

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE UBERLÂNDIA**  
**INSTITUTO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM QUALIDADE AMBIENTAL**  
**MESTRADO EM QUALIDADE AMBIENTAL**

IARA DE FÁTIMA BRAGA

**PRESENÇA DE METAIS PESADOS EM ÁREA DE DISPOSIÇÃO DE RESÍDUOS  
SÓLIDOS URBANOS EM INDINÓPOLIS-MG**

Uberlândia/MG

2022

IARA DE FÁTIMA BRAGA

**PRESENÇA DE METAIS PESADOS EM ÁREA DE DISPOSIÇÃO DE RESÍDUOS  
SÓLIDOS URBANOS EM INDINÓPOLIS-MG**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Uberlândia, como parte das exigências do Programa de Pós-graduação em Qualidade Ambiental – Mestrado, área de concentração em Processos Ambientais, para obtenção do título de mestre.

**Orientador:** Beno Wendling

Uberlândia  
Minas Gerais – Brasil  
2022

Ficha Catalográfica Online do Sistema de Bibliotecas da UFU  
com dados informados pelo(a) próprio(a) autor(a).

B813 2022	<p>Braga, Iara de Fátima, 1988- Presença de metais pesados em área de disposição de resíduos sólidos urbanos em Indianópolis-MG [recurso eletrônico] / Iara de Fátima Braga. - 2022.</p> <p>Orientador: Beno Wendling. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Uberlândia, Pós-graduação em Qualidade Ambiental. Modo de acesso: Internet. Disponível em: <a href="http://doi.org/10.14393/ufu.di.2023.107">http://doi.org/10.14393/ufu.di.2023.107</a> Inclui bibliografia. Inclui ilustrações.</p> <p>1. Desenvolvimento sustentável. I. Wendling, Beno, 1972-, (Orient.). II. Universidade Federal de Uberlândia. Pós-graduação em Qualidade Ambiental. III. Título.</p> <p style="text-align: right;">CDU: 502.33</p>
--------------	--

Bibliotecários responsáveis pela estrutura de acordo com o AACR2:  
Gizele Cristine Nunes do Couto - CRB8/2091  
Nelson Marcos Ferreira - CRB8/3074



UNIVERSIDADE FEDERAL DE UBERLÂNDIA  
 Coordenação do Programa de Pós-Graduação em Qualidade Ambiental  
 BR 050, Km 78, Bloco 1CCG, Sala 206 - Bairro Glória, Uberlândia-MG, CEP 38400-902  
 Telefone: (34) 2512-6717 - www.ppgmq.iciag.ufu.br - ppgmq@iciag.ufu.br



## ATA DE DEFESA - PÓS-GRADUAÇÃO

Programa de Pós-Graduação em:	Qualidade Ambiental (PPGMQ)		
Defesa de:	Dissertação de Mestrado Acadêmico, 14/2022, PPGMQ		
Data:	08 de dezembro de 2022	Hora de início:	16:30
		Hora de encerramento:	19:00
Matrícula da Discente:	11912MQA010		
Nome da Discente:	ARA DE FÁTIMA BRAGA		
Título do Trabalho:	PRESENÇA DE METAIS PESADOS EM ÁREA DE DISPOSIÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS EM INDINÓPOLIS-MG		
Área de concentração:	Meio Ambiente e Qualidade Ambiental		
Linha de pesquisa:	Processos Ambientais		
Projeto de Pesquisa de vinculação:	Sem vinculação		

Reuniu-se presencialmente, na sala de reuniões do ICIAG no campus Glória (sala 1C212A), a Banca Examinadora, designada pelo Colegiado do Programa de Pós-graduação em Qualidade Ambiental (PPGMQ), assim composta: Prof. Dr. Beno Wendling (Orientador); Prof.ª Dr.ª Araújo Hulmann Batista (UFU); e Prof.ª Dr.ª Mayara Cristiana Stanger (UDESC).

Iniciando os trabalhos o presidente da mesa Prof. Dr. Beno Wendling apresentou a Comissão Examinadora e a candidata, agradeceu a presença do público, e concedeu a Discente a palavra para a exposição do seu trabalho. A duração da apresentação da Discente e o tempo de arguição e resposta foram conforme as normas do Programa.

A seguir o senhor presidente concedeu a palavra, pela ordem sucessivamente, às examinadoras, que passaram a arguir a candidata. Ultimada a arguição, que se desenvolveu dentro dos termos regimentais, a Banca, em sessão secreta, atribuiu o resultado final, considerando a candidata:

Aprovada.

Esta defesa faz parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre.

O competente diploma será expedido após cumprimento dos demais requisitos, conforme as normas do Programa, a legislação pertinente e a regulamentação interna da UFU.

Nada mais havendo a tratar foram encerrados os trabalhos. Foi lavrada a presente ata que após lida e achada conforme foi assinada pela Banca Examinadora.



Documento assinado eletronicamente por Beno Wendling, Professor(a) do Magistério Superior, em 08/12/2022, às 18:43, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por Araújo Hulmann Batista, Professor(a) do Magistério Superior, em 08/12/2022, às 18:45, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por Mayara Cristiana Stanger, Usuário Externo, em 12/12/2022, às 16:50, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site [https://www.sei.ufu.br/sei/controlador\\_externo.php?acao=documento\\_conferir&id\\_orcao\\_acesso\\_externo=0](https://www.sei.ufu.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orcao_acesso_externo=0), informando o código verificador 4068604 e o código CRC 93056332.

Ao meu filho  
que é o sorriso dos  
meus dias difíceis.

## AGRADECIMENTOS

À Deus por guiar meu caminho sempre e colocar em minha vida pessoas abençoadas e necessárias. À minha mãe que foi meu porto seguro e que com muito carinho e paciência me substituiu no papel de mãe e dona de casa nos períodos de dedicação ao mestrado. Ao meu marido pelo apoio e compreensão nos momentos de stress, ausência e nos trabalhos de campo.

À Bruna por me iniciar na pesquisa, apresentar um tema e principalmente por trazer-me à responsabilidade nos momentos em que afastei. À Araújo que me ajudou a desamarrar um nó que impedia a finalização de minha dissertação. Ao Beno que assumiu e me ajudou a concluir o que parecia perdido. Aos membros da banca que dedicaram seu tempo para colaborarem com a melhoria deste trabalho.

Ao Instituto de Ciências Agrárias da Universidade Federal de Uberlândia por dar oportunidade e condições para realizar o mestrado. Por fim, aos colegas de trabalho que seguraram as pontas, cobriram falhas, defenderam e me ajudaram em pequenos detalhes para que eu pudesse finalizar essa etapa.

Muito obrigada!

## SUMÁRIO

RESUMO .....	I
ABSTRACT .....	II
1. INTRODUÇÃO .....	1
2. REVISÃO DE LITERATURA.....	3
2.1. RESÍDUOS SÓLIDOS .....	3
2.2. DISPOSIÇÃO FINAL.....	5
2.3 CONTAMINAÇÃO POR CHORUME .....	7
2.4 METAIS PESADOS .....	8
2.4.1 EFEITOS TOXICOLÓGICOS DOS METAIS PESADOS.....	11
2.5 METODOLOGIA DE AVALIAÇÃO AMBIENTAL.....	15
2.5.1 ÍNDICE DE GEOACUMULAÇÃO .....	16
2.5.2 FATOR DE CONTAMINAÇÃO .....	17
3. MATERIAL E MÉTODOS .....	19
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	22
5. CONCLUSÃO .....	28
6. REFERÊNCIAS.....	28

## RESUMO

BRAGA, Iara de Fátima. **Presença de metais pesados em área de disposição de resíduos sólidos urbanos em Indianópolis-MG.** 2022. 41p. Dissertação (Mestrado em Qualidade Ambiental) – Programa de Pós-graduação em Qualidade Ambiental, Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2022<sup>1</sup>.

A disposição e o acúmulo de resíduos sólidos urbanos em áreas inadequadas provocam impactos diversos na população e no ambiente. O fator mais preocupante é a contaminação pelo lixiviado, constituído por produtos potencialmente tóxicos, com destaque aos metais pesados, os quais podem contaminar o solo e as águas superficiais e subterrâneas, bem como causar a inibição da atividade enzimática, a redução da diversidade da fauna e flora, a bioacumulação e a biomagnificação. Diante disso, o presente estudo objetivou estimar o nível de poluição por metais pesados na área de disposição irregular de resíduos sólidos urbanos de Indianópolis, Minas Gerais, Brasil, conforme o Índice de Geoacumulação (Igeo) e a contribuição do aterro no aporte desses metais por meio do Fator de Contaminação (Cf). A coleta de amostras do solo foi realizada no aterro controlado e seu entorno – 24 pontos distribuídos sistematicamente em malha retangular –, de onde se retiraram amostras compostas a uma profundidade de 0 a 20 cm. Realizou-se a digestão das amostras de acordo com o método USEPA 3051A, e a leitura dos teores totais dos metais crômio (Cr), cobre (Cu), manganês (Mn), níquel (Ni), chumbo (Pb) e zinco (Zn) foi feita no ICP-OES. Com isso, foram apontados baixos índices de poluição, em que  $Igeo \leq 2$  se classificou como não poluído a moderadamente poluído. Em razão do valor de referência de qualidade, a área apresentou contaminação moderada por Cr, atribuída ao material de origem, e baixa contaminação dos demais elementos, sem oferecer riscos à população. Todavia, com base no valor de *background*, apontou-se baixa contaminação a contaminação moderada – nesse caso,  $Cf \leq 3$  demonstrou influência do aterro na qualidade do solo.

**Palavras-chave:** Metais pesados. Resíduos sólidos urbanos. Índice de geoacumulação. Fator de contaminação.

---

<sup>1</sup> Orientador: Beno Wendling, da Universidade Federal de Uberlândia (UFU).

## ABSTRACT

BRAGA, Iara de Fatima. **Presence of heavy metals in an urban solid waste disposal area in Indianópolis- MG.** 2022. 41p. Dissertation (Master in Environmental Quality) – Undergraduate Program in Environmental Quality, Federal University of Uberlândia, Uberlândia, 2022.

The disposal and accumulation of urban solid waste in inappropriate areas cause different impacts on the population and environment. The most unsettling factor is contamination by leachate, consisting of potentially toxic products, heavy metals in particular, which can contaminate soil, surface and groundwater, as well as cause the inhibition of enzymatic activity, reduction of fauna diversity and flora, bioaccumulation and biomagnification. In addition, the present study aimed to estimate the level of pollution by heavy metals in the area of irregular disposal of urban solid waste in Indianópolis, Minas Gerais, Brazil, according to the Geoaccumulation Index (Igeo) and the contribution of landfill in the contribution of these metals through the Contamination Factor (Cf). The collection of soil samples was carried out in the controlled landfill and its surroundings – 24 points systematically distributed in a rectangular grid –, from where composite samples were taken at a depth of 0 to 20 cm. The samples were digested according to the USEPA 3051A method, and the total levels of metals chromium (Cr), copper (Cu), manganese (Mn), nickel (Ni), lead (Pb) and zinc (Zn) was performed on ICP-OES. Thus, low levels of pollution were pointed out, in which  $I_{geo} \leq 2$  was classified as unpolluted to moderately polluted. Due to quality reference value, the area presented moderate contamination by Cr, attributed to the source material, and low contamination of other elements, without offering risks to the population. However, based on the background value, low contamination to moderate contamination was pointed out – in this case,  $C_f \leq 3$  demonstrated the influence of landfill on soil quality.

**Keywords:** Heavy metals. Urban solid waste. Geoaccumulation index. Contamination factor.

## 1. INTRODUÇÃO

Com o crescimento populacional, desenvolvimento e adensamento das cidades provocado pelo recente e intenso processo de urbanização, observou-se o aumento do consumo de produtos industrializados. O modo de vida consumista estimulado pelo capitalismo e a produção de bens cada vez menos duráveis, tem promovido grande pressão nos recursos naturais, com exploração cada vez maior e descarte de grandes volumes de resíduos com composição bastante diversificada. Segundo a Associação Internacional de Resíduos Sólidos (UNEP, 2015) são geradas de 7 a 10 bilhões de toneladas de resíduos sólidos por ano em todo o planeta.

Neste contexto, a gestão e o gerenciamento adequados dos resíduos sólidos urbanos (RSU) têm se tornado ferramentas indispensáveis, despertando a atenção de diversas áreas de estudo, como as sociais, ambientais e urbanísticas (ANDRADE; FERREIRA, 2011).

No Brasil, os problemas relacionados ao gerenciamento adequado de resíduos são inúmeros. Em muitos municípios de pequeno porte no país, a falta de capacidade técnica-operacional e institucional e a restrição orçamentária, dificultam a efetiva aplicação de uma gestão adequada (MAIELLO; BRITTO; VALLE, 2018). Segundo a FEAM (2016, 2018), no Estado de Minas Gerais 32,5% dos municípios destinam seus RSU de forma irregular, 85% destes possuem população inferior a 20 mil habitantes.

A disposição e o acúmulo destes resíduos em áreas inadequadas provoca a degradação das condições higiênico-sanitárias da população, além dos impactos no ambiente, como a degradação da paisagem, mau cheiro, proliferação de vetores, risco de acidentes, doenças infecciosas, erosão do solo, desvalorização imobiliária, entre outros processos secundários (EL-FADEL; FINDIKAKIS; LECKIE, 1997).

Contudo, o fator mais preocupante é a contaminação ambiental pelo chorume, líquido resultante da decomposição do resíduo e que carrega vários contaminantes, dentre eles destacam-se os metais pesados. Esses podem promover a poluição do solo, inibição da atividade enzimática, redução da diversidade da fauna e flora, e, dependendo da concentração, prejudicar a saúde humana, por meio da bioacumulação e biomagnificação (ARAÚJO; SOUZA, 2012; EL-FADEL; FINDIKAKIS; LECKIE, 1997).

O monitoramento ambiental dos metais pesados é importante ferramenta para que se tenha conhecimento dos locais e fontes de contaminação, além de despertar a atenção para os efeitos tóxicos, apontando áreas prioritárias para ação de políticas públicas. Esse cenário vem

motivando inúmeros estudos sobre contaminação em depósitos de RSU (ADAMCOVÁ et al., 2016; BOUZAYANI; AYDI; ABICHOU, 2014; FARIA, 2012; KRCMAR et al., 2018), entretanto são poucos os que avaliam municípios de pequeno porte, onde a quantidade de resíduos é relativamente pequena, mas predominam os sistemas inadequados de disposição final (ARAÚJO; SOUZA, 2012).

A contaminação ambiental do solo e da água superficial e subterrânea, devido à percolação do chorume é, sem dúvida, um dos problemas ambientais e de saúde pública mais relevantes associados ao lixo (IPT, 2018). Porém, mesmo sendo frequentemente associado à contaminação, os metais pesados podem ser encontrados naturalmente no solo, provenientes da composição da rocha matriz.

Sendo assim, o presente estudo objetiva estimar o nível de poluição do solo por metais pesados na área de disposição de resíduos sólidos urbanos do município de Indianópolis-MG, por meio do Índice de Geoacumulação (Igeo) e a contribuição do aterro no aporte desses metais, por meio do Fator de Contaminação ( $C_f$ ). Consequentemente, destacar a importância do monitoramento dos locais de disposição de RSU de pequeno porte e de se direcionar políticas públicas para simplificação de aterros de pequeno porte.

## 2. REVISÃO DE LITERATURA

### 2.1.RESÍDUOS SÓLIDOS

Comumente os termos Lixo e Resíduos Sólidos são utilizados como sinônimos. Segundo o Instituto de Pesquisas Tecnológicas (IPT, 2018) denomina-se lixo os restos das atividades humanas considerados pelos geradores como inúteis, indesejáveis ou descartáveis, contudo o conceito de resíduos sólidos supera a descrição do material descartado que não tem utilidade ou valor. Diante disso, pode-se dizer que o termo “lixo” tende a ser usado quando não se conhece o conteúdo, classificação, uso ou destinação para o resíduo, carregando com ele desvalorização do material.

A Política Nacional de Resíduos Sólidos, Lei Federal nº 12.305, aprovada em 2010, fixou o termo resíduos sólidos para definir os produtos descartados pelas atividades humanas, como:

(...) material, substância, objeto ou bem descartado resultante de atividades humanas em sociedade, a cuja destinação final se procede, se propõe proceder ou se está obrigado a proceder, nos estados sólido ou semissólido, bem como gases contidos em recipientes e líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou em corpos d'água, ou exijam para isso soluções técnica ou economicamente inviáveis em face da melhor tecnologia disponível; (BRASIL, 2010).

A Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT, 2004), além de determinar como resíduo sólido os resíduos resultantes de atividades de origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e de varrição, inclui nesta definição os lodos provenientes de sistemas de tratamento de água e de instalações de controle da poluição.

A caracterização dos resíduos gerados pela atividade humana é importante para que sejam definidas formas adequadas de destinação e disposição final, além de permitir estimar a quantidade de rejeitos a ser disposta e a parcela de material a ser aproveitada (FARIA, 2012). A destinação ambientalmente adequada inclui a reutilização, reciclagem, compostagem, recuperação, tratamento (químico, físico ou biológico) e o aproveitamento energético (BRASIL, 2010). A disposição final dos rejeitos deve ser realizada de acordo com o potencial risco ao ambiente e à saúde.

Na literatura há diferentes modos de classificação de resíduos: segundo sua origem, natureza física (seco ou molhado), composição química (orgânico ou inorgânico) ou grau de biodegradabilidade (putrescível ou não putrescível) (FARIA, 2012).

De acordo com a PNRS (BRASIL, 2010) o resíduo é classificado perigoso quando apresenta significativo risco à saúde pública ou à qualidade ambiental em razão de suas

características de inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade, patogenicidade, carcinogenicidade, teratogenicidade e mutagenicidade.

Os resíduos sólidos urbanos (RSU) são definidos, segundo a NBR 15.849, como:

Resíduos que, em conformidade com o estabelecido na Resolução CONAMA no 404/2008, sejam provenientes de domicílios, serviços de limpeza urbana, pequenos estabelecimentos comerciais, industriais e de prestação de serviços, que estejam incluídos no serviço de coleta regular de resíduos e que tenham características similares aos resíduos sólidos domiciliares (ABNT, 2010).

Vários fatores interferem e contribuem na quantidade produzida, aproveitada e disposta, assim como na composição do resíduo, tais como número de habitantes do município; poder aquisitivo da população; condições climáticas; hábitos e costumes da população; e nível educacional (ROCHA; ROSA; CARDOSO, 2009).

Para Faria (2012), dois fatores primordiais na produção dos resíduos são o aumento populacional e industrialização, uma vez que um fator leva ao outro, ou seja, com o aumento da população urbana, há o aumento do consumo de produtos industrializados, provocando o aumento da produção de resíduos tanto na fabricação, quanto no consumo. Contudo, o desenvolvimento e a condição econômica destacam-se como impulsionadores na diversificação dos resíduos.

A composição dos resíduos de estabelecimentos comerciais e serviços públicos de limpeza urbana variam bastante de acordo com a atividade econômica dominante do município (industrial, comercial ou turística). Os resíduos domiciliares geralmente são constituídos por matéria orgânica (restos de alimentos, cascas de frutas, verduras e sobras), recicláveis (garrafas, latas, papéis, embalagens em geral), resíduos perigosos (pilhas e eletrônicos) e outros (borracha, couro, tecido, óleos e graxas) (GALDINO; MARTINS, 2015).

O teor de materiais putrescíveis é particularmente importante, pois influi na geração de chorume e gás, no desenvolvimento de pressões neutras no interior do maciço, no teor de umidade, na resistência ao cisalhamento e na compressibilidade dos RSU (BOSCOV, 2008). De acordo com o Instituto de Pesquisas Tecnológicas (IPT, 2018), no Brasil a composição média dos resíduos é dividida em: 51% matéria orgânica, 13,1% papéis, 13,5% plásticos, 2,4% vidro, 2,9% metal, 16,7% outros.

Na categoria “outros” são contabilizados diversos itens, dentre eles resíduos perigosos como restos de tinta, pilhas, lâmpadas, baterias e eletrônicos, que contém substâncias tóxicas que podem trazer prejuízo ao meio ambiente e à saúde. Como para esse tipo resíduo geralmente não é discriminado a percentagem de cada espécie de material, é difícil

dimensionar o potencial poluidor dos mesmos e prever os impactos devido à contaminação (REZENDE, 2018).

## **2.2.DISPOSIÇÃO FINAL**

A PNRS (BRASIL, 2010) estabelece que a disposição final ambientalmente adequada de rejeitos deve ocorrer em aterros, de modo a evitar danos ou riscos à saúde pública e à segurança e a minimizar os impactos ambientais adversos.

Na literatura comumente são apresentadas três formas de disposição final de resíduos sólidos no solo: lixão, aterro controlado e aterro sanitário (BRASIL, 2021). As condições de construção e operação dos aterros são descritas por normas operacionais definidas por órgãos específicos (SISNAMA, SNVS, SINMETRO), segundo a PNRS apenas o aterro sanitário, devidamente licenciado e operado, é considerado ambientalmente adequado.

O lixão ou vazadouro a céu aberto é o local onde o resíduo é lançado diretamente sobre o solo sem qualquer controle, sejam eles de segurança, saúde ou ambientais, e recebe qualquer tipo de resíduo (BRASIL, 2021). A maioria dos lixões não tem proteção do seu perímetro, nem controle do fluxo de animais e pessoas, provocando sérios problemas sanitários, podem ser apontados também diversos impactos ambientais como a liberação de gases que ocasionam mau cheiro e poluição do ar, a geração de lixiviados, que poluem o solo e as águas subterrâneas e superficiais, erosão do solo, devido ao direcionamento incorreto do fluxo de água (LANZA et al., 2010).

Devido ao alto custo de instalação e operação de um aterro e à falta de interesse político, grande parte dos municípios brasileiros, principalmente os de menor porte, dispõem seus resíduos em lixões, constituindo cerca de 47,3% do total de unidades de disposição de resíduos do Brasil (BRASIL; SNIS, 2019). Segundo a FEAM (2016, 2018), no Estado de Minas Gerais 32,5% dos municípios destinam seus RSU de forma irregular, 85% destes possuem população inferior a 20 mil habitantes.

O aterro controlado já foi considerado uma técnica de disposição adequada de resíduos, em condições específicas e quando a execução de um aterro sanitário se mostrasse demasiadamente onerosa (ABNT, 1985). Esse método utiliza alguns princípios de engenharia para confinar os resíduos sólidos, geralmente de forma compactada, reduzindo a área utilizada, cobrindo-os periodicamente com uma camada de material inerte (IPT, 2018). Segundo Boscov (2008), em pequenos municípios, os aterros controlados podem ser

considerados adequados, pressupondo-se que o meio ambiente seja capaz de absorver e diluir a poluição gerada pontualmente e em pequeno volume.

Segundo De Oliveira et al. (2019) a disposição de resíduos em aterros controlados é uma técnica utilizada para confinar os RSU sem poluir o ambiente externo, porém produz poluição localizada. No ano de 2020, cerca de 22% das unidades de disposição final de resíduos no solo foram classificadas como aterro controlado (BRASIL, 2021), neste montante também são incluídos os aterros sanitários que ainda não obtiveram licença de operação ou que deixaram de cumprir condições mínimas de operação.

Já os aterros sanitários corresponderam apenas a 23% das unidades de disposição final de resíduos no estado de Minas Gerais, apesar disso, 60% da população em 2017 era atendida por sistemas de destinação final de RSU regularizados (FEAM, 2018), isso porque a maioria dos municípios sem aterro regularizado são de pequeno porte, geram menor volume de resíduos.

Para Boscov (2008) o termo aterro de resíduos refere-se à instalação completa e às atividades que nela se processam, incluindo o local, a massa de resíduos, as estruturas pertinentes e os sistemas de implantação, operação e monitoramento.

A Associação Brasileira de normas técnicas (NBR 8419:1992) define aterro sanitário como:

Técnica de disposição de resíduos sólidos urbanos no solo, sem causar danos à saúde pública e à sua segurança, minimizando os impactos ambientais, método este que utiliza princípios de engenharia para confinar os resíduos sólidos à menor área possível e reduzi-los ao menor volume permissível, cobrindo-os com uma camada de terra na conclusão de cada jornada de trabalho, ou a intervalos menores, se necessário (ABNT, 1992).

O que o difere do aterro controlado, é que o aterro sanitário deve conter sistema de drenagem de águas superficiais (pluvial), sistema de drenagem e remoção de percolados, sistema de tratamento do chorume, impermeabilização inferior, sistema de drenagem de gás e recobrimento diário (ABNT, 1992).

Quanto ao revestimento de fundo, a impermeabilização é realizada por meio da deposição de camadas de materiais artificiais ou naturais (BOSCOV, 2008). Segundo Oliveira e Jucá (2004), em estudo realizado em aterro de resíduos sem impermeabilização com membrana, o solo com característica argilosa foi hábil na retenção dos metais e da matéria orgânica, apresentando baixa condutividade hidráulica à água, sendo, portanto, adequado para impermeabilização de fundo da célula.

De acordo com a NBR 15849 (ABNT, 2010), se atendido determinados critérios, em um aterro de pequeno porte é possível que o sistema de impermeabilização de fundo seja

dispensado. Esses critérios incluem a porcentagem de matéria orgânica nos resíduos, a profundidade do lençol freático, a permeabilidade do solo local e o valor de excedente hídrico anual. São considerados aterros sanitários de pequeno porte:

aterro sanitário para disposição no solo de resíduos sólidos urbanos, até 20 t por dia ou menos, quando definido por legislação local, em que, considerados os condicionantes físicos locais, a concepção do sistema possa ser simplificada, adequando os sistemas de proteção ambiental sem prejuízo da minimização dos impactos ao meio ambiente e à saúde pública (ABNT, 2010).

Considerando as dificuldades que os municípios de pequeno porte enfrentam na implantação e operação de aterro sanitário de RSU, a Resolução CONAMA 404/2008 e a NBR 15849/2010 estabelecem a simplificação de procedimentos de licenciamento ambiental de aterros sanitários de pequeno porte, na mesma direção a Lei nº 14.026/2020 estabelece que nos casos em que o aterro sanitário for economicamente inviável, poderão ser adotadas outras soluções, observadas normas técnicas e operacionais estabelecidas pelo órgão competente, criando brechas para a simplificação do aterro.

Um das maiores preocupações na disposição final ambientalmente adequada de resíduos é que o local de disposição cumpra a função de evitar danos ou riscos à saúde pública e à segurança e a minimizar os impactos ambientais adversos, diante disso, o foco de sua operacionalização seria a contenção dos rejeitos e dos produtos resultantes de sua decomposição, caracterizados pelo alto grau de poluição.

### **2.3 CONTAMINAÇÃO POR CHORUME**

Após a deposição dos resíduos no solo, inicia-se um processo de deterioração do material não inerte, que pode ocorrer de forma física (compactação), por reações químicas (entre os componentes dos materiais e/ou água da chuva) ou decomposição (aeróbia e anaeróbia). Como resultado dessa deterioração é produzido o chorume, um líquido turvo, com alta carga de DBO e que carrega diferentes contaminantes (BOSCOV, 2008).

O chorume possui constituição e concentrações variadas em função da origem, composição original dos resíduos, a forma de decomposição e o tempo de deposição (OLIVEIRA; JUCÁ, 2004). Vários estudos revelaram a presença de produtos químicos potencialmente nocivos no lixiviado de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos, incluindo matéria orgânica dissolvida, compostos inorgânicos, metais pesados e substâncias orgânicas xenobióticas, (SLACK; GRONOW; VOULVOULIS, 2005; BOUZAYANI; AYDI; ABICHOU, 2014).

Segundo o Instituto Brasileiro de Administração Municipal (IBAM, 2001), o elevado potencial poluidor do "chorume novo" vai se reduzindo gradualmente, em decorrência da decomposição progressiva da matéria orgânica e o movimento do percolado, que tem maior volume e poder de arraste no início, até atingir níveis que dispensam seu tratamento, aproximadamente 10 anos após ao encerramento da disposição dos resíduos.

Nos RSU estão presentes diversos elementos de elevada toxicidade, como níquel (Ni), cobre (Cu), cádmio (Cd), chumbo (Pb), cromo (Cr), lítio (Li), prata (Ag), mercúrio (Hg) e manganês (Mn), derivados dos materiais dispostos como lâmpadas, pilhas, baterias, restos de tintas, equipamentos eletrônicos, fármacos, dentre outros (BAIRD; CANN, 2011).

Segundo Oliveira et al. (2014) os metais pesados mais encontrados no percolado das áreas de disposição de RSU são o cádmio (Cd), cobre (Cu), lítio (Li) e zinco (Zn). Bartkowiak et al. (2016), além destes, também encontraram alto teor de chumbo (Pb) e níquel (Ni). Já Oliveira e Pasqual (2004) apontaram a presença de Cd, Pb, Cr, Ni e Zn no lixiviado, porém nos solos do aterro foram encontrados altos teores de Cr, Cd e Pb.

## 2.4 METAIS PESADOS

Na literatura há vários termos (metais pesados, elementos traço ou metais tóxicos) utilizados para definir os elementos químicos que em baixas concentrações no ambiente podem vir a constituir uma fonte de poluição e apresentam toxidez aos seres vivos (DUFFUS, 2002). Neste trabalho optou-se por usar os termos metais pesados e elementos traço como sinônimos.

Metais pesados podem ser definidos como elementos químicos de elevada densidade, porém que englobam metais (Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Mo, Ni, Pb, Zn), semimetais (As) e não metais (Se), por isso o uso do termo elementos traço (SEGURA MUÑOZ, 2002). Dentre os elementos traço mais estudados estão o Pb, Cd, Cr, Cu, Ni e Zn, pois estão entre os de maior uso comercial, com efeitos toxicológicos em seres humanos (WONG; LI; THORNTON, 2006).

Apesar de serem frequentemente associados à contaminação, os metais pesados podem ser encontrados naturalmente no solo (Tabela 1), devido à composição da rocha mãe.

TABELA 1: Concentração típica de metais pesados em rochas e solos do mundo.

<b>Metal Pesado</b>	<b>Basaltos</b>	<b>Granitos</b>	<b>Solos</b>
	<b>(mg.kg<sup>-1</sup>)</b>		
Arsênio	2	2	6
Cádmio	0,2	0,15	0,35
Chumbo	6	18	35
Cobre	90	15	30
Cromo	200	20	70
Mercúrio	0,05	0,06	0,06
Níquel	140	8	50
Zinco	110	40	90

Fonte: adaptação (RESENDE et al., 2014)

Estes elementos podem ser encontrados no solo em solução, podendo ser facilmente lixiviado e absorvido pelas plantas ou imobilizados, de modo que os íons são retidos no solo por adsorção nas superfícies das partículas minerais, como óxidos de Al, Fe e Mn, em compostos orgânicos pela complexação por substâncias húmicas e por reações de precipitação e dissolução (CETESB, 2015; OLIVEIRA et al., 2014; SLACK; GRONOW; VOULVOULIS, 2005).

Segundo Baird e Cann (2011), toxicidade dos metais pesados depende, principalmente, de sua biodisponibilidade. Diferente de compostos orgânicos também tóxicos, os metais pesados não podem ser totalmente degradados em formas não tóxicas, apenas podem ser transformados em formas insolúveis ou biologicamente indisponíveis.

Ali, Shari e Haghighi (2017) indicaram que, em solos naturais não antropizados, as rochas parentais e as propriedades geogênicas são os principais fatores no controle da concentração de metais pesados e biodisponibilidade.

Algumas características dos solos influenciam na mobilização dos metais como textura, pH, capacidade de troca catiônica (CTC), composição mineral e matéria orgânica (CAMPOS, 2010; VAN DER SLOOT; COMANS; HJELMAR, 1996). Fadigas et al. (2006) destacam a relação dos teores de silte, argila, Mn, Fe e CTC como variáveis para os teores dos metais Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb e Zn.

Oliveira et al. (2014) observaram que solos com maior percentagem de argila e matéria orgânica, meios responsáveis pela CTC, apresentaram tendência de preferência na sorção para todos os elementos por eles avaliados. A menor fração do solo (silte-argila) é a que possui maior capacidade de adsorver contaminantes metálicos, em função de possuir elevada superfície específica por unidade de material (CARVALHO FILHO et al., 2003).

Solos ácidos favorecem a solubilização e mobilização de metais pesados e, conseqüentemente, a perda desses elementos por lixiviação (OLIVEIRA et al., 2014). Ao analisar três depósitos de resíduos diferentes, Bartkowiak, Breza-Boruta e Lemanowicz (2016) perceberam que no depósito com maior taxa de resíduos orgânicos, houve maior concentração de metais pesados no solo, devido ao aumento no potencial redox e declínio do pH na fase ácida de digestão do resíduo, que leva ao aumento da mobilidade de metais como Pb, Cd, Zn, Cu e Hg. Em contrapartida, a elevação da concentração de metais pesados no resíduo pode inibir a atividade microbiana afetando o processo de digestão anaeróbia.

Ao analisar os resíduos em decomposição, o lixiviado e o solo de um lixão, Kanmani e Gandhimathi (2013) encontraram os metais Mn, Pb, Cu e Cd em diferentes concentrações em cada meio, sugerindo maior mobilidade de alguns metais pesados em relação a outros. Oliveira e Jucá (2004) verificaram que os metais pesados Pb, Cu e Mn apresentaram menor mobilidade no solo que metais mais leves como Fe e Al e que o transporte deles pelo solo é advectivo-dispersivo, deixando claro que o mecanismo de transporte em solos naturais não é determinado apenas pela condutividade hidráulica, mas também pela presença de microrganismos e de substâncias orgânicas capazes de reter metais pesados.

Em consequência a todos os processos de mobilização de metais, uma pequena fração do teor total do metal pesado presente no solo pode ser lixiviada ou absorvida por plantas e animais. Mesmo considerando que a toxicidade dos metais depende de sua biodisponibilidade, diversas agências ambientais (USEPA, CETESB, VROM) utilizam o teor pseudo-total como indicador de áreas contaminadas. A legitimidade do uso de teores totais para fins regulatórios é questionada por alguns autores (MAZHARI; ATTAR; HAGHIGHI, 2017), no entanto, não há um método padrão para avaliar a biodisponibilidade, uma vez que a absorção por uma planta é diferente da absorção de microrganismos ou humanos. Diante disso, Borges Júnior et al. (2008) ponderam que os teores totais continuarão sendo considerados para fins regulatórios.

A principal questão em considerar teores totais de cada metal isoladamente é que estes valores, além de não refletirem a mobilidade ou a biodisponibilidade, não consideram a interação com o ambiente (HAKANSON, 1980).

Para avaliação de áreas suspeitas de contaminação, as agências reguladoras geralmente utilizam dois métodos: comparação com valores orientadores preestabelecidos, diferenciados ou não pelo uso do solo, ou baseiam-se na avaliação de risco caso a caso (BORGES JÚNIOR et al., 2008).

### 2.4.1 Efeitos toxicológicos dos metais pesados

No solo a presença de metais pesados pode alterar processos químicos e interferir na atividade biológica, como a fixação de nitrogênio, a mineralização da matéria orgânica ou o desenvolvimento radicular, de acordo com sua biodisponibilidade pode ser absorvido pela vegetação ou lixiviado para águas superficiais ou subterrâneas.

Conhecer os possíveis impactos que os metais pesados podem causar ao ambiente, principalmente à comunidade que dele se utiliza, é imprescindível quando se discute a poluição do solo por RSU. Conhecer a origem e fontes de contaminação é indispensável para que sejam apontadas soluções cabíveis.

Alguns metais pesados, em concentração adequada, são essenciais aos seres vivos e participam de processo bioquímicos, como ferro, cobalto, cromo, cobre, manganês, molibdênio e zinco (NASERI et al., 2015). Já outros como mercúrio, cádmio e chumbo são metais tóxicos, mesmo em baixas concentrações, e sua acumulação ao longo do tempo nos organismos vivos pode causar efeitos graves.

Como o organismo não tem mecanismos de eliminação, os metais pesados tendem a se acumular em diferentes tecidos, como fígado, músculos e ossos, e ameaçam a saúde humana, por isso estão entre os poluentes que mais recebem atenção (NASERI et al., 2015).

Os efeitos nocivos da exposição direta a solos contaminados por metais pesados são de baixa incidência (LUO et al., 2012), a concentração além dos limites permitidos em águas superficiais e subterrâneas são mais conhecidos. Outra fonte de intoxicação é a ingestão de alimentos contaminados (JÄRUP, 2003; NASERI et al., 2015).

#### **Cromo**

O cromo na forma metálica não é encontrado livre na natureza, apenas em diferentes estados de oxidação. Em Minas Gerais foram encontradas concentrações de Cr acima do Valor de Prevenção estabelecido pela Resolução CONAMA 420/2009 que é de  $75 \text{ mg.kg}^{-1}$  (COPAM, 2011).

É utilizado na indústria de curtimento de couro, preservação de madeira, na fabricação de catalisadores, tintas, fungicidas, na fotografia, ligas de aço inoxidável, cromagem e controle de corrosão (CETESB, 2022). Apesar do maior consumo de Cr ser na produção de aço inoxidável, os produtos químicos de cromo são responsáveis por maior parte do cromo descartado atualmente (EUROPEAN COMMISSION DG ENV., 2002).

A forma trivalente do elemento é um nutriente essencial para o ser humano, atuando na manutenção do metabolismo da glicose, lipídeos e proteínas, e sua deficiência acarreta prejuízo na ação da insulina (OMS, 2019).

No organismo humano o Cr se acumula principalmente nos linfonodos e pulmões, seguidos pelo baço, fígado e rins. Especialmente na forma de cromato, por ser corrosivo, pode causar dermatites crônicas pelo contato e ulcerações no septo nasal pela inalação, efeitos agudos graves como distúrbios gastrointestinais, diátese hemorrágica e convulsões, pela exposição prolongada ou excessiva. Também foi relatado carcinogenicidade no pulmão e genotoxicidade (EUROPEAN COMMISSION DG ENV., 2002; OMS, 2019).

### **Cobre**

Em pequenas quantidades o cobre é um nutriente essencial aos organismos vivos, no homem é encontrado em enzimas, proteínas e na produção da hemoglobina, na planta é importante na produção de grãos, regulação de água e resistência a doenças. É utilizado na fabricação de tubos, válvulas e acessórios, revestimentos, moedas, fios elétricos, tubulações e encanamentos de água quente, ligas e chapas metálicas. Seus compostos são usados na agricultura, no tratamento da água, na preservação de madeira, couro e tecido e como aditivo em alimentos (OMS, 2019).

Pode ser encontrado em altas concentrações em água encanada, pelo desgaste das tubulações de cobre. A principal via de exposição é a oral, sua ingestão pode causar náusea, vômito, dor abdominal e diarreia, em altas concentrações causa letargia, anemia hemolítica aguda e dano renal (CETESB, 2022; OMS, 2019).

No solos de cerrado nativo foram encontrados teores de Cu de aproximadamente 27 mg.kg<sup>-1</sup>, abaixo do valor de referência de qualidade (VRQ) para solos de Minas Gerais que é de 49 mg.kg<sup>-1</sup> (SANTOS, 2019).

### **Chumbo**

O mineral Galena é a principal fonte de chumbo na natureza. Na forma metálica é empregado em soldas, lâminas de proteção contra raios X, material de revestimento na indústria automotiva, revestimento de cabos e em várias ligas, seus óxidos são usados em placas de baterias elétricas e acumuladores, esmaltes, vidros e componentes para borracha, os sais de chumbo formam a base de tintas e pigmentos, cosméticos e remédios (CETESB, 2022).

O Pb tem baixa mobilidade no solo, em sua forma orgânica é mais biodisponível e tóxico que o chumbo inorgânico (EUROPEAN COMMISSION DG ENV., 2002). As principais vias de exposição humana são orais e inalatórias, as principais fontes são tintas residenciais e cosméticos. A emissão de motores foi uma das mais importantes fontes de contaminação de sua forma orgânica, no entanto, a adição do chumbo tetraetil na gasolina foi proibido em diversos países, inclusive no Brasil (ALLOWAY, 2010).

O VRQ para o solo foi estabelecido a partir do padrão de potabilidade da água, o qual o valor máximo permitido para que não ocorra risco à saúde é de  $19,5 \text{ mg.kg}^{-1}$  (COPAM, 2011).

O chumbo ingerido ou inalado é rapidamente absorvido pelo sangue e tecidos moles, acumulando-se nos ossos. Os sintomas de intoxicação aguda por chumbo são encefalopatia, insônia e irritabilidade, a exposição prolongada causa deterioração da memória, neuropatia do sistema nervoso central e periférico, com prejuízo do comportamento psicológico e neurocomportamental (EUROPEAN COMMISSION DG ENV., 2002; JÄRUP, 2003).

### **Manganês**

O manganês apenas ocorre na natureza associado a outras substâncias como o oxigênio, enxofre e cloro. Nos latossolos foram encontrados teores naturais entre 200 e 400  $\text{mg.kg}^{-1}$  (CAIRES, 2009).

Cerca de 90% de todo manganês consumido é utilizado como elemento de liga no aço. Outros usos são baterias secas portáteis, fertilizantes e em medicamentos, como o contraste de exames por imagem e permanganato de potássio (CETESB, 2022; MHRP, 2019).

É um elemento essencial para metabolismo das plantas e animais, sua deficiência pode levar ao comprometimento das funções neurológicas, convulsões, osteoporose e retardo mental. Contudo, o Mn é uma neurotoxina que em altos níveis pode causar doença neurodegenerativas, a exposição prolongada pode causar câncer e distúrbios neurológicos e psiquiátricos, incluindo sintomas de Parkinson e esquizofrenia (WONG; LI; THORNTON, 2006).

### **Níquel**

O maior uso do níquel é na produção de aço inoxidável, devido às suas características de resistência à corrosão, alta resistência e durabilidade em uma ampla faixa de temperaturas, boa condutividade térmica e elétrica. Também é usado na produção de ligas, baterias alcalinas, moedas, pigmentos inorgânicos, próteses clínicas e dentárias (CETESB, 2022).

O Níquel é comumente encontrado no ambiente no estado de oxidação  $Ni^{2+}$ , forma compostos inorgânicos solúveis, como os hidróxidos, sulfatos, cloretos e nitratos, e insolúveis, como os óxidos e sulfetos (SANTOS, 2019). O VRQ para o Ni é de  $21,5 \text{ mg.kg}^{-1}$ , próximo aos teores naturais encontrados nos argissolos e cambissolos de Minas Gerais (CAIRES, 2009).

Em quantidade traço o Ni é essencial para animais, atua no crescimento, metabolismo, envelhecimento e absorção de ferro (Fe) pelas plantas. O elemento não causa biomagnificação na cadeia alimentar, por não se acumular facilmente no organismo, sua toxicidade aguda apresenta-se a partir da interação competitiva com o cálcio, cobalto, cobre, ferro e zinco (MOORE; RAMAMOORTHY, 2012).

A principal fonte de contaminação humana é aérea, resultado da mineração e fundição dos minérios, mas alguns alimentos também oferecem alta concentração de Ni, como legumes, sementes oleaginosas e o cacau. Os efeitos toxicológicos ao homem apontados são: dor no estômago, alterações sanguíneas e renais, bronquite crônica, diminuição da função pulmonar e câncer nos pulmões e seios nasais (CETESB, 2022).

### **Zinco**

O Zn é um elemento essencial ao organismo e é encontrado em quase todos os alimentos e na água potável. Pode ocorrer na forma de sais, como carbonato de zinco, ou complexos orgânicos e inorgânicos. Seu VRQ em Minas Gerais é de  $46,5 \text{ mg.kg}^{-1}$ . Na forma metálica o elemento é utilizado principalmente na galvanização de produtos de ferro e aço, como proteção contra a corrosão. Também é utilizado em baterias, pilhas, fertilizantes, conservante de madeira, aros e rodas de veículos, tintas, plásticos, borrachas, cosméticos, suplementos alimentares e na indústria têxtil (CETESB, 2022; SANTOS, 2019).

As principais fontes de contaminação são a mineração, produção de zinco, ferro e aço, corrosão de estruturas galvanizadas, combustão de carvão e outros combustíveis, eliminação e incineração de resíduos e uso de fertilizantes e agrotóxicos contendo zinco. A deficiência em zinco pode causar falta de apetite, diminuição do paladar e olfato, doenças imunológicas, cicatrização lenta, retardo no crescimento e dermatite. Já a intoxicação por zinco pode provocar cólicas estomacais, náuseas e vômitos, a persistência na ingestão pode causar anemia, danos no pâncreas e diminuição do colesterol HDL (CETESB, 2022; OMS, 2018).

## 2.5 METODOLOGIA DE AVALIAÇÃO AMBIENTAL

As informações ambientais são usualmente geradas por meio de observações e medições obtidas *in loco*, tratadas por um conjunto acordado de métodos, padrões e procedimentos estatísticos, a fim de que sejam convertidas em dados uteis.

A Conferência das Nações Unidas para o Meio Ambiente e Desenvolvimento, Rio 92, reconheceu os indicadores como ferramentas adequadas para avaliação da sustentabilidade, motivo pelo qual houve um crescente uso e proposição de diferentes indicadores ambientais, sociais e econômicos, a partir da década de 90 (MAGALHÃES JÚNIOR, 2007).

Os indicadores de sustentabilidade têm sido utilizados como base de informações sobre o meio ambiente, assegurando a comparabilidade entre regiões. Eles são usados para sintetizar estatísticas complexas e apresentar informações quantitativas ou qualitativas de forma simplificada, retendo o seu significado essencial, transformando a informação em conhecimento (UNEP, 2015).

A maior simplificação ou síntese de informações é o índice, ou seja, em termos gerais, ele relaciona um valor observado (indicador) a um padrão estabelecido para o componente analisado. O índice pode ser apresentado como um grupo de indicadores compostos que destaca de forma sintética um conjunto de aspectos da realidade (POLAZ; TEIXEIRA, 2009).

Os índices são usados para monitoramento de uma situação pontual ou evolutiva, tornando-se instrumentos essenciais para tomada de decisões. Os indicadores de qualidade ambiental referem-se às condições finais do processo, ou seja, a situação do ambiente. Os indicadores de sustentabilidade tem sido utilizados como base de informações para que seja possível definir o grau de sustentabilidade das sociedades, monitorar tendências de desenvolvimento e metas de melhoria, auxiliando a elaboração de políticas públicas (POLAZ; TEIXEIRA, 2009).

Para analisar o nível de poluição nos solos do local de disposição de RSU em município de pequeno porte e avaliar a contribuição antrópica para a poluição, serão usados neste trabalho os seguintes indicadores: Índice de Geoacumulação e Fator de contaminação. O Índice de Geoacumulação apresenta o nível de poluição da área, enquanto o Fator de Contaminação aponta a participação antrópica na contaminação, uma vez que a presença de metais pesados pode ser um fenômeno natural da área.

### 2.5.1 Índice de Geoacumulação

O Índice de Geoacumulação (Igeo), que estabelece uma relação entre os teores de metais encontrados na região em análise e um valor referencial, foi introduzido por Muller em 1979 para avaliação da contaminação de metais pesados em sedimentos aquáticos e tem sido bastante usado para esse fim (SILVA, 2008). Contudo também é bastante usado para avaliar a contaminação por metais pesados em outros meios como solos urbanos (CHARZYŃSKI; PLAK; HANAKA, 2017) e de locais de disposição de resíduos (KRCMAR et al., 2018; OGUNBANJO et al., 2016).

O Igeo é definido conforme a equação:

$$I_{geo} = \log_2 \left( \frac{Cn}{1,5} * Bn \right) \quad \text{Equação 1}$$

Onde Cn é a concentração (mg.kg<sup>-1</sup>) do elemento analisado; Bn é o valor (mg.kg<sup>-1</sup>) de base do elemento, podendo ser utilizado o background ou adotado da literatura, onde se emprega o valor de referência do elemento para a área. O fator 1,5 da equação é utilizado para compensar possíveis variações devido a efeitos litogênicos (FÖRSTNER; AHLF; CALMANO, 1993).

O valor de background é obtido por meio de amostras coletadas nas mesmas condições em área próxima à área de estudo, pois estas devem possuir características geológicas similares, e submetidas aos mesmos procedimentos analíticos.

QUADRO 1: Classes e níveis de poluição do solo de acordo com o Índice de Geoacumulação.

Igeo	Classe	Qualidade do solo
>5	6	Extremamente poluído
>4-5	5	Muito poluído a extremamente poluído
>3-4	4	Muito poluído
>2-3	3	Moderadamente poluído a muito poluído
>1-2	2	Moderadamente poluído
>0-1	1	Não poluído a moderadamente poluído
<0	0	Não poluído

Com base no valor do Igeo foram definidas sete classes ou níveis de poluição (Quadro1): classe zero, não poluído ( $I_{geo} \leq 0$ ); classe 1, não poluído a moderadamente poluído ( $0 < I_{geo} \leq 1$ ); classe dois, moderadamente poluído ( $1 < I_{geo} \leq 2$ ); classe 3, moderado a fortemente poluído ( $2 < I_{geo} \leq 3$ ); classe 4, fortemente poluído ( $3 < I_{geo} \leq 4$ );

classe 5, forte a extremamente poluído ( $4 < I_{geo} \leq 5$ ) e classe 6, extremamente poluído ( $I_{geo} > 5$ ).

Para Förstener et al.(1993) a principal deficiência desse método é que ele avalia cada poluente individualmente, não leva em consideração a interação dos efeitos biológicos dos diferentes poluentes.

Silva (2008) apontou que, dependendo do valor de base utilizado, podem ser encontradas grandes diferenças nos níveis de poluição para uma mesma área. O autor calculou o Igeo para avaliação de sedimentos usando quatro valores de base: background, EPA, Turekian e Wedepohl (1961) e Martin e Whitfield (1983). Utilizando o background e os valores de base de Martin e Whitfield, os resultados apontaram poluição entre as classes 1 e 2, já utilizando os outros dois valores de base, o índice variou das classes 1 até 6.

Segundo Borges Junior et al. (2008) na avaliação de metais pesados em solos, os valores orientadores de referência devem ser definidos pela análise química dos teores totais de metais em áreas pretensamente protegidas de efeitos antrópicos.

Krcmar et al. (2018) ao detectar altos índices de geoacumulação, classificados como fortemente poluídos para os elementos Hg, Cu, Pb e Cr, aplicou o fator de risco ecológico potencial, para averiguar a toxicidade potencial para a biota e risco de contaminação das águas subterrâneas. O autor destaca a importância do uso de mais de um índice ou indicador para uma avaliação mais integrada.

### 2.5.2 Fator de contaminação

Proposto por Hakanson (1980), o fator de contaminação ( $C_f$ ) foi criado para descrever a contaminação por substâncias tóxicas em sedimentos de rios e lagos. É calculado por meio do coeficiente da concentração total do metal no meio analisado e o seu nível de base natural ou background.

$$C_f = \frac{C_m}{C_n} \quad \text{Equação 2}$$

Onde  $C_m$  é a concentração média do elemento em pelo menos cinco pontos de amostragem;  $C_n$  é a concentração natural, "background" geoquímico ou valor de referência do elemento na área em estudo.

A classificação do  $C_f$  é apresentada em quatro níveis (Quadro 2): baixa contaminação ( $C_f < 1$ ), contaminação moderada ( $1 \leq C_f < 3$ ), contaminação considerável ( $3 \leq C_f < 6$ ) e contaminação muito alta ( $C_f \geq 6$ ) (HAKANSON, 1980).

QUADRO 2: Níveis de contaminação segundo o valor do fator de contaminação (Cf).

<b>C<sub>f</sub></b>	<b>Qualidade do solo</b>
<1	baixa contaminação
1 - 3	Contaminação moderada
3 - 6	Contaminação considerável
>6	Contaminação muito alta

A soma dos Cf de todos os metais estudados produz o chamado grau de contaminação (Cg) do ecossistema (BARTKOWIAK; BREZA-BORUTA; LEMANOWICZ, 2016).

Hakanson (1980) utilizou para o cálculo do fator de contaminação de sedimentos o valor de referência de qualidade dos elementos investigados, devido a intensidade da variação da concentração dos elementos transportados de fontes naturais nos sedimentos. Contudo, como no solo esse fluxo de sedimentação é menor, a comparação da concentração total de metais pesados com quaisquer limites ou valor padrão fixados pela legislação nem sempre aponta uma contaminação do ambiente, uma vez que metais pesados estão presentes em diferentes minerais nos solos.

O uso de background como valor de base para cálculo do Cf é determinante para investigar a possibilidade de contaminação por atividade antrópica em áreas com valores anômalos, ou seja, com presença natural de elementos-traço em quantidades às vezes superiores ao VRQ (valor referência de qualidade) como demonstrado por Borges Junior (2008), ao analisar área com presença natural de Zn.

O uso de valores de referência local pré-definidos pela literatura ou de referência de qualidade definidos em normas, a partir do valor médio dos teores totais de metais nos solos da região, é importante para apontar o risco de contaminação no uso da área e a necessidade de acompanhamento. Os valores reguladores no Brasil são estabelecidos pela Resolução nº420 do Conselho Nacional de Meio Ambiente que define os valores de prevenção e investigação para os contaminantes orgânicos e inorgânicos e recomenda que os valores de referência sejam estabelecidos pelos estados. A Deliberação Normativa COPAM nº 166, de 29 de junho de 2011, estabelece os valores de referência de qualidade (VRQ) dos solos no estado de Minas Gerais.

QUADRO 3: Valor de referência de qualidade do solo, estabelecidos pela DN COPAM nº 166/2011, para o estado de Minas Gerais.

<b>Substância</b>	<b>Valor de referência de qualidade (VRQ)</b>
Chumbo	19,5
Cobre	49
Cromo	75
Manganês	-
Níquel	21,5
Zinco	46,5

### **3. MATERIAL E MÉTODOS**

#### **3.1 ÁREA DE ESTUDO**

A área a ser tomada como estudo é o local que foi utilizado para disposição final dos RSU do município de Indianópolis-MG até 2021, apresentado como aterro controlado (BRASIL, 2021), localizado a 2,5 Km da área urbana, sob as coordenadas latitude 19°01'04"S, longitude 47°53'41"W.

O município de Indianópolis está localizado na microrregião de Uberlândia, inserida na mesorregião do Triângulo Mineiro, no Estado de Minas Gerais. Tem população estimada de 7.009 habitantes (IBGE, 2021), 65,5% urbana, e atividade econômica predominante agrícola.

A região é caracterizada por duas estações bem definidas com inverno seco entre os meses de abril a setembro e verão chuvoso entre novembro e março. A temperatura média anual é de 26 °C e a precipitação pluviométrica em torno de 1.200 mm por ano (LIMA; SANTANA; NAPPO, 2009).

No cenário geológico, destacam-se rochas sedimentares da Bacia Sedimentar do Paraná e rochas basálticas da Formação Serra Geral, que recobrem as rochas do Grupo Araxá, as quais afloram às margens do Rio Araguari e seus afluentes, compostas por gnaisses, micaxistos e quartzitos, (BENTO; RODRIGUES, 2011). O relevo é caracterizado por feições das chapadas tabulares com vales de vertentes abruptas dissecadas pelo rio Araguari e seus afluentes.

Os solos predominantes são Latossolos Vermelho e Vermelho-Amarelo de texturas argilosas (argissolos). Os Latossolos vermelho-escuros, apresentam horizonte mineral bem desenvolvido e profundo. São solos intemperizados, onde a matriz mineral é dominada por

grãos de quartzo envolvidos por cimento de óxido de ferro (HASUI; HARALYI, 1991). Os Argissolos são solos argilosos, vermelho-amarelados, bem estruturados e que apresentam migração de argila entre os horizontes, de modo geral são ricos em minerais de ferro e magnésio (RIDES, 2015).

A gestão dos RSU é realizada pela prefeitura municipal, a coleta de resíduos abrange toda área urbana e alguns pontos na área rural e é realizada diariamente, são coletados em média 2,1 toneladas por dia, dispostos em aterro sanitário (PGIRS RIDES, 2015).

Os resíduos sólidos coletados são de origem domiciliar, da construção civil, comercial, de varrição e poda. Os resíduos de saúde são coletados por empresa particular, resíduos de pneus são armazenados em um depósito e destinados para local adequado (PGIRS RIDES, 2015).

A disposição dos resíduos no local classificado como Aterro Controlado (IBGE, 2021), encerrada em 2021, era feita diretamente no solo, mas não havia compactação dos resíduos e a cobertura com material inerte era realizada sem periodicidade.

A área de deposição dos resíduos é de aproximadamente 2,5 hectares, é delimitada de um lado por cerca de arame alinhada à estrada não pavimentada que a separa da área de produção agrícola. Nos demais lados a área é rodeada por mata secundária, caracterizada como cerradão, que se estende por 26 hectares à montante.

### **3.2. AMOSTRAGEM**

Os pontos de amostragem foram determinados por distribuição sistemática em malha regular com espaçamento de 50 x 70 m, para que toda área fosse coberta e um ponto não ficasse próximo ao outro, dessa forma áreas à montante, dentro do aterro e a jusante foram contempladas (Figura 1).

A coleta das amostras foi realizada em julho de 2022. Foram apontados 24 pontos de amostragem (figura 1), em cada ponto foi retirada uma amostra composta, a uma profundidade de 0-20cm. Também foi amostrada uma área de mata nativa sem influência do aterro, localizada à 700 metros da área de estudo, denominada Background, para ser usada como referência na determinação do Fator de Contaminação.

FIGURA 1 - Definição de pontos para coleta de amostras



Fonte: Google Earth (2020)

O solo foi coletado com trado de aço inoxidável, cerca de 500 gramas do material foi armazenado em sacos plásticos identificados. As amostras foram conduzidas ao Laboratório de Pedologia, do Instituto de Ciências Agrárias da Universidade Federal de Uberlândia, para secagem das amostras e análise granulométrica.

As amostras foram secas ao ar, destorroadas com almofariz e pistilo de borracha, peneiradas em peneira de malha 2mm, a terra fina seca ao ar (TFSA) foi encaminhada ao Laboratório de Qualidade Ambiental da Universidade Federal do Paraná para preparação e análise do teor de metais.

### 3.3. DETERMINAÇÃO DOS TEORES DE METAIS PESADOS

A leitura dos teores totais dos metais Cr, Cu, Mn, Ni, Pb e Zn foi realizada no espectrômetro de emissão óptica com plasma indutivamente acoplado (ICP-OES). A calibração do aparelho com a curva padrão multielementar é realizada pelo técnico do laboratório a cada nova bateria de análise.

A digestão das amostras foi realizada de acordo com o método 3051A da agência ambiental americana (USEPA), no qual uma alíquota de 0,3 g da TFSA de cada amostra foi colocada em um tubo de teflon com ácido nítrico ( $\text{HNO}_3$ ) concentrado e ácido clorídrico (HCl), a solução foi aquecida por sistema fechado de micro-ondas (USEPA, 1996). Os extratos foram passados em filtro de filtragem lenta e transferidos para recipiente volumétrico e completado com água pura para aguardarem a leitura no ICP.

Os resultados das análises passaram por análise estatística, foram comparados aos valores de referência e aos resultados encontrados em pesquisas similares e aplicados aos índices Igeo e FC.

#### 4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na Tabela 2 é apresentado o resultado da análise química das amostras de solo da área investigada, a qual avaliou a concentração dos metais Cr, Cu, Mn, Ni, Pb e Zn, comparando-as com o VRQ e a concentração dos metais no Background, a área tomada de base.

TABELA 2: Concentração total de metais pesados nas amostras de solo investigadas.

Pontos	Concentração do metal em mg.kg <sup>-1</sup>					
	Cr	Cu	Mn	Ni	Pb	Zn
A1	65,20	<Ld	183,82	5,019	12,95	2,120
A2	50,62	<Ld	154,34	3,820	6,65	<Ld
A3	53,04	<Ld	140,00	4,082	7,27	<Ld
A4	62,28	11,24	135,71	5,974	7,64	6,77
A5	<b>76,16</b>	21,95	414,83	11,265	<b>25,12</b>	<b>66,23</b>
A6	<b>88,12</b>	4,56	291,69	12,215	9,47	16,35
B1	58,93	8,38	203,99	5,213	8,71	7,29
B2	<b>75,86</b>	13,98	151,81	5,093	7,56	13,77
B3	53,30	<b>60,75</b>	664,91	13,955	13,84	<b>84,60</b>
B4	<b>131,18</b>	17,83	200,43	5,226	8,08	18,22
B5	68,81	33,58	543,64	11,846	<b>25,62</b>	<b>79,20</b>
B6	<b>83,79</b>	12,68	254,43	12,109	10,55	10,38
C1	74,20	29,39	513,66	9,012	<b>20,79</b>	<b>121,67</b>
C2	54,55	10,52	223,14	5,947	10,65	1,12
C3	63,09	12,23	271,45	6,647	11,52	5,96
C4	<b>82,14</b>	12,79	208,78	5,888	9,64	15,77
C5	<b>83,03</b>	20,31	475,14	14,748	12,13	9,73
C6	<b>108,94</b>	20,97	486,44	9,809	13,52	13,95
D1	<b>83,68</b>	18,98	299,55	11,537	14,37	6,75
D2	<b>76,97</b>	22,99	374,16	9,722	16,47	9,89
D3	60,01	16,09	708,67	8,721	14,96	5,61
D4	75,00	23,54	753,49	10,199	18,53	11,79
D5	<b>87,71</b>	25,95	403,42	10,676	14,37	15,68
D6	<b>114,10</b>	27,92	394,26	12,887	17,04	26,17
Média	<b>76,28</b>	20,32	352,16	8,817	13,23	24,96
Background	<b>86,01</b>	38,29	213,51	6,860	12,82	20,77
VRQ	75,00	49,00		21,500	19,50	46,50

(Ld) Limite de detecção. (**Negrito**) Destaca os teores acima do VRQ.  
(VRQ) Valores de Referência de Qualidade segundo (COPAM, 2011)

Observou-se que os pontos A1, A2, A3 e A4, coletados dentro da área de mata, à montante do aterro, apresentaram concentrações abaixo dos VRQ do solo para todos os metais analisados. Tal resultado já era esperado visto que não é desenvolvida nenhuma atividade antrópica na área, contudo o Background apresentou teor acima do VRQ para o Cr e acima da concentração média para o Cu.

O cromo teve destaque com teores acima do VRQ na metade dos pontos, distribuídos tanto na área do aterro, quanto nas áreas agrícola e background, o que indica que não houve influência do aterro na alteração das concentrações. Caires (2009) apontou altos teores naturais de Cr em latossolos de Minas Gerais com média acima de  $160 \text{ mg.kg}^{-1}$ , assim como nas pesquisas que deram origem aos VRQ dos solos do estado, DN nº166 (COPAM, 2011).

O mesmo ocorreu com o Mn que, apesar de não haver VRQ no estado, apresentou altos teores do elemento na área investigada, com ampla variação de  $135,70 - 753,49 \text{ mg.kg}^{-1}$ . Helene (2016) indica que solos provenientes de basaltos são ricos em ferro e óxidos de manganês, que formam complexos insolúveis com o cromo, reduzindo sua mobilidade. Associação também observada por Gujre et al. (2021), o que pode explicar o enriquecimento de cromo e manganês na área.

Foram obtidos baixos teores de Ni, variando entre  $4,56$  e  $60,75 \text{ mg.kg}^{-1}$ , não apresentando nenhum ponto acima do VRQ, assim como do Cu, que apresentou teores entre  $3,82 - 14,75 \text{ mg.kg}^{-1}$ , em que a média da concentração do metal nos pontos investigados foi menor que do *Background*. Os resultados encontrados para Ni e Cu aproximaram-se dos teores naturais de alguns solos nos estados de Pernambuco (BIONDI, 2010) e Bahia (SANTOS, 2019), em todos estes casos os teores são atribuídos ao material de origem.

Quanto ao Pb e ao Zn, os pontos em que os teores excederam o VRQ foram registradas no solo do aterro e os valores das médias foram maiores que os registrados na área do background. Bartkowiak et al. (2016) também registraram maiores teores de Zn e Pb em aterro de resíduos domésticos, em relação aos demais, e atribuíram o resultado ao aumento da matéria orgânica e da capacidade do solo em reter metais pesados. Alguns estudos apontam o Zn como metal com maior enriquecimento dentro do aterro (EKERE, IHEDIOHA, UKOHA, 2017; RADZIEMSKA; et al., 2017).

Apesar dos pontos em que a concentração de chumbo excedeu o VRQ estarem localizados dentro da área de disposição de RSU, percebe-se que todos os pontos que se localizam na área agrícola (D1-D6) registraram concentrações maiores que a média. O resultado pode refletir o uso de fertilizantes e agrotóxicos, uma vez que na época da amostragem a área era utilizada para o cultivo de milho e estudos observaram maiores teores

de Pb na parte aérea do milho após o fornecimento de fosfato de Gafsa, evidenciando a biodisponibilidade do metal (Freitas apud SANTOS, 2019).

No geral, 50% das amostras de Cr e menos de 20% das amostras dos metais Zn, Pb e Cu e nenhuma de Ni excederam o VRQ. Exceto o Cr, o qual o valor de referência de qualidade (VRQ) é o mesmo valor de prevenção (VP), em nenhum dos pontos a concentração de metais alcançou os valores de prevenção.

#### 4.1. ANÁLISE ESTATÍSTICA

O coeficiente de correlação de Pearson (PCC) foi utilizado para determinar a intensidade da correlação entre os metais. Elementos com  $P < 0,05$  (bicaudal) podem compartilhar correlação significativa, a inter-relação entre elementos-traço sugere que eles podem ter origem em locais semelhantes, ou possuir características geoquímicas relativas.

O Cr não apresentou correlação com os demais elementos, Cu mostrou correlação moderada com o Mn ( $r \geq 0,7$ ), já as demais relações mostraram-se fracas ( $-0,7 < r < 0,7$ ), o que sugere que as fontes de metais dentro da área investigada não são as mesmas.

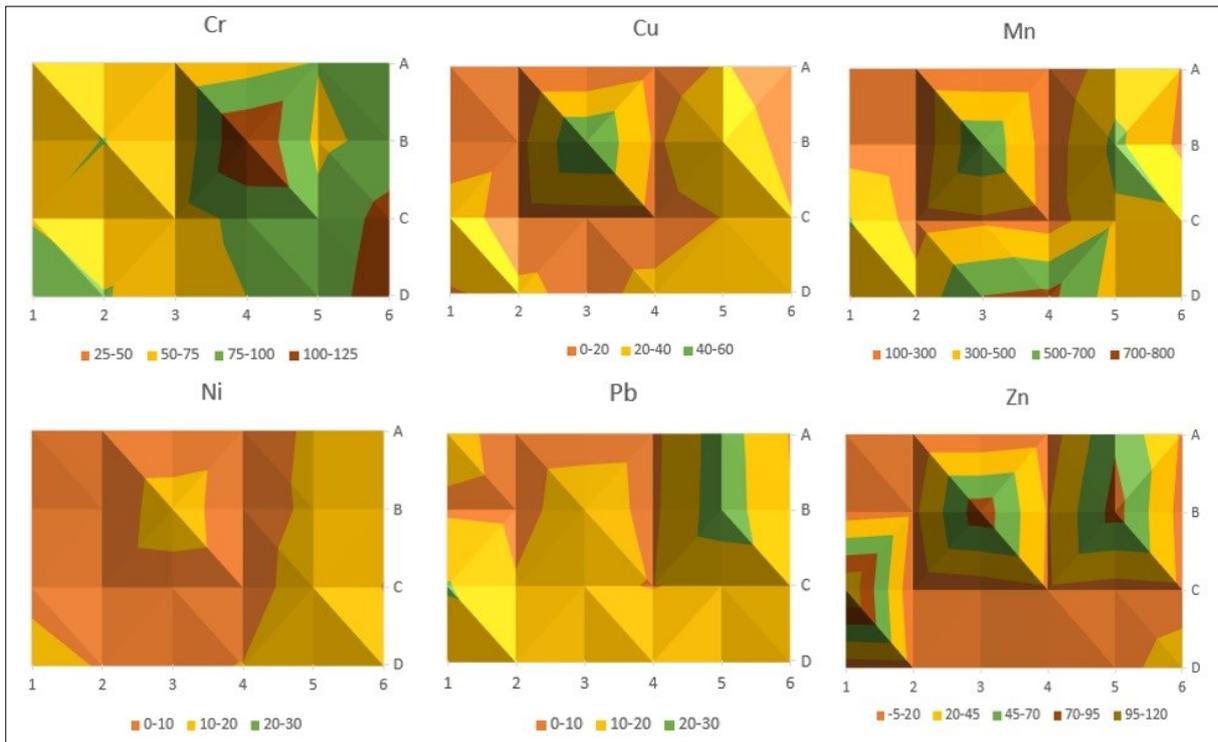
TABELA 3: Tabela de Coeficiente de correlação de Pearson das concentrações totais dos metais pesados.

Metais	Cr	Cu	Mn	Ni	Pb
Cu	-0,08				
Mn	0,03	0,63*			
Ni	0,29	0,53*	0,65*		
Pb	0,08	0,50*	0,68*	0,56*	
Zn	-0,10	0,67*	0,43*	0,34	0,65*

\*Nível de significância 5%

A distribuição espacial da concentração dos metais no solo foi visualizada por meio do gráfico de superfície. As tendências espaciais das concentrações dos metais analisados são apresentadas na Figura 2, que destaca maiores concentrações na área do aterro, com exceção do Mn. Percebe-se padrões espaciais semelhantes para Cu, Mn, Ni, Pb e Zn, apontando maiores concentrações nos pontos B3 e B5. O ponto C1 também se destaca com teores acima do VRQ para Mn, Pb e Zn. A lateral direita, colunas 6 e 7 dos gráficos, representa o local de disposição mais antigo dos resíduos e apresenta um padrão espacial com enriquecimento dos metais investigados.

FIGURA 2: Gráfico de superfície: distribuição espacial dos teores de metais pesados em mg.kg<sup>-1</sup>.



\* Valores em verde e marrom estão acima do VRQ.

## 4.2. ÍNDICE DE GEOACUMULAÇÃO

O Índice de Geoacumulação foi definido usando como valor de base a concentração do metal no background. A Tabela 3 apresenta o índice de geoacumulação do metal analisado em cada ponto amostrado. Os resultados em **negrito** destacam os índices entre  $0 \leq 1$ , classificados como não poluído a moderadamente poluído, os resultados destacados em **vermelho** indicam valores entre  $1 \leq 2$ , classificados como moderadamente poluídos, os demais valores  $\leq 0$ , classificados como não poluídos. Os valores obtidos do Igeo variaram entre -4,787 e 1,965, o que indica pontos não poluídos a moderadamente poluídos. A acumulação dos metais ficou na ordem Mn>Ni>Zn>Pb>Cr>Cu.

TABELA 4: Índice de Geoacumulação (Igeo) de metais pesados na área de disposição de resíduos sólidos urbanos do município de Indianópolis-MG.

	<b>Cr</b>	<b>Cu</b>	<b>Mn</b>	<b>Ni</b>	<b>Pb</b>	<b>Zn</b>
<b>A1</b>	-0,985	-	-0,801	-1,036	-0,571	-3,8774
<b>A2</b>	-1,350	-	-1,053	-1,429	-1,531	-
<b>A3</b>	-1,282	-	-1,194	-1,334	-1,403	-
<b>A4</b>	-1,051	-2,353	-1,239	-0,784	-1,332	-2,20288
<b>A5</b>	-0,760	-1,387	<b>0,373</b>	<b>0,131</b>	<b>0,385</b>	<b>1,087865</b>
<b>A6</b>	-0,550	-3,653	-0,135	<b>0,247</b>	-1,023	-0,93009
<b>B1</b>	-1,130	-2,776	-0,651	-0,981	-1,142	-2,09458
<b>B2</b>	-0,766	-2,038	-1,077	-1,015	-1,347	-1,17788
<b>B3</b>	-1,275	<b>0,081</b>	<b>1,054</b>	<b>0,440</b>	-0,475	<b>1,441007</b>
<b>B4</b>	<b>0,024</b>	-1,687	-0,676	-0,977	-1,251	-0,77416
<b>B5</b>	-0,907	-0,774	<b>0,763</b>	<b>0,203</b>	<b>0,414</b>	<b>1,345854</b>
<b>B6</b>	-0,623	-2,179	-0,332	<b>0,235</b>	-0,866	-1,58585
<b>C1</b>	-0,798	-0,967	<b>0,682</b>	-0,191	<b>0,112</b>	<b>1,965223</b>
<b>C2</b>	-1,242	-2,449	-0,521	-0,791	-0,853	-4,78701
<b>C3</b>	-1,032	-2,232	-0,239	-0,630	-0,740	-2,38677
<b>C4</b>	-0,651	-2,167	-0,617	-0,805	-0,997	-0,98248
<b>C5</b>	-0,636	-1,500	<b>0,569</b>	<b>0,519</b>	-0,665	-1,67975
<b>C6</b>	-0,244	-1,453	<b>0,603</b>	-0,069	-0,509	-1,15945
<b>D1</b>	-0,624	-1,598	-0,097	<b>0,165</b>	-0,421	-2,20597
<b>D2</b>	-0,745	-1,321	<b>0,224</b>	-0,082	-0,224	-1,65463
<b>D3</b>	-1,104	-1,836	<b>1,146</b>	-0,239	-0,362	-2,47375
<b>D4</b>	-0,783	-1,287	<b>1,234</b>	-0,013	-0,054	-1,40226
<b>D5</b>	-0,557	-1,146	<b>0,333</b>	<b>0,053</b>	-0,421	-0,99053
<b>D6</b>	-0,177	-1,041	<b>0,300</b>	<b>0,325</b>	-0,174	-0,25163
<b>Igeo da Média</b>	-0,75809	-1,49924	0,136926	-0,22293	-0,5402	-0,32025

\*Níveis de poluição:  $I_{geo} \leq 0$  não poluído. \*\*Negrito:  $0 < I_{geo} \leq 1$  não poluído a moderadamente poluído. \*\*\*Vermelho:  $1 < I_{geo} \leq 2$  moderadamente poluído.

Alguns pontos apresentam poluição moderada de Zn e Mn, outros foram classificados não poluídos a moderadamente poluídos para Cr, Cu, Ni e Pb, com destaque para o Cr que, apesar de apontar concentrações acima do VRQ, apresentou apenas um ponto com índice  $> 0$ , ou seja, não poluído a moderadamente poluído.

O Igeo da média demonstrou que não houve acúmulo significativo de metais na área de estudo, sendo considerada como não poluída para Cr, Cu, Ni, Pb e Zn e não poluída a moderadamente poluída para Mn. Resultado também apresentado no estudo de aterros de cidades de pequeno porte e médio porte,  $I_{geo} < 0$  a 2 (ARAÚJO; SOUZA, 2012; OGUNBANJO et al., 2016). Já nos aterros de cidades de grande porte os solos foram

classificados como moderado a fortemente poluído e fortemente poluído,  $I_{geo} >2 <4$  (KRCMAR et al., 2018) e mega cidade com  $I_{geo} >3 <5$ , classificado como fortemente a extremamente poluído (GUJRE et al., 2021).

### 4.3. FATOR DE CONTAMINAÇÃO

No cálculo do Fator de Contaminação ( $FC = C_m / C_n$ ),  $C_m$  foi obtido por meio da média da concentração de metais dos seis pontos de cada linha da grade de amostragem e para o valor de base ( $C_n$ ) foram usados os VRQ para investigar se a área está contaminada e a concentração do metal no local de background, para averiguar se a contaminação é de origem antrópica, ou seja, influenciada pelo aterro.

TABELA 5: Fator de Contaminação ( $C_f$ ) de metais na área de disposição de resíduos sólidos urbanos do município de Indianópolis-MG.

	Cr		Cu		Mn		Ni		Pb		Zn	
	Cf	Cf	Cf	Cf	Cf	Cf	Cf	Cf	Cf	Cf	Cf	Cf
	Background	VRQ	Background	VRQ	Background	VRQ	Background	VRQ	Background	VRQ	Background	VRQ
<b>A</b>	0,766	0,879	0,329	0,257	<b>1,031</b>	-	<b>1,029</b>	0,328	0,898	0,591	<b>1,101</b>	0,492
<b>B</b>	0,914	<b>1,049</b>	0,641	0,501	<b>1,576</b>	-	<b>1,298</b>	0,414	0,967	0,636	<b>1,713</b>	0,765
<b>C</b>	0,903	<b>1,035</b>	0,462	0,361	<b>1,701</b>	-	<b>1,265</b>	0,403	<b>1,017</b>	0,669	<b>1,350</b>	0,603
<b>D</b>	0,964	<b>1,106</b>	0,590	0,461	<b>2,290</b>	-	<b>1,549</b>	0,494	<b>1,244</b>	0,818	0,609	0,272
<b>Média</b>	0,887	<b>1,017</b>	0,531	0,415	<b>1,649</b>	-	<b>1,285</b>	0,41	<b>1,032</b>	0,678	<b>1,201</b>	0,537

Considerando o VRQ como valor de base, a área apresentou contaminação moderada apenas para Cr, atribuída ao material de origem, como discutido anteriormente, e baixa contaminação para os demais metais analisados. Contudo, considerando o valor de base do Background, infere-se que a contaminação moderada do solo pelos metais  $Mn > Ni > Zn > Pb$  e baixa contaminação de Cr e Cu, foi influenciada pelo aterro.

Bartkowiak, Breza-Boruta e Lemanowicz (2016) ao calcular o  $C_f$  de um aterro irregular na Polônia, encontraram contaminação moderada em Ni e contaminação significativamente alta dos elementos na ordem  $Zn > Cu > Pb$ . Já no lixão de Uyo, Nigéria, foi apontada contaminação baixa de Cr, Pb, Mn e Ni, contaminação considerável para Zn (EKERE, IHEDIOHA, UKOHA, 2017). Gujre et al.(2021) encontrou contaminação considerável de Cr, Mn e Zn na área de um depósito de RSU em Guwahati, Índia.

## 5. CONCLUSÃO

O presente estudo apresentou dados preliminares para avaliação da qualidade do solo na área investigada, no que se refere à contaminação de metais pesados, escassa para áreas de disposição de RSU de pequeno porte.

A investigação apontou que não só a disposição de RSU contribuiu para o aporte de metais na área, mas também o material de origem. A área apresentou baixos índices de poluição, com maior índice de geoacumulação, classificado como não poluído a moderadamente poluído, e baixo risco de contaminação de acordo com o fator de contaminação. Ainda que a média dos teores de metais, com exceção do Cr, não tenham superado o VRQ e indiquem baixa contaminação, a disposição inadequada de RSU contribuiu na alteração da qualidade do solo.

Tal fato confirma a necessidade de buscar alternativas ambientalmente adequadas para disposição de RSU, que se ajustem à capacidade econômica e técnica dos municípios de pequeno porte. A análise e monitoramento dos metais pesados e níveis de contaminação e geoacumulação poderão nortear o manejo adequado para o encerramento de depósitos irregulares de resíduos, assim como o direcionamento de usos futuros da área.

Os resultados dessa pesquisa podem contribuir para a definição de políticas públicas a serem implementadas, além de apontar a necessidade de mais estudos sobre a contaminação dos solos em locais de disposição de resíduos sólidos em municípios de pequeno porte.

## 6. REFERÊNCIAS

ABNT. **NBR 8849 - Apresentação de projetos de aterros controlados de resíduos sólidos urbanos.** Abnt., 1985.

ABNT. **NBR 8419 - Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos.** Abnt., 1992.

ABNT. **NBR 10004:2004 Resíduos sólidos - Classificação.** Rio de Janeiro, 2004.

ABNT. **NBR 15.849:2010,** 2010.

ADAMCOVÁ, D. et al. Soil contamination in landfills: A case study of a landfill in Czech Republic. **Solid Earth**, v. 7, n. 1, p. 239–247, 2016. <https://doi.org/10.5194/se-7-239-2016>

ALLOWAY, B. J. **Heavy Metals in Soils: trace metals and metalloids in soils and their Bioavailability.** 3. ed. Reading, UK: Springer, 2010.

ANDRADE, R. M. DE; FERREIRA, J. A. A gestão de resíduos sólidos urbanos no Brasil frente às questões da globalização. **Revista Eletrônica do PRODEMA**, v. 6, n. 1, 2011.

- ARAÚJO, J. A. DE; SOUZA, R. F. DE. Aporte antropogênico de metais pesados em sedimentos de corrente de áreas de lixão , urbanizadas e agrícola , em Parelhas-RN , região semiárida do Brasil Aporte antropogênico de metais pesados em sedimentos de corrente de áreas de lixão , urbanizadas e ag. **Geografia (Londrina)**, v. 21, n. 3, 2012.
- BAIRD, C.; CANN, M. **Química Ambiental**. 4 ed ed. Porto Alegre: Bookman, 2011.
- BARTKOWIAK, A.; BREZA-BORUTA, B.; LEMANOWICZ, J. Assessment of the content of heavy metals and potential pathogenic microorganisms in soil under illegal dumping sites. **Environmental Earth Sciences**, v. 75, n. 21, p. 1–12, 2016. <https://doi.org/10.1007/s12665-016-6217-x>
- BENTO, L. C. M.; RODRIGUES, S. C. GEODIVERSIDADE E POTENCIAL GEOTURÍSTICO DO SALTO DE FURNAS - INDIANÓPOLIS-MG GEODIVERSITY AND TOURISTIC POTENTIAL OF SALTO DE FURNAS - INDIANÓPOLIS-MG. v. 21, p. 272–297, 2011. <https://doi.org/10.5380/raega.v21i0.21246>
- BIONDI, C. M. **Teores naturais de metais pesados nos solos de referência do Estado de Pernambuco**. [s.l.] Universidade Federal Rural de Pernambuco, 2010. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832011000500036>
- BORGES JÚNIOR, M. et al. Valores de referência local e avaliação da contaminação por zinco em solos adjacentes a áreas mineradas no município de Vazante-MG. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, n. Número Especial, p. 2883–2893, 2008. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832008000700036>
- BOSCOV, M. E. G. **Geotecnia ambiental**. São Paulo: Oficina de Textos, 2008.
- BOUZAYANI, F.; AYDI, A.; ABICHOU, T. Soil contamination by heavy metals in landfills: Measurements from an unlined leachate storage basin. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 186, n. 8, p. 5033–5040, 2014. <https://doi.org/10.1007/s10661-014-3757-y>
- BRASIL. **Lei 12.305/2010** Brasília, 2010.
- BRASIL. Diagnóstico Temático Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos. Visão Geral. Ano de referência 2020. p. 1–59, 2021.
- BRASIL, M. DO D. R.; SNIS. Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos - 2017. **Brasília: MDR.SNS**, p. 194, 2019.
- CAIRES, S. M. D. E. Determinação Dos Teores Naturais De Metais Pesados Em Solos Do Estado De Minas Gerais Como Subsídio Ao Estabelecimento De Valores De Referência De Qualidade. **Doctor**, p. 1–270, 2009.
- CAMPOS, C. Atributos dos solos e riscos de lixiviação de metais pesados em solos tropicais / Soil attributes and risk of leaching of heavy metals in tropical soils. **Ambiência**, v. 6, n. 3, p. 547–565, 2010.
- CARVALHO FILHO, C. A. DE et al. Avaliação da qualidade de sedimentos fluviais da região de Descoberto-MG e definição de valores orientadores para verificação de contaminação mercurial a partir da aplicação do índice de geoacumulação - IGEO. **XVIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**, p. 1–20, 2003.
- CETESB. Manual de Gerenciamento de Áreas Contaminadas. v. 2. ed., 2001.
- CETESB. **Qualidade dos solos do estado de São Paulo: bacias hidrográficas dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiáí**. São Paulo: [s.n.].

CETESB. **Ficha de Informação Toxicológica - FIT**, 2022. Disponível em: <<https://cetesb.sp.gov.br/laboratorios/servicos/informacoes-toxicologicas/>>

CHARZYŃSKI, P.; PLAK, A.; HANAKA, A. Influence of the soil sealing on the geoaccumulation index of heavy metals and various pollution factors. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 24, n. 5, p. 4801–4811, 2017. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-8209-5>

CONAMA. **Resolução nº420**, 2009.

COPAM. **Deliberação Normativa COPAM nº166**, 2011.

DE OLIVEIRA, J. Â. M. et al. Níveis De Contaminação Por Metais Pesados Na Área De Disposição De Resíduos Sólidos No Município De Januária-Mg. **Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental**, v. 8, n. 1, p. 629, 2019. <https://doi.org/10.19177/rgsa.v8e12019629-640>

DUFFUS, J. H. “heavy metals” - A meaningless term? (IUPAC technical report). **Pure and Applied Chemistry**, v. 74, n. 5, p. 793–807, 2002. <https://doi.org/10.1351/pac200274050793>

EKERE, IHEDIOHA, UKOHA. Ecological and human health risk assessment of heavy metal contamination in soil of a municipal solid waste dump in Uyo , Nigeria. **Environmental Geochemistry and Health**, v. 39, n. 3, p. 497–515, 2017. <https://doi.org/10.1007/s10653-016-9830-4>

EL-FADEL, M.; FINDIKAKIS, A. N.; LECKIE, J. O. Environmental Impacts of Solid Waste Landfilling. **Journal of Environmental Management**, v. 50, n. 1, p. 1–25, 1997. <https://doi.org/10.1006/jema.1995.0131>

EMBRAPA. **Manual de procedimentos de coleta de amostras em áreas agrícolas para análise da qualidade ambiental: solo, água e sedimentos**. [s.l: s.n.].

EUROPEAN COMMISSION DG ENV. **Heavy Metals in Waste**. Denmark: COWI A/S, 2002.

FADIGAS, F. D. S. et al. Proposição de valores de referência para a concentração natural de metais pesados em solos brasileiros Proposition of reference values for natural concentration of heavy metals in Brazilian soils. n. 75, p. 699–705, 2006. <https://doi.org/10.1590/S1415-43662006000300024>

FARIA, B. F. DE. A influência das áreas de disposição de resíduos sólidos da cidade de Campinas, SP na qualidade das águas: determinação de metais empregando a fluorescência de raios X por reflexão total com radiação síncrotron. **Campinas,SP**, 2012.

FEAM. **Gestão e Encerramento de Áreas de Passivos de Resíduos Sólidos Urbanos - RSU. SISEMA**, 2016.

FEAM, F. E. DO M. A. Panorama da Destinação dos Resíduos Sólidos Urbanos no Estado de Minas Gerais em 2017. p. 135, 2018.

FÖRSTNER, U.; AHLF, W.; CALMANO, W. Sediment Quality Objectives and Criteria Development in Germany. v. 28, n. nº 8-9, p. 307–316, 1993. <https://doi.org/10.2166/wst.1993.0629>

GALDINO, S. D. J.; MARTINS, C. H. Composição Gravimétrica Dos Resíduos Sólidos Urbanos Da Coleta Convencional De Um Município De Pequeno Porte. **Tecno-Lógica**, v. 20, n. 1, p. 01, 2015. <https://doi.org/10.17058/tecnolog.v20i1.6060>

GUJRE, N. et al. Chemosphere Speciation , contamination , ecological and human health risks assessment of heavy metals in soils dumped with municipal solid wastes. **Chemosphere**, v. 262, p. 128013, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128013>

HAKANSON, L. An ecological risk index for aquatic pollution control. a sedimentological approach. **Water Research**, v. 14, p. 975–1001, 1980. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(80\)90143-8](https://doi.org/10.1016/0043-1354(80)90143-8)

HASUI, Y.; HARALYI, N. L. E. Aspectos lito-estruturais e geofísicos do soerguimento do Alto Paranaíba. **Geociências**, p. 57–77, 1991.

HELENE, L. P. I. **DIAGNÓSTICO AMBIENTAL DE SOLO CONTAMINADO POR CROMO DE CURTUME EM MOTUCA ( SP ) POR MÉTODOS**. [s.l: s.n.].

IBAM, I. B. DE A. M. **Manual de Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos**. Rio de Janeiro: IBAM, 2001.

**IPT. Lixo Municipal: Manual de gerenciamento integrado**. [s.l: s.n.].

JÄRUP, L. Hazards of heavy metal contamination. **British Medical Bulletin**, v. 68, p. 167–182, 2003. <https://doi.org/10.1093/bmb/ldg032>

KANMANI, S.; GANDHIMATHI, R. Assessment of heavy metal contamination in soil due to leachate migration from an open dumping site. **Applied Water Science**, v. 3, n. 1, p. 193–205, 2013. <https://doi.org/10.1007/s13201-012-0072-z>

KRCMAR, D. et al. Preremedial assessment of the municipal land fill pollution impact on soil and shallow groundwater in Subotica , Serbia. **Science of The Total Environment**, v. 615, p. 1341–1354, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.283>

LANZA, V. C. V. et al. **Caderno técnico de reabilitação de áreas degradadas por resíduos sólidos urbanos**. Belo Horizonte: Fundação Israel Pinheiro, 2010.

LIMA, J.; SANTANA, D.; NAPPO, M. Comportamento inicial de espécies na revegetação da mata de galeria na Fazenda Mandaguari, em Indianópolis, MG. **Revista Árvore**, v. 33, n. 4, p. 685–694, 2009. <https://doi.org/10.1590/S0100-67622009000400011>

LUO, X. et al. Incorporating bioaccessibility into human health risk assessments of heavy metals in urban park soils. **Science of the Total Environment**, v. 424, p. 88–96, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.02.053>

MACHADO, M. E. et al. Análise e avaliação da distribuição de metais pesados em um antigo aterro de resíduos sólidos urbanos “ Aterro Invernadinha”. **Evidência (UNOESC)**, v. 11, p. 69–82, 2011.

MAGALHÃES JÚNIOR, A. P. Indicadores: Por que e para quê? In: **Indicadores Ambientais e Recursos Hídricos**. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2007. p. 171–194.

MAIELLO, A.; BRITTO, A. L. N. D. P.; VALLE, T. F. Implementação da política nacional de resíduos sólidos. **Revista de Administracao Publica**, v. 52, n. 1, p. 24–51, 2018. <https://doi.org/10.1590/0034-7612155117>

MAZHARI, S. A.; ATTAR, R. S.; HAGHIGHI, F. Heavy metals concentration and availability of different soils in Sabzevar area , NE of Iran. **Journal of African Earth Sciences**, v. 134, p. 106–112, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.jafrearsci.2017.06.017>

MHRP. **The Manganese Health Research Program**. Disponível em:

<<http://health.manganese.org/about-manganese>>.

MOORE, J. W.; RAMAMOORTHY, S. Nickel. **Heavy metals in natural waters: applied monitoring and impact assessment.**, p. p.161-181, 2012. [https://doi.org/10.1007/978-1-4612-5210-8\\_8](https://doi.org/10.1007/978-1-4612-5210-8_8)

NASERI, M. et al. Concentration of some heavy metals in rice types available in Shiraz market and human health risk assessment. **Food Chemistry**, v. 175, p. 243–248, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2014.11.109>

OGUNBANJO, O. et al. Chemical speciation of some heavy metals and human health risk assessment in soil around two municipal dumpsites in Sagamu , Ogun state , Nigeria. **Chemical Speciation & Bioavailability**, v. 2299, p. 1–10, 2016. <https://doi.org/10.1080/09542299.2016.1203267>

OLIVEIRA, L. FERNANDO C. DE et al. Sorção de elementos traços em solos de áreas de disposição final de resíduos sólidos urbanos. **Revista Ambiente e Agua**, v. 9, n. 3, p. 445–458, 2014. <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.1274>

OLIVEIRA, S. DE; PASQUAL, A. Avaliação of Indicative Parameters of Pollution for Liquid. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 9, n. 3, 2004. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522004000300010>

OLIVEIRA, F. J. S.; JUCÁ, J. F. T. Acúmulo de metais pesados e capacidade de impermeabilização do solo imediatamente abaixo de uma célula de um aterro de resíduos sólidos. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 9, n. 3, p. 211–217, 2004. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522004000300007>

OMS. **Fact sheets**. Disponível em: <<https://www.who.int/news-room/fact-sheets>>.

OMS. **Guidelines for drinking-water quality (GDWQ)**. [s.l.: s.n.]. Disponível em: <[https://www.who.int/water\\_sanitation\\_health/water-quality/guidelines/chemicals/gdwq4-with-add1-chap12.pdf?ua=1](https://www.who.int/water_sanitation_health/water-quality/guidelines/chemicals/gdwq4-with-add1-chap12.pdf?ua=1)>.

POLAZ, C. N. M.; TEIXEIRA, B. A. DO N. Indicadores de sustentabilidade para a gestão municipal de resíduos sólidos urbanos: Um estudo para São Carlos (SP). **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 14, n. 3, p. 411–420, 2009. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522009000300015>

RADZIEMSKA, D. A. M. et al. Environmental assessment of the effects of a municipal landfill on the content and distribution of heavy metals in *Tanacetum vulgare* L. **Chemosphere**, v. 185, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.07.060>

RESENDE, M. et al. **Pedologia: base para distinção de ambientes**. 6ª ed. [s.l.] UFLA, 2014.

REZENDE, D. A. **Qualidade do solo em local de disposição inadequada de resíduos em um município de pequeno porte**. p. 4–6, 2018.

RIDES. Plano de gerenciamento integrado de resíduos sólidos do consórcio intermunicipal rides – região integrada de desenvolvimento sustentável. **PGIRS**, v. I, 2015.

ROCHA, J. C.; ROSA, A. H.; CARDOSO, A. A. **Introdução à Química Ambiental**. 2. ed. Porto Alegre: Bookman, 2009.

SANTOS, D. DA S. **Metais pesados em áreas agrícolas e cerrado nativo no oeste da Bahia**. [s.l.] Universidade Federal de Uberlândia, 2019.

SEGURA MUÑOZ, S. I. **Impacto ambiental na área do Aterro Sanitário e incinerador de resíduos sólidos de Ribeirão Preto, SP: avaliação dos níveis de metais pesados.** Tese de Doutorado. p. 158, 2002.

SILVA, I. M. DA. **Comparação dos Índices de Qualidade da água e usos do fator de contaminação e índice de geocumulação para os sedimentos da Microbacia do Arroio João Corrêa, São Leopoldo, RS, Brasil.** [s.l.] UNISINOS, 2008.

SILVA, Y. J. A. B. DA; NASCIMENTO, C. W. A. DO; BIONDI, C. M. **Comparison of USEPA digestion methods to heavy metals in soil samples.** p. 47–53, 2014.  
<https://doi.org/10.1007/s10661-013-3354-5>

SLACK, R. J.; GRONOW, J. R.; VOULVOULIS, N. **Household hazardous waste in municipal landfills : contaminants in leachate.** v. 337, p. 119–137, 2005.  
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2004.07.002>

UNEP. **Global Waste Management Outlook Summary for Decision-Makers.** ONU, 2015.

USEPA. **Method 3050B - Acid digestion of sediments, sludges, and soilsSW-846.** [s.l: s.n.].

VAN DER SLOOT, H. A.; COMANS, R. N. J.; HJELMAR, O. Similarities in the leaching behaviour of trace contaminants from waste, stabilized waste, construction materials and soils. **Science of the Total Environment**, v. 178, n. 1–3, p. 111–126, 1996.  
[https://doi.org/10.1016/0048-9697\(95\)04803-0](https://doi.org/10.1016/0048-9697(95)04803-0)

WONG, C. S. C.; LI, X.; THORNTON, I. Urban environmental geochemistry of trace metals. **Environmental Pollution**, v. 142, n. 1, p. 1–16, 2006.  
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2005.09.004>

WACKERNAGEL, M. e REES, W. (1995) **Our Ecological Footprint: Reducing Human Impact on the Earth.**BC Canadá: New Society Publishers, Gabriola Island.