



UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO SEMI-ÁRIDO
PRÓ-REITORIA DE GRADUAÇÃO
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA E CIÊNCIAS AMBIENTAIS
CURSO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA E AMBIENTAL

Arthur Lira Vasconcelos de Sousa Xavier

**Dinâmica de acumulação de sais e metais em solo cultivado com capim vetiver e irrigado
com lixiviado de aterro sanitário**

MOSSORÓ

2024

Arthur Lira Vasconcelos de Sousa Xavier

**Dinâmica de acumulação de sais e metais em solo cultivado com capim vetiver e irrigado
com lixiviado de aterro sanitário**

Monografia apresentada a Universidade
Federal Rural do Semi-Árido como requisito
para obtenção do título de Bacharel em
Engenharia Agrícola e Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Rafael Oliveira Batista

MOSSORÓ

2024

©Todos os direitos estão reservados à Universidade Federal Rural do Semi-Árido. O conteúdo desta obra é de inteira responsabilidade do autor, sendo o mesmo, passível de sanções administrativas ou penais, caso sejam infringidas as leis que regulamentam a Propriedade Intelectual, respectivamente, Patentes: Lei nº 9.279/1996, e Direitos Autorais: Lei nº 9.610/1998. O conteúdo desta obra tornar-se-á de domínio público após a data de defesa e homologação da sua respectiva ata, exceto as pesquisas que estejam vinculadas ao processo de patenteamento. Esta investigação será base literária para novas pesquisas, desde que a obra e seu respectivo autor seja devidamente citado e mencionado os seus créditos bibliográficos.

X3d Xavier, Arthur Lira Vasconcelos de Sousa.

Dinâmica de acumulação de sais e metais em solocultivado com capim vetiver e irrigado com lixiviado de aterro sanitário / Arthur Lira Vasconcelos de Sousa Xavier. - 2024.

54 f. : il.

Orientador: Rafael Oliveira Batista. Monografia (graduação) - Universidade Federal Rural do Semi-árido, Curso de Engenharia Agrícola e Ambiental, 2024.

1. metais pesados. 2. percolado. 3. resíduos sólidos urbanos. 4. salinidade.
I. Batista, Rafael Oliveira, orient. II. Título.

Ficha catalográfica elaborada por sistema gerador automático em conformidade com AACR2 e os dados fornecidos pelo autor.

Biblioteca Campus Mossoró / Setor de Informação e Referência

Bibliotecária: Keina Cristina Santos Sousa e Silva

CRB: 15/120

O serviço de Geração Automática de Ficha Catalográfica para Trabalhos de Conclusão de Curso (TCC's) foi desenvolvido pelo Instituto de Ciências Matemáticas e de Computação da Universidade de São Paulo (USP) e gentilmente cedido para o Sistema de Bibliotecas da Universidade Federal Rural do Semi-Árido (SISBI-UFERSA), sendo customizado pela Superintendência de Tecnologia da Informação e Comunicação (SUTIC) sob orientação dos bibliotecários da instituição para ser adaptado às necessidades dos alunos dos Cursos de Graduação e Programas de Pós-Graduação da Universidade.

Arthur Lira Vasconcelos de Sousa Xavier

**Dinâmica de acumulação de sais e metais em solo cultivado com capim vetiver e irrigado
com lixiviado de aterro sanitário**

Monografia apresentada a Universidade
Federal Rural do Semi-Árido como requisito
para obtenção do título de Bacharel em
Engenharia Agrícola e Ambiental.

Defendida em: 23/10/2024

BANCA EXAMINADORA



Documento assinado digitalmente
RAFAEL OLIVEIRA BATISTA
Data: 29/10/2024 20:26:15-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Rafael Oliveira Batista, Prof. Dr. (UFERSA)
Presidente



Documento assinado digitalmente
ANTONIO DIEGO DA SILVA TEIXEIRA
Data: 29/10/2024 14:30:21-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Antônio Diego da Silva Texeira, Me. (UFERSA)
Membro Examinador



Documento assinado digitalmente
HELIO NOGUEIRA BEZERRA
Data: 29/10/2024 15:15:37-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Hélio Nogueira Bezerra, Me. (IFRN)
Membro Examinador

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente à Deus e minha mãe, Maria de Fátima Lira de Vasconcelos Batista (apelidada carinhosamente de Dona Mary), por todo o amor, apoio e incentivo incondicional ao longo da minha jornada acadêmica. Sua dedicação e sacrifícios foram sem dúvidas fundamentais para que eu pudesse chegar até aqui.

À minha amada esposa, Geisiane Xavier de Matos Vasconcelos (momo), uns dos maiores presentes que esta universidade me deu, minha eterna companheira e fonte de inspiração. Sua paciência, compreensão e encorajamento foram essenciais nos momentos mais desafiadores. Obrigado por acreditar em mim e por estar ao meu lado em cada passo deste caminho.

À minha amorosa sogra, Iranisa Xavier da Silva (carinhosamente apelidada de Dona mamãe), por todo o carinho e suporte. Sua generosidade e palavras de incentivo foram muito importantes para mim. Sou grato por ter você em minha vida e por todo o apoio que me proporcionou.

As minhas companheiras do Construções Rurais, Leandra, Samara, Sara, Carla. Amigos, que estiveram ao meu lado nos momentos de alegria e de dificuldade. A amizade e o apoio de vocês foram fundamentais para que eu pudesse superar os desafios e alcançar meus objetivos.

Ao meu orientador, Professor Rafael Oliveira Batista, pela orientação, paciência e dedicação ao longo deste trabalho. Suas valiosas contribuições e conselhos foram essenciais para a realização deste projeto.

Aos professores do curso, As Prof.(as) Marineide Jussara, Jeane Portela, Prof. Joaquim Odilom, Prof. Suedemio de Lima e a todos os outros que aqui não foram citados e que foram também essenciais para a minha formação, obrigado por compartilharem seus conhecimentos e experiência, e por me proporcionarem uma formação sólida e abrangente. Cada ensinamento foi crucial para o meu desenvolvimento acadêmico e profissional.

Aos técnicos do LASAP e colegas da pós-graduação do manejo de água e solo que ajudaram nas análises, possibilitando a execução deste trabalho.

A prefeitura municipal de Mossoró por abrir espaço para esta pesquisa e possibilitar esse estudo possa contribuir de alguma forma para a sociedade.

A todos vocês, minha eterna gratidão. Este trabalho é também fruto do amor, dedicação e apoio de cada um de vocês.

ÉPIGRAFE

Conhecimento não é aquilo que você sabe, mas
o que você faz com aquilo que você sabe.

Aldous Huxley

RESUMO

O crescimento populacional acarreta elevação da quantidade de resíduos sólidos urbanos (RSU), que ao serem dispostos em aterros sanitários podem influenciar, em especial, no período chuvoso, uma maior quantidade de lixiviado gerado, que representa grande risco de contaminação ambiental, além disso contribui para o rápido crescimento das células dos aterros sanitários, podendo facilitar em períodos de grande intensidade de chuvas erosão do solo utilizado no processo de cobertura e na compactação dos RSUs, afetando a estabilidade nos taludes do aterro e expondo o RSU coberto pelo solo. Objetivou-se, com o presente estudo, realizar a caracterização físico-química para avaliação quanto a presença de sais e a de micronutrientes e metais pesados do solo proveniente do aterro sanitário municipal de Mossoró irrigado com lixiviado gerado pelo aterro sanitário e cultivado com capim vertiver (*Vetiveria zizanioides*) no semiárido do Brasil, e assim estabelecer uma recomendação de irrigação utilizando-se do efluente gerado para viabilizar um processo de estabilização e recuperação das células do aterros após o fim de sua operação. Verificou-se a influência de duas qualidades de percolado (jovem-L1 e estabilizado-L2). O experimento foi montado no Delineamento em Blocos Casualizados no esquema fatorial 2 (dois tipos de lixiviados) x 5 (cinco diluições), gerando assim 10 tratamentos a serem aplicados – 100% de água de abastecimento - AB (T1); 5%L1 (T2); 10%L1 (T3); 15%L1 (T4); 20%L1 (T5); 5%L2 (T6); 10%L2 (T7); 15%L2 (T8); 20%L2 (T9); 100% AB e solo adubado com esterco curtido (T10). Amostras de solo foram coletadas após sete meses, para determinação de características químicas. Entre os micronutrientes, o Fe apresentou a maior média, no tratamento T5; além disso, não foram observados teores de Ni e Cd no solo; o Pb apresentou maior valor médio no tratamento T8 e o Cr apresentou um crescimento linear no solo em relação ao aumento das diluições do percolado L1 quando comparado ao percolado L2. O pH do solo teve uma redução quando aplicada às diluições. A CE do solo teve uma grande variabilidade quando aplicada as diluições de percolado, tendo a maior concentração média encontrada no tratamento T8. Ocorreu um incremento de Na^+ no solo devido a aplicação das diluições, tendo a maior concentração de Na^+ em T8. A AB foi responsável pela maior parte do Ca^{2+} incrementado ao solo. Ocorreu um aumento na PST do solo quando aplicado as menores diluições dos dois tipos de percolados estudados, no entanto, não afetou a qualidade do solo. Com base nos resultados obtidos pode-se concluir que o uso das diluições de 15% L1 ou L2 + 85% de AB promoveram resultados menos satisfatórios para serem aproveitados para o reúso agrícola, portanto, recomenda-se o uso de diluições maiores, para assim diminuir os riscos de toxidade tanto para planta quanto para o solo.

Palavras-chave: metais pesados; percolado; resíduos sólidos urbanos; salinidade.

ABSTRACT

Population growth leads to an increase in the amount of urban solid waste (MSW), which when disposed of in landfills can influence, especially during the rainy season, a greater amount of leachate generated, which represents a great risk of environmental contamination. It also contributes to the rapid growth of landfill cells, which can facilitate erosion of the soil used in the process of covering and compacting MSW during periods of high rainfall intensity, affecting the stability of the landfill slopes and exposing the MSW covered by the soil. The aim of this study was to perform the physical-chemical characterization to evaluate the presence of salts, micronutrients and heavy metals in the soil from the municipal landfill of Mossoró irrigated with leachate generated by the landfill and cultivated with vertiver grass (*Vetiveria zizanioides*) in the semiarid region of Brazil, and thus establish an irrigation recommendation using the effluent generated to enable a process of stabilization and recovery of the landfill cells after the end of their operation. The influence of two qualities of leachate (young-L1 and stabilized-L2) was verified. The experiment was set up in a Randomized Block Design in a factorial scheme of 2 (two types of leachate) x 5 (five dilutions), thus generating 10 treatments to be applied - 100% supply water - AB (T1); 5%L1 (T2); 10%L1 (T3); 15%L1 (T4); 20%L1 (T5); 5%L2 (T6); 10%L2 (T7); 15%L2 (T8); 20%L2 (T9); 100% AB and soil fertilized with cured manure (T10). Soil samples were collected after seven months to determine chemical characteristics. Among the micronutrients, Fe presented the highest average in the T5 treatment; in addition, no Ni and Cd contents were observed in the soil; Pb presented the highest average value in the T8 treatment and Cr showed a linear growth in the soil in relation to the increase in the dilutions of the L1 leachate when compared to the L2 leachate. The soil pH showed a reduction when applied to the dilutions. The soil EC showed a great variability when applied to the leachate dilutions, having the highest average concentration found in the T8 treatment. There was an increase in Na⁺ in the soil due to the application of the dilutions, having the highest concentration of Na⁺ in T8. AB was responsible for most of the Ca²⁺ added to the soil. There was an increase in soil TSP when the lower dilutions of the two types of leachate studied were applied; however, it did not affect soil quality. Based on the results obtained, it can be concluded that the use of dilutions of 15% L1 or L2 + 85% AB provided less satisfactory results for agricultural reuse. Therefore, the use of higher dilutions is recommended to reduce the risk of toxicity to both plants and soil.

Keywords: heavy metals; percolate; urban solid waste; salinity.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Mapa de localização da Unidade Experimental de Reúso da Água.....	44
Figura 2- Imagem de satélite da Unidade Experimental de Reúso da Água.....	45
Figura 3- Imagens de satélite do aterro municipal de Mossoró.	46
Figura 4 – Delineamento montado em campo.	50
Figura 5 – Drenos instalados nos vasos para coleta de lixiviado.	50
Figura 6 – Esquema do preenchimento dos vasos	51
Figura 7 - Estimativa dos valores de Cr em solo cultivado com capim vetiver sob aplicação de dois tipos de percolado de resíduos sólidos urbanos.....	56
Figura 8 – pH do solo quando submetido cinco diluições de dois tipos de percolados	63
Figura 9 - CE do solo quando submetido cinco diluições de dois tipos de percolados	64
Figura 10 – Sódio no solo quando submetido à cinco diluições de dois tipos de percolados...	65
Figura 11 – Cálcio no solo quando submetido à cinco diluições de dois tipos de percolados.	66
Figura 12 – PST no solo quando submetido à cinco diluições de dois tipos de percolados	67

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Padrões de lançamento de efluentes tarados em corpos hídricos receptores.....	23
Tabela 2 – Caracterização da água de abastecimento, percolado jovem e estabilizado com relação a presença de metais e micronutrientes	47
Tabela 3 - Caracterização da água de abastecimento, percolado jovem e estabilizado com relação a presença de atributos físico-químicos.....	48
Tabela 4 – Caracterização dos micronutrientes e metais pesados no solo coletado do aterro sanitário para plantio do capim vetiver.	49
Tabela 5 – Caracterização de sais no solo coletado do aterro sanitário para plantio do capim vetiver.	49
Tabela 6 – Caracterização média das três campanhas de coleta das diluições dos percolado em água de abastecimento com relação aos metais presentes	53
Tabela 7 - Concentrações médias de micronutrientes do solo irrigado com diferentes diluições de percolado de aterro sanitário.	55
Tabela 8 – Concentrações médias de metais pesados no solo irrigado com diferentes diluições de percolado de aterro sanitário.	57
Tabela 9 – Caracterização média das diluições do percolado jovem e estabilizado com relação a presença de atributos físico-químicos	58
Tabela 10 – Análise de variância (ANOVA).....	59
Tabela 11 – Alteração nas características físico-químicas de solo irrigado com dois tipos de percolados de aterro sanitário.	60
Tabela 12 – Alteração nas características físico-químicas de solo irrigado com diluições de percolado de aterro sanitário.	62

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
CE	Condutividade Elétrica
CEPAS	Centro de Pesquisa em Aquicultura e Pesca Sustentável do Semi-Árido
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
LASAP	Laboratório de Análise de Solo, Água e Planta
OMS	Organização Mundial de Saúde
pH	Potencial Hidrogeniônico
PLANARES	Plano Nacional de Resíduos Sólidos
PNRS	Política Nacional de Resíduos Sólidos
PST	Porcentagem de Saturação de Sódio
RAS	Razão de Adsorção de Sais
RSU	Resíduos Sólidos Urbanos
UERA	Unidade Experimental de Reúso da Água
UFERSA	Universidade Federal Rural do Semi-Árido

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	14
2 OBJETIVOS.....	15
2.1 Objetivo geral.....	15
2.2 Objetivos específicos	15
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	16
3.1 Resíduos Sólidos Urbanos (RSU).....	16
3.2 Aterros sanitários de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU)	18
3.3 Retenção, adsorção e lixiviação de metais pesados e sais em solos de regiões semiáridas	20
3.4 Importância do aproveitamento agrícola de efluentes	21
3.5 Legislação para uso da água residuária.....	22
3.5 <i>Vetiveria zizanioides</i>.....	24
3.5.1 Estrutura da planta	24
3.5.2 Sistema radicular:.....	24
3.5.3 Inflorescência e reprodução:	25
3.5.4 Adaptação ambiental.....	25
4 MATERIAIS E METÓDOS	44
4.1 Descrição e caracterização da área experimental	44
4.2 Aterro sanitário municipal de Mossoró	45
4.3 Período de estudo	46
4.4 Caracterização inicial físico-química e de metais pesados da água de abastecimento e percolados estabilizado e jovem	47
4.5 Caracterização inicial físico-química das amostras de água de abastecimento, dos percolados estabilizado e jovem e diluições dos percolados	47
4.6 Caracterização química inicial do solo utilizado no experimento	48
4.7 Delineamento experimental.....	49

4.8 Clima e vegetação.....	52
4.9 Tratamento dos dados	52
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	53
5.1 Caracterização das diluições quanto a presença de micronutrientes e metais pesados	53
5.1.1 Dinâmica de acumulação média de micronutrientes no solo irrigado com as diferentes diluições de lixiviado de aterro sanitário	54
5.1.2 Dinâmica de acumulação média de metais pesados no solo irrigado com as diferentes diluições de lixiviado de aterro sanitário	55
5.2 Caracterização físico-química das diluições dos percolados jovem e estabilizado.....	57
5.2.1 Dinâmica de acumulação de sais no solo irrigado com as diferentes diluições de lixiviado de aterro sanitário	58
5.2.2 Análise de variância para os fatores percolados (L1 e L2) e as diluições (Tratamentos)	59
5.2.3 Teste de comparação de médias para os percolados estudados	59
5.2.4 Teste de comparação de médias para as diluições estudadas.....	61
6 CONCLUSÃO	67
REFERÊNCIAS.....	69

1 INTRODUÇÃO

O progresso econômico e industrial, embora benéfico em muitos aspectos, frequentemente traz consigo o aumento da urbanização e da população, exacerbando a pressão sobre os recursos hídricos. Esta expansão urbana acelerada resulta em uma produção massiva de resíduos sólidos urbanos (RSU), cujo volume tem crescido exponencialmente, impondo uma pressão adicional aos sistemas de gestão de resíduos e ao meio ambiente (El Fadili *et al.*, 2022).

A utilização de aterros sanitários para o descarte de resíduos permanece como uma prática comum no manejo de RSU. Contudo, essa abordagem traz consigo o desafio crítico de reduzir os impactos ambientais adversos associados à disposição de resíduos. Assim, a busca por soluções eficazes para minimizar os danos causados pelos aterros sanitários é uma das problemáticas mais complexas enfrentadas globalmente (Akoto *et al.*, 2021). A decomposição de resíduos sólidos, juntamente com a infiltração de água pluvial, resulta na formação de lixiviado em aterros sanitários. Esta substância é uma combinação complexa de elementos orgânicos e inorgânicos, cujas características físico-químicas e biológicas variam conforme diversos fatores, como o clima e a natureza dos resíduos urbanos. O descarte inadequado do lixiviado pode acarretar sérios riscos ao meio ambiente e à saúde pública, devido à sua composição rica em poluentes variados, que incluem compostos orgânicos dissolvidos, metais pesados e sais (El Fadili *et al.*, 2022).

No Brasil, o tratamento biológico é a abordagem mais adotada para o chorume. Esse método costuma ser eficaz ao tratar o chorume de aterros mais recentes, que apresenta alta concentração de ácidos graxos voláteis e elevado índice de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO). Contudo, surgem vários desafios no tratamento de chorume de aterros mais antigos (o chamado chorume estabilizado), que tende a conter menor quantidade de matéria orgânica biodegradável. Além disso, é caracterizado por níveis elevados de nitrogênio amoniacal, presença de metais potencialmente tóxicos, substâncias húmicas e outros compostos complexos provenientes da condensação de estruturas aromáticas (Moraes; Sirtori; Peralta-Zamora, 2006). Diante disto vê-se no aproveitamento agrícola destes efluentes uma possibilidade de uso da composição rica em nutrientes destes resíduos para suprir a necessidade nutricional vegetal.

O capim Vetiver é o nome popular para *Vetiveria zizanioides* e *Chrysopogon zizanioides*, um tipo de planta perene herbácea graminácea com origem na Índia tropical e subtropical, sul e sudeste da Ásia; essa planta cresce até 2 m de altura e suas raízes crescem até 3 m de profundidade, resistente às condições de escassez hídrica; suas raízes longas mitigam erosão, produz óleo aromático, combate cupins, utilizada como cerca viva e propicia

fitorremediação (Gupta; Roy; Mahindrakar, 2012; Gnansounou; Alves; Raman, 2017). O capim Vetiver é uma planta recomendada para plantio no contorno das encostas e topos das células dos aterros sanitários antigos; pode crescer e se desenvolver bem quando cultivado com lixiviado, mas a dose elevada desse resíduo pode acarretar a morte da planta pelo elevado aporte de poluentes orgânicos e metais pesados. Portanto buscou-se estudar a dinâmica de acumulação de metais, micronutrientes e sais em solo cultivado com capim Vetiver irrigado com diferentes diluições do lixiviado de aterro sanitário do semiárido do Brasil, a fim de se avaliar uma alternativa do uso do percolato gerado pelos aterros sanitários para fins de irrigação para o capim vetiver, com o intuito de promover o plantio dessa cultura para controle de erosão e estabilidade de taludes de células encerradas em aterros.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Analisar a acumulação de metais pesado, micronutrientes e sais no solo de aterro sanitário cultivado com capim vetiver e fertirrigado com diluições de duas qualidades de lixiviados de aterro sanitário.

2.2 Objetivos específicos

- Verificar a influência de duas qualidades e de cinco diluições de percolados de aterro sanitário na acumulação dos micronutrientes Fe, Mn, Cu e Zn e dos metais pesados Pb, Ni, Cr e Cd do solo utilizado na cobertura de células;
- Analisar o efeito de duas qualidades e de cinco diluições de percolados de aterro sanitário na alteração dos atributos químicos pH, CEes, Na^+ , Ca^{+2} , Mg^{+2} , CTC e PST do solo utilizado na cobertura de células; e
- Confrontar as concentrações de micronutrientes, metais pesados e atributos químicos com os padrões ambientais.
- Sugerir diluições adequadas para aproveitamento agrícola do percolato gerado pelos aterros como forma de tratamento do efluente gerado e para aplicação em células encerradas para irrigação de vegetação com potencial de mitigação de problemas ambientais.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Resíduos Sólidos Urbanos (RSU)

Os resíduos sólidos urbanos (RSU) são materiais provenientes de atividades humanas em áreas urbanas, incluindo resíduos domésticos, comerciais, industriais e de serviços de saúde. A gestão desses resíduos é um desafio significativo para os municípios, devido à grande quantidade e diversidade de materiais gerados (Odoricio *et al.*, 2024).

A Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) instituída no Brasil pela lei 12.305 de 2010 (Brasil, 2010), é avaliada como uma política pública de ótima qualidade e bem-vista internacionalmente, além de estar ligada aos princípios de economia circular, tais como as necessidades de prevenção e logísticas reversas do RSU (Kim; Barros, 2023). Entretanto, a administração e o descarte dos resíduos sólidos urbanos, frequentemente chamados de lixo, representam desafios significativos para a população brasileira, devido ao grande volume de resíduos produzidos e à maneira, muitas vezes inadequada, como são gerenciados e descartados, fazendo assim que a PNRS acabe não atingindo o seu propósito (Spoti; Amaral, 2023).

De acordo com o Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil (Abrelpe, 2022), no ano de 2022, a produção de RSU no Brasil atingiu cerca de 81,8 milhões de toneladas, o que equivale a 224 mil toneladas diárias. Dessa forma, cada brasileiro gerou, em média, 1,043 kg de resíduos por dia. Quanto à disposição final no Brasil, a maior parte dos resíduos sólidos urbanos (61%) continua sendo direcionada para aterros sanitários, com 46,4 milhões de toneladas enviadas para destinação em aterros sanitários em 2022, assim como está prevista no PNRS. Por outro lado, áreas de disposição inadequada, como aterros comuns e aterros controlados, ainda estão em operação em todas as regiões do país, recebendo 39% do total de resíduos coletados, totalizando 29,7 milhões de toneladas com destinação inadequada (Abrelpe, 2022).

No estado do Rio Grande do Norte, a situação não é muito diferente do cenário nacional, com uma população de 3,5 milhões, distribuída em 167 municípios, sendo que no estado aproximadamente 73% dos municípios não destinam os resíduos sólidos de forma adequada. Isso significa que apenas cerca de 27% dos municípios têm uma destinação para os seus RSU gerados (Semarh, 2017).

A geração de RSU é influenciada por diversos fatores, incluindo o crescimento populacional, aumento do consumo, urbanização, estilo de vida da população, nível socioeconômico da região geradora, além da forma como estes resíduos são manejados (Alves;

Santos, 2023). Existem diversas formas de classificar o RSU, sendo a mais difundida aquela quanto ao risco potencial desses resíduos e sua natureza de origem.

Com relação à classificação dos resíduos sólidos no Brasil a PNRS (BRASIL, 2010), classifica da seguinte forma:

I – Quanto à origem:

- a) Resíduos domiciliares: os originários de atividades domésticas em residências urbanas;
- b) Resíduos de limpeza urbana: os originários da varrição, limpeza de logradouros e vias públicas e outros serviços de limpeza urbana;
- c) Resíduos sólidos urbanos: os englobados nas alíneas “a” e “b”;
- d) Resíduos de estabelecimentos comerciais e prestadores de serviços: os gerados nessas atividades, excetuados os referidos nas alíneas “b”, “e”, “g”, “h” e “j”;
- e) Resíduos dos serviços públicos de saneamento básico: os gerados nessas atividades, excetuados os referidos na alínea “c”;
- f) Resíduos industriais: os gerados nos processos produtivos e instalações industriais;
- g) Resíduos de serviços de saúde: os gerados nos serviços de saúde, conforme definido em regulamento ou em normas estabelecidas pelos órgãos do Sistema Nacional do Meio Ambiente (Sisnama) e do Sistema Nacional de Vigilância Sanitária (SNVS);
- h) Resíduos da construção civil: os gerados nas construções, reformas, reparos e demolições de obras de construção civil, incluídos os resultantes da preparação e escavação de terrenos para obras civis;
- i) Resíduos agrossilvopastoris: os gerados nas atividades agropecuárias e silviculturais, incluídos os relacionados a insumos utilizados nessas atividades;
- j) Resíduos de serviços de transportes: os originários de portos, aeroportos, terminais alfandegários, rodoviários e ferroviários e passagens de fronteira;
- k) Resíduos de mineração: os gerados na atividade de pesquisa, extração ou beneficiamento de minérios;

II – Quanto à periculosidade:

- a) Resíduos perigosos: aqueles que, em razão de suas características de inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade, patogenicidade, carcinogenicidade, teratogenicidade e mutagenicidade, apresentam significativo risco à saúde pública ou à qualidade ambiental, de acordo com lei, regulamento ou norma técnica;
- b) Resíduos não perigosos: aqueles não enquadrados na alínea “a”.

No Brasil como já comentando ainda existe muita disposição inadequada em aterros comuns, onde não existe um controle do destino do lixo gerado pelos RSUs. Diante disso a PNRS, desenvolveu o Plano Nacional de Resíduos Sólidos (PLANARES), instituído pelo Decreto nº 11.043, de 13 de abril de 2022 (Brasil, 2022). O Planares estabelece diretrizes, estratégias, ações e metas para melhorar a gestão de resíduos sólidos no Brasil, com um horizonte de 20 anos. Dentre os principais objetivos pode-se citar o encerramento de aterros comuns, aumento da recuperação de resíduos, promoção da compostagem e reciclagem e a responsabilidade compartilhada. O Planares é essencial para a materialização dos objetivos da PNRS, promovendo uma gestão mais eficiente e sustentável dos resíduos sólidos no Brasil (Brasil, 2022).

3.2 Aterros sanitários de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU)

Segundo a Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) através da norma NBR 8419/1992 (ABNT, 1992), define os aterros sanitários como:

Uma técnica de disposição de resíduos sólidos urbanos no solo, que visa minimizar os impactos ambientais e não causar danos à saúde pública. Essa técnica utiliza princípios de engenharia para confinar os resíduos sólidos na menor área possível e reduzi-los ao menor volume permissível, cobrindo-os com uma camada de terra ao final de cada jornada de trabalho ou em intervalos menores, se necessário (ABNT, 1992).

Ainda na mesma norma é definido sumério ou chorume como, líquido produzido pela decomposição de substâncias contidas nos resíduos, que tem como características a cor escura, o mau cheiro e a elevada Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO). O processo de lixiviação também é definido como, deslocamento ou arraste, por meio líquido, de certas substâncias contidas nos resíduos sólidos urbanos (ABNT, 1992).

Os processos biológicos de decomposição dos resíduos sólidos urbanos em aterros sanitários ocorrem devido à ação de microrganismos heterotróficos, que oxidam materiais orgânicos para obter energia. Os principais tipos de metabolismo envolvidos são o aeróbio e o anaeróbio, que funcionam na presença ou ausência de oxigênio atmosférico respectivamente. As comunidades microbianas em sistemas de disposição final de resíduos sólidos urbanos (RSU) são compostas por bactérias hidrolíticas, fermentativas, acidogênicas, acetogênicas e archaea metanogênicas, além de bactérias redutoras de sulfato e protozoários. No início e logo após a deposição dos resíduos em aterros, as condições favorecem o crescimento de microrganismos aeróbios. Após essa fase inicial, a degradação prossegue em um ambiente

anaeróbio. Na fase aeróbia, predominam fungos, streptomyces e bactérias fotossintéticas. Em sistemas anaeróbios de aterros, os consórcios microbianos são responsáveis pelas etapas de degradação, que incluem a hidrólise de polímeros, a fermentação de ácidos orgânicos e a mineralização final dos resíduos, culminando na produção de metano (Amaral *et al.*, 2008; Maia *et al.*, 2015). O processo de degradação, ocorre normalmente em três etapas, na primeira observam-se os fenômenos de dissolução dos elementos minerais presente nos resíduos; na segunda fase tem-se a biotransformação da matéria orgânica em formas solúveis e gasosas e, por último, na terceira fase ocorre o carreamento da água percolada das finas partículas e do material solúvel (Portella; Ribeiro, 2014).

Segundo Christensen *et al.* (2001), existem três fases de degradação do RSU nas células de um aterro sanitário:

A primeira fase consiste no consumo de oxigênio presente no meio que dura em torno de um mês, no entanto, essa fase pode durar um pouco mais se o oxigênio for inserido no interior do aterro. Nessa etapa quantidades enormes de dióxido de carbono (CO_2) e hidrogênio (H_2) são sintetizadas, em especial se o aterro estiver seco. Ao decorrer do tempo a fase aeróbica se encerra dando espaço para a fase anaeróbia da decomposição dos resíduos.

Durante a segunda fase, os microrganismos anaeróbios e os facultativos, hidrolisam e fermentam a celulose e outros compostos orgânicos, gerando compostos simples de fácil degradação e solúveis, como ácidos voláteis e produtos nitrogenados. Essa fase dura aproximadamente os cinco primeiros anos de vida de um aterro, e o lixiviado gerado é altamente biodegradável, apresenta pH ácido, e os compostos inorgânicos estão presentes em maiores quantidades.

A terceira etapa é caracterizada pela ação das bactérias metanogênicas, tem uma característica de ser a fase mais ativa biologicamente, onde os compostos produzidos na etapa anterior acabam se tornando fonte de nutrientes, e são consumidas pelas novas bactérias. Deste modo, os compostos que restam após a ação das bactérias contêm teores elevados de nitrogênio (N), pH eleva-se acima de 7,0, grandes quantidades de sulfetos (S^{2-}) e ocorre a precipitação de cátions inorgânicos, principalmente os metais pesados. Os gases produzidos em sua maioria são gás metano (CH_4) e o CO_2 . O lixiviado gerado nesta fase metanogênica apresenta uma cor escuro e um odor menos desagradável que o da fase ácida (Kjeldsen; Christophersen, 2001).

A divisão em fases ajuda a entender como ocorre a estabilização dos resíduos e a formação do chorume. No entanto, durante a operação e a vida útil de um aterro, essas fases não são claramente definidas. Isso acontece porque a decomposição dos resíduos começa assim que a primeira carga é depositada na célula do aterro. Até que essa célula seja fechada, ela

continuará recebendo resíduos diariamente, resultando em uma grande variação na idade dos resíduos depositados. Por isso, é comum encontrar todas as fases de decomposição ocorrendo ao mesmo tempo em uma única célula de um aterro sanitário. Assim o lixiviado gerado será uma combinação das quatro fases que estiverem ocorrendo no interior da célula do aterro sanitário (Morais, 2005).

O lixiviado contém uma variedade de poluentes, que podem ser classificados em macrocomponentes inorgânicos, metais pesados, matéria orgânica dissolvida, compostos orgânicos xenobióticos e microrganismos, sendo um líquido potencialmente poluidor capaz de causar diversos efeitos prejudiciais ao ambiente, em especial às águas superficiais e lençóis freáticos nas proximidades do aterro, se não for adequadamente descartado (Kjeldsen; Christophersen, 2001; Zhang *et al.*, 2013).

Fazer uma caracterização do lixiviado torna-se muito difícil, pois sua composição varia com diferentes fatores, desde aqueles intrínsecos ao aterro sanitários aos atrelados a composição do RSU, além de serem extremamente influenciados por fatores climáticos, dentre eles destacam-se os índices pluviométricos da região e as temperaturas da região (Kjeldsen; Christophersen, 2001).

Os danos causados pelo chorume de aterro sanitário no meio ambiente são bem consideráveis. Estudos relatam efeitos adversos que podem ser observados no solo, mesmo a distâncias maiores que 100 m do aterro, assim como modificações no ambiente aquático, principalmente nas proximidades da descarga (Kamuruddin *et al.*, 2015).

3.3 Retenção, adsorção e lixiviação de metais pesados e sais em solos de regiões semiáridas

Os solos semiáridos, frequentemente alcalinos ou moderadamente ácidos, têm características que influenciam fortemente a adsorção e lixiviação de metais pesados como cobre, chumbo e cádmio. Em solos argilosos ou com maior teor de matéria orgânica, há uma maior capacidade de adsorção devido à alta área superficial e abundância de sítios de adsorção, como indicado em estudos realizados na região nordeste do Brasil. Solos com alta capacidade de troca catiônica (CTC), frequentemente presente em áreas irrigadas, também têm maior retenção de metais devido à abundância de íons catiônicos que competem com metais pesados nos sítios de adsorção (Bertoncini; Mattiazzo, 1999; Filho *et al.*, 2022).

A lixiviação dos metais pesados, por outro lado, depende das condições de pH e da condutividade elétrica do solo. Em regiões semiáridas onde os solos são afetados por sais, os

metais pesados podem se mobilizar mais facilmente, especialmente em áreas irrigadas, onde a água adicional contribui para a lixiviação dos contaminantes. Pesquisas em solos do Ceará revelaram que as condições de salinidade também influenciam a retenção e distribuição dos metais pesados nas camadas superficiais e subsuperficiais, destacando a importância do controle da irrigação e da salinidade para minimizar a contaminação (Cunha *et al.*, 2014).

3.4 Importância do aproveitamento agrícola de efluentes

Segundo a Lei das Águas (Lei nº 9.433/1997), o abastecimento para consumo humano e a dessedentação animal têm prioridade no uso da água em cenários de escassez. Logo após, o uso doméstico, tanto urbano quanto rural, e nos setores comercial e de serviços, representa a segunda maior demanda por água no país. Em uma escala global, o setor agropecuário figura como o principal consumidor de água, impulsionado pelo tamanho expressivo dos rebanhos no Brasil e a necessidade de água nas estruturas de dessedentação, criação e ambiente dos animais. Além desses, destacam-se o uso da água para as indústrias de transformação, atividades de mineração, usinas termoeletricas, e perdas por evaporação líquida em reservatórios (ANA, 2019; Santos *et al.*, 2020).

A prática de reutilizar efluentes tratados na agricultura é vista como uma estratégia promissora para a sustentabilidade, especialmente em contextos de escassez de água e alta demanda por irrigação. Estudos apontam que o reúso agrícola de efluentes fornece não apenas uma fonte confiável de água, mas também nutrientes essenciais, como nitrogênio, fósforo e potássio, que contribuem para o crescimento das plantas e reduzem a necessidade de fertilizantes químicos. Dessa forma, o reúso ajuda a diminuir o impacto ambiental do descarte de efluentes em corpos d'água e, ao mesmo tempo, beneficia a produção agrícola com economia e eficiência sustentáveis (Santos *et al.*, 2020)

Além disso, em países como a Espanha, onde políticas claras e regulamentações específicas para o reúso de águas residuais estão implementadas, o controle rigoroso dos parâmetros de qualidade dos efluentes assegura a segurança do solo e das culturas. Esse monitoramento inclui verificar o pH, a salinidade e a presença de íons tóxicos que poderiam prejudicar as colheitas e o solo. A experiência espanhola, por exemplo, mostra que uma abordagem integrada entre autoridades de saneamento e comunidades de irrigadores pode maximizar o uso seguro e produtivo dos efluentes agrícolas, servindo de modelo para outras regiões que buscam adotar práticas similares (Marques *et al.*, 2022).

A prática do reúso agrícola é usada mundialmente e possui diversas vantagens como já citado. Vários experimentos comprovam a eficiência do reuso da água para fins agrícolas em diversas culturas, como a redução do uso de fertilizantes químicos, observado por Pereira et al. (2011) que verificaram um aumento de macro e micronutrientes no solo irrigado com água residuária de esgoto doméstico. Em uma outra pesquisa a produção de moranga irrigada com efluente doméstico tratado, mostrou-se eficiente na produção, no número de frutos e na produtividade se comparando com as plantas que não receberam esse tratamento (Oliveira *et al.*, 2013).

Assim, o aproveitamento agrícola de efluentes, quando bem regulamentado e monitorado, representa uma abordagem inovadora e ecologicamente responsável para o manejo de recursos hídricos, incentivando uma agricultura mais sustentável e resiliente.

3.5 Legislação para uso da água residuária

A prática da aplicação de águas residuárias começou a crescer em diversos países, que ainda não se tinha uma certeza da qualidade dessa produção de efluentes. Com isso em 1971, a Organização Mundial de Saúde (OMS), definiu sobre a importância dos riscos à saúde quando se tratava da reutilização de águas residuárias (Santos *et al.*, 2023).

No Brasil ainda não existe normas nem padrões que regulamenta o reúso de águas residuárias, o que se tem é uma legislação que impõem padrões de qualidade para cada destino específico da água, estes padrões são estabelecidos pela resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA n° 430 de 2011 (BRASIL, 2011).

A Resolução CONAMA n° 430/2011, representa um avanço significativo na regulamentação ambiental brasileira, especialmente no que tange ao controle e gestão do lançamento de efluentes em corpos de água receptores. Esta resolução complementa e altera a Resolução CONAMA n° 357/2005, introduzindo novas diretrizes e padrões que refletem os avanços tecnológicos e as necessidades emergentes de proteção ambiental. Um dos principais aspectos da Resolução CONAMA n° 430/2011 é a definição de condições e padrões mais rigorosos para o lançamento de efluentes, tanto de origem industrial quanto doméstica. A resolução estabelece parâmetros específicos para diversas substâncias químicas, incluindo compostos orgânicos e inorgânicos, que devem ser rigorosamente monitorados e controlados. Este detalhamento é crucial para assegurar que os efluentes tratados não comprometam a qualidade dos corpos de água receptores, protegendo assim a biodiversidade aquática e a saúde pública (BRASIL, 2011).

Tabela 1 – Padrões de lançamento de efluentes tarados em corpos hídricos receptores

Parâmetros inorgânicos	Valores máximos
Arsênio total	0,5 mg/L As
Bário total	5,0 mg/L Ba
Boro total (Não se aplica para o lançamento em águas salinas)	5,0 mg/L B
Cádmio total	0,2 mg/L Cd
Chumbo total	0,5 mg/L Pb
Cianeto total	1,0 mg/L CN
Cianeto livre (destilável por ácidos fracos)	0,2 mg/L CN
Cobre dissolvido	1,0 mg/L Cu
Cromo hexavalente	0,1 mg/L Cr ⁺⁶
Cromo trivalente	1,0 mg/L Cr ⁺³
Estanho total	4,0 mg/L Sn
Ferro dissolvido	15,0 mg/L Fe
Fluoreto total	10,0 mg/L F
Manganês dissolvido	1,0 mg/L Mn
Mercúrio total	0,01 mg/L Hg
Níquel total	2,0 mg/L Ni
Nitrogênio amoniacal total	20,0 mg/L N
Prata total	0,1 mg/L Ag
Selênio total	0,30 mg/L Se
Sulfeto	1,0 mg/L S
Zinco total	5,0 mg/L Zn

Fonte: CONAMA n° 430 de 2011 (BRASIL, 2011).

Uma outra resolução também de grande relevância, é a Resolução CONAMA n° 420/2009, que estabelece critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e define diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. Esta resolução é um marco regulatório importante para a proteção do solo e das águas subterrâneas no Brasil, refletindo a necessidade de prevenir e mitigar a contaminação ambiental (BRASIL, 2009).

Um dos principais objetivos da Resolução CONAMA n° 420/2009 é garantir a manutenção da funcionalidade do solo, prevenindo alterações prejudiciais que possam resultar em perda de sua qualidade e capacidade de uso. Para isso, a resolução estabelece valores orientadores para diversas substâncias químicas, que servem como referência para a avaliação da qualidade do solo. Esses valores são divididos em três categorias: valores de prevenção, valores de investigação e valores de intervenção. Os valores de prevenção indicam concentrações máximas de substâncias químicas que não devem ser ultrapassadas para evitar a contaminação do solo. Os valores de investigação são utilizados para determinar a necessidade de estudos mais detalhados sobre a contaminação, enquanto os valores de intervenção indicam a necessidade de ações corretivas imediatas (BRASIL, 2009).

As normas vigentes sobre o descarte de águas residuais e a qualidade da água potável, assim como a classificação das águas em diferentes categorias, podem definir e fornecer bases para a criação de critérios, padrões e códigos de prática, ajustados às características nacionais (Almeida, 2011). Fica claro que o reúso de águas residuárias pode ser realizado, desde que seja planejado e respeite as leis já estabelecidas no país. Embora essas leis não sejam especificamente voltadas para o reúso, elas podem restringir certas atividades que venham a ocorrer.

3.5 *Vetiveria zizanioides*

O capim Vetiver é o nome popular para *Vetiveria zizanioides*, um tipo de planta perene herbácea graminácea com origem na Índia tropical e subtropical, sul e sudeste da Ásia, resistente às condições de escassez hídrica; suas raízes longas mitigam erosão, produz óleo aromático, combate cupins, utilizada como cerca viva e propicia fitorremediação (Gupta; Roy; Mahindrakar, 2012; Gnansounou; Alves; Raman, 2017).

3.5.1 Estrutura da planta:

O capim vetiver é uma planta gramínea que se distingue por sua estrutura vertical e compacta. A planta forma uma touceira densa de caules eretos que podem atingir alturas variáveis, geralmente entre 1,0 e 1,5 metros, embora em condições ideais de crescimento, possa ultrapassar 2 metros (Satyavathi et al., 2012). As folhas do capim vetiver são finas e longas, com largura que varia de 0,5 a 1,0 cm e comprimento que pode exceder 1 metro. Estas folhas são geralmente paralelinervadas, com uma textura áspera e uma coloração verde-escura.

3.5.2 Sistema radicular:

Uma das características morfológicas mais marcantes do capim vetiver é o seu sistema radicular. O capim vetiver é conhecido por seu sistema radicular profundo e denso, com raízes que podem penetrar até 4 metros de profundidade (Rao *et al.*, 2014). Este sistema radicular é composto por raízes finas e fibrosas, que se estendem horizontalmente e verticalmente a partir da base da planta. O desenvolvimento extensivo das raízes contribui para a estabilidade do solo e a prevenção da erosão, tornando o capim vetiver uma escolha popular para projetos de controle de erosão e conservação do solo.

3.5.3 Inflorescência e reprodução:

A inflorescência do capim vetiver é uma panícula terminal, composta por espiguetas que se agrupam em ramos finos e ramificados. A inflorescência é geralmente de cor marrom e tem uma aparência plumosa (Rao et al., 2014). A floração ocorre tipicamente no final da estação chuvosa, e as sementes produzidas são pequenas e numerosas. No entanto, a propagação por sementes não é o método mais comum de cultivo; a propagação vegetativa, através de divisões de touceiras, é preferida devido à sua eficiência e ao melhor controle das características da planta.

3.5.4 Adaptação ambiental:

O capim vetiver é altamente adaptável a uma ampla gama de condições ambientais. Ele cresce bem em solos arenosos, argilosos e em solos com baixa fertilidade. A planta é resistente a condições adversas, como seca e alagamentos temporários, o que a torna uma opção valiosa para áreas sujeitas a variações climáticas (Ravi et al., 2014). Além disso, o capim vetiver tem uma tolerância notável ao pH do solo, prosperando em ambientes que variam de ácido a alcalino.

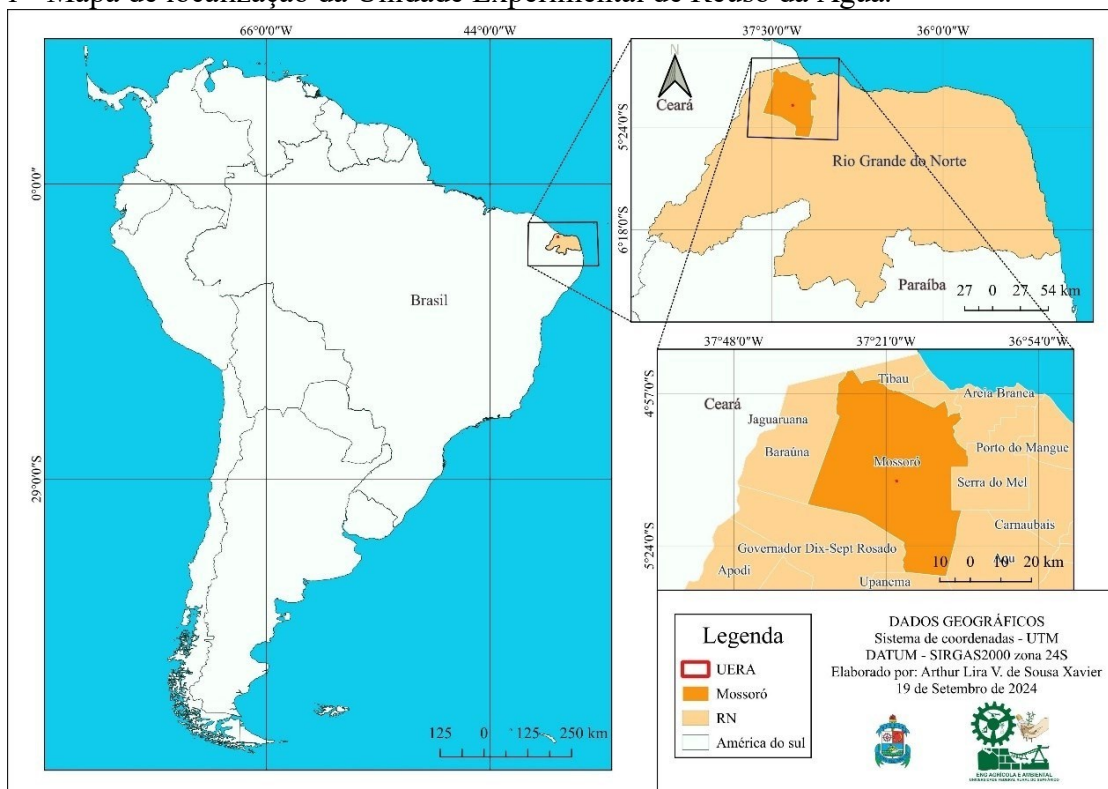
O capim vetiver é uma planta multifuncional com características morfológicas que facilitam seu uso em diversas aplicações práticas, desde a conservação do solo até a produção de óleos essenciais. A compreensão detalhada de suas características morfológicas é essencial para maximizar seu potencial em projetos ambientais e agrícolas.

4 MATERIAIS E METÓDOS

4.1 Descrição e caracterização da área experimental

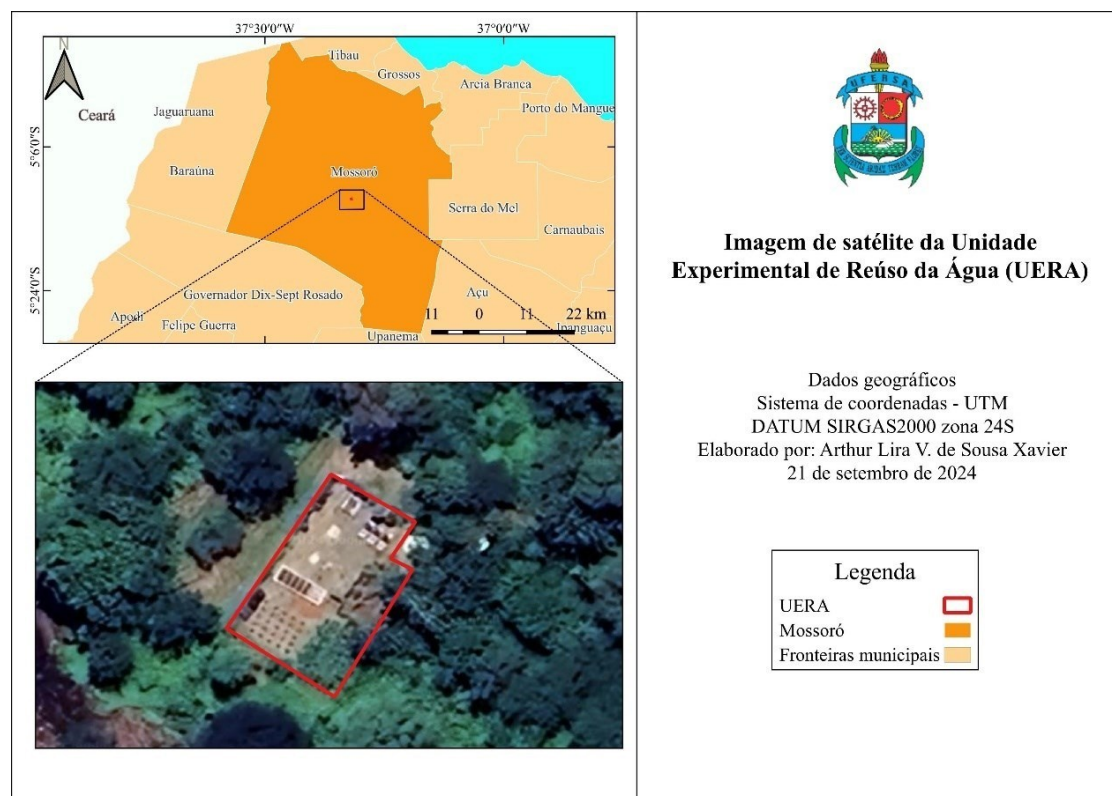
O presente trabalho foi realizado com o capim vetiver (*Vetiveria zizanioides*) na Unidade Experimental de Reúso da Água (UERA), localizada próximo do Centro de Pesquisa em Aquicultura e Pesca Sustentável do Semi-Árido (CEPAS), da Universidade Federal Rural do Semi-Árido (UFERSA), campus Leste Mossoró-RN, com as coordenadas geográficas 5° 12' 30"S e 37°19'08"W. A Figura 1 apresenta o mapa de localização da UERA, enquanto a Figura 2 mostra uma imagem de satélite da área experimental.

Figura 1 - Mapa de localização da Unidade Experimental de Reúso da Água.



Fonte: Arquivo pessoal com informações do IBGE (2023).

Figura 2- Imagem de satélite da Unidade Experimental de Reúso da Água.



Fonte: Arquivo pessoal com dados do Google Earth Pro (2023).

Com uma área de aproximadamente 793 m² a UERA foi idealizada e criada no ano de 2012, para suprir uma necessidade de pesquisas que avaliam impactos de irrigação com resíduos líquidos no sistema solo-planta-equipamento.

4.2 Aterro sanitário municipal de Mossoró

O Aterro Sanitário Municipal de Mossoró-RN está situado próximo à BR 110, no trajeto Mossoró/Areia Branca. Suas coordenadas geográficas são 5° 10' 54,94'' de latitude sul e 37° 16' 40,70'' de longitude oeste, com uma altitude de 34 metros. Ele fica aproximadamente cinco quilômetros distante da área urbana.

O aterro sanitário municipal de Mossoró inaugurado em 2008, é operado pela empresa Vale Norte Ltda, onde é classificado como do tipo 2A, para receber RSU não perigoso e não inerte conforme NBR 10.004 de 2004 (ABNT,2004). A Figura 3 ilustra a localização do aterro sanitário.

O lixiviado gerado é coletado e direcionado para uma lagoa específica (Figura 3). Há um sistema de recirculação do chorume. Os gases não são aproveitados, mas são queimados no

local, um processo que converte o metano em dióxido de carbono, que tem um potencial poluidor significativamente menor que o metano.

Figura 3- Imagens de satélite do aterro municipal de Mossoró.



Fonte: Google Eath Pro (2024).

4.3 Período de estudo

As atividades de campo foram desenvolvidas de setembro de 2023 até junho de 2024, onde foram realizadas as seguintes atividades:

- Início de setembro de 2023 ocorreu a coleta do solo e do lixiviado estabilizado e jovem no aterro sanitário de Mossoró, e as respectivas caracterizações químicas iniciais do solo e dos lixiviados;
- Final de setembro a outubro de 2023, ocorreu a montagem da área experimental, coleta e adaptação das mudas de capim vetiver, confecções dos vasos para o cultivo do capim vetiver;
- Novembro de 2023 a junho de 2024 ocorreram as irrigações com as diluições do lixiviado de aterro sanitário;
- No dia 11 de junho de 2024 foram coletadas as amostras de solos para a caracterização físico-química final.

No decorrer do período experimental foram realizadas três campanhas de coletas dos lixiviados brutos, água de abastecimento e as das diluições dos dois tipos de lixiviados para caracterização físico-química (estabilizado e jovem).

4.4 Caracterização inicial físico-química e de metais pesados da água de abastecimento e percolados estabilizado e jovem

Para a caracterização foram ensaiados dois tipos de percolado L1 (jovem, 5 anos) e L2 (estabilizado, 10 anos). As amostras foram coletadas em frascos plásticos com 1L de capacidade volumétrica, sendo preservadas com refrigeração à 4°C e adição de ácido nítrico (pH = 2) até o momento das análises, seguindo as recomendações do Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (Baird; Eaton; Rice, 2017).

No Laboratório de Análise de Solo, Água e Planta (LASAP) da UFERSA foram realizadas análises iniciais da água de abastecimento, percolados L1 e L2, apresentados na Tabela 2, dos parâmetros potencial hidrogeniônico (pH) obtido com pHmetro, condutividade elétrica (CE) determinada por condutivímetro e os metais cromo (Cr), níquel (Ni), cádmio (Cd), chumbo (Pb), cobre (Cu), zinco (Zn), ferro (Fe) e manganês (Mn) determinados em um espectrofotômetro de absorção atômica, seguindo as recomendações da EMBRAPA (Silva, 2009).

Tabela 2 – Caracterização da água de abastecimento, percolado jovem e estabilizado com relação a presença de metais e micronutrientes.

Amostra	pH	CE	Cr	Ni	Cd	Pb	Cu	Zn	Fe	Mn
		dS/m					mg/L			
Água abastecimento	7,94	0,94	0	0	0	0	0	0	0	0
Percolado L1	8,16	80,39	0,099	1,647	0,099	2,43	0,456	3,215	95,608	1,406
Percolado L2	8,47	76,32	0,09	1,683	0,09	2,34	0,437	5,687	67,982	2,85
Padrão ⁽¹⁾			Cr ³⁺ ≤ 0,1 Cr ⁶⁺ ≤ 1,0	≤ 2	≤ 0,2	≤ 0,5	≤ 1	≤ 5	≤ 15	≤ 1

Nota: ⁽¹⁾ Resolução Conama n° 430/2011 (BRASIL, 2011).

4.5 Caracterização inicial físico-química das amostras de água de abastecimento, dos percolados estabilizado e jovem e diluições dos percolados

Foram realizadas ainda análises de pH e CE em água, sódio (Na) e, potássio (K⁺) no fotômetro de chamas, cálcio (Ca²⁺), magnésio (Mg²⁺), cloro (Cl⁻), carbonato (CO₃²⁻), bicarbonato (HCO₃⁻) pelo método titulométrico e com esses resultados foi possível determinar a razão de adsorção de sódio (RAS), dureza, cátions e ânions (Tabela 4), a fim de avaliar a

presença de sais para acompanhamento dos processos de salinização e sodificação do solo quando irrigado com diluições dos percolados L1 e L2. Para a análise química desses compostos citados anteriormente nas diluições foram realizadas análises nas três campanhas de coleta e obtido o seguinte resultado apresentado na Tabela 5. Com base na caracterização inicial dos percolados L1 e L2 foi possível estabelecer as diluições adequadas para a irrigação do capim vetiver.

Tabela 3 - Caracterização da água de abastecimento, percolado jovem e estabilizado com relação a presença de atributos físico-químicos.

Amostra	pH	CE	K	Na	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Cl ⁻	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	RAS	Dureza	Cátions	Ânions
	(Água)	dS/m									mg/L	mmol/L	
Água abastecimento	8,6	0,9	0,2	2,6	3,3	2,6	8,0	0,3	2,4	1,5	295,0	8,8	10,7
Percolado L1	8,8	74,1	51,6	160,6	22,8	15,1	172,0	25,0	36,0	36,9	1890,0	250,0	233,0
Percolado L2	9,2	35,5	34,3	104,6	10,4	8,1	87,0	14,0	53,0	34,4	922,5	157,3	154,0

4.6 Caracterização química inicial do solo utilizado no experimento

Realizou-se uma amostragem preliminar no solo coletado no aterro sanitário municipal de Mossoró, antes da implementação da cultura, para avaliação das características químicas iniciais do solo.

Para isso, foram coletadas amostras compostas deformadas no solo nas profundidades de 0 a 0,10 m e de 0,10 a 0,20 m. A obtenção das amostras compostas foi adaptada das diretrizes da Resolução Coema nº 2/2017 (Ceará, 2017), onde a amostra composta é obtida da mistura de cinco subamostras simples de solo. As amostras compostas deformadas de solo foram levadas ao LASAP/UFERSA, onde inicialmente foram secas ao ar e posteriormente destorroadas e passadas em peneira de 2 mm, obtendo-se assim a terra fina seca ao ar, seguindo as recomendações de Teixeira *et al.* (2017). Em relação aos teores de metais pesados (Pb, Ni, Cr e Cd) e os micronutrientes (Cu, Fe, Zn e Mg) as amostras compostas deformadas de solo passaram por processo de extração de solução dupla ácida Mehlich-1 e, posterior, quantificação no equipamento absorção atômica, os valores encontrados para esses parâmetros estão apresentados na Tabela 6.

Tabela 4 – Caracterização dos micronutrientes e metais pesados no solo coletado do aterro sanitário para plantio do capim vetiver.

Profundidade (m)	Cu	Fe	Mn	Zn	Pb	Cd	Ni	Cr
	mg/dm ³				mg/dm ³			
0 a 0,10	0,00	12,77	1,85	0,14	0,00	0,00	0,00	0,03
0,10 a 0,20	0,00	14,68	2,30	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01

Os parâmetros de pH e condutividade elétrica do estrato de saturação do solo (CEes) foram obtidos em água, enquanto as leituras foram feitas com pHmetro e condutímetro, respectivamente. Os teores de Ca^{2+} e Mg^{2+} foram extraídos em solução de KCl e quantificados pelo método titulométrico. As concentrações de Na^+ e K^+ foram extraídas em solução Mehlich-1 e as leituras foram feitas com o fotômetro de chama. A capacidade de troca catiônica (CTC) foi obtida com os valores da soma de bases (SB) e da acidez potencial ($\text{H}^+ + \text{Al}$). Como os valores de Na^+ e CTC foi calculado a porcentagem de sódio trocável (PST) do solo, os resultados estão apresentados na Tabela 7.

Tabela 5 – Caracterização de sais no solo coletado do aterro sanitário para plantio do capim vetiver.

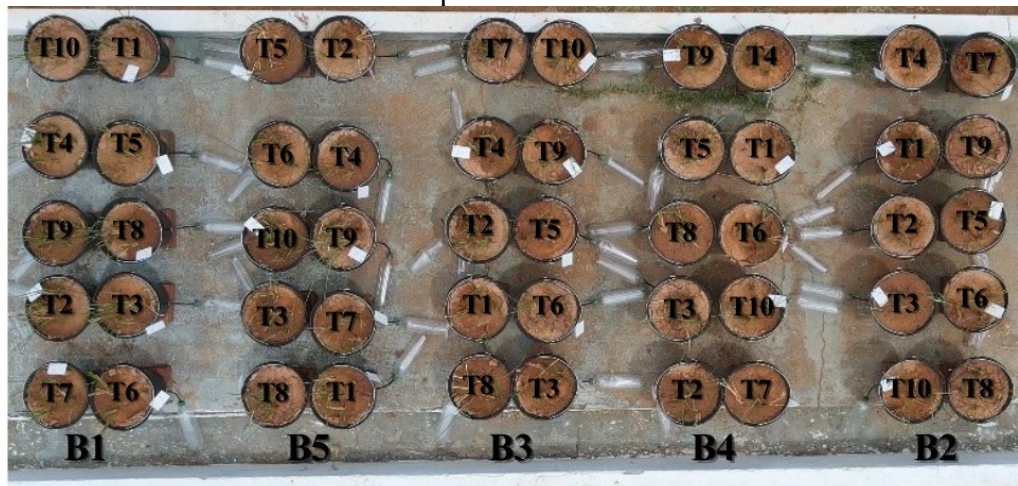
Profundidade (m)	pH	CE	Na^+	K^+	Ca^{2+}	Mg^{2+}	($\text{H}^+ + \text{Al}$)	SB	CTC	PST
	(Água)	dS/m	mg/dm ³				cmol _c /dm ³			%
0 a 0,10	7,64	0,0955	38,46	25,71	8,9	7,22	0	16,37	16,97	1,18
0,10 a 0,20	7,49	0,0796	40,22	27,64	7,25	7,98	0	15,48	15,48	1,13

4.7 Delineamento experimental

Com base na caracterização inicial dos percolados L1 e L2 foi possível estabelecer cinco diluições adequadas para a irrigação do capim vetiver sendo elas: T1 – 100% de água de abastecimento (AB) sem adubação orgânica, T2 – 5% de L1 mais 95% de AB, T3 - 10% de L1 mais 90% de AB, T4 - 15% de L1 mais 85% de AB, T5 - 20% de L1 mais 80% de AB, T6 – 5% de L2 mais 95% de AB, T7 - 10% de L2 mais 90% de AB, T8 - 15% de L2 mais 85% de AB, T9 - 20% de L2 mais 80% de AB e T10 – 100% AB com adubação orgânica. Na adubação orgânica utilizou o esterco de bovino curtido na dose de 10 toneladas por hectare (Chaves, 2013). O experimento foi montado no Delineamento em Blocos Casualizados (DBC) no

esquema fatorial 2 (dois tipos de lixiviados) x 5 (cinco diluições), gerando assim 10 tratamentos, a Figura 4 mostra um esquema de como foi montado o experimento em campo.

Figura 4 – Delineamento montado em campo.



Fonte: Acervo pessoal (2024).

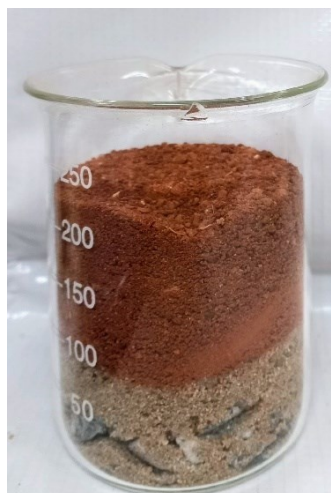
Para a montagem do experimento em campo foram utilizados 50 vasos de plástico com 10L de capacidade volumétrica. Cada vaso em sua porção inferior teve a inserção de um pequeno dreno para coleta de lixiviados, como mostra a Figura 5 e uma camada drenante de brita nº 1. Acima da camada drenante foi colocada uma camada de areia e sobre essa o solo do aterro sanitário de Mossoró passado em peneira de 5 mm até completar o volume do vaso (Figura 6).

Figura 5 – Drenos instalados nos vasos para coleta de lixiviado.



Fonte: Acervo pessoal (2024).

Figura 6 – Esquema do preenchimento dos vasos.



Fonte: Acervo pessoal (2024).

Após o período de adaptação das mudas nas diluições dos lixiviados ocorreu o plantio nos vasos e a partir daí as irrigações foram diárias com as cinco diluições de lixiviado em água de abastecimento até completar um período de sete meses após o transplântio.

As irrigações foram conduzidas com base na estimativa dos valores diários da evapotranspiração da cultura. Onde a evapotranspiração de referência pelo método de Penman-Monteith-FAO foi coletada diariamente do sítio <https://siemu.ufersa.edu.br/sobre> que é abastecido com informações da Estação Meteorológica Automática da Ufersa Mossoró-RN. O coeficiente de cultura (kc) do capim vetiver recomendo conforme literatura foi de 1,36 (Texeira *et al.*, 2020).

Ao fim dos setes meses do experimento, foram coletadas amostras compostas deformadas no solo nas profundidades de 0 a 0,10 m e de 0,10 a 0,20 m, para procede-se com as análises físico-químicas, micronutrientes e de metais pesados. A obtenção das amostras compostas foi adaptada das diretrizes da Resolução Coema nº 2/2017 (Ceará, 2017). Em relação aos teores de metais pesados (Pb, Ni, Cr e Cd) e os micronutrientes (Cu, Fe, Zn e Mg) as amostras compostas deformadas de solo passaram por processo de extração de solução dupla ácida Mehlich-1 e, posterior, quantificação no equipamento absorção atômica.

Os parâmetros físico-químicos de pH e condutividade elétrica do estrato de saturação do solo (CEes) foram obtidos em água, enquanto as leituras foram feitas com pHmetro e condutivímetro, respectivamente. Os teores de Ca^{2+} e Mg^{2+} foram extraídos em solução de KCl e quantificados pelo método titulométrico. As concentrações de Na^+ e K^+ foram extraídas em solução Mehlich-1 e as leituras foram feitas com o fotômetro de chama. A capacidade de troca catiônica (CTC) foi obtida com os valores da soma de bases (SB) e da acidez potencial (H^+ +

Al). Como os valores de Na^+ e CTC foi calculado a porcentagem de sódio trocável (PST) do solo

Durante os setes meses de ensaios experimentais a precipitação pluvial acumulada foi de 803 mm, a temperatura média do ar foi de 28,45°C e a lâmina acumulada foi de 527 mm.

4.8 Clima e vegetação

O clima é classificado por Köppen-Geiger como semiárido BSh, quente e seco, com estação chuvosa no verão atrasando-se para o outono (Dubreuil *et al.*, 2018). A precipitação pluviométrica média anual é de 794 mm, sendo bem irregular, a temperatura do ar média é de 26,5°C e umidade relativa média de 68,9% (Alvares *et al.*, 2013). A cobertura vegetal da região é classificada como caatinga hiperxerófila arbustiva, dotada de grande diversidade de espécies arbóreas (SUDENE, 1971).

4.9 Tratamento dos dados

Os resultados para análise de micronutriente e metais pesados foram submetidos ao teste de normalidade usada para determinar se um conjunto de dados segue uma distribuição normal, também conhecida como distribuição gaussiana. A normalidade é uma suposição importante em muitas análises estatísticas, pois muitos métodos inferenciais, como testes t, teste tukey e ANOVA, baseiam-se na premissa de que os dados são normalmente distribuídos. Dito isto, não foi possível observar normalidade dos dados obtidos, dessa forma foi realizada uma análise de regressão linear e estatística descritiva, obtendo-se a média e o desvio-padrão através da planilha eletrônica (Excel).

Para os dados referentes aos parâmetros físico-químicos do solo obteve-se uma distribuição normal e foram submetidos à análise de variância empregando-se o teste F ($p \leq 0,05$) e ao teste de comparação de média utilizando o teste Tukey ($p \leq 0,05$). Para o processamento estatístico foi utilizado o programa computacional R Studio 4.4.1 (R Core Team, 2024).

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Caracterização das diluições quanto a presença de micronutrientes e metais pesados

Os resultados médios das três campanhas de coletas realizadas para as diluições são apresentados na Tabela 6. Os valores de pH para cada diluição obtiveram médias muito próximas, sendo o maior valor médio de pH encontrado para o tratamento T9 de 8,71, a Resolução Conama nº 430/2011, não traz valores relativos ao pH para a disposição de efluentes líquidos.

Quanto a CE das diluições obteve-se médias crescentes conforme diminuiu-se a diluição dos percolados, com a maior média encontrada para a diluição T5 de 12,37 dS/m. No entanto este valor encontra-se bem abaixo do encontrado quando analisada a CE para os percolados brutos conforme mostrado na Tabela 2. a Resolução Conama nº 430/2011, não traz valores relativos à CE para a disposição de efluentes líquidos.

As concentrações encontradas nas diluições para Cu, Zn, Mn, Cd, Ni e Pb atenderam os valores permitidos pela Resolução Conama nº 430/2011, obtendo-se médias abaixo dos valores padrões permitidos para esta resolução. Vale destacar as concentrações para os metais Mn e Pb que quando avaliado suas concentrações nos percolados brutos estavam em desconformidade com a resolução (Tabela 2).

Tabela 6 – Caracterização média das três campanhas de coleta das diluições dos percolado em água de abastecimento com relação aos metais presentes.

Tipo de amostra	pH	CE	Cu	Zn	Fe	Mn	Cd	Cr	Ni	Pb
	(água)	dS/m	mg/L							
Diluição L1(5%) – T2	8,28	3,94	0,152	0,000	4,059	0,000	0,000	0,049	0,000	0,100
Diluição L2(5%) – T6	8,42	3,96	0,057	0,000	2,853	0,000	0,000	0,061	0,000	0,110
Diluição L1(10%) – T3	8,22	6,86	0,000	0,000	9,324	0,000	0,000	0,07	0,003	0,140
Diluição L2(10%) – T7	8,49	6,79	0,000	0,000	6,08	0,000	0,000	0,071	0,000	0,160
Diluição L1(15%) – T4	8,30	9,68	0,019	0,000	14,571	0,0234	0,001	0,084	0,002	0,100
Diluição L2(15%) – T8	8,60	9,46	0,000	0,591	10,458	0,09	0,004	0,086	0,030	0,130
Diluição L1(20%) – T5	8,24	12,37	0,000	0,000	18,117	0,1917	0,000	0,109	0,000	0,190
Diluição L2(20%) – T9	8,71	11,90	0,000	0,901	13,149	0,234	0,000	0,111	0,036	0,120
Padrão ⁽¹⁾			≤ 1	≤ 5	≤ 15	≤ 1	≤ 0,2	Cr ³⁺ ≤ 0,1 Cr ⁶⁺ ≤ 1,0	≤ 2	≤ 0,5

Nota: ⁽¹⁾ Resolução Conama nº 430/2011 (BRASIL, 2011).

Para o micronutriente Fe que obteve uma alta concentração quando avaliado a sua concentração nos percolados brutos, percebe-se uma forte redução da concentração desse metal quando aplicado as diluições, onde apenas a diluição T5 (18,117 mg/L) não alcançou o padrão estabelecido pela Resolução Conama nº 430/2011.

5.1.1 Dinâmica de acumulação média de micronutrientes no solo irrigado com as diferentes diluições de lixiviado de aterro sanitário

Quanto a presença de micronutrientes analisados no solo nota-se pelas médias que o Cu não foi encontrado no solo em nenhum dos tratamentos realizados, o que indica que este elemento pode ter sido absorvido pela planta ou lixiviado pelos drenos do vaso no período chuvoso.

Em contrapartida, o Fe já era esperado em altas concentrações conforme análises iniciais mostradas na Tabela 3. O Percolado L1bruto apresentou a maior concentração de Fe (95,608 mg/L) como mostra a Tabela 2, assim como a maior concentração de Fe foi encontrada nas diluições que continha o percolado L1 (Tabela 6), o que corrobora com a concentração de Fe encontrada no solo irrigado com o T5 de 45,550 mg/dm³ que foi a diluição 20%L1. Concentrações elevadas de Fe foram, também, encontrados em análises de caracterização do percolado de aterro sanitário por Andrade Filho *et al.* (2018) onde a concentração de Fe no percolado bruto chegou a 56,84 mg/L, não existe recomendação de concentração para o Fe no solo na legislação ambiental brasileira.

O Mn apresentou valores médios próximos na maioria dos tratamentos, com exceção de T10 onde o solo foi adubado com esterco bovino curtido, o que acarretou nesse incremento a mais de Mn no solo. A Tabela 2 mostra que os percolados L1 e L2 brutos apresentam uma concentração de 1,406 e 2,85 mg/L, respectivamente, enquanto o tratamento controle do solo (T1) apresentou a menor concentração na profundidade 0-0,10 m de 1,85 mg/dm³ de Mn, ou seja, grande parte deste elemento já estava presente no solo. Não existe concentração de Mn estabelecida pela Resolução Conama nº 420/2009 (BRASIL, 2009), porém nos percolados L1 e L2 sem tratamento utilizados nas irrigações não se enquadram na concentração estabelecida pela Resolução Conama nº 430/2011 (BRASIL, 2011) que estabelece um valor máximo de 1,0 mg/L de Mn dissolvido para lançamento de efluente.

O Mn no lixiviado de aterros sanitários, geralmente, provém de diversos materiais descartados, como aço, ligas metálicas, baterias, tintas, vernizes, fogos de artifício e

fertilizantes. Esses materiais, quando enterrados, passam por processos de degradação e solubilização, liberando manganês nas formas solúveis Mn^{+2} e Mn^{+4} (Silva, 2008)

O Zn é um elemento vital encontrado naturalmente nos tecidos de animais e plantas em níveis normais. Contudo, quando expostos a altas concentrações de Zn biodisponível, tanto plantas quanto animais podem acumular esse metal, o que pode levar a efeitos tóxicos. As concentrações de Zn no solo estudado estão dentro do estabelecido pela Resolução Conama nº 420/2009 (BRASIL, 2009), que recomenda uma concentração de até 300 mg/dm^{-3} para prevenir alterações nas funções do solo. Para os percolados, apenas L1 sem tratamento apresenta concentração dentro do padrão de 5 mg/L da Resolução Conama nº 430/2011 (BRASIL, 2011). A Tabela 7 contém os valores médios para cada micronutriente abordando anteriormente com relação aos respectivos tratamentos aplicados.

Tabela 7 - Concentrações médias de micronutrientes do solo irrigado com diferentes diluições de percolado de aterro sanitário.

Tratamentos	Cu	Fe	Mn	Zn
	mg/dm^3			
T1	0,00	12,77	1,85	0,14
T2	0,00	19,78	1,77	0,11
T3	0,00	29,82	1,55	0,16
T4	0,00	35,22	1,91	0,17
T5	0,00	45,55	1,55	0,12
T6	0,00	20,30	1,54	0,07
T7	0,00	31,17	1,79	0,22
T8	0,00	41,35	1,97	0,13
T9	0,00	34,24	1,52	0,13
T10	0,00	25,39	3,76	0,28
Padrão ⁽¹⁾	60	-	-	300

Nota: ⁽¹⁾ Valores de prevenção da Resolução Conama nº 420/2009 (BRASIL, 2009).

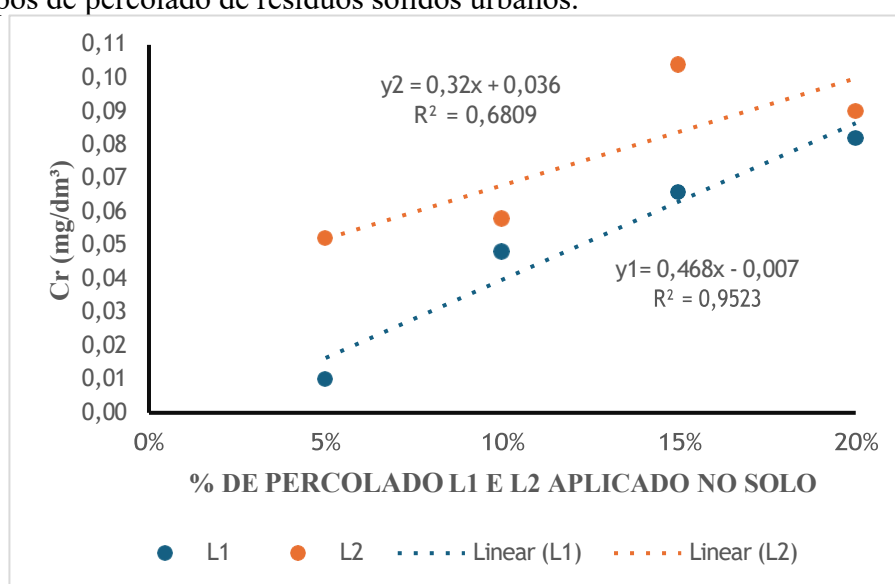
5.1.2 Dinâmica de acumulação média de metais pesados no solo irrigado com as diferentes diluições de lixiviado de aterro sanitário

Os elementos Cd e Ni não apresentaram quantitativos médios representativos no solo (Tabela 8), o que em parte não é ruim dado que a Resolução Conama nº 420/2009 (BRASIL, 2009) estabelece um valor preventivo de $1,30 \text{ mg/dm}^3$ de Cd e 30 mg/dm^3 de Ni presentes no solo. Tal comportamento não foi observado por Liu *et al.* (2021) que encontraram

concentrações de $0,27 \text{ mg/dm}^{-3}$ de Cd e $33,7 \text{ mg/dm}^{-3}$ de Ni em solos no entorno de um aterro sanitário contaminado com percolato de aterro sanitário.

O teor de Cr no solo apresentou relações lineares com as diluições L1 e L2 (Figura 7), pesquisa realizada com capim tiffon-85 irrigado com diluições de percolato de aterro sanitário não encontrou concentrações disponíveis no solo para o Cr (Silva, 2008). Contudo mesmo ocorrendo a presença de Cr no solo segue dentro da Resolução Conama nº 420/2009 (BRASIL, 2009) que estabelece um valor preventivo para o Cr de 75 mg/dm^3 .

Figura 7 - Estimativa dos valores de Cr em solo cultivado com capim vetiver sob aplicação de dois tipos de percolato de resíduos sólidos urbanos.



A maior concentração de Pb foi de $0,60 \text{ mg/dm}^3$ no tratamento de 15% de percolato (T8) e 85% AB (Tabela 8). Liu *et al.* (2021) encontram valores máximos de Pb para solo contaminado com percolato de aterro sanitário de $35,32 \text{ mg/dm}^{-3}$. Ressalta-se que o valor de prevenção da Resolução Conama nº 420/2009 (BRASIL, 2009) para Pb (72 mg/dm^{-3}) não foi ultrapassado.

Tabela 8 – Concentrações médias de metais pesados no solo irrigado com diferentes diluições de percolato de aterro sanitário.

Tratamentos	Pb	Cd	Ni	Cr
	mg/dm ³			
T1	0,00	0,00	0,00	0,03
T2	0,14	0,00	0,00	0,01
T3	0,06	0,00	0,00	0,05
T4	0,22	0,00	0,01	0,07
T5	0,10	0,00	0,00	0,08
T6	0,10	0,00	0,00	0,05
T7	0,46	0,00	0,00	0,06
T8	0,60	0,00	0,01	0,10
T9	0,34	0,00	0,00	0,09
T10	0,00	0,00	0,00	0,02
Padrão ⁽¹⁾	72	1,3	30	75

Nota: ⁽¹⁾ Valores de prevenção da Resolução Conama nº 420/2009 (BRASIL, 2009).

5.2 Caracterização físico-química das diluições dos percolados jovem e estabilizado

Na caracterização das diluições quantos suas características físico-químicas observam-se altos valores para as concentrações de K⁺, Na⁺, Cl⁻ e RAS (Tabela 9). O chorume pode ser considerado como uma matriz de extrema complexidade, o que pode acabar por influenciar em diversas atividades químicas desconhecidas (Morais; Sirtori; Peralta-Zamora, 2006).

De forma geral nota-se que para o K⁺ a maior média foi observada para T5 (77,068 mmolc/L), para Na⁺ o T9 obteve uma média de 121,287 mmolc/L para o Cl⁻ o T9 com uma média de 90,000 mmolc/L e para a RAS foi observado a maior média de 59,558 mmolc/L para o T4.

Tabela 9 – Caracterização média das diluições do percolado jovem e estabilizado com relação a presença de atributos físico-químicos.

Diluições	pH	CE	K ⁺	Na ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Cl ⁻	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	RAS
	Água	dS/m	mmolc/L							
L1 5% - T2	6,100	2,48	7,070	22,693	3,530	1,760	19,000	0,000	5,410	13,953
L2 5% - T6	6,700	3,07	10,956	28,855	2,750	3,110	22,200	0,000	11,580	16,857
L1 10% - T3	8,890	6,82	23,553	67,371	4,190	2,680	61,000	0,000	12,500	36,350
L2 10% - T7	9,560	5,29	21,141	52,185	2,220	6,010	38,000	2,900	13,920	25,725
L1 15% - T4	8,880	6,06	21,945	62,749	3,570	1,350	52,800	0,000	7,750	59,558
L2 15% - T8	9,570	7,84	32,263	76,394	4,900	5,800	59,000	2,860	1,920	33,028
L1 20% - T5	8,890	8,04	77,068	66,142	4,530	3,510	69,800	0,000	17,070	44,100
L2 20% - T9	9,580	10,63	54,622	121,287	6,310	7,640	90,000	3,920	2,970	45,924

5.2.1 Dinâmica de acumulação de sais no solo irrigado com as diferentes diluições de lixiviado de aterro sanitário

Os lixiviados jovem e estabilizado, não diluídos, apresentaram valores médios muito elevados dos atributos CE, Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺ e RAS de 74,1 e 35,5 dS m⁻¹, 22,8 e 10,4 mmolc L⁻¹, 15,1 e 8,1 mmolc L⁻¹, 160,6 e 104,6 mmolc L⁻¹ e 36,9 e 34,4 (mmolc L⁻¹)^{0,5} respectivamente, conforme Tabela 3.

Por esta razão, utilizou-se a técnica de diluição em água de abastecimento para minimizar os efeitos da salinização e sodificação do solo cultivado com o capim vetiver. Os valores médios da água de abastecimento dos atributos pH, CE, Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺ e RAS foram de 8,6, 0,9 dS m⁻¹, 3,3 mmolc L⁻¹, 2,6 mmolc L⁻¹, 2,6 mmolc L⁻¹ e 1,5 (mmolc L⁻¹)^{0,5} respectivamente, conforme Tabela 3. Segundo Ayers e Westcot (1985), valores de pH de 6,4 a 8,5 são comuns nas águas de irrigação e valores de CE > 3,0 dS m⁻¹ representam risco severo para plantas devido à redução na disponibilidade de água. Somente nas diluições T2 (5% de L1 mais 95% de AB) e T6 (5% de L2 mais 95% de AB) foram alcançados valores de CE < 3,0 dS m⁻¹ (Tabela 9), recomendado pela Resolução COEMA nº 02/2017 para reúso agrícola e florestal (CEARÁ, 2017).

Para todas as diluições, notou-se que os valores de CE e RAS são elevados e pelos critérios de Ayers e Westcot (1985) quando a CE e RAS são elevados não ocorre risco de redução da infiltração de água no solo. Mas os elevados teores de Na⁺ podem acarretar toxicidade às plantas.

5.2.2 Análise de variância para os fatores percolados (L1 e L2) e as diluições (Tratamentos)

Na tabela da ANOVA (Tabela 10) constatou-se que houve diferença estatística pelo teste F ($p \leq 0,05$), para o fator percolado os atributos pH, CEes, Na^+ e Mg^{2+} , enquanto para o fator diluição os atributos foram pH, CEes, Na^+ , Ca^{2+} e a PST. Não apresentaram diferença estatística ($p \leq 0,05$) os atributos estudados Ca^{2+} , CTC e PST para o fator percolado e para o fator diluição Mg^{2+} e CTC. Também não ocorreu diferença estatística para o efeito de interação entre os fatores percolado x diluição para nenhum dos parâmetros estudando, sendo assim não se fez necessário a realização dos desdobramentos estatísticos. Os valores dos coeficientes de variação oscilaram de 7,17% a 81,56%. Provavelmente o aporte de sais, principalmente do Na^+ , fornecidos pelos lixiviados jovem e estabilizado contribuíram para elevação da CEes, Na^+ e PST do solo.

Tabela 10 – Análise de variância (ANOVA).

	pH	CE	Na	Ca^{2+}	Mg^{2+}	CTC	PST
Fonte de variação	Água	dS/m	mg/dm ³	cmolc/dm ³	cmolc/dm ³	cmolc/dm ³	%
	Pr>Fc						
Percolado	0,000595*	0,003288*	0,010229*	0,13338 ^{ns}	0,00002*	0,16817 ^{ns}	0,96067 ^{ns}
Diluição	0,009484*	0,000000*	0,000000*	0,00481*	0,44815 ^{ns}	0,09406 ^{ns}	0,00000*
Percolado*Diluição	0,306862 ^{ns}	0,071648 ^{ns}	0,207885 ^{ns}	0,96726 ^{ns}	0,13338 ^{ns}	0,57982 ^{ns}	0,77841 ^{ns}
CV (%)	7,17	23,18	20,77	81,56	23,06	25,33	25,6

Nota: * Significativo a 5% de probabilidade e ^{ns} Não significativo a 5% de probabilidade pelo teste F.

5.2.3 Teste de comparação de médias para os percolados estudados

O teste Tukey ($p \leq 0,05$) de comparação múltipla de médias foi realizado para os parâmetros estudados que apresentaram diferença estatística na análise de variância, tanto para o fator percolado quanto para o fator diluição. A Tabela 11 abaixo apresenta as diferenças estatísticas ($p \leq 0,05$) para as características físico-química estudadas no solo quando irrigado com os dois tipos de percolado (L1 e L2).

Tabela 11 – Alteração nas características físico-químicas de solo irrigado com dois tipos de percolados de aterro sanitário.

Percolado	pH	CE	Na ⁺	Mg ²⁺
	Água	dS/m	mg/dm ³	cmolc/dm ³
L1	6,7088 b	0,5856 b	83,2432 b	8,6976 b
L2	7,2412 a	0,7204 a	97,6460 a	12,0536 a

Nota: Médias seguidas de mesma letra na coluna não diferem entre si pelo teste Tukey ao nível de 5% de significância.

De acordo com a Tabela 11, nota-se a forte influência do percolado L2 nos atributos estudados, onde o mesmo, obteve as maiores médias em todas as características físico-químicas avaliadas. Quanto ao parâmetro pH do solo observa-se a maior média de 7,24, quando aplicado o percolado L2, e de 6,70 quando aplicado o percolado L1, quando comparado com o pH inicial do solo (Tabela 5) antes da aplicação dos percolados, onde fazendo-se uma média das profundidades estudadas obteve-se uma média para o pH do solo de 7,57. Portanto observa-se uma redução no aporte de pH do solo quando aplicado tanto o percolado L1 e L2. Santos (2010) observou o mesmo efeito de diminuição do pH em solo que recebeu doses de percolado de aterro sanitário.

A CEes do solo apresentou incremento, conforme Tabela 5, quando aplicado ambos percolados, sendo o maior para o L2 de 0,7204 dS m⁻¹, tal comportamento pode estar associado as altas temperaturas que pode afetar a mobilidade dos íons. Em geral, temperaturas mais altas aumentam a atividade iônica, o que pode aumentar a condutividade elétrica. Além da presença de sais solúveis no solo, como Na⁺, que aumenta a condutividade elétrica devido à capacidade de dissociar-se em íons que conduzem eletricidade. Efeito contrário foi observado por Zupanc e Justin (2010), aonde a CEes do solo quando irrigado com lixiviados de aterros sanitário, foram significativamente menores do que os do substrato original. Em outra pesquisa utilizando lixiviado de aterros sanitários para irrigação, a concentração de CEes nos solos submetidos ao experimento de irrigação com lixiviado ficou abaixo do limite geralmente aceito pelos cientistas do solo (4 dS/m) (Singh; Raju; Ramakrishina, 2017), Durante a irrigação, pode-se aplicar uma quantidade de água maior do que a demanda da cultura para eliminar o excesso de sais além da zona das raízes, mantendo um nível adequado de CE. Porém, é preciso cuidado ao utilizar essa água extra para lixiviação, pois o solo pode saturar, favorecendo o acúmulo de sais. Em certos casos, é necessário combinar práticas de irrigação e drenagem para reduzir a salinidade do solo (Singh; Raju; Ramakrishina, 2017).

A presença de Na^+ no solo foi bastante elevada nos dois tipos de percolado em especial o L2 que alcançou um valor médio de $97,646 \text{ mg/dm}^3$, quando comparado aos dados iniciais, antes do solo receber os tratamentos (Tabela 5), com os percolados tem-se uma diferença de $58,306 \text{ mg/dm}^3$, mais ou menos o triplo da concentração foi incrementado ao solo quando aplicado o percolado L2. O incremento do Na^+ no solo pode provocar a dispersão das argilas. A dispersão de argila é influenciada pelo Na^+ e por várias características do solo, incluindo a interação com outros cátions, como Ca^{2+} e Mg^{2+} , além do pH. Quanto mais elevado o pH, maior é a dispersão das partículas de argila (Santos, 2010; Leal *et al.*, 2009). Em um estudo que utilizou efluente de esgoto tratado e água de abastecimento, observou-se que a irrigação com o efluente de esgoto tratado triplicou o teor de Na^+ , indicando um processo de sodificação. No entanto, não houve percolação da solução no solo, pois o experimento foi realizado em vasos (Leal *et al.*, 2009).

Assim, pode-se observar que, à medida que o pH diminui com a aplicação dos dois tipos de percolados, pode-se assumir que a quantidade de argila dispersa também possa ter diminuído. Contudo, devido aos problemas conhecidos associados a esses cátions na dispersão de argilas, é essencial levar em conta os impactos da aplicação prolongada para evitar prejuízos à estrutura do solo e, conseqüentemente, ao sistema solo-planta.

A maior concentração de Mg^{2+} acaba por ter influência nos processos de salinização do solo, observa-se, na Tabela 11, que do percolado L1 para L2 teve-se um aumento na concentração de Mg^{2+} de $3,356 \text{ cmol}_c \text{ L}^{-1}$. Estudos utilizando lixiviado de aterro sanitário para fim de irrigação para fitorremediação realizado por Justin *et al.* (2010), observaram o mesmo efeito, onde o percolado estabilizado obteve uma concentração maior de $14,0 \text{ mg/L}$ de Mg^{2+} e o percolado mais jovem obteve uma concentração de $3,3 \text{ mg/L}$.

5.2.4 Teste de comparação de médias para as diluições estudadas

O teste Tukey ($p \leq 0,05$) de comparação múltipla de médias foi realizado para os parâmetros estudados que apresentaram diferença estatística na análise de variância, a Tabela 12 abaixo apresenta as diferenças estatísticas ($p \leq 0,05$) para as características físico-química estudadas no solo quando aplicadas as diluições.

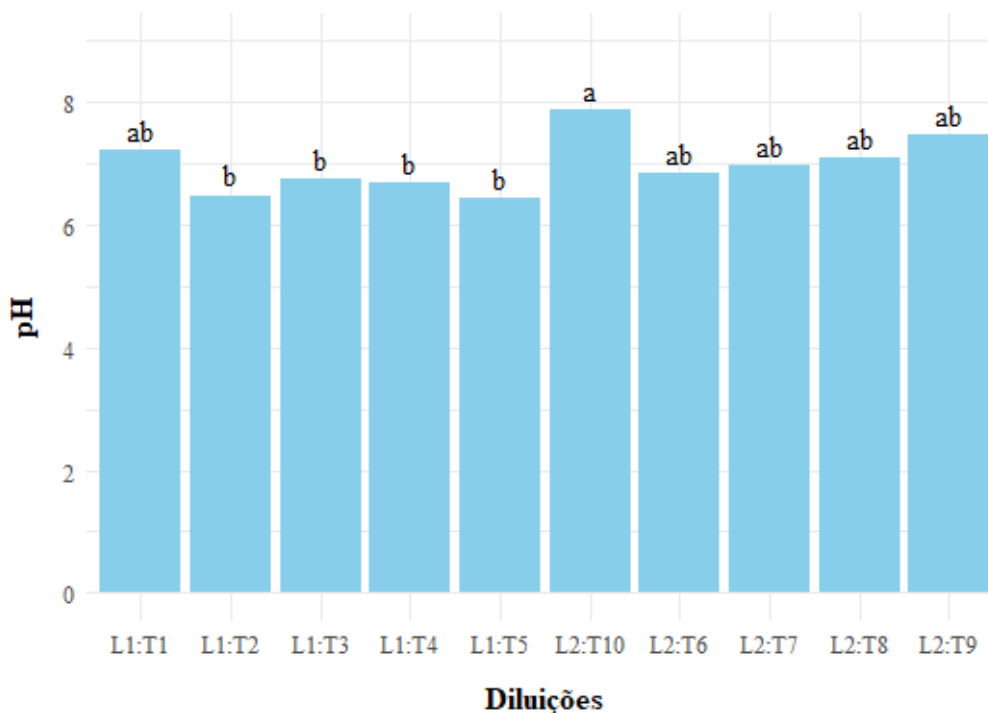
Tabela 12 – Alteração nas características físico-químicas de solo irrigado com diluições de percolado de aterro sanitário.

Diluições	pH	CE	Na ⁺	Ca ²⁺	PST
	Água	dS/m	mg/dm ³	cmol _c /dm ³	%
100%AE (T10)	7,866 a	0,152 d	36,04 c	3,524 b	1,02 c
100%AA (T1)	7,218 ab	0,094 d	42,176 c	8,904 a	1,205 c
20%P+ 80AB (T5 e T9)	6,944 b	1,077 a	109,655 a	2,441 b	3,336 ab
15%P+ 85AB (T4 e T8)	6,877 b	0,973 a	119,67 a	2,511 b	3,82 a
10%P+90AB (T3 e T7)	6,854 b	0,696 b	103,53 ab	3,088 b	2,987 ab
5%P+95AB (T2 e T6)	6,658 b	0,396c	80,26 b	2,706 b	2,683 b

Nota: Médias seguidas de mesma letra na coluna não diferem entre si pelo teste Tukey ao nível de 5% de significância.

Na Tabela 12 pode-se verificar para o pH que ocorreu diferença significativa entre T10 e as diluições 5 (T2 e T6), 10 (T3 e T7), 15 (T4 e T8) e 20% (T5 e T9). Ocorreu uma pequena elevação do pH do solo quando irrigado apenas com a água de abastecimento em solo adubado com esterco (T10) (Figura 8). Nas diluições de 5, 10, 15 e 20% do percolado em AB, teve uma redução quando comparado com o pH inicial do solo conforme a Tabela 5. Kooch *et al.* (2023), obtiveram um pH ligeiramente mais baixo em solos afetados por lixiviado proveniente de aterro sanitário. O pH do lixiviado é influenciado devido a diversos fatores sendo um dos principais, a idade, dos resíduos do qual aquele lixiviado foi gerado, quanto mais jovem for o lixiviado mais ácido ele será, assim também pode-se concluir que à medida que a idade do resíduo aumenta, o pH do lixiviado muda para valores mais alcalinos, isso ocorre devido à oxidação completa da matéria orgânica durante a lixiviação do aterro e à liberação de cátions à medida que a idade do aterro aumenta (Jostard; Jankowski; Acworth, 2004; Kooch *et al.*, 2023).

Figura 8 – pH do solo quando submetido cinco diluições de dois tipos de percolados.

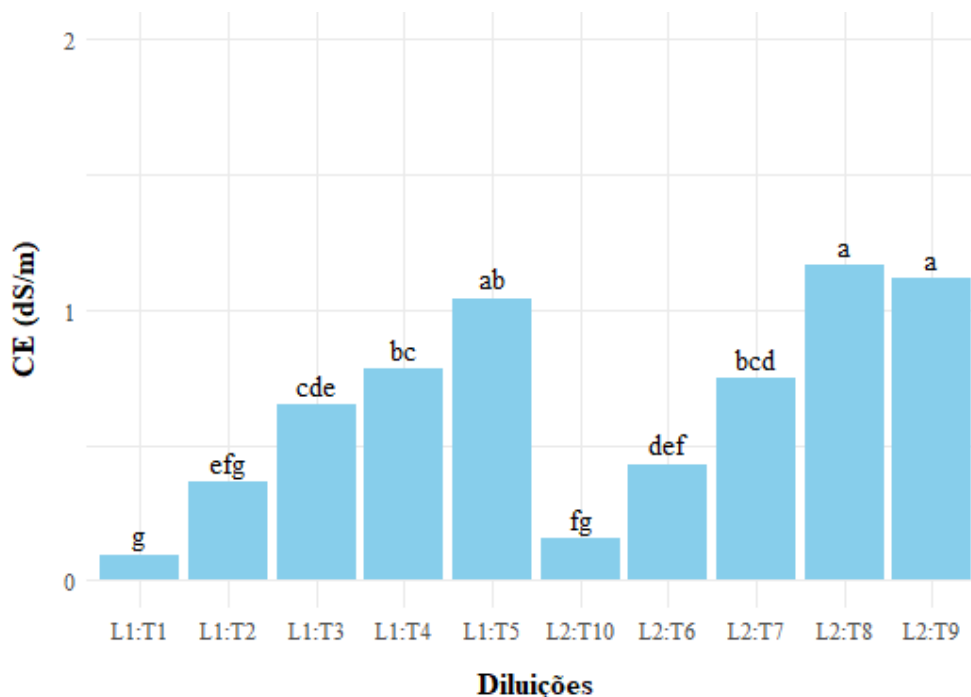


Nota: Letras diferentes apresentam diferença estatística ao nível de significância ($p \leq 0,05$) pelo teste Tukey.

Quanto a CE do solo pode-se observar que ocorreu uma grande variabilidade conforme aplicou-se as diluições dos percolados, como mostra a Figura 9.

Obteve-se a maior média para a diluição de 15%, o percolado L2 quando aplicada a diluição T8 e T9 apresentaram as maiores médias (Figura 9). A CE é um excelente indicativo da salinidade do solo. As variações nos valores médios de CE podem ser explicadas pelas diferenças nas concentrações de sais solúveis existentes (Kuhn *et al.*, 2009). Estudos em solos afetados por lixiviados de aterros sanitários apresentaram, também, variações na média da CE (Kooch *et al.*, 2023).

Figura 9 - CE do solo quando submetido às cinco diluições dos dois tipos de percolados.

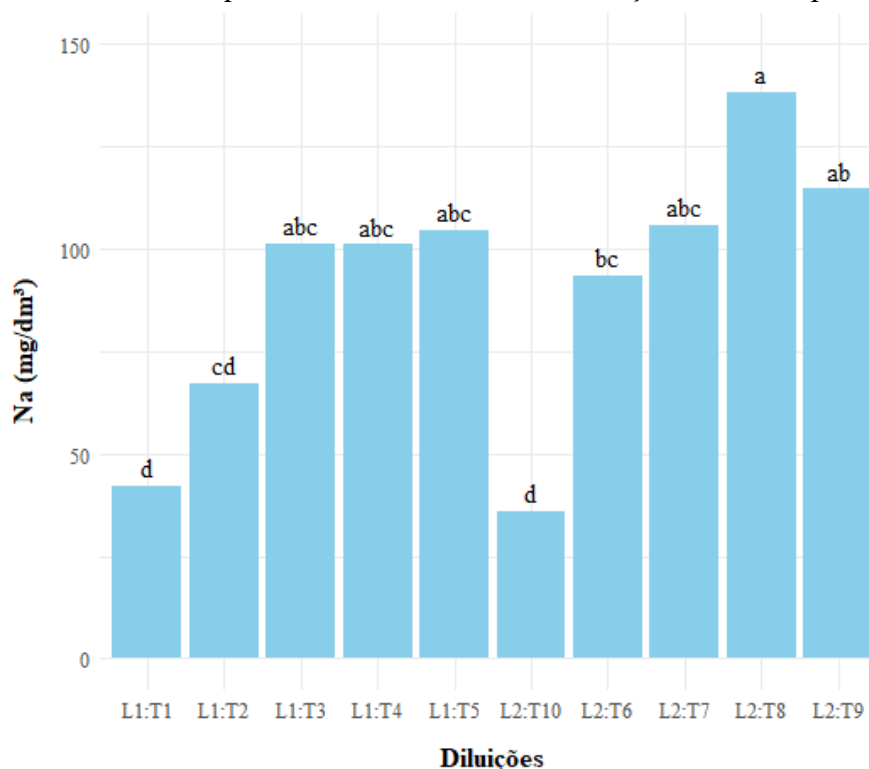


Nota: Letras diferentes apresentam diferença estatística ao nível de significância ($p \leq 0,05$) pelo teste Tukey.

O Na^+ apresentou um aumento representativo quando comparado com a quantidade inicial (Tabela 5), obtendo a maior média para a diluição de 15% de $119,67 \text{ mg/dm}^3$ (Tabela 13). A Figura 10 mostra as médias obtidas no teste de comparação das médias para as diluições de cada tipo de percolado estudado, pode-se observar que o percolado L2 com a diluição T8 teve a maior média, seguida da diluição T9 também com o percolado L2, ou seja, o percolado L2 está ocasionando uma maior influência no incremento de Na^+ ao solo, tal efeito se deve aos lixiviados de aterros sanitários mais antigos tender ter uma decomposição prolongada de materiais orgânicos e inorgânicos ao longo do tempo. À medida que o aterro sanitário envelhece, mais sais, particularmente Na^+ , são liberados como resultado da decomposição de resíduos. Além disso, esses lixiviados mais antigos normalmente têm concentrações mais altas de íons dissolvidos, incluindo Na^+ , que podem ser facilmente transportados para o solo quando o lixiviado migra pelas camadas do aterro (Parvin; Tareq, 2021; Zamrisha *et al.*, 2023).

À medida que o lixiviado se move pelo solo, ele pode causar um acúmulo de Na^+ , alterando a estrutura do solo e impactando negativamente sua permeabilidade e fertilidade. Isso geralmente leva à salinização, reduzindo a capacidade do solo de suportar o crescimento das plantas e interrompendo o movimento e a retenção de água (Parvin; Tareq, 2021; Rhout; El Youbi; Dimane, 2020; Zamrisha *et al.*, 2023).

Figura 10 – Na^+ no solo quando submetido às cinco diluições de dois tipos de percolados.

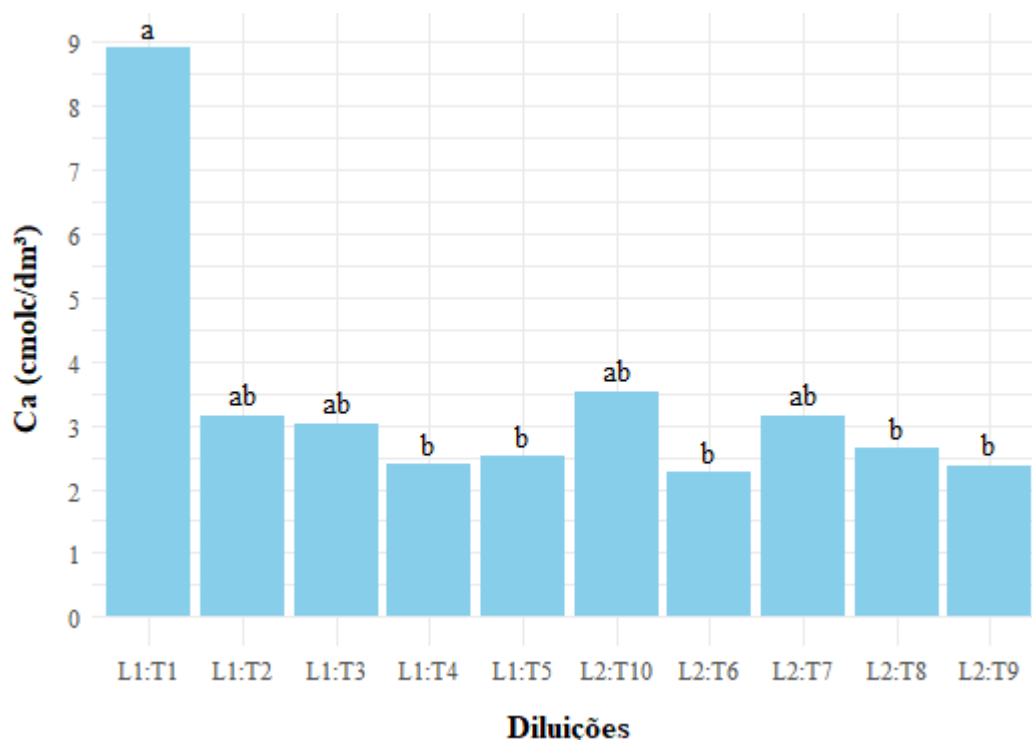


Nota: Letras diferentes apresentam diferença estatística ao nível de significância ($p \leq 0,05$) pelo teste Tukey.

Não ocorreu diferença significativa na presença de Ca^{2+} no solo devido as diluições. A maior média encontrada ocorreu quando o solo foi irrigado apenas com AB. A presença elevada de Ca^{2+} devido à irrigação com água de abastecimento ofertada pelo município de Mossoró pode ser explicada pela origem geológica e hidrológica da região. Mossoró está localizada em uma área onde os aquíferos e os recursos hídricos superficiais, como os rios e barragens da Bacia Apodi-Mossoró, podem conter rochas calcárias e outros minerais que liberam cálcio e magnésio na água, resultando em uma característica de "água dura" (Morr *et al.*, 2006; Morii *et al.*, 2007)

A água dura é comum em regiões com rochas sedimentares ricas em calcário, que dissolvem e liberam íons de cálcio (Ca^{2+}) e magnésio (Mg^{2+}) na água subterrânea e nos corpos d'água superficiais (Morii *et al.*, 2007). Além disso, o tratamento da água no município pode não remover esses minerais completamente, o que explica a alta concentração de Ca^{2+} obtida no solo quando irrigado apenas com a AB em relação aos demais tratamentos. Na Figura 11 é possível visualizar a forte influência do Ca^{2+} quando irrigado apenas com a água de abastecimento em relação as demais diluições aplicadas.

Figura 11 – Ca^{2+} no solo quando submetido à cinco diluições de dois tipos de percolados.

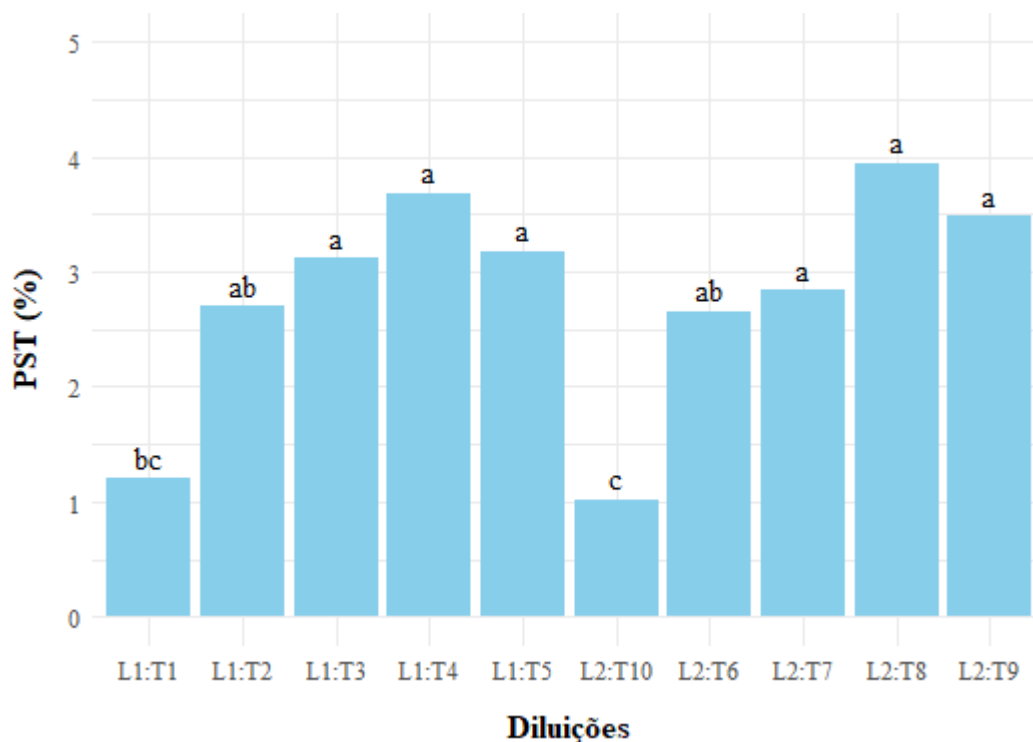


Nota: Letras diferentes apresentam diferença estatística ao nível de significância ($p \leq 0,05$) pelo teste Tukey.

Com relação a PST do solo observa-se, na Tabela 13, que as diluições que mais contribuíram para essa característica foram 15, 20 e 10%, respectivamente, com valores médios de 3,820, 3,336 e 2,987%. A PST do solo é um indicador importante da quantidade de Na^+ presente nas trocas iônicas em relação aos demais cátions trocáveis, como Ca^{2+} e Mg^{2+} . Estas mesmas diluições apresentaram as maiores concentrações de Na^+ para os seguintes tratamentos T8, T9 e T7, respectivamente (Figura 10).

Na Figura 12 é possível verificar que o tratamento T8 e T4 detiveram as maiores médias, estatisticamente iguais quando aplicadas utilizando o percolado L2 e L1, respectivamente. A PST é utilizada para avaliar o risco de sodificação do solo, que pode afetar sua estrutura e capacidade de infiltração de água. Quando o valor da PST é alto, o solo tem maior risco de sofrer problemas de dispersão das partículas, dificultando a produtividade agrícola e a sustentabilidade do uso do solo (Özçoban; Acarer; Tufekci, 2022; Siddiqi *et al.*, 2022). Os valores ideais de PST no solo variam dependendo do tipo de solo e do tipo de uso dado para este solo, mas a literatura científica sugere alguns limites amplamente aceitos como $\text{PST} < 6\%$ sendo um limite seguro para a maioria dos tipos de solos (Winant; Menser; Bennett, 1981).

Figura 12 – PST no solo quando submetido à cinco diluições de dois tipos de percolados.



Nota: Letras diferentes apresentam diferença estatística ao nível de significância ($p \leq 0,05$) pelo teste Tukey.

Pesquisas semelhantes mostraram que os lixiviados de aterros contêm altas concentrações de vários contaminantes, incluindo Na^+ , que pode se acumular no solo quando usado para irrigação. Isso resulta em mudanças significativas nas propriedades químicas do solo, incluindo aumento da adsorção de sódio, que por sua vez afeta a estrutura do solo, a retenção de água e a fertilidade geral (Siddiqi *et al.*, 2022).

6 CONCLUSÃO

Dentre os micronutrientes do solo destacou-se a concentração de Fe, tendo a maior média em T5. Com relação aos metais pesados estudados observou-se uma ausência de Ni e Cd, além disso, o Pb apresentou a maior média em T8, enquanto o Cr apresentou relações lineares com diluições com o percolado L1.

Ocorreram diferenças estatísticas das diluições 5, 10, 15 e 20% em relação a T10 quando estudado o pH do solo.

Houve uma grande variabilidade quanto a CE do solo quando submetido às cinco diluições e aos dois tipos de percolados estudados, obtendo-se a maior média para a diluição de 15% do percolado L2 mais 85% de AB correspondente ao tratamento T8.

A presença de sais como, o Na^+ , foi bem expressiva quando o solo foi irrigado com maiores proporções de percolados, em especial a diluição T8 que apresentou a maior média.

A presença de Ca^{2+} foi bem expressiva para o tratamento controle (irrigação apenas com água de abastecimento), enquanto para as diluições não foi observada diferença estatística.

A grande quantidade de Na^+ no percolado, contribuiu no aumento da PST do solo quando aplicada as diferentes diluições com os dois tipos de percolados, no entanto, não se caracterizou um risco de sodificação ao solo.

Com base nos dados observados pode-se concluir que diluições menores acarretam maiores risco ao solo tanto para a dinâmica de acumulação de metais pesados, assim como os sais no solo, o que pode influenciar também um risco para a vegetação ali presente. No entanto diluições maiores podem ser eficientes se realizado um manejo de irrigação adequado, promovendo assim, uma forma de reúso para o percolado gerado em aterros sanitários. Para resultados mais eficientes recomenda-se estudos da vegetação a ser implementada ao solo, para que ocorra um controle eficiente da aplicação deste efluente no meio.

REFERÊNCIAS

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE RESÍDUOS E MEIO AMBIENTE- ABRELPE.

Panorama dos resíduos sólidos no brasil. 2022. Disponível em:

<https://www.abrema.org.br/panorama/>. Acesso em: 06 out. 2024.

ALMEIDA, R. G. de. Aspectos legais para a água de reúso. **Revista Vértices**. Associação Brasileira de Editores Científicos – ABEC, v. 13, n. 2, p. 31-44, 26 Dez. 2011. DOI: DOI: 10.5935/1809-2667.20110012. Disponível em:

<https://editoraessentia.iff.edu.br/index.php/vertices/article/view/1809-2667.20110012..>

Acesso em: 9 set. 2024.

ALVARES, C. A. *et al.* Koppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**. v. 22, p. 711–728, 2013.

ALVES, J. B.; SANTOS, M. M. dos. Relações entre contaminação de aquíferos subterrâneos no semiárido e disposição inadequada de resíduos sólidos. **Brazilian Journal of Development**, São José dos Pinhais, PR, v. 9, n. 05, p. 14810-14827, 04 jun. 2023. DOI:

<https://doi.org/10.34117/bjdv9n5-021>. Disponível em:

<https://ojs.brazilianjournals.com.br/ojs/index.php/BRJD/article/view/59384>. Acesso em: 6 set. 2024.

AMARAL, M. C. S. *et al.* Avaliação da biodegradabilidade anaeróbia de lixiviados de aterro sanitários. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 13, p. 38-45, 1 mar. 2008. DOI:

<https://doi.org/10.1590/S1413-41522008000100006>. Disponível em:

<https://www.scielo.br/j/esa/a/ygVcHjNFj3sNkfgXQLrxt5J/>. Acesso em: 6 set. 2024.

Agência Nacional de Águas (ANA). Manual de Usos Consuntivos da Água no Brasil. Agência Nacional de Águas. Brasília: ANA, 2019.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. **NBR 8419:**

Apresentação de projetos sanitários de resíduos sólidos urbanos. Rio de Janeiro, 1992.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. **NBR 10.004:** Resíduos sólidos - Classificação. Rio de Janeiro, 2004.

AYERS, R. S.; WESTCOT, D.W. **Water quality for agriculture**. Rome: FAO, 1985. 184p. (FAO Irrigation and Drainage Paper, nº 29). Disponível em:

<https://www.fao.org/4/T0234E/T0234E00.htm>, Acessado em: 28 de agosto de 2024.

BAIRD, R. B.; EATON, A. D.; RICE, E. W. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 23.ed. Washington: APHA, AWWA, WPCR, 2017. 1504p.

BANDALA, E. R. *et al.* Emerging materials and technologies for landfill leachate treatment: A critical review. **Environmental Pollution**. [S.I.], v. 291, p. 118133, 2021. DOI:

<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.118133>. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0269749121017152>. Acesso em: 12 ago. 2024.

BERTONCINI, E. I.; MATTIAZZO, M. E. Lixiviação de metais pesados em solos tratados com lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. v. 23, p. 737-744, 1999.

BRASIL, Decreto Nº 11.043, de 13 de abril de 2022. Aprova o Plano Nacional de Resíduos Sólidos. **Diário Oficial da União**: Brasília, DF, p.2, 14 abr. 2022.

BRASIL, Lei Nº 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, p.3, 2 ago. 2010.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução n. 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, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**: seção 1, Brasília, DF, 18 mar. 2005.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução n. 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução n. 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Diário Oficial da União**: seção 1, Brasília, DF, 16 mai. 2011.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução n. 420, de 28 de dezembro de 2009. Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. **Diário Oficial da União**: seção 1, Brasília, DF, 30 dez. 2009.

CEARÁ. Resolução COEMA nº 2 de 2 de fevereiro de 2017. Dispõe sobre padrões e condições para lançamento de efluentes líquidos gerados por fontes poluidoras, revoga as Portarias 104 SEMACE nº 154, de 22 de julho de 2002 e nº 111, de 05 de abril de 2011, e altera a Portaria SEMACE nº 151, de 21 de fevereiro de 2017. Fortaleza: **DOE**, 2017. 41p.

CHAVES, Tiago de Andrade. **Capim Vetiver (*Vetiveria zizanioides*):** produção de mudas e uso no controle da erosão e na recuperação de áreas degradadas. Niterói: Programa Rio Rural, 2013. 16 p.

CHRISTENSEN, T. H. *et al.* Biogeochemistry of landfill leachate plumes. **Applied geochemistry**. Elsevier B.V, v. 16, n. 7-8, p. 659-718, jun. 2001. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0883-2927\(00\)00082-2](https://doi.org/10.1016/S0883-2927(00)00082-2). Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0883292700000822?via%3Dihub>. Acesso em: 5 set. 2024.

CUNHA, C. S. et al. Relação entre solos afetados por sais e concentração de metais pesados em quatro perímetros irrigados no Ceará. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. v. 18, p. 80-85, 2014.

DUBREUIL, V. *et al.* Os tipos de climas anuais no Brasil: uma aplicação da classificação de Köppen de 1961 a 2015. **Revista Franco-Brasileira de Geografia**. n. 37, p. 1-20, 2018.

FILHO, J. C. A. *et al.* Solos do Semiárido: características e estoque de carbono. In: GIONGO, V. ANGELOTTI, F. **Agricultura de baixa emissão de carbono em regiões semiáridas: experiência brasileira**. Brasília, DF: Embrapa, 2022. p. 93-112.

GNANSOUNOU, E.; ALVES, C. M.; RAMAN, J. K. Multiple applications of vetiver grass—a review. **International Journal of Education and Learning Systems**. v. 2, p.125-141, 2017. Disponível em: [https://www.ias.org/ias/filedownloads/ijes/2017/008-0023\(2017\).pdf](https://www.ias.org/ias/filedownloads/ijes/2017/008-0023(2017).pdf). Acesso em: 16 set. 2024.

GUPTA, P.; ROY, S.; MAHINDRAKAR, A. B. Treatment of water using water hyacinth, water lettuce and vetiver grass—a review. **Resources and Environment**. [S.I], v. 2, n. 5, p. 202-215, 5 Jun. 2012. DOI: <https://10.5923/j.re.20120205.04>. Disponível em: <http://article.sapub.org/10.5923.j.re.20120205.04.html>. Acesso em: 17 set. 2024.

INSTITUTO TRATA BRASIL. **Painel saneamento Brasil**. São Paulo: 2018 Instituto Trata Brasil. Disponível: < <https://www.painelsaneamento.org.br/> > Acesso em: 15 set. 2024.

JORNAL OFICIAL DE MOSSORÓ. **Plano Municipal de Limpeza Urbana e Manejo dos Resíduos Sólidos de Mossoró**. Disponível em: <<http://www.prefeiturademossoro.com.br/jom/jom157a.pdf>>. Acesso em: 21 mar. 2024.

JORSTAD, L. B.; JANKOWSKI, J.; ACWORTH, R. I. Analysis of the distribution of inorganic constituents in a landfill leachate-contaminated aquifer: Astrolabe Park, Sydney, Australia. **Environmental Geology**. [S.I], v. 46, p. 263-272, DOI: <https://doi.org/10.1007/s00254-004-0978-3>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s00254-004-0978-3>. Acesso em: 8 out. 2024.

JUSTIN, M. Z. *et al.* Phytoremediation of landfill leachate and compost wastewater by irrigation of Populus and Salix: biomass and growth response. **Waste Management**, v. 30, n. 6, p. 1032-1042, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2010.02.013>. Disponível em: <https://europepmc.org/article/med/20211551>. Acesso em: 22 set. 2024.

KAMARUDDIN, M. A. *et al.* Sustainable treatment of landfill leachate. **Applied Water Science**. Springer, v. 5, p. 113-126, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1007/s13201-014-0177-7>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s13201-014-0177-7>. Acesso em: 15 ago. 2024.

KIM, V. J. H.; BARROS, R. T. V. Efeitos da Política Nacional de Resíduos Sólidos na gestão de resíduos sólidos urbanos (RSU) dos municípios populosos mineiros: uma análise multivariada. **Revista Brasileira de Gestão Urbana**, v. 15, p. e20230017, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1590/2175-3369.015.e20230017>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/urbe/a/9G6LS3vyh9GxD5ZTycW8HCQ/abstract/?lang=pt>. Acesso em: 10 jun. 2024.

KJELDSEN, P.; CHRISTOPHERSEN, M. Composition of leachate from old landfills in Denmark. **Waste Management & Research**. v. 19, n. 3, p. 249-256, 2001. DOI: <https://doi.org/10.1177/0734242X0101900306>. Disponível em: <https://journals.sagepub.com/doi/10.1177/0734242X0101900306>. Acesso em: 9 set. 2024.

KOOCH, Y. *et al.* Landfill leachate has multiple negative impacts on soil health indicators in Hyrcanian forest, northern Iran. **Science of The Total Environment**. [S.I.], v. 896, p. 166341, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.166341>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0048969723049665>. Acesso em: 8 out. 2024.

KÜHN, J. *et al.* Interpretation of electrical conductivity patterns by soil properties and geological maps for precision agriculture. **Precision Agriculture**. [S.I.], v. 10, p. 490-507, 2009. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11119-008-9103-z>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11119-008-9103-z>. Acesso em: 9 out. 2024.

LEAL, R. M. P. *et al.* Sodicity and salinity in a Brazil Oxisol cultivated with sugarcane irrigated with wastewater. **Agricultural Water Management**, [S.I.], v. 96, p.307-316, 2009. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2008.08.009>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0378377408000203>. Acesso em: 21 set. 2024.

LIU, H. *et al.* Distribution characteristics, pollution assessment, and source identification of heavy metals in soils around a landfill-farmland multisource hybrid district. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 81, n. 1, p. 77-90, 2021.

MAIA, I. S. *et al.* Avaliação do tratamento biológico de lixiviado de aterro sanitário em escala real na Região Sul do Brasil. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 20, p. 665-675, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522015020040140926>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/esa/a/T7pJhSLWLn5KzJp4DXJsJvV/>. Acesso em: 6 set. 2024.

MARQUES, M. da S.; SILVA, A. A. F.; GABRIEL FILHO, L. R. A.; PUTTI, F. F. .; GÓES, B. C. Bibliometric analysis on the use of wastewater in agriculture. **Research, Society and Development**. [S. l.], v. 11, n. 3, p. e30311326105, 2022. DOI: 10.33448/rsd-v11i3.26105. Disponível em: <https://rsdjournal.org/index.php/rsd/article/view/26105>. Acesso em: 26 oct. 2024.

MORAIS, J. L. de. **Estudo da Potencialidade de processos oxidativos avançados, isolados e integrados com processos biológicos tradicionais, para tratamento de lixiviado de aterro sanitário**. 2005. 207f. Tese (Doutorado em Química) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2005.

MORAIS, J. L. de; SIRTORI, C.; PERALTA-ZAMORA, P. G. Tratamento de chorume de aterro sanitário por fotocatalise heterogênea integrada a processo biológico convencional. **Química Nova**, v. 29, p. 20-23, 2006.

MORIL, H. *et al.* Magnesium and Calcium in Drinking Water. In: **New perspectives in magnesium research: nutrition and health**. London: Springer London, 2007. p. 11-18.

MORR, S. *et al.* How much calcium is in your drinking water? A survey of calcium concentrations in bottled and tap water and their significance for medical treatment and drug administration. **HSS Journal®**. [S.I.] v. 2, n. 2, p. 130-135, DOI: <https://doi.org/10.1007/s11420-006-9000-9>. Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/18751825/>. Acesso em: 9 out. 2024.

ODORICIO, D. R. *et al.* Avaliação dos impactos no solo da área de disposição final de resíduos sólidos urbanos no município de Tucuruí-PA. **Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, Desarrollo y Práctica**. México, p. 485-508, 2024. DOI: <https://doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2024.17.2.86138>. Disponível em: <https://www.revistas.unam.mx/index.php/aidis/article/view/86138>. Acesso em: 10 jun. 2024.

OLIVEIRA, P. C. P. *et al.* Produção de moranga irrigada com esgoto doméstico tratado. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. v. 17, p. 861-867, 2013.

ÖZÇOBAN, M. Ş.; ACARER, S.; TÜFEKCI, N. Effect of solid waste landfill leachate contaminants on hydraulic conductivity of landfill liners. **Water Science and Technology**. [S.I.], v. 85, n. 5, p. 1581-1599, 2022. DOI: <https://doi.org/10.2166/wst.2022.033>. Disponível em: <https://iwaponline.com/wst/article/85/5/1581/86811/Effect-of-solid-waste-landfill-leachate>. Acesso em: 9 out. 2024.

PARVIN, F.; TAREQ, S. M. Impact of landfill leachate contamination on surface and groundwater of Bangladesh: a systematic review and possible public health risks assessment. **Applied Water Science**. [S.I.], v. 11, n. 6, p. 100, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1007/s13201-021-01431-3>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s13201-021-01431-3>. Acesso em: 9 out. 2024.

PEREIRA, B. F. *et al.* Reclaimed wastewater: Impact on soil–plant system under tropical conditions. **Journal of Hazardous Materials**. [S.I.], v. 192, n. 1, p. 54-61, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2011.04.095>. Disponível em: Reclaimed wastewater: Impact on soil–plant system under tropical conditions - ScienceDirect. Acesso em: 26 out. 2024.

PORTELLA, M. O.; RIBEIRO, J. C. J. Aterros sanitários: aspectos gerais e destino final dos resíduos. **Revista Direito Ambiental e Sociedade**, v. 4, n. 1, 2014. Disponível em: <https://sou.ucs.br/etc/revistas/index.php/direitoambiental/article/view/3687>. Acesso em: 6 set. 2024.

RAO, K. S. *et al.* Vetiver grass: a review of its environmental and economic benefits. **Journal of Soil and Water Conservation**. [S.I.], v. 69, n. 3, p. 77-82, 2014.

RAVI, S.; REDDY, M. V. V.; KUMAR, A. N. Morphological and physiological adaptations of vetiver grass (*Vetiveria zizanioides*) for erosion control and soil stabilization. **Environmental Management**. [S.I.], v. 53, n. 2, p. 357-370, 2014.

RHOuat, S.; EL Youbi, M.; DIMANE, F. The effects of landfill leachate irrigation on soil properties. In: CONFERENCE OF THE ARABIAN JOURNAL OF GEOSCIENCES, 3., Cham, 2020. **Proceedings...** Cham: Springer Nature Switzerland. p. 153-157. 2020.

RSTUDIO TEAM. **RStudio**: Integrated Development for R. Boston: RStudio, PBC, 2024. Disponível em: <https://www.rstudio.com/>. Acesso em: 27 set. 2024.

SANTOS, C. A. dos. **Disposição de chorume de aterro sanitário no solo e efeito na dinâmica do nitrogênio e em indicadores de qualidade de solo**. 2010. 79 f. Dissertação (Mestrado em Microbiologia) – Universidade Estadual de Londrina, Centro de Ciências Biológicas, Programa de Pós-Graduação em Microbiologia, 2010.

SANTOS, L. M. dos *et al.* Reúso de águas residuais na irrigação: mapeamento sistemático na literatura. **Meio Ambiente (Brasil)**. Open Journal Systems v. 5, n. 3, 2023. DOI: <https://doi.org/10.5281/zenodo.10456227>. Disponível em: <https://meioambientebrasil.com.br/index.php/MABRA/article/view/316>. Acesso em: 25 set. 2024.

SANTOS, A. S. *et al.* Importância do reuso de água para irrigação no Semiárido. **Meio Ambiente (Brasil)**. v. 2, n. 3, 2020.

SATYAVATHI, C. T.; REDDY, P. S. R.; KUMAR, V. K. Morphological characteristics and utilization of vetiver grass: a review. **Asian Journal of Agriculture and Rural Development**. [S.I.], v. 2, n. 4, p. 46-54, 2012.

SECRETARIA ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS- SEMARH. **Plano Estadual de Resíduos Sólidos do Rio Grande do Norte- PERS**. 2017. Disponível em: <http://adcon.rn.gov.br/ACERVO/semarh/Conteudo.asp?TRAN=ITEM&TARG=152889&ACT=&PAGE=0&PARM=&LBL=Programas>. Acesso em: 6 set. 2024.

SIDDIQI, S. A. *et al.* Characterization and pollution potential of leachate from urban landfills during dry and wet periods in arid regions. **Water Supply**. [S.I.], v. 22, n. 3, p. 3462-3483, 2022. DOI: <https://doi.org/10.2166/ws.2021.392>. Disponível em: <https://iwaponline.com/ws/article/22/3/3462/85305/Characterization-and-pollution-potential-of>. Acesso em: 9 out. 2024.

Silva, Denise de Freitas. **Efeito da aplicação de percolado de resíduo sólido urbano em solo cultivado com capim-tifton 85**. 2008. 148f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Viçosa, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, 2008.

SILVA, F. C. **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. 2. ed. rev. e ampl. Brasília: EMBRAPA Informação Tecnológica, 2009. 627p.

SINGH, S.; RAJU, N. J.; RAMAKRISHNA, Ch. Assessment of the effect of landfill leachate irrigation of different doses on wheat plant growth and harvest index: A laboratory simulation study. **Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management**. [S.I.], v. 8, p. 150-

156, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.enmm.2017.07.005>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S2215153217300302?via%3Dihub>. Acesso em: 25 set. 2024.

SPOTI, T. B.; AMARAL, C. S. T. Os desafios da gestão de resíduos sólidos urbanos domésticos no Brasil. **Brazilian Journal of Development**, v. 9, n. 2, p. 8712-8724, 2023. DOI: <https://doi.org/10.34117/bjdv9n2-164>. Disponível em: <https://ojs.brazilianjournals.com.br/ojs/index.php/BRJD/article/view/57639>. Acesso em: 10 set. 2024.

SUPERINTENDÊNCIA PARA O DESENVOLVIMENTO DO NORDESTE-SUDENE. **Levantamento exploratório - reconhecimento de solos do estado do Rio Grande do Norte**. Recife, n.9, 1971, 531p.

TEIXEIRA, D. L. *et al.* Evapotranspiração dos capins vetiver e tifton 85 cultivados em sistemas alagados construídos. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA - CONBEA 2020, 49., 2020. **Anais...** Congresso On-line, 2020.

TEIXEIRA, P. C. *et al.* **Manual de métodos de análise de solo**. 3. ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2017. 573 p.

WINANT, W. M.; MENSER, H. A.; BENNETT, O. L. Effects of sanitary landfill leachate on some soil chemical properties. Technical Report. **Journal of Environmental Quality**, [S.I], v. 10, p. 318-322, 1981. DOI: <https://doi.org/10.2134/jeq1981.00472425001000030014x>. Disponível em: <https://colab.ws/articles/10.2134%2Fjeq1981.00472425001000030014x>. Acesso em: 9 out. 2024.

ZAMRISHAM, N. A. F. *et al.* State of the art in anaerobic treatment of landfill leachate: a review on integrated system, additive substances, and machine learning application. **Water**. [S.I], v. 15, n. 7, p. 1303, 2023. DOI: <https://doi.org/10.3390/w15071303>. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2073-4441/15/7/1303>. Acesso em: 9 out. 2024.

ZHANG, Q. *et al.* Investigation on characteristics of leachate and concentrated leachate in three landfill leachate treatment plants. **Waste Management**, v. 33, n. 11, p. 2277-2286, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.07.021>. Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/23948053/>. Acesso em: 8 jul. 2024.

ZUPANC, V.; JUSTIN, M. Z. Changes in soil characteristics during landfill leachate irrigation of *Populus deltoides*. **Waste Management**, [S.I], v. 30, n. 11, p. 2130-2136, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2010.05.004>. Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/20554192/>. Acesso em: 25 set 2024.