



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ**  
**CAMPUS RUSSAS**  
**CURSO DE GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL**

**VYTÓRYA MARIA DA SILVA FREITAS**

**SIMULAÇÃO DO FLUXO VERTICAL DE CONTAMINANTES EM *LINERS* DE  
ATERROS SANITÁRIOS UTILIZANDO DIFERENTES ISOTERMAS DE SORÇÃO**

**RUSSAS**

**2025**

VYTÓRYA MARIA DA SILVA FREITAS

SIMULAÇÃO DO FLUXO VERTICAL DE CONTAMINANTES EM *LINERS* DE  
ATERROS SANITÁRIOS UTILIZANDO DIFERENTES ISOTERMAS DE SORÇÃO

Trabalho de Conclusão de Curso  
apresentado ao Curso de Graduação em  
Engenharia Civil do Campus Russas da  
Universidade Federal do Ceará, como  
requisito parcial à obtenção do grau de  
bacharel em Engenharia Civil.

Orientadora: Prof<sup>ª</sup>. Dra. Daniela Lima  
Machado da Silva

RUSSAS

2025

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação  
Universidade Federal do Ceará  
Sistema de Bibliotecas  
Gerada automaticamente pelo módulo Catalog, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

---

- F938s Freitas, Vytória Maria da Silva.  
Simulação do fluxo vertical de contaminantes em liners de aterros sanitários utilizando diferentes isotermas de sorção / Vytória Maria da Silva Freitas. – 2025.  
63 f. : il. color.
- Trabalho de Conclusão de Curso (graduação) – Universidade Federal do Ceará, Campus de Russas, Curso de Engenharia Civil, Russas, 2025.  
Orientação: Profa. Dra. Daniela Lima Machado da Silva.
1. Aterro Sanitário. 2. Cromo. 3. Hydrus. 4. Isoterma de Adsorção. 5. Liner. I. Título.  
CDD 620
-

VYTÓRYA MARIA DA SILVA FREITAS

SIMULAÇÃO DO FLUXO VERTICAL DE CONTAMINANTES EM *LINERS* DE  
ATERROS SANITÁRIOS UTILIZANDO DIFERENTES ISOTERMAS DE SORÇÃO

Trabalho de Conclusão de Curso  
apresentado ao Curso de Graduação em  
Engenharia Civil do Campus Russas da  
Universidade Federal do Ceará, como  
requisito parcial à obtenção do grau de  
bacharel em Engenharia Civil.

Aprovada em: 24/07/2025

BANCA EXAMINADORA

---

Prof<sup>ª</sup>. Dra. Daniela Lima Machado da Silva (Orientadora)  
Universidade Federal do Ceará (UFC)

---

Prof<sup>ª</sup>. Dra. Laís Cristina Barbosa Costa  
Universidade Federal do Ceará (UFC)

---

Me. Gabriel Araújo Paes Freire  
Universidade Federal de Campina Grande (UFCG)

Dedico a Deus, que, na Sua infinita bondade, me permitiu vivenciar essa oportunidade. À minha família, toda dedicação e sacrifício de vocês são parte fundamental dessa conquista.

## AGRADECIMENTOS

“Consagre ao Senhor tudo o que você faz, e os seus planos serão bem-sucedidos.”  
Provérbios 16:3.

Agradeço, primeiramente, a Deus, que sempre iluminou meus caminhos e me concedeu força, sabedoria e paciência para enfrentar cada desafio ao longo desta jornada. Sem Ele, nada seria possível!

Aos meus pais, Francisco e Fabiana, com todo amor e carinho, por estarem sempre ao meu lado em cada etapa da vida. A força e o exemplo de vocês foram essenciais para que eu chegasse até este momento. Este trabalho é o reflexo dos valores que me ensinaram: perseverança e fé. Minha profunda gratidão por serem meu alicerce e casa.

Aos queridos meus padrinhos, Jones e Francisca, suas orações, palavras de incentivo e torcida foram essenciais.

À Prof<sup>ª</sup>. Dra. Daniela Lima Machado, que, mesmo com sua intensa vida acadêmica, sempre encontrou tempo para me orientar com dedicação e paciência, oferecendo valiosas contribuições para este trabalho.

Aos professores, Dr. Martinus Van Genuchten e Dra. Elizabeth May Pontedeiro, agradeço pela ajuda valiosa e pelos ensinamentos compartilhados ao longo deste processo de aprendizagem. Sou muito grata pela prontidão em ajudar sempre que precisei.

Aos meus amigos, que se fizeram presentes todos os dias, em cada risada, adversidade e nos almoços no RU. Obrigado por tornarem essa jornada mais leve e cheia de boas memórias.

À Michelle (Mimi para os íntimos), minha companheira felina de todos os dias, que foi meu suporte emocional durante esses últimos anos e um anjo enviado na hora que mais precisei.

Não poderia deixar de agradecer aos professores da UFC Campus Russas, por todo o conhecimento compartilhado e por cada lição que contribuiu para minha formação.

E por fim, meu sincero agradecimento a todos que de alguma forma contribuíram para que este trabalho se tornasse realidade.

“Porque há uma visão para um termo fixado,  
ela se aproxima rapidamente de seu termo  
e não falhará.”

(Habacuc 2:3)

## RESUMO

A destinação inadequada de resíduos sólidos urbanos pode provocar impactos ambientais negativos significativos ao meio ambiente, principalmente ao solo e às águas subterrâneas, uma vez que o lixiviado gerado durante a degradação dos resíduos é altamente tóxico. Entre os poluentes presentes nesse efluente estão os metais pesados, tais como o Cromo (Cr), utilizados em processos industriais e presente em materiais eletro-eletrônicos. Este estudo teve como foco a sua camada de base (*liner*), estrutura responsável por impedir a percolação de contaminantes para o subsolo e os aquíferos, considerando um aterro sanitário em operação no semiárido brasileiro. Diante disso, o estudo simulou o transporte vertical do Cr por meio de diferentes camadas de solo *liner*, avaliando o comportamento do contaminante sob a óptica da isoterma de adsorção linear e Langmuir. As simulações foram realizadas no Hydrus-1D, com base em dados experimentais da mistura de solos naturais com diferentes proporções de solo bentonítico (5SB e 20SB). Os parâmetros hidráulicos e as características de retenção de água foram ajustados com base em ensaios laboratoriais e modelos numéricos, considerando um cenário climático de 15 anos para o fluxo de água e 30 anos para o transporte de contaminantes. Como resultado, estimou-se uma formação anual de lixiviado de 32,85 cm/ano, e a infiltração do cromo ultrapassou a profundidade de 170 cm no solo natural. O uso de misturas com maior teor de solo bentonítico, como o 20SB, apresentou melhor desempenho na contenção do contaminante, demonstrando-se mais eficaz na mitigação da percolação do Cr, especialmente quando associada à isoterma de Langmuir, que apresentou maior capacidade de retenção.

**Palavras-chave:** Aterro Sanitário; Cromo; Hydrus; Isoterma de Adsorção; *Liner*; Metal Pesado.

## ABSTRACT

Improper disposal of municipal solid waste can cause significant negative environmental impacts, particularly on soil and groundwater, since the leachate generated during waste degradation is highly toxic. Among the pollutants present in this effluent are heavy metals, such as chromium (Cr), used in industrial processes and found in electronic materials. This study focused on the base layer (liner), a structure responsible for preventing the percolation of contaminants into the subsoil and aquifers, considering an operating sanitary landfill in the Brazilian semiarid region. Therefore, the study simulated the vertical transport of Cr through different layers of liner soil, evaluating the contaminant's behavior from the perspective of the linear adsorption isotherm and Langmuir. The simulations were performed in Hydrus-1D, based on experimental data from the mixture of natural soils with different proportions of bentonite soil (5SB and 20SB). Hydraulic parameters and water retention characteristics were adjusted based on laboratory tests and numerical models, considering a 15-year climate scenario for water flow and a 30-year climate scenario for contaminant transport. As a result, an estimated annual leachate formation of 32.85 cm/year was estimated, and chromium infiltration exceeded a depth of 170 cm in the natural soil. Mixtures with a higher bentonite soil content, such as 20SB, performed better in containing the contaminant, proving more effective in mitigating Cr percolation, especially when combined with the Langmuir isotherm, which demonstrated greater retention capacity.

**Keywords:** Sanitary Landfill; Chromium; Hydrus; Adsorption Isotherm; Liner; Heavy Metal.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1	– Esquematização de um aterro sanitário.....	19
Figura 2	– Método dos Elementos Finitos.....	29
Figura 3	– Classificação de Isotermas.....	32
Figura 4	– Localização do aterro.....	34
Figura 5	– Modelo Geométrico.....	37
Figura 6	– Nós de Observação.....	40
Figura 7	– Variação do volume de água ( $\theta$ ) em profundidade para <i>liner</i> 5SB.....	42
Figura 8	– Variação do volume de água ( $\theta$ ) em profundidade para <i>liner</i> 20SB.....	42
Figura 9	– Distribuição da carga de pressão em função da profundidade para o <i>liner</i> 5SB.....	44
Figura 10	– Distribuição da carga de pressão em função da profundidade para o <i>liner</i> 20SB.....	44
Figura 11	– Fluxo acumulado ao longo do tempo para o <i>liner</i> 5SB.....	45
Figura 12	– Fluxo acumulado ao longo do tempo para o <i>liner</i> 20SB.....	46
Figura 13	– Precipitação diária considerando os dados de 01/01/2009 a 31/12/2024.....	47
Figura 14	– Recarga da base considerando os dados de 01/01/2009 a 31/12/2024.....	47
Figura 15	– Concentração do soluto em profundidade de solo 5SB para isoterma a) Linear e de Langmuir.....	48
Figura 16	– Concentração do soluto em profundidade de solo 20SB para isoterma a) Linear e de Langmuir.....	49
Figura 17	– Concentração ao longo do tempo para os <i>liners</i> a) 5SB e b) 20SB.....	51

Figura 18 – Condutividade hidráulica no perfil de solo a) 5SB e b) 20SB.....	52
Figura 19 – Relação entre condutividade hidráulica (K) e theta ( $\theta$ ).....	53

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Lista de Valores Orientados para Solos.....	25
Tabela 2 – Caracterização do Solo.....	35
Tabela 3 – Valores para Condutividade Hidráulica.....	35
Tabela 4 – Dados de Entrada do Software Hydrus-1D.....	36
Tabela 5 – Estações Metereológicas.....	37
Tabela 6 – Parâmetros hidráulicos RSU.....	38
Tabela 7 – Parâmetros ajustados do modelo de Redlich-Peterson.....	41
Tabela 8 – Parâmetros do Modelo Langmuir Linearizado.....	41

## LISTA DE EQUAÇÕES

Equação 1 – Parâmetro de Retenção de Água.....	29
Equação 2 – Saturação Relativa .....	29
Equação 3 – Distribuição do Tamanho dos Poros .....	30
Equação 4 – Isoterma Linear .....	33
Equação 5 – Isoterma de Langmuir.....	33
Equação 6 – Equação Hydrus-1D.....	40

## SUMÁRIO

1	<b>INTRODUÇÃO</b> .....	14
2	<b>OBJETIVOS</b> .....	16
2.1	<b>Objetivos Gerais</b> .....	16
2.2	<b>Objetivos Específicos</b> .....	16
3	<b>REFERENCIAL TEÓRICO</b> .....	17
3.1	<b>Aterros Sanitários</b> .....	17
3.2	<b>Contaminação do Solo e seus Impactos</b> .....	19
3.2.1	<i>Poluição das Águas</i> .....	20
3.2.2	<i>Poluição e os Riscos à Saúde Humana</i> .....	22
3.3	<b>Metais Pesados no Solo</b> .....	23
3.3.1	<i>Cromo</i> .....	26
3.4	<b>Processos de Simulação de Contaminantes</b> .....	28
3.5	<b>Isotermas de Adsorção</b> .....	31
3.5.1	<i>Isoterma: Linear e de Langmuir</i> .....	32
4	<b>METODOLOGIA</b> .....	34
4.1	<b>Objeto de Estudo</b> .....	34
4.1.1	<i>Caracterização do Solo</i> .....	35
4.2	<b>Modelagem</b> .....	36
4.2.1	<i>Parâmetros de Entrada</i> .....	36
4.2.2	<i>Dados Metereológicos</i> .....	36
4.2.3	<i>Modelo Geométrico</i> .....	37
4.2.4	<i>Fluxo de água</i> .....	38
4.2.5	<i>Transporte de Solute</i> .....	39

4.2.5.1	<i>Isotermas Linear e de Langmuir</i> .....	40
5	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	42
5.1	<b>Fluxo vertical de água</b> .....	42
5.2	<b>Formação de Lixiviado</b> .....	45
5.3	<b>Influência das Isotermas</b> .....	48
5.4	<b>Propriedades Hidráulicas do Perfil de Solo</b> .....	52
6	<b>CONSIDERAÇÕES FINAIS</b> .....	54
6.1	<b>Sugestões para Trabalhos Futuros</b> .....	54
	<b>REFERÊNCIAS</b> .....	55

## 1 INTRODUÇÃO

O manejo adequado de resíduos sólidos é uma das problemáticas enfrentadas pela sociedade contemporânea, especialmente em grandes centros urbanos. O seu descarte inadequado compromete a saúde ambiental e o meio ambiente, principalmente o solo e as águas subterrâneas, uma vez que o lixiviado gerado pela biodegradação dos resíduos contém substâncias orgânicas e inorgânicas potencialmente tóxicas. De acordo com a OMS (1993), a saúde ambiental refere-se a todos os aspectos da saúde humana, englobando a qualidade de vida, os quais estão definidos por fatores físicos, químicos, biológicos, sociais e psicológicos no meio ambiente. Sob essa perspectiva, os aterros sanitários emergem como uma solução com finalidade de atenuar os riscos de contaminação de solo, água e ar.

Apesar das normatizações relativas à impermeabilização dos aterros, drenagem e minimização dos riscos ambientais inerentes a disposição final dos resíduos sólidos nestas obras, poderá haver risco de liberação de contaminantes para o meio externo, abrangendo o solo e lençol freático (Ma *et al.*, 2022). Somado a isso, tem-se que a precipitação, a infiltração da água da chuva impulsiona a mobilidade do lixiviado e de suas substâncias poluentes a atingirem maiores áreas (Podlasek, 2022).

A gestão inadequada dos resíduos eletrônicos em aterros sanitários é uma fonte primária de introdução de metais pesados no lixiviado (USP, 2024). Esses metais apresentam elevada persistência no meio ambiente e não são degradados por processos bioquímicos, acumulando-se ao longo da cadeia alimentar. Sua toxicidade implica em elevados índices de carcinogenicidade e distúrbios neurológicos (Nogueira, 2015; Silva *et al.*, 2019). Entre esses metais, o cromo (Cr) é particularmente preocupante devido sua toxicidade elevada. O Cr ocorre predominantemente nos seus dois principais estados de oxidação, o cromo trivalente ( $\text{Cr}^{3+}$ ) e o cromo hexavalente ( $\text{Cr}^{6+}$ ). O  $\text{Cr}^{3+}$  é um nutriente essencial para o corpo humano, contribuindo para o metabolismo da glicose (Rocha, 2000). Especificamente em sua forma  $\text{Cr}^{6+}$ , ele representa impactos à saúde humana e ao ecossistema. Compreender a extensão da contaminação por Cr e seus efeitos é essencial para mitigar seus impactos e implementar estratégias eficazes de controle.

Para minimizar a percolação do cromo e de outros contaminantes no subsolo, os projetos de aterros sanitários incorporam, na base da estrutura, camadas compactadas conhecidas como *liners*, que integram o sistema impermeabilizante. Conforme Piedade Júnior (2013), esse sistema pode ser constituído por materiais naturais ou sintéticos, sendo categorizado em simples, quando formado por apenas um elemento de impermeabilização e duplo ou composto,

quando são alternadas as camadas de solo e geomembrana. Os materiais impermeabilizantes mais abordados pela literatura incluem argilas naturais, como a bentonita; solos argilosos compactados e materiais sintéticos (Piedade Júnior, 2013).

Independente da barreira é essencial o monitoramento da contaminação do solo, o qual envolve coleta de amostras em campo, que são submetidas a análises químicas e físicas. Embora elas forneçam parâmetros e informações precisas acerca dos contaminantes e demais especificações do solo, apresentam lapsos em relação à dinâmica temporal e espacial. Ademais, o monitoramento do *liner* após o início do recebimento dos resíduos é difícil, assim como, do subsolo imediatamente abaixo dessa camada. Conforme destacado por Dabrowska *et al.* (2015), a representatividade dos dados de monitoramento depende diretamente da localização dos pontos de medição e da padronização dos testes ao longo do tempo, o que reforça as limitações espaciais e temporais dos métodos tradicionais de monitoramento. Nesse sentido, a modelagem computacional surge como uma estratégia complementar e inovadora, permitindo simular além de prever o fluxo dos contaminantes, bem como, sua dispersão ao longo do tempo.

Para que tais simulações representem os processos envolvidos, é necessário utilizar parâmetros que expressem de forma adequada as interações entre contaminantes e o material do solo. Nesse contexto, as isotermas de adsorção tornam-se fundamentais, pois permitem descrever matematicamente o fenômeno de retenção dos solutos pelos sólidos.

As isotermas são equações utilizadas para descrever a adsorção de solutos por sólidos a temperaturas constantes, funcionando também como indicadores quantitativos da adsorção além de expressar uma aproximação entre o valor máximo de soluto que poderá ser adsorvido pela capacidade adsorvente (Ferreira, 2024). Dentre as isotermas mais empregadas estão a isoterma linear, a qual assume uma relação proporcional entre quantidade adsorvida e a concentração de contaminante, e o modelo de Langmuir, que leva em consideração a adsorção em monocamada (Linhares *et al.*, 2010). O conhecimento acerca desses modelos são essenciais para compreensão da mobilidade dos poluentes no meio ambiente, podendo influenciar drasticamente no comportamento do fluxo vertical dos metais presentes no lixiviado ao longo da camada de base (*liner*) em aterros sanitários.

Desse modo, o principal objetivo deste estudo foi analisar a dispersão temporal do Cr por meio de uma mistura de solo com bentonita (SB) utilizada como *liner* em um aterro sanitário do semiárido brasileiro. Para isso, foi utilizada uma ferramenta de modelagem matemática no software Hydrus-1D, a qual permitiu simular o comportamento do contaminante sob as diferentes condições de adsorção, linear e Langmuir, permitindo uma análise comparativa da eficácia de cada modelo frente às situações propostas.

## 2 OBJETIVOS

### 2.2 Objetivo Geral

Analisar o comportamento do fluxo vertical de Cr em misturas de solos SB utilizados como *liner* em um aterro sanitário, considerando os modelos de adsorção linear e de Langmuir.

### 2.3 Objetivo Específico

- Comparar como o acréscimo de bentonita interfere no fluxo de água e na capacidade de retenção de contaminantes nos solos utilizados como *liner*, considerando um horizonte temporal de 15 anos;
- Avaliar como a taxa anual de recarga e a quantidade de contaminantes gerados influenciam nos períodos críticos para a formação e liberação de lixiviado no aterro.

### 3 REFERENCIAL TEÓRICO

#### 3.1 Aterros Sanitários

Os aterros sanitários são obras que visam a redução dos impactos ambientais negativos causados pelo descarte de resíduos sólidos. Nesses locais, os resíduos são dispostos em camadas compactadas por máquinas, sendo cada uma coberta por uma camada de solo também compactado. Dessa maneira, tanto a área ocupada quanto o volume dos resíduos se tornam menores e assim o processo como um todo mais eficiente e seguro em relação à saúde pública (ABNT NBR 8419:1992).

Para concepção dos projetos, devem ser conduzidos estudos geológicos e topográficos para avaliar e escolher a área mais adequada onde o aterro sanitário será implantado, além de analisar as condições do solo. Sendo assim, o projeto de um aterro sanitário deve conter a instalação de elementos para captação, armazenamento e tratamento dos lixiviados e biogás, bem como, uma camada de base que garanta a impermeabilização ao longo de todo tempo de vida útil da obra (Brasil, 2009).

Outros protocolos também são mencionados pela Governo do Estado de São Paulo (2010) como essenciais para a execução do aterro, tais quais o sistema de drenagem de águas superficiais; o sistemas de impermeabilização de base e cobertura; o sistema de drenagem e o tratamento dos lixiviados; e, o monitoramento geoambiental.

Conforme a NBR 13896 (1997), a verificação de adequabilidade em um local a instalação de um aterro sanitário deve ser de tal modo que os impactos ambientais de sua implementação e operação sejam mínimos. É necessário que esteja em consonância com o zoneamento da região, bem como ser aprovado pela população. Nesse contexto, as áreas selecionadas devem reunir aspectos de menor potencial para geração de impactos; maior vida útil para o empreendimento; baixos custos de instalação e operação do aterro e aceitabilidade social (Brasil, 2008).

O sistema de drenagem de águas pluviais desempenha o papel de amenizar a entrada de água das chuvas para o interior do aterro, como consequência se reduz a geração de lixiviados e não lixiviados, o qual desencadeia erosão nos taludes do aterro, comprometendo o funcionamento de suas camadas. O sistema de impermeabilização de base e cobertura deve garantir o confinamento dos resíduos e lixiviados gerados a fim de evitar a infiltração deles no subsolo e aquíferos. Já, o sistema de drenagem e tratamento de lixiviados tem como objetivos conduzir os líquidos para o sistema de tratamento, reduzindo o acúmulo na massa de resíduos.

Hoje, os tratamentos de lixiviado são desafiadores devido a variada composição desse efluente e alto poder poluidor. Os mais empregados são biológico, físico-químico e processos alternativos (Brasil, 2008).

O tratamento biológico é o processo mais utilizado para o tratamento do lixiviado por conta do custo de implementação da tecnologia. Todavia, a sua eficiência em relação a remoção de contaminantes não é garantida segundo os padrões normativos, sendo relevante a aplicação de técnicas auxiliares. O tratamento biológico engloba as lagoas de estabilização; lagoas aeradas; contadores biológicos rotatórios (biodiscos); digestão anaeróbia de lodos ativados (Silva *et al*, 2022; Brasil, 2008).

Os aterros sanitários são implantados a uma distância maior que 2 metros dos lençóis freáticos. É escavada uma cavidade cujo solo é compactado e recoberto por uma camada de base (*liner*). Nela são instaladas canaletas e dispostas britas a fim de promover o esgotamento do lixiviado. Também são instalados nessa área os sistemas de captação e direcionamento dos gases (Almeida *et al*, 2016).

A camada de base pode ser constituída por diferentes materiais, tais como: depósitos naturais de solos argilosos, *liners* de argila compactada, camada natural de rocha, paredes de *cut-off* e *liners* argilosos com geossintéticos (geocomposto argiloso para barreira impermeável – GCL), utilizados como barreiras impermeabilizantes. Quando os parâmetros geotécnicos necessários à proteção do subsolo e aterro não são atendidos, recorrem-se a soluções alternativas, como misturas de solo com bentonita, zeólitas ou microssílicas. Essas barreiras, formadas por solo argiloso compactado têm por objetivo principal restringir a migração de poluentes por advecção e/ou difusão (Silva, 2022).

Os sistemas de vedação com utilização de bentonita aproveitam suas propriedades físico-químicas, como a elevada capacidade de adsorção, a troca catiônica e o comportamento expansivo. Esses aspectos tornam a bentonita eficaz na formação de barreiras protetoras contra a migração de contaminantes, oferecendo diferentes alternativas para a contenção dos poluentes (Silva, 2022).

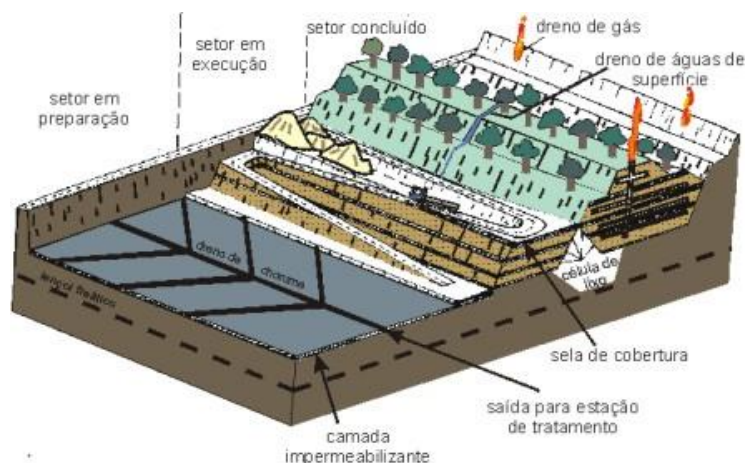
Após a construção, para que o aterro opere de forma eficiente seus aspectos devem ser monitorados sistematicamente. Os objetivos do monitoramento são acompanhar o comportamento geomecânico e o desempenho ambiental do aterro. Eles são realizados por meio de observações em campo, da análise da instrumentação instalada e das análises físico-químicas e microbiológicas em amostras de águas superficiais e subterrâneas, e em amostras de líquidos lixiviados (Borges, 2015).

Quando a célula do aterro finalizar sua capacidade é preciso encerrá-lo, finalizando todas as suas atividades. Posteriormente, existe a necessidade de monitorá-lo durante 20 anos para garantir a segurança do terreno ao longo dos processos de degradação e acomodação dos resíduos que foram ali depositados. Nesse espaço deverá ser formada uma área verde com árvores, dado que já não poderá ser habitado em decorrência da continuidade da geração de biogás e lixiviado pós encerramento (Almeida *et al*, 2016; Goes, 2016).

O fechamento de um aterro é uma atividade separada do seu projeto de operação. O projeto precisa incluir planos de emergência para possíveis problemas como incêndios, migração dos gases ou percolados para o exterior do aterro sanitário, inundações, erosão da capa de selagem superficial e abertura de fissuras, entre outros (SEPA, 2023).

A Figura 1 exibe um esquema contendo os principais sistemas presentes nessa obra de engenharia.

Figura 1 – Esquemática de um aterro sanitário



Fonte: UNESP (1999).

### 3.2 Contaminação do Solo e seus Impactos

A contaminação do solo por resíduos sólidos dispostos inadequadamente é um problema ambiental significativo e agravante, especialmente com o crescimento populacional e uma política de consumo desenfreada. Como consequência, a geração desses materiais vem aumentando gradualmente (Almeida *et al*, 2016).

Embora a Lei Federal 12.305/2010 estabeleça que, até o ano de 2024, todas as áreas de despejo a céu aberto, comumente conhecidas como “lixões”, deveriam ser eliminadas. Além de

prever diretrizes rigorosas para o gerenciamento de resíduos sólidos, incluindo a destinação adequada de resíduos perigosos, como aqueles contendo metais pesados, e a implementação de uma gestão integrada dos resíduos. Em 2023, 33,3 milhões de toneladas de resíduos sólidos foram produzidas, das quais 27,9 milhões foram destinadas incorretamente (Brasil, 2010; ABREMA, 2024).

O lixiviado produzido, em se tratando de resíduos sólidos urbanos, é constituído por quatro frações principais: matéria orgânica dissolvida (composta por metano, ácidos graxos voláteis, compostos húmicos e fúlvicos); compostos orgânicos xenobióticos (representados por hidrocarbonetos aromáticos, compostos de natureza fenólica e compostos organoclorados alifáticos), macrocomponentes inorgânicos (cálcio (Ca), magnésio (Mg), sódio (Na), potássio (K) e metais potencialmente tóxicos). As quantidades desses constituintes alteram-se de acordo com a composição dos resíduos (Morais, 2006).

Os principais responsáveis pela poluição no solo são plásticos, papéis, metais e produtos químicos, a exemplo, fertilizantes, herbicidas e pesticidas. Assim, compostos químicos (metais pesados, hidrocarbonetos policíclicos aromáticos, entre outros) provenientes desses materiais podem se acumular no solo ou serem absorvidos por plantas. As suas durações no solo variam em função de alguns fatores como a mineralogia do solo, pH, conteúdo de matéria orgânica, propriedades físico-químicas dos compostos, do mesmo modo que os mecanismos de transporte e as transformações biológicas e químicas (Sisinno, 2002).

Um aspecto fundamental para a manutenção do solo é a sua capacidade de autodepuração, a qual é responsável por minimizar os efeitos negativos decorrentes da sua contaminação, por meio do controle de adsorção e tampão, e da atividade biótica. Nela, encontra-se a ação das espécies tais quais bactérias, fungos, algas, protozoários e minhocas que vivem na sua camada mais superficial. Contudo, quando substâncias tóxicas são descartadas, esta camada é atingida matando os organismos, como consequência prejudica-se a respiração do solo e suas funções de ciclo de vida. Nessa perspectiva, a capacidade de autodepuração do solo é atenuada e assim quando há a acumulação excessiva desses contaminantes, conduz à ultrapassagem de seus limites de recuperação, resultando em danos irreversíveis. (Sisinno, 2002; Ribeiro, 2013).

### ***3.2.1 Poluição das Águas***

Diante da crescente escassez de água, em razão da demanda de múltiplos setores e da recorrente deterioração dos recursos hídricos, a qualidade da água torna-se suscetível às condições ambientais e específicas do meio no qual o corpo hídrico está inserido. Esse fato, aliado

ao descarte inadequado de resíduos sólidos, especialmente em áreas rurais sem planejamento ambiental, resulta no comprometimento da qualidade das águas próximas e adjacentes. Isso ocorre porque o solo permeável facilita a infiltração de líquidos contaminados para os corpos hídricos (Ferreira *et al*, 2014).

O lixiviado produzido pela decomposição da matéria orgânica quando lançado nos corpos de água pode modificar a DBO (demanda bioquímica de oxigênio) e DQO (demanda química de oxigênio) afetando de forma negativa o ecossistema ali existente bem como provocar endemias em caso de conter algum agente patogênico. Ele é transportado por meio de correntes advectivas (mecanismo de transporte de substâncias) ao longo do escoamento das águas, isto caracteriza-se como uma pluma de contaminação (Matos *et al*, 2011; Mathias, 2018).

O estudo conduzido por Ferreira *et al* (2014) indicou que as águas do entorno de um antigo lixão desativado no município de Ji-Paraná, consumidas pela população local, apresentavam contaminação microbiológica e por coliformes totais, enquanto a identificação de *E. coli* variou de 75% a 85 % entre o período seco e chuvoso.

Matos *et al* (2011) em seu trabalho acerca dos efeitos do aterro sanitário da região metropolitana de Belém-PA também constatou contaminação dos recursos hídricos superficiais e subterrâneos definindo as alterações de qualidade dos recursos como sendo de natureza negativa, magnitude forte e abrangência regional.

Uma vez que os recursos hídricos são corrompidos sua recuperação e remediação tornam-se desafiadoras. Nesse sentido, as medidas de remediação são divididas em dois tipos: medidas de contenção ou isolamento da contaminação e medidas para o tratamento dos meios contaminados, almejando a eliminação ou redução dos níveis de contaminação a níveis aceitáveis ou previamente definidos. É ressaltado que ambas as medidas podem ser usadas de forma conjunta (Mathias, 2018, CETESB, 1999).

Além de que medidas de planejamento de remediação também são bem vistas, podendo-se adotar três abordagens: mudança do uso definido da área para minimizar o risco; remoção ou destruição dos contaminantes para a eliminação do risco; redução da concentração dos contaminantes ou contenção desses para eliminar ou minimizar risco. Essas estratégias são implementadas de acordo com o nível de contaminação e os potenciais impactos à saúde e ao meio ambiente. A implementação dessas ações deve ser bem estruturada, garantindo sua efetividade e a segurança da área a longo prazo (USEPA, 1998).

### 3.2.2 *Poluição e os Riscos à Saúde Humana*

Os efeitos na saúde variam de acordo com o tipo de contaminante, a intensidade, frequência e duração da exposição, bem como as características biológicas da pessoa exposta. Contudo, existe uma enorme questão na avaliação dos efeitos na saúde devido a contaminação do solo, visto que muitas implicações passam despercebidas ao se utilizar metodologias epidemiológicas comuns. Ademais, o impacto na saúde relacionado a poluição do solo dificilmente pode ser separado da contaminação de outros domínios ambientais (alimentos e água). No momento, a substâncias perigosas, ou seja, aquelas que indicam maior alarme para a saúde, agrupam propriedades tóxicas, persistentes e de bioacumulação (Ribeiro, 2013).

A avaliação de risco à saúde humana em áreas contaminadas leva em conta os possíveis caminhos de exposição ao meio, que podem incluir água, solo, ar ou biota/cadeia alimentar. Dessa maneira, o contato e reação dérmicos ou oculares, inalação de pó ou vapor, a ingestão direta ou o consumo secundário por meio de plantas, animais ou produtos contaminados compreendem as causas de exposição a agentes nocivos (CETESB, 2014).

A ingestão direta é a principal via de exposição para água ou alimentos. A ingestão do próprio solo é menos comum, exceto em casos de crianças que brinquem em áreas contaminadas. Em locais secos e ventilados, é passível a inalação de sedimentos contendo poluentes, além de compostos voláteis que são facilmente evaporados. Como consequência, a saúde respiratória e neurológica são prejudicadas. Já, o contato dérmico direto ocasiona a absorção de toxinas pela pele desencadeando alergias (Greenview, 2023).

No processo de decomposição dos resíduos sólidos são liberados líquidos percolados poluentes que por meio da drenagem contaminam os corpos hídricos. Nesse sentido, conforme informações disponibilizadas pela OMS, a contaminação dos recursos hídricos é um dos vetores de maior importância de doenças como cólera, malária, poliomielite, problemas ósseos, gastrointestinais e do sistema reprodutivo (OMS, 2016).

Os riscos decorrentes da contaminação por metais pesados têm a ingestão como a via de exposição mais alarmante. A preocupação se deve aos elevados índices carcinogênicos, uma vez que um percentual de 99,1 dos riscos de câncer foram associados à ingestão. Destaca-se ainda que o Cr foi o principal contribuinte para os riscos de câncer por essa via, enquanto o Zn, Pb e Cu apresentaram maior risco por meio do contato dérmico (Silva *et al*, 2019).

Ademais, a exposição ao Pb, por exemplo, provoca distúrbios neurológicos, danos renais, anemia, e problemas no desenvolvimento infantil. O mercúrio interfere no sistema

nervoso central, provocando tremores, dificuldades cognitivas e distúrbios neurológicos. O cádmio, por sua vez, está envolvido com doenças renais e pulmonares (Greenview, 2023).

Na República do Quirguistão localizou-se altas concentrações de metais pesados nos solos e no plasma sanguíneo de mulheres e crianças em decorrência de atividades de mineração. Os valores atingiram 2 a 5 vezes mais que a normalidade. Como consequência, manifestaram-se enfermidades crônicas como a pielonefrite, hepatite e anemia (Bokonbaev *et al*; 1996).

### 3.3 Metais Pesados no Solo

O solo exerce a função de barreira protetora contra a poluição das águas subterrâneas, além de ser o habitat dos ecossistemas terrestres, fundamentais para a sustentabilidade humana. No entanto, atualmente, o solo sofre com ações antrópicas que resultam no declínio de sua qualidade. Estudos indicam sua degradação devido à presença de metais pesados, originados de atividades industriais, agrícolas, siderúrgicas, de mineração, e do tráfego, comprometendo a integridade ambiental e a saúde dos ecossistemas (Silva *et al*, 2019).

A dispersão desses metais pode ocorrer por mecanismos atmosféricos tal qual a difusão de partículas finas ou pela adição direta, como é o caso na aplicação de lodo de esgoto, corretivos, adubos e escórias siderúrgicas. Vários desses metais estão presentes no solo de maneira natural em baixas concentrações, como aqueles pertencentes ao grupo de transição da tabela periódica. Eles podem provir do material de origem pelo qual o solo foi formado, proporção e composição dos componentes de sua fase sólida. A maior ou menor concentração deles está sujeita além da origem do solo ao seu intemperismo (Nogueira, 2015; Burak, 2017).

Nos países de clima tropical, assim como no Brasil, os solos são desenvolvidos sob condições climáticas quentes e úmidas, as quais contribuem para a presença de minerais em estágios superiores do intemperismo. Sua composição mineralógica influencia na retenção dos metais pesados. Em razão de sua constituição oxídica, a adsorção dos metais é mais elevada por conta dos óxidos de ferro e alumínio (Nascentes, 2006).

Os metais associados às frações geoquímicas do solo tem sua solubilidade afetada por elas. Além disso, sua mobilidade e retenção são afetadas pela forma como elas interagem com a fase sólida, tanto orgânica quanto inorgânica. Ademais, a retenção dos metais também é dependente das propriedades da fase líquida e das espécies metálicas presentes na solução do solo (Nascentes, 2006).

O destino dos metais provenientes do material parental do solo e liberados sob a forma de iônica, depende dos processos pedológicos (pH, teor em matéria orgânica, potencial redox)

e de processos externos (temperatura, precipitação, erosão e práticas de uso do solo). Já, os metais de origem antrópica, em suma, espalham-se nas porções mais solúveis do solo e os originários do próprio material de origem ocorrem como uma forte ligação sólida em menor disponibilidade. Prioritariamente, os metais se acumulam na superfície externa do solo em formas químicas dificilmente adsorvidas e mais acessíveis aos organismos do solo (Burak, 2017; Amaral, 2012).

O transporte desses poluentes é conduzido por variáveis que regem sua mobilidade, o pH, o potencial redox, a textura, a estrutura, o teor em argilas, as quantidades de matéria orgânica e de óxidos de ferro (Fe), manganês (Mn) e alumínio (Al), as relações entre os teores de diferentes poluentes, a capacidade de troca catiónica e a presença de fósforo. Portanto, a deposição e mobilidade dos metais na solução do solo é resultante do equilíbrio do metal com os minerais argilosos, a matéria orgânica e os óxidos solúveis. O cobalto (Co), cobre (Cu), níquel (Ni), chumbo (Pb), e zinco (Zn) são alguns dos elementos que demonstram demasiada afinidade pela matéria orgânica do solo, podendo formar complexos relativamente estáveis, solúveis e insolúveis entre os metais e a matéria orgânica dos solos (Amaral, 2012).

O potencial redox é crucial para metais cujos estados de oxidação possuem diferentes solubilidades, como o Cr. Quando o potencial redox está baixo, a solubilidade está propícia, em função da limitada estabilidade dos complexos do metal (Roseiro, 2002).

No sentido de lixo urbano, os metais são associados a diferentes tipos de materiais, como cádmio, Cd, (plásticos, pilhas e baterias), Pb, (metais ferrosos, tintas, papel, pilhas e baterias), Cu, (metais ferrosos), Cr, (couro), Zn, (borracha) e Ni (pilhas e baterias). Além de outros comumente mencionados como agentes causadores de poluição no solo, água e ar como o Mn, Fe, molibdênio (Mo), Co, vanádio (V), Al, prata (Ag) e mercúrio (Hg) (CETESB, 2014; Burak, 2017).

O Cd não é um elemento primordial ao desenvolvimento de plantas, seres humanos, e animais, por essa razão apresenta toxicidade até mesmo em sua menor concentração. Ele é o quarto colocado entre os metais mais perigosos pela Agência de Proteção Ambiental dos EUA. O Cu e o Zn são passíveis de toxicidade em concentrações acima de 10 mg/L. O Fe e o Mn são os elementos mais suscetíveis ao solo e em maiores teores, entretanto são os menos prejudiciais. O Pb, Cd, Cr, e Ni são os metais mais referenciados a riscos e poluição ambiental. O Al, por sua vez, pode ocasionar a perda da produtividade do solo (Freitas *et al*, 2021).

Os metais não são sintetizados por processos biológicos nem químicos. No entanto, alguns são indispensáveis ao funcionamento do corpo humano na sua determinada concentração. Por essa razão, é importante conhecer os teores metálicos que o solo apresenta para estudos de

poluição e contaminação, uma vez que um aumento de sua disponibilidade resulta em perigo para a cadeia alimentar e saúde humana (Nogueira, 2015).

Como estratégia são utilizados alguns parâmetros para avaliação de risco ambiental e degradação do solo por metais pesados. Como o fator de contaminação (CF), o qual demonstra a influência específica de cada metal traçado nos sedimentos. O fator de enriquecimento (EF), empregado na análise do impacto das atividades humanas no solo. O índice de geoacumulação (Igeo), utilizado para discretizar a presença de metais pesados nos sedimentos e compará-la com valores anteriores. O potencial índice de risco ecológico (PER) cujo objetivo é mensurar a intensidade dos riscos ecológicos dos metais no solo. E o índice de carga de poluição (PLI), usado para determinação do grau de contaminação do solo (Silva *et al.*, 2019).

Além da utilização de valores de referência para estipular o grau de poluição do solo e determinar seu diagnóstico, a legislação nacional também estabelece diretrizes específicas. Em especial, a Resolução nº 420, de 28 de dezembro de 2009, do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), define critérios e valores de orientação para substâncias químicas no solo, conforme apresentado na Tabela 01 (CONAMA, 2009).

Tabela 1 – Lista de Valores Orientados para Solos

<b>Substâncias</b>	<b>Prevenção (mg/kg)</b>	<b>Agrícola (mg/kg)</b>	<b>Residencial (mg/kg)</b>	<b>Industrial (mg/kg)</b>
<b>Ferro</b>	–	–	–	–
<b>Cobre</b>	60	200	400	600
<b>Zinco</b>	300	450	1000	2000
<b>Manganês</b>	–	–	–	–
<b>Cádmio</b>	1,3	3	8	20
<b>Cromo</b>	75	150	300	400

Fonte: CONAMA (2009).

Já Nogueira (2015) identificou, a partir de suas análises químicas, teores de Al, Mn, Zn, Cd e Pb no solo do aterro de resíduos sólidos urbanos encerrado em Seropédica. Foram observados baixos teores de alumínio e pH alcalino moderado, além do manganês dentro do padrão de normalidade. No entanto, os valores de cádmio e zinco superaram os níveis de prevenção e investigação agrícola emitidos pela resolução CONAMA 420/2009.

Em um lixão desativado no município de Currais/ RN foi identificada a contaminação do solo por meio de metais pesados cujo teores estavam acima dos permitidos pelo estado. O solo foi categorizado como risco considerável para Cu, moderado para Pb e baixo para os demais metais, como o Cr, que apresentou um PER de 13,03 (Galvão, 2022).

### 3.3.1 Cromo

O Cr é um dos metais pesados mais tóxicos, frequentemente lançado no meio ambiente por meio do descarte de eletrônicos. No Brasil, resíduos que apresentam características como toxicidade, inflamabilidade, corrosividade, reatividade ou patogenicidade são classificados como perigosos de Classe I, conforme a ABNT NBR 10.004 (2024). Por essa razão, resíduos classe I devem ser destinados a aterros especialmente projetados para esse tipo de material (Barbosa, 2017).

O Cr, com o número atômico 24 e massa atômica 52, pertence ao grupo 6A da Tabela Periódica dos Elementos. Possui densidade de  $7,19 \text{ g/cm}^3$ , ponto de fusão igual a  $1.857 \text{ }^\circ\text{C}$  e ponto de ebulição igual a  $2.672 \text{ }^\circ\text{C}$ . Este metal ocorre na natureza em nove diferentes estados de oxidação. Seu maior estado é o +6, enquanto os estados +2 e +3 são os mais estáveis. Os estados +4 e +5 são os menos frequentes (IIT Kanpur, 2023).

Ele também se manifesta naturalmente em rochas, animais, plantas, solo, águas de rios e mares, poeiras e névoas vulcânicas. Apesar de estar presente no solo, ele não está disposto em sua forma elemental. O Cr apresenta-se combinado com outros elementos como o Fe, Pb, oxigênio, O, em forma de óxidos. Aparece também em combinação com o mineral cromita,  $\text{FeO} \cdot \text{Cr}_2\text{O}_3$  ou  $\text{Fe}(\text{CrO}_2)_2$ . Ele é o mineral que possui Cr em sua composição, cerca de 40% a 50%, mais abundante (Ribeiro, 2013; Barbosa, 2017).

O Cr foi reconhecido como elemento crucial para o desenvolvimento humano. Durante sua deficiência, conseguiu-se observar distúrbios no metabolismo das proteínas, glicose e lipídios, lesão na córnea, além de anomalias no crescimento e longevidade de animais. Verificou-se que o  $\text{Cr}^{3+}$  é responsável pela conservação da taxa padrão de glicose dos seres humanos e animais. Por outro lado,  $\text{Cr}^{4+}$  e  $\text{Cr}^{6+}$  exibem características tóxicas, corrosivas e carcinogênicas (Rocha, 2000).

A existência do óxido hexavalente no meio ambiente, em suma, se dá por meio das atividades humanas. Ele é acumulativo nos solos e plantas, enquanto o trivalente se manifesta nas águas naturais sob forma de várias espécies complexadas e algumas adsorvidas na matéria coloidal (Henrique Júnior *at el*, 2007).

O  $\text{Cr}^{3+}$  está presente no solo em sua estrutura de óxido insolúvel. Entretanto, a depender das condições do meio, ocorre a oxidação deste em óxido hexavalente. As condições envolvidas no processo incluem o pH do meio, disponibilidade de óxido de manganês, atividade de água no solo, presença de elementos orgânicos de baixo peso molecular (Ribeiro, 2013).

O aumento significativo das concentrações Cr no meio ambiente é um risco potencial aos ecossistemas. O ar atmosférico é o meio pelo qual o Cr se transporta a longas distâncias, em sua concentração é encontrado um teor de  $0,1 \text{ mg/m}^3$  de Cr. As emissões naturais de Cr partem de materiais particulares de aerossóis e vulcões. Já as atividades antrópicas liberam  $\text{Cr}^{6+}$  na forma de partículas em abundância (Barbosa, 2017).

No que tange às atividades antrópicas, este metal é amplamente empregado na indústria metalúrgica e na produção de ligas de ferro-cromo, ferro fundido e aço inoxidável. Ele também é encontrado na produção de pigmentos, tijolos e revestimentos para fornos além do tratamento de madeiras e outros revestimentos metálicos (Ribeiro, 2013).

A principal fonte de preocupação para o homem é o Cr em sua forma hexavalente, que é classificado como uma substância carcinogênica. Em estudos, ele foi associado ao aparecimento de câncer de pulmão bem como a produção de náuseas, diarreias, danos no fígado e rim, hemorragias internas e dermatites. Sua principal via de exposição é a ingestão de alimentos e água contaminados (Barbosa, 2017).

Na visão de Cotton e Wilkinson (1999), a alta toxicidade do  $\text{Cr}^{6+}$  está relacionada com sua capacidade de livre difusão por meio da membrana celular e a sua força como agente oxidante. O  $\text{Cr}^{6+}$  é reduzido a  $\text{Cr}^{3+}$  dentro da célula, tendo como agentes intermediários dessa reação seu estado +4 e +5, os quais podem interagir com fosfatos de DNA e prejudicar essa molécula.

Os resíduos contaminados por Cr distribuídos regular ou irregularmente são submetidos a precipitação, na qual a água escoar superficialmente, infiltra, evapora ou simplesmente permanece acumulada. A água nessas condições atinge o solo e interage com suas fases sólidas, microfauna e flora. Essa dinâmica determina a mobilidade do metal, transporte e retenção dele no meio físico (Helene, 2016).

Os compostos sólidos de  $\text{Cr}^{6+}$  são solúveis no solo e altamente móveis, em razão de não serem facilmente absorvidos pelo solo dessa maneira são lixiviados para as águas subterrâneas atingindo uma grande proporção de contaminação. Além disso, o óxido de  $\text{Cr}^{6+}$  é um agente forte que reage com explosão na presença de muitos materiais oxidáveis (Silva, 2002).

Atualmente, os valores de Cr no solo e água são definidos pela CONAMA 460/ 2013 que dispõe sobre critérios acerca da presença de substância química nos solos. Embora não exista uma diferenciação na mensuração de  $\text{Cr}^{3+}$  e  $\text{Cr}^{6+}$  nos parâmetros de qualidade da água potável por ocorrência das mudanças rápidas dos estados de oxidação. Assim é aferida a

quantidade de Cr em sua totalidade, no entanto a critério de comparação utiliza-se o pior cenário, ou seja, a presença de  $\text{Cr}^{6+}$  em sua totalidade (Helene, 2016).

A redução do  $\text{Cr}^{6+}$  para o  $\text{Cr}^{3+}$  para remediação de áreas extremamente contaminadas tem sido discutida dado a sua possibilidade de acontecer em ambientes naturais. A matéria orgânica do solo é capaz de reduzir o óxido  $\text{Cr}^{6+}$  pois conta com a disponibilidade de agentes redutores como  $\text{Fe}^{2+}$ , sulfato de hidrogênio, enxofre, sulfeto de ferro, amônio e nitrato juntamente com as posteriores precipitações e processo de adsorção do solo (Helene, 2016).

### 3.4 Processos de Simulação de Contaminantes

Os processos de análise do potencial de toxicidade são instrumentos antecipatórios econômicos, essenciais para o gerenciamento ambiental. Alguns contaminantes quando infiltrados no solo, percolam e atingem camadas mais profundas, resultando em uma pluma de contaminação. Esse contaminante será influenciado pelo fluxo advectivo, difusivo e dispersivo, além de sofrer processos de degradação e atenuação que deslocam frações do contaminante para outras áreas do solo e até mesmo aquíferos, e as partículas do solo em forma residual (Santos *et al*, 2018).

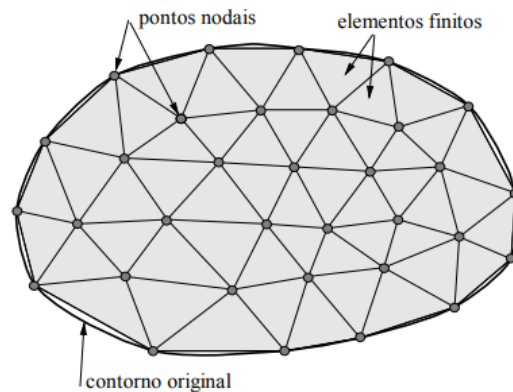
No contexto do processo de avaliação de risco e eliminação de resíduos perigosos, um dos elementos indispensáveis é a modelagem do transporte do contaminante entre os compartimentos do solo (fase sólida, líquida e vapor). Para esse fim são implementados modelos computacionais com objetivo de estimar o transporte e teores de soluto em cada estado ambiental, com base nisso, é possível realizar a quantificação do risco. Eles podem simular além do transporte, as reações geoquímicas ao longo do caminho de fluxo. Dentre os softwares que realizam essa modelagem numérica pode-se citar o SESOIL, Modflow, HST3D, e Hydrus-1D (Santos *et al*, 2018; Toledo, 2016).

O desenvolvimento de um modelo numérico de fluxo de solutos é fundamentado no conjunto das condições iniciais de contorno, como drenagem livre, fluxo constante, aplicação de carga constante, ou ainda condições atmosféricas com escoamento superficial. Essas condições definem como a água entra ou sai do sistema ao longo da simulação e, juntamente com as equações diferenciais compõem a base da simulação. Os métodos numéricos mais disseminados para execução desses modelos e softwares são os de elementos finitos e o de diferenças finitas (Carvalho, 2021).

O método dos elementos finitos (Figura 2) se baseia na premissa de que um meio contínuo é discretizado em elementos que mantêm as propriedades de quem o originou. Nele

são utilizadas equações diferenciais para caracterizar os elementos e solucionados por modelos matemáticos a fim de encontrar os resultados desejados. Em contraste, o método de diferenças finitas particiona o domínio de uma função incógnita em domínios discretos que substituem as derivadas no problema por aproximações de diferenças. Por meio dessas aproximações são encontradas as soluções numéricas (Lotti, 2006; Sousa, 2009).

Figura 2 – Método dos Elementos Finitos



Fonte: Souza (2003).

Muitos processos influenciam o deslocamento de substâncias contaminantes em materiais porosos. Nessa dinâmica, o contaminante é qualquer substância dissolvida em determinada quantidade que se movimenta no meio aquoso e pelos espaços vazios do existentes no solo.

O Hydrus (1D/2D/3D) é um programa computacional desenvolvido o qual utiliza método dos elementos finitos (MEF) e possui a capacidade de lidar com múltiplas condições de contorno, resolvendo equações diferenciais parciais utilizadas para descrever o transporte de água, calor e solutos em materiais porosos (Saito *et al*, 2020; Simunek, 2013).

O Hydrus-1D é capaz de simular o movimento unidimensional da água, do calor e dos solutos em diferentes perfis de solo, o qual objetiva encontrar a solução numérica para equação de Richards. As simulações tem seu ponto de partida atrelado às variáveis meteorológicas e características físicas do solo, havendo a possibilidade de estabelecer outras condições de contorno. A versão 1D, em questão, conta com funções hidropedológicas para calcular os parâmetros das curvas de retenção de água no solo ( parâmetro de retenção de água ( $\theta$ ), saturação relativa ( $S_e$ ) e um modelo de distribuição do tamanho dos poros ( $K(S_e)$ )) e da condutividade hidráulica (Dias; Soares, 2019).

$$\theta(h) = \theta_r + \frac{\theta_s - \theta_r}{[1 + (ah)^n]^{1-1/n}} \quad (1)$$

$$S_e = \frac{\theta(h) - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} = [1 + (ah)^n]^{1/n} \quad (2)$$

$$K(S_e) = K_0 \cdot K_e^L \{1 - [1 - S_e^{\frac{n}{n-1}}]^{1-1/n}\}^2 \quad (3)$$

O Hydrus-1D é aplicado em solos de porosidade média, assim como os arenosos. No entanto, ele pode ser empregado para diferentes texturas de solo e tipos de soluto, na medida que o seu formato de transporte de soluto contempla também os parâmetros de fluxo variável da equação de Darcy-Buckingham, segundo Van Genuchten. A sua configuração hidráulica leva em conta os processos de advecção e dispersão, de fluxo e divisão de massas entre fases, descritos pela equação de controle geral do transporte de solutos (Santos *et al*, 2018).

Para realizar a modelagem do transporte de solutos é necessário ter conhecimento particularidades de condutividade hidráulica saturada do solo e retenção. Nessas relações se fazem incluídas as reações de difusão em água e gás, com procedimentos de decaimento de primeira ordem, em que sua velocidade de infiltração está condicionada a concentração do soluto e do fluxo de água. Ressalta-se que no Hydrus-1D esse fluxo é indicado no sentido vertical. A variação do teor de umidade, expressa pela curva de retenção, bem como, a condutividade hidráulica são calculadas aproximadamente conforme o modelo de Van Genuchten – Mualem (1980), em meio saturado e não saturado (Simunek *et al*, Piggott; Cawfield, 1996).

Tanto as concentrações referentes a cada fase do solo (sólida, líquida e gasosa) quanto o transporte geral dos solutos são dimensionados pelo Hydrus-1D. Além disso, a velocidade potencial do fluxo de água no solo é influenciada por fatores como precipitação, evapotranspiração e temperatura (Santos *et al*, 2018).

Waisczik e Lima (2020) utilizaram o modelo Hydrus-1D para simular a produção de lixiviado no aterro sanitário de Timbó (SC). A modelagem considerou um perfil composto por 13 camadas, com condição de contorno superior do tipo atmosfera variável e inferior de drenagem livre. Os dados meteorológicos utilizados referem-se ao período de 2017 a 2019. Os resultados indicaram uma superestimação de 33,67% no volume de lixiviado simulado, quando comparado aos valores medidos em campo.

As curvas isotermas de adsorção também são critérios de entrada fundamentais para a modelagem de plumas de contaminação, uma vez que expressam a interação entre contaminantes e as fases sólidas do meio, impactando em sua mobilidade e dispersão. Dessa maneira, a modelagem matemática incorpora os processos de adsorção e dessorção para prever a dinâmica da dispersão temporal do fluxo.

### 3.5 Isotermas de Adsorção

A dinâmica dos metais pesados no solo, que inclui seu comportamento, mobilidade e biodisponibilidade, está relacionada à capacidade dos constituintes sólidos do solo em reter e imobilizar esses elementos por meio de processos como a sorção, especialmente a adsorção. Fatores como a composição e a concentração da solução do solo, além do pH, exercem influência significativa sobre esses mecanismos. A relação entre essa concentração de metais pesados dissolvidos e adsorvidos pode ser representada por meio de isotermas (Mesquita; Silva, 2002; Vega *et al*, 2011).

As isotermas são amplamente utilizadas para descrever a retenção de substâncias químicas no solo. Uma isoterma de adsorção descreve a quantidade de um determinado soluto adsorvida por uma superfície adsorvente, em função da concentração de equilíbrio do soluto (Alleoni *et al*, 1998).

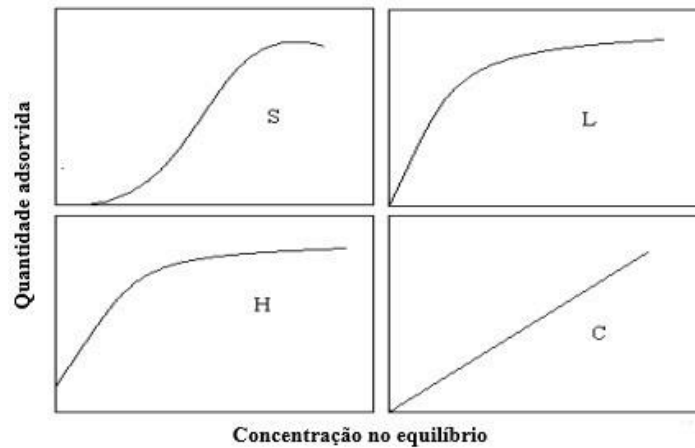
Os modelos de adsorção mais utilizados para avaliar a capacidade do solo em fixar metais pesados são o modelo de Henry (linear), o de Langmuir e o de Freundlich. O modelo de Henry caracteriza a adsorção em concentrações baixas, em que a quantidade adsorvida é proporcional à concentração em massa do adsorbato. O modelo de Langmuir, por sua vez, introduz a ideia de adsorção homogênea de monocamada. Sua isoterma proporciona um parâmetro quantitativo e outro qualitativo. Esse representativo da capacidade máxima de adsorção, aquele associado à energia da ligação entre adsorvente e adsorbato. Ao contrário da isoterma de Langmuir, o modelo de Freundlich pode ser usado para adsorção multicamadas em sítios heterogêneos. Ele assume uma distribuição não uniforme para o calor de adsorção e afinidade nas regiões da superfície (Linhares *et al*, 2010; Kalam *et al*, 2021).

A aplicação de isotermas de adsorção nos estudos de solo tem sido uma ferramenta valiosa, pois contribui para o entendimento de como os metais pesados interagem com esse ambiente. Araújo *et al*. (2002) aplicaram os modelos de Freundlich e Langmuir para avaliar a adsorção de Cd, Cu, Pb e Zn em solos brasileiros intemperizados de diferentes classes. Os autores observaram que a isoterma de Freundlich e a de Langmuir, melhor delimitaram a adsorção desses metais nesse tipo de solo. Por outro lado, Pierangeli *et al*. (2005) avaliaram a adsorção e dessorção de Cd, Cu e Pb em amostras de dois latossolos com mineralogia contrastante por meio das isotermas. Dessa maneira, os estudos evidenciaram que as isotermas, além de quantificar a adsorção, permitiram analisar a competição entre os metais pelos sítios de

fixação, sendo observado que o metal com menor poder competitivo apresenta maior possibilidade de movimentação no perfil do solo.

Uma classificação fornecida por Giles *et al.* (1974) distribui as isotermas de adsorção em quatro tipos, considerando sua inclinação inicial. São elas: isoterma do tipo S (sigmoidais), em que a adsorção inicial é baixa e aumenta conforme o número de moléculas adsorvidas cresce; isoterma do tipo L (Langmuir), cuja curva indica que a adsorção diminui em altas concentrações da solução; isoterma do tipo H (alta afinidade), em que a superfície adsorvente apresenta forte interação com o adsorvato; e isoterma do tipo C (fracionamento constante), que apresenta uma curva característica linear (Pinto, 2010). A Figura 3 ilustra cada isoterma descrita anteriormente:

Figura 3 – Classificação de Isotermas



Fonte: Giles (1960) adaptado por Silva (2022).

### 3.5.1 Isotermas Linear e de Langmuir

A isoterma linear é o modelo de isoterma mais básico existente, que propõe uma relação linear entre a quantidade adsorvida e a concentração total do adsorbato. É aplicável em situações nas quais a taxa de ocupação dos sítios de adsorção é baixa. Nessas condições, a adsorção é bem descrita quando o soluto se encontra em concentrações reduzidas, em que as interações moleculares são mínimas. O modelo representa a adsorção em monocamada nas fases iniciais, sendo, no entanto, inválido em concentrações elevadas de surfactante. O modelo Linear pode ser descrito pela Equação 4 (Kalam *et al.*, 2021).

A isoterma de Langmuir, por sua vez, representa um modelo teórico no qual a adsorção ocorre em sítios definidos, idênticos e equivalentes. O modelo, a princípio, foi desenvolvido para explicar a adsorção em de gás em sólidos, apropriando-se das seguintes condições: (I) adsorção em monocamada; (II) força de adsorção uniforme na superfície do adsorvente homogêneo; e (III)

ausência de impedimento estérico ou interação lateral entre moléculas adsorvidas, mesmo em sítios adjacentes. Em seguida, o modelo foi estendido a sistema líquidos (Franca, 2024).

O modelo de Langmuir pode ser descrito pela Equação 5:

$$q_e = Kh_e \cdot C_e \quad (4)$$

$$S = \frac{k_l \cdot C_e b}{1 + k_l \cdot C_e} \quad (5)$$

Em que  $q_e$  ( $mg \cdot g^{-1}$ ) é a quantidade adsorvida no equilíbrio;  $S$  ( $mg \cdot g^{-1}$ ) é a quantidade de soluto adsorvida;  $KH_e$  ( $L \cdot g^{-1}$ ) é a constante de adsorção de Henry;  $C_e$  ( $mg \cdot L^{-1}$ ) é a concentração de equilíbrio;  $K_l$  ( $L \cdot mg^{-1}$  ou  $L \cdot mol^{-1}$ ) é a constante relacionada à energia de ligação e  $b$  ( $mg \cdot g^{-1}$  ou  $mol \cdot g^{-1}$ ) é a capacidade máxima de adsorção.

## 4 METODOLOGIA

O presente estudo utilizou como base a caracterização geotécnica dos solos e os ensaios de adsorção obtidos por Silva (2022), os quais serviram de referência para a simulação computacional. Nesse estudo, foi analisado o comportamento adsorptivo com relação aos metais Ni, Cu e Cr misturas de solos que constituem o *liner* de um aterro sanitário. Os solos que compõe essas misturas se tratam de solo arenoso da localidade do aterro e solo bentonítico.

### 4.1 Objeto de Estudo

O objeto de estudo será um aterro sanitário localizado no semiárido entre as regiões de Caicó e Campina Grande, apresentado na Figura 4 e atualmente em pleno estado de operação. O aterro ocupa uma área total de 64 hectares, dos quais 39,4 hectares são destinados à construção das células para disposição de resíduos sólidos urbanos (RSU). Atualmente, recebe cerca de 500 toneladas de resíduos diários. Inicialmente, o projeto prevê a execução de 20 células de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU). A geometria definida em projeto estabelece a execução de platôs de resíduos com 5 metros de altura e bermas intermediárias com 6 metros de largura, com uma inclinação máxima de taludes externos de 1:2 até atingir a altura de projeto.

A célula, da qual Silva (2022) coletou o solo do *liner*, apresenta formato cilíndrico, com um diâmetro de 2,0 metros e uma altura de 3,6 metros, e um volume de 11 metros cúbicos. O solo do *liner* é composto por uma mistura de solo arenoso retirado da localidade do aterro com com bentonita na proporção de 4:1.

Figura 4 – Localização do aterro.



Fonte: Autoria própria (2025).

#### 4.1.1 Caracterização do Solo

Inicialmente, para caracterização geotécnica amostras deformadas foram coletadas por Silva (2022) em diferentes pontos da camada de base em execução, garantindo maior representatividade das condições do local durante os ensaios de caracterização.

As unidades de solo utilizadas no estudo foram o solo natural sem adição, a mistura com 5% de solo bentonítico (5SB) e a mistura contendo 20% de solo bentonítico (20SB). A escolha dessas proporções teve como objetivo avaliar a influência da quantidade de bentonita na eficiência do *liner* quanto à contenção do fluxo vertical de contaminantes. A caracterização geotécnica dos materiais revelou que o solo bentonítico possui, aproximadamente, 17% de areia, 32% de silte e 51% de argila. Já a mistura com 20% de SB apresentou cerca de 77% de areia, 13% de silte e 10% de argila. As demais propriedades dos materiais encontram-se descritas na Tabela 2.

Tabela 2 – Caracterização dos Solos

<b>Propriedades</b>	<b>SNL</b>	<b>5SB</b>	<b>20SB</b>
Pedregulho	20,5	10,6	8,6
Areia Grossa	3,5	10,2	8,6
Areia Média	8,2	21,2	19,6
Areia Fina	52,3	41,1	40,8
Silte	8,3	16,9	12,8
Argila	7,2	10,3	9,5
Umidade Higroscópica (%)	0,5	0,9	1,8
Peso Específico dos Grãos (kN/m <sup>3</sup> )	27,8	26,5	26,0
Limite de Liquidez (%)	NP	NP	26,3
Limite de Plasticidade (%)	NP	NP	19,7
Índice de Plasticidade (%)	NP	NP	9,0
Índice de Atividade	-	-	0,9
Classificação SUCS	SM	SM	SC
Umidade Ótima (%)	10,1	10,5	14,8
Peso Específico Aparente Seco Máximo (kN/m <sup>3</sup> )	19,9	18,9	17,6

Fonte: Silva (2022).

Os ensaios de permeabilidade à água com carga variável forneceram os resultados dos coeficientes de condutividade hidráulica (K) apresentados na Tabela 3, um importante parâmetro para modelagem, uma vez que descreve a capacidade do solo permitir o fluxo de água.

Tabela 3 – Valores para Condutividade Hidráulica

<b>Solo</b>	<b>SNL</b>	<b>5SB</b>	<b>20SB</b>
k (m/s)	$1,8 * 10^{(-7)}$	$1,5 * 10^{(-7)}$	$2,2 * 10^{(-8)}$

Fonte: Silva (2022) adaptada pela autora.

## 4.2 Modelagem

A simulação da pluma de contaminação do metal Cr foi desenvolvida por meio da aplicação do modelo computacional Hydrus-1D, software de acesso livre. O software entende por fluxo, apenas o fluxo de água, portanto o estudo foi conduzido em duas etapas: o cálculo de percolados em sentido vertical (fluxo de água, ver Tópico 4.2.4), em razão do uso da aplicação unidimensional, e o cálculo de transporte (transporte de soluto, ver Tópico 4.2.5), o qual contempla a mobilidade do contaminante.

### 4.2.1 Parâmetros de Entrada

Na Tabela 4 abaixo encontram-se os parâmetros de entrada devidamente definidos e apresentados conforme as unidades adotadas pelo software. Para a estimativa da geração de percolados e transporte e contaminantes, utilizaram-se alguns desses parâmetros geotécnicos e hidráulicos.

Tabela 4 – Dados de Entrada do Software Hydrus-1D utilizados.

<b>Categoria</b>	<b>Descrição</b>
<b>Dados de Geometria</b>	Número de Materiais do Solo (tipos diferentes de solo)
	L – Profundidade do Perfil [L] $\alpha$ – Inclinação [°]
<b>Informações de Tempo</b>	Tempo Final [T]
	Número de variáveis de entrada (ex.: para 1 ano = 365 dias)
<b>Parâmetros de Retenção de Água</b>	$\theta_r$ – Conteúdo volumétrico de água residual
	$\theta_s$ - Conteúdo volumétrico de água saturado
	$\alpha$ – Parâmetro empírico para curva de retenção (Van Genuchten ou BC) n – Parâmetro empírico para a curva de Van Genuchten
<b>Dados de Geometria</b>	$K_s$ – Condutividade hidráulica saturada
	$\alpha$ , m e n são parâmetros adimensionais da curva de retenção
<b>Entradas de Tempo Variável</b>	Time - Tempo para o qual é fornecida a gravação de um dado [T]
	Precip – Taxa de precipitação [L/T]
	hCritA – Carga hidráulica mínima permitida na superfície do solo [L]

Fonte: Ottoni (2011) adaptado pela autora

### 4.2.2 Dados Meteorológicos

Os dados meteorológicos foram obtidos por meio da estação automática do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) mais próxima à localização do aterro. Essa estação forneceu dados diários de precipitação, em milímetros, além das temperaturas mínimas e máximas, expressas em graus Celsius.

A análise dos registros revelou algumas lacunas nas informações fornecidas pela estação inicialmente considerada, o que poderia comprometer a continuidade da modelagem. Para garantir a consistência e integridade dos dados, recorreu-se a uma segunda estação, submetida a condições climáticas semelhantes, utilizando-se os dados de precipitação e temperatura correspondentes aos mesmos dias e anos das falhas identificadas. Essa abordagem assegurou maior conformidade do modelo com a realidade.

Tabela 5 – Estações Meteorológicas

	<b>Campina Grande - PB</b>	<b>Caicó - RN</b>
<b>Latitude</b>	-7,22555554	-6,467499999
<b>Longitude</b>	-35,90472222	-37,08499999

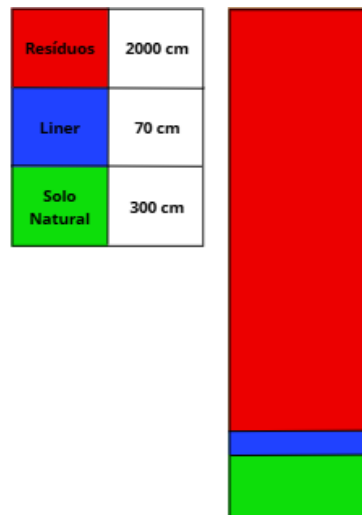
Fonte: Aatoria Própria (2025).

A evapotranspiração potencial ( $ET_0$ ) foi estimada pela Equação de Hargreaves, incorporada ao software Hydrus-1D, a partir de variáveis meteorológicas. Essa equação complementou os dados climáticos utilizados na simulação. Para o fluxo de água, os dados foram inseridos para um período de 15 anos (5.844 dias), enquanto para o transporte de contaminantes foram replicados para um total de 30 anos.

#### 4.2.2 Modelo Geométrico

O modelo geométrico definido para as simulações possui três camadas de materiais: a camada de resíduos (2000 cm), o solo compactado (70 cm) e o solo natural (300 cm). Optou-se por não considerar uma camada de vegetação sobre a pilha de resíduos. A representação esquemática é apresentada na Figura 5.

Figura 5 – Modelo Geométrico



Fonte: Aatoria Própria (2025).

#### 4.2.4 Fluxo de Água

O fluxo de água no sistema foi determinado a partir da obtenção dos parâmetros hidráulicos, estimados tanto por modelagem quanto pelos dados experimentais de Silva (2022).

Para a dedução dos parâmetros hidráulicos do solo, adotou-se o modelo de Van Genuchten–Mualem sem histerese. Ele possibilita a determinação dos parâmetros hidráulicos essenciais de retenção de água pelo solo, como conteúdo volumétrico de água residual e saturada, condutividade hidráulica saturada e parâmetros empíricos da curva de retenção.

As características hidráulicas das camadas de solo foram calculadas por meio do módulo Rosetta disponível no Hydrus-1D. Esse módulo emprega a rede neural para estimar os parâmetros  $\theta_s$  (teor de água na saturação),  $\theta_r$  (teor de água residual),  $\alpha$  e  $n$  (parâmetros da curva de retenção de Van Genuchten) e  $l$  (parâmetro da função de condutividade hidráulica). Como dados de entrada, foram utilizados os resultados obtidos na caracterização geotécnica do solo. Excepcionalmente, a condutividade hidráulica foi inserida manualmente, com base nos valores obtidos por meio de ensaio laboratorial.

Os parâmetros hidráulicos da camada de resíduos sólidos urbanos (RSU) foram extraídos da literatura, em que Ottoni (2011) compilou os seguintes resultados.

Tabela 6 – Parâmetros hidráulicos RSU.

Material	k(cm/dia)	$\theta_s$	$\theta_r$	$\alpha$ (1/cm)	n	l
RSU	233	0,53	0,25	0,2	1,98	0,5

Fonte: Ottoni (2011).

As informações meteorológicas anteriormente citadas forneceram a base necessária para a definição da condição de contorno atmosférica escolhida, escoamento superficial (*run off*). Essa condição considera o escoamento da água que não é infiltrada no sistema, evitando, assim, o acúmulo de água no topo da pilha de resíduos.

Para a condição de contorno inferior da camada de resíduos, adotou-se a drenagem livre, permitindo que o líquido percolado atingisse a base do aterro sanitário. Essa configuração tem como finalidade avaliar a proporção anual do percolado gerado, sendo ela fundamental para a realização da análise do transporte de contaminantes, que será desenvolvida na segunda etapa da modelagem.

As demais configurações, relativas aos intervalos de impressão dos dados e aos critérios de iteração, foram mantidas conforme os valores padrão sugeridos pelo próprio programa.

#### 4.2.5 Transporte de Soluto

Assim como no caso do fluxo de água, o transporte de soluto foi estimado a partir da inserção dos dados experimentais e da definição dos parâmetros hidráulicos diretamente no software. A simulação seguiu os mesmos procedimentos anteriores, com exceção da unidade temporal adotada, que, neste caso, foi o ano.

Inicialmente, selecionou-se o processo de transporte de soluto em sua forma padrão, uma vez que não foram consideradas reações químicas capazes de retardar ou acelerar o deslocamento do soluto no solo.

Com referência ao modelo geométrico, apresentado na Figura 5, a camada de resíduos (2000 cm) não foi considerada visto que a infiltração ocorre abaixo da pilha. A presença dos resíduos influencia apenas no cálculo do fluxo.

Na camada superior, adotou-se como condição de contorno uma carga hidráulica constante (*constant pressure head*), representando o acúmulo de percolado sobre o solo compactado, o que garante uma taxa de infiltração constante ao longo do tempo. Na condição de contorno inferior, manteve-se a drenagem livre, permitindo que o percolado atinja proporções no solo natural.

A discretização temporal foi realizada utilizando o esquema de Crank-Nicholson e, para a unidade adotada, o miligrama. Para dispersividade longitudinal das camadas de solo, adotou-se o equivalente a 10% da profundidade de cada, respectivamente 7 cm (compactado) e 30 cm (natural).

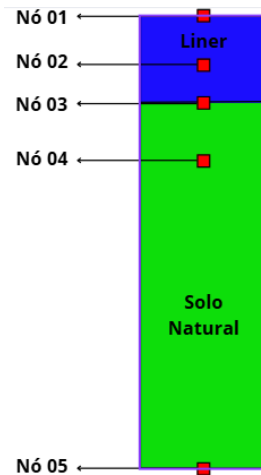
Nessa etapa, foi considerado apenas um soluto, o Cr. Para o parâmetro específico do soluto, o coeficiente de difusão molecular foi obtido na literatura, segundo Lacerda *et al.* (2011), que obtiveram o valor de 0,7 cm<sup>2</sup>/ano para a mistura solo + bentonita.

Como condições de contorno para o transporte de soluto, superior e inferior, considerou-se *concentration flux BC* e zero gradiente de concentração. Dessa maneira, retratamos que não há entradas nem saídas de soluto, o qual pode se mover livremente pelo solo natural. Para a concentração de soluto, foi considerada uma concentração de 100 mg/L na camada *liner*, a fim de averiguar o comportamento do contaminante.

Como último passo da configuração, foram definidos, por meio do editor de gráficos do Hydrus-1D, os nós de observação responsáveis por registrar a evolução da concentração do soluto ao longo do tempo na camada compactada e solo natural. Esses nós funcionam como pontos fixos ao longo do perfil de solo onde o software coleta os resultados simulados, permitindo o monitoramento das variáveis de interesse. Para este estudo, foram selecionados

cinco nós de observação, posicionados conforme apresentado na Figura 6: o nó N1 em 0 cm, na interface entre o percolado acumulado e o início do solo compactado (liner); o nó N2 em 27 cm, no meio da camada de liner; o nó N3 em 70 cm, no limite inferior do liner e início do solo natural; e os nós N4 e N5 no solo natural, localizados em 100 cm e 370 cm de profundidade, respectivamente.

Figura 6 – Nós de observação.



Fonte: Autorial Própria (2025).

#### 4.2.5.1 Isotermas Linear e de Langmuir

A equação de adsorção utilizada pelo Hydrus-1D (Equação 6) engloba parâmetros da curva Linear, de Langmuir e de Freundlich. A forma da curva depende dos valores atribuídos aos parâmetros  $\beta$  e  $n$ : Quando  $\beta = 1$ , a adsorção é descrita pela curva de Langmuir, quando  $n = 0$ , a equação assume a forma de Freundlich; e quando ambos,  $\beta = 1$  e  $n = 0$ , a equação representa a isoterma de comportamento linear.

$$s = \frac{k_s * C^B}{1 + n * C^B} \quad (6)$$

Neste trabalho, a isoterma de Langmuir foi representada pela equação de Redlich-Peterson, em razão de sua estrutura similar à equação de adsorção implementada no Hydrus, o que possibilitou o melhor ajuste dos coeficientes. Já o modelo linear foi analisado a partir da isoterma de Langmuir em sua forma linearizada, permitindo uma comparação mais clara e direta entre os resultados obtidos.

A entrada dos termos no Hydrus, como a constante da distribuição ( $K_d$ ) e coeficiente da isoterma de adsorção para Langmuir ( $a_{rp}$  = Nu no software), foi realizada em  $\text{mg}/\text{cm}^3$ , a fim de manter a consistência com as unidades de massa e volume previamente adotadas na modelagem. Os demais valores das constantes utilizadas encontram-se na Tabela 7 e 8.

Tabela 7 – Parâmetros ajustados do modelo de Redlich-Peterson

<b>Solo - metal</b>	<b><math>k_{rp}(L/mg)</math></b>	<b><math>a_{rp}(L/mg)</math></b>	<b><math>\beta</math></b>	<b><math>R^2</math></b>	<b>SQR</b>	<b>REQM</b>
<b>SNL Cromo</b>	0,379	1,029	0,708	0,488	3,289	0,811
<b>5SB Cromo</b>	0,795	0,997	0,865	0,831	0,394	0,281
<b>20SB Cromo</b>	1,88	0,62	0,833	0,877	1,628	0,571

Fonte: Silva (2022) adaptado pela autora.

Tabela 8 – Parâmetros do Modelo Langmuir Linearizado

<b>Solo - metal</b>	<b><math>k_L(L/mg)</math></b>	<b><math>R^2</math></b>	<b>SQR</b>	<b>REQM</b>
<b>SNL Cromo</b>	0,13	0,674	0,429	0,131
<b>5SB Cromo</b>	0,4611	0,943	0,125	0,071
<b>20SB Cromo</b>	0,2128	0,903	0,284	0,107

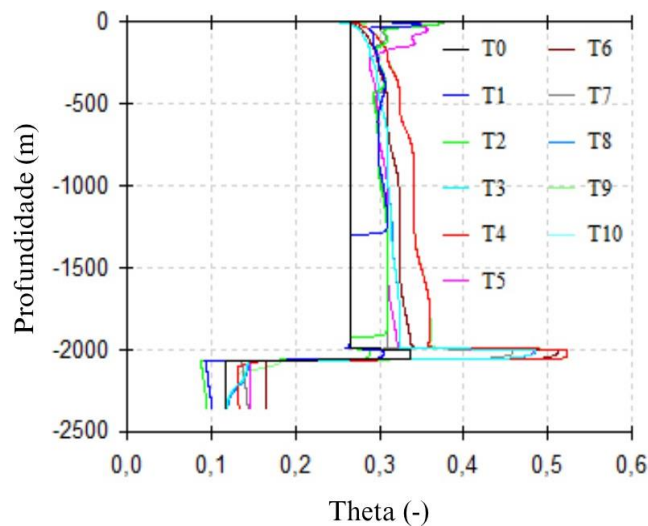
Fonte: Silva (2022) adaptado pela autora.

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.1 Fluxo Vertical de Água

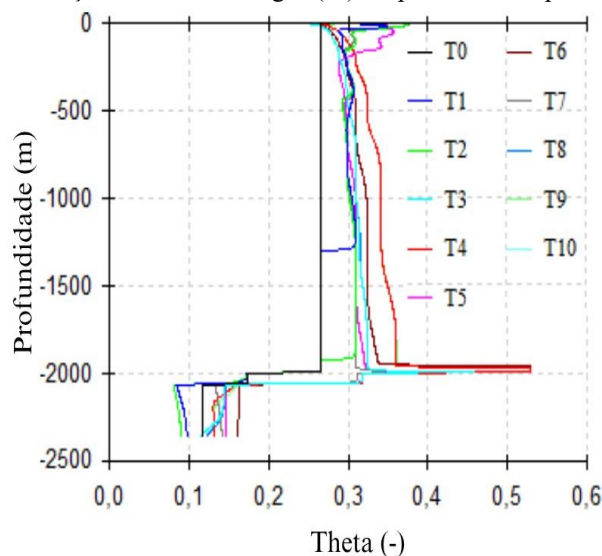
As Figuras 7 e 8 ilustram a variação do teor de umidade ao longo da profundidade na camada de resíduos (0–2000 cm), solo liner (2000–2070 cm) e solo natural (2070–2370 cm). Cada curva T representa um intervalo de tempo igualmente espaçado ao longo de 15 anos, correspondendo a 1 ano e meio entre cada marcação. Observa-se que o fluxo vertical percola pela camada de resíduos, onde os teores de umidade atingem valores próximos de 0,3, evidenciando que houve a formação de lixiviado.

Figura 7 – Variação do volume de água ( $\theta$ ) em profundidade para *liner* 5SB.



Fonte: Autoria Própria (2025).

Figura 8 – Variação do volume de água ( $\theta$ ) em profundidade para *liner* 20SB.



Fonte: Autoria Própria (2025).

Ao atingir a porosidade efetiva, esse fluido escoar até a base do aterro. Para ambos os solos analisados na camada *liner* (2000–2070 cm), os valores de umidade situam-se entre 0,3 e 0,5, indicando retenção e acúmulo. No entanto, no 5SB, observa-se maior variação, o que sugere facilidade na passagem do lixiviado. Em contraste, no 20SB, os níveis se mantêm mais estáveis e as curvas se apresentam próximas entre si, o que revela maior resistência à entrada e percolação do lixiviado. Tal comportamento pode ser justificado pelos efeitos da adição de bentonita, conforme demonstrado por Tito *et al* (2012), que observaram reduções na densidade de fluxo, no número de poros ativos necessários para deslocar os íons e na velocidade de avanço da solução no solo com o aumento das doses de bentonita aplicadas. Esses fatores aumentam o tempo de contato entre os íons metálicos e solo, favorecendo sua retenção.

Na camada de solo natural (2070–2370 cm), o comportamento do lixiviado difere entre os materiais. No solo com 5% de bentonita (5SB), as curvas são mais retílineas e espaçadas, indicando um maior avanço do percolado. Em contraste, no solo com 20% de bentonita (20SB), as curvas apresentam-se sobrepostas e tortuosas, destacando maior dificuldade de o lixiviado atravessar a barreira compactada. Como resultado, uma quantidade de lixiviado menor alcança o solo natural, o que reforça a maior eficiência do 20SB na contenção do fluxo percolante.

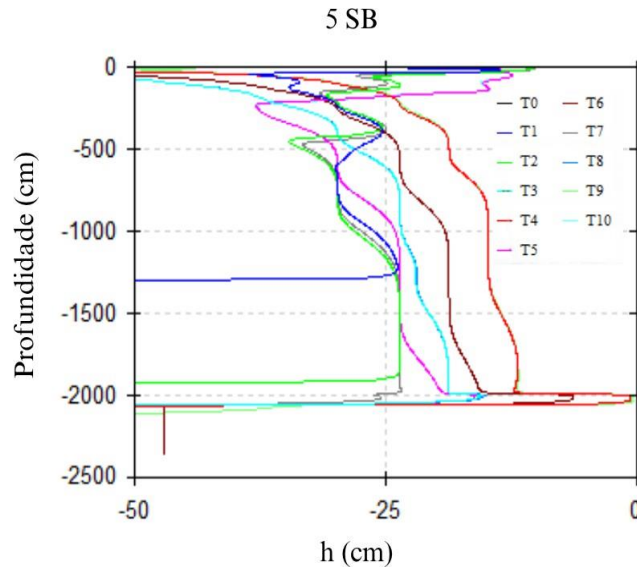
O cálculo do fluxo de água voltado para a formação de lixiviado em aterros sanitários configura-se como uma abordagem inovadora, considerando que o Hydrus-1D é mais utilizado em simulações de fluxos de água e transporte de solutos no solo, como em estudos relacionados à recarga de aquíferos e dinâmica hídrica em sistemas agrícolas. Ainda assim, foi possível estabelecer uma comparação entre os resultados obtidos neste estudo e outras aplicações do software.

Bianco *et al.* (2022) simulou a taxa de recarga de um aquífero em áreas de solo com textura argilosa e observou, por meio dos gráficos de teor de água no solo, uma maior retenção hídrica na camada entre 40–100 cm de profundidade, devido à estrutura do solo. Esse comportamento é semelhante ao observado nas Figuras 7 e 8, nas quais se identifica uma retenção expressiva de água nas camadas compactadas dos solos 5SB e 20SB, evidenciando o papel da estrutura do solo argiloso na retenção de umidade mesmo em contextos distintos de aplicação do Hydrus-1D. Esse fato pode advir também pela estrutura dispersa que ocorre nos solos compactados após a umidade ótima, que é marcada pela redução de vazios e, conseqüentemente, maior dificuldade da passagem de contaminantes através desses vazios.

A análise do perfil de carga de pressão (Figuras 9 e 10) evidenciou o processo de umedecimento da camada de resíduos (0 a 2000 cm). Os valores negativos indicam que o material ainda está em condição não saturada, com a pressão de sucção atuando nos vazios e,

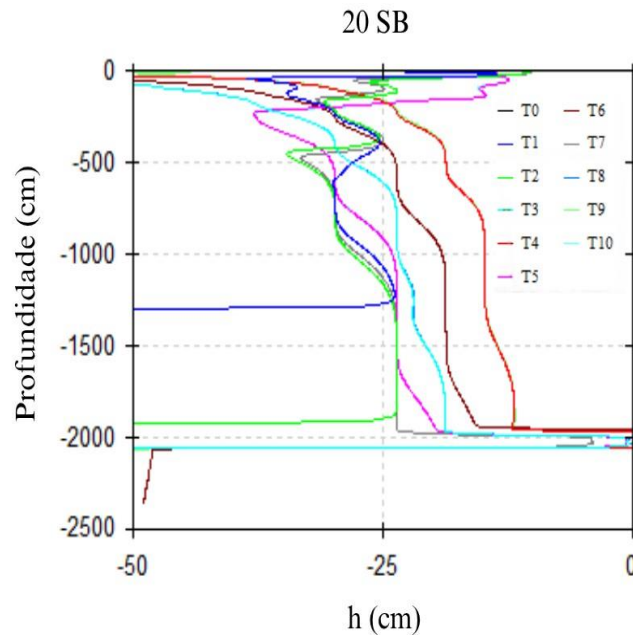
com a movimentação das curvas para a direita ao longo do tempo, observa-se a infiltração de água, aumentando os valores de  $h$ . Ao passar pelo solo *liner* (2000 a 2070 cm), há uma estabilidade e carga de pressão quase constante, sugerindo acúmulo na região e baixa permeabilidade. Ao ultrapassá-la, nota-se uma variação pequena nas curvas e a entrada de percolato em menor quantidade, com valores de  $h$  mais próximos de -50 cm, revelando a continuação do fluxo, porém com menor intensidade no solo natural (2070 a 2370 cm).

Figura 9 – Distribuição da carga de pressão em função da profundidade para o *liner* 5SB.



Fonte: Autoria Própria (2025).

Figura 10 – Distribuição da carga de pressão em função da profundidade para o *liner* 20SB.



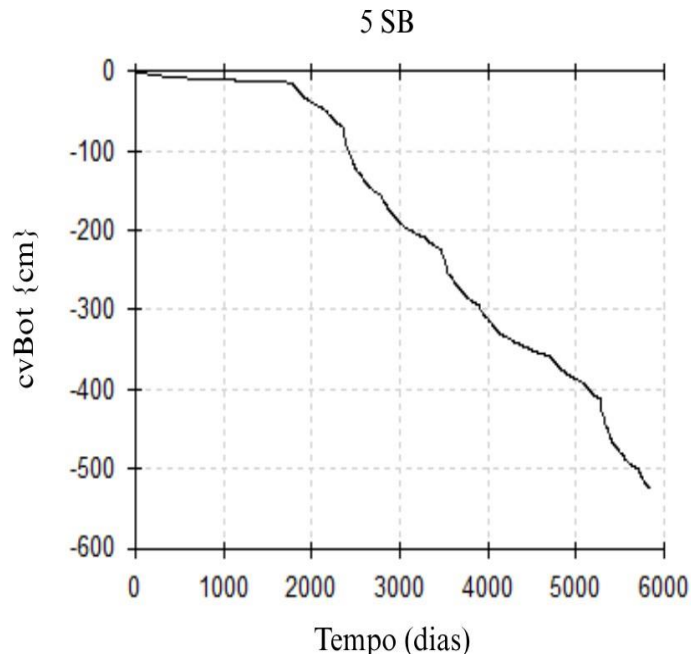
Fonte: Autoria Própria (2025).

## 5.2 Formação de Lixiviado

Após a simulação do transporte advectivo, ou seja, do fluxo vertical de água através dos solos analisados, verificou-se a geração de lixiviado ao longo do tempo, considerando um total de 15 anos. Os resultados obtidos (Figura 11 e 12) indicam que a fluxo ao longo do tempo é semelhante entre para os solos 5SB e 20SB.

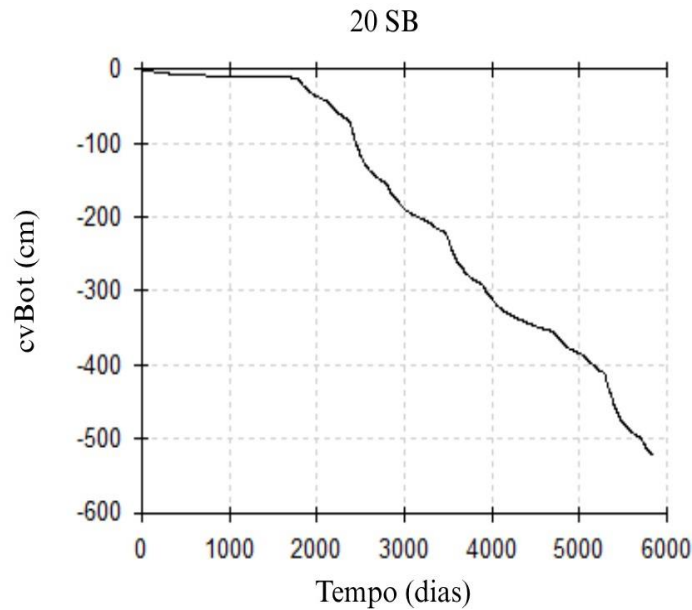
Não há diferença expressiva no volume total de fluxo percolado ao final do período analisado, independentemente do tipo de *liner* adotado. Isso ocorre porque, nas simulações, o fluxo foi estimado até a base da camada de resíduos, considerando condições metereológicas idênticas e um regime de escoamento superficial uniforme sobre a pilha. Esse tipo de escoamento impede a formação de acúmulo de água na superfície (poças), garantindo uma distribuição homogênea da infiltração. Dessa forma, como cenário climático e o comportamento hidrológico da superfície permanecem constantes entre os modelos, o volume que percola até o *liner* tende a ser equivalente. Com base nesses dados, estimou-se que a taxa anual de recarga de lixiviado na camada compactada é de 0,089 cm/dia, o que corresponde a aproximadamente 32,85 cm/ano.

Figura 11 – Fluxo acumulado ao longo do tempo para o *liner* 5SB.



Fonte: Autoria Própria

Figura 12 – Fluxo acumulado ao longo do tempo para o *liner* 20SB.



Fonte: Autoria Própria (2025).

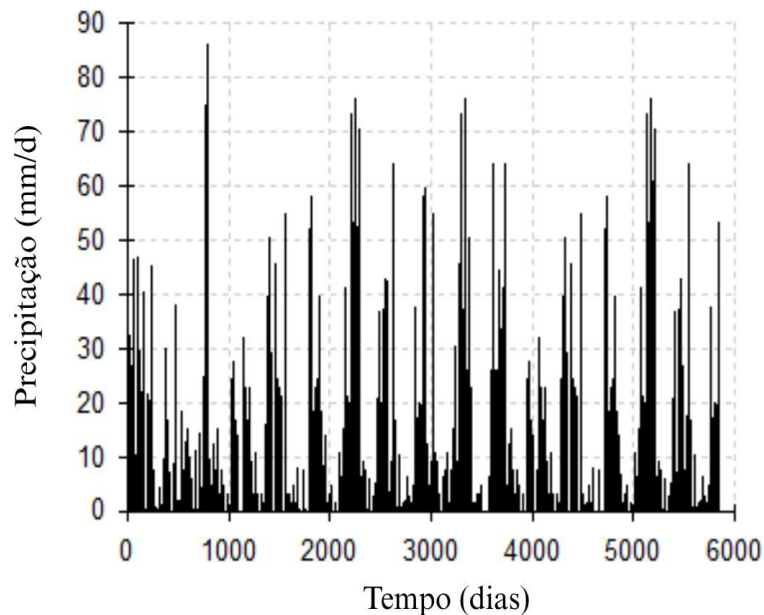
Esse comportamento de baixa produção de lixiviado está diretamente relacionado às características climáticas da região semiárida, onde está localizado o aterro. Trata-se de uma área com baixa média anual de precipitação (cerca de 800 mm), índice de aridez de até 0,5 e elevada probabilidade de ocorrência de secas prolongadas, que podem afetar mais de 60% do ano. Em função dessas condições, a produção de lixiviado ao longo do tempo tende a ser reduzida, e o resíduo permanece, na maior parte do período, em condições de baixa umidade (Gomes *et al*, 2022).

Segundo Cortez *et al.* (2022), a precipitação média extrema no Brasil, entre 1980 e 2015, variou de 40 a 100 mm/dia. Com base nesse intervalo, os dias com precipitação mais intensa (Figura 13) foram os de número 52 (fev/2009); 102 (abr/2009); 781 (fev/2011); 1562 (abr/2013); 2203 (jan/2015); 2233 (fev/2015); 2273 (mar/2015); 2625 (mar/2016); 2923 (jan/2017); 3297 (jan/2018); 3327 (fev/2018); 3707 (fev/2019); 5125 (jan/2023); 5155 (fev/2023); 5205 (mar/2023) e 5547 (mar/2024). Por esse viés, os dias mais significativos de formação de lixiviado foram 53, 103, 782, 1563, 2204, 2234, 2274, 2626, 2924, 3298, 3328, 3708, 5126, 5156, 5206 e 5548, consecutivos às maiores taxas de precipitação. Os dias mencionados estão em sua maioria no primeiro trimestre do ano, condizente com a quadra chuvosa no semiárido brasileiro.

Esse padrão também pode ser observado na Figura 14, que apresenta o comportamento do fluxo na base da camada de resíduos ao longo do tempo de simulação. Os maiores picos negativos de fluxo, com valores de -0,38 cm/dia, que coincidem com os períodos de maior

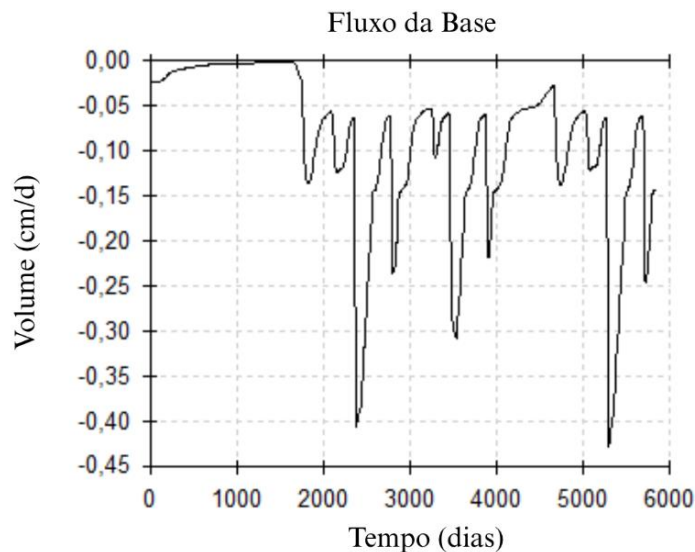
precipitação previamente identificados. Nos intervalos entre esses eventos, o fluxo se mantém reduzido, em torno de  $-0,05$  a  $-0,10$  cm/dia, o que está associado às longas estiagens características do clima semiárido. Evidencia-se que os dados foram obtidos a partir de um nó de observação localizado a 2000 cm de profundidade, na base da camada de resíduos sólidos, imediatamente acima da barreira de solo compactado. Desse modo, o gráfico reflete o volume de lixiviado gerado que alcança a interface de solo compactado, sendo um indicador direto da carga hidráulica que chega ao *liner*.

Figura 13 – Precipitação diária considerando os dados de 01/01/2009 a 31/12/2024.



Fonte: Autoria Própria (2025).

Figura 14 – Recarga da base considerando os dados de 01/01/2009 a 31/12/2024.

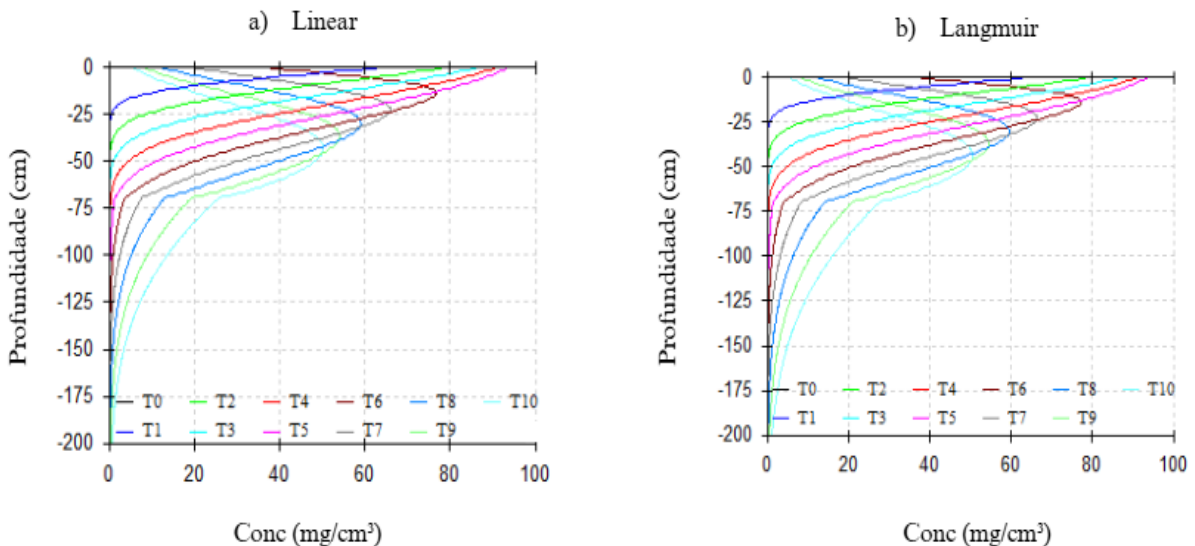


Fonte: Autoria Própria (2025).

### 5.3 Influência das Isotermas

A partir deste ponto, todos os gráficos apresentados referem-se à segunda etapa da simulação, voltada à análise do transporte de soluto. Para essa fase, o período simulado foi de 30 anos. Nos gráficos das Figuras 15 e 16, observa-se o comportamento da concentração de cromo (Cr) utilizando os modelos de isoterma linear e de Langmuir. As curvas representam a distribuição da concentração em diferentes tempos (T0 a T10), ao longo do perfil do solo. Na camada compactada do *liner* (0–70 cm), ambas as isotermas apresentam comportamento semelhante, com maiores concentrações retidas nos primeiros centímetros e valores decrescentes com a profundidade.

Figura 15 – Concentração do soluto em profundidade de solo 5SB para isoterma a) Linear e de b) Langmuir.

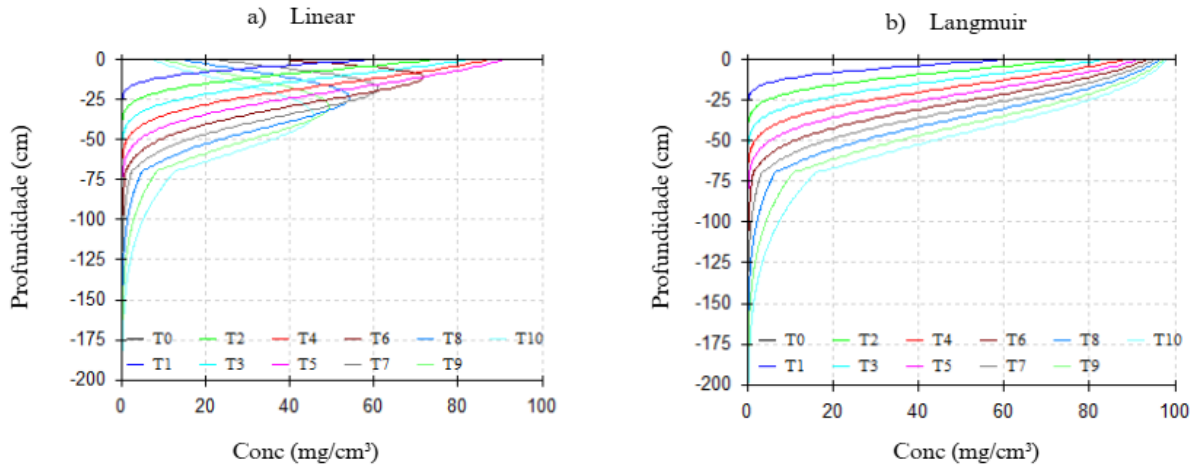


Fonte: Autoria Própria (2025).

Para o solo 5SB (Figura 15b), a isoterma de Langmuir apresenta uma retenção mais acentuada do contaminante na zona superior, evidenciada pelas curvas mais justapostas e com concentrações elevadas nas camadas superficiais. Esse comportamento ocorre porque o modelo considera que existe uma capacidade máxima de adsorção, já que esse é um processo não linear, e, portanto, ocorre a saturação dos sítios ativos. Em contraste, na isoterma linear (Figura 15a), as curvas apresentam menor acúmulo superficial e penetram mais rapidamente no perfil, com linhas mais próximas abaixo de 70 cm e concentrações reduzidas, sugerindo uma maior mobilidade do contaminante. Esse padrão pode sugerir uma superestimação do transporte vertical, como se os íons de Cr atravessassem a barreira compactada com extrema facilidade. De modo geral, o solo 5SB apresentou uma significativa retenção do contaminante, no entanto,

nota-se que o modelo de Langmuir pode representar melhor o processo de retenção desse contaminante.

Figura 16 – Concentração do soluto em profundidade de solo 20SB para isoterma Linear e de Langmuir.



Fonte: Autoria Própria (2025).

O gráfico gerado para o modelo Linear para o 20SB (Figura 16a) mostra o avanço do contaminante que atinge profundidades superiores a 170 cm. Nas etapas iniciais da simulação (T0, T1 e T2), observa-se concentração elevada de cromo na superfície do perfil. Com o passar do tempo, há um deslocamento progressivo da frente de contaminação, caracterizado por curvas mais recentes (T8, T9 e T10) com maiores concentrações em profundidades médias, acompanhadas por redução dos valores superficiais. Esse comportamento reflete a limitação do modelo Linear em sistemas com capacidade adsortiva significativa. A ausência da consideração da saturação adsortiva no modelo linear gera uma superestimativa da migração do cromo, levando à impressão de que o contaminante ultrapassa facilmente a barreira.

A simulação com a isoterma de Langmuir (Figura 16b) revelou um comportamento distinto e mais condizente com as características do solo 20SB. As curvas de concentração apresentam um avanço moderado ao longo do tempo. Nos tempos iniciais (T0 a T3), as curvas indicam acúmulo do contaminante na zona superficial (0–70 cm), e apenas nos tempos mais avançados (T8 a T10) se observa deslocamento para regiões mais profundas, embora de forma menos acentuada que no modelo linear. Ao incorporar o limite de saturação dos sítios adsortivos, a isoterma evita a superestimativa da migração de cátions metálicos, resultando em uma distribuição mais realista da concentração ao longo do tempo.

Um aspecto visual marcante entre os gráficos de Langmuir para o 5SB e 20SB é o formato das curvas: solo 20SB, que apresenta curvas verticais e alinhadas, as curvas do 5SB partem da

esquerda, fazem uma inflexão e posteriormente descem. Isso ocorre porque, com menor teor de bentonita, os sítios adsorptivos se saturam rapidamente, permitindo que o contaminante avance e se acumule em profundidades intermediárias (entre 50 e 130 cm). Assim, observa-se maior concentração nessas camadas, enquanto a região superficial já apresenta redução da concentração, e o fundo do perfil ainda não foi significativamente impactado. Esse aspecto das curvas evidencia a migração parcial e progressiva do Cr, coerente com uma barreira de retenção intermediária. Portanto, embora o contaminante atinja profundidades ligeiramente menores com a isoterma linear, a isoterma de Langmuir representa um reflexo mais fiel da barreira *liner*. O que é reforçado pelos resultados de Araújo *et al.* (2002), que demonstraram que a capacidade-tampão máxima (KLb), parâmetro característico do modelo de Langmuir, foi um dos que melhor descreveram a adsorção de metais pesados como Cd, Cu, Pb e Zn em solos intemperizados.

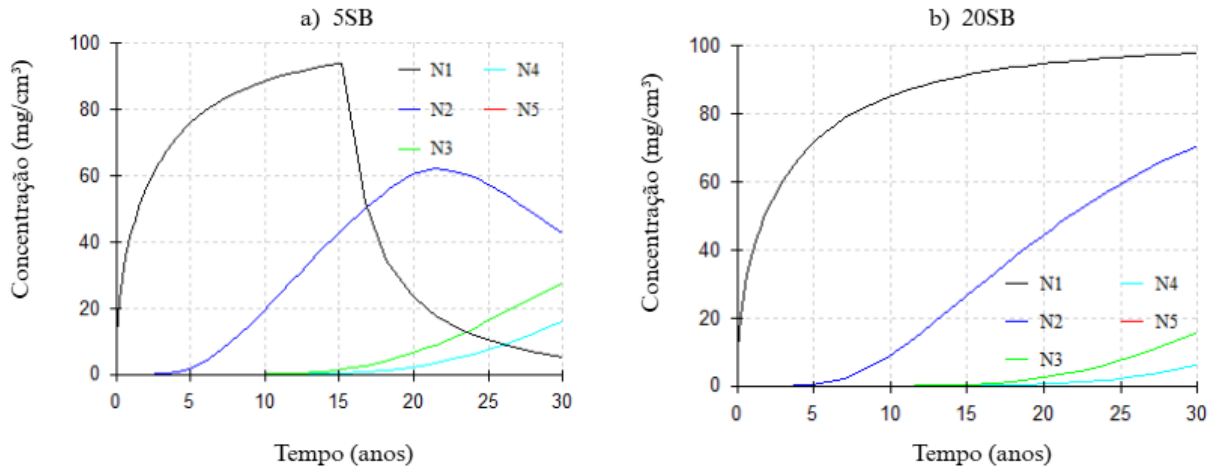
A análise dos dados experimentais para o solo 5SB e a isoterma linear revela um bom ajuste do modelo, com  $R^2$  de 0,943. Em contrapartida, a isoterma não linear de Langmuir apresenta um bom ajuste de modelo ( $R^2$  de 0,831), porém inferior ao da isoterma linear. Para o solo 20SB, a isoterma linear apresenta ajuste de modelo com  $R^2$  de 0,903. Já para a isoterma de Langmuir apresenta  $R^2$  de 0,877. Apesar dos ajustes numéricos semelhantes, a isoterma de Langmuir apresenta valores satisfatórios de  $R^2$  para ambos os solos, indicando um bom grau de correlação entre os dados experimentais e o modelo. Assim a isoterma de Langmuir se ajusta melhor é considerada adequada para representar a sorção de cromo nos solos estudados, fornecendo uma descrição mais condizente com a realidade.

Adebayo *et al.* (2020), em seu trabalho sobre a adsorção de íons  $Cr^{6+}$  utilizando goethita, carvão ativado e um compósito de ambos, analisaram os dados de equilíbrio e concluíram que a isoterma de Langmuir apresentou o melhor ajuste para descrever a sorção de cromo. Os autores observaram elevados coeficientes de correlação ( $R^2 = 0,9946$  para goethita, 0,9971 para carvão ativado e 0,9877 para o compósito) e valores do fator de separação  $R_L$  entre 0 e 1, indicando um processo de adsorção favorável em monocamada sobre sítios homogêneos. Dessa forma, o modelo de Langmuir representa de maneira mais condizente a realidade observada nos experimentos realizados.

Os resultados obtidos por meio da modelagem do transporte vertical de Cr no Hydrus-1D (Figura 16b), apresentaram comportamento semelhante ao observado no ensaio de coluna descrito por Meng *et al.* (2024), no qual se avaliou a migração do  $Cr^{6+}$  em barreiras de sedimento solidificado e em solo argiloso compactado. Em ambos os estudos, observou-se uma redução significativa na concentração do contaminante com a profundidade, indicando a eficácia dos materiais de baixa permeabilidade na contenção da pluma contaminante. Embora

os materiais utilizados sejam distintos, a atenuação do cromo ao longo do perfil é compatível com o comportamento descrito no ensaio de coluna de Meng *et al.* (2024), reforçando a capacidade de adsorção para o desempenho de *liners* em aterros sanitários.

Figura 17 – Concentração ao longo do tempo para os *liners* a) 5SB e b) 20SB.



Fonte: Autoria Própria (2025).

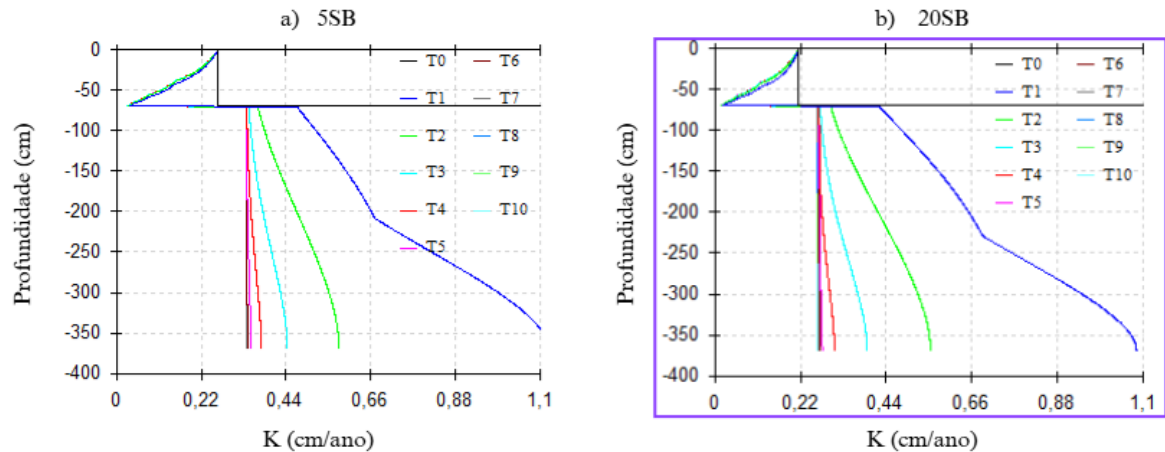
A Figura 17 apresenta as curvas de concentração de cromo ao longo do tempo em diferentes nós de observação para os solos 5SB (Figura 17a) e 20SB (Figura 17b), simulados com a isoterma de Langmuir. No solo 5SB, observa-se um acúmulo intenso de contaminante na superfície (N1) até de 15 anos, seguido por uma queda abrupta devido à saturação e posterior deslocamento da frente de contaminação. No nó N2 (27 cm), dentro da camada compactada, nota-se uma elevação contínua da concentração, atingindo o ápice em torno de 20 anos. A partir do nó N3 (70 cm), na base do *liner*, o avanço da frente contaminante para o solo natural é iniciado, com concentrações crescentes nos nós N4 (100 cm) e N5 (370 cm), embora ainda em valores relativamente baixos.

Já o solo 20SB apresenta uma maior capacidade de retenção do contaminante. No nó N1, a concentração aumenta progressivamente até atingir a saturação próxima ao final da simulação (30 anos), sem a queda abrupta observada no solo 5SB. Nos nós N2 e N3, dentro da barreira de solo compactado, o avanço da frente contaminante ocorre de forma mais lenta devido à maior resistência imposta pelo aumento do teor de bentonita. Nos nós N4 e N5, localizados no solo natural, as concentrações são baixas, indicando menor movimentação do contaminante.

## 5.4 Propriedades Hidráulicas do Perfil de Solo

A Figura 18 ilustra as resultantes nos valores de condutividade hidráulica não saturada (K) do perfil do solo, que estão relacionadas à variação do conteúdo de percolado.

Figura 18 – Condutividade hidráulica no perfil de solo a) 5SB e b) 20SB.



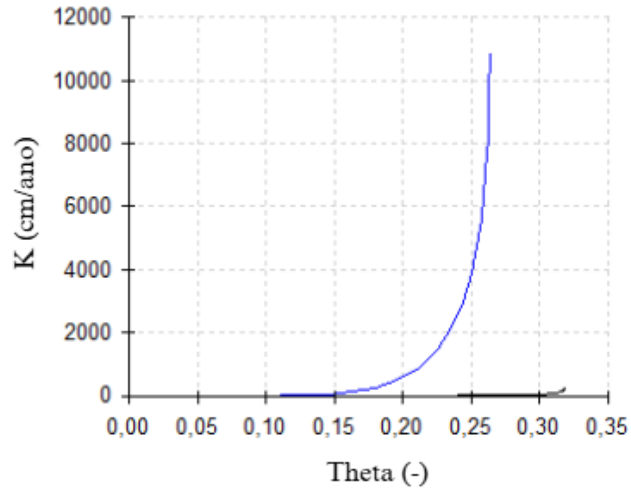
Fonte: Autoria Própria (2025).

Na camada do *liner* (cota 0 a -70 cm), a condutividade hidráulica (K) apresenta valores muito baixos, entre 0,1 e 0,25, indicando baixa mobilidade da água e do contaminante nessa região. Conforme se avança em profundidade, especialmente abaixo de -150 cm, os valores de K aumentam. Observando a curva azul (T1 – 3 anos), percebe-se que o contaminante permanece retido na zona superior do perfil, com escoamento mínimo. Já nas camadas mais profundas, os valores de K se aproximam de 1 cm/ano, podendo até superar esse valor no solo 5SB (Figura 18a), o que revela uma maior capacidade de percolação, embora ainda pouco afetada pela frente de contaminação nesse período. Esse valor de 1 cm/ano é considerado satisfatório ao se levar em conta que se trata de solos com condutividade hidráulica típica entre  $10^{-7}$  e  $10^{-8}$  cm/s. O valor de 1 cm/ano, correspondente a uma condutividade hidráulica de aproximadamente  $3,17 \times 10^{-8}$  m/s, está de acordo com os valores obtidos por Jesus *et al.* (2013) no aterro de Bauru, que variaram entre  $10^{-7}$  e  $10^{-8}$  m/s para solos residuais e de arenito com características tropicais. Especificamente, o solo residual de arenito apresentou valor médio de  $3,3 \times 10^{-8}$  m/s, similar ao observado no solo natural estudado. Essa baixa taxa de percolação no solo natural também pode ser explicada pela baixa disponibilidade de lixiviado atingindo essa camada, devido à eficiência da barreira superior.

Na Figura 19 encontra-se ilustrada a relação entre o teor volumétrico de água do solo ( $\theta$ ) e a condutividade hidráulica não saturada (K). Observa-se uma relação exponencial entre os parâmetros, com um aumento repentino em K quando o valor de  $\theta$  atinge o intervalo entre 0,25 e 0,30, intervalo correspondente ao valor máximo de teor de lixiviado observado durante as simulações, conforme apresentado nas Figuras 7 e 8.

De forma geral, os resultados obtidos evidenciam a influência das características do solo *liner* na retenção de contaminantes e na contenção do fluxo percolante. Observou-se que a eficiência do sistema está diretamente relacionada à composição do material e ao modelo de adsorção adotado, reforçando a importância do adequado dimensionamento da barreira de base em aterros sanitários, especialmente em regiões com condições climáticas adversas.

Figura 19 – Relação entre condutividade hidráulica (K) e theta ( $\theta$ ) .



Fonte: Autoria Própria (2025).

## 6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

O solo 20SB apresentou maior eficiência, demonstrando menor permeabilidade e maior capacidade de retenção de contaminantes. Portanto, foi considerado mais adequado para a utilização como liner no aterro analisado.

Nesse contexto, estimou-se que a maior formação e liberação de lixiviado ocorre no primeiro trimestre do ano, por se tratar do período mais chuvoso. O déficit hídrico característico da região mantém o solo seco por longos períodos, retardando sua saturação e percolação. Com isso, a geração de lixiviado se intensifica principalmente durante eventos de chuva intensa.

No que diz respeito ao comportamento de sorção do Cr, verificou-se que a isoterma que melhor se adapta é a de Langmuir, em concordância com o trabalho experimental de Silva (2022). Essa isoterma é adequada, pois considera a limitação dos sítios de adsorção e a formação de uma monocamada de contaminantes na superfície do solo, características que tornam sua descrição melhor para materiais compactados com alta capacidade de retenção. Além disso, a isoterma de Langmuir apresentou melhor ajuste gráfico aos dados experimentais, evidenciando sua superioridade na representação do comportamento de sorção do metal.

### 6.1 Sugestões para Trabalhos Futuros

- Realizar a simulação com uma cobertura de solo compactado sobre a pilha de resíduos (configuração atual do aterro) e verificar as alterações no volume de lixiviado acumulado.
- Realizar a simulação considerando uma cobertura de vegetação sobre a pilha de resíduos e avaliar os efeitos da evapotranspiração.
- Avaliar o comparativo das simulações sem cobertura da pilha de resíduos, com cobertura vegetal e com cobertura de solo compactado, visando identificar o impacto de cada condição.
- Simular o solo 20SB utilizando a isoterma de Freundlich, com o objetivo de comparar o desempenho deste modelo com as isotermas de Langmuir e Linear na sorção do contaminante.

## REFERÊNCIAS

ADEBAYO, G.B., ADEGOKE, H.I. & FAUZEEYAT, S. Adsorption of Cr(VI) ions onto goethite, activated carbon and their composite: kinetic and thermodynamic studies. *Appl Water Sci* 10, 213 (2020) DOI: <https://doi.org/10.1007/s13201-020-01295-z>.

ALLEONI, L.R.F.; CAMARGO, O.A.; CASAGRANDE, J.C.. Isotermas de langmuir e de freundlich na descrição da adsorção de boro em solos altamente intemperizados. *Scientia Agricola*, [S.L.], v. 55, n. 3, p. 379-387, 1998. FapUNIFESP (SciELO). DOI: <https://doi.org/10.1590/S0103-90161998000300005>.

ALMEIDA, Nair Conde de; ANGELIS, Dejanira de Franceschi de. **Chorume gerado em aterros sanitários: interferências na saúde ambiental**. 2016. Disponível em: <https://conexaoagua.mpf.mp.br/arquivos/artigos-cientificos/2016/05-chorume-gerado-em-aterros-sanitarios-interferencias-na-saude-ambiental.pdf>. Acesso em: 17 jan. 2025

AMARAL, Marco Albino Bento. **Poluição dos solos por metais pesados na zona urbana de Ponta Delgada**: implicações na saúde pública. 2013. 98 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Ciências Biomédicas, Departamento de Biologia, Universidade dos Açores, Ponta Delgada, 2012. Disponível em: <http://hdl.handle.net/10400.3/1896>. Acesso em: 18 abr. 2025.

ARAÚJO, W. S.; AMARAL SOBRINHO, N. M. B.; MAZUR, N.; GOMES, P. C.. Relação entre adsorção de metais pesados e atributos químicos e físicos de classes de solo do Brasil. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, [S.L.], v. 26, n. 1, p. 17-27, mar. 2002. FapUNIFESP (SciELO). DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/s0100-06832002000100003>. Acesso em: 17 abr. 2025.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10004-1: Resíduos Sólidos - Classificação**. Rio de Janeiro, 2024.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 13896: Aterros de resíduos não perigosos - Critérios para projeto, implantação e operação**. Rio de Janeiro, 1997.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 8419: Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos - Procedimento**. Rio de Janeiro, 1992. Versão corrigida em 1996.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE RESÍDUOS E MEIO AMBIENTE (ABREMA). **Brasil enfrenta desafio crítico com descarte inadequado de lixo em 2023**. São Paulo, 2024. Disponível em: <https://www.abrema.org.br/2024/07/24/brasil-enfrenta-desafio-critico-com-descarte-inadequa-do-de-lixo-em-2023/>. Acesso em: 18 dez. 2024.

BARBOSA, Isabela Marques Vara. **O cromo no meio ambiente e tratamentos de efluentes contaminados com metais pesados**. 2017. 42 f. TCC (Graduação) - Curso de Engenharia Química, Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia - Mg, 2017. Disponível em: <https://repositorio.ufu.br/handle/123456789/36519>. Acesso em: 25 jan. 2025.

BIANCO, Luciana Cruz et al. **Taxa de recarga do aquífero em áreas de Latossolo Amarelo sem vegetação na região nordeste do Pará – Amazônia.** In: TEIXEIRA, Wenceslau Gerales et al. (org.). Simulação de fluxos de água e solutos no solo [livro eletrônico]. Rio de Janeiro: Edição dos Autores, 2022. p. 13. PDF.

BOKONBAEV, K.J.; KOSTENKO, L.S.; BOKONBAEVA, S.J. **Ecological geochemistry of Kemin Mining Complex of Kyrgystan.** In: INTERNATIONAL GEOLOGICAL CONGRESS. Documents of the 30th Internat. Geol. Cong. Beijing. 1996.

BORGES, Thayrinne Marcella Rodrigues. **Guia para monitoramento ambiental em aterros sanitários.** 2015. 71 f. TCC (Graduação) - Curso de Engenharia Ambiental e Sanitária, Departamento de Ciência e Tecnologia Ambiental, Centro Federal de Educação Tecnológica de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2015. Disponível em: <https://www.dcta.cefetmg.br/wp-content/uploads/sites/21/2018/03/TCC-THAYRINNE-MAR-CELLA-RODRIGUES-BORGES.pdf>. Acesso em: 17 jan. 2025.

BRASIL. Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos. Brasília: Diário Oficial da União, 2010.

BRASIL. Ministério das Cidades. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental (Org.). **Resíduos sólidos: projeto, operação e monitoramento de aterros sanitários: guia do profissional em treinamento: nível 2.** Belo Horizonte: ReCESA, 2008.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Programa Nacional de Capacitação de Gestores Ambientais: Módulo específico licenciamento ambiental de tratamento de esgoto e aterros sanitários.** Brasília: MMA, 2009.

BURAK, D.L.; ANDRADE, F.V.; FONTES, M.P.F.; FERNANDES, R.B.A. . **Metais pesados em solos: Aspectos gerais.** In: Polaczyk, R.A.; Cecílio, R.A.; Matta, F.P.; Soares, T.C.B.; Pezzopane, J.E.M.; Campanharo, W.A.; Oliveira, M.C.C. (Org.). Estudos Avançados em Produção Vegetal. 1 ed. Vitória, ES, 2008, v. 32, p. 571-592.

CARVALHO, Ubirajara Hutter. **Modelagem de fluxo e transporte em meio poroso de contaminantes orgânicos em área de indústria.** Águas Subterrâneas, São Paulo, v. 35, n. 3, p. 1–10, 2021. Disponível em: <https://aguassubterraneas.abas.org/asubterraneas/article/view/29344>. Acesso em: 18 abr. 2025.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **Manual de Gerenciamento de Áreas Contaminadas.** São Paulo, 1999. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/areas-contaminadas/documentacao/manual-de-gerenciamento-de-areas-contaminadas/informacoes-gerais/apresentacao-2/>. Acesso em: 10 jan. 2025.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **Planilhas para avaliação de risco.** São Paulo: CETESB, 2014. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/areas-contaminadas/documentacao/planilhas-para-avaliacao/>. Acesso em: 10 jan. 2025.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA. Resolução Nº 420. Brasília: Diário Oficial da União, 2009.

CORTEZ, Bianca Nespoli; PIRES, Gabrielle Ferreira; AVILA-DIAZ, Alvaro; FONSECA, Humberto Paiva; OLIVEIRA, Lais Rosa. Nonstationary extreme precipitation in Brazil. **Hydrological Sciences Journal**, [S.L.], v. 67, n. 9, p. 1372-1383, 4 jul. 2022. Informa UK Limited. <http://dx.doi.org/10.1080/02626667.2022.2075267>.

COTTON, F.A E WILKINSON, G. **Advanced Inorganic Chemistry**, A comprehensive text. 6<sup>o</sup> edição, John Wiley and Sons, New York, 1999.

Dąbrowska, D., Witkowski, A. & Sołtysiak, M. Representativeness of the groundwater monitoring results in the context of its methodology: case study of a municipal landfill complex in Poland. **Environ Earth Sci** 77, 266 (2018). DOI: <https://doi.org/10.1007/s12665-018-7455-x>.

DIAS, Allana Siqueira; SOARES, Willames de Albuquerque. Desempenho do modelo HYDRUS - 1D utilizando diferentes formas de caracterização hidrodinâmica. **Holos Environment**, v. 19, n. 3, p. 376–390, 2019. Disponível em: <https://www.cea-unesp.org.br/holos/article/view/12309>. Acesso em: 18 abr. 2025.

FERREIRA, Maria Isabel Barcelos. **Bioadsorção como tratamento para remoção de metais pesados: estudo de caso em uma indústria de papel e celulose**. 2024. 27 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Química) - Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2024. Disponível em: <https://repositorio.ufu.br/handle/123456789/43849>. Acesso em: 27 abr. 2025.

FERREIRA, Raissa Fonseca; MENDONÇA, Andreza Pereira; CUZZOUL, E. R.; NASCIMENTO, E. L.; STACHIW, R.; FERREIRA, E. Análise microbiológica e direção do fluxo subterrâneo do lixão desativado em Ji-Paraná, Rondônia. **Revista Brasileira de Ciências da Amazônia**, v. 3, p. 37–46, 2014. Disponível em: <https://periodicos.unir.br/index.php/rolimdemoura/article/view/1180/1265>. Acesso em: 11 abr. 2025.

FRANÇA, Antonia Mayza de Moraes. **Desenvolvimento de zeólita A com estrutura hierárquica como adsorvente versátil para remoção de íons Cu<sup>2+</sup>, Cd<sup>2+</sup> e Pb<sup>2+</sup> em meio aquoso**. 2024. 201 f. Tese (Doutorado em Química) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2024. Disponível em: <https://repositorio.ufc.br/handle/riufc/78607>. Acesso em: 17 abr. 2025.

FREITAS, Romikson Christiano da Silva; SOUZA, Mayara Andrade; MIRANDA, Paulo Rogério Barbosa de; COSTA, João Gomes. Contaminação ambiental por metais pesados provenientes do descarte irregular de resíduos sólidos urbanos. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, v. 12, n. 9, p. 433–441, set. 2021. DOI: 10.6008/CBPC2179-6858.2021.009.0033. Acesso em: 14 abr. 2025.

GALVÃO, Ana Cláudia de Andrade. **Índices de poluição do solo por metais pesados e riscos ecológicos e à saúde humana em lixão no semiárido**. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental) – Centro de Tecnologia, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2022. Disponível em: <https://repositorio.ufrn.br/handle/123456789/46094>. Acesso em: 14 abr. 2025.

GILES, C. H. et al. A system of classification of solution adsorption isotherms, and its use in diagnosis of adsorption mechanisms and in measurement of specific areas of solids. **Journal Chemistry Society**, Studies in Adsorption Part XI, 3973-3993, 1960.

GOES, Dalvan. A contribuição do aterro sanitário na gestão de resíduos sólidos: um breve estudo de caso no aterro de Paulo Afonso, BA. **Revista Científica da FASETE**, [S.l.], v. 2016, p. 90–105, 2016. Disponível em: [https://www.unirios.edu.br/revistarios/media/revistas/2016/10/a\\_contribuicao\\_do\\_aterro\\_sanitario\\_na\\_gestao\\_de\\_residuos\\_solidos.pdf](https://www.unirios.edu.br/revistarios/media/revistas/2016/10/a_contribuicao_do_aterro_sanitario_na_gestao_de_residuos_solidos.pdf). Acesso em: 11 abr. 2025.

GOMES, Naiara Angelo; SILVA, Elisângela Maria da; SILVA, Luisa Thaynara Muricy de Souza; COSTA, Danilo Brito da; PAIVA, William de; MONTEIRO, Veruschka Escarião Dessoles; MELO, Márcio Camargo de. Adsorption of pollutants in sanitary landfill leachate using granular activated carbon and bentonite clay. **Desalination And Water Treatment**, [S.L.], v. 248, p. 111-123, fev. 2022. Elsevier BV. DOI: <http://dx.doi.org/10.5004/dwt.2022.28125>.

GREENVIEW. **Impacto da contaminação do solo e da água na saúde humana**. 2023. Disponível em: <https://greenviewgv.com.br/impacto-da-contaminacao-do-solo-e-da-agua-na-saude-humana/>. Acesso em: 10 jan. 2025.

HELENE, Livia Portes Innocenti. **Diagnóstico ambiental de solo contaminado por cromo de curtume em Motuca (SP) por métodos geofísicos**. 2016. 74 f. Dissertação (Mestrado em Geociências e Meio Ambiente) – Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Rio Claro, 2016. Disponível em: Acesso em: 18 abr. 2025.

HENRIQUE JÚNIOR, S. de S.; MONTEIRO, M. I. C.; DA SILVA, L. I. D.; NETO, A. A.; CARNEIRO, M. C. Especiação de cromo usando método espectrofotométrico e análise multicomponente. In: ENCONTRO NACIONAL DE TRATAMENTO DE MINÉRIOS E METALURGIA EXTRATIVA (ENTMME), 22., 2007, Rio de Janeiro. **Anais [...]**. Rio de Janeiro: CETEM, 2007. p. 509–515. Disponível em: <https://www.cetem.gov.br/antigo/images/congressos/2007/CAC00340007.pdf>. Acesso em: 18 abr. 2025.

INDIAN INSTITUTE OF TECHNOLOGY KANPUR. **Chemistry Chromium**. SATHEE – Government of India, Ministry of Education, 2023. Disponível em: <https://sathee.iitk.ac.in/article/chemistry/chemistry-chromium/>. Acesso em: 4 jul. 2025.

JESUS, Lucas Scarpanti de *et al.* Investigação da Condutividade Hidráulica dos Solos de uma Área de Aterro de Resíduos Sólidos Urbanos por meio de Ensaio de Campo de Laboratório. **Ciência e Engenharia**, [s. l.], v. 22, n. 1, p. 21-28, 14 nov. 2013.

KALAM S, ABU-KHAMSIN SA, KAMAL MS, PATIL S. **Surfactant Adsorption Isotherms: A Review**. ACS Omega. 2021 Nov 24;6(48):32342-32348. doi: 10.1021/acsomega.1c04661. PMID: 34901587; PMCID: PMC8655760.

LACERDA, Cláudia Virgínia; CASTRO, José Adilson de; RITTER, Elisabeth; PIRES, João Antônio da Costa; BONFIM, Adriana Moreira. Comparação da eficiência de três materiais na sorção e difusão dos íons metálicos através de ensaios experimentais e simulação

computacional. Rem: **Revista Escola de Minas**, [S.L.], v. 64, n. 4, p. 471-478, dez. 2011. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s0370-44672011000500012>.

LINHARES, Lucília Alves; EGREJA FILHO, Fernando Barbosa; IANHEZ, Renato; SANTOS, Elisângela Augusta dos. Aplicação dos modelos de Langmuir e Freundlich na adsorção de cádmio e chumbo em diferentes classes de solos brasileiros. **Revista Tecnológica**, v. 17, n. 1, p. 49-60, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.4025/revtecnol.v17i1.5274>. Acesso em: 17 abr. 2025.

LOTTI, Raquel S.; MACHADO, André W.; MAZZIEIRO, Ênio T.; LANDRE JÚNIOR, Janes. Aplicabilidade científica do método dos elementos finitos. **Revista Dental Press de Ortodontia e Ortopedia Facial**, Maringá, v. 11, n. 2, p. 35-43, mar./abr. 2006. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/dpress/a/6WCw3yW7WhXWnRYJRGtYzPq/?lang=pt>. Acesso em: 18 abr. 2025.

MA, Shijun *et al.* Leachate from municipal solid waste landfills in a global perspective: characteristics, influential factors and environmental risks. **Journal Of Cleaner Production**, [S.L.], v. 333, p. 130234, jan. 2022. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.130234>.

MATHIAS, Dayana Balestieri. **Análise dos impactos ao ambiente e à saúde gerados pela disposição final de resíduos sólidos urbanos em áreas desativadas e/ou remediadas**. 2018. 120 f. Dissertação (Mestrado em Saúde Pública) – Escola Nacional de Saúde Pública Sergio Arouca, Fundação Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro, 2018. Disponível em: <https://arca.fiocruz.br/handle/icict/48776>. Acesso em: 11 abr. 2025.

MATOS, Francinaldo Oliveira; MOURA, Quêzia Leandro; CONDE, Giselly Brito; MORALES, Gundisalvo Piratoba; BRASIL, Érika Castilho. **Impactos ambientais decorrentes do aterro sanitário da Região Metropolitana de Belém-PA: aplicação de ferramentas de melhoria ambiental**. Caminhos de Geografia, Uberlândia, v. 12, n. 39, p. 297-305, 2011. Disponível em: <https://seer.ufu.br/index.php/caminhosdegeografia/article/view/16593>. Acesso em: 11 abr. 2025.

MENG, Wencheng; GUO, Lin; YUAN, Jiayue; CHEN, Shiyu; CAI, Guanghua; LU, Haijun. A Novel Landfill Liner Material for Solidified Lake Sediment Based on Industrial By-Product and Construction Waste: engineering behavior and cr(vi) breakdown characteristics. **Buildings**, [S.L.], v. 14, n. 11, p. 3447, 29 out. 2024. MDPI AG. <http://dx.doi.org/10.3390/buildings14113447>.

MESQUITA, M. E.; VIEIRA E SILVA, J. M. **Preliminary study of pH effect in the application of Langmuir and Freundlich isotherms to Cu-Zn competitive adsorption**. Geoderma, Amsterdam, v. 106, n. 3-4, p. 219-234, abr. 2002. DOI: 10.1016/S0016-7061(01)00125-2.

MORAIS, Josmaria Lopes de *et al.* Tratamento de chorume de aterro sanitário por fotocatalise heterogênea integrada a processo biológico convencional. **Química Nova**, [S.L.], v. 29, n. 1, p. 20-23, fev. 2006. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s0100-40422006000100005>.

NASCENTES, Rejane. **Estudo da mobilidade de metais pesados em um solo residual compactado**. 2006. 200 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2006. Disponível em: <https://locus.ufv.br/items/307924aa-a655-4f0d-913f-e45e231e579c>. Acesso em: 11 abr. 2025.

NOGUEIRA, Andréa Lima. **Análise do monitoramento da contaminação ambiental do solo do aterro de resíduos sólidos urbanos encerrado em Seropédica**. 2015. 166 f. Dissertação (Mestrado em Saúde Pública) – Escola Nacional de Saúde Pública Sergio Arouca, Fundação Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro, 2015. Disponível em: <https://www.arca.fiocruz.br/handle/icict/13920>. Acesso em: 11 abr. 2025.

ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DE SAÚDE. **Definition of Environmental Health developed at WHO consultation in Sofia, Bulgaria**. Washington: WHO; 1993.

ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DE SAÚDE. **Health as the Pulse of the New Urban Agenda: United Nations Conference on Housing and Sustainable Urban Development**, Quito. 2016.

OTTONI, Victoria. **Simulação de Fluxo Vertical em Aterro de Resíduos Sólidos Urbanos**. 2011. 196 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Civil, Corpo Docente do Instituto Alberto Luiz Coimbra de Pós-Graduação e Pesquisa de Engenharia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2011. Disponível em: <http://www.coc.ufjf.br/pt/dissertacoes-de-mestrado/111-msc-pt-2011/1447-victoria-ottoni-alm-eida-de-souza>. Acesso em: 05 jun. 2011.

PIEIDADE JÚNIOR, C. R. C. **Análise da potencialidade de alguns solos não lateríticos para utilização em barreiras impermeáveis**. 2003. 124 f. Dissertação (Mestrado em Geotecnia). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, SP, 2003. <https://doi.org/10.11606/D.18.2003.tde-07052008-150323>.

PIERANGELI, M. A. P.; GUILHERME, L. R. G.; CURI, N.; COSTA, E. T. de S.; LIMA, J. M. de; MARQUES, J. J. G. de S. e M.; FIGUEIREDO, L. F. P. Comportamento sortivo, individual e competitivo, de metais pesados em Latossolos com mineralogia contrastante. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 31, n. 4, p. 819–826, 2007. DOI: 10.1590/S0100-06832007000400022.

PIGGOTT, John H.; CAWLFIELD, Jeffrey D.. Probabilistic sensitivity analysis for one-dimensional contaminant transport in the vadose zone. **Journal Of Contaminant Hydrology**, [S.L.], v. 24, n. 2, p. 97-115, nov. 1996. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/s0169-7722\(96\)00003-4](http://dx.doi.org/10.1016/s0169-7722(96)00003-4).

PINTO, Thaís Frazão. **Adsorção de corante têxtil (violeta brilhante 5R remazol) por serragem de madeira modificada com anidrido succínico**. 2010. 67 f. Dissertação (Mestrado em Química) – Universidade Federal do Maranhão, São Luís, 2010. Disponível em: <https://tedebc.ufma.br/jspui/handle/tede/910>. Acesso em: 17 abr. 2025.

Podlasek, A. Modeling leachate generation: practical scenarios for municipal solid waste landfills in Poland. **Environ Sci Pollut Res** 30, 13256–13269 (2023). <https://doi.org/10.1007/s11356-022-23092-8>

RIBEIRO, Marcos André do Côto. **Contaminação do solo por metais pesados**. 2013. 249 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Ambiente) – Universidade Lusófona de Humanidades e Tecnologias, Lisboa, 2013. Disponível em: <https://recil.ulusofona.pt/items/108a025c-5ff1-4f96-b2f0-82aee81e17ba>. Acesso em: 11 abr. 2025.

ROCHA, Sérgio Anunciação. **Determinação espectrofotométrica de cromo(VI) na presença de cromo(III) usando Br-PADAP**. 2000. Dissertação (Mestrado em Química) – Instituto de Química, Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2000. Disponível em: <https://repositorio.ufba.br/handle/ri/20806>. Acesso em: 18 abr. 2025.

ROSEIRO, C. M. D. **Poluição causada pelo tráfego rodoviário nos solos e nas águas subterrâneas: um caso de estudo na EN10 – Recta do Cabo**. 2002. 227 f. Dissertação (Mestrado em Geologia Económica e Aplicada) – Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Lisboa, 2002.

SAITO, K. K. S. *et al.* Numerical modeling applied to leachate generation using HYDRUS – case study: Seropédica, Rio de Janeiro, Brazil. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 26, n. 4, p. 639–649, 2021. DOI: 10.1590/S1413-415220190317.

SANTOS, Ademir da Silva; VELASCO, Fermin Garcia; LUZARDO, Francisco Heriberto Martínez; ANDRADE, Sérgio Fred Ribeiro; GONZÁLEZ, Luis Nieto. **Avaliação do risco toxicológico através da modelagem dinâmica da exposição aos compostos BTEX**. *Ambiência*, Guarapuava, v. 14, n. 1, p. 154–173, 2018. Disponível em: <https://revistas.unicentro.br/index.php/ambiencia/article/view/4693>. Acesso em: 18 abr. 2025.

SÃO PAULO (Estado). Secretaria do Meio Ambiente. **Resíduos sólidos**. São Paulo: Secretaria de Estado do Meio Ambiente, Coordenadoria de Planejamento Ambiental, 2010. Disponível em: <https://arquivo.ambiente.sp.gov.br/publicacoes/2016/12/6-ResiduosSolidos.pdf>. Acesso em: 14 fev. 2025.

Scottish Environment Protection Agency (SEPA). **Landfill Site Management Plan Guidance**. 2023. Disponível em: <https://www.sepa.org.uk/media/594599/sepa-landfill-management-plan-guidance.pdf>. Acesso em: 27 jun. 2025.

SILVA, Auciane Dyrllen da. **Expansividade de Misturas de Solo em Camada de Base de Aterro Sanitário: um estudo de caso no semiárido paraibano**. 2022. 81 f. TCC (Graduação) - Curso de Engenharia Civil, Universidade Federal do Ceará, Russas, 2022. Disponível em: <http://repositorio.ufc.br/handle/riufc/64638>. Acesso em: 28 maio 2025.

SILVA, Camila Maria Alves da; SOUSA, Mauro César Brito de; FORTES, Ana Carolina Chaves. **Tratamento de percolado de aterros sanitários: uma revisão na literatura**. CONGRESSO BRASILEIRO DE GESTÃO AMBIENTAL. Teresina: IBEAS, 2022. Disponível em: <https://www.ibeas.org.br/congresso/Trabalhos2022/IX-019.pdf>. Acesso em: 11 abr. 2025.

SILVA, Daniela Lima Machado da. **Mecanismos de Transporte de Metais Pesados em Misturas de Solos utilizados como Camada de base em Aterro Sanitário**. 2023. 183 f. Tese (Doutorado) - Curso de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade Federal de Campina

Grande, Campina Grande, 2022. Disponível em: <http://dspace.sti.ufcg.edu.br:8080/jspui/handle/riufcg/29494>. Acesso em: 05 jun. 2025.

SILVA, Luisa Thaynara Muricy de Souza; OLIVEIRA, Andreia Azevedo Abrantes de; SOUZA, Júlia Daniele Silva de; SANTOS NETO, Severino Martins dos; COUTINHO, Artur Paiva. **Poluição do solo por metais pesados: uma revisão de literatura**. In: CONGRESSO NACIONAL INTERDISCIPLINAR EM MEIO AMBIENTE E SOCIEDADE (CONIMAS), 2019, Campina Grande: Realize Editora, 2019. Disponível em: <https://editorarealize.com.br/artigo/visualizar/63774>. Acesso em: 11 abr. 2025.

SILVA, Paula Tereza de Souza e; SILVA, Valdinete Lins da. **Extração e recuperação do cromo em resíduos sólidos de uma indústria de galvanoplastia**. 2002. Dissertação (Mestrado em Química) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2002. Disponível em: <https://repositorio.ufpe.br/handle/123456789/8548>. Acesso em: 18 abr. 2025.

SIMUNEK, J., M. SEJNA, M. SAKAI, H. SAITO, M. and TH VAN GENUCHTEN, **The HYDRUS-1D software package for simulating the one-dimensional movement of water, heat, and multiple solutes in variably-saturated media Version 4.17**, Department of Environmental Sciences, University of California Riverside, Riverside, CA, USA, 2013.

SISINNO, Cristina Lúcia Silveira. **Destino dos resíduos sólidos urbanos e industriais no Estado do Rio de Janeiro: avaliação da toxicidade e suas implicações para o ambiente e para a saúde humana**. 2002. 102 f. Tese (Doutorado em Saúde Pública) – Escola Nacional de Saúde Pública Sergio Arouca, Fundação Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro, 2002. Disponível em: <https://www.arca.fiocruz.br/handle/icict/4374>. Acesso em: 11 abr. 2025.

SOUSA, Nadson de. **Métodos de diferenças finitas: conceitos e interpretações**. 2009. 78 f. Dissertação (Mestrado Profissional em Matemática) – Instituto de Matemática, Estatística e Computação Científica, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP, 2009. Disponível em: <https://hdl.handle.net/20.500.12733/1609266>. Acesso em: 18 abr. 2025.

SOUZA, Remo Magalhães de. **O método dos elementos finitos aplicado ao problema de condução de calor**. Belém: Universidade Federal do Pará, 2003. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/326331671>. Acesso em: 10 jul. 2025.

TITO, Gilvanise A.; CHAVES, Lucia H. G.; GUERRA, Hugo O. C.. Mobilidade do zinco e do cobre em Argissolo com aplicação de argila bentonita. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, [S.L.], v. 16, n. 9, p. 938-945, set. 2012. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s1415-43662012000900003>.

TOLEDO, Pedro Henrique de Omena. **Modelagem da pluma de contaminação do nitrato em aquífero urbano considerando os efeitos da sazonalidade do clima em parte da Região Metropolitana de Maceió-AL**. 2016. 71 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento) – Centro de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento, Universidade Federal de Alagoas, Maceió, 2016. Disponível em: <https://www.repositorio.ufal.br/handle/riufal/1403>. Acesso em: 18 abr. 2025.

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO (USP). **Descarte inadequado de resíduos eletrônicos afeta meio ambiente e saúde da população**. Superintendência de Gestão Ambiental, São

Paulo. 2024. Disponível em: <https://sga.usp.br/descarte-inadequado-de-residuos-eletronicos-afeta-meio-ambiente-e-saude-da-populacao/>. Acesso em: 05 ago. 2025.

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA (UNESP). **Esquematização de um aterro sanitário**. 1999. Disponível em: <http://www1.rc.unesp.br/igce/aplicada/ead/residuos/res13.html>. Acesso em: 24 dez. 2024.

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **NATO/CCMS Pilot Study – Evaluation of Demonstrated and Emerging Technologies for the Treatment and Clean Up of Contaminated Land and Groundwater. Phase II, Final Report, number 219. EPA 542-R-98-001a**. 1998.

VEGA, F. A.; COVELO, E. F.; ANDRADE, M. L. Applying Freundlich, Langmuir and Temkin models in Cu and Pb soil sorption experiments. **Spanish Journal of Soil Science**, [S.l.], v. 1, n. 1, p. 20–37, 2011. DOI: 10.3232/sjss.2011.v1.n1.02. Acesso em: 17 abr. 2025.

WAISCZIK, Débora Hianca da Rosa; LIMA, Jonathan Tenório de. Leachate production estimation for a landfill in south of Brazil using Hydrus-1D. **E3S Web Of Conferences**, [S.L.], v. 195, p. 01016, 2020. EDP Sciences. <http://dx.doi.org/10.1051/e3sconf/202019501016>.