e 10 ng m⁻³ ($\sigma = 1,5$). No ponto 13 (Foz Córrego Rico) as concentrações foram de 3,2 ($\sigma = 1,0$), 14 ($\sigma = 2,5$) e 18,3 ng m⁻³ ($\sigma = 2,5$).

No P12 (área interdita onde o Hg⁰ fluiu), apresentou concentrações médias de 5,3 ($\sigma = 2,6$), 13,7 ($\sigma = 2,3$) e 12,5 ng m⁻³ ($\sigma = 1,8$). Conforme apresentado por Amorim (2016), o mesmo ponto apresentou concentração média de 15,8 ng m⁻³ ($\sigma = 9,0$).

No ponto 16 (Captação COPASA) as médias foram de 2,3 ($\sigma = 2,3$), 14,7 ($\sigma = 4,1$) e 13,1 ng m⁻³ ($\sigma = 2,7$). Sendo que, em Amorim (2016), o mesmo ponto apresentou média de 139 ng m⁻³ ($\sigma = 6,2$).

No ponto 6 (Posto de Saúde Grama de Cima) as concentrações foram de 5 ($\sigma = 0,9$), 9,5 ($\sigma = 2,0$) e 10,5 ng m⁻³ ($\sigma = 1,0$).

No ponto 18 (Represa Mauricio), próximo ao Rio Novo, as concentrações médias foram de 1,2 ($\sigma = 2,1$), 3,5 ($\sigma = 1,9$) e 3,9 ng m⁻³ ($\sigma = 1,7$). Neste ponto, mesmo havendo proximidade com o Rio Novo, as concentrações não foram as mais altas encontradas no estudo.

Nos pontos P10, P13, P12, P16, P6 e P18, as médias das concentrações registradas por Amorim (2016), apresentaram níveis de 69,2 ($\sigma = 9,2$), 72,5 ($\sigma = 10,1$), 15,8 ($\sigma = 9,0$), 138,2 ($\sigma = 6,2$), 20,6 ($\sigma = 4,2$) e 138,6 ng m⁻³ ($\sigma = 6,2$), respectivamente. O ponto P18, a média encontrada por Amorim (2016), foi 36 vezes maior do que a maior média obtida no presente estudo.

Este grupo demonstrou similaridade em relação aos resultados obtidos na campanha 1, onde todos os pontos, independentemente de estarem localizados em área rural ou urbana, apresentaram os menores valores médios de concentração de Hg em relação a aferição dos mesmos pontos nas campanhas 2 e 3.

O grupo 6 apresentou os pontos denominados P11, P20, P15, P28, P17 e P21. Os pontos P20 e P28 estão localizados em área urbana (Figura 20), sendo os demais em área rural (Figura 21).

O ponto 20 (Comunidade de Araci), também apresentou valores altos de concentrações na campanha 1, com média de $287,3 \text{ ng m}^{-3}$ ($\sigma = 1,3$). Observou-se durante o trabalho em campo a presença de balsas de mineração e um odor forte de queima. Estas balsas encontravam-se ao longo do Rio Novo, onde o ponto P20 é localizado. Nas campanhas 2 e 3 não havia a presença das balsas e as médias foram de $6,6 \text{ ng m}^{-3}$ ($\sigma = 2,2$) e $5,9 \text{ ng m}^{-3}$ ($\sigma = 1,7$), respectivamente. Em Amorim (2016), a concentração média foi de 12 ng m^{-3} ($\sigma = 5,1$), não havendo relato da presença de balsas. Acredita-se que a presença das balsas tenha influenciado nas concentrações mais altas obtidas na campanha 1, no momento da aferição no ponto 20.

O ponto 28 fica localizado em São João Nepomuceno, na ETA COPASA Rib. Carlos Alves, e apresentou na campanha 1 concentração média de $297,7 \text{ ng m}^{-3}$ ($\sigma = 1,3$). Nas campanhas 2 e 3, médias de $5,2 \text{ ng m}^{-3}$ ($\sigma = 2,0$) e $23,8 \text{ ng m}^{-3}$ ($\sigma = 6,7$). Em Amorim (2016), o mesmo ponto apresentou uma média de 18 ng m^{-3} ($\sigma = 3,0$). A concentração média encontrada neste ponto, pelo presente estudo, foi 17 vezes maior do que a média encontrada por Amorim (2016).

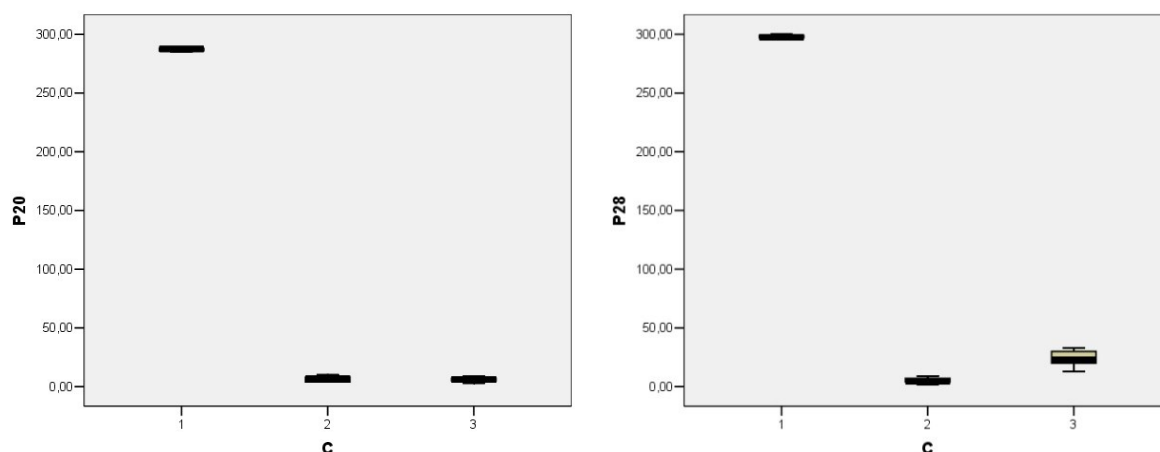


Figura 20: Concentrações de Hg^0 obtidas nos pontos P20 e P28 durante as campanhas 1, 2 e 3; localizados em área urbana. (Eixo y = concentrações de Hg^0 ; Eixo x = campanhas de amostragem)

O Ponto 11, localizado na propriedade onde foi encontrado o afloramento do mercúrio, apresentou as concentrações médias de $277,4 \text{ ng m}^{-3}$ ($\sigma = 1,3$), $13,3 \text{ ng m}^{-3}$ ($\sigma = 2,8$) e $6,6 \text{ ng m}^{-3}$ ($\sigma = 1,6$). Amorim (2016) encontrou uma média de 64 ng m^{-3} ($\sigma = 9,7$). A concentração média encontrada corresponde a quatro vezes mais o valor médio encontrado em Amorim (2016).

No Ponto 15 (Área Sr. F. de Paula) as concentrações médias foram de 280 ng m^{-3} ($\sigma = 11,7$) na campanha 1. Este ponto encontra-se próximo ao Ribeirão do Grama. Nas campanhas 2 e 3, as médias encontradas foram de $6,9 \text{ ng m}^{-3}$ ($\sigma = 2,5$) e $7,8 \text{ ng m}^{-3}$ ($\sigma = 1,5$), respectivamente. Em Amorim (2016), a média foi de 71 ng m^{-3} ($\sigma = 1,1$). A concentração média encontrada no ponto P15 foi quatro vezes maior do que a média encontrada por Amorim (2016).

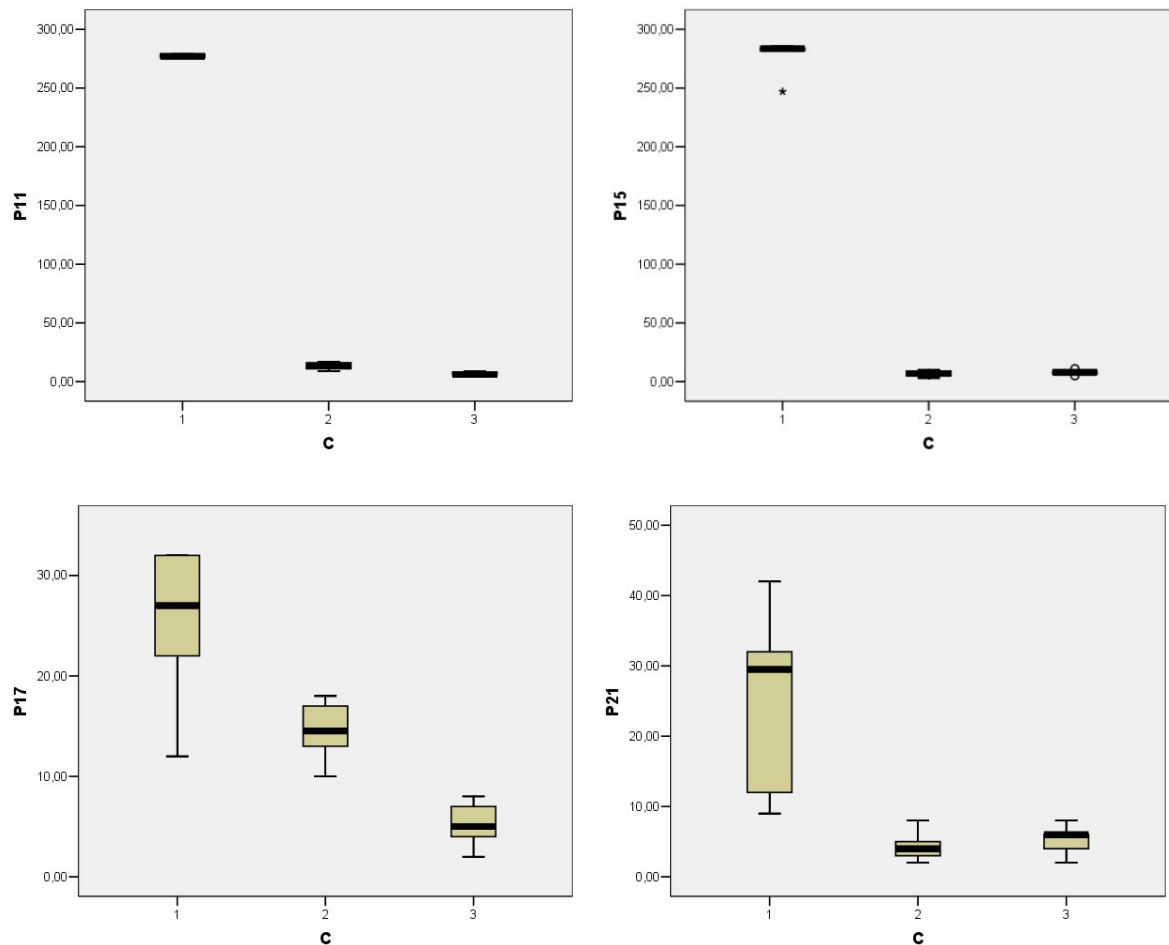


Figura 21: Concentrações de Hg⁰ obtidas nos pontos P11, P15, P17 e P21 durante as campanhas 1, 2 e 3; localizados em área rural. (Eixo y = concentrações de Hg⁰; Eixo x = campanhas de amostragem)

No ponto 17, localizado na denominada Área do Ronca, as concentrações médias foram de 25,9 ($\sigma = 6,4$), 14,6 ($\sigma = 2,8$) e 5,1 ng m⁻³ ($\sigma = 2,0$). Neste ponto encontra-se uma piscina artificial que capta e armazena água direto do Ribeirão do Grama. Em Amorim (2016), este ponto apresentou uma média de 54,1 ng m⁻³ ($\sigma = 4,2$).

No ponto 21 (Estrada da Barra / Chão Moiado), os resultados das médias foram de 24,3 ng m⁻³ ($\sigma = 12,5$) na campanha 1. Este ponto é próximo à área onde estavam localizadas as balsas, podendo visualizar uma delas enquanto a aferição era realizada. Nas campanhas 2 e 3, com a ausência das balsas, as médias das concentrações foram de 4,4 ($\sigma = 2,0$) e 5,3 ng m⁻³ ($\sigma = 1,8$). Em Amorim (2016), este ponto apresentou uma média de 5 ng m⁻³ ($\sigma = 3,4$) e não houve relatos sobre presença das balsas.

Este grupo apresentou as maiores concentrações de Hg⁰ na campanha 1, mostrando em quatro dos seus seis pontos resultados de concentrações próximos a 300 ng m⁻³. Não sendo verificado diferenciação em relação a área rural e urbana.

A campanha 1 apresentou concentrações médias que variaram entre 0,6 – 297,7 ng m⁻³ (Mapa 1 – Anexos). A campanha 2 com concentrações médias variando entre 1,5 – 32,4 ng m⁻³ (Mapa 2 – Anexos). E a campanha 3 com médias nas concentrações variando de 2,9 – 23,8 ng m⁻³ (Mapa 3 – Anexos).

Os níveis médios de Hg⁰ encontrados no ar nas campanhas 1, 2 e 3 foram de 37, 8,77 e 9,64 ng m⁻³, com medianas em 3,7, 6 e 8,25 ng m⁻³, respectivamente. O nível médio encontrado anteriormente foi de 37,1 ng m⁻³, com mediana em 27,1 ng m⁻³ (AMORIM, 2016).

Analisando as médias gerais do presente estudo e o encontrado por Amorim (2016), a campanha 1 se iguala à média geral, e isto se dá devido as maiores médias encontradas com concentrações próximas a 300 ng m⁻³ (Tabela 04 – Anexos).

Estes resultados das amostras de ar encontrados em Descoberto apresentaram, com exceção de dois pontos (P4 e P29, campanha 1, com 0,9 e 0,6 ng m⁻³), níveis mais elevados do que os encontrados em áreas contaminadas da Amazônia Brasileira, que já apresentaram níveis de 1,3 - 1,6 ng m⁻³. Mais elevados até do que resultados encontrados em áreas urbanas com comercialização do ouro ainda em atividade, que apresentaram concentrações de 3,6 ng m⁻³ (ARTAXO *et al.*, 2000; MAGARELLI *et al.*, 2005; ALMEIDA *et al.*, 2008) (Tabela 03).

Em áreas remotas as concentrações de Hg⁰ no ar variaram entre 1,0 – 2,0 ng m⁻³, e concentrações maiores que 10 ng m⁻³ foram observadas em áreas urbanas (WANG *et al.*, 2007; NGUYEN *et al.*, 2007). Wang (2007) encontrou na Ásia, em Guangzhou na China, com concentrações de Hg⁰ com a maior média de 13,5 ng m⁻³.

Kim (2006) encontrou um valor máximo de 225 ng m⁻³ em Seul na Coreia, sendo valor ainda mais baixo do que o valor máximo encontrado durante a campanha 1, no ponto 28, com concentração de 300 ng m⁻³.

Tabela 03: Concentrações médias de Hg no ar de várias regiões do mundo (ng m⁻³).

Localização	Médias	Referências
Meio Oeste Norte Americano	1,57 - 4,05	(Gabriel <i>et al.</i> , 2006; Engle <i>et al.</i> , 2008; Stamenkovic <i>et al.</i> , 2007; Abbot <i>et al.</i> , 2008)
Região dos Grandes Lagos (Canadá)	1,00 - 2,57	(Kim <i>et al.</i> , 2005; Temme <i>et al.</i> , 2007; Cobbett <i>et al.</i> , 2007)
Seul (Coreia do Sul)	4,61 - 6,32	(Kim <i>et al.</i> , 2006; Nguyen <i>et al.</i> , 2007)
Waliguan (China)	1,70 - 13,5	(Wang <i>et al.</i> , 2007)
São Paulo (Brasil)	1,25 - 12,80	(Fostier <i>et al.</i> , 2006)
Amazônia (Brasil)	1,30 - 1,60	(Artaxo <i>et al.</i> , 2000; Magarelli <i>et al.</i> , 2005; Almeida <i>et al.</i> , 2008)
Descoberto / MG	37,13	(Amorim, 2016)
Descoberto / MG (Presente estudo)	37,91 (C1)* 8,77 (C2)* 9,64 (C3)*	(Santos, 2018)

*média por campanha.

Adaptada pela autora. Fonte: Diagnóstico Preliminar sobre o Mercúrio no Brasil, 2013 (MMA).

Conforme a NR15, para concentração de mercúrio em ambiente ocupacional, o Limite de Tolerância (LT) fixado para mercúrio é de $40 \mu\text{g m}^{-3}$, referindo-se a uma jornada de trabalho de até 48 horas semanais. Na Bolívia e Colômbia, o valor de referência (VR) para exposição ambiental de mercúrio no ar é de $1 \mu\text{g m}^{-3}$. A US EPA estabeleceu concentração de referência de inalação – RfC para o mercúrio elementar de $0,3 \mu\text{g m}^{-3}$ (OPAS, 2011).

Com base nas referências da US EPA, os pontos P11, P15, P20 e P28, na campanha 1, apresentaram concentrações médias aproximadas à RfC (Tabela 04 – Anexos). A localização do ponto 11 poderia justificar a alta concentração encontrada, já que se encontra a poucos metros da área contaminada. Porém, o ponto 11 apresentou concentração 52 vezes superior ao ponto 12 (a área contaminada), sendo as amostras coletadas nas mesmas condições de chuva e aferidas em sequência. Os pontos P11 e P15 ficam localizados no Ribeirão do Grama, já o P20 no Rio Novo. O ponto P28 não fica próximo a nenhum Rio.

Em Amorim (2016) pode-se observar que os municípios limítrofes a Descoberto (Leopoldina e Itamarati de Minas), apresentaram leitura elevada para a presença do metal no ar e em concentrações maiores do que as encontradas na conhecida área contaminada. O que sugere haver outras áreas de contaminação ainda desconhecidas.

8. CONCLUSÕES

Segundo os resultados obtidos, conclui-se que as emissões atmosféricas de mercúrio continuam ocorrendo no Município de Descoberto, em Minas Gerais. Porém, demonstrar os vínculos entre o Hg e a atmosfera, sua deposição e contaminação ambiental, apresentam desafios, devido à dificuldade de se associar as fontes de emissão à sua distribuição nos compartimentos ambientais (solo, água e ar).

Para compreender a dinâmica do Hg⁰ em Descoberto faz-se necessário avaliar os processos de emissão de Hg junto a variáveis meteorológicas como temperatura, direção do vento, radiação, umidade, juntamente com análises de solo, água e ar, sendo estes dados coletados sob as mesmas condições.

É necessário que, em locais distintos da área contaminada, sejam investigadas áreas onde provavelmente haja mercúrio enterrado em condições semelhantes às da área contaminada, já conhecida.

É preciso desenvolver um monitoramento da presença do mercúrio no ar, água e solo, também em sedimentos e organismos aquáticos nas áreas onde já se tem conhecimento da presença do metal, e em novas áreas de coleta.

Em relação à área contaminada, há necessidade de remediação e vigilância ambiental, com a remoção do mercúrio, de forma a proteger a saúde dos moradores do município de Descoberto e municípios limítrofes. Pois deve-se levar em conta que, independente de baixas ou altas concentrações emitidas, o mercúrio disponibilizado e absorvido continuamente, representa riscos à saúde humana.

9. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABBOT, M. L., Lin, C. J., Martian, P. & Einerson, J. J., 2008. Atmospheric mercury near Salmon Falls Creek Reservoir in southern Idaho. *Applied Geochemistry* 23, 438-453.
- ALMEIDA, M.D.; Marins, R.V.; Paraquetti, H.H.M. & Lacerda, L.D. 2008. Methodology optimization and application for measure of gaseous elemental mercury in the Amazon atmosphere. *Journal of the Brazilian Chemical Society* 19(7): 1290-1297.
- ALVES-REZENDE, M. C. R.; ROSSI, A. C.; ALVES-CLARO, A. P. R., 2008. Amálgama Dentário: Controle Dos Fatores De Risco À Exposição Mercurial. *Dental Amalgam: Control Of Risk Factors Related To Mercury Exposure*. *Revista Odontológica de Araçatuba*, v.29, n.2, p. 09-13, Julho/Dezembro.
- AMORIM, A. P. C. F., 2016. Elaboração de estratégias de comunicação de risco para populações expostas ao mercúrio: o caso em Descoberto – Minas Gerais. Dissertação de Mestrado submetida ao Curso de Pós-Graduação em Práticas em Desenvolvimento Sustentável, Área de Concentração em Meio Ambiente, Desenvolvimento e Saúde, UFRRJ.
- ANDRADE, R.P., Michel, R.F.M., Schaefer, C.E.G.R., Simas, F.N.B., Windmöller, C.C., 2012. Hg distribution and speciation in Antarctic soil of the Fildes and Ardley peninsulas, King George Island. *Antarct. Sci.* 24, 395–407.
- ANVISA - Agência Nacional de Vigilância Sanitária, Ministério do Meio Ambiente, Brasil, 2010. *Gerenciamento dos Resíduos de Mercúrio nos Serviços de Saúde*. Brasília: MMA. 46 p. ISBN 978-85-63879-04-02. Disponível em <http://www.jica.go.jp/brazil/portuguese/office/publications/pdf/gerenciamento.pdf> Acesso em 05 de setembro de 2017.
- ARTAXO, P., Campos, R.C., Fernandes, E.T., Martins, J.V., Xiao, Z.F., Lindqvist, O., Fernandez-Jimenez, M.T. & Maenhaut, W. 2000. Large scale mercury and trace element measurements in the Amazon basin. *Atmospheric Environment* 34, 4085-4096.
- BERLIN, M; ZALUPS, R. K.; FOWLER, B. A., 2015. [Handbook on the Toxicology of Metals \(Fourth Edition\)](#). Volume II. Chapter 46. Pages 1013–1075. Disponível em <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/B9780444594532000469> acesso em 08 de outubro de 2017.
- BERZAS-NEVADO J.J., Rodríguez Martín-Doimeadios R.C., Guzmán Bernardo F.J., Jiménez Moreno M., Herculano A.M., Do Nascimento J.L., Crespo-López M.E., 2010. Mercury in the Tapajós River basin, Brazilian Amazon: a review. *Environ Int.* 36(6):593-608.
- BORBA, M. A., 2008. Protocolo de Vigilância à Saúde de Populações Expostas ao Mercúrio, contendo Parâmetros e Indicadores de Exposição. OPAS.
- BUENO, P. C.; Rodrigues, J. C; Lemos, A. F.; Malaspina, F. G.; Matsui, C. T.; Rohlf, D. B., 2011. Exposição humana a mercúrio: subsídios para o fortalecimento das ações de vigilância em saúde. *Cad. Saúde Colet.*, Rio de Janeiro, 19 (4): 443-7.

- CALGAROTO, N. S., 2011. Efeitos Fisiológicos do Mercúrio em Plantas de *Pfaffia glomerata* (Spreng.) Pedersen. Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Agronomia, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS). Disponível em <http://repositorio.ufsm.br/bitstream/handle/1/4995/CALGAROTO%2c%20NICEIA%20SPANHOLI.pdf?sequence=1&isAllowed=y> acessado em 02 de outubro de 2017.
- CARDOSO, P.C.S.; Lima, P.D.L.; Bahia, M.O.; Amorim, M.I.M.; Burbano, R. Castagna, J., Bencardino, M., D'Amore, F, Esposito, G., Pirrone, N., Sprovieri, F., 2017. Atmospheric mercury species measurements across the Western Mediterranean region: behaviour and variability during a 2015 research cruise campaign. *Atmospheric Environment*, S1352-2310(17)30710-0. Disponível em <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1352231017307100> acessado em 18 de novembro de 2017.
- CHOI, H.; Holsen, T. M., 2009. Gaseous mercury emissions from unsterilized and sterilized soils: The effect of temperature and UV radiation. *Environmental Pollution* 157, 1673–1678. Disponível em <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0269749108006854> acessado em 22 de setembro de 2017.
- COBBETT, F.D., Steffen, A., Lawson, G. & Van Heyst, B.J., 2007. GEM fluxes and atmospheric mercury concentrations (GEM, RGM and Hg-P) in the Canadian Arctic at Alert, Nunavut, Canada (February-June 2005). *Atmospheric Environment* 41, 6527-6543.
- COLE, A. S., Steffen, A., Eckley, C. S., Narayan, J., Pilote, M., Tordon, R., Graydon, J. A., St Louis, V. L., Xu, X., Branfireun, B. A., 2014. A Survey of Mercury in Air and Precipitation across Canada: Patterns and Trends, *Atmosphere*, 5, 635–668.
- CONZA, A. O., 2017. Modelagem Matemática do Espalhamento do Poluente Mercúrio na Água. Dissertação (mestrado) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Programa de Pós-Graduação em Matemática Aplicada Porto Alegre: PPGMAp da UFRGS.
- COPELAND, C., Milford, J., Stamper, V. & Williams, M., 2007. *Mercury on the Horizon: how epa's policies allow increasing mercury pollution in the West*. Environmental Defense. 44p.
- COSTA, R. D., Cossich, E. S., Tavares, C. R. G., 2008. Influence of the temperature, volume and type of solution in the mercury vaporization of dental amalgam residue. Department of Chemical Engineering, State University of Maringá, Maringá - PR, Brazil.
- CRESPO-LÓPEZ, M.E.; SÁ, A.L. de; HERCULANO, A.M.; BURBANO, R.R. & NASCIMENTO, J.L.M do., 2007. Methylmercury genotoxicity: a novel effect in human cell lines of the central nervous system. *Environment International*. 33: 141-146.
- CUSACK, L. K.; Eagles-Smith, C.; Harding, A. K.; Kile, M. E Stone, D., 2017. Selenium: Mercury molar ratios in freshwater fish in the Columbia River Basin: potencial applications for specific fish consumption advisories. *Biological Trace Element Research*. 178(1):136-146.

- DEUS, C. R. F. O uso de Timerosal em vacinas, as implicações para o Programa Nacional de Imunizações Brasileiro e a nova Convenção de Minamata sobre o mercúrio. (Mestrado). Rio de Janeiro (RJ). Escola Nacional de Saúde Pública Sérgio Arouca, 2013.
- DOMAGALSKI, J., Majewski, M. S., Alpers, C. N., Eckley, C. S., Eagles-Smith, C. A., Schenk, L., Wherry, S., 2016. Comparison of mercury mass loading in streams to atmospheric deposition in watersheds of Western North America: Evidence for non-atmospheric mercury sources. *Science of the Total Environment*. STOTEN-19338; P.13. Disponível em <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969716303229> acessado em 22 de setembro de 2017.
- DOULL, J.; Klassen, C. D.; Amdur, M. D. (Eds.), 2013. *Casarett and Doull's toxicology: the basic science of poisons*. 8rd ed. New York: Macmillan. 606 p.
- EC, 2008. Regulation (EC) N_ 1102/2008 of the European Parliament and of the council of 22 October 2008 on the Banning of Exports of Metallic Mercury and Certain Mercury Compounds and Mixtures and the Safe Storage of Metallic Mercury. pp. 304/75–304/79. Disponível em <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/PT/TXT/?uri=CELEX%3A32008R1102> acessado em 03 de setembro de 2017.
- ENGSTROM, D. R., Fitzgerald, W. F., Cooke, C. A., Lamborg, C. H., Drevnick, P. E., Swain, E. B., Balogh, S. J., and Balcom, P. H., , 2014. Atmospheric Hg Emissions from Preindustrial Gold and Silver Extraction in the Americas: A Reevaluation from Lake-Sediment Archives, *Environ. Sci. Technol.*, 48, 6533–6543.
- ENGLE, M.A., Tate, M.T., Krabbenhoft, D.P., Kolker, A., Olson, M.L., Edgerton, E.S., Dewild, J.F. & McPherson, A.K., 2008. Characterization and cycling of atmospheric mercury along the central US Gulf Coast. *Applied Geochemistry* 23, 419-437.
- ENVIRONMENT CANADÁ, 2013. *Mercury and the environment*. Disponível em: <https://www.canada.ca/en/environment-climate-change/services/pollutants/mercury-environment/about/biogeochemistry.html> Acesso em 08 de novembro de 2017.
- EPA - Environmental Protection Agency. 2009. Emissões de mercúrio: o contexto global. Disponível em: <http://www.acpo.org.br/MPF_PAPA_LAMPADAS/07_ANEXO_06_a_epa_control.pdf>. Acesso em: 29 de novembro de 2015.
- FARIAS, R. A., 2007. A piscicultura como possível fator de mitigação aos riscos de contaminação mercurial através do consumo de peixes na Amazônia Norte Mato-grossense. Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação e aquicultura do Centro de Aquicultura da UNESP, Jaboticabal / SP.
- FEAM - Fundação Estadual do Meio Ambiente. Diagnóstico da contaminação ambiental em Descoberto-MG em decorrência do afloramento de mercúrio em dezembro de 2002. Relatório Final. 2006. Disponível em <http://www.repositorio.cdtm.br:8080/jspui/handle/123456789/795?mode=full> Acesso em 18 de setembro de 2017.
- FEAM, Fundação Estadual do Meio Ambiente, 2006. Diagnóstico da contaminação ambiental em Descoberto, Minas Gerais, em decorrência do afloramento de mercúrio em dezembro de 2002 / Fundação Estadual do Meio Ambiente. Belo Horizonte. 166p.

- FEAM. Fundação Estadual do Meio Ambiente. Mapa de solos do Estado de Minas Gerais. Belo Horizonte, 2010.
- FERREIRA, M. S., Mársico, E. T., Junior, A. N. M., Mano, S. B., Clemente, S. C. S., Junior, C. A. C., 2012. Mercúrio total em pescado marinho do Brasil Total Mercury in marine fish traded in Brazil. *R. bras. Ci. Vet.*, v. 19, n. 1, p. 50-58. Disponível em <http://doi.editoracubo.com.br/10.4322/rbcv.2014.077> acessado em 04 de outubro de 2017.
- FITZGERALD, W.F.; Lamborg, C.H., 2007. *Geochemistry of Mercury in the Environment*. Elsevier Ltd., Amsterdam.
- FOSTIER, A.H. & Michelazzo, P.A.M. 2006. Gaseous and particulate atmospheric mercury concentrations in the Campinas Metropolitan Region (Sao Paulo State, Brazil). *Journal of the Brazilian Chemical Society* 17, 886-894.
- FRAGOMENI, L. P. M.; Roisenberg, A., 2010. Poluição por Mercúrio em Aterros Urbanos do Período Colonial no Extremo Sul do Brasil. *Quim. Nova*, Vol. 33, No. 8, 1631-1635.
- GABRIEL, M.C.; Williamson, D.G.; Zhang, H., Brooks, S., Lindberg, S., 2006. Diurnal and seasonal trends in total gaseous mercury flux from three urban ground surfaces. *Atmospheric Environment* 40 (23), 4269–4284. Disponível em <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1352231006003578> acessado em 22 de setembro de 2017.
- GUILHEN, S. N.; Pires, M. A. F.; Dantas, E. S. K., 2010. Validação de Metodologia Analítica para Determinação de Mercúrio Total em Amostras de Urina por Espectrometria de Absorção Atômica com Geração de Vapor Frio (Cv-Aas). Estudo de Caso. *Quim. Nova*, Vol. 33, No. 6, 1285-1290.
- HACON, S., 2012. *Mercúrio no Meio Ambiente: Riscos para o Homem*. Disponível em <http://www.bvsde.paho.org/bvsacd/eco/034112/034112-04.pdf>. acessado em 10 de fevereiro de 2016.
- HACON, S.; AZEVEDO, F., 2006. Plano de ação regional para prevenção e controle da contaminação por mercúrio nos ecossistemas amazônicos. Organização do Tratado para Cooperação Amazônica (OTCA) e Ministério do Meio Ambiente do Brasil, Brasília.
- HADDAD, I., 2015. Eliminação do uso do mercúrio: uma reflexão para saúde. *Revista Acreditação*. V. 5, n. 9. P.151-163. ISSN 2237-5643. Disponível em: <http://cbacred.tempsite.ws/ojs/index.php/Acred01/article/view/213> Acesso em 10 de março de 2017.
- HOGBERG, H.T., Kinsner-Ovaskainen, A., Coecke, S., Hartung, T., Bal-Price, A.K., 2010. mRNA expression is a relevant tool to identify developmental neurotoxicants using an in vitro approach, *Toxicol. Sci.* 113 95–115.
- HOLMES, P., James, K.A.F., Levy, L.S., 2009. Is low-level environmental mercury exposure of concern to human health? *Sci. Total Environ.* 408 171–182. Disponível em <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/19850321> Acesso em 18 de setembro de 2017.

- IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, 2010. Disponível em <http://www.cidades.ibge.gov.br/xtras/perfil.php?lang=&codmun=312130>> Acesso em Outubro de 2015.
- INS - INSTITUTO NACIONAL DE SALUD (Colombia). Protocolo de vigilancia y control de intoxicaciones agudas por mercurio. Documento em revisão, 2011.
- JESUS, L. F.; Marinha, M. S.; Moreira, F. R., 2010. Amálgama dentário: fonte de contaminação por mercúrio para a odontologia e para o meio ambiente. *Cadernos de Saúde Coletiva*, Rio de Janeiro, v.18, cap.4, p.509-515.
- JÚNIOR, S. J. M., 2014. A Inosina Previne Alterações Comportamentais e Bioquímicas Induzidas pelo Metilmercúrio em Camundongos. Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Farmacologia do Centro de Ciências Biológicas da Universidade Federal de Santa Catarina.
- KARITA, K.; Sakamoto, M.; Yoshida, M.; Tatsuta, N.; Nakai, K.; Iwaishimada, M.; Iwata, T.; Maeda, E.; Yaginuma-Sakurai, K.; Satoh, H. E Murata, K., 2016. Recent Epidemiological studies on Methylmercury, Mercury and Selenium. *Nihon Eiseigaku Zasshi*. 71(3): 236-251.
- KASPER, D., Botaro, D, Palermo, E. F. A, Malm, O., 2007. MERCÚRIO EM PEIXES – FONTES E CONTAMINAÇÃO. *Oecol. Bras.*, 11 (2): 228-239. Disponível em <https://revistas.ufjf.br/index.php/oa/article/viewFile/5667/4254> acessado em 04 de outubro de 2017.
- KIM, K.H., Ebinghaus, R., Schroeder, W.H., Blanchard, P., Kock, H.H., Steffen, A., Froude, F.A., Kim, M.Y., Hong, S.M., & Kim, J.H., 2005. Atmospheric mercury concentrations from several observatory sites in the northern hemisphere. *Journal of Atmospheric Chemistry* 50, 1-24.
- KIM, K.H., Mishra, V.K. & Hong, S., 2006. The rapid and continuous monitoring of gaseous elemental mercury (GEM) behavior in ambient air. *Atmospheric Environment* 40, 3281-3293.
- KISAKA, T. B., 2013. Análise Quantitativa de Mercúrio no Bioma Cerrado - Estudo de Caso na Lagoa Bonita, Planaltina, DF. Monografia apresentada à Universidade De Brasília, Faculdade UNB Planaltina.
- KLAASSEN, C. D.; Watkins III, J. B., 2012. Fundamentos em Toxicologia de Casarett e Doull. 2ª.ed., Editora AMGH. 23: 326-35.
- KUMAR, G., Srivastava, N., 2012. Mercury induced genomic disturbance and flowering inhibition in sesbania pea (*Sesbania cannbina* Poir.). *Rom. J. Biol.* 57, 27–35.
- LACERDA, L. D.; MALM, O., 2008. Contaminação por mercúrio em ecossistemas aquáticos: uma análise das áreas críticas. *Estudos avançados*, v.22, n° 63, p.173-190. Disponível em < <http://www.scielo.br/pdf/ea/v22n63/v22n63a11.pdf>>. Acesso em 05 de Setembro de 2017.

- LACERDA, L. D.; Santos, A. F.; Marins, R. V., 2007. Emissão de mercúrio para a atmosfera pela queima de gás natural no Brasil. *Quim. Nova*, Vol. 30, No. 2, 366-369.
- LEE, R.; Middleton, D.; Caldwell, K.; Dearwent, S.; Jones, S.; Lewis, B.; Carolyn; Mortensen, M. E.; Nickle, R.; Orloff, K.; Reger, M.; Risher, J.; Rogers, H. S.; Watters, M., 2010. A review of events that expose children to elemental mercury in the United States. *Ciência & Saúde Coletiva*, 15 (2):585-598. Disponível em http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1413-81232010000200035 acessado em 22 de setembro de 2017.
- LESSA, S. C.; Dórea, J. G., 2013. Bioética e vacinação infantil em massa. *Rev. bioét. (Impr.)* 21 (2): 226-36.
- LINDBERG, S., Bullock, R., Ebinghaus, R., Engstrom, D., Feng, X.B., Fitzgerald, W., Pirrone, N., Prestbo, E. & Seigneur, C. 2007. A synthesis of progress and uncertainties in attributing the sources of mercury in deposition. *Ambio* 36, 19-32.
- LING, T., Fangke, Y., Jun, R., 2010. Effect of mercury to seed germination, coleoptile growth and root elongation of four vegetables. *Res. J. Phytochem.* 4 (4), 225– 233.
- MACEDO, J.A.B., 2011. Química Ambiental – Uma ciência ao alcance de todos. Belo Horizonte: CRQ – MG, 740 p.
- MAGARELLI, G. & FOSTIER, A.H. 2005. Influence of deforestation on the mercury air/soil exchange in the Negro River Basin, Amazon. *Atmospheric Environment* 39, 7518-7528.
- MARQUES, E.A.G., 2007. *Relatório de projeto de pesquisa* – caracterização de área contaminada por mercúrio no Município de Descoberto, MG.
- MENDES, S. U. R., 2017. Avaliação dos Teores de Mercúrio em Cabelos de Crianças Residentes em Área de Garimpo no Município de Chapada de Natividade/Tocantins. Dissertação apresentada ao Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, Autarquia Associada à Universidade de São Paulo.
- MILHOMEM-FILHO, E. O.; Oliveira, C. S. B.; Silveira, L. C. L.; Cruz, T. M.; Souza, G. S.; Costa-Junior, J. M. F. E Pinheiro, M. C. N., , 2016. A ingestão de pescado e as concentrações de mercúrio em famílias de pescadores em Imperatriz (MA). *Revista Brasileira de Epidemiologia.* 19(1): 14-25.
- MINAS GERAIS. COPAM - Conselho Estadual de Política Ambiental; CERH - Conselho Estadual de Recursos Hídricos – MG, 2010. Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG nº 02 de 08 de setembro de 2010. Institui o Programa Estadual de Gestão de Áreas Contaminadas, que estabelece as diretrizes e procedimentos para a proteção da qualidade do solo e gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por substâncias químicas. Diário Executivo [do Estado de Minas Gerais], Belo Horizonte, MG.
- MINISTÉRIO DO TRABALHO E PREVIDÊNCIA SOCIAL, Brasil. Portaria núm. 3214, Diário Oficial da União, 08/06/1978. NR- 7, alterada pela Portaria 12, Secretaria de Segurança e Medicina do Trabalho, Ministério do Trabalho, Diário Oficial da União, 14/06/1983. p. 10288-99. MMA – Ministério do Meio Ambiente. Diagnóstico Preliminar sobre o Mercúrio no Brasil. Brasília: MMA, 2013. 107 p.

- MOORE, C., Carpi, A., 2005. Mechanisms of the emission of mercury from soil: role of UV radiation. *Journal of Geophysical Research* 110, D24302. Disponível em <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1029/2004JD005567/full> em acessado em 22 de setembro de 2017.
- MORAES, J. L., 2011. Mercúrio Total em Peixes e Crustáceos Comercializados no Estado do Pará, Brasil. Tese de doutorado apresentada ao Programa de Pós-graduação em Medicina Veterinária da Universidade Federal Fluminense. Disponível em http://www.uff.br/higiene_veterinaria/teses/joseluizmoraes.pdf acessado em 04 de outubro de 2017.
- NASCIMENTO, E.S; Chasin, A., 2001. Aspectos Atualizados dos Riscos Toxicológicos do Mercúrio. *TECBAHIA, R. Baiana Tecnol.*, v. 16, n. 3, p.87 a 104.
- NGUYEN, H.T., Kim, K.H., Kim, M.Y., Hong, S.M., Youn, Y.H., Shon, Z.H. & Lee, J.S., 2007. Monitoring of atmospheric mercury at a global atmospheric watch (GAW) site on An-Myun Island, Korea. *Water Air and Soil Pollution* 185, 149-164.
- O'BRIEN, K. *et al.*, 2009: Vulnerability interventions in the context of multiple stressors: Lessons from the Southern Africa Vulnerability Initiative (Savi). *Environmental Science & Policy*, 12, 23-32.
- OHLANDER, J.; Huber, S. M.; Schomaker, M.; Heumann, C.; Schierl, R.; Michalke, B.; Jenni, O. G.; Cafilisch, J.; Muñoz, D. M.; Ehrenstein, O. S.; Radon, K., 2016. Mercury and neuromotor function among children in a rural town in Chile. *International Journal of Occupational and Environmental Health*. VOL. 22 N° 1. Disponível em <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/27078174> acessado em 22 de setembro de 2017.
- OLIVEIRA, G. A., 2014. Avaliação dos Níveis Atuais de Mercúrio Total em Área Contaminada no Município de Descoberto – MG. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Juiz de Fora. Instituto de Ciências Humanas. Programa de Pós-graduação em Geografia.
- OLIVEIRA, L. C.; Serudo, R. L.; Botero, W. G.; Mendonça, A. G. R.; Santos, A.; Rocha, J. C.; Neto, F. S. C., 2007. Distribuição de Mercúrio em Diferentes Solos da Bacia do Médio Rio Negro-AM: Influência da Matéria Orgânica no Ciclo Biogeoquímico do Mercúrio. *Quim. Nova*, Vol. 30, No. 2, 274-280.
- OPAS/OMS Organização Pan-Americana da Saúde, 2011. Cooperação Técnica entre Brasil, Bolívia e Colômbia: Teoria e Prática para o Fortalecimento da Vigilância em Saúde de Populações Expostas a Mercúrio. 101 p.. Brasília.
- PACHECO-FERREIRA, H., 2008. Epidemiologia das substâncias químicas neurotóxicas. Em: Medronho RA, Bloch KV, Luiz RR, Werneck GL. *Epidemiologia*. São Paulo: Atheneu; 577-86.
- PARUCHURI, Y., Siuniak, A., Johnson, N., Levin, E., Mitchell, K., Goodrich, J.M., Renne, E.P., Basu, N., 2010. Occupational and environmental mercury exposure among small-scale gold miners in the Talensi-Nabdam District of Ghana's Upper East region, *Sci. Total Environ.* 4086079–6085. Disponível em <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/20875913> acesso em 18 de setembro de 2017.

- PEREIRA, G. A. F., 2011. Relatório sobre Visita Técnica ao Município de Descoberto/MG. Coordenadoria de Epidemiologia/Vigilância Ambiental/Diretoria de Ações Descentralizadas de Saúde de Juiz de Fora.
- PIRRONE, N., Aas, W., Cinnirella, S., Ebinghaus, R., Hedgecock, I. M., Pacyna, J., Sprovieri, F., and Sunderland, E. M., 2013. Toward the next generation of air quality monitoring: Mercury, Atmos. Environ., 80, 599–611.
- PIRRONE, N.; Cinnirella, S.; Feng, X.; Finkelman, R. B.; Friedli, H. R.; Leaner, J.; Mason, R.; Mukherjee, A. B.; Stracher, G. B.; Streets, D. G.; Telmer, K., 2010. Global mercury emissions to the atmosphere from anthropogenic and natural sources. Atmos. Chem. Phys., 10, 5951–5964. Disponível em <https://www.atmos-chem-phys.net/10/5951/2010/> acessado em 13 de setembro de 2017.
- PORRAS, O., 2010. Timersal en las vacunas. Acta Pediátrica Costarrica. 22(1). Disponível em <http://repositorio.binasss.sa.cr/xmlui/bitstream/handle/20.500.11764/348/art1.pdf?sequence=1&isAllowed=y> acessado em 28 de setembro de 2017.
- RAIMANN, X.; Rodriguez, L; Chávez, P. E., Torrejón, C., , 2014. Mercurio em pescados y su importancia en la salud. Revista Medica de Chile, 142: 1174-1180. Disponível em http://www.scielo.cl/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0034-98872014000900012 acessado em 22 de agosto de 2017.
- RAMÍREZ, A. Intoxicación ocupacional por mercurio. An. Fac. med. 2008; 69(1): 46-51. Disponível em: http://www.scielo.org.pe/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1025-55832008000100010&lng=es&nrm=iso acessado em 15 de maio de 2016.
- REMPE, E. F.; Amorim, L. A.; Neto, R. V., 2010. Departamento de Vigilância em Saúde Ambiental e Saúde do Trabalhador Secretaria de Vigilância em Saúde. Ministério da Saúde.
- RODRÍGUEZ-ALONSO, J.; Sierra , M.J.; Lominchar, M.A.; Millán, R., 2017. Mercury tolerance study in holm oak populations from the Almadén mining district (Spain). Environmental and Experimental Botany 133, 98–107. Disponível em <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0098847216302167> acessado em 05 de setembro de 2017.
- RUPPENTHAL, J. E., 2013. Toxicologia. – Santa Maria: Universidade Federal de Santa Maria, Colégio Técnico Industrial de Santa Maria; Rede e-Tec Brasil.
- SÁ JUNIOR, A. Aplicação da classificação de kppen para o zoneamento climático do Estado de Minas Gerais. 2009. 101 p. Dissertação de mestrado, Universidade Federal de Lavras: Lavras, MG, 2009. Disponível em http://repositorio.ufla.br/bitstream/1/3076/1/DISSERTA%C3%87%C3%83O_Aplica%C3%A7%C3%A3o%20da%20classifica%C3%A7%C3%A3o%20de%20K%C3%B6ppen%20para%20o%20zoneamento%20clim%C3%A1tico%20do%20estado%20de%20Minas%20Gerais.pdf Acessado em 02 de agosto de 2017.
- SELIN, N.E., 2009. Global biogeochemical cycling of mercury: a review, Annu. Rev. Environ. Resour. 34 43–63. Disponível em

<http://www.annualreviews.org/doi/abs/10.1146/annurev.environ.051308.084314>
acessado em 02 de outubro de 2017.

- SLEMR, F., Brunke, E.-G., Ebinghaus, R., Kuss, J., 2011. Worldwide trend of atmospheric mercury since 1995, *Atmos. Chem. Phys.*, 11, 4779–4787. Disponível em <https://www.atmos-chem-phys.net/11/4779/2011/> acessado em 08 de novembro de 2017.
- SOERENSEN, A. L., Jacob, D. J., Streets, D. G., Witt, M. L. I., Ebinghaus, R., Mason, R. P., Andersson, M., Sunderland, E. M., 2012. Multi-decadal decline of mercury in the North Atlantic atmosphere explained by changing subsurface seawater concentrations, *Geophys. Res. Lett.*, 39, L21810. Disponível em <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1029/2012GL053736/abstract> acessado em 08 de julho de 2017.
- SOUZA, J. S.; Batista, G. & Bernstein, A. 2014. Mercúrio na Amazônia: a bomba relógio bioquímica. Disponível em <http://www.educacaopublica.rj.gov.br/biblioteca/quimica/0019.html> Acesso em 10 de setembro de 2017.
- STAMENKOVIC, J., Lyman, S., & Gustin, M.S., 2007. Seasonal and diel variation of atmospheric mercury concentrations in the Reno (Nevada, USA) airshed. *Atmospheric Environment* 41, 6662-6672.
- STRODE, S.; JAELÉ, L. & SELIN, N.E., 2009. Impact of mercury emissions from historic gold and silver mining: Global modeling. *Atmospheric Environment*, 43: 2012-2017. Disponível em <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1352231009000211> acessado em 10 de setembro de 2017.
- TEMME, C., Blanchard, P., Steffen, A., Banic, C., Beauchamp, S., Poissant, L., Tordon, R. & Wiens, B., 2007. Trend, seasonal and multivariate analysis study of total gaseous mercury data from the Canadian atmospheric mercury measurement network (CAMNet). *Atmospheric Environment* 41, 5423-5441.
- TINÔCO, A.A.P. Avaliação de contaminação por mercúrio em Descoberto- MG. 2008. 104 p. Dissertação de mestrado, Universidade Federal de Viçosa: Viçosa, MG.
- TINOCO, AAP; Azevedo, ICAD; Marques, EAG, Mounteer, AH, Martins, CP, Nascentes, R; Reis, EL, Natalino, R., 2010. Avaliação de contaminação por mercúrio em Descoberto, MG. *Eng Sanit Ambient.* 15(4): 305-14. Disponível em <http://www.scielo.br/pdf/esa/v15n4/a03v15n4.pdf> Acesso em 18 de setembro de 2017.
- TOXISPHERA - Associação de Saúde Ambiental. Emissões Atmosféricas de Mercúrio da Indústria de Cloro-Álcalis no Brasil. Medição de mercúrio na atmosfera do entorno de quatro fábricas de cloro-álcalis. Brasil, Março de 2013.
- TOY, E. C.; Loose, D. S.; Tischkau, S. A.; Pillai, Anush S., 2015. Casos clínicos em farmacologia. 3. ed. Porto Alegre: AMGH. 468 p.
- UNEP - United Nations Environment Programme / PNUMA - Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente, 2013. Acessado em: 02 de junho de 2016. Disponível em:

http://www.mercuryconvention.org/Portals/11/documents/Booklets/Minamata%20Convention%20on%20Mercury_booklet_English.pdf Acessado em: 02 de junho de 2016.

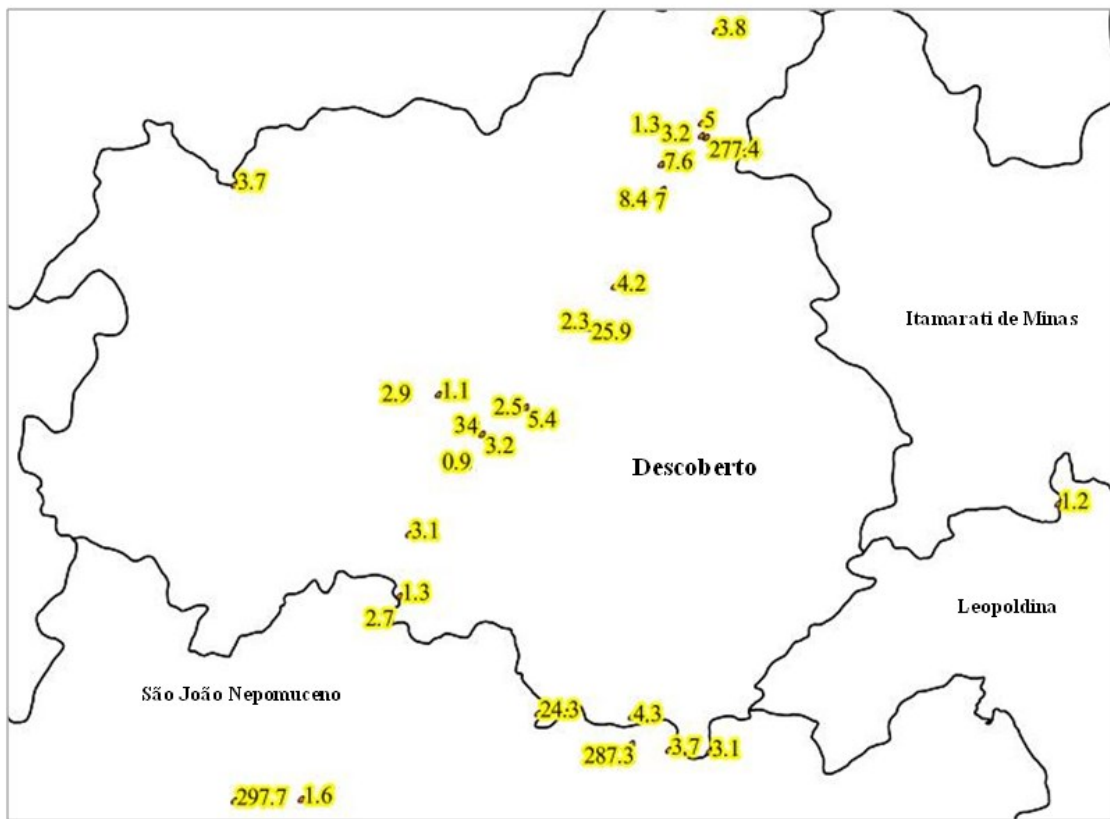
- UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME (UNEP). Minamata Convention on Mercury. 2013. Disponível em <http://www.mercuryconvention.org/> Acessado em 28 de outubro de 2015.
- WANG, Z.W., Chen, Z.S., Duan, N. & Zhang, X.S., 2007. Gaseous elemental mercury concentration in atmosphere at urban and remote sites in China. *Journal of Environmental Sciences* 19, 176-180.
- WANG, Feng, Anderson, Xing, Shang, 2012. Remediation of mercury contaminated sites — a review. *J. Hazard. Mater.* 221–222, 1–18. Disponível em <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0304389412004268> acessado em 18 de setembro de 2017.
- WANG, X.; Zhang, D.; Pan, X.; Lee, D.J.; Al-Misned, F. A.; Mortuza, M. G. E Gadd, G. M., 2017. Aerobic and anaerobic biosynthesis of nano-selenium for remediation of Mercury contaminated soil. *Chemosphere.* 170: 266-273. Disponível em <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653516317301> acessado em 12 de setembro de 2017.
- WEBELEMENTS™. The periodic table on the www. United Kingdom: Mark Winter [The University of Sheffield and WebElements Ltd], 2001. Disponível em <http://www.webelements.com> Acessado em 18 de setembro de 2016.
- WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). Mercury Air Quality Guidelines - Chapter 6.9. Second Edition. Regional Office for Europe, Copenhagen, Denmark, 2000. Disponível em http://www.bvsde.paho.org/bvsacd/cd57/6_9mercury.pdf Acessado em 09 de setembro de 2016.
- WINDMÖLLER, C.A.; Durão Júnior, W.A.; Oliveira, A; Valle, C.M., 2015. The redox processes in Hg-contaminated soils from Descoberto (Minas Gerais, Brazil): Implications for the mercury cycle. *Ecotoxicology and Environmental Safety.* 112: 201-11.
- WRIGHT, G., Woodward, C., Peri, L., Weisberg, P. J., Gustin, M. S., 2014a. Application of tree rings dendrochemistry for detecting historical trends in air Hg concentrations across multiple scales, *Biogeochemistry*, 120, 149–162.
- WU, H., Liu, X., Zhao, J., Yu, J., 2012. Toxicological responses in halophyte *Suaeda salsa* to mercury under environmentally relevant salinity. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 85, 64–71. Disponível em <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/22947507> acessado em 10 de setembro de 2017.
- ZANICHEL, C., 2005. Remediação de Áreas Contaminadas por Mercúrio. Trabalho de Conclusão de Curso. Graduação em Engenharia Ambiental, Pontifícia Universidade Católica de Campinas, Centro de Ciências Exatas Ambientais e de Tecnologias. PUC – CAMPINAS.

10. ANEXOS

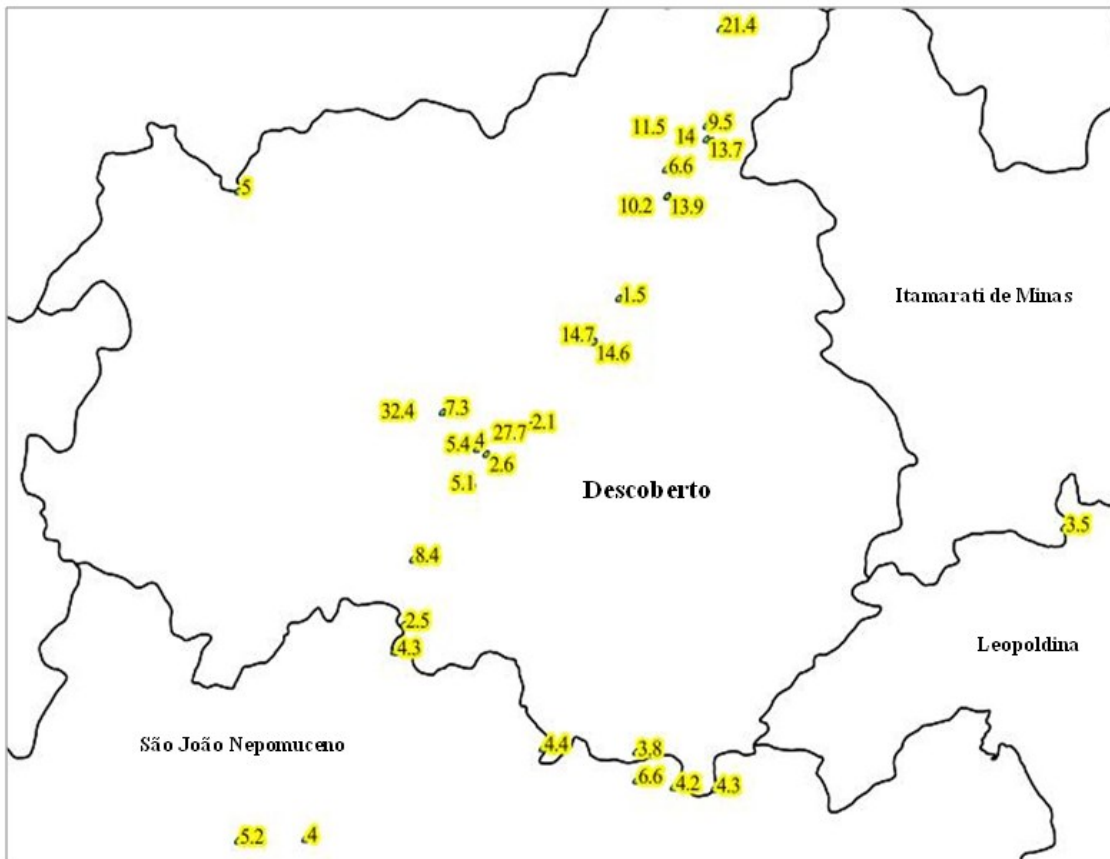
Tabela 04: Médias das concentrações de Hg⁰ nas três campanhas realizadas.
Em vermelho: médias próximas ao RfC (US EPA); Entre parênteses: Desvio Padrão.

PT	Médias das Leituras Hg (ng m ⁻³)		
	Campanha 1	Campanha 2	Campanha 3
1	3,2 (1,0)	2,6 (1,7)	10,1 (2,3)
2	2,9 (0,9)	32,4 (6,9)	8,3 (1,6)
3	3,7 (1,1)	5 (1,5)	11,1 (1,1)
4	0,9 (0,9)	5,1 (2,2)	5,8 (1,9)
5	3,8 (1,0)	21,4 (4,6)	3,8 (1,2)
6	5 (0,9)	9,5 (2,0)	10,5 (1,0)
7	4,2 (1,5)	1,5 (1,4)	4,1 (1,5)
8	8,4 (9,4)	10,2 (1,9)	5,3 (1,4)
9	7,6 (1,8)	6,6 (2,4)	8,7 (2,3)
10	1,3 (0,9)	11,5 (1,7)	10 (1,5)
11	277,4 (1,3)	13,3 (2,8)	6,6 (1,6)
12	5,3 (2,6)	13,7 (2,3)	12,5 (1,8)
13	3,2 (1,0)	14 (2,5)	18,3 (2,5)
14	7 (0,9)	13,9 (1,9)	8,2 (2,5)
15	280 (11,7)	6,9 (2,5)	7,8 (1,5)
16	2,3 (2,3)	14,7 (4,1)	13,1 (2,7)
17	25,9 (6,4)	14,6 (2,8)	5,1 (2,0)
18	1,2 (2,1)	3,5 (1,9)	3,9 (1,7)
19	3,1 (1,4)	4,3 (1,6)	4,4 (1,9)

	20	287,3 (1,3)	6,6 (2,2)	5,9 (1,7)	
Mapa	21	24,3 (12,5)	4,4 (2,0)	5,3 (1,8)	01:
	22	2,7 (1,3)	4,3 (2,1)	13,2 (4,4)	
	23	1,3 (1,3)	2,5 (1,8)	8,2 (4,3)	
	24	3,1 (1,5)	8,4 (2,3)	6,9 (3,4)	
	25	4,3 (1,4)	3,8 (1,2)	6,2 (1,4)	
	26	3,7 (3,1)	4,2 (1,6)	12,9 (3,4)	
	27	1,6 (0,9)	4 (1,3)	2,9 (1,4)	
	28	297,7 (1,3)	5,2 (2,0)	23,8 (6,7)	
	29	0,6 (1,3)	4 (1,6)	6,8 (2,8)	
	30	2,5 (1,3)	27,7 (11,7)	13 (2,1)	
	31	5,4 (2,8)	2,1 (1,2)	10,5 (3,1)	
	32	4 (1,7)	3,6 (1,2)	15,6 (3,3)	
	33	3 (3,7)	5,4 (0,7)	20,7 (7,0)	
	34	1,1 (1,6)	7,3 (1,5)	18,2 (1,9)	
<hr/>					
Médias das concentrações de Hg⁰ na campanha 1.					



Mapa 02: Médias das concentrações de Hg^0 na campanha 2.



Mapa 03: Médias das concentrações de Hg^0 na campanha 3.

