



UNIVERSIDADE ESTADUAL DA PARAÍBA
CAMPUS I – CAMPINA GRANDE
CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL
CURSO DE GRADUAÇÃO EM BACHARELADO EM ENGENHARIA
SANITÁRIA E AMBIENTAL

ANA LETÍCIA ALVES DE SOUZA

ALTERAÇÃO DAS PROPRIEDADES FÍSICAS, QUÍMICAS E MINERALÓGICAS
DE SOLO CONTAMINADO COM LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO

CAMPINA GRANDE – PB

2024

ANA LETÍCIA ALVES DE SOUZA

**ALTERAÇÃO DAS PROPRIEDADES FÍSICAS, QUÍMICAS E MINERALÓGICAS
DE SOLO CONTAMINADO COM LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (DESA), ao programa de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Estadual da Paraíba, como requisito parcial à obtenção do título de Bacharel em Engenharia Sanitária e Ambiental.

Área de concentração: Geotecnia Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Laercio Leal dos Santos

Coorientadora: Mes. Luisa Thaynara Muricy de Souza Silva

CAMPINA GRANDE - PB

2024

É expressamente proibida a comercialização deste documento, tanto em versão impressa como eletrônica. Sua reprodução total ou parcial é permitida exclusivamente para fins acadêmicos e científicos, desde que, na reprodução, figure a identificação do autor, título, instituição e ano do trabalho.

S729a Souza, Ana Leticia Alves de.

Alteração das propriedades físicas, químicas e mineralógicas de solo contaminado com lixiviado de aterro sanitário [manuscrito] / Ana Leticia Alves de Souza. - 2024.

41 f. : il. color.

Digitado.

Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia sanitária e ambiental) - Universidade Estadual da Paraíba, Centro de Ciências e Tecnologia, 2024.

"Orientação : Prof. Dr. Laércio Leal dos Santos, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - CCT".

1. Geoquímica do solo. 2. Mineralogia ambiental. 3. Efluente. 4. Contaminação de solo. 5. Impacto ambiental - lixiviado. I. Título

21. ed. CDD 631.42

ANA LETICIA ALVES DE SOUZA

ALTERAÇÃO DAS PROPRIEDADES FÍSICAS, QUÍMICAS E MINERALÓGICAS DE
SOLO CONTAMINADO COM LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (DESA), ao programa de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Estadual da Paraíba, como requisito parcial à obtenção do título de Bacharel em Engenharia Sanitária e Ambiental.

Área de concentração: Geotecnia Ambiental.

Aprovada em: 22/11/2024.

Documento assinado eletronicamente por:

- **Laércio Leal dos Santos** (***.451.154-**), em **26/11/2024 18:38:32** com chave **c866de48ac3e11ef8c801a7cc27eb1f9**.
- **Whelton Brito dos Santos** (***.379.304-**), em **26/11/2024 19:12:18** com chave **801dd024ac4311efb7ea1a7cc27eb1f9**.
- **Neyliane Costa de Souza** (***.245.113-**), em **26/11/2024 19:00:55** com chave **e94ffac4ac4111ef9ae506adb0a3afce**.

Documento emitido pelo SUAP. Para comprovar sua autenticidade, faça a leitura do QRCode ao lado ou acesse https://suap.uepb.edu.br/comum/autenticar_documento/ e informe os dados a seguir.

Tipo de Documento: Termo de Aprovação de Projeto Final

Data da Emissão: 01/12/2024

Código de Autenticação: 04ec82



AGRADECIMENTOS

A conclusão deste trabalho não teria sido possível sem o apoio, incentivo e contribuição de muitas pessoas às quais sou profundamente grata.

Agradeço, primeiramente, à minha família, por sua paciência, apoio e compreensão ao longo desta jornada acadêmica. Aos meus pais, por acreditarem em mim e pelo apoio constante que nunca me deixou desistir. Ao Lucas, por ser um companheiro incansável, oferecendo suporte emocional, amor calmo e paciente e encorajamento em todos os momentos

A Marcela, que esteve ao meu lado nos momentos de dificuldade e celebração, tornando o percurso mais leve e alegre. Você foi uma rede de apoio essencial durante esta caminhada.

Aos colegas do Grupo de Pesquisa e Geotecnia (GGA), pela troca de conhecimentos, pelo estímulo intelectual e pelo trabalho em equipe que tanto contribuiu para a evolução deste projeto. A colaboração e os debates que compartilhamos foram fundamentais para o desenvolvimento desta pesquisa.

Aos meus professores, que desempenharam um papel essencial na minha formação, transmitindo não apenas conhecimento técnico, mas também valores de dedicação, ética e persistência. Um agradecimento ao meu orientador, Prof. Dr. Laércio Leal dos Santos. A minha coorientadora Mes. Luisa Thaynara Muricy de Souza Silva por sua orientação paciente, conselhos valiosos e por acreditar no potencial deste trabalho desde o início. Aos membros da banca examinadora, por suas contribuições e críticas construtivas, que enriqueceram ainda mais este estudo.

Agradeço também ao Grupo de Pesquisas em Tecnologia Ambiental (GPTecA/UEPB), ao Grupo de Geotecnia Ambiental (GGA/UFCG), e a empresa Ecosolo - Gestão Ambiental e sua parceria com a Universidade Federal de Campina Grande (UFCG) que viabilizou esse projeto através da intermediação da Fundação Parque Tecnológico da Paraíba (PaqTcPB)

Por fim, agradeço a todos que, direta ou indiretamente, contribuíram para a realização deste Trabalho de Conclusão de Curso, e à Universidade Estadual da Paraíba, por me proporcionar os meios para alcançar este objetivo.

RESUMO

O presente estudo investiga os impactos ambientais associados ao lixiviado de aterro sanitário, focando nas alterações físico, químicas e mineralógicas em solos contaminados. A pesquisa é impulsionada pela preocupação com a gestão inadequada de resíduos sólidos urbanos e os riscos decorrentes da infiltração de lixiviados, que comprometem a qualidade ambiental e a saúde pública. O objetivo central foi avaliar comparativamente as propriedades de solos naturais e contaminados, destacando as transformações induzidas pelo lixiviado. Utilizou-se o lixiviado de um aterro sanitário no semiárido paraibano, coletado e caracterizado em laboratório. Amostras de solo natural (SN) foram contaminadas, seguindo proporções controladas de 20% de lixiviado em relação a massa seca do solo. As análises incluíram caracterizações físicas (granulometria, compactação, permeabilidade), químicas (condutividade elétrica, capacidade de troca catiônica – CTC, fluorescência de raios-X - FRX) e mineralógicas (difração de raios-X - DRX). O estudo revelou alterações significativas nas propriedades do solo contaminado (SC). Observou-se aumento na fração de argila (de 11,28 para 20,04%) e redução de silte (de 16,68 para 5,76%) e areia fina (55,42 para 48%), causando a diminuição da permeabilidade e da capacidade de adsorção. A condutividade elétrica no SC foi elevada ($2,31 \text{ mmhos.cm}^{-1}$), indicando maior salinidade, reflexo da presença de íons como sódio e cálcio. A análise mineralógica mostrou redução na cristalinidade de minerais como quartzo e feldspato, acompanhada por formação de compostos secundários, como óxidos de ferro. As modificações observadas impactam a funcionalidade do solo contaminado, reduzindo sua capacidade de retenção de água e troca catiônica, além de aumentar a mobilidade de contaminantes. Tais efeitos ampliam os riscos de salinização e poluição ambiental, especialmente em regiões semiáridas. O estudo reforça a necessidade de estratégias eficazes de contenção e remediação, contribuindo para a sustentabilidade na gestão de resíduos e proteção ambiental.

Palavras-chave: geoquímica do solo; mineralogia ambiental; efluente; contaminação de solo.

ABSTRACT

This study investigates the environmental impacts associated with landfill leachate, focusing on the physicochemical, structural, and mineralogical changes in contaminated soils. The research is driven by concerns over inadequate urban solid waste management and the risks posed by leachate infiltration, which compromise environmental quality and public health. The main objective was to comparatively evaluate the properties of natural and contaminated soils, highlighting the transformations induced by the leachate. Leachate from a landfill located in the semi-arid region of Paraíba was collected and characterized in the laboratory. Natural soil (NS) samples were artificially contaminated under controlled proportions to simulate real contamination conditions. The analyses included physical characterizations (grain size distribution, compaction, permeability), chemical characterizations (electrical conductivity, cation exchange capacity – CEC, X-ray fluorescence – XRF), and mineralogical assessments (X-ray diffraction – XRD). The study revealed significant changes in the properties of the contaminated soil (CS). An increase in clay content and a reduction in fine sand and silt were observed, negatively affecting permeability and adsorption capacity. Electrical conductivity was elevated, indicating higher salinity, reflecting the presence of ions such as sodium and calcium. Mineralogical analysis showed a reduction in the crystallinity of minerals like quartz and feldspar, accompanied by the formation of secondary compounds, such as iron oxides. SEM revealed structural changes, including the formation of aggregates and mineral coatings. The observed modifications impact the functionality of the contaminated soil, reducing its water retention and cation exchange capacities, while increasing contaminant mobility. These effects heighten the risks of salinization and environmental pollution, particularly in semi-arid regions. The study underscores the need for effective containment and remediation strategies, contributing to sustainable waste management and environmental protection.

Keywords: soil geochemistry; environmental mineralogy; effluent; soil Contamination.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 – Lagoas de acumulação de lixiviado do aterro sanitário	20
Figura 2 – Homogeneização e incubação do solo contaminado com lixiviado	21
Figura 3 – Equipamento Tri-flex 2.	22
Figura 4 Amostra de solo sendo preparada para ensaio de permeabilidade	23
Figura 5 – Placa porosa e membrana.....	23
Figura 6 – Membrana impermeável envolta do corpo de prova	24
Figura 7 – Etapas da preparação de amostra lixiviada do solo.	24
Figura 8 – Gráfico do DRX do solo natural (SN)	34
Figura 9 – Gráfico do DRX do solo contaminado (SC).....	34

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Caracterização físico-química do lixiviado.....	26
Tabela 2 – Caracterização física dos solos analisados.....	27
Tabela 3 – Caracterização físico-química das amostras lixiviadas do solo.....	29
Tabela 4 – Análise do Complexo Sortivo dos solos.....	30
Tabela 5 – Resultados de SB, CTC efetiva e V dos solos.....	31
Tabela 6 – Óxidos encontrados na FRX para os solos.....	32

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	11
2 OBJETIVOS	13
2.1 Objetivo Geral	13
2.2 Objetivos Específicos	13
3 REFERENCIAL TEÓRICO	14
3.1 Lixiviado de Aterro Sanitário	14
3.2 Alterações de solos contaminados com lixiviado	14
3.2.1 Propriedades Físicas do Solo	15
3.2.2 Propriedades Químicas	15
3.3.3 Propriedades Mineralógicas	17
4 METODOLOGIA	19
4.1 Área de Estudo	19
4.2 Coleta e Caracterização de lixiviado	19
4.3 Procedimento de Contaminação do Solo	20
4.4 Análise das propriedades físicas, químicas e mineralógicas dos solos	21
5 RESULTADOS E DISCUSSÕES	26
5.1 Caracterização do Lixiviado	26
5.2 Propriedades físicas, químicas e mineralógicas	27
5.2.1 Resultados da caracterização física dos solos	27
5.2.2 Caracterização físico-química dos solos	29
5.2.2.1 Análise de Complexo Sortivo	30
5.2.2.2 Fluorescência de Raio X (FRX)	32
5.2.3 Difração de Raio X (DRX)	33
6 CONCLUSÃO	36
REFERÊNCIAS	37

1 INTRODUÇÃO

A gestão eficaz de resíduos sólidos urbanos tem se tornado uma questão de grande relevância mundial, impulsionada pelo crescimento das áreas urbanas e pelo consequente aumento da produção de resíduos. No Brasil, a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), instituída pela Lei nº 12.305/2010, determina que os municípios devem adotar práticas de destinação final ambientalmente adequadas para os resíduos (Brasil, 2010). Os aterros sanitários são o principal meio de disposição ambientalmente adequado e o mais viável para resíduos sólidos, quando bem planejados, atendem aos requisitos e são regulamentados pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA).

No entanto, segundo Adorno *et al.* (2017), o avanço de novas formas tecnológicas sem controle operacional leva a uma expressa deterioração dos recursos naturais, uma vez que essas atividades carregam consigo fontes de impacto ambiental, físico e paisagístico. Sendo a fonte mais expressiva, no contexto de aterros sanitários, a geração de subprodutos como o lixiviado.

O lixiviado de aterro sanitário é uma matriz aquosa complexa e multicomponente, gerada pela percolação da água da chuva através dos resíduos depositados nos aterros. Esse líquido carrega uma mistura de poluentes orgânicos e inorgânicos, cujas concentrações e composições variam conforme o tipo de resíduo, os processos de biodegradação e a idade do aterro (Dagwar; Dutta, 2024; Irto *et al.*, 2023). Quimicamente, o lixiviado contém componentes naturais e xenobióticos, resultando em elevadas concentrações de metais pesados e contaminantes orgânicos. Suas propriedades físicas são influenciadas pela composição dos resíduos e pelas condições ambientais, como a precipitação, o que intensifica seu impacto ambiental (Irto *et al.*, 2023). A gestão inadequada desse lixiviado pode causar contaminação do solo e das águas subterrâneas, representando riscos para a saúde humana e ecossistemas (Dagwar; Dutta, 2024; Jamrah *et al.*, 2024).

A preocupação com a contaminação do solo ocorre porque o lixiviado pode infiltrar-se nas camadas de solo, mobilizando metais pesados e compostos orgânicos que, ao entrarem em contato com a terra e com os aquíferos, podem comprometer seriamente a qualidade da água e a saúde dos ecossistemas locais. A presença desses poluentes é problemática, pois os metais pesados, como o cromo, o níquel e o cobre, são persistentes e tóxicos mesmo em baixas concentrações, podendo se acumular ao longo do tempo e alcançar níveis prejudiciais para a vida vegetal, animal e humana. Além disso, compostos orgânicos xenobióticos presentes no lixiviado resistem à biodegradação, tornando-os propensos a se acumular e migrar para áreas adjacentes (Adnan *et al.*, 2024).

Dada a complexidade e o potencial de impacto dos lixiviados, é crucial que o solo ao redor dos aterros seja monitorado para evitar que esses contaminantes ultrapassem as barreiras de contenção. Além disso, estudar as possíveis alterações físico-químicas do solo diante de uma contaminação por lixiviado é essencial para entender como o solo reage e se transforma ao entrar em contato com esse tipo de contaminante. Essas alterações podem afetar propriedades fundamentais do solo, como sua capacidade de retenção de água, permeabilidade e estrutura mineralógica, o que, por sua vez, influencia a forma como o solo interage com poluentes e com o ecossistema ao redor (Adnan *et al.*, 2024; Dagwar; Dutta, 2018).

Portanto, o estudo detalhado das alterações físico-químicas do solo permite prever e mitigar os efeitos negativos de uma possível contaminação, desenvolvendo métodos de contenção e remediação que garantam a preservação ambiental e a segurança das comunidades próximas.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Avaliar as transformações físicas, químicas e mineralógicas em solos contaminados por lixiviado de aterro sanitário.

2.2 Objetivos Específicos

- Caracterizar as propriedades físicas, químicas e mineralógicas do solo natural e do solo contaminado por lixiviado de aterro sanitário.
- Comparar as alterações nas propriedades físicas, químicas e mineralógicas entre o solo natural e o solo contaminado por lixiviado de aterro sanitário.

3 REFERENCIAL TEÓRICO

As propriedades físico-químicas do solo como textura, estrutura e porosidade influenciam a mobilidade dos contaminantes. Por exemplo, os solos arenosos têm maior porosidade e permeabilidade, permitindo que os contaminantes se movam através do solo mais rapidamente do que os solos argilosos, que têm menor permeabilidade (Boskov, 2008). Variáveis como pH, capacidade de troca catiônica, teor de matéria orgânica, granulometria e composição mineralógica desempenham papéis cruciais na determinação da forma como os contaminantes interagem, adsorvem e se movem no perfil do solo (Sampaio; Souza, 2021).

3.1 Lixiviado de Aterro Sanitário

O lixiviado de aterros sanitários é um efluente altamente complexo e variável, contendo matéria orgânica dissolvida, metais pesados, nutrientes, e compostos orgânicos persistentes. Sua composição depende da idade do aterro, tipo de resíduo depositado, clima e sistema de manejo. Estudos apontam que o lixiviado jovem (até 5 anos) contém alta concentração de matéria orgânica biodegradável, enquanto o lixiviado velho apresenta maior presença de metais pesados e compostos orgânicos recalcitrantes (Kjeldsen *et al.*, 2002).

O impacto ambiental causado pelo lixiviado está relacionado à sua alta carga de poluentes e potencial de contaminação do solo e da água subterrânea. O transporte do lixiviado pelo perfil do solo é influenciado pelas propriedades físicas e químicas do solo, destacando-se a porosidade, capacidade de adsorção e pH, que determinam sua retenção e mobilidade (Sampaio; Souza, 2021).

3.2 Alterações de solos contaminados com lixiviado

A contaminação do solo por lixiviados de aterros sanitários promove diversas alterações físicas, químicas e biológicas que comprometem sua integridade e funcionalidade. Estudos demonstram que a poluição de longo prazo altera a estrutura da comunidade microbiana, com certas populações bacterianas e arqueas se tornando mais ou menos abundantes em resposta aos níveis de contaminação, impactando a saúde do solo e a ciclagem de nutrientes (Li *et al.*, 2024).

Além disso, o lixiviado modifica propriedades geotécnicas do solo, como permeabilidade e compactação, sendo evidenciado que a permeabilidade de solos arenosos

pode diminuir significativamente com o aumento da concentração de lixiviados perigosos (Khodary *et al.*, 2023). Do ponto de vista químico, a introdução de metais pesados e matéria orgânica provoca alterações no pH, condutividade elétrica e teor de umidade, prejudicando a estabilidade e a fertilidade do solo, além de aumentar a mobilidade de contaminantes e o risco de poluição ambiental (Mohammed *et al.*, 2023; Emenike *et al.*, 2024). Essas mudanças ressaltam a complexidade dos impactos do lixiviado nos solos e a necessidade de estratégias para mitigação.

3.2.1 Propriedades Físicas do Solo

As propriedades físicas do solo, como porosidade, densidade e capacidade de retenção de água, são afetadas pelo lixiviado, que tende a compactar o solo e reduzir sua permeabilidade, limitando a infiltração de água e ar (Zaboto, 2019). Além disso, o lixiviado aumenta a coesão entre partículas do solo (Dangsaraky *et al.*, 2023), o que pode gerar uma textura mais compacta e dificultar a drenagem natural, promovendo o acúmulo de contaminantes (Durak *et al.*, 2017; Emami *et al.*, 2019).

Para entender os efeitos do lixiviado nas propriedades físicas do solo, é essencial realizar uma série de análises que forneçam uma visão abrangente dessas alterações. O preparo de amostras garante a precisão e consistência dos resultados nas análises subsequentes. A massa específica é uma análise fundamental para avaliar a densidade do solo e seu nível de compactação, que pode ser intensificado pelo lixiviado. A granulometria permite investigar a distribuição das partículas do solo, fator importante para entender a retenção e a movimentação de contaminantes. Os limites de plasticidade e limites de liquidez são utilizados para caracterizar a consistência e a deformabilidade do solo, mostrando como ele reage à presença de lixiviado. A análise de compactação identifica a densidade máxima e a umidade ótima, essenciais para avaliar a resistência do solo (Emami *et al.*, 2019; Oyediran; Olalusi, 2018; Mangieri; Filho, 2018).

Ademais, outras características auxiliam no entendimento da relação solo-lixiviado, como a permeabilidade que mede a capacidade do solo de permitir a passagem de líquidos, e é fundamental para prever a infiltração do lixiviado.

3.2.2 Propriedades Químicas

As principais propriedades químicas do solo que influenciam sua fertilidade e capacidade de retenção de nutrientes incluem a Matéria Orgânica (MO), o pH, a Capacidade de Troca Catiônica (CTC), os nutrientes e a acidez potencial, além da soma de bases e saturação por bases. A matéria orgânica desempenha um papel crucial, atuando como tampão, estabilizando o pH e aumentando a fertilidade natural do solo ao melhorar sua capacidade de retenção de nutrientes. A presença de MO e argila contribui significativamente para a CTC, representando a quantidade de cargas negativas do solo que podem reter cátions como cálcio (Ca^{2+}), magnésio (Mg^{2+}), potássio (K^+), sódio (Na^+) e amônio (NH_4^+), essenciais para o crescimento das plantas. Solos com maior CTC têm maior capacidade de retenção de nutrientes, o que contribui para sua fertilidade (Laurindo *et al.*, 2020). Além disso, a Fluorescência de Raios X (FRX), é empregada para identificar a composição química do solo, ajudando a entender como o lixiviado interage com os elementos do solo.

O pH do solo, que indica sua acidez ou alcalinidade, é um parâmetro central para a disponibilidade de nutrientes às plantas. Para complementar, a acidez potencial informa a necessidade de calagem para neutralizar a acidez do solo. Já a soma de bases, que representa o total de cátions básicos presentes, serve como indicador do nível de intemperismo e da fertilidade natural do solo. A saturação de bases, por sua vez, define a proporção da CTC ocupada por bases, permitindo classificar o solo em eutrófico (rico em bases) ou distrófico (pobre em bases) (Embrapa, 2017).

A contaminação do solo por lixiviado é um problema relevante, pois este contém metais pesados, compostos orgânicos complexos e íons como nitrito, nitrato, cloretos e nitrogênio amoniacal. O aumento da concentração desses íons e a alteração do pH afetam a CTC, facilitando a mobilidade de metais pesados, como cádmio e chumbo, o que aumenta o risco de contaminação das águas subterrâneas. Em regiões semiáridas, a acidificação do solo contaminado acelera a solubilização de minerais, promovendo a lixiviação de poluentes para camadas mais profundas (Rocha *et al.*, 2021).

Adicionalmente, o lixiviado é rico em matéria orgânica, que pode contribuir para a contaminação do solo. Para quantificar essa carga orgânica, realiza-se o ensaio de Demanda Química de Oxigênio (DQO), que indica a quantidade de matéria orgânica presente. Altos valores de DQO sugerem um potencial de consumo de oxigênio no solo e nas águas subterrâneas, o que pode comprometer a atividade microbiana essencial para a decomposição de substâncias orgânicas. A presença de matéria orgânica em excesso pode favorecer a criação de condições anaeróbicas, que aumentam a mobilidade de metais pesados e potencializam os riscos de contaminação ambiental (Emenike *et al.*, 2024).

A análise do complexo sortivo do solo é essencial para compreender a interação entre o solo e os contaminantes presentes no lixiviado. Esse complexo, composto por argilas e matéria orgânica, determina a capacidade do solo de adsorver e reter íons, regulando a mobilidade e a biodisponibilidade de substâncias tóxicas, como metais pesados. O complexo sortivo, fortemente influenciado pela CTC, permite ao solo reter cátions de forma reversível, reduzindo a lixiviação de contaminantes (Sposito, 2008; Sparks, 2003).

As análises de CTC e de salinidade são fundamentais para avaliar a resistência do solo à contaminação e a eficiência das práticas de remediação. Solos com maior teor de argila e matéria orgânica apresentam, geralmente, maior CTC e, portanto, maior capacidade de interação com contaminantes (Brady; Weil, 2008). Essas características ajudam a compreender o impacto do lixiviado na estrutura físico-química do solo e a desenvolver estratégias de mitigação adequadas.

3.3.3 Propriedades Mineralógicas

A interação do lixiviado com os minerais do solo resulta em alterações na estrutura cristalina e na formação de novos compostos minerais. Rocha *et al.* (2021) evidenciaram que solos argilosos apresentam modificações na estrutura mineralógica devido à adsorção de metais pesados presentes no lixiviado, afetando a retenção de poluentes. Além disso, a presença de substâncias químicas no lixiviado pode desestabilizar certos minerais, alterando a estrutura do solo e dificultando a contenção natural de contaminantes (Gomes, 2021).

Tendo isso em vista, para embasar a afirmativa sobre a interação do lixiviado com os minerais do solo e suas alterações estruturais, alguns ensaios mineralógicos são essenciais. A Difração de Raios X (DRX) permite identificar e caracterizar a estrutura cristalina dos minerais, verificando se o solo sofreu modificações mineralógicas devido à adsorção de metais pesados e compostos presentes no lixiviado, incluindo a formação de novos compostos minerais. Complementando a DRX, a Fluorescência de Raios X (FRX) identifica a composição elementar do solo, revelando a presença e concentração de metais pesados incorporados à estrutura mineral, o que sinaliza mudanças químicas e potenciais novas combinações mineralógicas (Bertsch; Seaman, 1999).

Além disso, Bertsch e Seaman, 1999, evidenciam ainda a Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV), que possibilita a observação detalhada da morfologia e microestrutura dos minerais, evidenciando alterações físicas e químicas na superfície mineral, como a formação de camadas de adsorção ou precipitação de compostos novos, indicativos das interações com o

lixiviado. Esses ensaios são fundamentais para caracterizar as transformações mineralógicas induzidas pelo lixiviado, fornecendo evidências de mudanças na estrutura e composição dos minerais que afetam a capacidade de retenção de poluentes e a estabilidade do solo como barreira natural.

4 METODOLOGIA

4.1 Área de Estudo

A área de estudo está situada em um aterro sanitário no semiárido paraibano, inaugurado em 2015. O aterro ocupa uma área de 64 hectares, dos quais 40 hectares são destinados à disposição de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) em células, recebendo, em média, 774 toneladas diárias de resíduos. A região semiárida apresenta condições climáticas típicas com baixa precipitação anual e elevadas temperaturas médias, fatores que influenciam na dinâmica de lixiviação e na movimentação de contaminantes no solo. Segundo o EIA/Rima do empreendimento (ECOTERRA AMBIENTAL, 2010), o aterro foi planejado para receber e dispor os RSU (Classe IIA) e os resíduos inertes (Classe IIB), segundo a classificação da NBR 10.004 (ABNT, 2004).

Atualmente o aterro conta com duas Células de RSU encerradas e uma em operação, o sistema de drenagem do aterro consiste em sistema de drenagem vertical, para o transporte ascendente dos gases e descendente de lixiviado, e sistema de drenagem horizontal, do tipo espinha de peixe, que conduz o lixiviado até uma tubulação presente na Lagoa 1 (L1). Além da L1, o lixiviado gerado no aterro é acumulado em outras três lagoas de acumulação de lixiviado (L2, L3 e L4) (Figura 1).

4.2 Coleta e Caracterização de lixiviado

O estudo envolveu a coleta pontual de lixiviado proveniente da Lagoa 4 (L4), realizada em março de 2024. A Lagoa 4 atua como ponto de acumulação do lixiviado gerado nas demais lagoas do aterro, conforme ilustrado na Figura 1. A amostra coletada foi caracterizada e utilizada experimentalmente para contaminar o solo natural, avaliando os impactos dessa contaminação sobre suas propriedades físicas, químicas e mineralógicas.

O processo de coleta, transporte e acondicionamento do efluente foi realizado seguindo as preconizações da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB, 2011). A qualidade do lixiviado foi analisada com base em parâmetros físico-químicos de acordo com APHA, AWWA e WEF (2023).

Figura 1: Lagoas de acumulação de lixiviado do aterro sanitário

Fonte: GGA – UFCG (2023).

Os parâmetros analisados incluíram o pH, Demanda Química de Oxigênio (DQO), Nitrogênio Amoniacal Total (NAT), cloretos, nitrito e nitrato. A caracterização foi realizada no Laboratório de Geotecnia Ambiental e Biologia Molecular (LGAB) da Universidade Federal de Campina Grande (UFCG) e Laboratório de Geotecnia Ambiental (LGA - UFCG) seguindo os procedimentos descritos no Quadro 1.

Quadro 1: Procedimentos e Métodos de caracterização físico-química do lixiviado.

Parâmetro	Método
Potencial Hidrogeniônico - pH	Eletrométrico
DQO ($\text{mg O}_2.\text{L}^{-1}$)	Método de Titulométrico
NAT ($\text{mg N}.\text{L}^{-1}$)	Titulação Potenciométrica
Cloretos ($\text{mg}.\text{L}^{-1}$)	Método Titulométrico
Nitrito e Nitrato ($\text{mg}.\text{L}^{-1}$)	Método Colorimétrico

Fonte: Elaborado pelo autor, 2024.

4.3 Procedimento de Contaminação do Solo

Para simular a contaminação real do solo, o solo natural (SN) coletado na área do aterro foi artificialmente contaminado utilizando o lixiviado previamente caracterizado. A contaminação foi realizada com uma proporção de lixiviado equivalente a 20% da massa seca do solo, conforme realizado por Nayak, Sunil e Shrihari (2007). O solo foi homogeneizado e incubado por cerca de quatro meses, conforme Figura 2, para que a reação dos contaminantes

no solo pudesse ocorrer. Esse procedimento foi necessário, uma vez que o aterro não apresenta áreas naturalmente contaminadas.

Figura 2: Homogeneização e incubação do solo contaminado com lixiviado.



Fonte: Acervo do autor, 2024.

4.4 Análise das propriedades físicas, químicas e mineralógicas dos solos

As amostras de solo, incluindo Solo Natural (SN) e Solo Contaminado (SC), foram analisadas no Laboratório de Geotecnia Ambiental (LGA – UFCG), seguindo os procedimentos estabelecidos pelas normas quanto as NBR - Solos. Os ensaios físicos foram realizados de acordo com as normas descritas no Quadro 2.

Quadro 2: Ensaio e normas seguidas para a caracterização dos solos.

Ensaio	Norma
Preparação de Amostras	NBR 6457/16a
Granulometria	NBR 7181/16b
Limite de Liquidez	NBR 6459/16c
Limite de Plasticidade	NBR 7180/16d
Compactação	NBR 7182/16e
Permeabilidade	Permeômetro de parede flexível e carga constante, Tri-Flex 2 (Costa, 2019).

Fonte: Elaborado pelo autor, 2024.

A análise de permeabilidade realizada no equipamento Tri-Flex 2 (Figura 3), foi realizada seguindo os procedimentos técnicos, onde o primeiro passo foi a preparação da amostra, onde o solo a ser testado é compactado dentro de um corpo cilíndrico (Figura 4a) com dimensões conhecidas, sob condições específicas de densidade e umidade, após isso foi

utilizado um extrator para remover o corpo de prova de dentro do cilindro (Figura 4b). Depois o topo e a base da amostra foram conectados a placas porosas para permitir o fluxo de água sem deslocamento de partículas do solo (Figura 5). A amostra foi envolta por uma membrana impermeável, garantindo que o fluxo de água ocorra apenas verticalmente (Figura 6). O tri-flex foi conectado a um sistema de reservatório de água, manômetros ou sensores de pressão, e dispositivos de controle de vazão, onde mediu-se o volume de água que atravessa a amostra em um determinado intervalo de tempo e utilizou-se a fórmula de Darcy para calcular a permeabilidade:

A permeabilidade do solo foi calculada utilizando a fórmula de Darcy:

$$k = \frac{Q.L}{A.\Delta h.t} \quad (1)$$

Onde:

- k é o coeficiente de permeabilidade (m/s);
- Q é o volume de água que atravessa a amostra (m³);
- L é o comprimento da amostra (m);
- A é a área da seção transversal (m²);
- Δh é a diferença de carga hidráulica (m);
- t é o tempo (s).

Figura 3: Equipamento Tri-flex 2.



Fonte: Acervo do autor, 2024.

Figura 4: Amostra de solo sendo preparada para ensaio de permeabilidade.



Fonte: Acervo do autor, 2024.

Figura 5: Placa porosa e membrana.



Fonte: Acervo do autor, 2024.

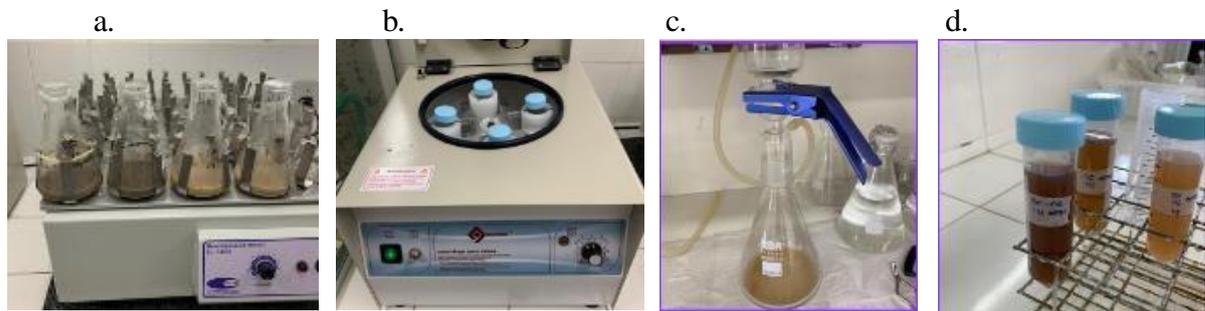
Figura 6: Membrana impermeável envolta do corpo de prova.



Fonte: Acervo do autor, 2024.

Para a análise físico-química do solo, foram realizadas determinações de Demanda Química de Oxigênio (DQO), Nitrogênio Amoniacal Total (NAT), cloretos, nitrito e nitrato. As amostras de solo foram preparadas em uma proporção de solo:água de 1:5, conforme descrito por Jesus (2020), onde o solo foi pesado e passado para Erlenmeyer, em seguida a amostra foi completa com água destilada na proporção 1:5 para permanecer na mesa agitadora (Figura 7a) por 24 horas a 2,5 rpm e temperatura constante de 20°C, centrifugado (Figura 7b) para separar o líquido do solo e filtrado (Figura 7c) de forma que no fim restasse somente a amostra lixiviada do solo (Figura 7d), conforme descrito na Figura 7.

Figura 7: Etapas da preparação de amostra lixiviada do solo.



Fonte: Acervo do autor, 2024.

Para complementar a caracterização das amostras de solo, foram realizadas análises da composição química, determinada por Fluorescência de raio-X (FRX) e pela análise de Complexo Sortivo realizada no Laboratório de Irrigação e Salinidade (LIS – UFCG). Da

composição mineralógica, por Difração de raios-X (DRX), realizada no Laboratório de Avaliação e Desenvolvimento de Biomateriais do Nordeste (CERTBIO).

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Caracterização do Lixiviado

Quanto à caracterização do lixiviado, foram obtidos dados relevantes para a pesquisa, apresentados na Tabela 1.

Tabela 1: Caracterização físico-química do lixiviado.

Parâmetro	Resultado obtido
pH	7,92
DQO	9620,6 mg.L ⁻¹
NA	753,67 mg.L ⁻¹
Cloretos	8347,41 mg.L ⁻¹
Nitrito	4,1 mg.L ⁻¹
Nitrato	178,55 mg.L ⁻¹

Fonte: Elaborado pelo autor, 2024.

Com um pH de 7,92, o lixiviado pode neutralizar solos levemente ácidos, mas também influenciar a mobilidade de contaminantes. (Ottosen *et al.*, 2009). Os valores de pH alcalino são semelhantes aos reportados por Araújo Neto *et al.* (2021), que analisou o lixiviado do mesmo aterro, e indicam condições típicas para lixiviados em aterros sanitários estabilizados.

Altos níveis de nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato podem alterar a fertilidade e microbiota do solo. Essas substâncias afetam o ciclo de nutrientes e podem prejudicar plantas e organismos do solo, além de trazer riscos à contaminação de águas subterrâneas. A elevada DQO indica grande carga orgânica, que ao decompor-se, consome oxigênio e impacta negativamente a microbiota aeróbia do solo, essencial para processos naturais de remediação (Musa *et al.*, 2020). Com 8347,41 mg/L de cloretos, o lixiviado pode aumentar a salinidade do solo, reduzindo sua capacidade de retenção de água, compactando-o e afetando negativamente a vegetação e a infiltração de água.

A análise detalhada desses componentes permite avaliar o grau de poluição e os possíveis riscos ambientais associados à infiltração do lixiviado no solo, especialmente no que diz respeito à presença de compostos nitrogenados, que podem causar impactos adversos no ecossistema local e nas propriedades mineralógicas do solo.

5.2 Propriedades físicas, químicas e mineralógicas

5.2.1 Resultados da caracterização física dos solos

A Tabela 2 apresenta os resultados obtidos na caracterização física dos solos analisados

Tabela 2: Caracterização física dos solos analisados.

Propriedades	Resultado		
	SN	SC	
Granulometria	Pedregulho (%)	26,2	26,2
	Areia fina (%)	55,42	48
	Silte (%)	16,68	5,76
	Argila (%)	11,28	20,04
Classificação SUCS	SM	SM	
Umidade Higroscópica (%)	1,04	0,49	
Limite de Liquidez (%)	-	-	
Limite de Plasticidade (%)	-	-	
Índice de Plasticidade	NP	NP	
Teor de umidade ótimo (%)	9	8,5	
Massa específica seca máxima (g/cm ³)	1,86	1,82	
Permeabilidade (m/s)	1,4 x 10 ⁻⁸	7,8 x 10 ⁻⁹	

SN: Solo Natural; SC: Solo Contaminado; SUCS: Sistema Unificado de Classificação dos solos; SM: Areia Siltosa; NP: Não Plástico.

Fonte: Elaborado pelo autor, 2024.

A composição granulométrica dos solos SN e SC, representada pelos percentuais de pedregulho, areia fina, silte e argila, apresenta diferenças significativas. Essas alterações indicam que o lixiviado impactou a distribuição das partículas, aumentando a proporção de argila, e reduzindo a de areia fina e silte. Além disso, essas mudanças granulométricas podem influenciar significativamente as propriedades físicas do solo, como permeabilidade e capacidade de adsorção de contaminantes, especialmente nas frações finas, como silte e argila (Mitchell; Soga, 2005).

A classificação quanto ao Sistema Unificado de Classificação dos Solos (SUCS) dos dois solos é a mesma correspondendo a um solo arenoso siltoso (SM) com baixa plasticidade. Solos contaminados por lixiviado, no entanto, podem apresentar alterações nas propriedades químicas que não são diretamente observadas na classificação SUCS, como mudanças na condutividade elétrica e na capacidade de troca catiônica, afetando a interação solo-contaminante e possivelmente alterando a retenção de líquidos e o transporte de contaminantes (Das, 2010; Holtz *et al.*, 2011).

A umidade higroscópica do solo SC é inferior à do solo SN. Isso é comum em solos contaminados por lixiviados, pois os contaminantes podem modificar as propriedades de absorção de umidade das partículas do solo, especialmente devido à presença de compostos

orgânicos e sais solúveis. Estes compostos podem cobrir as superfícies das partículas, reduzindo a capacidade do solo de adsorver umidade atmosférica e afetando a retenção hídrica (Harun *et al.*, 2013; Xu *et al.*, 2018).

Ambos os solos não apresentam limites de liquidez e plasticidade (índice de plasticidade NP - Não Plástico), indicando a baixa plasticidade típica de solos arenosos. Em geral, solos contaminados por lixiviado podem apresentar uma leve alteração nos limites de plasticidade, especialmente se o lixiviado contiver quantidades significativas de argilas expansivas ou partículas finas adicionais. No entanto, neste caso, o solo contaminado manteve a mesma classificação e índice de plasticidade, sugerindo que o lixiviado não trouxe frações finas adicionais ou que sua composição química não interagiu com a fração de argila de forma a alterar a plasticidade (Bowles, 1996).

O teor de umidade ótimo para compactação é levemente inferior no solo contaminado (8,5%) em comparação com o solo natural (9%). Isso sugere que o lixiviado pode ter alterado a capacidade do solo de reter água, reduzindo a quantidade de umidade necessária para alcançar a densidade máxima. De acordo com Kornilovich *et al.*, (2005), essa diferença, embora pequena, pode ser causada pela presença de substâncias no lixiviado que interferem na adesão das moléculas de água às partículas do solo, facilitando a compactação a um teor de umidade ligeiramente mais baixo.

A massa específica seca máxima para o solo natural é 1,86 g/cm³, enquanto para o solo contaminado é 1,82 g/cm³. Essa redução também pode ser um indicativo de que o lixiviado interfere na densidade do solo, geralmente reduzindo sua capacidade de compactação ideal, em solos contaminados, a presença de compostos orgânicos e inorgânicos pode impactar as características de compactação, alterando a densidade seca máxima e a energia necessária para a compactação (Rowe, 2012).

Em relação a redução da permeabilidade, de $1,4 \times 10^{-8}$ m/s para $7,8 \times 10^{-9}$ m/s, do solo quando contaminado, existem algumas justificativas possíveis, sendo elas uma possível obstrução dos poros, já que o lixiviado contém partículas suspensas e materiais coloidais que podem se depositar nos poros do solo, reduzindo o espaço disponível para o fluxo de água. Esses materiais tendem a obstruir os poros, especialmente em solos com frações finas significativas, como silte e argila (Ali *et al.*, 2024). Segundo Mohammed, Fattah e Shehab (2024), compostos orgânicos do lixiviado podem ser adsorvidos pelas partículas do solo, criando revestimentos que aumentam a tortuosidade do caminho para o fluxo de água. Essa camada orgânica pode atuar como barreira hidráulica, contribuindo para a redução da permeabilidade. Ou pode ocorrer uma precipitação química, alcalinidade ou a presença de

certos elementos no lixiviado pode levar à precipitação de sais dentro dos poros do solo, bloqueando os caminhos para o fluxo de água (Gao; Liu, 2022).

Os resultados indicam que o lixiviado de aterro sanitário alterou algumas propriedades físicas do solo, especialmente em relação à densidade e à retenção de umidade. Essas alterações podem afetar a estabilidade e o comportamento mecânico do solo contaminado, sendo necessário considerar medidas de mitigação, especialmente se o SC for utilizado em obras geotécnicas. Norouzi, Uygur e Nalbantoglu (2022), indicam que a contaminação pode reduzir a resistência ao cisalhamento e aumentar a suscetibilidade ao recalque e à erosão, dependendo da composição do lixiviado.

5.2.2 Caracterização físico-química dos solos

A Tabela 3 apresenta os dados de caracterização físico-químicas do solo, com o extrato preparado pela solução solo-água de proporção 1:5.

Tabela 3: Caracterização físico-química das amostras lixiviadas do solo.

Parâmetro	Resultado obtido (mg.L ⁻¹)	
	SN	SC
DQO	1034.28	945.63
NA	42	84
Cloretos	19.99	319.9
Nitrito	0.105	0.025
Nitrato	0.51	1.09

Fonte: Elaborado pelo autor, 2024.

Apesar de se tratar da caracterização de um solo, é recomendado que parâmetros como DQO, amônia, nitrito e nitrato em soluções sejam reportados em mg/L, uma vez que essas unidades refletem diretamente a concentração dos compostos dissolvidos na fase aquosa. Este método é especialmente relevante para a análise de amostras de solo-água, pois permite avaliar a presença de compostos na solução do solo, que pode ser diretamente influenciada pela lixiviação e pela solubilidade dos elementos presentes no solo (APHA; AWWA; WEF, 2023).

A DQO foi ligeiramente menor em SC em comparação a SN, sugerindo uma possível degradação de matéria orgânica mais facilmente oxidável no solo contaminado. Essa redução pode ser atribuída à maior biodisponibilidade de compostos orgânicos no lixiviado, facilitando sua oxidação. O teor de nitrogênio amoniacal duplicou no SC em comparação ao SN, reflexo do lixiviado, rico em compostos nitrogenados. Essa elevação pode representar um aumento de

risco ambiental, pois níveis elevados de amônia no solo podem contribuir para a eutrofização em corpos d'água próximos (Alonso *et al.*, 2023; Sarma *et al.*, 2024).

Os cloretos tiveram um aumento expressivo no SC, de 19,99 mg/L para 319,9 mg/L, indicando elevada presença de sais dissolvidos provenientes do lixiviado. Cloretos em excesso podem causar salinização do solo, comprometendo a absorção de água. Quanto às formas nitrogenadas, o nitrito apresentou uma redução no SC em relação ao SN, enquanto o nitrato aumentou de 0,51 mg/L para 1,09 mg/L. Essa inversão pode ser explicada pela oxidação de nitrito para nitrato em condições mais aeróbicas no solo contaminado, ou seja, a maior disponibilidade de oxigênio molecular na solução do solo (Chu *et al.*, 2022). A presença de nitrato em níveis mais elevados sugere um aumento no risco de contaminação de lençóis freáticos, dada sua alta mobilidade no solo.

5.2.2.1 Análise de Complexo Sortivo

O ensaio de caracterização quanto à salinidade dos solos está representado na Tabela 4.

Tabela 4: Análise de Complexo Sortivo dos solos.

Propriedades	SN	SC
Cálcio (cmolc/kg)	1,09	2
Magnésio (cmolc/kg)	1,85	1,9
Sódio (cmolc/kg)	0,44	4,56
Potássio (cmolc/kg)	0,46	1,72
S (cmolc/kg)	3,84	10,18
Hidrogênio (cmolc/kg)	0,24	0
Alumínio (cmolc/kg)	0,2	0
CTC potencial (T) (cmolc/kg)	4,28	10,18
Carbonato de Cálcio Qualitativo	Presença	Presença
Carbono Orgânico (g/kg)	4,41	3,56
Matéria Orgânica (g/kg)	7,6	6,15
Nitrogênio (g/kg)	0,22	0,18
Fósforo Assimilável (mg/kg)	4,5	-
pH	5,14	7,5
Cond. Elétrica - Suspensão Solo-água (mmhos/cm)	0,2	2,31

Fonte: Elaborado pelo autor, 2024.

Com os dados encontrados na Tabela 4, podemos ainda calcular seguindo a metodologia da EMBRAPA, a soma de bases (SB), CTC efetiva (t), saturação por bases (V) e a saturação por alumínio (m), pelas equações descritas na Tabela 7.

Quadro 3: Relação de parâmetros com suas equações.

Parâmetro	Equação	Descrição
SB	$SB = Ca^{2+} + Mg^{2+} + K^+$	Soma dos cátions permutáveis, exceto H^+ e Al^{3+}
CTC efetiva	$t = SB + Al$	É a capacidade de troca de cátions do solo no seu pH natural.
V	$V\% = (SB \times 100) / T$	É a soma das bases trocáveis expressa em porcentagem de capacidade de troca de cátions.

Fonte: Elaborado pelo autor, 2024.

Os resultados para as equações do Quadro 3 estão representados na Tabela 5:

Tabela 5: Resultados da Soma de Bases, CTC efetiva e Saturação por bases.

Parâmetro	Resultado	
	SN	SC
SB	3.4	5.62
CTC efetiva (cmol/kg)	3.6	5.62
V (%)	79.44	55.2

Fonte: Elaborado pelo autor, 2024.

A análise do complexo sortivo e da salinidade avalia a capacidade do solo em reter e trocar cátions, fator crítico para entender a retenção e mobilidade dos contaminantes. A avaliação da salinidade é essencial para determinar o impacto dos cloretos e outros sais no solo, que podem comprometer a estrutura e a capacidade de retenção hídrica, afetando a qualidade e funcionalidade do solo contaminado (Bertsch e Seaman, 1999). Essas análises avançadas complementam as caracterizações físico-químicas e fornecem uma visão mais abrangente dos processos de contaminação e das possíveis implicações para a remediação do solo.

O pH mais elevado observado no SC em comparação ao SN, Tabela 4, indica a influência do lixiviado alcalino, que pode alterar a disponibilidade de nutrientes e reduzir a toxicidade de metais pesados, uma vez que o pH alcalino frequentemente diminui a solubilidade de certos elementos. A contaminação também resultou em maior CTC, refletindo a maior retenção de cátions, incluindo potenciais contaminantes. Contudo, apesar de a soma de bases (SB) ser maior no SC (5,62) em comparação ao SN (3,4), a saturação por bases foi inferior

(55,2% no SC em relação a 74,4% no SN), o que se justifica pela ausência de Alumínio e Hidrogênio no SC (Shan *et al.*, 2023).

A contaminação promoveu aumento significativo nos níveis de cálcio (de 1,09 para 2 cmolc/kg) e sódio (de 0,44 para 4,56 cmolc/kg) no SC. A elevação do sódio é particularmente preocupante, pois sua alta concentração pode levar à dispersão de partículas e redução da permeabilidade do solo, comprometendo sua estrutura. Este efeito é corroborado pela maior condutividade elétrica observada no SC em comparação ao SN, refletindo o aumento de íons dissolvidos na solução do solo, o que pode causar salinidade prejudicial ao desenvolvimento das plantas (Pukish *et al.*, 2023; Kharel *et al.*, 2018).

Embora alguns nutrientes essenciais, como potássio, tenham aumentado no SC, o teor de carbono orgânico e matéria orgânica diminuiu (de 4,41 para 3,56 g/kg e de 7,6 para 6,15 g/kg, respectivamente). Essa redução indica que compostos químicos presentes no lixiviado podem ter acelerado a degradação da matéria orgânica, afetando negativamente a estrutura do solo e sua fertilidade a longo prazo (Pukish *et al.*, 2023). Além disso, a ausência de fósforo assimilável em SC, presente em SN, pode ser explicada pela precipitação ou formação de compostos insolúveis em condições alcalinas.

5.2.2.2 Fluorescência de Raio X (FRX)

A Tabela 6 representa os dados encontrados para a FRX dos solos em óxidos.

Tabela 6: Óxidos encontrados no FRX para os solos.

Componente (%)	Resultado	
	SN	SC
Na ₂ O	7,286	2,704
MgO	1,016	1,293
Al ₂ O ₃	16,956	12,406
SiO ₂	69,11	69,153
P ₂ O ₅	0,349	0,580
Cl	0,223	1,163
K ₂ O	3,397	6,876
TiO ₂	0,394	0,773
Fe ₂ O ₃	0,548	2,704
Outros	0,721	2,348

Fonte: Criado pelo autor, 2024.

A FRX permite a determinação da composição elementar do solo, revelando a presença de elementos traço e o teor de metais potencialmente tóxicos, essenciais para avaliar a contaminação e as características químicas globais do solo (Bertsch; Seaman, 1999).

A análise por Fluorescência de Raios-X (FRX) realizada nos solos SN e SC, e evidenciadas na Tabela 6, mostra mudanças notáveis nas concentrações de diversos óxidos, destacando os potenciais impactos do lixiviado de aterro sanitário na composição química do solo. Estudos demonstram que o lixiviado pode modificar a disponibilidade e a concentração de elementos devido a reações químicas induzidas (Daramola *et al.*, 2024).

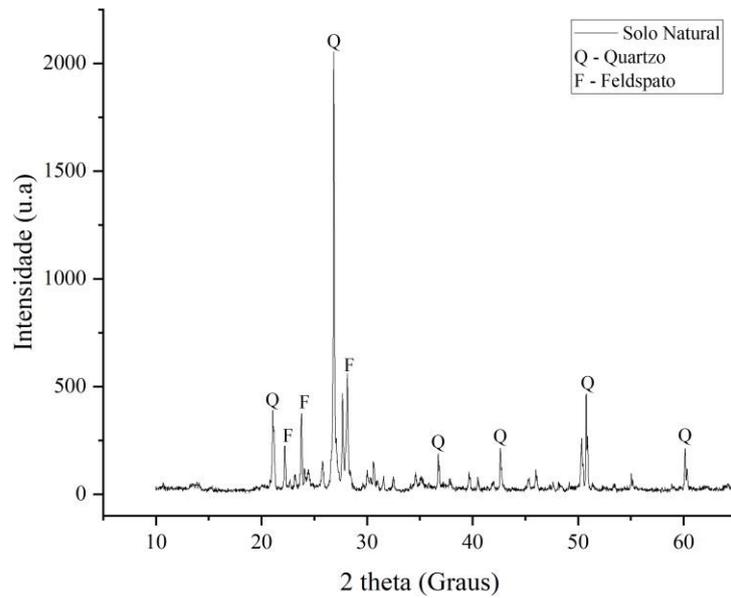
A análise de óxidos revela um aumento no teor de óxido de ferro (Fe_2O_3) de 0,548% em SN para 2,704% em SC, o que confirma a introdução de ferro elementar e sua interação com os compostos presentes no lixiviado. Esse fenômeno é consistente com a incorporação de metais pesados e elementos de transição no solo contaminado, modificando sua estrutura mineralógica e química (An *et al.*, 2021).

No solo contaminado (SC), há uma redução significativa nos teores óxido de sódio (Na_2O), que caíram de 7,286% em SN para 2,704% em SC. Essa redução pode estar relacionada aos intensos processos de lixiviação ou à interação do sódio com outros compostos presentes no lixiviado, que altera sua disponibilidade no solo (Nyika *et al.*, 2020).

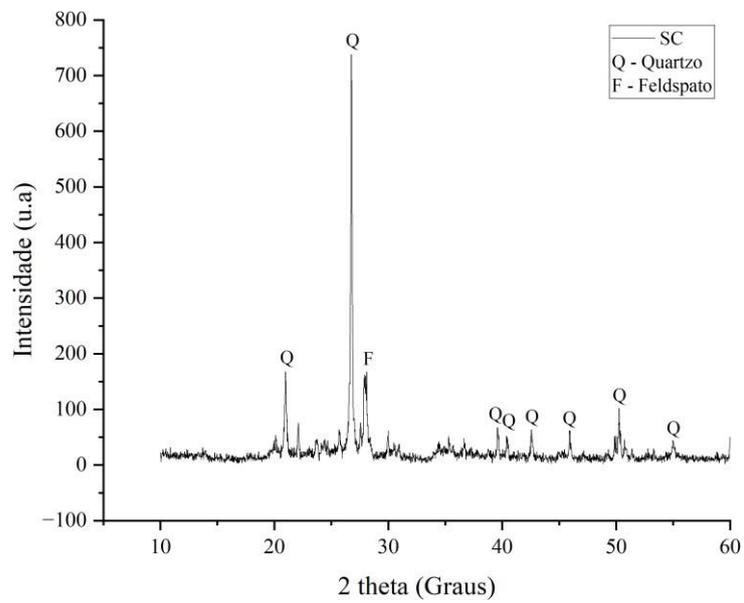
Observa-se também um aumento expressivo óxido de potássio (K_2O), que subiu 3,397% no SN para 6,876% no SC. Esse incremento pode ser associado à composição do lixiviado, que frequentemente contém potássio oriundo da decomposição de resíduos orgânicos. Esse fenômeno é corroborado por pesquisas que indicam que o lixiviado pode enriquecer o solo em potássio devido à sua composição específica (Nayanthika *et al.*, 2018).

5.2.3 Difração de Raio X (DRX)

Os resultados da análise de DRX em ambos os solos podem ser evidenciados pela Figura 8 e pela Figura 9, que representam graficamente os picos de minerais no SN e SC, respectivamente.

Figura 8: Gráfico do DRX do solo natural (SN).

Fonte: Acervo do autor, 2024.

Figura 9: Gráfico do DRX do solo contaminado (SC).

Fonte: Acervo do autor, 2024.

Bertsch e Seaman, (1999), evidenciam a importância da análise de DRX, utilizada para identificar e quantificar os principais minerais presentes nas amostras, fornecendo informações sobre as fases mineralógicas predominantes e suas alterações devido à contaminação.

Os resultados de difração de raios-X (DRX) entre o SN e o SC não apresentaram diferenças quanto à sua composição, ou seja, os minerais em ambos foram o Quartzo e o Feldspato. Estudos confirmam que lixiviados de aterros, ricos em compostos alcalinos, podem degradar cristais minerais e reduzir sua concentração aparente nas análises de DRX (Lyra, 2021). No solo natural, os picos de quartzo (Q) e feldspato (F) apresentam intensidades significativamente mais altas, indicando maior cristalinidade ou concentração mineral. O pico principal de quartzo, localizado em $2\theta \approx 26^\circ$, é especialmente proeminente no solo natural. Já no solo contaminado, observa-se uma redução acentuada na intensidade desses picos, o que sugere diluição mineral causada pelo lixiviado ou modificações estruturais que afetam a integridade dos cristais de quartzo e feldspato.

Os lixiviados provenientes de aterros sanitários causam impactos significativos na composição e estrutura mineralógica dos solos. A alcalinidade característica do lixiviado promove a dissolução parcial de minerais como feldspatos, liberando cátions como potássio e cálcio no solo, o que pode alterar a composição química da matriz mineral. A presença de compostos orgânicos e inorgânicos também contribui para mudanças na superfície dos minerais, afetando sua refletividade aos raios X, como observado nas análises de Difração de Raios X (DRX), que indicam uma diminuição da intensidade dos picos em solos contaminados (Domingues, 2015).

Além disso, o lixiviado intensifica os processos de intemperismo químico, nos quais os contaminantes reagem com minerais, resultando na formação de óxidos de ferro e alumínio ou outros subprodutos químicos, especialmente a partir de feldspatos. Esses processos diminuem a cristalinidade dos minerais originais e modificam sua composição estrutural, o que foi confirmado pela redução das intensidades de picos de DRX em solos expostos ao lixiviado (Almeida, 2009; Borba, 2016).

A análise da contaminação do solo neste aterro permite investigar os processos de alteração mineralógica e identificar os elementos predominantes que compõem os contaminantes transportados pelo lixiviado. Estes processos são essenciais para entender a interação entre o solo e os poluentes, bem como para desenvolver estratégias de mitigação e remediação ambiental.

6 CONCLUSÃO

O estudo revelou que o lixiviado de aterro sanitário exerce impactos significativos sobre as propriedades físicas, químicas, e impactos mais discretos das propriedades mineralógicas do solo contaminado, evidenciados pela comparação entre o SN e o SC. A análise granulométrica destacou um aumento na fração de argila (de 11,28% no SN para 20,04% no SC), e redução nas frações de areia fina (de 55,42% no SN e 48% no SC) e silte (de 16,68 para 5,76%) no SC, alterações que influenciam diretamente a permeabilidade e a capacidade de adsorção de contaminantes. Esses impactos foram corroborados pela redução da permeabilidade no solo contaminado (de $1,4 \times 10^{-8}$ no SN para $7,28 \times 10^{-9} \text{ m.s}^{-1}$ no SC), refletindo obstruções nos poros devido a partículas coloidais e precipitação química provenientes do lixiviado. Além disso, a elevação expressiva dos níveis de cloretos ($319,9 \text{ mg.L}^{-1}$), sódio ($4,56 \text{ cmolc.kg}^{-1}$) e cálcio (2 cmolc.kg^{-1}) no SC foi acompanhada por um aumento na condutividade elétrica (de 0,2 para $2,31 \text{ mmhos.cm}^{-1}$), indicando maior salinidade e potencial de degradação estrutural do solo.

Os resultados de análises mineralógicas também demonstraram leves mudanças no SC. A Difração de Raios-X (DRX) evidenciou uma redução nas intensidades dos picos de quartzo e feldspato, sugerindo degradação mineral e possível formação de compostos secundários, como óxidos de ferro e alumínio, processos confirmados por estudos prévios. A Fluorescência de Raios-X (FRX) identificou um aumento nos teores de óxido de ferro e potássio no SC, reforçando a influência do lixiviado na composição química do solo.

REFERÊNCIAS

- ADNAN, Muhammad; XIAO, Baohua; ALI, Muhammad Ubaid; XIAO, Peiwen; ZHAO, Peng; WANG, Haiyan; BIBI, Shaheen. Heavy metals pollution from smelting activities: a threat to soil and groundwater. **Ecotoxicology And Environmental Safety**, [S.L.], v. 274, p. 116189, abr. 2024. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2024.116189>.
- ADORNO, H. A. et al. Aptidão agrícola do município de Santa Lúcia - SP. **Revista Conhecimento Online**, v. 9, n. 2, 2017.
- ALI, Shamshad; NIE, Zhihong; ISMAIL, Abubakar Sadiq; SOHEL, Rana. Assessing changes in geotechnical properties of soil caused by oil contaminants. Iop Conference Series: **Earth and Environmental Science**, [S.L.], v. 1335, n. 1, p. 012029, 1 maio 2024. IOP Publishing. <http://dx.doi.org/10.1088/1755-1315/1335/1/012029>.
- ALONSO, Carolina Mancho et al. Organic amendments application contaminated soil with effect on a arsenic. **Revista Internacional de Contaminación Ambiental**, 14 dez. 2023.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA); AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION (AWWA); WATER ENVIRONMENT FEDERATION (WEF). **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 23. ed. Washington, D.C.: APHA, AWWA, WEF, 2023.
- AN, Siwen; REZA, Salim; NORLIN, Börje; FRÖJDH, Christer; THUNGSTRÖM, Göran. Signal-to-noise ratio optimization in X-ray fluorescence spectrometry for chromium contamination analysis. **Talanta**, [S.L.], v. 230, p. 122236, ago. 2021. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.talanta.2021.122236>.
- ARAÚJO NETO, Cláudio Luis de; GURJÃO, Renan Ítalo Leite; FARIAS, Amanda Paiva; MELO, Márcio Camargo de; MONTEIRO, Veruschka Escarião Dessoles. Physical, chemical, and mechanical properties of landfilled waste from Campina Grande, Brazil. **Environmental Science And Pollution Research**, [S.L.], v. 28, n. 47, p. 66819-66829, 8 jul. 2021. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s11356-021-15230-5>.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR 6.457: Amostras de solo – Preparação para ensaios de compactação e ensaios de caracterização**. Rio de Janeiro, 2016a.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR 10.004: Resíduos sólidos – Classificação**. Rio de Janeiro/RJ, 2004.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR 7181: SOLO – Análise granulométrica**. Rio de Janeiro/RJ, 2016e.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR 6508: SOLO – Massa Específica dos Grãos**. Rio de Janeiro/RJ, 2016c.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR 6459: SOLO – Determinação do limite de liquidez**. Rio de Janeiro/RJ, 2016b.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR 7180: SOLO – Determinação do limite de plasticidade**. Rio de Janeiro/RJ, 2016d.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR 7182: SOLO – Ensaio de Compactação**. Rio de Janeiro/RJ, 2016f.

BERTSCH, Paul M.; SEAMAN, John C.. Characterization of complex mineral assemblages: implications for contaminant transport and environmental remediation. **Proceedings Of The National Academy Of Sciences**, [S.L.], v. 96, n. 7, p. 3350-3357, 30 mar. 1999. Proceedings of the National Academy of Sciences. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.96.7.3350>.

BOSCOV, Maria Eugênia Gimenez. **Geotecnia Ambiental**. São Paulo: Oficina de Textos, 2008.

BOWLES, J. E. (1996). **Foundation Analysis and Design**. McGraw-Hill.

BRADY, N. C.; WEIL, R. R. **Elements of the nature and properties of soils**. 3rd ed. Upper Saddle River: Pearson Prentice Hall, 2008.

BRASIL. **Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), Resolução n.º 357, de 17 de março de 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 18 mar. 2005, Seção 1, p. 58. Disponível em: https://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Resolucao/2005/res_conama_357_2005_apagua.pdf. Acesso em: 15 nov. 2024.

BRASIL. **Lei n.º 12.305, de 2 de agosto de 2010**. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 3 ago. 2010. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm. Acesso em: 15 nov. 2024.

BUDIARDJO, Mochammad Arief; WIBOWO, Yudha Gusti; RAMADAN, Bimastyaji Surya; SERUNTING, Muhamad Allan; YOHANA, Eflita; SYAFRUDIN. Mercury removal using modified activated carbon of peat soil and coal in simulated landfill leachate. **Environmental Technology & Innovation**, [S.L.], v. 24, p. 102022, nov. 2021. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.eti.2021.102022>.

CHU, Longgang; CANG, Long; SUN, Zhaoyue; WANG, Xinghao; FANG, Guodong; GAO, Juan. Reagent-free electrokinetic remediation coupled with anode oxidation for the treatment of phenanthrene polluted soil. *Journal Of Hazardous Materials*, [S.L.], v. 433, jul. 2022. COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo – 2011**. São Paulo: CETESB, 2011. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br>. Acesso em: 15 nov. 2024.

DAGWAR, Pranav Prashant; DUTTA, Deblina. Landfill leachate a potential challenge towards sustainable environmental management. **Science Of The Total Environment**, [S.L.], v. 926, p. 171668, maio 2024. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.171668>.

DANGSARAKY, Mohamad Bagher Akbari; MOTAGHEDI, Hossein; KUTANAEI, Saman Soleimani; MALIDARREH, Nima Ranjbar. Effect of leachate and used motor oil on the geotechnical and mechanical characteristics of soils with different mineralogy under different moisture conditions. **Geomechanics And Geoenvironment**, [S.L.], v. 19, n. 3, p. 219-229, 3 ago. 2023. Informa UK Limited. <http://dx.doi.org/10.1080/17486025.2023.2226120>.

DARAMOLA, S.O.; DEMLIE, M.; HINGSTON, E.D.C.. Mineralogical and sorption characterization of lateritic soils from Southwestern Nigeria for use as landfill liners. **Journal Of Environmental Management**, [S.L.], v. 355, p. 120511, mar. 2024. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.120511>.

DAS, B. M. (2010). **Principles of Geotechnical Engineering**. Cengage Learning.

DOMINGUES, Luciene Gachet Ferrari. Viabilidade ambiental e econômica da utilização de areia descartada de fundição (ADF) na cobertura de aterros sanitários, [S.L.]. **Universidade Estadual de Campinas**, 2015. <http://dx.doi.org/10.47749/t/unicamp.2015.944035>.

DURAK, SEVGI, G.;M. S.; OZCOBAN, E. B.; BALCIOĞLU, Ö. M.; SALMANLI, G. T.; DEMIRKOL, N. T.; TÜFEKCI, N. The effect of leachate on the compacted and consolidated clay soils. *Journal Name*, v. 1, n. 1, p. 36-47, 2017.

ECOTERRA AMBIENTAL. **Projeto de implantação de um aterro sanitário para resíduos sólidos no município de Campina Grande – PB: Estudo de Impacto Ambiental/Relatório de Impacto Ambiental (EIA/RIMA)**. 2010.

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Manual de métodos de análise de solo**. TEIXEIRA, P. C.; DONAGEMMA, G. K.; FONTANA, A.; TEIXEIRA, W. G. (Ed.). 3ª ed. ver. e ampl. Brasília, DF: Embrapa, 2017.

EMAMI, Sabah; NEGAHDAR, Alireza; ZAREI, Mohammad. Investigating the Influence of the Leachate from the Municipal Solid Waste on the Mechanical and Environmental Properties of Soil around the Landfill (Case Study: the municipal landfill located in Ardabil.:iran). **Arabian Journal For Science And Engineering**, [S.L.], v. 44, n. 10, p. 8417-8428, 28 jun. 2019. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s13369-019-03962-z>.

EMENIKE, Chijioke; OMO-OKORO, Patricia; PARIATAMBY, Agamuthu; BARASARATHI, Jayanthi; HAMID, Fauziah Shahul. Remediation of Leachate-Metal-Contaminated Soil Using Selected Bacterial Consortia. **Soil Systems**, [S.L.], v. 8, n. 1, p. 33, 13 mar. 2024. MDPI AG. <http://dx.doi.org/10.3390/soilsystems8010033>.

GAO, Yan-bo., LIU, Jiada. Effects of Nonaqueous Phase Liquids Pollution on the Permeability and Microstructure of In-Filed and Laboratory Soaked Contaminated Clay Soils. **Geofluids**, 2022:1-17. doi: 10.1155/2022/2767350

GGA/UFCG – Acervo de pesquisas do Monitoramento de Aterro Sanitário no Semiárido Paraibano do Grupo de Geotecnia Ambiental (GGA) da Universidade Federal de Campina Grande (UFCG), 2023.

GOMES, O. F. Avaliação do perfil hidrogeológico de aterro sanitário utilizando sonda de condutividade elétrica (CE) e condutividade hidráulica (CH) via cravação direta (CD). 2021. Tese (Doutorado em Engenharia) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2021. Disponível em: <https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/3/3137/tde-05042022-105000/publico/OsmarFranciscoGomesCorr21.pdf>. Acesso em: 12 nov. 2024.

HARUN, N. S.; ALI, Z. Rahman; RAHIM, A. S.; LIHAN, T.; IDRIS, R. M. W.. Effects of leachate on geotechnical characteristics of sandy clay soil. **Aip Conference Proceedings**, [S.L.], p. 530-536, 2013. AIP Publishing LLC. <http://dx.doi.org/10.1063/1.4858709>.
Holtz, R. D., Kovacs, W. D., & Sheahan, T. C. (2011). *An Introduction to Geotechnical Engineering*. Pearson.

HOU, Juan; LI, Jiazheng; CHEN, Yijun. Coupling effect of landfill leachate and temperature on the microstructure of stabilized clay. **Bulletin Of Engineering Geology And The Environment**, [S.L.], v. 78, n. 1, p. 629-640, 14 jul. 2017. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s10064-017-1099-z>.

IRTO, A.; CREA, F.; ALESSANDRELLO, C.; STEFANO, C. de; SOMMA, R.; ZAFFINO, G.; ZACCARO, S.; PAPANIKOLAOU, G.; CIGALA, R.M.. Landfill leachate from Municipal Solid Waste: multi-technique approach for its fine characterization and determination of the thermodynamic and sequestering properties towards some toxic metals. **Science Of The Total Environment**, [S.L.], v. 917, p. 170311, mar. 2024. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.170311>.

JAMRAH, Ahmad; AL-ZGHOUL, Tharaa M.; AL-QODAH, Zakaria. An Extensive Analysis of Combined Processes for Landfill Leachate Treatment. **Water**, [S.L.], v. 16, n. 12, p. 1640, 7 jun. 2024. MDPI AG. <http://dx.doi.org/10.3390/w16121640>.

JESUS, Andressa Oliveira Costa de. **Avaliação preliminar da poluição do solo e da água subterrânea da área de um lixão desativo**. 2020. 109 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Ambiental, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2020.

KHAREL, Tulsi, P., David, E., CLAY., Cheryl, Reese., Thomas, M., DeSutter., D., D., Malo., Sharon, A., Clay. (2018). Do Precision Chemical Amendment Applications Impact Sodium Movement in Dryland Semiarid Saline Sodic Soils. *Agronomy Journal*, 110(3):1103-1110. doi: 10.2134/AGRONJ2017.07.0416

KHODARY, Safia M.; ELWAKIL, Amr Z.; FUJII, Manabu; TAWFIK, Ahmed. Effect of hazardous industrial solid waste landfill leachate on the geotechnical properties of clay. **Arabian Journal Of Geosciences**, [S.L.], v. 13, n. 15, 21 jul. 2020. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s12517-020-05699-8>.

Aqui está a referência formatada no padrão ABNT:

KJELDSEN, P.; BARLAZ, M. A.; ROOKER, A. P.; et al. Present and long-term composition of MSW landfill leachate: A review. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 32, n. 4, p. 297-336, 2002.

KORNILOVICH, B.; MISHCHUK, N.; ABBRUZZESE, K.; PSHINKO, G.; KLISHCHENKO, R.. Enhanced electrokinetic remediation of metals-contaminated clay. **Colloids And Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects**, [S.L.], v. 265, n. 1-3, p. 114-123, set. 2005. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.colsurfa.2005.02.042>.

LAURINDO, Lúcia Klestadt et al. Propriedades químicas do solo. In: LAURINDO, Lúcia Klestadt; SOUZA, Tancredo Augusto Feitosa de. Indicadores da qualidade do solo em sistemas agroflorestais e ecossistemas associados. Santa Catarina: Ppgean, 2020.

LYRA, Marcus Vinicius Melo de. Alterações Geomecânicas E Mineralógicas De Mistura Solo-bentonita Contaminada Por Lixiviado De Aterro Sanitário. 2021.

MANGIERI, Vanessa Lasaro; TAVARES FILHO, João. Avaliação de matéria orgânica, densidade e porosidade do latossolo vermelho em contato com lixiviado de resíduos sólidos urbanos. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, [S.L.], v. 24, n. 6, p. 1251-1258, dez. 2019. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522019100204>.

MOHAMMED, Zainab B.; FATTAH, Mohammed Y.; SHEHAB, Esraa Q.. Effect of leachate contamination in municipal solid waste on clay liner characteristics. **Journal Of Engineering Research**, [S.L.], v. 12, n. 2, p. 34-43, jun. 2024. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jer.2023.10.025>.

MELO, R. F. et al. Salinização e impactos em solos contaminados por lixiviados. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, 2021.

MITCHELL, J. K., SOGA, K. (2005). **Fundamentals of Soil Behavior**. John Wiley & Sons.

MUSA, John Jiya; BALA, J. D.; MUSTAPHA, H. I.; MUSA, E. T.; AKOS, M. P.; YERIMA, Y. I.; DANIEL, E. S. *Organic matter and heavy metals leachate effect on soils of selected dumpsites in selected North Central States of Nigeria*. **Arid Zone Journal of Engineering, Technology and Environment**, v. 16, n. 1, p. 193-210, 2020.

NAYANTHIKA, I.V.K.; JAYAWARDANA, D.T.; BANDARA, N.J.G.J.; MANAGE, P.M.; MADUSHANKA, R.M.T.D.. Effective use of iron-aluminum rich laterite based soil mixture

for treatment of landfill leachate. **Waste Management**, [S.L.], v. 74, p. 347-361, abr. 2018. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2018.01.013>.

NAYAK, Sitaram; SUNIL, B.M.; SHRIHARI, S. Hydraulic and compaction characteristics of leachate contaminated lateritic soil. *Sciencedirect*, Surathkal, v. 94, n. 2007, p. 137-144, maio 2007.

NOROUZI, Aria; UYGAR, Eris; NALBANTOGLU, Zalihe. A review on the effects of landfill leachate on the physical and mechanical properties of compacted clay liners for municipality landfills. **Arabian Journal Of Geosciences**, [S.L.], v. 15, n. 12, p. 00-00, jun. 2022. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s12517-022-10430-w>.

NYIKA, Joan; ONYARI, Ednah; DINKA, Megersa; MISHRA, Shivani. Analysis of particle size distribution of landfill contaminated soils and their mineralogical composition. **Particulate Science And Technology**, [S.L.], v. 38, n. 7, p. 843-853, 7 jul. 2019. Informa UK Limited. <http://dx.doi.org/10.1080/02726351.2019.1635238>.

OLIVEIRA, P. R., et al. Effects of leachate contamination on hydraulic properties of soils. **Journal of Environmental Management**, 2018.

OTTOSEN, Lisbeth M.; HANSEN, Henrik K.; JENSEN, Pernille E.. Relation Between pH and Desorption of Cu, Cr, Zn, and Pb from Industrially Polluted Soils. **Water, Air, And Soil Pollution**, [S.L.], v. 201, n. 1-4, p. 295-304, 25 dez. 2008. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s11270-008-9945-z>.

OYEDIRAN, Ibrahim Adewuyi; OLALUSI, David Ayodele. Leachate Effects on Some Index Properties of Clays. **Iaeg/Aeg Annual Meeting Proceedings, San Francisco, California, 2018—Volume 6**, [S.L.], p. 159-164, 26 ago. 2018. Springer International Publishing. http://dx.doi.org/10.1007/978-3-319-93142-5_22.

PARVIAINEN, A.; et al. **Mineralogical association and geochemistry of potentially hazardous elements in soils influenced by sulfide-bearing mine waste**. *Environmental Geochemistry and Health*, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10653-022-01234-5>. Acesso em: 15 nov. 2024.

PUKISH,A, V., Oleg, Mandryk., Yaroslava, Korobeinykova. (2023). The effect of pollutants on the content of nutrients in soil. *Nafta Gaz*, 79(4):266-277. doi: 10.18668/ng.2023.04.06

ROCHA, J. V. P.; FERNANDEZ, M. B. G.; PAGANI JUNIOR, A. Aplicação controlada de efluente proveniente de aterro sanitário na recuperação de áreas mineradas de carvão. **Universidade Federal de Pelotas**, 2021.

ROWE, R. K. **Geotechnical and Geoenvironmental Engineering Handbook**. Springer, 2012.

SARMA, Hridesh Harsha; RAJKUMAR, Arnab; BARO, Ankita; DAS, Bikash Chandra; TALUKDAR, Nilabh. Impact of Heavy Metal Contamination on Soil and Crop Ecosystem with Advanced Techniques to Mitigate Them. *Journal Of Advances In Biology & Biotechnology*, [S.L.], v. 27, n. 6, p. 53-63, 4 maio 2024.

SOUZA, Rogério Tadeu de; SAMPAIO, Jarbas Lima Dias. Características do solo na APA Carste de Lagoa Santa (MG) e seu papel na infiltração de potenciais contaminantes. **Caderno de Geografia**, [S.L.], v. 31, n. 64, p. 77, 16 dez. 2020. Pontificia Universidade Católica de Minas Gerais. <http://dx.doi.org/10.5752/p.2318-2962.2021v31n64p77>.

SHAN, Yepeng; CAI, Guoqing; ZHANG, Ce; WANG, Xiao; SHI, Yehui; LI, Jian. Effects of Acidic/Alkaline Contamination on the Physical and Mechanical Properties of Silty Clay. *Sustainability*, [S.L.], v. 15, n. 2, 10 jan. 2023

SHARIATMADARI, Nader; LASAKI, Behnam Askari; ESHGHINEZHAD, Hasan; ALIDOUST, Pourya. Effects of Landfill Leachate on Mechanical Behaviour of Adjacent Soil: a case study of saravan landfill, rasht, iran. **International Journal Of Civil Engineering**, [S.L.], v. 16, n. 10, p. 1503-1513, 12 maio 2018. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s40999-018-0311-2>.

SPARKS, D. L. **Environmental soil chemistry**. 2nd ed. San Diego: Academic Press, 2003.

SPOSITO, G. **The chemistry of soils**. 2nd ed. New York: Oxford University Press, 2008.

XIONG, Yiqun; TAKAOKA, Masaki; SANO, Akira; KUSAKABE, Taketoshi; YANG, Jing; SHIOTA, Kenji; FUJIMORI, Takashi; OSHITA, Kazuyuki. Distribution and characteristics of heavy metals in a first-generation monofill site for incinerator residue. **Journal Of Hazardous Materials**, [S.L.], v. 373, p. 763-772, jul. 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.04.019>.

XU, Shicheng; LU, Haijun; LIU, Junzhu; LI, Jixiang. An experimental study on the microstructure and triaxial shear of structured clay in contact with landfill leachate. **Bulletin Of Engineering Geology And The Environment**, [S.L.], v. 78, n. 6, p. 4611-4622, 23 out. 2018. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s10064-018-1409-0>.

ZABOTO, A. R. Estudo Sobre Impactos Ambientais. **Biblioteca Unisced**, 2019. Disponível em: <https://biblioteca.unisced.edu.mz/bitstream/123456789/1375/1/Estudos%20de%20Impactos-Ambientais.pdf>. Acesso em: 12 nov. 2024.