



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO OESTE DO PARÁ  
INSTITUTO DE BIODIVERSIDADE E FLORESTA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOCÊNCIAS**

**LÚRIAN SÂMIA DE LACERDA FERREIRA**

**OCORRÊNCIA DE METAIS TÓXICOS NO ENTORNO DE ATERROS NÃO  
CONTROLADOS**

**SANTARÉM, PARÁ  
2022**

**LÚRIAN SÂMIA DE LACERDA FERREIRA**

**OCORRÊNCIA DE METAIS TÓXICOS NO ENTORNO DE ATERROS NÃO  
CONTROLADOS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós graduação em Biociências da Universidade Federal do Oeste do Pará, como requisito para obtenção do título de Mestre. Área de concentração: Fisiologia ambiental.  
**Orientador:** Dr. Ruy Bessa Lopes.

**SANTARÉM, PARÁ  
2022**

**Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)**  
**Sistema Integrado de Bibliotecas – SIBI/UFOPA**

---

- F383o Ferreira, Lúrian Sâmia de Lacerda  
Ocorrência de metais tóxicos no entorno de aterros não controlados./ Lúrian Sâmia de Lacerda Ferreira. – Santarém, 2022.  
63 p. : il.  
Inclui bibliografias.
- Orientador: Ruy Bessa Lopes.  
Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Oeste do Pará, Pró-Reitoria de Pesquisa, Pós-Graduação e Inovação Tecnológica, Programa de Pós-Graduação em Biociências
1. Metais tóxicos. 2. Lixão. 3. Águas subterrâneas. I. Lopes, Ruy Bessa, *orient.*  
II. Título.

CDD: 23 ed. 363.738 4

**LÚRIAN SÂMIA DE LACERDA FERREIRA**

**OCORRÊNCIA DE METAIS TÓXICOS NO ENTORNO DE ATERROS NÃO  
CONTROLADOS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós graduação  
em Biociências da Universidade Federal do Oeste do  
Pará, como requisito para obtenção do título de Mestre.  
**Área de concentração:** Fisiologia ambiental.

**Conceito:**

**Data da aprovação:**

---

**Prof. Dr. Ruy Bessa Lopes**  
**Universidade Federal do Oeste do Pará (Orientador)**

---

**Prof. Dr. Lucinewton Silva de Moura**  
**Universidade Federal do Oeste do Pará (UFOPA)**

---

**Prof. Dr. Paulo Sérgio Taube Júnior**  
**Universidade Federal do Oeste do Pará (UFOPA)**

## **AGRADECIMENTOS**

Primeiramente agradeço à minha mãe, Mércia, que sempre me incentivou e apoiou em todas as minhas preferências e decisões, respeitando sendo paciente com meu tempo. Somente nós sabemos as dificuldades que encontramos nessa vida, principalmente na última década. Seu incentivo a sempre buscar conhecimento é fundamental pra me fazer ir adiante.

Ao meu amigo e namorado Lucas por ser meu companheiro em todos os momentos, que me apoia e busca formas de tornar minha rotina mais leve.

Ao meu orientador, professor Ruy, que se manteve paciente e flexível nesse tempo extenso de mestrado. Sou grata aos seus ensinamentos.

Aos meus amigos e colegas do PPG-Bio, em especial Luze Pereira, Osléias Aguiar e Diego Neves, que sempre estiveram presentes compartilhando os momentos de desespero e alegria.

E a todos os que de alguma forma contribuíram para que eu trilhasse esse caminho e conseguisse chegar na reta final.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001.

## RESUMO

O crescimento populacional em centros urbanos traz como consequência o aumento do descarte de resíduos sólidos e a necessidade de locais preparados para o destino adequado desses resíduos, a fim de evitar a poluição e degradação ambiental através do contato de compostos contaminantes altamente tóxicos com o solo e, conseqüentemente, com a água, através do chorume. A destinação correta desses resíduos acontece quando são dispostos em locais denominados aterros sanitários, projetados e adequados para este fim, diminuindo quaisquer possíveis impactos ambientais sobre o meio. Quando não há adequação mínima do ambiente com processos de impermeabilização do solo e canalização de chorume, esse ambiente usado para descartar resíduos denomina-se “lixão”. No território brasileiro ainda é muito comum a presença de lixões, mesmo após a implantação da Política Nacional de Resíduos Sólidos, a qual determina a substituição desses locais por aterros. Deste modo, o seguinte trabalho tem por objetivo fazer uma revisão sistemática que, através de dados obtidos em análises e pesquisa de artigos e demais trabalhos científicos no período de 2012 a 2022, busca avaliar a concentração dos metais tóxicos Cádmio (Cd), Chumbo (Pb), Cromo (Cr) e Mercúrio (Hg) no solo e água subterrânea em áreas de funcionamento de lixões no território brasileiro por meio da percolação do chorume, comparando-as com os valores orientadores de concentrações máximas permitidas na legislação brasileira.

**Palavras-Chave:** Metais tóxicos. Lixão. Águas subterrâneas. Solo. Chorume.

## ABSTRACT

The population growth in urban centers brings as a consequence the increase in the solid waste disposal and the need for sites prepared for the proper disposal of these wastes in order to avoid pollution and environmental degradation through the contact of highly toxic contaminating compounds with the soil and, consequently, with the water, through leachate. The correct destination of these residues happens when they are disposed of in places called sanitary landfills, projected and adequate for this purpose, reducing any possible environmental impacts on the environment. When there is no minimum adequacy of the environment with soil sealing processes and leachate channeling, this environment used to dispose of waste is called a “dump”. In Brazilian territory the, presence of dump sites is still very common, even after the implementation of the National Policy for Solid Waste, which determines the substitution of these sites by landfills. Thus, the following work aims to make a systematic review that, through data obtained from analysis and research of articles and other scientific papers in the period 2012 to 2022, seeks to assess the concentration of toxic metals Cadmium (Cd), Lead (Pb), Chromium (Cr) and Mercury (Hg) in soil and groundwater in areas of operation of dumps in the Brazilian territory through the percolation of leachate, comparing them with the guideline values of maximum concentrations allowed in the Brazilian legislation.

**Key-words:** Toxic metals. Dump site. Groundwater. Soil. Leachate.

## LISTA DE ILUSTRações

Figura 1 - Identificação dos municípios da Região Norte de acordo com os tipos de disposição final de RSU .....	20
Quadro 1 - Propriedades físico-químicas do Cádmió (Cd).....	23
Quadro 2 – Propriedades físico-químicas do Chumbo (Pb).....	24
Quadro 3 - Propriedades físico-químicas do Cromo (Cr).....	25
Quadro 4 - Parâmetros físico-químicos do Mercúrio (Hg).....	26
Quadro 5 - Íons encontrados no chorume e suas possíveis origens. ....	27
Figura 2 - Mecanismos associados ao transporte de contaminantes pelo solo. ....	32
Quadro 6 - Artigos publicados em revista que atenderam aos critérios de elegibilidade .....	38

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Disposição final, em toneladas, de resíduos sólidos nas regiões brasileiras.....	19
Tabela 2 - Número de municípios por tipo de disposição final de RSU na região Norte em 2019, de acordo com o SNIS .....	20
Tabela 3 – Valores orientadores de concentrações de metais em solo.....	35
Tabela 4 - Padrão de Potabilidade para substâncias químicas inorgânicas que representam risco à saúde.....	37
Tabela 5 - Concentrações dos metais tóxicos Cd, Cr, Pb e Hg na matriz chorume, em mg/L.....	42
Tabela 6 - Concentrações dos metais tóxicos Cd, Cr, Pb e Hg na matriz solo, em mg/kg.....	45
Tabela 7- Concentrações dos metais tóxicos Cd, Cr, Pb e Hg na matriz água subterrânea, em mg/L.....	48

## LISTA DE SIGLA

PNRS Política Nacional de Resíduos Sólidos

Cd Cádmio

Pb Chumbo

Cr Cromo

Hg Mercúrio

VMP Valores Máximos Permitidos

RSU Resíduos Sólidos Urbanos

NBR Norma Brasileira

ABNT Associação Brasileira de Normas Técnicas

SNIS Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento

ADFR Atlas de Destinação Final de Resíduos

Ca(OH)<sub>2</sub> Hidróxido de cálcio

NaOH Hidróxido de sódio

MgO Óxido de magnésio

CaCO<sub>3</sub> Carbonato de cálcio

MgCO<sub>3</sub> Magnésio

NaCO<sub>3</sub> Sódio

CO<sub>2</sub> Dióxido de carbono

pH potencial (ou potência) Hidrogeniônico

CONAMA Conselho Nacional do Meio Ambiente

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO.</b>	<b>12</b>
<b>2 METODOLOGIA.</b>	<b>13</b>
<b>2.1 Desenho do estudo.</b>	<b>13</b>
<b>2.2 Base de dados.</b>	<b>13</b>
<b>2.3 Critérios de elegibilidade</b>	<b>14</b>
<b>2.4 Seleção dos estudos.</b>	<b>14</b>
<b>2.5 Extração dos dados.</b>	<b>15</b>
<b>3 REVISÃO DE LITERATURA.</b>	<b>16</b>
<b>3.1 Resíduos sólidos.</b>	<b>16</b>
3.1.1 Caracterização e classificação.	16
3.1.2 Disposição final.	17
3.1.3 Estado situacional no Brasil e na região norte dos aterros sanitários.	18
3.1.3.1 Estado da arte dos aterros sanitários e aterros controlados/lixões do Estado do Pará	21
3.1.3.2 Vulnerabilidades quanto a segurança ambiental.	21
<b>3.2 Metais tóxicos.</b>	<b>22</b>
3.2.1 Metais tóxicos e sua presença em aterros não controlados (lixões).	22
3.2.1.1 Metais tóxicos no percolado.	27
3.2.1.2 Tratamento de metais tóxicos no percolado.	27
3.2.1.3 Complexação e especiação de metais tóxicos no percolado.	29
3.2.1.4 Influência de parâmetros físico-químicos na composição do percolado.	29
3.2.2 Metais tóxicos no solo.	30
3.2.2.1 Presença de metais tóxicos no solo de aterros controlados e não controlados (lixões).	30
3.2.2.2 Transporte de metais tóxicos no solo de aterros controlados e não controlados (lixões).	31
3.2.2.3 Legislação e valores orientadores de qualidade do solo no Brasil	35
3.2.3 Metais tóxicos em água subterrânea	36
3.2.3.1 Metais tóxicos em águas subterrâneas situadas na vizinhança de aterros sanitários não controlados.	36

3.2.3.2 Legislação e garantia da potabilidade no Brasil .....	36
3.2.4 Biodisponibilidade ambiental de metais tóxicos no entorno de aterros sanitários não controlados.....	37
<b>4 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....</b>	<b>38</b>
<b>4.1 Seleção de estudos.....</b>	<b>38</b>
<b>4.2 Características dos estudos.....</b>	<b>38</b>
<b>4.3 Situação dos aterros não controlados.....</b>	<b>41</b>
<b>4.4 Ocorrência de metais tóxicos no chorume.....</b>	<b>41</b>
<b>4.5 Ocorrência de metais tóxicos no solo.....</b>	<b>45</b>
<b>4.6 Ocorrência de metais tóxicos em águas subterrâneas.....</b>	<b>47</b>
<b>5 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....</b>	<b>50</b>
<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>51</b>

## 1 INTRODUÇÃO

As atividades humanas geram grandes quantidades de despejos e resíduos na medida em que as concentrações urbanas crescem. Diante disso, em agosto de 2010 foi criada a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), Lei Federal nº 12.305, que tem como objetivo definir a destinação final ambientalmente adequada e segura dos resíduos de modo que amortecia os impactos causados por esse grande volume de descarte, de modo que não venha a gerar degradação da salubridade ambiental e humana (BRASIL, 2010). Esses resíduos possuem como característica apresentar grande quantidade de matéria orgânica, o que gera um material líquido decorrente de sua decomposição o qual pode conter altas concentrações de sólidos suspensos, metais tóxicos, tais como cádmio, chumbo, cromo e mercúrio, potencialmente perigosos à saúde (ANICETO e HORBE, 2012; AZEVEDO et al., 2015; RIGUETTI et al., 2015), além dos compostos orgânicos (carboidratos, proteínas e gorduras), denominado chorume. Essa substância, o chorume, percola o solo e atinge as águas subterrâneas presentes nas proximidades do aterro, causando a contaminação de ambos (RIBEIRO, BUZZ e MENEZES, 2015; RIGUETTI et al., 2015). A partir da geração desse líquido tóxico vê-se a necessidade da implantação de aterros sanitários para evitar tais contaminações. No entanto, em várias localidades do Brasil ainda se encontra essa realidade, onde os resíduos são descartados em lixões gerando contaminação em diferentes matrizes ambientais. Desta forma, o objetivo deste trabalho é fazer o levantamento de estudos realizados no Brasil na última década publicados em forma de artigos científicos que contenham dados de concentrações de cádmio (Cd), chumbo (Pb), cromo (Cr) e mercúrio (Hg) nas matrizes percolado, solo e águas subterrâneas no entorno de aterros não controlados e comparar com as normas nacionais e internacionais.

## **2 METODOLOGIA**

### **2.1 Desenho do estudo**

Foi adotado o modelo de revisão sistemática para o estudo de trabalhos que determinam e avaliam concentrações de metais tóxicos em solos, águas subterrâneas e percolado em áreas de influência de lixões no território nacional.

### **2.2 Base de dados**

Para a determinação do estado da arte dos metais tóxicos Cd, Pb, Cr e Hg nas matrizes percolado, solo e água subterrânea no entorno de lixões serão analisadas fontes de pesquisa como os portais de busca científica como Periódicos CAPES, Science Direct e Springer. Ficaram de fora deste estudo documentos sem informações o suficiente para a identificação e base científica, como resumos.

Foi realizada a busca por estudos que abordassem a questão de pesquisa selecionada que atendessem aos seguintes critérios: publicação em revista científica em formato de artigo; publicações em português, inglês ou espanhol; artigos com estudos realizados no Brasil; publicações realizadas no período de 2012 a 2021. Excluíram-se artigos que não atendessem qualquer um dos critérios mencionados.

Os conjuntos de termos adotados para as buscas foram “metais tóxicos lixão amazônia”, “metais tóxicos lixão”, “metais tóxicos solo lixão”, “metais tóxicos água subterrânea lixão”, “metais tóxicos chorume lixão”, “toxic metals groundwater dump brasil”, “toxic metals soil dump brasil”, “toxic metals leachate dump brasil”, “toxic metals landfill brazil”, “toxic metals groundwater amazon”, “toxic metals groundwater brazilian amazon”.

### **2.3 Critérios de elegibilidade**

A questão levantada e pergunta a ser respondida nessa pesquisa foi “há presença dos metais Cd, Cr, Pb e Hg nas matrizes chorume, solo e águas subterrâneas no entorno de aterros não controlados (lixões)?”. A partir desse questionamento e do intuito de verificar as concentrações, foram definidos critérios de inclusão e exclusão para a seleção de artigos.

Para a inclusão, considerou-se estudos que a) fossem artigos publicados em revistas; b) verificaram a presença de um ou mais metais tóxicos (Cd, Cr, Pb e Hg) nas matrizes chorume, solo e águas subterrâneas; c) avaliam a presença desses metais no entorno de aterros não controlados (lixões); d) estudo realizados no território brasileiro; e) disponíveis nos idiomas português, inglês ou espanhol.

Excluíram-se trabalhos que a) não caracterizaram como artigos científicos publicados em revista; b) não abordavam os metais de interesse; c) não estudavam as matrizes de interesse; d) locais de estudo diferentes de “aterro não controlado” e “lixão”; e) não apresentavam dados de concentrações dos metais; f) não informavam a metodologia de análise para obtenção das concentrações; g) não estavam disponíveis nos idiomas definidos.

### **2.4 Seleção dos estudos**

A busca de literatura ocorreu nos anos de 2021 e 2022 por dois revisores. Para a seleção, os dois revisores leram os títulos e resumos dos trabalhos encontrados de forma independente. Para serem elegidos, os estudos foram lidos na íntegra pelos dois revisores para garantir que fossem atendidos aos critérios estabelecidos.

## 2.5 Extração dos dados

Esta etapa do estudo consistiu em realizar a extração dos dados e distribuir em tabelas, de modo a confirmar o rigor da seleção e identificar possíveis erros a serem corrigidos.

A extração dos dados desse estudo foi feita de forma manual por dois revisores, de forma a confirmar o rigor do estudo e eliminar possíveis erros. Os artigos selecionados que atenderam aos critérios estabelecidos foram agrupados em uma tabela que discriminava seguintes informações: matriz ambiental, metal de interesse (Cd, Cr, Pb e Hg), valores de referência, concentração em mg/L e autores. Adotou-se essa estratégia para facilitar a análise comparativa entre os estudos realizados com a legislação orientadora vigente de cada matriz, favorecendo a identificação de concentrações que estejam acima dos Valores Máximos Permitidos (VMP).

### **3 REVISÃO DE LITERATURA**

A mudança no estilo de vida humano ao longo da história contribui para a mudança da realidade dos indivíduos em diversos aspectos, sendo eles moradia, forma de trabalho, alimentação e necessidades adquiridas com o passar dos anos. A partir do início da formação de centros urbanos, desde os mínimos, constituídos de povoados, até os de grande porte atuais, há o consumo de alimento, bens e produtos que contribuem para a o acúmulo e geração de “lixo”, tecnicamente intitulado de resíduos sólidos, de constituição variada e que reflete a natureza do consumo de seus geradores.

#### **3.1 Resíduos sólidos**

##### **3.1.1 Caracterização e classificação**

De acordo com a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), Lei nº12.305 de 2010, resíduos sólidos podem ser definidos como materiais, objetos ou substâncias que são produtos descartados de atividades humanas em estado sólido ou semi-sólido, podendo ser classificado quanto à sua periculosidade, representando riscos à saúde humana e ao meio ambiente. Desta forma, a problemática do aumento da geração de resíduos sólidos urbanos pelas atividades humanas em centros urbanos (RSU) tem sido alvo de grande preocupação para a gestão ambiental. Esse aumento ocorre devido ao crescimento populacional, aumento do processo de urbanização de forma desordenada, desenvolvimento tecnológico e mudança nos padrões de consumo da sociedade ligado ao aumento do poder aquisitivo da população (MENEZES et al., 2019; ADENIRAN et al., 2017).

O gerenciamento de RSU deve ser iniciado pela caracterização de sua composição determinando sua gravimetria, ou seja, caracterização física que traduz o percentual de cada componente na amostra analisada em relação ao seu peso total, pois dessa forma permite a compreensão da qualidade e quantidade da porção em estudo (COSTA et al., 2012; VILLALBA et al., 2020). A composição e quantidade de resíduos pode, ainda, variar de uma localidade para outra, devido a diferentes hábitos nutricionais e culturais, fatores econômicos e estilo de vida

(OZCAN et al., 2016; EDJABOU et al., 2017; MOUEDHEN et al., 2018; NASCIMENTO et al., 2019).

Quanto à natureza dos resíduos, estes podem ser classificados de acordo com a NBR 10.004/2004 da Associação Brasileira de Normas Técnicas – ABNT como:

- a) Resíduos Classe I – Perigosos;
- b) Resíduos Classe II – Não Perigosos:
  - Resíduos Classe II A – Não Inertes;
  - Resíduos Classe II B – Inertes.

Os Resíduos Classe I – Perigosos são aqueles que apresentam algum nível de periculosidade. Nessa classe de resíduos se enquadram os inflamáveis em condições específicas, corrosivos, reativos, tóxicos e patogênicos. Os Resíduos Classe II – Não Perigosos se dividem em II A - Não Inertes, os quais apresentam características como biodegradabilidade, inflamabilidade ou solubilidade em água; e II B – Inertes, os quais se submetidos a contato dinâmico com água em temperatura ambiente não são solubilizados.

### 3.1.2 Disposição final

De acordo com a NBR 10.004 da Associação Brasileira de Normas Técnicas – ABNT, pode-se caracterizar os locais de disposição final de resíduos sólidos em três classificações: lixão, aterro controlado e aterro sanitário.

Define-se como “lixão”, também chamados de aterros não controlados, os locais de disposição final de resíduos sólidos a céu aberto, sem adequação alguma do solo e do ambiente para receber esses resíduos. Nesses locais, a produção de gases, chorume e outros subprodutos resultante da degradação dos resíduos, ficam em contato direto com o ambiente (AMARAL et al., 2017; CETESB, 2017; DA SILVA et al., 2020). O chorume tem a composição extremamente variável, conseqüente de fatores que vão desde as condições pluviométricas locais, até o tempo de disposição e características do resíduo descartado, podendo conter, além de compostos orgânicos, altas concentrações de metais tóxicos e sólidos suspensos. Deste modo, por apresentar, o chorume, substâncias altamente solúveis e de alta mobilidade, pode percolar, infiltrar-se no solo e atingir as águas subterrâneas, comprometendo essas reservas naturais (NBR 8.419: ABNT, 1992; COSTA et al., 2011).

Os aterros controlados, funcionam de forma similar aos lixões quanto a não-impermeabilização do solo, coleta de percolado, controle de gases e adequação do ambiente. Nestes, a camada de resíduos disposta é recoberta de material inerte visando a redução da exposição desses resíduos e conseqüentemente diminuindo a proliferação de mal cheiro e animais (MARQUES et al., 2012; SILVA et al, 2014; ALKMIN e JUNIOR, 2017).

Por fim, os denominados aterros sanitários são a forma de disposição final de resíduos de forma adequada e tecnicamente projetada, garantindo a salubridade ambiental e da população (NBR 8.419: ABNT, 1992; ELK, 2007). Tais aterros, pela maior complexidade de implantação, ainda não fazem parte da realidade de grande parte dos municípios de países em desenvolvimento, somando apenas 59,5% das áreas de disposição final adequadas em 2019 no Brasil (ABRELPE, 2020).

### 3.1.3 Estado situacional no Brasil e na região norte dos aterros sanitários

A alternativa de destinação final ambientalmente adequada mais utilizada no Brasil é a de disposição final em locais previamente preparados (aterros sanitários), previsto na Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS). Tal política preconiza normas operacionais específicas de modo a evitar danos ou riscos à saúde pública e minimiza os impactos ambientais adversos. No Brasil, a maior parte dos resíduos sólidos coletados segue para disposição em aterros sanitários, onde se registrou um aumento de 10 milhões de toneladas em uma década, passando de 33 milhões de toneladas por ano em 2010 para 43 milhões de toneladas em 2019. No entanto, a quantidade de resíduos que segue para unidades inadequadas (lixões e aterros controlados) também cresceu, passando de 25 milhões de toneladas por ano em 2010 para pouco mais 29 milhões de toneladas por ano em 2019 (ABRELPE, 2020). A tabela 1 mostra o levantamento, em toneladas de RSU, de disposição final em lixões, aterros controlados e aterros sanitários ocorrido em 2019, em todas as regiões brasileiras.

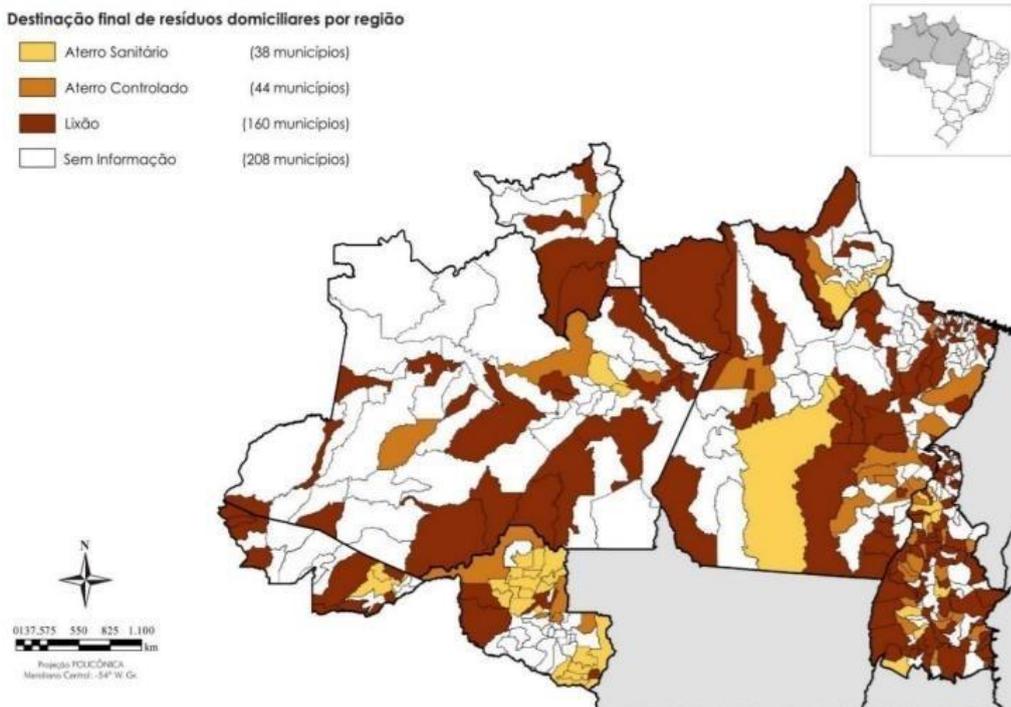
Tabela 1 - Disposição final, em toneladas, de resíduos sólidos nas regiões brasileiras.

<b>Região</b>	<b>2019</b>		
	<b>Aterro Sanitário</b>	<b>Aterro Controlado</b>	<b>Lixão (Aterro não controlado)</b>
<b>Norte</b>	1.683.745	1.421.675	1.664.765
<b>Nordeste</b>	5.686.700	5.255.270	5.031.525
<b>Centro-Oeste</b>	2.252.415	1.957.860	1.243.190
<b>Sudeste</b>	28.121.425	6.653.220	3.906.960
<b>Sul</b>	5.556.030	1.440.290	873.445
<b>Brasil</b>	43.300.315	16.727.950	12.720.250

Fonte: Adaptado de ABRELPE (2020).

Na região norte uma fragilidade operacional é a sonegação de registros de municípios que alimentam o Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento – SNIS, tal condição revela uma clara subnotificação, em que a geração de resíduos ultrapassa os registros formais tanto do setor público, como do setor privado. Sabe-se, no entanto, que, de acordo com os dados coletados, há uma presença muito grande de lixões na região em comparação com aterros sanitários (BRASIL, 2019; AGUIAR et al., 2021), como mostra a Figura 1.

Figura 1 - Identificação dos municípios da Região Norte de acordo com os tipos de disposição final de RSU



Dados do SNIS 2019.

Fonte: SNIS (2021).

A tabela 2 traduz em números os tipos de disposição de resíduos sólidos em cada unidade federativa da região norte:

Tabela 2 - Número de municípios por tipo de disposição final de RSU na região Norte em 2019, de acordo com o SNIS.

<b>Estados</b>	<b>Nº de cidades</b>	<b>Lixão (aterro não controlado)</b>	<b>Aterro controlado</b>	<b>Aterro sanitário</b>	<b>Outros*</b>
<b>Acre</b>	22	5	2	2	3
<b>Amapá</b>	16	3	0	2	0
<b>Amazonas</b>	62	24	2	2	4
<b>Pará</b>	144	52	9	6	11
<b>Rondônia</b>	52	9	3	22	7
<b>Roraima</b>	15	5	1	0	2
<b>Tocantins</b>	139	63	12	10	6
<b>Total</b>	450	161	29	44	33

**Outros\*:** Valor específico de resíduos sólidos de saúde; unidade de triagem; unidade de tratamento por micro-ondas e autoclave; unidades de manejo de galhos e podas; e unidade de transbordo.

Fonte: Aguiar et al. (2021).

### 3.1.3.1 Estado da arte dos aterros sanitários e aterros controlados/lixões do Estado do Pará

De acordo com o Atlas de Destinação Final de Resíduos (ABETRE, 2020), dos 144 municípios do estado do Pará, 134 realizam a disposição final inadequada em lixões municipais, 4 disponibilizam em aterros controlados e apenas 6 em aterros sanitários, sendo estes últimos os únicos considerados adequados e que não tem uma consequente contaminação ambiental.

O município de Santarém, localizado no oeste do estado, terceiro município mais populoso do Pará (FAPESPA, 2021), atualmente ainda possui um lixão (aterro não controlado) como solução para disposição final de resíduos sólidos, o qual se localiza na comunidade do Perema, na Rodovia PA-370, quilômetro 19, divisa com as comunidades do Cristo Rei, também na Rodovia PA-370, quilômetro 14, Castela e Miritituba, ambas com acesso pela Rodovia. Esse local não atende às atuais especificações de adequação, proteção e monitoramentos descritas na NBR 13896 - Aterros de resíduos não perigosos - Critérios para projeto, implantação e operação, da Associação Brasileira de Normas Técnicas, de 1997. A condição ambiental do espaço municipal para o lixo é caracterizada como um “lixão” a céu aberto, constituindo-se, portanto, em uma fonte potencial de contaminação microbiológica e físico-química do solo e, principalmente, da água.

### 3.1.3.2 Vulnerabilidades quanto a segurança ambiental

As decisões acerca do gerenciamento de resíduos sólidos urbanos são, essencialmente, decisões sobre saúde pública e deve, portanto, serem tratadas juntamente com políticas sociais, ambientais e econômicas. A grande problemática da geração e gestão de resíduos sólidos em centros urbanos, sendo nas grandes metrópoles ou cidades interioranas, é a dificuldade de formular políticas públicas que consigam atender, de forma integrada, esses quatro âmbitos (CHARLES, OLIVEIRA e SPANGHERO, 2018).

Quando não há a integração das tratativas acerca do gerenciamento de resíduos sólidos, soluções inadequadas são adotadas, permitindo a alteração do espaço através da contaminação. O principal elemento que propicia altos índices de contaminação em solos, águas superficiais e águas subterrâneas denomina-se lixiviado ou, ainda, chorume, cuja principal característica é ser

um líquido de fácil percolação, sendo este um fator de risco tanto ao ambiente quanto à saúde pública (AZIZ e MAULOOD, 2015; PINHEIRO, LOBÓN e SCALIZE, 2017).

Entende-se como fator de risco a probabilidade de poluentes virem a alterar características e qualidade de um recurso natural ou a saúde de populações vizinhas a esse recurso (CONAMA, 2009; SARAIVA et al., 2018; NOVAIS, CRUZ e AZEVEDO, 2019). A topografia, geologia e clima são fatores importantes na análise do risco estipulado ao local de disposição final de resíduos sólidos, mas são dependentes e limitados pelas condições de operação e disposição desses resíduos, que variam ao longo do tempo (LI et al., 2012; GALITSKAYA et al., 2015; GWENZI, 2016.).

### **3.2 Metais tóxicos**

Os metais tóxicos, ou metais pesados, são compostos com massa específica maior que  $7,0 \text{ g/cm}^3$ , massa atômica e número atômico elevados. Estão associados a contaminações no solo e na água através do processo de percolação, com potencial toxicidade e ecotoxicidade, deste modo podem ser denominados de metais tóxicos (LIMA e MERÇON, 2011; KOBIELSKA et al., 2018). Dentre esses metais, podem ser citados o Cádmio (Cd), Chumbo (Pb), Crômio (Cr) e Mercúrio (Hg) e esses podem estar presentes em diversos ambientes de forma natural ou por atividades antropogênicas. Dentre esses, o Cd é considerado a espécie de metal mais tóxica, seguido pelo Hg e Pb, os quais apresentam alto potencial carcinogênico no organismo humano (WHO, 1999; VANZ, MIRLEAN e BAISCH, 2003; ITO et al., 2014).

#### **3.2.1 Metais tóxicos e sua presença em aterros não controlados (lixões)**

Aterros não controlados, ou “lixões”, são espaços dedicados ao acondicionamento final de resíduos sólidos, que não dispõem de separação ou tratamento dos resíduos e fácil contato pela população (CETESB, 2017). Diante dessa condição ambiental, toda a biota na área de influência desses lixões torna-se vulnerável a diferentes impactos negativos consequente à natureza dos resíduos descartados.

Além de favorecer a proliferação de vetores de doenças e a produção de chorume devido à grande quantidade de resíduos orgânicos, essas localidades recebem resíduos considerados perigosos por sua composição química, como produtos descartados de oficinas (óleos e graxas), pilhas, baterias, lâmpadas fluorescentes e eletrônicos, os quais são constituídos, dentre outros íons, por metais pesados, também chamados de metais tóxicos, que provocam alterações no meio e na saúde humana (ANICETO e HORBE, 2012; AZEVEDO et al., 2015; SILVA e MONTE, 2022).

O Cd é um metal não-essencial que apresenta toxicidade mesmo em baixas concentrações no meio ambiente. Pode-se citar como fontes naturais desse metal as rochas sedimentares, com concentrações em torno de  $0,3 \text{ mg kg}^{-1}$ , e fosfatos marinhos, além das atividades vulcânicas. A presença de altas concentrações de Cd no solo é frequentemente associada à de outros elementos, principalmente os metais Zn, Pb e Cu, especialmente em jazidas minerais, e sua concentração média em solos não contaminados está entre  $0,06$  e  $1,1 \text{ mg kg}^{-1}$  (KABATA-PENDIAS e PENDIAS, 1992; GUIMARÃES et al., 2008).

Já em concentrações elevadas e, portanto, tóxicas, o Cd pode ser encontrado em resíduos de atividades industriais como na fabricação de pigmentos, reagente para processos de fabricação de materiais plásticos, indústria da galvanoplastia; também pode ser encontrado em baterias, comumente descartadas nos resíduos domésticos. Além dessas utilizações, o Cd é amplamente utilizado na fabricação de fertilizantes fosfatados, o qual é altamente absorvido pelas plantas e entra, assim, na cadeia trófica (GUIMARÃES et al., 2008; TOLENTINO et al., 2014; AMARI, GHNAYA e ABDELLY, 2017. No Quadro 1 estão as principais características físico-químicas desse elemento.

Quadro 1 - Propriedades físico-químicas do Cádmiio (Cd).

<b>Símbolo químico</b>	Cd
<b>Número CAS</b>	7440-43-9
<b>Número atômico</b>	48
<b>Valência mais comum</b>	+ 2
<b>Massa atômica</b>	112,411
<b>Ponto de fusão</b>	320,9 °C
<b>Ponto de ebulição</b>	765 °C
<b>Densidade (25 °C)</b>	8,65 g/cm <sup>3</sup>

<b>Eletronegatividade de Pauling</b>	1,69
<b>Estrutura cristalina</b>	Hexagonal
<b>Solubilidade</b>	Insolúvel em água; Solúvel em ácidos orgânicos, $\text{NH}_2\text{NO}_3$ e $\text{H}_2\text{SO}_4$ a quente

Fonte: ASAE (2022)

Outro metal que ocasiona passivos ao meio ambiente é o Pb. Este pode estar disponível no meio ambiente através de processos naturais ou antropogênicos: emissões naturais através de erupções vulcânicas, decomposição de rochas e emissões no mar; já as emissões antropogênicas acontecem através da intensa utilização desse metal no meio industrial, liberando-o na atmosfera através da queima de combustíveis fósseis e processos industriais de fabricação. Já a contaminação no solo e água ocorre principalmente através do descarte inadequado de resíduos sólidos, mineração e utilização em produtos fertilizantes (CAVALLET et al., 2014; BERTOLINO et al., 2015; BRASIL, 2017). O Quadro 2 informa as principais características físico-químicas desse metal:

Quadro 2 – Propriedades físico-químicas do Chumbo (Pb).

<b>Símbolo químico</b>	Pb
<b>Número CAS</b>	7439-92-1
<b>Número atômico</b>	82
<b>Valência mais comum</b>	+2, +4
<b>Massa atômica</b>	207,2
<b>Ponto de fusão</b>	327,46 °C
<b>Ponto de ebulição</b>	1749 °C
<b>Densidade (25 °C)</b>	11,340 g/cm <sup>3</sup>
<b>Eletronegatividade de Pauling</b>	2,33
<b>Estrutura cristalina</b>	Cúbica de face centrada
<b>Solubilidade</b>	Em água: 9580 mg/L

Fonte: ASAE (2022)

O Cr tem presença natural em formas diferentes de íons em meios como rochas e solos, além de estar presente em animais e plantas. Para a saúde humana suas formas mais importantes são de cromo trivalente ( $\text{Cr}^{3+}$ ) nas atividades do metabolismo de glicose, proteínas e gorduras, e cromo hexavalente ( $\text{Cr}^{6+}$ ) com ações opostas, sendo carcinogênico e mutagênico (MIRANDA FILHO et al., 2011; MATAVELI et al., 2018).

A forma hexavalente do Cr é produzida por processos industriais sob a forma de cromatos, dicromatos, ou ácido crômico, empregado em ligas metálicas, ácido-resistentes e tintas anticorrosivas, que posteriormente podem vir a ser descartados inadequadamente (PEREIRA et al., 2012). Além disso, o Cr também está presente em fertilizantes em quantidade suficiente para contaminar e causar impactos no solo, podendo inclusive ser arrastados para águas superficiais e posteriormente para águas subterrâneas através da percolação (LIMA et al., 2018; SOUZA et al., 2021). No Quadro 3 estão as propriedades físico-químicas desse metal:

Quadro 3 - Propriedades físico-químicas do Cromo (Cr).

<b>Símbolo químico</b>	Cr
<b>Número CAS</b>	7440-47-3
<b>Número atômico</b>	24
<b>Valência mais comum</b>	+2, +3, +6
<b>Massa atômica</b>	51,9961
<b>Ponto de fusão</b>	1907 °C
<b>Ponto de ebulição</b>	2671 °C
<b>Densidade (25 °C)</b>	7,19 g/cm <sup>3</sup>
<b>Eletronegatividade de Pauling</b>	1,66
<b>Estrutura cristalina</b>	Cúbica de corpo centrado

Fonte: ASAE (2022)

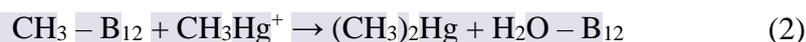
O Hg, como exemplo de metal tóxico, pode ser encontrado sob diversas formas, como a elementar ( $\text{Hg}^0$ ), inorgânico ( $\text{Hg}^{2+}$  e  $\text{Hg}_2^{2+}$ ) na espécie de  $\text{HgCl}_2$ , e diversas espécies orgânicas, como  $\text{CH}_3\text{Hg}^+$ , a mais comum no meio ambiente,  $\text{C}_6\text{H}_5\text{Hg}^+$ ,  $\text{C}_2\text{H}_5\text{Hg}^+$  e  $(\text{CH}_3)_2\text{Hg}$ , raramente encontradas (SCHMIDT, 2011; RAMÍREZ-MORALES et al., 2019). No Quadro 4 podem ser observadas suas propriedades físico-químicas:

Quadro 4 - Parâmetros físico-químicos do Mercúrio (Hg).

<b>Símbolo químico</b>	Hg
<b>Número CAS</b>	7439-97-6
<b>Número atômico</b>	80
<b>Valência mais comum</b>	+1, +2
<b>Massa atômica</b>	200,59
<b>Ponto de fusão</b>	-38,83 °C
<b>Ponto de ebulição</b>	356,73 °C
<b>Densidade (25 °C)</b>	5,43 g/cm <sup>3</sup>
<b>Eletronegatividade de Pauling</b>	2,
<b>Estrutura cristalina</b>	Romboédrica
<b>Solubilidade</b>	Em água: insolúvel

Fonte: ASAE (2022)

A formação da espécie orgânica metilmercúrio ( $\text{CH}_3\text{Hg}^+$ ) ocorre por processos biológicos mediados pela ação de microrganismos, porém também pode acontecer por processos químicos, embora estes sejam em menor proporção. A formação do metilmercúrio em condições bióticas se deve à disponibilidade de metilcobalamina, a vitamina B<sub>12</sub>, em quantidades significativas no meio ambiente por ser uma coenzima produzida por bactérias tanto aeróbias quanto anaeróbias (OLIVEIRA et al., 2015). O processo acontece através da transmissão do grupo metila da metilcobalamina para o íon  $\text{Hg}^{2+}$ , produzindo metilmercúrio e dimetilmercúrio, como mostram as Equações 1 e 2, respectivamente.



### 3.2.1.1 Metais tóxicos no percolado

Uma das maiores dificuldades em locais de disposição final de resíduos sólidos é quanto ao percolado, também denominado chorume, pois este é um efluente altamente contaminado e de complexo tratamento. O Quadro 05 especifica as possíveis origens dos íons presentes no chorume:

Quadro 5 - Íons encontrados no chorume e suas possíveis origens.

Íons	Origem
Hg <sup>+2</sup> ,	Pilhas comuns e alcalinas, lâmpadas fluorescentes.
Ni <sup>+2</sup> , Cd <sup>+2</sup> , Pb <sup>+2</sup>	Baterias recarregáveis (celular, telefone sem fio, automóveis).
Cr <sup>+3</sup>	Embalagens de tintas, vernizes, solventes orgânicos.

Fonte: Rocha e Azevedo (2015); Bezerra, Silva e Oliveira (2020).

Os impactos ambientais causados por esse líquido com metais tóxicos podem ser severos, inclusive impedindo a recomposição vegetal e dos demais aspectos do ambiente. Devido à facilidade de transporte, o percolado pode ter um longo alcance, levando com ele esses metais.

### 3.2.1.2 Tratamento de metais tóxicos no percolado

O percolado é um composto de difícil tratamento devido às suas propriedades físico-químicas. No entanto, existem maneiras de tratar esse líquido de forma que sua composição final seja menos agressiva ao meio ambiente.

Dentre as diferentes maneiras de tratar esse resíduo, este pode ser submetido a recirculação, o que promove a redução de compostos orgânicos e inorgânicos em sua composição através dos processos de adsorção, precipitação e complexação, ocorridos no seu contato com o solo de cobertura, porém não é uma solução permanente. Outra forma de tratamento é enviando esse material para estações de tratamento de esgotos, onde é submetido

a tratamento microbiológico e posteriormente descartado em águas superficiais. No entanto, esse tratamento não é considerado totalmente eficiente pois não remove nitrogênio amoniacal contido no chorume, além dos metais tóxicos (CELERE et al., 2007; RIGUETTI et al., 2015; SABIÁ et al., 2015).

Existem diversas formas de tratar o percolado para a remoção dos metais tóxicos: precipitação química, troca iônica, adsorção, osmose reversa, coagulação-floculação, eletrocoagulação, flotação etc.

A Precipitação Química é um processo que objetiva a remoção de compostos orgânicos não biodegradáveis, metais pesados e nitrogênio amoniacal. Para a promoção do tratamento, são adicionados produtos químicos que realizam a sedimentação das substâncias dissolvidas e suspensas. Entre os precipitantes químicos utilizados estão o hidróxido de cálcio ( $\text{Ca(OH)}_2$ ), hidróxido de sódio (NaOH), óxido de magnésio (MgO) e carbonato de cálcio ( $\text{CaCO}_3$ ), magnésio ( $\text{MgCO}_3$ ) e sódio ( $\text{NaCO}_3$ ). A utilização desses precipitantes varia de acordo com o alvo de remoção (HINTERMEYER et al., 2008; FU et al. 2011).

A Troca Iônica consiste na remoção dos íons indesejados, substituindo-os por uma quantidade equivalente de outras espécies iônicas de menor potencial poluidor presentes em um sólido insolúvel. Pode-se dizer também que é uma transferência entre íons de uma fase sólida (trocador iônico) e uma fase líquida (solução aquosa). Os íons em solução podem, ainda, serem influenciados por parâmetros como a concentração, pH, força iônica e outras espécies químicas presentes no meio (VIEIRA, 2008).

O método de Adsorção é o processo de remoção de partículas presentes em meios líquidos ou gasosos a partir de um sólido chamado adsorvente e pode ocorrer de forma física, quando as força de ligação entre as moléculas são fracas, ou de forma química, quando há o compartilhamento de elétrons entre a superfície adsorvente e compostos adsorvidos, causando a modificação na distribuição das cargas eletrônicas das moléculas adsorvidas. A adsorção física é reversível e a adsorção química, irreversível (MURANAKA, 2010; DENBINSKI et al., 2019).

O princípio da Osmose Reversa é o processo que se aplica uma pressão maior do que a pressão osmótica de forma que essa pressão force a água a passar pela membrana de forma inversa à osmose natural, retendo os sólidos dissolvidos, contaminantes biológicos e outras partículas na membrana (KUCERA, 2015; CARETA et al., 2019).

O processo de coagulação consiste em desestabilizar partículas no meio através da adição do coagulante que leva a hidrólise e, dependendo da dosagem do coagulante e das condições físico-químicas da água, pode se classificar em quatro mecanismos: compressão da

dupla camada elétrica, adsorção e neutralização de cargas, adsorção e formação de pontes. Já a eletrocoagulação ocorre com a passagem de corrente elétrica entre eletrodos submersos em meio aquoso, onde o ânodo sofre corrosão em decorrência da oxidação e libera íons metálicos, e o cátodo sofre redução, dando origem a íons hidroxila. Os íons hidroxila e metálicos se combinam, favorecendo a floculação e posteriormente podem ser separados do líquido por sedimentação ou flotação (BENSADOK et al., 2007; BARTIKO e JULIO, 2015)

### 3.2.1.3 Complexação e especiação de metais tóxicos no percolado

A especiação consiste na identificação e determinação de diversas formas e espécies que um determinado elemento químico apresentará em determinado ambiente, podendo ser classificada em física ou química. A especiação física diferencia o metal entre frações dissolvidas e particuladas; já a química qualifica a distribuição de metais entre as formas complexada ou não-complexada e entre estados de oxidação diferentes (SILVA et al., 2012; MONTEIRO et al., 2018). Deste modo, a especiação dos elementos está relacionada à sua biodisponibilidade e, conseqüentemente, sua toxicidade.

As reações de complexação são, basicamente, o compartilhamento de pares de elétrons entre um íon metálico e uma espécie que possa fornecer esses elétrons, como a matéria orgânica presente no percolado e solo do local de disposição de resíduos sólidos. Quando há o descarte de materiais que possuem metais tóxicos em sua composição, sua interação com o resíduo orgânico também descartado no local gera como produto o chorume, que apresenta características de igual ou maior toxicidade que seus reagentes para o meio ambiente (POMPEO et al., 2013; MARTINS et al., 2021).

### 3.2.1.4 Influência de parâmetros físico-químicos na natureza do percolado

A composição dos resíduos sólidos, temperatura, tempo decorrido, presença de oxigênio, pH, dentre outros fatores, tem grande influência na composição e propriedades do percolado.

Nos processos de degradação de matéria orgânica no percolado produz-se dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ) e uma pequena quantidade de amônia que resulta ainda na formação de íons de amônio e ácido carbônico, que tem facilidade de se dissociar e produzir cátions de hidrogênio e ânions de bicarbonato, que influenciam diretamente no pH do percolado. O pH pode ser influenciado também pela pressão causada por gases presentes no chorume; quando inferior a 7, a acidez se deve à presença de ácidos como carbônico, fúlvico, húmico e outros ácidos orgânicos, e a alcalinidade do lixiviado, causada por bicarbonato, carbonato e hidroxila, é um bom indicador de maturação (MAHAPATRA et al., 2011 a, b, c).

A condutividade e os sólidos totais dissolvidos são parâmetros influenciados pela quantidade de materiais orgânicos e inorgânicos presentes no percolado e são utilizados para demonstrar a quantidade de conteúdo mineral e grau de salinidade dessa solução. Encontra-se valores altos de condutividade quando há níveis altos de cátions e ânions no chorume, além de ser indicadora de íons inorgânicos dissolvidos no solo; altas concentrações de sólidos totais dissolvidos reduzem a clareza da água, impedindo a passagem de luz, o que diminui a fotossíntese e aumenta a temperatura da água (NAVEEN et al., 2017).

### 3.2.2 Metais tóxicos no solo

#### 3.2.2.1 Presença de metais tóxicos no solo de aterros controlados e não controlados (lixões)

O solo é um meio complexo e heterogêneo composto por uma mistura porosa de partículas inorgânicas, orgânicas, componentes aquosos e gasosos. Constitui um substrato para ecossistemas, no entanto, está aberto à entrada de metais pesados. Os metais pesados ocorrem naturalmente no solo, em baixas concentrações, resultado de processos de intemperismo sobre fragmentos de rocha, no entanto esses processos podem ser intensificados por processos antropogênicos de poluição (PINTO FILHO et al., 2012).

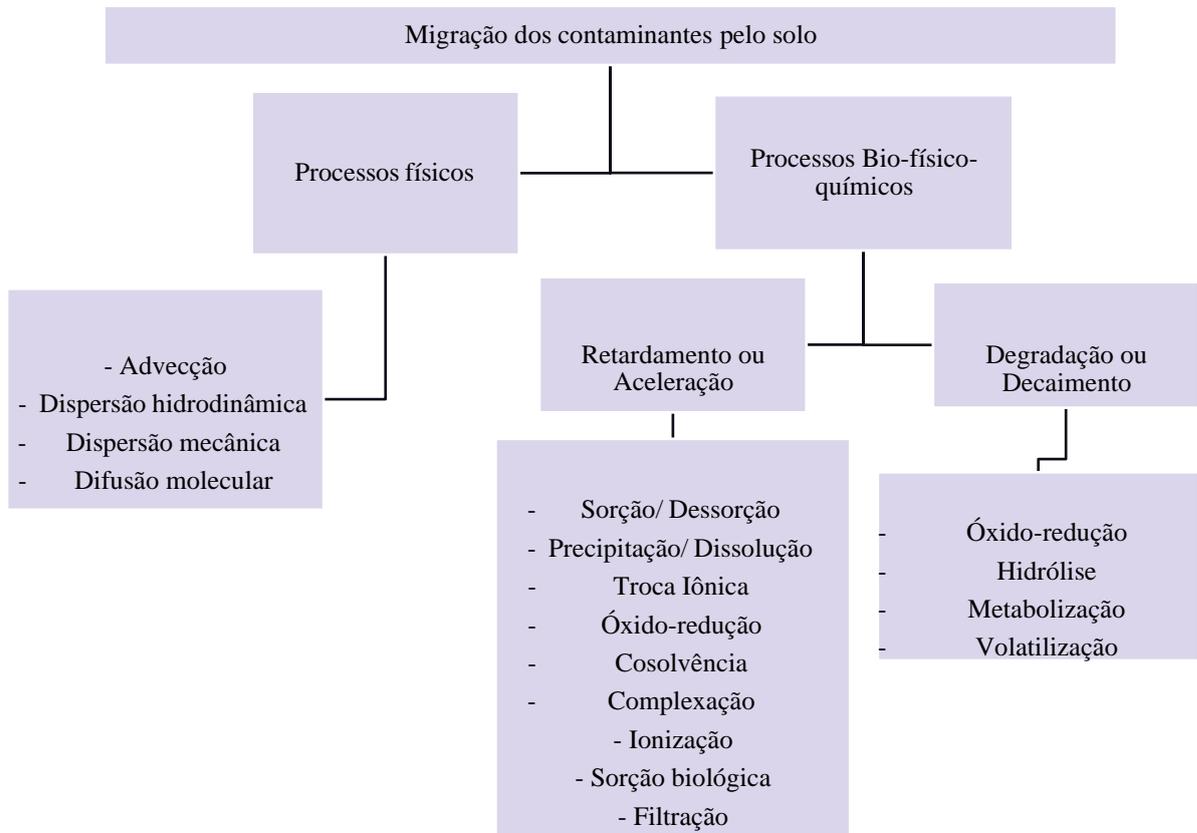
Quando os íons de metais pesados atingem ou se incorporam ao solo passam a interagir com esse meio, estando sujeitos a variações de pH, umidade, reatividade química, presença ou ausência de oxigênio, reações de oxi-redução, fosfatos, entre outros fatores. As alterações dessas propriedades do solo podem afetar a forma e disponibilidade dos metais.

Esses íons podem ser retidos ou transportados no solo por processos como adsorção, precipitação, associação a material orgânico etc. Dentre os processos, a adsorção é o que mais afeta o comportamento dos metais no solo, controlando as concentrações de íons e complexos nas porções de solo e afetando a biodisponibilidade. Existem vários mecanismos correlacionados à adsorção dos íons metálicos como a troca iônica, co-precipitação, complexação orgânica, entre outros, que são diretamente influenciados pelas atividades microbianas das relações solo/chorume, já que os produtos gerados da biodegradação, como ácidos, aminoácidos etc. formam complexos com os íons metálicos que podem afetar a adsorção e aumentar a mobilidade (EZAKI, 2004; PINTO FILHO et al., 2012; OLIVEIRA et al., 2016).

#### 3.2.2.2 Transporte de metais tóxicos no solo de aterros controlados e não controlados

No transporte de contaminantes no solo pode ocorrer interações entre os constituintes do solo e os solutos do líquido contaminado. A Figura 2 contém as possíveis formas desses materiais através do solo.

Figura 2 – Mecanismos associados ao transporte de contaminantes pelo solo.



Fonte: Carvalho (2015).

### - Processos Físicos:

**Advecção** - É o processo em que os solutos são transportados pela fase líquida e se deslocam com a mesma velocidade que ela no solo sem que haja alterações na concentração do soluto (ROWE, 2001). A Equação 3 consiste na expressão utilizada para determinação do fluxo de advecção dos solutos em meio aquoso no solo:

$$F = v n c_w \quad (3)$$

Em que:

F = fluxo advectivo do soluto;

n = porosidade do solo [adimensional];

v = velocidade de percolação (LT<sup>-1</sup>);

c<sub>w</sub> = concentração do soluto (ML<sup>-3</sup>).

**Dispersão hidrodinâmica** - Após a dispersão por advecção, o fluxo da água tende a espalhar o contaminante em direção e velocidades diferentes, sendo a junção a dispersão mecânica e dispersão molecular. Em termos quantitativos, a dispersão molecular é representada pela Equação 4:

$$D_h = D_m + D_e \quad (4)$$

Onde  $D_m$  ( $L^2T^{-1}$ ) é o coeficiente de dispersão mecânica e  $D_e$  ( $L^2T^{-1}$ ) é o coeficiente de difusão efetivo.

É importante observar que em solos muito permeáveis (arenosos) ou em aquífero o mecanismo de dispersão mecânica tenderá a dominar o processo. Pode-se dizer, portanto, que a dispersão mecânica predomina nas situações em que a velocidade de percolação é alta e, a difusão, nos casos em que a velocidade de percolação é baixa.

**Dispersão Mecânica** - Essa dispersão ocorre de acordo com a variação dos tamanhos dos poros no solo, o comprimento da trajetória (tortuosidade) e atrito. Nesse processo, de acordo com os diferentes gradientes de velocidade, há a dispersão de espécies químicas, causando alterações na concentração do soluto na solução (FETTER, BOVING e KREAMER, 2018).

Na Equação 5 é notável que o coeficiente de dispersão mecânica é diretamente relacionado com a velocidade do transporte por advecção:

$$D_m = \alpha v \quad (5)$$

Em que:

$\alpha$  = coeficiente de dispersividade longitudinal (L) e;

$v$  = velocidade média do processo de advecção ( $LT^{-1}$ ).

Juntamente com esse modelo de dispersão ocorre a chamada difusão, associada ao transporte de soluto a partir do gradiente de concentrações das espécies químicas (SELIM, 2014).

**Difusão molecular** - Se caracteriza pela difusão de moléculas, átomos, íons por força de natureza molecular. Esse transporte ocorre independentemente de haver movimentação do fluido e acontece através do gradiente de concentração de espécies químicas (FETTER, BOVING e KREAMER, 2018).

A Primeira Lei de Fick expressa essa difusão proporcionalmente ao gradiente, conforme mostra a Equação 6:

$$F = -D \frac{\partial C}{\partial x} \quad (6)$$

Onde:

F = Fluxo de massa do soluto por unidade de área por unidade de tempo ( $ML^{-2}T^{-1}$ );

$D_o$  = Coeficiente de Difusão ( $L^2T^{-1}$ );

$\frac{\partial C}{\partial x}$  = Gradiente de concentração do meio líquido na direção “x” ( $ML^{-4}$ ).

Para sistemas onde a concentração varia com o tempo, aplica-se a segunda lei de Fick, expressa na Equação 7:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} \quad (7)$$

Em meios porosos, como o solo, a difusão é menor que em meios líquidos, mais livres, e isso se deve a tortuosidade das trajetórias de fluxo e à retenção de íons na superfície das partículas. Desta forma, deve-se usar o coeficiente de Difusão Efetiva,  $D^*$ , conforme mostra a Equação 8:

$$D^* = \omega D_o \quad (8)$$

Onde  $\omega$  = coeficiente de tortuosidade.

## - Processos Bio-físico-químicos

### De Retardamento ou Aceleração:

**Adsorção/Dessorção** - É o processo em que o soluto adere às superfícies dos sólidos devido às forças de atração molecular existentes. Pode-se dividir os processos de adsorção em adsorção química, que acontece entre as moléculas do soluto e um ou mais átomos na superfície dos sólidos, adsorção física, quando a atração para a superfície é devido às forças de Van der Waals relativamente fracas; adsorção química, que ocorre entre as moléculas do soluto em um ou mais átomos da superfície do solo; e adsorção eletrostática, quando os íons da solução são atraídos pela carga elétrica oposta. Um dos fatores mais importantes que influenciam a capacidade de adsorção dos metais tóxicos nas partículas inorgânicas é a dimensão da partícula,

pois a fração fina ( $< 63 \mu\text{m}$ ) é eletricamente ativa e possui uma grande superfície específica para adsorver os metais. (DREVER, 1997).

**Precipitação/dissolução** - Ocorre quando há saturação da solução e os solutos se desprendem, saindo de solução. Já dissolução é justamente o oposto da precipitação. O processo de dissolução pode ocorrer no chorume, por exemplo, com a lixiviação (LAGREGA et al., 1994).

### 3.2.2.3 Legislação e valores orientadores de qualidade do solo no Brasil

No Brasil, a norma que regulamenta a salubridade ambiental dos solos é a Resolução CONAMA n° 420 de 2009, que dispõe de parâmetros de qualidade do solo quanto aos valores de concentrações de substâncias químicas, além de estabelecer diretrizes para o gerenciamento de áreas contaminadas por tais substâncias. É importante destacar que a partir do controle das concentrações de poluentes no solo, previne-se a contaminação de água superficiais e subterrâneas. A tabela 3 destaca, e acordo com a legislação brasileira vigente, os valores orientadores para qualidade do solo:

Tabela 3 – Valores orientadores de concentrações de metais em solo.

<b>Substância</b>	<b>Valores Máximos Permitidos - Prevenção (<math>\text{mg/kg}^{-1}</math> de peso seco)</b>	<b>Valores Máximos Permitidos - Áreas Residenciais (<math>\text{mg/kg}^{-1}</math> de peso seco)</b>
Cádmio (Cd)	1,3	8
Chumbo (Pb)	72	300
Crômio (Cr)	75	300
Mercúrio (Hg)	0,5	36

Fonte: Conama 420 (2009).

### 3.2.3 Metais tóxicos em água subterrânea

#### 3.2.3.1 Metais tóxicos em águas subterrâneas situadas na vizinhança de lixões e aterros sanitários não controlados

Os centros urbanos em crescimento, principalmente os de crescimento desordenado, apresentam também grandes problemas relacionados à descarte de resíduos sólidos e, conseqüentemente, poluição ambiental, que chega rapidamente às águas subterrâneas. Áreas utilizadas como “lixões”, por exemplo, tem grande propensão a contaminação de aquíferos que, através da exploração, apresentam maior vulnerabilidade a vários contaminantes, dentre eles os metais tóxicos (CAVALLET, CARVALHO e NETO, 2014; VAVERKOVÁ et al., 2019).

Dentre as maiores ameaças presentes em lixões às águas subterrâneas está o chorume, líquido produto da decomposição da matéria orgânica que também pode conter características dos demais resíduos descartados no local, que é onde se incorporam os metais tóxicos. Juntando a toxicidade do chorume e a falta de adequação dos lixões (ausência de impermeabilização do solo, canalização do percolado e tratamento deste), as águas subterrâneas ficam sob constante ameaça, pois o percolado infiltra pelos espaços vazios do solo, atingindo as camadas mais profundas e, quanto mais permeável, mais oferece condições para que a infiltração ocorra de forma livre. As águas subterrâneas depois de contaminadas formam uma pluma que pode atingir grandes extensões, alcançando locais distantes da fonte de contaminação, levando esses compostos ao consumo pela população e oferecendo riscos à sua saúde (CAVALLET, CARVALHO e NETO, 2014; BELLEZONI et al., 2014; SILVA, CUNHA e OLIVEIRA 2022).

#### 3.2.3.2 Legislação e garantia da potabilidade no Brasil

O acúmulo de metais tóxicos no organismo pode causar diversas patologias, como a esteatose no fígado, fibrose no baço, lesões nos rins, necroses e câncer em diversos órgãos. Em concentrações elevadas, estes compostos também podem comprometer a homeostase, causar distúrbios em vários órgãos e induzir a danos no DNA (SAVASSI et al., 2020). Para evitar esses efeitos adversos à saúde humana, o Ministério da Saúde através do Anexo XX da Portaria

de Consolidação N° 5, de 28 de novembro de 2017, a qual foi atualizada para Portaria de Consolidação n°888, de 04 de maio de 2021 (BRASIL, 2021), que dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, estabeleceu limites de concentração para cada metal tóxico, como mostra a tabela 4:

Tabela 4 - Padrão de Potabilidade para substâncias químicas inorgânicas que representam risco à saúde

<b>Parâmetro</b>	<b>Valor Máximo Permitido (mg/L)</b>
Cádmio (Cd)	0,003
Chumbo (Pb)	0,01
Cromo (Cr)	0,05
Mercurio (Hg)	0,001

Fonte: Brasil (2021).

#### 3.2.4 Biodisponibilidade de metais tóxicos no ambiente no entorno de lixões

A biodisponibilidade pode ser entendida como a o conteúdo de uma espécie química que está disponível no ambiente para inalação, ingestão ou assimilação por um organismo. Pode ser denominada também como a porção química que está disponível no ambiente, em um material geológico, que pode ser liberada na superfície terrestre através de processos químicos, físicos ou biológicos. A biodisponibilidade acontece pois os metais tem afinidade com sedimentos e suas concentrações no ambiente são determinadas pelos processos de transporte e disposição dos sedimentos (MARX, KAMBER, 2014; SOUZA et al., 2015).

Existem fatores que podem afetar a biodisponibilidade dos metais no ambiente como matéria orgânica e hidróxidos de ferro, manganês e alumínio que estão no processo de adsorção, dentre outros processos de migração como a complexação, precipitação e assimilação biológica. Em locais de grandes concentrações, como em lixões e no seu entorno, é importante o monitoramento dos metais tóxicos em conjunto com outros parâmetros para verificar a real toxicidade das concentrações dos compostos tóxicos para os organismos. É importante lembrar, também, que os metais tóxicos adsorvidos na superfície de material particulado, principalmente orgânico, também transporta esses compostos tóxicos para outras partes do solo e para águas superficiais, onde pode sedimentar e ficar lá depositado (BAIRD, 2011; SOUZA et al., 2015).

## 4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 4.1 Seleção dos estudos

A partir dos termos de pesquisa e limites de busca empregados, foram encontrados 7384 resultados, com data de publicação entre 2012 e 2022. Dentre estes, foram descartados os estudos duplicados e, após a aplicação dos critérios de elegibilidade, restaram 18 artigos para a extração de dados.

### 4.2 Características dos estudos

Os trabalhos selecionados estão distribuídos geograficamente no território brasileiro. Dentre esses estudos, foram encontradas concentrações de metais tóxicos no percolado (n=8), no solo (n=7) e em águas subterrâneas (n=6). No Quadro 6 apresentam-se os estudos que atenderam aos critérios de seleção previamente estabelecidos para compor o corpo da pesquisa, organizados em ordem cronológica de publicação:

Quadro 6 - Artigos publicados em revista que atenderam aos critérios de elegibilidade.

<b>TÍTULO</b>	<b>ANO</b>	<b>LOCAL DO ESTUDO</b>	<b>AUTORES</b>
Environmental impact and geochemical behavior of soil contaminants from an industrial waste landfill in Southern Brazil	2012	Porto Alegre - RS	AUGUSTIN e VIERO
Geophysical technique and groundwater monitoring to detect leachate contamination in the surrounding area of a landfill - Londrina (PR - Brazil)	2012	Londrina - PR	LOPES et al.

Monitoramento dos teores totais e disponíveis de metais pesados no lixão do município de Apodi - RN	2012	Apodi - RN	PINTO FILHO et al.
Evaluation of landfill leachate treatment by advanced oxidative process by fenton's reagent combined with membrane separation system	2013	Belo Horizonte - MG	MORAVIA et al.
Multivariate exploratory analysis of metals and phosphorus concentrations of leachates collected monthly from a municipal sanitary landfill	2015	Jequié - BA	DE OLIVEIRA et al.
Manganês, zinco, cádmio, chumbo, mercúrio e crômio no chorume de aterro sanitário em Dourados, MS, Brasil	2015	Dourados - MS	RIGUETTI et al.
Avaliação do tratamento biológico de lixiviado de aterro sanitário em escala real na Região Sul do Brasil	2015	Florianópolis - SC	MAIA et al.
Metais pesados no rejeito e na água em área de descarte de resíduos sólidos urbanos	2013	Paranaguá - RS	CAVALLET, CARVALHO e FORTES NETO
Avaliação dos solos e das águas nas áreas de influência de disposição de resíduos sólidos urbanos de Humaitá, Amazonas	2016	Humaitá - AM	OLIVEIRA et al.
Environmental monitoring of water resources around a municipal landfill of the Rio Grande do Sul state, Brazil	2017	Porto Alegre - RS	ENGELMANN et al.

Solo e águas subterrâneas contaminadas pela deposição de resíduos sólidos urbanos: o caso do vazadouro de Tatuí (SP)	2017	Tatuí - SP	SANTOS FILHO et al.
Diagnóstico da Contaminação do Solo por Metais Tóxicos Provenientes de Resíduos Sólidos Urbanos e a Influência da Matéria Orgânica	2018	Iguatu - CE	MILHOME et al.
Avaliação sazonal da qualidade das águas superficiais e subterrâneas na área de influência do Lixão de Salinópolis, PA	2018	Salinópolis - PA	DA SILVA et al.
Caracterização hidrogeoquímica de área impactada por depósito de resíduos desativado em zona de recarga do aquífero guarani	2019	São Carlos - SP	MORITA e WENDLAND, 2019
Avaliação de metais potencialmente tóxicos (Cd, Cu, Co, Pb, Ni), no chorume produzido pelo lixão de Coxim-MS, Brasil	2020	Coxim - MS	BEZERRA et al.
Evaluation of the contamination of the soil and water of an open dump in the Amazon Region, Brazil	2021	Mocajuba - PA	BACHA et al.
Influência dos resíduos sólidos urbanos na distribuição, mobilidade e biodisponibilidade de metais potencialmente tóxicos no solo do lixão de Imperatriz - MA	2021	Imperatriz - MA	GOMES et al.

Impactos da disposição de resíduos sólidos urbanos no solo em municípios de Minas Gerais – Brasil	2021	Elói Mendes - MG	MARQUES et al.
---	------	------------------	----------------

Fonte: Autora (2022)

### 4.3 Situação dos aterros não controlados

Dentre os lixões ou aterros não controlados selecionados, houveram duas distinções: os que continuavam em funcionamento e os que já haviam sido encerrados até a data da publicação do estudo. Entre os que permaneciam ativos estão: Bezerra et al. (2020) de Coxim-MS, Rigueti et al. (2015) de Dourados - MS, Augustin e Viero (2012) de Estância Velha - RS, Bacha et al. (2021) de Mocajuba-PA, De Oliveira et al. (2015) de Jequié - BA, Gomes et al. (2021) de Imperatriz- MA, Milhome et al. (2018) de Iguatu-CE, Lopes et al. (2012) de Londrina - PR, Oliveira et al. (2016) em Humaitá - AM, Gomes et al. (2021) em Imperatriz - MA, Pinto Filho et al. (2020) em Apodi – RN, Maia et al. (2015) em Florianópolis – SC e Silva et al. (2018) de Salinópolis - PA.

Os aterros não controlados de estudos selecionados que já haviam sido encerrados em data anterior à publicação dos artigos são: Engelmann et al. (2017) com o de Porto Alegre-RS desde 2005, Marques et al. (2021) com o de Eloi Mendes-MG, Cavallet, Carvalho e Fortes Neto (2013) com o de Paranaguá-PR desde, pelo menos, 1983, Moravia et al. (2013) encerrado em 2008 e Morita e Wendland (2019) com o de São Carlos-SP desde 1996.

### 4.4 Ocorrência de metais tóxicos no chorume

Foram detectadas concentrações elevadas dos metais Cd, Cr, Pb e Hg no percolado nas amostras de todos os artigos selecionados para esse estudo. Os valores orientadores para essa matriz estão contidos na Resolução CONAMA n° 430, a qual estipula valores máximos de concentrações de diversos contaminantes em efluentes, dentre eles os metais de interesse do

estudo. A Tabela 5 dispõe sobre os valores de concentrações de metais tóxicos encontrados nos estudos selecionados:

Tabela 5 - Concentrações dos metais tóxicos Cd, Cr, Pb e Hg na matriz chorume, em mg/L.

Matriz	Metal Tóxico	VMP* Resolução CONAMA n° 430	Concentração	Referência Bibliográfica
Percolado	Cd	0,2 mg/L	0,45	BEZERRA et al., 2020
			0,01	RIGUETTI et al., 2015
			0,002	AUGUSTIN e VIERO, 2012
			0,0009	AUGUSTIN e VIERO, 2012
			0,002	ENGELMANN et al., 2017
			<b>0,6</b>	MORAVIA et al., 2013
			0,01	MAIA et al., 2015
			0,002	ENGELMANN et al., 2017
			0,02 total	RIGUETTI et al., 2015
			0,02 total	RIGUETTI et al., 2015
			0,33 Cr3+	AUGUSTIN e VIERO, 2012
			<b>2,55 Cr3+</b>	AUGUSTIN e VIERO, 2012
			<b>10,2 Cr3+</b>	AUGUSTIN e VIERO, 2012
			<b>0,138 Cr6+</b>	AUGUSTIN e VIERO, 2012
			0,115 total	DE OLIVEIRA et al., 2015
0,101 total	DE OLIVEIRA et al., 2015			
0,036 total	DE OLIVEIRA et al., 2015			
Cr 3+ 1,0 mg/L	0,156 total	DE OLIVEIRA et al., 2015		
Cr 6+ 0,1 mg/L	0,163 total	DE OLIVEIRA et al., 2015		
	0,025 total	DE OLIVEIRA et al., 2015		
	0,040 total	DE OLIVEIRA et al., 2015		
	0,025 total	DE OLIVEIRA et al., 2015		
	0,025 total	DE OLIVEIRA et al., 2015		
	0,025 total	DE OLIVEIRA et al., 2015		
	0,025 total	DE OLIVEIRA et al., 2015		
	0,075 total	BACHA et al., 2021		
	0,698 total	ENGELMANN et al., 2017		
	0,745 total	ENGELMANN et al., 2017		
	0,6 total	MORAVITA et al., 2013		
	0,1 total	DE OLIVEIRA et al., 2014		
	0,36 total	MAIA et al., 2015		
Percolado	Pb	0,5 mg/L	0,335	RIGUETTI et al., 2015
			<b>0,587</b>	RIGUETTI et al., 2015
			0,066	RIGUETTI et al., 2015
			0,006	RIGUETTI et al., 2015
			0,0088	AUGUSTIN e VIERO, 2012
			0,0058	AUGUSTIN e VIERO, 2012

		0,0046	AUGUSTIN e VIERO, 2012
		0,025	DE OLIVEIRA et al., 2015
		0,212	DE OLIVEIRA et al., 2015
		<b>0,563</b>	DE OLIVEIRA et al., 2015
		0,308	DE OLIVEIRA et al., 2015
		0,152	ENGELMANN et al., 2017
		0,202	ENGELMANN et al., 2017
		<0,1	MORAVITA et al., 2013
		0,1	MAIA et al., 2015
		<b>0,018</b>	RIGUETTI et al., 2015
Hg	0,01 mg/L	<b>0,165</b>	RIGUETTI et al., 2015
		<b>0,055</b>	AUGUSTIN e VIERO, 2012

**VMP\* Valores Máximos Permitidos**

Fonte: Autora (2022).

No estudo realizado por Augustin e Viero (2012) foi detectada a presença de Cd porém em quantidades inferiores aos valores orientadores (0,002 e 0,0009 mg/L), diferente do detectado para o Cr, com concentrações detectadas de 2,55 e 10,2 mg/L para a espécie trivalente, atingindo dez vezes maior do que o máximo permitido, e 0,138 mg/L para a espécie hexavalente, que ultrapassou o valor orientador; os valores detectados neste estudo para o Pb não foram significativos, com concentrações de 0,0088 mg/L, 0,0058 mg/L e 0,0046 mg/L, não comprometendo a qualidade das demais matrizes ambientais; no entanto, a concentração de Hg identificada ultrapassou cinco vezes o limite permitido, com 0,055 mg/L, indicando contaminação por descarte inadequado de resíduos.

Moravia et al. (2013) encontrou, em seu estudo, uma concentração de Cd acima dos limites estabelecidos, com 0,605 mg/L. Para Cr, detectou a concentração de 0,56 mg/L. A concentração de Pb encontrada não implica na contaminação do ambiente (<0,02 mg/L) e não houveram estudos relacionados ao Hg. Após tratamento do chorume por processo oxidativo avançado Fenton, houve a diminuição de concentração de diversos parâmetros físico-químicos, porém não houve efetividade na diminuição das concentrações dos metais de interesse.

De Oliveira (2015) detectou mensalmente, ao longo do período de um ano, concentrações de metais tóxicos no chorume do lixão de Jequié. As concentrações de Cr obtidas foram 0,115 mg/L, 0,101 mg/L, 0,036 mg/L, 0,156 mg/L, 0,163 mg/L, 0,025 mg/L, 0,040 mg/L e 0,025 mg/L, distribuídas entre os meses de dezembro a setembro, não identificando as espécies desses compostos. A presença de Pb foi detectada entre os meses de abril a julho com as concentrações 0,025 mg/L, 0,212 mg/L, 0,563 mg/L e 0,308 mg/L, com valores acima dos orientadores para a salubridade ambiental.

O estudo conduzido por Maia et al. (2015) em Florianópolis – SC identificou baixa concentração de Cd no lixiviado bruto, com 0,01 mg/L; para Cr não houve especiação e a concentração obtida foi de 0,36 mg/L e o valor encontrado de Pb foi de 0,1 mg/L em chorume bruto. Após a submissão a tratamento de efluentes por lodos ativados, observou-se a breve diminuição da concentração desses metais, com maior eficiência para o Pb que diminuiu sua concentração em 45%.

Riguetti et al. (2015) encontrou valores de 0,01 mg/L de Cd e 0,02 mg/L de Cr, não especificando a natureza deste segundo. Já as concentrações de Pb obtidas foram 0,335 mg/L, 0,587 mg/L, a qual está acima do valor de referência, 0,066 mg/L e 0,006 mg/L. As concentrações de Hg indicadas ultrapassaram os valores de referência com 0,018 mg/L e 0,165 mg/L em chorume bruto. Após o tratamento desse lixiviado, houve a breve diminuição da concentração de alguns parâmetros, no entanto verifica-se pouca influência na concentração de metais.

As concentrações de metais tóxicos encontrados por Engelmann et al. (2017) em chorume bruto foram de 0,002 mg/L de Cd, estando abaixo dos valores de referência; 0,698 mg/L e 0,745 mg/L para Cr; 0,152 e 0,202 mg/L de Pb. Neste estudo, as concentrações de metais tóxicos foram baixas e isso de sede à natureza dos resíduos descartados. Ao serem submetidos a tratamento biológico através de lagoas de estabilização, houveram diminuições significativas nos demais parâmetros físico-químicos, mas sem mesmo efeito sobre os metais.

No estudo de Bezerra et al. (2020) fora estudado apenas o metal Cd de interesse para essa pesquisa. No entanto, a concentração obtida pelo autor é de 0,45 mg/L, superando o dobro de concentração tida como máxima permitida sem causar efeitos adversos à saúde da população. Este aterro não controlado, no entanto, não conta com nenhum sistema de tratamento a qualquer nível, possibilitando que este e os demais compostos tóxicos contaminem diretamente o solo e, adiante, águas subterrâneas.

O aterro não controlado objeto de estudo de Bacha et al. (2021) está localizado em uma região rica em corpos hídricos. Nas análises a autora encontrou concentrações de Cr a 0,075 mg/L, confirmando a presença de compostos tóxicos no local provenientes do descarte de resíduos que passaram por processos industriais.

#### 4.5 Ocorrência de metais tóxicos no solo

Nos seguintes estudos foram registradas concentrações elevadas dos metais tóxicos no solo, comparando-os com os valores orientadores para essa matriz contidos na Resolução CONAMA n° 420. A Tabela 6 contém os dados de concentrações de metais tóxicos encontrados nos estudos selecionados para a matriz solo:

Tabela 6 - Concentrações dos metais tóxicos Cd, Cr, Pb e Hg na matriz solo, em mg/kg.

<b>Matriz</b>	<b>Metal Tóxico</b>	<b>VMP Resolução CONAMA n° 420</b>	<b>Concentração</b>	<b>Referência Bibliográfica</b>
Solo	Cd	1,3 mg/kg	3,7	GOMES et al., 2021
			5,8	GOMES et al., 2021
			3,85	GOMES et al., 2021
			0,03	MARQUES et al., 2021
			<1	CAVALLET, CARVALHO e FORTES NETO, 2013
			<0,1	OLIVEIRA ET AL., 2016
	Cr	75 mg/kg	0,36	PINTO FILHO ET AL., 2012
			0,41 – 375	AUGUSTIN e VIERO, 2012
			97,73	GOMES et al., 2021
			152,91	GOMES et al., 2021
			140,35	GOMES et al., 2021
			20,72	MARQUES et al., 2021
			6 – 26	CAVALLETE, CARVALHO e FORTES NETO, 2016
			8,8 – 27,2	MILHOME et al., 2018
			23 - 26	OLIVEIRA ET AL., 2016
			43,5	PINTO FILHO ET AL., 2012
			0,96 – 63	AUGUSTIN e VIERO, 2012
			6 – 52	CAVALLETE, CARVALHO e FORTES NETO, 2016
			39,06	GOMES et al., 2021
			138,9	GOMES et al., 2021
Pb	72 mg/kg	111,1	GOMES et al., 2021	
		4,1	MARQUES et al., 2021	
		15 - 18	OLIVEIRA ET AL., 2016	
		5 – 392,5	MILHOME et al., 2018	
		139	PINTO FILHO ET AL., 2012	

		<0,1 – 0,2	CAVALLET, CARVALHO e FORTES NETO, 2013
		<b>67,3</b>	MILHOME et al., 2018
Hg	0,5 mg/kg	<b>0,00 – 3,43</b>	AUGUSTIN e VIERO, 2012
		<0,1	MARQUES et al., 2021
		0,06 - 0,13	OLIVEIRA ET AL., 2016
		0,15	CAVALLET, CARVALHO e FORTES NETO, 2013

Fonte: Autora (2022).

Os autores Augustin e Viero (2012) coletaram 44 amostras de solo que continham concentrações que variaram de 0,41 mg/kg a 375 mg/kg de Cr, indicando, neste último caso, concentração cinco vezes maior que o permitido pela normativa. A grande quantidade desse metal ocorre pela disposição de resíduos de couro no local. Para o metal Pb, as concentrações variaram de 0,96 mg/kg a 63 mg/kg, indicando menor risco de contaminação. No entanto, para o metal Hg as concentrações variaram de 0 a 3,43 mg/kg, quase sete vezes o valor recomendado pela legislação brasileira.

Os estudos realizados em Apodi – RN por Pinto Filho et al. (2012) indicaram concentração de 0,36 mg/kg de Cd e 43,5 mg/kg de Cr, caracterizando baixa contaminação e pouco risco apresentado por esses metais. Já para o Pb, foi encontrada uma concentração de 139 mg/kg de Pb, a qual ultrapassa os valores considerados seguros. Essa alta concentração pode estar atribuída à baixa mobilidade desse metal no perfil do solo e capacidade de acumular, principalmente, nas camadas superiores deste (FERNANDES et al., 2011).

Cavallet, Carvalho e Fortes Neto (2013) detectou, dentre as 12 amostras analisadas, concentrações <0,1 mg/kg para o metal Cd, valores de 6 a 26 mg/kg para a concentração de Cr, concentrações de 6 a 52 mg/kg para o Pb e <0,1 a 0,2 mg/kg quanto à concentração presente de Hg. Portanto, neste local, há o registro de baixa contaminação por compostos dessa natureza.

Em Humaitá – AM, Oliveira et al. (2016) detectou concentrações de metais distintas em duas profundidades do solo: de 0 a 20 cm, a concentração de Cd foi de <0,10 mg/kg, a concentração de Cr foi de 23 mg/kg, a de Pb foi de 15 mg/kg e a de Hg foi de 0,13 mg/Kg; para a profundidade de 20 a 40 cm a concentração de Cd foi de <0,10 mg/kg, a concentração de Cr foi de 26 mg/kg, a de Pb foi de 18 mg/kg e a de Hg foi de 0,06 mg/Kg. Dentre os valores encontrados, todos se encontram dentro do estabelecido como seguro pela legislação brasileira.

Milhorne et al. (2018) encontrou, entre suas oito amostras analisadas, concentrações de 8,8 a 27,2 mg/kg de Cr e de 5 a 392,5 mg/kg de Pb. Dentre estes, o Pb apresenta concentração elevada em um ponto, estando acima dos valores orientadores. O maior risco para esse composto é sua capacidade de bioacumulação e biomagnificação, podendo entrar na cadeia e atingir a vida humana.

No estudo realizado em Imperatriz – MA por Gomes et al. (2021) analisou-se diferentes camadas do solo. Na porção de 0 a 20 cm de profundidade, para Cd obteve-se 3,7 mg/kg, para Cr obteve-se 97,73 mg/kg e para Pb obteve-se 39,06 mg/kg. Na porção de 20 a 40 cm de profundidade, a concentração de Cd encontrada foi 5,8 mg/kg, a de Cr foi 152,91 mg/kg e a de Pb foi 138,9 mg/kg. Por fim, para a profundidade de 40 a 60 cm, a concentração obtida para Cd foi 3,85 mg/kg, para Cr foi 140,35 e para Pb foi de 111,1 mg/kg. Dentre os dados obtidos, apenas o da porção de 0 a 20 cm de Pb não está acima dos valores recomendados. As demais concentrações apresentam-se em quantidades preocupantes e que possibilitam o transporte desses compostos pelo solo.

Marques et al. (2021) estudou as concentrações de metais tóxicos na porção de 0 a 20 cm no aterro não controlado de Elói Mendes. A concentração obtida de Cd foi de 0,03 mg/kg, seguida de 20,72 mg/kg de Cr, concentração de 4,10 mg/kg de Pb e <0,1 mg/kg de Hg. Mesmo com a disposição de resíduos de forma adversa, não foram detectadas contaminações significativas nesse local.

#### **4.6 Ocorrência de metais tóxicos em águas subterrâneas**

Os estudos a seguir identificam as concentrações de metais tóxicos em águas subterrâneas, fazendo a comparação com os valores orientadores para essa matriz contidos na Portaria de Consolidação nº 888. A Tabela 7 contém os dados de concentrações de metais tóxicos encontrados nos estudos selecionados para a matriz águas subterrâneas:

Tabela 7- Concentrações dos metais tóxicos Cd, Cr, Pb e Hg na matriz água subterrânea, em mg/L.

<b>Matriz</b>	<b>Metal Tóxico</b>	<b>VMP Brasil Portaria de Consolidação n° 888</b>	<b>Concentração</b>	<b>Referência Bibliográfica</b>
Água subterrânea	Cd	0,003 mg/L	0 - 0,002	LOPES et al., 2012
			<b>&lt;0,005</b>	CAVALLET, CARVALHO e FORTES NETO, 2013
			<0,0005	ENGELMANN et al., 2017
			0,001 - 0,002	SILVA et al., 2018
			<b>0,006 - 0,009</b>	MORITA e WENDLAND, 2019
			<b>0 - 0,08</b>	SANTOS FILHO et al, 2017
	Cr	0,05 mg/L	0,026 - 0,029	CAVALLET, CARVALHO e FORTES NETO, 2013
			<0,0001	ENGELMANN et al., 2017
			0,001 - 0,004	SILVA et al., 2018
	Pb	0,01 mg/L	<b>0,001 - 0,119</b>	LOPES et al., 2012
			<0,01	CAVALLET, CARVALHO e FORTES NETO, 2013
			<b>0,0069 - 0,026</b>	ENGELMANN et al., 2017
<b>0,001 - 0,132</b>			SILVA et al., 2018	
		<b>0,02 - 0,05</b>	MORITA e WENDLAND, 2019	
Hg	0,001 mg/L	<b>0,001 - 0,003</b>	SILVA et al., 2018	
		<b>0 - 0,44</b>	SANTOS FILHO et al, 2017	

Fonte: Autora (2022).

No estudo conduzido por Lopes et al. (2012) foram coletadas doze amostras de água para a análise de compostos tóxicos. Para as concentrações de Cd houve variação de 0 a 0,002 mg/L e variação de 0,001 a 0,119 de Pb. Dentre as concentrações detectadas, as de Pb apresentam valores maiores do que os considerados adequados para os padrões de potabilidade.

Cavallet, Carvalho e Fortes Neto (2013), em seu estudo realizado em Paranaguá – PR, determinou três pontos de amostragem os quais apresentaram concentrações de Cd de <0,005 mg/L, 0,026 a 0,029 mg/L de Cr e <0,01 mg/L de Pb. Portanto, nesse estudo, para esses parâmetros de interesse, não foram detectadas contaminações que comprometessem a salubridade desse ambiente.

O trabalho de Engelmann (2017) foi desenvolvido a partir das amostras de água de três poços de monitoramento localizados no aterro que atende o município de Porto Alegre – RS. Dentre essas amostras, as concentrações obtidas de Cd foram de  $<0,0005$  mg/L, de Cr foi de  $<0,0001$  mg/L e de Pb variou de 0,0069 a 0,026 mg/L, esta última ultrapassando os limites máximos permitidos para a ingestão devido ao potencial carcinogênico desse composto.

Dentre as doze amostras coletadas mensalmente por Santos Filho et al. (2017), no município de Tatuí – SP, as concentrações de Cd variaram de 0 a 0,08 mg/L e de 0 a 0,44 mg/L de Hg. Ambos os parâmetros analisados possuem concentrações muito elevadas, levando contaminação diretamente aos consumidores desse bem, que podem desenvolver problemas neurológicos devido à alta concentração de Hg.

O estudo desenvolvido por Da Silva et al. (2018) em Salinópolis – PA selecionou 4 pontos amostrais para a análise de águas subterrâneas. A análise da água desses pontos resultou em concentrações que variaram de 0,001 a 0,002 mg/L de Cd, 0,001 a 0,004 mg/L de Cr, 0,001 a 0,132 mg/L de Pb e 0,001 a 0,003 mg/L de Hg. Dentre esses, os valores obtidos de Pb e Hg foram os de maior concentração, ultrapassando os valores estabelecidos pela legislação vigente.

Morita e Wendland (2019) realizou seu trabalho no entorno do aquífero guarani, no estado de São Paulo e detectou, através da análise de água subterrânea de 14 poços de monitoramento, as concentrações que variam de 0,006 a 0,009 mg/L de Cd e 0,02 a 0,05 mg/L de Pb. Ambos os compostos estão presentes em excesso nesses locais, indicando que, mesmo após o fechamento do aterro, o local ainda se encontra saturado por contaminantes tóxicos.

## 5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

De acordo com os resultados analisados dos estudos, as hipóteses levantadas sobre contaminação ambiental por descarte inadequado de resíduo sólidos se confirmou verdadeira.

Observou-se que, mesmo os aterros não controlados desativados há décadas apresentam, ainda, níveis de contaminação significantes por metais tóxicos, tanto no solo quanto em águas subterrâneas. Isso indica que, por mais que não haja mais nenhuma atividade de descarte em determinado local, a contaminação gerada pelo descarte inadequado de resíduos tóxicos por qualquer intervalo de tempo pode permanecer e levá-los, através da lixiviação, à águas subterrâneas que são utilizadas pela população como fonte de consumo de água para ingestão. Para aterros não controlados que continuam em atividade, a contaminação ocorre diariamente e os riscos de contaminação são ainda maiores pois se desconhece a natureza de qualquer resíduo que possa vir a ser descartado nesse local futuramente.

Deste modo, se faz imprescindível que haja o cumprimento imediato da Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), Lei Federal nº 12.305, a fim de impedir o agravamento de contaminações ambientais que possam se tornar irreversíveis.

## REFERÊNCIAS

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. **Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos (NBR 8.419)**. Rio de Janeiro, 1992.

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 13896 - **Aterros de resíduos não perigosos – Critérios para projeto, implantação e operação**. Rio de Janeiro, 1997.

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 10004 – **Resíduos sólidos: Classificação**. Rio de Janeiro, 2004.

ABRELPE. Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil**. 2020.

ABETRE - Associação Brasileira de Empresas de Tratamento de Resíduos e Efluentes. **Atlas da destinação final de resíduos sólidos – Brasil 2020**. 2020. Disponível em: <https://abetre.org.br/atlas-da-destinacao-final-de-residuos-brasil-2020/>. Acessado em jan./2022.

ADENIRAN, A. E.; NUBI, A. T.; ADELOPO, A. O. Solid waste generation and characterization in the University of Lagos for a sustainable waste management. **Waste Management**, v.67, p.3–10, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.05.002>. Acessado em out./2021.

AGUIAR, E. S.; RIBEIRO, M. M.; VIANA, J. H.; PONTES, A. N. Panorama da disposição de resíduos sólidos urbanos e sua relação com os impactos socioambientais em estados da Amazônia brasileira. **Revista Brasileira de Gestão Urbana**, [S.l.], v.13, 2021. ISSN 2175-3369. Disponível em: <https://periodicos.pucpr.br/index.php/Urbe/article/view/27482>. Acessado em jan./2022.

ALKMIN, D. V.; JUNIOR, L. U. Determinação da composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos (RSU) do lixão do município de Maria da Fé, estado de Minas Gerais. **Caminhos de Geografia**, v.18, n.61, p.65-82, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.14393/RCG186105>. Acessado em mar./2022.

AMARAL, A. K. N.; COSTA, F. D. R.; RIBEIRO, N. V. Avaliação da área de disposição final de resíduos sólidos no município de Goiânia – GO. **Ateliê Geográfico**, [S. l.], v.11, n.2, p.205–222, 2017. Disponível em: <https://www.revistas.ufg.br/teliê/article/view/39713>. Acessado em set./2021.

AMARI, T.; GHNAYA, T.; ABDELLEY, C. Nickel, cadmium and lead phytotoxicity and potential of halophytic plants in heavy metal extraction. **South African Journal of Botany**, v.111, p.99–110, 2017. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0254629916303805>. Acessado em mar./2022.

ANICETO, K. C. P.; HORBE, A. M. C. Solos urbanos formados pelo acúmulo de resíduos em Manaus, Amazonas, Brasil. **Acta Amazônica**, v.42, n.1, p.135-148, 2012. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/S0044-59672012000100016>. Acessado em dez./2021.

ASAE - Autoridade de Segurança Alimentar e Económica. ([s.d.]), 2022, <https://www.asae.gov.pt>. Acessado em mai./2022.

AUGUSTIN, P. V.; VIERO, A. P. Environmental impact and geochemical behavior of soil contaminants from an industrial waste landfill in Southern Brazil. **Environmental Earth Sciences**, v.67, n.5, p.1521-1530, 2012. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s12665-012-1597-z>. Acessado em fev./2022

AZEVEDO, P. B.; LEITE, J. C. A.; OLIVEIRA, W. S. N.; SILVA, S. M.; FERREIRA, P. M. L. Diagnóstico da degradação ambiental na área do lixão de Pombal – PB. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, Pombal, v.10, n.1, p.20 – 34, 2015. ISSN 1981-8203. Disponível em: <https://doi.org/10.18378/rvads.v10i1.3294>. Acessado em dez./2021.

AZIZ, S. Q.; MAULOOD, Y. I. Contamination valuation of soil and groundwater source at anaerobic municipal solid waste landfill site. **Environmental Monitoring and Assessment**, v.187, n.12, p.755, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10661-015-4971-y>. Acessado em mar./2022.

BACHA, D. C. S.; SANTOS, S.; MENDES, R. A.; ROCHA, C. C. S.; CORRÊA, J. A.; CRUZ, J. C. R., ABRUNHOSA, F. A.; OLIVA, P. A. C. Evaluation of the contamination of the soil and water of an open dump in the Amazon Region, Brazil. **Environmental Earth Sciences**, v.80, n.3, p.1-12, 2021. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s12665-021-09401-3>. Acessado em fev./2022.

BAIRD, C. **Química Ambiental**. Editora Artmed S.A. 4ª Edição. Porto Alegre – RS, 2011.

BARTIKO, D; JULIO, M. Construção e emprego de diagramas de coagulação como ferramenta para o monitoramento contínuo da floculação em águas de abastecimento. **Revista Ambiente e Água**, v.10, n.1, p.71-81, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.4136/ambiente-agua.1239>. Acessado em abr./2022.

BELLEZONI, R. A.; IWAI, C. K.; ELIS, V. R.; PAGANINI, W. D. S.; HAMADA, J. Small-scale landfills: impacts on groundwater and soil. **Environmental Earth Sciences**, v.71, p.2429-2439, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s12665-013-2643-1>. Acessado em jan./2022.

BENSADOK, K. S.; BENAMMAR, S.; LAPICQUE, F.; NEZZAL, G. Electrocoagulation of cutting oil emulsions using Aluminium plate electrodes. **Journal of hazardous materials**, v.152, v.1, p.423-430, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.06.121>. Acessado em nov./2021.

BERTOLINO, L. C.; ALVES, F. E. A.; MENDES, J. C.; NEUMANN, R. Caracterização mineralógica preliminar de amostras do rejeito da antiga mineração de chumbo em Boquira, pBahia. **Comunicações Geológicas**, v.101, n. Especial II, P.965-96, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.13140/RG.2.1.3367.8244>. Acessado em jan./2022.

BEZERRA, K. M.; SILVA, G. R.; OLIVEIRA, H. R. Avaliação de metais potencialmente tóxicos (Cd, Cu, Co, Pb, Ni), no chorume produzido pelo lixão de Coxim-MS,

Brasil. **Revista Bases de la Ciencia**. e-ISSN 2588-0764, v.5, n.1, p.1-14, 2020. Disponível em: [https://doi.org/10.33936/rev\\_bas\\_de\\_la\\_ciencia.v5i1.2094](https://doi.org/10.33936/rev_bas_de_la_ciencia.v5i1.2094). Acessado em fev./2022.

BRASIL. Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Portaria Nº 73 de 21 de fevereiro de 2022. **Diário Oficial da União**. Ministério da Economia. Brasília, DF, 21 de fevereiro de 2022. Disponível em: <https://www.in.gov.br/en/web/dou/-/portaria-pr-73-de-21-de-fevereiro-de-2022-382322112>. Acessado em abr./2022.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Chumbo**. Publicado em 28 de agosto de 2017. Disponível em: <https://antigo.saude.gov.br/vigilancia-em-saude/vigilancia-ambiental/vigipeq/contaminantes-quimicos/chumbo>. Acessado em nov./2021.

BRASIL. Ministério da Saúde. Conselho Nacional de Saúde. Portaria nº 888 de 04 de maio de 2021. Altera o Anexo XX da Portaria de Consolidação GM/MS nº 5, de 28 de setembro de 2017, para dispor sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. 2021. **Diário Oficial da União**. Disponível em: [https://bvsmms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/gm/2021/prt0888\\_07\\_05\\_2021.html](https://bvsmms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/gm/2021/prt0888_07_05_2021.html). Acessado em nov./2021.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. CONAMA Nº 420. Resolução nº 420 de 28 de novembro de 2009. Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF. 30/12/2009. Disponível em: <https://www.legisweb.com.br/legislacao/?id=111046>. Acessado em mar./2022.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Lei nº 12.305, de 02 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2010.

BRASIL. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento – SNIS. **Diagnóstico do manejo de resíduos sólidos urbanos**. Brasília, 2019.

CARETA, L.C.O.; BEGNINI, M.L.; LIMA, E.A.P.; FINZER, J.R.D. Processing of Residual water by reverse osmosis. **International Journal of Hydrology**, v.3, n.5, p.436-440, 2019. Disponível em: <https://medcrave.org/medcraveonline.com/index.php/IJH/article/view/11283/21267>. Acessado em abr./2022.

CARVALHO, R. C. P. S. **Análise geo ambiental em área de disposição de resíduos sólidos: um estudo do aterro controlado de Teresina, (PI)**. Tese de doutorado. Universidade Federal de Pernambuco, 2015. Disponível em: <https://repositorio.ufpe.br/handle/123456789/29352>. Acessado em jun./2021.

CAVALLET, L. E.; DE CARVALHO, S. G.; FORTES NETO, P. Metais pesados no rejeito e na água em área de descarte de resíduos sólidos urbanos. **Revista Ambiente e Água** [online], v.8, n.3, p.229-238, 2014. ISSN 1980-993X. Disponível em: <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.1155>. Acessado em Out./2021.

CELERE, M. S.; OLIVEIRA, A. D. S.; TREVILATO, T. M. B.; SEGURA-MUÑOZ, S. I. Metais presentes no chorume coletado no aterro sanitário de Ribeirão Preto, São Paulo, Brasil, e sua relevância para saúde pública. **Cadernos de Saúde Pública**, v.23, p.939-947, 2007. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/csp/a/fwPKRw3K5pqy7Ch9Qx3Jvdj/>. Acessado em jan./2022.

CETESB - Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo. **Aterros sanitários, aterros controlados e lixões: entenda o destino do lixo no Paraná**. 2017. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/biogas/2017/08/01/aterros-sanitarios-aterros-controlados-e-lixoes-entenda-o-destino-do-lixo-no-parana/>. Acessado em jan./2020.

CHARLES, R.; DE OLIVEIRA, R.; SPANGHERO, P. Las principales consecuencias de los residuos sólidos sobre el medio ambiente y la salud de la población en el municipio de Cabaret-Haití. **Revista Geográfica De América Central**, v.3, n.61E, p.367-382, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.15359/rgac.61-3.18>. Acessado em dez./2021.

COSTA, L. E. B.; COSTA, S. K.; REGO, N. A. C.; SILVA JUNIOR, M. F. Gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos domiciliares e perfil socioeconômico no município de Salinas, Minas Gerais. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, Aquidabã, v.3, n.2, p.73-90, 2012. Disponível em: <http://www.sustenere.co/index.php/rica/article/view/ESS2179-6858.2012.002.0005>. Acessado em mar./2022.

COSTA, M. P. D.; CAVALCANTI, A. S.; PANCOTTO, J. V. S.; GUIMARÃES, O. L. C. Tratamento de chorume por combinação de processos oxidativos: Catálise heterogênea com  $TiO_2$  versus  $H_2O_2$ , ambos fotoirradiado por luz solar. **Fórum Ambiental da Alta Paulista**, São Paulo, v.7, n.11. 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.17271/19800827712011101>. Acessado em jan./2022.

DA SILVA, R. S. B. D.; SOUSA, A. M. L.; SODRÉ, S. D. S. V.; VITORINO, M. I. Avaliação sazonal da qualidade das águas superficiais e subterrâneas na área de influência do Lixão de Salinópolis, PA. **Ambiente e Agua - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v.13, n.2, p.1, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.2072>. Acessado em jan./2022.

DA SILVA, T. A. C.; MELLONI, R.; MELLONI, E. G. P.; RAMOS, P. P. Avaliação da qualidade de solo de área de lixão desativado: uma revisão de literatura. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v.13, n.02, p.630-640, 2020. Disponível em: <https://periodicos.ufpe.br/revistas/rbgfe/article/view/240729>. Acesso em nov./2021.

DE OLIVEIRA, D. M.; SILVA DOS SANTOS, M. J.; SOUSA FILHO, H. R.; MARTINS CARDOSO, L. A.; DE SOUZA, C. T.; BEZERRA, M. A.; SOUZA, A. S. Multivariate exploratory analysis of metals and phosphorus concentrations of leachates collected monthly from a municipal sanitary landfill. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v.95, n.1, p.97-101, 2015. Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/25969337/>. Acessado em fev./2022.

DENBINSKI, L. G.; OLIVEIRA, L. H.; AZZOLINI, J. C.; e DEON, A. M. Tratamento do efluente da indústria de couro utilizando coluna de adsorção em leito fixo. **Brazilian Journal of Development**, v.5, n.9, p.14059-14073, 2019. Disponível em:

<https://brazilianjournals.com/index.php/BRJD/article/view/3054/2983>. Acessado em nov./2021.

DE-PAULA, V. G.; LAMAS-CORRÊA, R.; TUTUNJI, V. L. Garimpo e mercúrio: impactos ambientais e saúde humana. **Universitas: Ciências da Saúde**, v.4, n.1/2, p.101-110, 2006. Disponível em: <https://doi.org/10.5102/UCS.V4I1.25>. Acessado em set./2021.

DOS SANTOS FILHO, M. G.; HIRATA, R.; LUIZ, M. B.; CONICELLI, B. P. Solo e águas subterrâneas contaminadas pela deposição de resíduos sólidos urbanos: o caso do Vazadouro de Tatuí (SP). **Revista do Instituto Geológico**, v.38, n.1, p.31-47, 2017. Disponível em: <https://www.ppegeo.igc.usp.br/index.php/rig/article/view/11711>. Acessado em fev./2022.

DREVER, J.I. **The Geochemistry of Natural Water: Surface and Groundwater Environments**. 3rd Edition, Prentice Hall, New Jersey. 1997.

EDJABOU, M.E.; MARTÍN-FERNÁNDEZ, J.A.; SCHEUTZ, C.; ASTRUP, T.F. Statistical analysis of solid waste composition data: arithmetic mean, standard deviation and correlation coefficients. **Waste Manage**, v.69, p.13–23, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.08.036>. Acessado em mai./2021.

ELK, A. G. H. P. van. **Mecanismos de Desenvolvimento Limpo Aplicado aos Resíduos Sólidos: Redução de Emissões na Disposição Final**. Rio de Janeiro: IBAM, 2007.p.13.

ENGELMANN, P. M.; DOS SANTOS, V.; MOSER, L. I.; BRUZZA, E. C.; BARBIERI, C. B.; BARELA, P. S.; MORAES, D. P.; AUGUSTIN, A. H.; GOUDINHO, F. S.; MELO, C. L.; KETZER, J. M. M.; RODRIGUES, L. F. Environmental monitoring of water resources around a municipal landfill of the Rio Grande do Sul State, Brazil. **Environmental science and pollution research international**, v.24, n.26, p.21398–21411, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11356-017-9725-7>. Acessado em dez./2021.

ESPAÑOL CANO, S. Mercury contamination due to mining activities. **Biomédica**, v.32, n.3, p.309, 2012. Disponível em: <http://doi.org/10.7705/biomedica.v32i3.1437>. Acessado em jan./2022.

EZAKI, S. **Íons de metais pesados (Pb, Cu, Cr e Ni) associados a solos de cobertura de resíduos sólidos em dois aterros sanitários da Região Metropolitana de São Paulo-SP**. Dissertação de Mestrado, Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.11606/D.44.2004.tde-09082013-150034>. Acessado em out./2021.

FAPESPA - Fundação Amazônia de Amparo a Estudos e Pesquisas. **Anuário de estatística do Pará – 2021**. 2021. Disponível em: <https://www.fapespa.pa.gov.br/sistemas/anuario2021/tabelas/demografia/tab-1.1-populacao-total-e-estimativas-populacionais-2017-a-2021.htm>. Acessado em jan./2022.

FERNANDES, J. D.; DANTAS, E. R. B.; BARBOSA, J. N.; BARBOSA, E. A. Estudo de impactos ambientais em solos: o caso da reciclagem de baterias automotivas usadas, tipo chumbo-ácido. **Revista Brasileira de Gestão e Desenvolvimento Regional**, v.7, n.1, p.231-255, jan-abr/2011, Taubaté, SP, Brasil. Disponível em: <https://www.rbhdr.net/revista/index.php/rbhdr/article/view/365>. Acessado em jan./2022.

FETTER, C. W.; BOVING, T.; KREAMER, D. **Contaminant hydrogeology**. 3. Ed. Waveland Press: Long Grove, 2018.

FU, F.; WANG, Q. Removal of heavy metal ions from wastewaters: a review. **Journal of environmental management**, v.92, n.3, p.407-418, 2011. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301479710004147?via%3Dihub>. Acessado em fev./2022.

GALITSKAYA, I. V.; PUTILINA, V. S.; YUGANOVA, T. I. Substantiation of Managerial Decisions for Minimizing the Risk of Groundwater Contamination at the Sites of Solid Municipal Waste Disposal. **Water Resources**, v.41, n.7, p.844-853, 2015. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1134/S0097807814070057>. Acessado em fev./2022.

GOMES, D. L.; AS, W. S.; CRUZ, N. D.; ARAÚJO, R. O. OTAVIANO, J. J. S.; OLIVEIRA, J. D. Influência dos resíduos sólidos urbanos na distribuição, mobilidade e biodisponibilidade de metais potencialmente tóxicos no solo do lixão de Imperatriz - MA. **Brazilian Journal of Developmen**, v.7, n.5, p.48065-48088, 2021. Disponível em: <https://www.brazilianjournals.com/index.php/BRJD/article/view/29723/23449>. Acessado em fev./2022.

GUIMARÃES, M. A.; SANTANA, T. A.; SILVA, E. V.; ZENZENI, L.; LOUREIRO, M. E. Toxicidade e tolerância ao cádmio em plantas. **Revista trópica-Ciências Agrárias e Biológicas**. N. 3, v. 1, p. 58, 2008. Disponível em: [https://www.researchgate.net/publication/266177238\\_Toxicidade\\_e\\_tolerancia\\_ao\\_cadmio\\_em\\_plantas](https://www.researchgate.net/publication/266177238_Toxicidade_e_tolerancia_ao_cadmio_em_plantas). Acessado em mar./2021.

GWENZI, W.; GORA, D.; CHAUKURA, N.; TAURO, T. Potential for leaching of heavy metals in open-burning bottom ash and soil from a non-engineered solid waste landfill. **Chemosphere**, v.147, p.144-154, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.12.102>. Acessado em jan./2022.

HINTERMEYER, B. H.; LACOUR, N. A.; PADILLA, A. P.; TAVANI, E. L. Separation of the chromium(III) present in a tanning wastewater by means of precipitation, reverse osmosis and adsorption. **Latin American Applied Research**, v.38, p.63-71, 2008. Disponível em: [http://scielo.org.ar/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0327-07932008000100008&lng=en](http://scielo.org.ar/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0327-07932008000100008&lng=en). Acessado em dez./2021.

ITO, M. S.; RAMOS, E. M. C.; PESTANA, P. R. S.; CECCATO, A. D. F.; CARVALHO JUNIOR, L. C. S.; TOMMASELLI, J. T. G.; PROENÇA, C. A.; TEIXEIRA, M. F. S.; TREVISAN, I. B.; DAVID, R. M.; FAUSTINO, G.; RAMOS, D. Hospitalizações por doenças respiratórias associados à exposição de metais tóxicos no material particulado e nível de temperatura em Presidente Prudente, SP, Brasil. **Colloquium Vitae**. [S. l.], v.5, n.2, p.110-118, 2014. Disponível em: <https://journal.unoeste.br/index.php/cv/article/view/971>. Acessado em jan./2022.

KABATA-PENDIAS, A.; PENDIAS, H. **Trace elements in soil and plants**. 2ª ed. Florida: CRC Press, 365p. 1992.

KOBIELSKA, P. A.; HOWARTH, A. J.; FARHA, O. K.; e NAYAK, S. Metal–organic frameworks for heavy metal removal from water. **Coordination Chemistry Reviews**, v.358, p.92–107, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ccr.2017.12.010>

KUCERA, J., **Reverse Osmosis: Industrial process and applications**. 2<sup>ed</sup>. John Wiley e Sons, 2015.

LAGREGA, M. D.; BUCKINGHAM, P. L.; EVANS, J. C. **Hazardous waste management**. McGraw-Hill, 1994.

LAGREGA, M. D.; BUCKINGHAM, P. L.; EVANS, J. C. **Hazardous waste management**. Waveland Press, 2010

LI, Y., LI, J., CHEN, S., DIAO, W. Establishing indices for ground-water contamination risk assessment in the vicinity of hazardous waste landfills in China. **Environmental Pollution**, v.165, p.77-90. 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.12.042>. Acessado em fev./2022.

LIMA, A. C. P.; FRANÇA, F.; JESUS, T. B. Avaliação dos níveis de metais pesados no pantanal dos Marimbus, Bahia, Brasil. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.23, n.3, p.591–598, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/s1413-41522018164218>. Acessado em jul./2021.

LIMA, V. F.; MERÇON, F. Metais Pesados no Ensino da Química. **Química Nova na Escola**. v.33, n.4. 2011. Disponível em: [http://qnesc.sbq.org.br/online/qnesc33\\_4/](http://qnesc.sbq.org.br/online/qnesc33_4/). Acessado em Jan./2020.

LOPES, D. D.; SILVA, S. M. C. P.; FERNANDES, F.; TEIXEIRA, R. S.; CELLIGOI, A.; DALL'ANTÔNIA, L. H. Geophysical technique and groundwater monitoring to detect leachate contamination in the surrounding area of a landfill – Londrina (PR – Brazil). **Journal of Environmental Management**, v.113, p.481–487, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.05.028>. Acessado em jan./2022.

MAHAPATRA, D. M.; CHANAKYA, H. N.; RAMACHANDRA, T. V. Assessment of treatment capabilities of Varthur Lake, Bangalore, India. **Int. J. Environ. Technol. Manage**, v.14, p.84e102. 2011a. Disponível em: [http://wgbis.ces.iisc.ac.in/energy/water/paper/ijetm\\_varthur\\_lake/index.htm#:~:text=A%20physicochemical%20and%20biological%20analysis%20of%20sewage-fed%20Varthur,improves%20towards%20the%20outlets%20due%20to%20algal%20aeration](http://wgbis.ces.iisc.ac.in/energy/water/paper/ijetm_varthur_lake/index.htm#:~:text=A%20physicochemical%20and%20biological%20analysis%20of%20sewage-fed%20Varthur,improves%20towards%20the%20outlets%20due%20to%20algal%20aeration). Acessado em jan./2022.

MAHAPATRA, D. M.; CHANAKYA, H. N.; RAMACHANDRA, T.V. Role of macrophytes in sewage fed urban lake. **Inst. Integr. Omics. Appl. Biotechnol**, v.2, p.1e9, 2011b. Disponível em: [https://www.researchgate.net/publication/235890870\\_Role\\_of\\_Macrophytes\\_in\\_a\\_Sewage\\_fed\\_urban\\_lake](https://www.researchgate.net/publication/235890870_Role_of_Macrophytes_in_a_Sewage_fed_urban_lake). Acessado em fev./2022.

MAHAPATRA, D. M.; CHANAKYA, H. N.; RAMACHANDRA, T. V. C: N ratio of sediments in a sewage fed urban lake. **Int. J. Geol**, v.5, p.86e92, 2011c. Disponível em:

[https://www.researchgate.net/publication/235890858\\_C\\_N\\_ratio\\_of\\_Sediments\\_in\\_a\\_sewage\\_fed\\_Urban\\_Lake](https://www.researchgate.net/publication/235890858_C_N_ratio_of_Sediments_in_a_sewage_fed_Urban_Lake). Acessado em jan./2022.

MAIA, I. S.; RESTREPO, J. J. B.; CASTILHOS JUNIOR, A. B.; FRANCO, D. (2015). Avaliação do tratamento biológico de lixiviado de aterro sanitário em escala real na Região Sul do Brasil. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v.20, n.4, p.665–675, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522015020040140926>. Acessado em mar./2022.

MARQUES, R. F. P. V.; SILVA, A. M.; RODRIGUES, L. S.; COELHO, G. Impacts of urban solid waste disposal on the quality of surface water in three cities of Minas Gerais - Brazil. **Ciência e Agrotecnologia**, v.36, n.6, p.684–692, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/s1413-70542012000600010>. Acessado em mai./2022.

MARTINS, T. F. G.; FERREIRA, K. D. S.; RANI-BORGES, B.; BIAMONT-ROJAS, I. E.; CARDOSO-SILVA, S.; MOSCHINI-CARLOS, V.; e POMPEO, M. L. M. Land use, spatial heterogeneity of organic matter, granulometric fractions and metal complexation in reservoir sediments. **Acta Limnologica Brasiliensia**, p.33, 2021. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/alb/a/mjWfhCbLzW8pn9QScx5yCtq/>. Acessado em dez./2021.

MARQUES, R. F. P. V.; SILVA, A. M.; RODRIGUES, L. S.; MENDES, L. F.; OLIVEIRA, A. S. DE. Impactos da disposição de resíduos sólidos urbanos no solo em municípios de Minas Gerais – Brasil. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v.14, n.3, p.1382–1392, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.26848/rbfg.v14.3.p1382-1392>. Acessado em dez./2021.

MARX, S. K.; KAMBER, B. S. Trace-element systematics of sediments in the Murray–Darling Basin, Australia: Sediment provenance and palaeoclimate implications of fine scale Chemical heterogeneity. **Appl Geochem**, v.25, n.8, p.1221-1237. 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2010.05.007>. Acessado em mai./2022.

MATAVELI L.R.V.; BUZZO M.L.; CARVALHO M.F.H.; ARAUZ L.J.; MATAVELI G.A.V. Avaliação dos níveis de cromo total em águas para consumo humano. **Rev Inst Adolfo Lutz**, n.77, p.1-11. São Paulo, 2018. Disponível em: <https://pesquisa.bvsalud.org/portal/resource/e/biblio-1052719>. Acessado em jan./2022.

MENEZES, R. O.; CASTRO, S. R.; SILVA, J. B. G.; TEIXEIRA, G. P.; SILVA, M. A. M. Análise estatística da caracterização gravimétrica de resíduos sólidos domiciliares: estudo de caso do município de Juiz de Fora, Minas Gerais. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.24, n.2, p.271–282, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/s1413-41522019177437>. Acessado em fev./2022.

MILHOME, M.A., HOLANDA, J.W., NETO, J.R., e NASCIMENTO, R.F. Diagnóstico da Contaminação do Solo por Metais Tóxicos Provenientes de Resíduos Sólidos Urbanos e a Influência da Matéria Orgânica. **Rev. Virtual Quim**, v.10, n.1, p.59-72, 2018. Disponível em: <https://rvq-sub.sbq.org.br/index.php/rvq/article/view/2285>. Acessado em nov./2021.

MIRANDA FILHO, A. L.; MOTA, A. K. M.; CRUZ, C. C.; MATIAS, C. A. R; FERREIRA, A. P. Cromo hexavalente em peixes oriundos da Baía de Sepetiba no Rio de Janeiro, Brasil: uma avaliação de risco à saúde humana. **Ambi-Agua**, v.6, n.3, p.200-209, Taubaté, 2011. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.568>. Acessado em dez./2021.

MONTEIRO, A. S. C.; GOVEIA, D.; ROTUREAU, E.; ROSA, A. H.; MASINI, J. C.; PINHEIRO, J. P. Especificação dinâmica de metais traço em ambiente aquático usando cronopotenciometria de redissolução anódica. **Química Nova**, v.41, p.796-809, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.21577/0100-4042.20170242>. Acessado em jan./2022.

MORAVIA, W. G.; AMARAL, M. C. S.; LANGE, L. C. Evaluation of landfill leachate treatment by advanced oxidative process by Fenton's reagent combined with membrane separation system. **Waste Management**, v.33, n.1, p.89–101, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2012.08.009>. Acessado em abr./2022.

MORITA, A. K. M., WENDLAND, E. C. Caracterização hidrogeoquímica de área impactada por depósito de resíduos desativado em zona de recarga do aquífero guarani. **Rev Geociências**, v.38, n.4, p.1017-1028, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.5016/geociencias.v38i4.13742>. Acessado em mar./2022.

MOUEDHEN, I.; COUDERT, L.; BLAIS, J. F.; MERCIER, G. Study of factors involved in the gravimetric separation process to treat soil contaminated by municipal solid waste. **Journal of Environmental Management**, v.209, p.23–36, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.12.020>. Acessado em out./2021.

MURANAKA, C.T. **Combinação de adsorção por carvão ativado com processo oxidativo avançado (POA) para tratamento de efluentes contendo fenol**. Tese (Doutorado em Engenharia) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2010. Disponível em: [https://teses.usp.br/teses/disponiveis/3/3137/tde-20082010-145336/publico/Tese\\_Cinthia\\_Tiemi\\_Muranaka.pdf](https://teses.usp.br/teses/disponiveis/3/3137/tde-20082010-145336/publico/Tese_Cinthia_Tiemi_Muranaka.pdf). Acessado em jan./2022.

NASCIMENTO, E. S.; FILHO, P. D. F. S. P.; PIFFER, V.; RIBEIRO, S. B.; DA SILVA, D. G.; ARENHARDT, V. Socio-Environmental Innovation In The Management of Urban Solid Waste In The Amazon. **International Journal for Innovation Education and Research**, v.7, n.10, p.199–220, Dhaka, Bangladesh, 2019. Disponível em: <https://ijer.net/ijer/article/view/1764>. Acessado em dez./2021.

NAVEEN, B. P.; MAHAPATRA, D. M.; SITHARAM, T. G.; SIVAPULLAIAH, P. V.; RAMACHANDRA, T. V. Physico-chemical and biological characterization of urban municipal landfill leachate. **Environmental Pollution**, v.220, p.1-12, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.09.002>. Acessado em fev./2022.

NOVAIS, T. M. F.; CRUZ, M. C. C.; AZEVEDO, M. A. Modelagem da vulnerabilidade e do risco de contaminação de águas subterrâneas em locais de disposição de resíduos sólidos urbanos. **Águas Subterrâneas**, v.33, n.3, p.270–279, 2019. Disponível em: <https://aguassubterraneas.abas.org/asubterraneas/article/view/29526>. Acessado em jan./2022.

OLIVEIRA, B. O. S. D.; TUCCI, C. A. F.; NEVES JÚNIOR, A. F.; SANTOS, A. D. A. Avaliação dos solos e das águas nas áreas de influência de disposição de resíduos sólidos urbanos de Humaitá, Amazonas. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.21, p.593-601, 2016. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/esa/a/XLdpSSxpXLfYzmBVHnz3F4S/>. Acessado em mai./2022.

OLIVEIRA, D. C. M.; CORREIA, R. R. S.; MARINHO, C. C.; GUIMARÃES, J. R. D. Mercury methylation in sediments of a Brazilian mangrove under different vegetation covers

and salinities. **Chemosphere**, v.127, p.214–221, 2015. Disponível em <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.02.009>. Acessado em jan./2022.

OZCAN, H.; GUVENC, S.; GUVENC, L.; DEMIR, G. Municipal solid waste characterization according to different income levels: A case study. **Sustainability**, v.8, n.10, p.1044, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/su8101044>. Acessado em fev./2022.

PEREIRA C. D.; TECHY J. G.; GANZAROLLI E. M.; QUINÁIA S. P. Chromium fractionation and speciation in natural waters. **J. Environ. Monit**, v.14, n.6, p.1559-64, 2012. Disponível em: <https://dx.doi.org/10.1039/C2EM10949B>. Acessado em fev./2022.

PINHEIRO, R. V. N.; LOBÓN, G. S.; SCALIZE, P. S. Risco de contaminação pela presença de disposição final de resíduos sólidos em bacias de captação superficial de água. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v.23, n.5, p.871–880, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/s1413-41522018174184>. Acessado em jan./2022.

PINTO FILHO, J. L. O.; SOUZA, M. J. J. B.; SANTOS, E. G.; CEZAR FILHO, P. Monitoramento dos teores totais e disponíveis de metais pesados no lixão do município de Apodi-RN. **Revista verde de agroecologia e desenvolvimento sustentável**, v.7, n.1, p.27, 2012. Disponível em: <https://gvaa.com.br/revista/index.php/RVADS/article/view/859/1105>. Acessado em jan./2022.

POMPÊO, M.L.M.; PADIAL, P.R.; MARIANI, C.F.; CARDOSO-SILVA, S.; MOSCHINI-CARLOS, V.; DA SILVA, D.C.V.R.; PAIVA, T.C.B.; BRANDIMARTE, A.L. Biodisponibilidade de metais no sedimento de um Reservatório Tropical Urbano (Reservatório Guarapiranga – São Paulo (SP), Brasil): há toxicidade potencial e heterogeneidade espacial? **Geochimica Brasiliensis**, v.27, n.2, p.104-119, 2013. Disponível em: <https://www.geobrasiliensis.org.br/geobrasiliensis/article/view/364>. Acessado em jan./2022.

RAMÍREZ-MORALES, D.; RODRÍGUEZ-ARTAVIA, B.; SÁENZ-VARGAS, W.; SÁNCHEZ-GUTIÉRREZ, R.; VILLALOBOS-GONZÁLEZ, W.; MORA-BARRANTES, J. C. Minerías artesanales para la extracción de oro mediante el uso de mercurio: Estado del arte del impacto ambiental en los medios agua, aire y suelo. **Revista Tecnología En Marcha**, v.32, n.3, p.3–11, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.18845/tm.v32i3.4475>. Acessado em nov./2021.

RAMOS MOREIRA F.; COSTA MOREIRA J. Os efeitos do chumbo sobre o organismo humano e seu significado para a saúde. **Rev Panam Salud Publica**, v.15, n.2, p.19-29, 2004. Disponível em: <https://scielosp.org/article/rpsp/2004.v15n2/119-129/>. Acessado em mai./2022.

RIBEIRO, E. F.; BUSS, M. V.; MENEZES, J. C. S. S. Tratamento do chorume de aterro de resíduos sólidos urbanos utilizando um coagulante à base de tanino, tratamento biológico e ozonização. **Revista de Engenharia Civil IMED**, v.2, n.2, p.37–42, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.18256/2358-6508/rec-imed.v2n2p37-42>. Acessado em nov./2022.

RIGUETTI, P. F.; CARDOSO, C. A. L.; CAVALHEIRO, A. A.; LENZI, E.; FIORUCCI, A. R.; DA SILVA, M. S. Manganês, zinco, cádmio, chumbo, mercúrio e crômio no chorume de aterro sanitário em Dourados, MS, Brasil. **Ambiente e Agua - An Interdisciplinary Journal**

of **Applied Science**, v.10, n.1, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.1538>. Acessado em fev./2022.

ROCHA, C. H. B.; AZEVEDO, L. P. Avaliação da presença de metais pesados nas águas superficiais da Bacia do Córrego São Mateus, Juiz de Fora (MG), Brasil. **Revista Espinhaço**, v.4, n.2, p.33-44, 2015. Disponível em: [https://www.researchgate.net/publication/333488276\\_Avaliacao\\_da\\_presenca\\_de\\_metal\\_pesados\\_nas\\_aguas\\_superficiais\\_da\\_Bacia\\_do\\_Corrego\\_Sao\\_Mateus\\_Juiz\\_de\\_Fora\\_MG\\_Brasil](https://www.researchgate.net/publication/333488276_Avaliacao_da_presenca_de_metal_pesados_nas_aguas_superficiais_da_Bacia_do_Corrego_Sao_Mateus_Juiz_de_Fora_MG_Brasil). Acessado em jan./2022.

ROWE, R. K. **Geotechnical and geoenvironmental engineering handbook**. LLC: New York, 2001.

SABIÁ, R. J.; SILVA, D. L.; DE BARROS, G. D. T.; SANTOS, Y. T. D. C.; JUNIOR, F. D. A. V. S.; LIMA, A. F. D. O. Contaminação do rio salgado por influência do choro e possível tratamento através de biossorventes. **Cadernos de Cultura e Ciência**, v.14, n.1, p.174-186, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.14295/cad.cult.cienc.v14i1.899>. Acessado em jan./2022.

SANTOS FILHO, M. G.; HIRATA, R.; LUIZ, M. B.; CONICELLI, B. Solo e águas subterrâneas contaminadas pela deposição de resíduos sólidos urbanos: O caso do Vazadouro de Tatuí (Sp). **Revista Do Instituto Geológico**, v.38, n.1, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.5935/0100-929X.20170003>. Acessado em jan./2022.

SARAIVA, A. B.; SOUZA, R.G.; MAHLER, C. F.; VALLE, R. A. B. Consequential lifecycle modelling of solid waste management systems –Reviewing choices and exploring their consequences. **Journal of cleaner production**, v.202, p.488-496, 2018. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0959652618323710>. Acessado em mar./2022.

SAVASSI, L.A.; PASCHOALINI, A.L.; ARANTES, F.P.; RIZZO, E.; BAZZOLI, N. Heavy metal contamination in a highly consumed Brazilian fish: immunohistochemical and histopathological assessments. **Environ Monit Assess**, v.25, n.192, p.542, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10661-020-08515-8>. Acessado em jan./2022.

SCHMIDT, L. **Avaliação do comportamento de espécies de mercúrio em peixes após diferentes espécies de cocção**. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós Graduação em Química, Universidade de Santa Maria, Santa Maria. 2011. Disponível em: <https://repositorio.ufsm.br/bitstream/handle/1/10493/SCHMIDT%2C%20LUCAS.pdf>. Acessado em mar./2022.

SEGATO, Luciana Maturana; SILVA, Celso Luiz da. III-039 – **Caracterização do choro do Aterro sanitário de Bauru**. XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental; Porto Alegre. 2000.

SELIM, H. **Transport e Fate of Chemicals in Soils: Principles e Applications**. Boca Raton: CRC Press, 2014.

SILVA, F.; CHITOLINA, J.; BARBIERI, V.; PODSCLAN, S. Extração sequencial e especiação de metais pesados no decorrer do processo de compostagem de resíduos sólidos

domiciliares. **Holos Environment**, v.12, n.1, p.99, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.14295/holos.v12i1.2181>. Acessado em abr./2022.

SILVA, M. C.; MONTE, C. N. Aplicabilidade de argilas bentoníticas para a mitigação da contaminação ambiental em áreas de aterros sanitários: Uma revisão / Applicability of bentonite clays for the mitigation of environmental contamination in landfill areas: a review. **Brazilian Journal of Development**, v.8, n.3, p.16968–16988, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.34117/bjdv8n3-098>. Acessado em mai./2022.

SILVA, R. S. B. D.; SOUSA, A. M. L. DE; SODRÉ, S. D. S. V.; VITORINO, M. I. Avaliação sazonal da qualidade das águas superficiais e subterrâneas na área de influência do Lixão de Salinópolis, PA. **Ambiente e Agua - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v.13, n.2, p.1, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.2072>. Acessado em jan./2022.

SILVA, W. M.; ARAUJO, P. J.; JESUS, A. S.; NONATO, A. S.; OLIVEIRA, A. S.; JESUS, L. T.; MENESES, R. S.; LEITE, M. S. Gerenciamento de resíduos sólidos dos shoppings de Aracaju. **Caderno de Graduação - Ciências Exatas e Tecnológicas**, v.2, n.1, p.33–44, 2014. Disponível em: <https://periodicos.set.edu.br/cadernoexatas/article/view/892>. Acessado em set./2021.

SOUZA, D. R.; BENEDITO, E. M. M.; SALES, J. V. P.; SILVA, L. Z.; SILVA, N. S.; YAMATO, M. A. C.; COLOMBO, S. M.; PEDRO, A. C.; CARDOSO, M. A. P. Evaluation of Chromo (VI) Adsorption Potential through the seed of *Moringa oleifera*. **Research, Society and Development**, [S. l.], v.10, n.2, p.e40610212591, 2021. Disponível em: <https://rsdjournal.org/index.php/rsd/article/view/12591>. Acessado em out./2021.

SOUZA, V. L.; LIMA, V. L.; HAZIN, C. A.; FONSECA, C. K.; SANTOS, S. O. Biodisponibilidade de metais-traço em sedimentos: uma revisão. **Brazilian journal of radiation sciences**, v.3, n.1A, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.15392/bjrs.v3i1A.135>. Acessado em nov./2021.

SQUADRONE, S.; PREARO, M.; BRIZIO, P.; GAVINELLI, S.; PELLEGRINO, M.; SCANZIO, T.; GUARISE, S.; BENEDETTO, A.; ABETE, M.C. Heavy metals distribution in muscle, liver, kidney and gill of European catfish (*Silurus glanis*) from Italian Rivers. **Chemosphere**, v.90, p.358-65, 2013. Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/22901372/>. Acessado em jan./2022.

TOLENTINO, T.; BERTOLI, A.; CARVALHO, R.; BASTOS, A. R.; PIRES, M. Especiação do cádmio em *Brachiaria brizantha* e biodisponibilidade dos macro e micronutrientes. **Revista de Ciências Agrárias**, v.37, n.3, p.292-298, 2014. Disponível em: <https://revistas.rcaap.pt/rca/article/view/16827>. Acessado em fev./2022.

VANZ, A.; MIRLEAN, N.; BAISCH, P. Avaliação de poluição do ar por chumbo particulado: uma abordagem geoquímica. **Química Nova**, v.26, n.1, p.25–29, 2003. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/s0100-40422003000100006>. Acessado em jan./2022.

VAVERKOVÁ, M. D.; MAXIANOVÁ, A.; WINKLER, J.; ADAMCOVÁ, D.; PODLASEK, A. Environmental consequences and the role of illegal waste dumps and their impact on land

degradation. **Land Use Policy**, v.89, p.104-234, 2019. Disponível em:  
<https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2019.104234>. Acessado em out./2021.

VIEIRA, R. S. **Adsorção competitiva dos íons cobre e mercúrio em membranas de quitosana natural e reticulada**. Faculdade de Engenharia Química, Universidade Estadual de Campinas. Tese Doutorado, p.152, 2008. Disponível em:  
<https://repositorioslatinoamericanos.uchile.cl/handle/2250/1321614?show=full>. Acessado em fev./2022.

VILLALBA, L.; DONALISIO, R. S.; CISNEROS BASUALDO, N. E.; NORIEGA, R. B. Household solid waste characterization in Tandil (Argentina): Socioeconomic, institutional, temporal and cultural aspects influencing waste quantity and composition. **Resources, Conservation and Recycling**, v.152, p.104530, 2020. Disponível em:  
<https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.1045>. Acessado em out./2021.

WHO. World Health Organization. **Guidelines for Air Quality**. Geneva, 1999. York, 2001.