



UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO SEMI-ÁRIDO
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM MANEJO DE SOLO E ÁGUA
DOUTORADO EM MANEJO DE SOLO E ÁGUA

ALDICLEBSON AUGUSTO FERNANDES DE BRITO

ASPECTOS FISIOLÓGICOS E BIOMÉTRICOS DO CAPIM-VETIVER IRRIGADO
COM LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO E INTER-RELAÇÕES ENTRE
ATRIBUTOS DO SOLO, MICROESTRUTURA E COMPOSIÇÃO ELEMENTAR
PONTUAL

MOSSORÓ

2026

ALDICLEBSON AUGUSTO FERNANDES DE BRITO

**ASPECTOS FISIOLÓGICOS E BIOMÉTRICOS DO CAPIM-VETIVER IRRIGADO
COM LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO E INTER-RELAÇÕES ENTRE
ATRIBUTOS DO SOLO, MICROESTRUTURA E COMPOSIÇÃO ELEMENTAR
PONTUAL**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Manejo de Solo e Água da Universidade Federal Rural do Semi-Árido como requisito para obtenção do título de Doutor em Manejo de Solo e Água.

Linha de Pesquisa: Modelagem Ambiental e Manejo do Solo e da Água.

Orientador(a): Jeane Cruz Portela, Prof^a. Dra.

Coorientador: Rafael Oliveira Batista, Prof. Dr.

MOSSORÓ

2026

© Todos os direitos estão reservados a Universidade Federal Rural do Semi-Árido. O conteúdo desta obra é de inteira responsabilidade do (a) autor (a), 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. A mesma poderá servir de base literária para novas pesquisas, desde que a obra e seu (a) respectivo (a) autor (a) sejam devidamente citados e mencionados os seus créditos bibliográficos.

B856a Brito, Aldiclebson Augusto Fernandes de .
Aspectos fisiológicos e biométricos do capim-
vetiver irrigado com lixiviado de aterro
sanitário e inter-relações entre atributos do
solo, microestrutura e composição elementar
pontual / Aldiclebson Augusto Fernandes de
Brito. - 2026.
83 f. : il.

Orientador: Jeane Cruz Portela.
Coorientador: Rafael Oliveira Batista.
Tese (Doutorado) - Universidade Federal Rural
do Semi-árido, Programa de Pós-graduação em
Manejo de Solo e Água, 2026.

1. Chrysopogon zizanioides. 2. Trocas gasosas.
3. Fluorescência da clorofila. 4. Semiárido. 5.
Energia dispersiva de Raios-X. I. Portela, Jeane
Cruz, orient. II. Batista, Rafael Oliveira, co-
orient. III. Título.

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

ALDICLEBSON AUGUSTO FERNANDES DE BRITO

**ASPECTOS FISIOLÓGICOS E BIOMÉTRICOS DO CAPIM
VETIVER IRRIGADO COM LIXIVIADOS DE ATERRO
SANITÁRIO E INTER-RELAÇÕES ENTRE ATRIBUTOS DO
SOLO, MICROESTRUTURA E COMPOSIÇÃO ELEMENTAR
PONTUAL**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Manejo de Solo e Água da Universidade Federal Rural do Semi-Árido como requisito para obtenção do título de Doutor em Manejo de Solo e Água.

Linha de Pesquisa: Modelagem Ambiental e Manejo do Solo e da Água.

Defendida em: 28/02/2026.

BANCA EXAMINADORA

Documento assinado digitalmente
 **JEANE CRUZ PORTELA**
Data: 12/05/2026 19:05:45-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Jeane Cruz Portela, Prof^a. Dra.
(UFERSA) Presidente

Documento assinado digitalmente
 **RAFAEL OLIVEIRA BATISTA**
Data: 06/05/2026 12:07:23-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

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

Documento assinado digitalmente
 **JOAQUIM EMANUEL FERNANDES GONDIM**
Data: 06/05/2026 15:15:39-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Joaquim Emanuel Fernandes Gondim, Prof.
Dr. (UVA)
Membro Examinador

Documento assinado digitalmente
 **MARIA LAIANE DO NASCIMENTO SILVA**
Data: 06/05/2026 15:31:35-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Maria Laiane do Nascimento Silva, Pesq. Dra.
(EMBRAPA)
Membro Examinador

Documento assinado digitalmente
 **JOSEANE DUNGA DA COSTA**
Data: 06/05/2026 15:22:59-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Joseane Dunga da Costa, Profa. Dra.
(UFERSA) Membro Examinador

Documento assinado digitalmente
 **PHAMELLA KALLINY PEREIRA FARIAS**
Data: 12/05/2026 20:28:18-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Phâmella Kalliny Pereira Farias, Profa. Dra.
(UFERSA)

Egídia Brito (*In Memoriam*), minha tia-avó, que sempre incentivou a todos da família a estudarem.

*Carlos Eduardo Moura de Brito e Clarisse
Moura de Brito (com amor).*

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus pelo dom da vida e por me reerguer em um dos momentos mais difíceis da minha vida e permitir a realização de mais um sonho.

Agradeço à minha mãe, Luzia Fernandes de Brito, por sempre incentivar e fazer de tudo pela educação dos filhos.

Agradeço a meu pai, Carlos Augusto de Brito, que sempre fez de tudo para conduzir a mim e meus irmãos pelo caminho do bem.

Agradeço em especial à minha orientadora, Jeane Cruz Portela, pela paciência, incentivo, conselhos e principalmente por não desistir de mim, acreditando que seria possível, por estender as mãos nas horas em que mais precisei. Obrigado, professora, minha eterna gratidão.

Agradeço ao professor Rafael Oliveira Batista, meu coorientador, pela parceria, conselhos e ajuda, sempre incentivando e mostrando que seria possível.

Agradeço a toda minha família por sempre incentivar e acreditar nesse sonho.

Agradeço à Banca Examinadora por aceitar o convite e fazer parte dessa etapa da minha vida, contribuindo com o desenvolvimento dessa tese.

Agradeço aos amigos Diego José e Antônio Carlos, pela ajuda, momentos de descontração e por todas as palavras de força que me foram ditas.

Agradeço a toda a equipe do Laboratório de Análises de Solo, Água e Plantas – LASAP, que sempre me ajudaram na realização das análises.

Agradeço aos professores Antônio Gustavo e Luiz Fernando por toda a contribuição durante o desenvolvimento do estudo.

Agradeço aos amigos Arthur, Geisiane, Genilson, Davison pelas ajudas durante todo o período de experimento.

Agradeço a todos os orientados e orientadas da professora Jeane, do professor Rafael e do professor Francismar por me ajudarem constantemente.

Agradeço ao amigo Hebert Pergentino de Araújo e sua esposa Roseane pelo acolhimento e hospitalidade durante quase todo o período de curso.

A toda a família Morais (sub Morais, Ivete, Morais Filho e dona Da luz), por sempre me acolherem em sua residência e pelos conselhos.

Agradeço a todos que direta ou indiretamente fizeram parte dessa caminhada

*“A liberdade e a poesia a gente
aprende com as crianças”.*
Manoel de Barros

RESUMO GERAL

A geração de resíduos sólidos urbanos e sua disposição são crescentes e causam impactos. Diante disso, estratégias com o uso de espécies tolerantes a contaminantes e poluentes, como o capim-vetiver, são importantes para a biorremediação em áreas de aterros sanitários. Face ao exposto, objetivou-se avaliar aspectos fisiológicos e biométricos do capim vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) irrigado com proporções de lixiviados (jovem e estabilizado), investigar as interrelações entre os atributos físico-hídricos, químicos, bem como a microestrutura e a composição elementar pontual de um Argissolo irrigado com lixiviados de aterro sanitário cultivado com capim-vetiver. Para isso, foi conduzido um experimento em delineamento em blocos casualizados (5×2), com dez tratamentos e cinco repetições. Os tratamentos consistiram em: T1 (100% água); T2, T3, T4 e T5 (5%, 10%, 15% e 20%, respectivamente, de lixiviado jovem); T6, T7, T8 e T9 (5%, 10%, 15% e 20%, respectivamente, de lixiviado estabilizado) e T10 (água mais esterco em fundação). O cultivo foi feito em vasos preenchidos com o Argissolo (com dispositivos para drenagem). Após 190 dias de cultivo, foram avaliados parâmetros fisiológicos (trocas gasosas, fluorescência da clorofila e índices de pigmentos fotossintéticos) e, aos 220 dias, os parâmetros biométricos (altura de plantas, número de perfilhos, massa fresca e massa seca da parte aérea). Ao fim do experimento, coletaram-se amostras deformadas e indeformadas do solo para análise dos atributos físicos (granulometria, densidade do solo, porosidade, estabilidade de agregados e curva de retenção de água no solo), químicos (pH, condutividade elétrica, carbono orgânico total, cátions trocáveis, capacidade de troca catiônica, saturação por bases, porcentagem de sódio trocável) e microestruturais (microscopia eletrônica de varredura associada à espectroscopia de energia dispersiva de raios X). Como principais resultados, observou-se que apenas 13% das variáveis apresentaram interação entre as diluições e os tipos de lixiviado. Portanto, a condutividade elétrica, bem como os íons e elementos potencialmente determinantes do estresse osmótico e iônico (K^+ , Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Cl^- , CO_3^{2-} e HCO_3^-), além de Zn, Fe e Mn, definiram ambientes osmóticos e iônicos distintos entre lixiviados e diluições, afetando de forma diferenciada a transferência de energia e a eficiência fotoquímica do fotossistema II. Isso ajuda a explicar por que as fluorescências inicial e máxima foram sensíveis à interação. Em relação ao fator isolado diluições, observou-se efeito significativo em 33% das variáveis fisiológicas, com respostas detectáveis nos parâmetros transpiração, condutância estomática, eficiência do uso da água e fluorescências média e variável. O mesmo exerceu influência expressiva sobre o crescimento vegetal, uma vez que 100% das variáveis biométricas (altura de plantas, número de perfilhos, massa fresca, massa seca e porcentagem de massa seca) foram significativamente afetadas. Entretanto, ao avaliar o fator isolado tipos de lixiviado, verificou-se que apenas 13% das variáveis fisiológicas (fluorescências média e variável) e 20% das variáveis biométricas (massa fresca) apresentaram diferenças. Quanto aos atributos do solo, as maiores umidades de saturação ocorreram nos tratamentos T2 e T3, seguidos de T1, T4 e T5 do lixiviado jovem. Para os lixiviados estabilizados T9, T8, T7 e T6, observou-se a mesma tendência para as forças capilares. Foram observadas correlações positivas e negativas entre os atributos do solo. Na análise fatorial, obteve-se cinco fatores, com destaque para o pH, acidez potencial, saturação por bases, Na^+ , K^+ e percentual de sódio trocável. As variáveis densidade do solo, areia, capacidade de campo, água disponível e Ca^{2+} discriminaram a água de abastecimento, ao passo que acidez potencial, silte, diâmetro médio ponderado e ponto de murcha permanente discriminaram todos os tratamentos com lixiviados jovens e o T6 (um dos tratamentos com lixiviado estabilizado). A microporosidade, condutividade elétrica, porcentagem de sódio trocável, carbono orgânico total, sódio e potássio discriminaram os lixiviados estabilizados, principalmente o T9. O

tratamento água com esterco foi discriminado por argila, macroporosidade, pH, fósforo, saturação por bases, magnésio e capacidade de troca catiônica a pH=7,0. Os atributos micromorfológicos apresentaram similaridades em relação às formas, tamanhos e presença de microrganismos nos tratamentos lixiviados jovens e estabilizados. Conclui-se que houve adaptação do capim-vetiver a ambientes com diferentes níveis de contaminação por lixiviado com potencial de uso em estratégias de manejo e recuperação ambiental de áreas degradadas por resíduos sólidos urbanos. Além disso, o lixiviado jovem diferenciou principalmente a acidez potencial e a retenção de água, como também nos atributos microestruturais do solo, ao passo que o lixiviado estabilizado se associou ao aumento da salinidade/sodicidade, com impactos negativos nos atributos físico-hídricos, estruturais, microestruturais e químicos do solo, diferentemente da caracterização inicial dos lixiviados. A microestrutura, associada à análise elementar pontual, identificou a predominância de quartzo, aluminossilicatos e óxidos de Fe e Al típicos de solos intemperizados, compatíveis com a mineralogia caulinitica da classe de solo em estudo.

Palavras-chave: *Chrysopogon zizanioides*; Trocas gasosas; Fluorescência da clorofila; Semiárido; Aterro sanitário; Argissolo; Energia Dispersiva de Raios-X; Destinação de efluentes.

GENERAL ABSTRACT

The generation of municipal solid waste and its disposal are on the rise and have significant impacts. Consequently, strategies involving the use of species tolerant to contaminants and pollutants, such as vetiver grass, are important for bioremediation in landfill areas. Given the above, the objective was to evaluate the physiological and biometric characteristics of vetiver grass (*Chrysopogon zizanioides*) irrigated with different proportions of leachate (fresh and stabilized), to investigate the interrelationships between physical-hydrological and chemical attributes, as well as the microstructure and point elemental composition of an Argissolo soil irrigated with landfill leachate and planted with vetiver grass. To this end, an experiment was conducted using a randomized block design (5×2), with 10 treatments and five replicates. The treatments consisted of: T1 (100% water); T2, T3, T4, and T5 (5%, 10%, 15%, and 20%, respectively, of young leachate); T6, T7, T8, and T9 (5%, 10%, 15%, and 20%, respectively, of stabilized leachate) and T10 (water plus manure in the substrate). The plants were grown in pots filled with Argissolo soil (equipped with drainage devices). After 190 days of cultivation, physiological parameters (gas exchange, chlorophyll fluorescence, and photosynthetic pigment indices) were evaluated, and at 220 days, biometric parameters (plant height, number of tillers, fresh mass, and dry mass of the aboveground biomass) were assessed. At the end of the experiment, deformed and undeformed soil samples were collected for analysis of physical attributes (particle size distribution, soil density, porosity, aggregate stability, and soil water retention curve), chemical attributes (pH, electrical conductivity, total organic carbon, exchangeable cations, cation exchange capacity, base saturation, and percentage of exchangeable sodium) and microstructural attributes (scanning electron microscopy coupled with energy-dispersive X-ray spectroscopy). The main results showed that only 13% of the variables exhibited an interaction between the dilutions and the types of leachate. Therefore, electrical conductivity, as well as ions and elements potentially determining osmotic and ionic stress (K^+ , Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Cl^- , CO_3^{2-} , and HCO_3^-), in addition to Zn, Fe, and Mn, defined distinct osmotic and ionic environments between leachates and dilutions, differentially affecting energy transfer and the photochemical efficiency of photosystem II. This helps explain why initial and maximum fluorescence were sensitive to the interaction. Regarding the isolated dilution factor, a significant effect was observed in 33% of the physiological variables, with detectable responses in the parameters of transpiration, stomatal conductance, water use efficiency, and average and variable fluorescence. This factor also had a significant influence on plant growth, as 100% of the biometric variables (plant height, number of tillers, fresh mass, dry mass, and percentage of dry mass) were significantly affected. However, when evaluating the isolated factor of leachate types, it was found that only 13% of the physiological variables (mean and variable fluorescence) and 20% of the biometric variables (fresh mass) showed differences. Regarding soil attributes, the highest saturation moisture levels occurred in treatments T2 and T3, followed by T1, T4, and T5 of the young leachate. For the stabilized leachates T9, T8, T7, and T6, the same trend was observed for capillary forces. Positive and negative correlations were observed among soil attributes. In the factor analysis, five factors were identified, notably pH, potential acidity, base saturation, Na^+ , K^+ , and percentage of exchangeable sodium. The variables soil density, sand, field capacity, available water, and Ca^{2+} distinguished the water sources. Meanwhile, potential acidity, silt, weighted mean diameter, and permanent wilting point discriminated all treatments with young leachates and T6 (one of the treatments with stabilized leachate). Microporosity, electrical conductivity, percentage of exchangeable sodium, total organic carbon, sodium, and potassium discriminated the stabilized leachates, particularly T9. The manure-water treatment was discriminated by

clay, macroporosity, pH, phosphorus, base saturation, magnesium, and cation exchange capacity at pH=7.0. The micromorphological attributes showed similarities regarding the shapes, sizes, and presence of microorganisms in the young and stabilized leachate treatments. It is concluded that vetiver grass adapts to environments with different levels of leachate contamination and has potential for use in management strategies and environmental restoration of areas degraded by municipal solid waste. Furthermore, the young leachate primarily differentiated in terms of potential acidity and water retention, as well as in soil microstructural attributes, while the stabilized leachate was associated with increased salinity/sodicity, with negative impacts on the soil's physical-hydrological, structural, microstructural, and chemical attributes, unlike the initial characterization of the leachates. The microstructure, combined with point elemental analysis, identified the predominance of quartz, aluminosilicates, and Fe and Al oxides typical of weathered soils, consistent with the kaolinitic mineralogy of the soil class under study.

Keywords: *Chrysopogon zizanioides*; Gas exchange; Chlorophyll fluorescence; Semi-arid; Landfill; Argisol; X-ray Dispersive Energy; Effluent disposal.

LISTA DE FIGURAS

ARTIGO 1

Figura 1	– Localização da área experimental no Campus Leste da Universidade Federal Rural do Semi-Árido (UFERSA), em Mossoró, Rio Grande do Norte, Brasil.....	26
Figura 2	– Valores diários de precipitação pluvial e temperatura média do ar ao longo do período experimental.....	27
Figura 3	– Esquema do delineamento experimental destacando a casualização dos blocos e tratamentos nas parcelas experimentais.....	30
Figura 4	– Imagens das medições fisiológicas com analisador portátil de gás carbônico por infravermelho (A) e medidor eletrônico de clorofila (B).....	33
Figura 5	– Valores médios e erro padrão das variáveis fisiológicas relacionadas com trocas gasosas do capim-vetiver em função das diluições de lixiviados.....	37
Figura 6	– Valores médios e erro padrão das variáveis fisiológicas relacionadas a índices de pigmentos fotossintéticos de capim-vetiver em função das diluições de lixiviados.....	38
Figura 7	– Valores médios e erro padrão das variáveis biométricas do capim-vetiver em função das diluições de lixiviados.....	39

ARTIGO 2

Figura 1	– Mapa de localização da Unidade Experimental de Reuso da Água.....	49
Figura 2	– Dados de temperatura média do ar e precipitação pluvial ao longo do período experimental.....	49
Figura 3	– Aterro sanitário da cidade de Mossoró-RN (A) e local da coleta de solo para instalação do experimento (B).....	50
Figura 4	– Sistema de tanques de recirculação de lixiviado das células do aterro sanitário, Mossoró-RN.....	52
Figura 5	– Esquema de distribuição dos blocos e das parcelas experimentais.....	53

Figura 6	–	Curvas características de retenção de água no solo para os tratamentos contendo lixiviado jovem: T1 (água de abastecimento); T2 (5 % de lixiviado jovem); T3 (10 % de lixiviado jovem); T4 (15 % c) e T5 (20 % de lixiviado jovem)58
Figura 7	–	Curvas características de retenção de água no solo para os tratamentos contendo lixiviado estabilizado: T6 (5% de lixiviado estabilizado); T7 (10% de lixiviado estabilizado); T8 (15% de lixiviado estabilizado); T9 (20% de lixiviado estabilizado) e AE.....58
Figura 8	–	Distribuição das variáveis físicas, estruturais e químicas do solo no círculo de variáveis.....63
Figura 9	–	Distribuição da nuvem de pontos com os tratamentos s: T1 (água de abastecimento); T2 (5% de lixiviado jovem); T3 (10% de LJ); T4 (15% LJ), T5 (20 % LJ); T6 (5% de lixiviado estabilizado); T7 (10% de LE); T8 (15% de LE); T9 (20% de LE) e AE.....64
Figura 10	–	Micrografias em microscopia eletrônica de varredura (MEV) com ampliação de 1.000x e 5.000x dos tratamentos. T1 (água de abastecimento); T2 (5 % de lixiviado jovem); T3 (10 % de lixiviado jovem); T4 (15 % c), T5 (20 % de lixiviado jovem); T6 (5% de lixiviado estabilizado); T7 (10% de lixiviado estabilizado); T8 (15% de lixiviado estabilizado); T9 (20% de lixiviado estabilizado); T10: AE.....65
Figura 11	–	Distribuição percentual dos principais elementos químicos da amostra obtida por MEV-EDS.....66

LISTA DE TABELAS

ARTIGO 1

Tabela 1	– Caracterização química e física de amostra de solo utilizada na cobertura do resíduo sólido urbano nas células do aterro sanitário de Mossoró	28
Tabela 2	– Caracterização físico-química da água de abastecimento, dos lixiviados e de suas respectivas diluições, obtidas através das médias de duas coletas ao longo do período experimental, com indicação dos limiares de qualidade da água para uso na irrigação.....	29
Tabela 3	– Resumo da análise variância das variáveis fisiológicas e biométricas de capim-vetiver cultivado com cinco proporções de duas qualidades de lixiviado de aterro sanitário.....	35

ARTIGO 2

Tabela 1	– Características químicas e físicas do solo do aterro sanitário utilizado no experimento.....	52
Tabela 2	– Parâmetros das curvas de retenção de água no solo, capacidade de campo, ponto de murcha permanente, água disponível, coeficiente de determinação da regressão linear dos tratamentos em estudo.....	59
Tabela 3	– Matriz de correlação de Pearson dos atributos do solo.....	61
Tabela 4	– Cargas fatoriais extraídas ($>0,70$) dos atributos do solo e suas respectivas cargas fatoriais, autovalores, variância total e acumulada nos tratamentos com lixiviados.....	62
Tabela 5	– Composição química elementar da amostra obtida por MEV-EDS a partir do espectro de soma de mapas.....	67

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO GERAL	16
REFERÊNCIAS.....	18
ARTIGO 1: ASPECTOS FISIOLÓGICOS E BIOMÉTRICOS DO CAPIM-VETIVER CULTIVADO EM ARGISSOLO IRRIGADO COM LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO	20
1 INTRODUÇÃO.....	23
2 MATERIAL E MÉTODOS	25
2.1 Localização do experimento e clima.....	25
2.2 Caracterização do solo, lixiviados e água de abastecimentos utilizados nos ensaios experimentais.....	27
2.3 Delineamento experimental.....	29
2.4 Preparo das mudas e vasos	30
2.5 Manejo da aplicação das diluições	31
2.6 Variáveis analisadas	31
2.7 Análise estatística	33
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	34
3.1 Análise de regressão e gráfica das variáveis fisiológicas e biométricas.....	36
4 CONCLUSÕES.....	40
REFERÊNCIAS.....	41
ARTIGO 2. INTER-RELAÇÕES DOS ATRIBUTOS DO SOLO, MICROESTRUTURA E COMPOSIÇÃO ELEMENTAR PONTUAL EM ARGISSOLO CULTIVADO COM CAPIM-VETIVER IRRIGADO COM LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO.....	44
1 INTRODUÇÃO.....	47
2 MATERIAL E MÉTODOS	48
2.1 Descrição da área de estudo.....	48
2.2 Descrição do local de coleta e amostragem do solo para instalação do ensaio experimental	50

2.3 Beneficiamento do solo para caracterização inicial dos atributos físicos e químicos...	51
2.4 Caracterização da água de abastecimento, lixiviados e suas diluições.....	52
2.5 Montagem e condução do experimento.....	53
2.6 Atributos físico-hídricos do solo analisados no fim do experimento.....	54
2.7 Atributos químicos do solo analisados no fim do experimento.....	56
2.8 Microscopia eletrônica de varredura (MEV) e Espectroscopia por Dispersão de Energia de Raios-X (EDS).....	56
2.9 Análise estatística multivariada dos resultados	57
3 RESULTADOS	57
3.1 Curvas de retenção de água no solo.....	57
3.2 Matriz de correlação, análise fatorial e análise de componentes principais.....	60
3.3 Micromorfologia do solo via microscopia eletrônica de varredura (MEV)	64
4 DISCUSSÃO	67
4.1 Curva de retenção de água no solo	67
4.2 Matriz de correlação, análise fatorial e análise de componentes principais.....	69
4.3 Caracterização por MEV-EDS	70
5 CONCLUSÃO	74
REFERÊNCIAS.....	76

1 INTRODUÇÃO GERAL

Com a urbanização e a consolidação de um cenário em que mais da metade da população mundial reside em áreas urbanas, a gestão de resíduos sólidos urbanos (RSU) tornou-se um desafio para a sustentabilidade das cidades (Gupta; Yadav; Kumar, 2015). Apesar dos avanços e esforços em escala global, persistem disparidades regionais expressivas na cobertura e na eficiência dos serviços de coleta de resíduos urbanos, evidenciando desigualdades estruturais relacionadas à infraestrutura, à governança e ao acesso a serviços básicos (Undesa, 2025; UNEP, 2024).

Nesse contexto, os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) são especialmente relevantes para orientar políticas públicas e estratégias de gestão visando à sustentabilidade urbana. A relação entre a gestão de resíduos e os ODS tem sido objeto de crescente atenção na literatura acadêmica. Revisão sistemática conduzida por Ram e Bracci (2024) demonstrou que as práticas de manejo de resíduos sólidos se conectam diretamente com metas específicas de diversos ODS, particularmente aqueles relacionados à saúde (ODS 3), água potável e saneamento (ODS 6), cidades e comunidades sustentáveis (ODS 11), consumo e produção responsáveis (ODS 12) e ação climática (ODS 13). Em conjunto, esses objetivos reforçam a necessidade de aprimorar a geração, o manejo, o tratamento e a destinação final ambientalmente adequada dos RSU.

No Brasil, a geração de RSU tem acompanhado a expansão do consumo e o crescimento populacional, superando 81 milhões de toneladas em 2024 e consolidando o país como o maior gerador da América Latina. Nesse contexto, a Região Nordeste destaca-se como a segunda maior geradora, respondendo por 24,7% do total nacional. Entretanto, a destinação final ainda constitui um gargalo: estima-se que 39,15% dos resíduos coletados (28,1 milhões de toneladas) sejam encaminhados para disposição inadequada, incluindo aterros a céu aberto e aterros controlados (Abrema, 2025).

Um dos principais desafios ambientais nos aterros sanitários refere-se à geração, ao tratamento e à disposição final do lixiviado. Esse efluente líquido é formado principalmente pela percolação da água de chuva por meio dos RSU e apresenta elevado potencial de contaminação do solo e das águas superficiais e subterrâneas, em razão de sua composição complexa (Abd El-Salam; Abu-Zuid, 2015), apresentando sérias limitações ao uso agropecuário (Kabir *et al.*, 2023; Chaerul *et al.*, 2025).

A presença de metais pesados nos lixiviados de aterros sanitários constitui fator crítico que inviabiliza seu uso direto na agricultura. Esses poluentes comprometem a segurança alimentar por meio da bioacumulação em plantas e animais, representando riscos significativos à saúde humana (Hou *et al.*, 2025). Apesar disso, existem critérios definidos de instalação e disposição ordenada de rejeitos em aterro sanitário, como a Resolução ANA nº 187 (BRASIL, 2024).

Nesse contexto, os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) são especialmente relevantes para orientar políticas públicas e estratégias de gestão visando à sustentabilidade urbana. A relação entre a gestão de resíduos e os ODS tem sido objeto de crescente atenção na literatura acadêmica. Revisão sistemática conduzida por Ram e Bracci (2024) demonstrou que as práticas de manejo de resíduos sólidos se conectam diretamente com metas específicas de diversos ODS, particularmente aqueles relacionados à saúde (ODS 3), água potável e saneamento (ODS 6), cidades e comunidades sustentáveis (ODS 11), consumo e produção responsáveis (ODS 12) e ação climática (ODS 13). Em conjunto, esses objetivos reforçam a necessidade de aprimorar a geração, o manejo, o tratamento e a destinação final ambientalmente adequada dos RSU.

Aliado a isso, a utilização de plantas com potencial fitotolerante e remediador, como o capim-vetiver (*Chrysopogon zizanioides*), gramínea perene de crescimento vertical, que pode atingir cerca de 2 m de altura e desenvolver raízes profundas (até 5 m), constitui como estratégia promissora para remediar áreas contaminadas por resíduos sólidos urbanos em aterro sanitário (Ramos-Arcos *et al.* 2019; Dorafshan *et al.*, 2023; Fasani *et al.*, 2019).

Estudos que abordem aspectos fisiológicos e biométricos com lixiviados de aterro sanitário são escassos na literatura. A presente pesquisa buscou sanar lacunas a serem investigadas; além disso, os principais resultados apresentaram potencial para gerar subsídios técnicos voltados à recuperação da qualidade do solo e compreensão das inter-relações de seus atributos em áreas de disposição inadequada de resíduos (aterros a céu aberto) ainda presentes em grande número no território brasileiro.

Diante do exposto, o presente estudo gerou dois artigos tendo como objetivos: (1) avaliar aspectos fisiológicos e biométricos do capim-vetiver irrigado com diferentes proporções de dois lixiviados (lixiviado jovem e lixiviado estabilizado), e (2) investigar as inter-relações entre os atributos físico-hídricos, químicos, bem como a microestrutura e a composição elementar pontual de um Argissolo irrigado com lixiviados de aterro sanitário cultivado com capim-vetiver.

REFERÊNCIAS

ABD EL-SALAM, Magda M.; ABU-ZUID, Gaber I. Impact of landfill leachate on the groundwater quality: A case study in Egypt. **Journal of Advanced Research**, v. 6, n. 4, p. 579-586, 2015.

ABREMA (Associação Brasileira de Resíduos e Meio Ambiente). **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2024**. São Paulo: Abrema, 2025. Disponível em: <https://www.abrema.org.br/panorama/>. Acesso em: 26 fev. 2026.

BRASIL. **Resolução ANA nº 187, de 19 de março de 2024**. Aprova a Norma de Referência nº 7/2024 para a regulação dos serviços públicos de saneamento básico... Diário Oficial da União: seção 1, Brasília, DF, n. 56, p. 83, 21 mar. 2024. Disponível em: <https://www.gov.br/ana/pt-br/legislacao/resolucoes/resolucoes-regulatorias/2024/187>. Acesso em: 26 fev. 2026.

CHAERUL, Mochammad; KHAIRUNNISA, Mutiara; KOOTATEP, Thammarat. From waste to growth: Evaluating leachate sludge for sustainable plant cultivation. **Environmental Challenges**, v. 20, p. 101256, set. 2025. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envc.2025.101256>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2667010025001751>. Acesso em: 26 fev. 2026.

DORAFSHAN, Mohammad Mahdi; ABEDI-KOUPAI, Jahangir; ESLAMIAN, Saeid; AMIRI, Mohammad Javad. Vetiver Grass (*Chrysopogon zizanioides* L.): A Hyper-Accumulator Crop for Bioremediation of Unconventional Water. **Sustainability**, v. 15, n. 4, p. 3529, 2023. DOI: 10.3390/su15043529. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2071-1050/15/4/3529>. Acesso em: 26 fev. 2026.

FASANI, E. *et al.* Phytoremediatory efficiency of *Chrysopogon zizanioides* in the treatment of landfill leachate: a case study. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 26, n. 10, p. 10057–10069, abr. 2019. DOI: 10.1007/s11356-019-04505-7.

GUPTA, N.; YADAV, K. K.; KUMAR, V. A review on current status of municipal solid waste management in India. **Journal of Environmental Sciences**, v. 37, p. 206-217, 2015.

HOU, Deyi *et al.* Global soil pollution by toxic metals threatens agriculture and human health. **Science**, v. 388, n. 6744, p. 316-321, 2025. DOI: 10.1126/science.adr5214. Disponível em: https://rau.repository.guilde.ac.uk/id/eprint/16965/1/adr5214_CombinedPDF_v3%20%281%29.pdf. Acesso em: 26 fev. 2026.

KABIR, Mosarrat Samiha *et al.* Microplastics in landfill leachate: Sources, detection, occurrence, and removal. **Environmental Science and Ecotechnology**, v. 16, p. 100256, out. 2023. DOI: 10.1016/j.ese.2023.100256. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2666498423000275>. Acesso em: 26 fev. 2026.

RAM, Meetha; BRACCI, Enrico. Waste Management, Waste Indicators and the Relationship with Sustainable Development Goals (SDGs): A Systematic Literature Review. **Sustainability**, v. 16, n. 19, p. 8486, 2024. DOI: 10.3390/su16198486.

RAMOS-ARCOS, S. A. *et al.* Phytoremediation of landfill leachate using vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) and cattail (*Typha latifolia*). **Applied Ecology and Environmental Research**, v. 17, n. 2, p. 2619-2630, 2019. DOI: 10.15666/aeer/1702_26192630. Disponível em: https://www.aloki.hu/pdf/1702_26192630.pdf. Acesso em: 26 fev. 2026.

UNDESA (United Nations Department of Economic and Social Affairs). **World Urbanization Prospects: The 2025 Revision**. New York: United Nations, 2025. Disponível em: <https://www.un.org/development/desa/pd/world-urbanization-prospects-2025>. Acesso em: 26 fev. 2026.

UNEP (United Nations Environment Programme). **Global Waste Management Outlook 2024**. Nairobi: UNEP, 2024. Disponível em: <https://www.unep.org/resources/global-waste-management-outlook-2024>. Acesso em: 26 fev. 2026.

ARTIGO 1: ASPECTOS FISIOLÓGICOS E BIOMÉTRICOS DO CAPIM-VETIVER CULTIVADO EM ARGISSOLO IRRIGADO COM LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO

RESUMO

No Brasil, o aumento da geração de resíduos sólidos urbanos (RSU) e a persistência de formas inadequadas de disposição final elevam os riscos ambientais, principalmente devido à produção de lixiviados com potencial de contaminação do solo e de recursos hídricos. Nesse contexto, o capim-vetiver surge como alternativa promissora para recuperação de áreas degradadas, embora ainda existam lacunas na avaliação integrada de suas respostas fisiológicas e biométricas quando cultivado com lixiviados em diferentes estágios de estabilização. Assim, o presente estudo avaliou respostas fisiológicas e biométricas de irrigado com diferentes proporções de lixiviados jovem e estabilizado, simulando condições de recuperação de solos contaminados em áreas de disposição inadequada de resíduos sólidos. Para isso, o experimento foi conduzido no delineamento em blocos casualizados com esquema fatorial 5×2 , com cinco repetições, totalizando 50 unidades experimentais. Os tratamentos consistiram em diluições de 0, 5, 10, 15 e 20% de lixiviados jovem e estabilizado em água de abastecimento, sem adubação complementar. Os resultados indicaram que apenas 13% das variáveis apresentaram interação entre as diluições e os tipos de lixiviado. Portanto, a condutividade elétrica, bem como os íons e elementos potencialmente determinantes do estresse osmótico e iônico (K^+ , Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Cl^- , CO_3^{2-} e HCO_3^-), além de Zn, Fe e Mn, definiram ambientes osmóticos e iônicos distintos entre lixiviados e diluições, afetando de forma diferenciada a transferência de energia e a eficiência fotoquímica do fotossistema II. Isso ajuda a explicar por que as fluorescências inicial e máxima foram sensíveis à interação. Em relação ao fator isolado diluições, observou-se efeito significativo em 33% das variáveis fisiológicas, com respostas detectáveis nos parâmetros transpiração, condutância estomática, eficiência do uso da água e fluorescências média e variável. O fator diluições exerceu influência expressiva sobre o crescimento vegetal, uma vez que 100% das variáveis biométricas (altura de plantas, número de perfilhos, massa fresca, massa seca e porcentagem de massa seca) foram significativamente afetadas. Entretanto, ao avaliar o fator isolado tipos de lixiviado, verificou-se que apenas 13% das variáveis fisiológicas (fluorescências média e variável) e 20% das variáveis biométricas (massa fresca) apresentaram diferenças. De modo geral, os resultados demonstram a capacidade de adaptação do capim-

vetiver a ambientes com diferentes níveis de contaminação por lixiviado, reforçando seu potencial de uso em estratégias de manejo e recuperação ambiental de áreas degradadas por resíduos sólidos urbanos.

Palavras-chaves: Lixiviado de aterro; *Chrysopogon zizanioides*; trocas gasosas; fluorescência da clorofila; crescimento vegetal; soluções baseadas na natureza.

ABSTRACT

In Brazil, the increase in municipal solid waste (MSW) generation and the persistence of inadequate disposal methods heighten environmental risks, primarily due to the production of leachate that has the potential to contaminate soil and water resources. In this context, vetiver grass emerges as a promising alternative for the restoration of degraded areas, although gaps remain in the integrated assessment of its physiological and biometric responses when grown with leachate at different stages of stabilization. Thus, the present study evaluated the physiological and biometric responses of vetiver grass irrigated with different proportions of young and stabilized leachate, simulating conditions for the remediation of contaminated soils in areas of improper solid waste disposal. To this end, the experiment was conducted using a randomized block design with a 5×2 factorial scheme, with five replicates, totaling 50 experimental units. The treatments consisted of dilutions of 0, 5, 10, 15, and 20% of fresh and stabilized leachate in tap water, without supplemental fertilization. The results indicated that only 13% of the variables showed an interaction between the dilutions and the types of leachate. Therefore, electrical conductivity, as well as the ions and elements potentially determining osmotic and ionic stress—, K^+ , Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Cl^- , CO_3^{2-} , and HCO_3^- — in addition to Zn, Fe, and Mn, defined distinct osmotic and ionic environments between leachates and dilutions, differentially affecting energy transfer and the photochemical efficiency of photosystem II. This helps explain why initial and maximum fluorescence were sensitive to the interaction. Regarding the isolated dilution factor, a significant effect was observed in 33% of the physiological variables, with detectable responses in the parameters of transpiration, stomatal conductance, water use efficiency, and mean and variable fluorescence. The dilutions factor exerted a significant influence on plant growth, since 100% of the biometric variables (plant height, number of tillers, fresh mass, dry mass, and percentage of dry mass) were significantly affected. However, when evaluating the leachate type factor in isolation, it was found that only 13% of the physiological variables (mean and variable fluorescence) and 20% of the biometric variables (fresh mass) showed differences. Overall, the results demonstrate vetiver grass's ability to adapt to environments with different levels of leachate contamination, reinforcing its potential for use in management strategies and environmental restoration of areas degraded by municipal solid waste.

Keywords: Landfill leachate; *Chrysopogon zizanioides*; gas exchange; chlorophyll fluorescence; plant growth; nature-based solutions.

1 INTRODUÇÃO

Com a rápida urbanização e a consolidação de um cenário em que mais da metade da população mundial reside em áreas urbanas, a gestão de resíduos sólidos urbanos (RSU) tornou-se um desafio central para a sustentabilidade das cidades (Gupta; Yadav; Kumar, 2015). Apesar dos avanços e esforços em escala global, persistem disparidades regionais expressivas na cobertura e na eficiência dos serviços de coleta, evidenciando desigualdades estruturais relacionadas à infraestrutura, à governança e ao acesso a serviços básicos (Undesa, 2025; Velis *et al.*, 2023).

Nesse contexto, sete Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) são especialmente relevantes para orientar políticas públicas e estratégias de gestão voltadas à sustentabilidade urbana: ODS 1 (acesso a serviços básicos), ODS 3 (impactos da poluição na saúde), ODS 6 (saneamento e higiene), ODS 11 (qualidade do ar e gestão de resíduos municipais), ODS 12 (redução da geração de resíduos por prevenção, reciclagem e reutilização), ODS 13 (educação e sensibilização climática) e ODS 14 (redução da poluição marinha). Em conjunto, esses objetivos reforçam a necessidade de aprimorar a geração, o manejo, o tratamento e a destinação final ambientalmente adequada dos RSU (Brasil, 2010; Brasil, 2022; Ram; Bracci; 2024).

No Brasil, a geração de RSU tem acompanhado a expansão do consumo e o crescimento populacional, superando 81 milhões de toneladas em 2024 e consolidando o país como o maior gerador da América Latina. Nesse contexto, a Região Nordeste destaca-se como a segunda maior geradora, respondendo por 24,7% do total nacional.

Entretanto, a destinação final ainda constitui um gargalo: estima-se que 39,15% dos resíduos coletados (28,1 milhões de toneladas) seja encaminhado para disposição inadequada, incluindo aterros à céu aberto e aterros controlados. Ainda assim, a maior parcela do RSU coletado (60,85%) é destinada de forma ambientalmente adequada em aterros sanitários (Abrema, 2025).

Tanto em aterros a céu aberto quanto em aterros controlados e aterros sanitários, um dos principais desafios ambientais refere-se à geração, ao tratamento e à disposição final do lixiviado. Esse efluente líquido é gerado, principalmente, pela percolação da água de chuva através dos RSU, resultando em um líquido com elevada carga orgânica e inorgânica e

significativo potencial de contaminação do solo e das águas superficiais e subterrâneas (Podlasek *et al.*, 2023).

Em geral, o lixiviado pode conter matéria orgânica dissolvida (carbono orgânico e ácidos graxos), espécies inorgânicas (cloretos, amônio, fosfatos e nitratos), metais potencialmente tóxicos (chumbo, cádmio, cromo, níquel, cobre e zinco) e compostos orgânicos xenobióticos (benzeno, fenóis e ftalatos). Contudo, sua composição varia de forma significativa e depende, sobretudo, da idade do aterro, da natureza dos resíduos, das condições climáticas, da temperatura, do regime hidrológico e das práticas operacionais adotadas (Lindamulla *et al.*, 2022).

O risco de contaminação ambiental torna-se particularmente crítico em aterros a céu aberto e controlados, que, em muitos casos, não dispõem de sistemas adequados de impermeabilização, nem de infraestrutura para coleta e tratamento do lixiviado. Entretanto, nos aterros sanitários, tais barreiras e controles ambientais constituem componentes essenciais do projeto e da operação, com o objetivo de minimizar a percolação e mitigar a migração de contaminantes (Yu; Rowe, 2020; Ozbay *et al.*, 2021). Adicionalmente, a Resolução ANA nº 187 (Brasil, 2024) define aterro sanitário como instalação projetada para a disposição ordenada de rejeitos, sobre base impermeabilizada e equipada com sistemas de drenagem e manejo de lixiviado, gases e águas pluviais. Sua operação segue princípios de engenharia para confinar os resíduos na menor área possível, reduzir seu volume e controlar emissões e infiltrações, com cobertura diária.

O capim vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) é uma gramínea perene de crescimento vertical, que pode atingir cerca de 2 m de altura e desenvolver raízes profundas, até 5 m. Devido ao seu sistema radicular extenso e à elevada tolerância a condições edáficas e climáticas adversas, incluindo altas concentrações de metais tóxicos, tem sido amplamente estudada para aplicações na remediação de áreas contaminadas e tratamento de lixiviados (Fasani *et al.*, 2019; Toscano Mouthon; Tejeda-Benitez; Marimón-Bolívar, 2026).

Por outro lado, as evidências disponíveis sugerem que ainda são relativamente escassos os estudos que quantificam, de forma integrada, respostas fisiológicas e biométricas de capim-vetiver cultivado com lixiviados de aterro, em comparação com a literatura que se concentra no desempenho de tratamento/remediação (Pazoki *et al.*, 2014; Ramos-Arcos *et al.*, 2019; Alberto *et al.*, 2022; Perera; Yatawara, 2021). Assim, persiste uma lacuna relevante a ser investigada, com potencial para gerar subsídios técnicos voltados à recuperação da qualidade do solo em

áreas de disposição inadequada de resíduos (aterros a céu aberto), ainda presentes em grande número no território brasileiro.

Diante do exposto, a hipótese do estudo é a seguinte: A irrigação de capim-vetiver com proporções de dois lixiviados de aterro, simulando condições de áreas de disposição inadequada, altera de forma dependente da proporção e da qualidade do lixiviado o desempenho fotossintético e fisiológico da planta, refletindo-se em variações biométricas, suscitando, portanto a pergunta: Qual concentração e tipo de lixiviado tendem a manter a funcionalidade fisiológica em níveis compatíveis com as variáveis biométricas demonstrando sua tolerância a ambientes de disposição de resíduos sólidos urbanos?

Por fim, o presente estudo teve como objetivo avaliar aspectos fisiológicos e biométricos de capim-vetiver irrigado com diferentes proporções de dois lixiviados, em áreas de disposição inadequada de resíduos a céu aberto.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Localização do experimento e clima

O experimento foi conduzido entre setembro de 2023 a junho de 2024, em área experimental em campo aberto, com aproximadamente 800 m², localizada no Campus Leste da Universidade Federal Rural do Semi-Árido (UFERSA), em Mossoró, Rio Grande do Norte, Brasil (5°12'30" S; 37°19'08" O; 21 m de altitude), conforme apresentado na Figura 1.

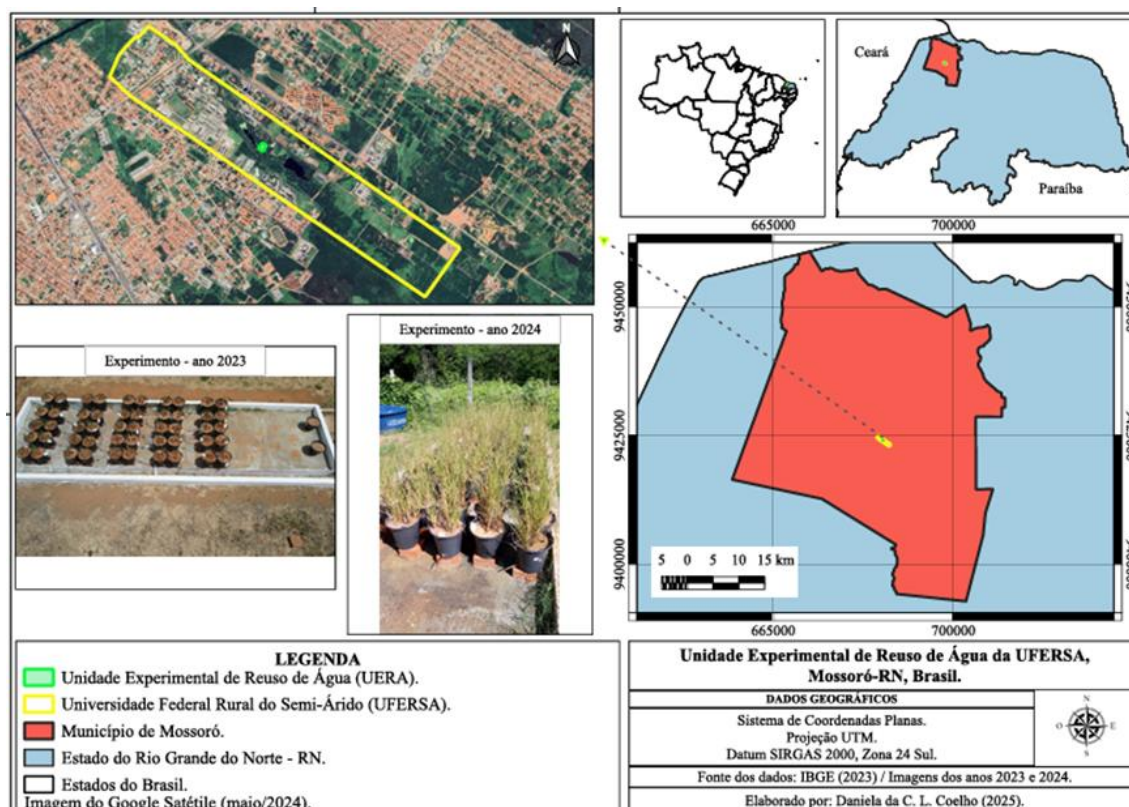


Figura 1. Localização da área experimental no Campus Leste da Universidade Federal Rural do Semi-Árido (UFERSA), em Mossoró, Rio Grande do Norte, Brasil. Fonte: O autor (2026). Fonte: O autor (2026).

De acordo com a classificação climática de Köppen, o clima do município é do tipo BSh, caracterizado como semiárido, quente e seco (Dubreuil *et al.*, 2018). Durante o período experimental, foram monitoradas as condições climáticas, incluindo precipitação, temperatura do ar e umidade relativa, a fim de garantir o controle das variáveis ambientais que poderiam influenciar no desenvolvimento das plantas. A precipitação pluvial acumulada foi de 996,63 mm e a temperatura média do ar de 28,39 °C. Os valores diários de precipitação pluvial e de temperatura média do ar ao longo do experimento são apresentados na Figura 2.

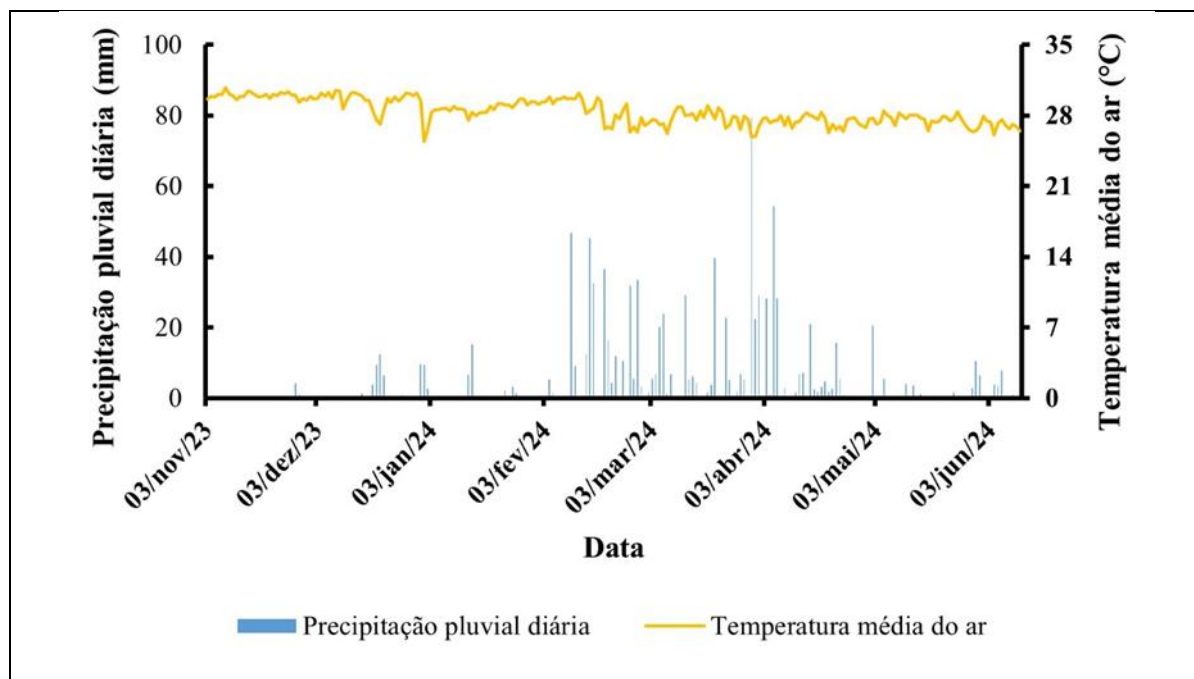


Figura 2. Valores diários de precipitação pluvial e temperatura média do ar ao longo do período experimental. Fonte: O autor (2026).

2.2 Caracterização do solo, lixiviados e água de abastecimentos utilizados nos ensaios experimentais

O solo utilizado no experimento foi classificado como Argissolo, de acordo com o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos, correspondendo a Ultisols na *Soil Taxonomy* (Santos *et al.*, 2025), coletado na área de retirada de solo para a cobertura de células do aterro sanitário de Mossoró-RN. Para a condução do ensaio experimental, foram coletados aproximadamente 800 kg de solo, proveniente do processo de escavação e mistura de horizontes do solo utilizado para cobertura dos resíduos no aterro sanitário, os quais foram devidamente transportados para a área experimental da Universidade Federal Rural do Semi-Árido (UFERSA), Campus Mossoró. A partir desse montante, foi obtida uma amostra composta deformada com aproximadamente 1 kg, destinada à caracterização físico-química do solo. Inicialmente, a amostra foi submetida à secagem ao ar, seguida de destorroamento e peneiramento em malha de 2 mm, obtendo-se a terra fina seca ao ar (TFSA), conforme os procedimentos recomendados pela Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – EMBRAPA (Teixeira *et al.*, 2017). A caracterização físico-química do solo foi realizada conforme metodologias padronizadas, incluindo análise granulométrica, pH, condutividade elétrica e determinação do complexo sortivo, realizadas no Laboratório de Análise de Solo, Água e Planta

(LASAP) da UFERSA, e os resultados obtidos estão apresentados na Tabela 1, seguindo a metodologia descrita por Teixeira *et al.* (2017).

Tabela 1. Caracterização química e física de amostra de solo utilizada na cobertura do resíduo sólido urbano nas células do aterro sanitário de Mossoró, RN.

pH	Na ⁺	K ⁺	P	Ca ²⁺	Mg ²⁺	H + Al	SB	CTC	V	PST
	mg dm ⁻³						cmol _c dm ⁻³		%	
Água										
7,57	39,34	26,68	0,83	8,08	7,60	0,00	15,91	16,23	98,08	1,16
CE	Areia			Silte		Argila		Classe textural		
dS m ⁻¹				kg kg ⁻¹						
0,09	0,65			0,08		0,27		Franco Argilo Arenoso		

Fonte: O autor (2026). **Nota:** H + Al – Acidez potencial; CTC – Capacidade de troca catiônica; V – Saturação por bases; e PST – Porcentagem de sódio trocável.

Também no aterro sanitário de Mossoró foram feitas duas coletas de 200 L, ao longo do período experimental, em container gradeado IBC com tampa de 1000 L, de lixiviados com duas idades: L1 - lixiviado jovem com até cinco anos e L2 - lixiviado estabilizado com mais de dez anos, segundo a classificação de Lindamulla *et al.* (2022). Na área experimental da UFERSA (Figura 1), os lixiviados jovem e estabilizado foram armazenados em reservatórios de polietileno com tampa de 310 L, permanecendo tampados por todo o período experimental.

Por sua vez, a água de abastecimento (AA) foi proveniente da rede da Companhia de Águas e Esgotos do Rio Grande do Norte, resultante do fornecimento individual ou da mistura entre água subterrânea de poços profundos (> 1000 m), captada no Aquífero Açu, no município de Mossoró-RN, e água superficial do reservatório Armando Ribeiro Gonçalves, no município de Açu-RN (Reges *et al.*, 2025).

Adicionou-se AA a ambos os lixiviados, com o objetivo de obter as diluições de L1 (5, 10, 15 e 20%) e L2 (5, 10, 15 e 20%) de modo que a salinidade final não excedesse o limiar de 20 dS m⁻¹ para *Chrysopogon zizanioides*, adotando-se como referência uma água de fertirrigação com condutividade elétrica de 19,64 dS m⁻¹ (Cuong; van Minh; Truong, 2015).

Durante o período experimental, foram realizadas duas coletas de amostras de AA, L1, L2 e suas respectivas diluições, utilizando frascos de polietileno de 1 L. Em seguida, as análises físico-químicas descritas na Tabela 2 foram realizadas no Laboratório de Análises de Solo, Água e Planta (LASAP/UFERSA), conforme metodologias da EMBRAPA (Parron; Muniz; Pereira, 2011).

Tabela 2. Caracterização físico-química da água de abastecimento, dos lixiviados e de suas respectivas diluições, obtidas através das médias de duas coletas ao longo do período experimental, com indicação dos limiares de qualidade da água para uso na irrigação.

Fluidos contidos nas diluições	pH	CE	K ⁺	Na ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Cl ⁻	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	RAS
	-	dSm ⁻¹	-----mmolcL ⁻¹ -----							
AA (D1 e D6)	8,60	0,90	0,20	2,60	3,30	2,60	8,00	0,30	2,40	1,50
L1	8,80	74,10	51,60	160,60	22,80	15,10	172,00	25,00	36,00	36,90
L2	9,20	35,50	34,30	104,60	10,40	8,10	87,00	14,00	53,00	34,00
Diluições (D)	pH	CE	K ⁺	Na ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Cl ⁻	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	RAS
	-	dSm ⁻¹	-----mmolcL ⁻¹ -----							
D2 (95%AA+5% L1)	6,10	2,48	7,07	22,69	3,53	1,76	19,00	0,00	5,41	13,95
D7 (95%AA+5%L2)	6,70	3,07	10,96	28,86	2,75	3,11	22,20	0,00	11,58	16,86
D3 (90%AA+10%T8)	8,89	6,82	23,55	67,37	4,19	2,68	61,00	0,00	12,50	36,35
D8 (90%AA+10%L2)	9,56	5,29	21,14	52,19	2,22	6,01	38,00	2,90	13,92	25,73
D4 (85%AA+15% L1)	8,88	6,06	21,95	62,75	3,57	1,35	52,80	0,00	7,75	59,56
D9 (85%AA+15%L2)	9,57	7,84	32,26	76,39	4,90	5,80	59,00	2,86	1,92	33,03
D5 (80%AA+20% L1)	8,89	8,04	77,07	66,14	4,53	3,51	69,80	0,00	17,07	44,10
D10 (80%AA+20%L2)	9,58	10,63	54,62	121,29	6,31	7,64	90,00	3,92	2,97	45,92
Limiar	6,5-8,0 ⁽¹⁾	>3,0 ⁽¹⁾	-	>9,0 ⁽¹⁾	>22,45 ⁽²⁾	>7,41 ⁽²⁾	⁽¹⁾	-	>8,5 ⁽¹⁾	≤10 ⁽³⁾

Fonte: O autor (2026). AA – Água de abastecimento; T - L1 - Lixiviado jovem; L2 – Lixiviado estabilizado; CE – Condutividade elétrica; RAS – Razão de adsorção de sódio. ⁽¹⁾ Limiares da FAO para parâmetros com importância agrônômica na irrigação agrícola (Drechsel; Marjani Zadeh; Pedrero, 2023); ⁽²⁾ Limiares de qualidade da água para irrigação localizada (Capra; Scicolone, 1998); e ⁽³⁾ Limiares de qualidade de água para irrigação (Richards, 1954).

2.3 Delineamento experimental

O experimento foi conduzido em delineamento em blocos casualizados, com dez tratamentos e cinco repetições (Figura 3), totalizando 50 parcelas experimentais. Adotou-se um esquema fatorial 5 × 2, no qual o primeiro fator correspondeu às diluições do lixiviado (0, 5, 10, 15 e 20%) e o segundo fator, aos tipos de lixiviado (L1 e L2). Destaca-se que os tratamentos consistiram com diferentes proporções na diluição de lixiviado jovem (L1) e de lixiviado estabilizado (L2) em água de abastecimento (AA), sem adição de fertilizante, a fim de avaliar exclusivamente os efeitos do lixiviado sobre as plantas. Assim, os tratamentos avaliados foram:

D1 (controle de L1) – 100% AA + 0% L1; D2 – 95% AA + 5% L1; D3 – 90% AA + 10% L1; D4 – 85% AA + 15% L1; D5 – 80% AA + 20% L1; D6 (controle de L2) – 100% AA + 0% L2; D7 – 95% AA + 5% L2; D8 – 90% AA + 10% L2; D9 – 85% AA + 15% L2; e D10 – 80% AA + 20% L2.

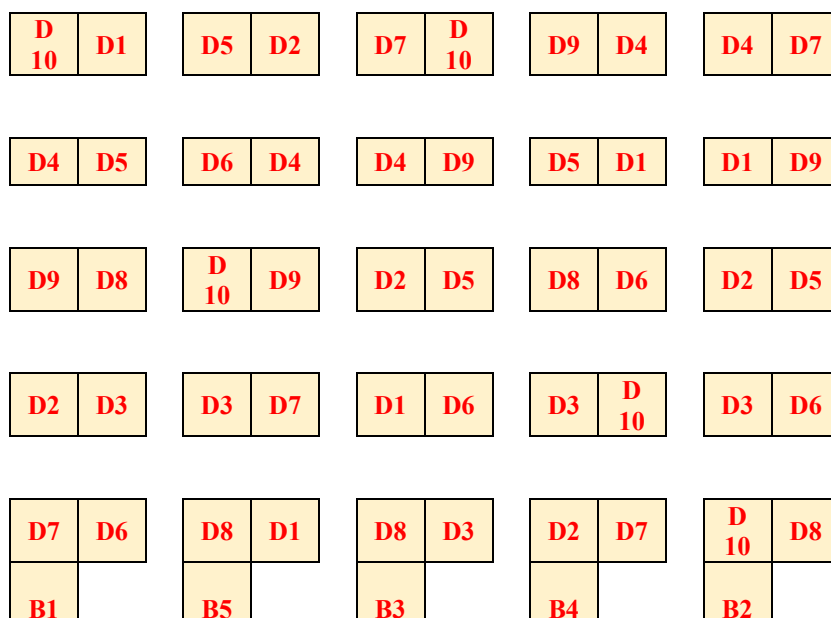


Figura 3. Esquema do delineamento experimental destacando a casualização dos blocos e tratamentos nas parcelas experimentais. Fonte: O autor (2026).

2.4 Preparo das mudas e vasos

As mudas foram preparadas a partir de plantas de capim-vetiver coletadas no Parque Municipal de Mossoró. Para preparo das mudas, foram separados perfilhos das touceiras e, em seguida, foram padronizadas com altura da parte aérea de 20 cm e 5 cm de comprimento de raízes. As mudas foram colocadas em baldes de 10 L com AA (controle), L1 e L2 para aclimação em condições de campo, durante 20 dias (Zhang; Rengel; Meney, 2010).

Após o período de adaptação, as mudas de *Chrysopogon zizanioides* foram transplantadas para 50 vasos de 10 L. No fundo de cada vaso, instalou-se uma camada de brita nº 1 de gnaiss (9,5–19,0 mm) sobre a qual havia uma camada de areia grossa lavada (2,0–4,8 mm), constituindo o sistema de drenagem. Na base do vaso, foi acoplado um conector para microtubo (4/7 mm) para condução do efluente drenado, o qual foi coletado e armazenado em recipiente de polietileno de 1 L. Em seguida, os vasos foram preenchidos com solo do aterro sanitário de Mossoró até aproximadamente 5 cm abaixo da borda superior, sendo transplantadas cinco mudas por vaso.

2.5 Manejo da aplicação das diluições

As mudas de capim-vetiver passaram por um período inicial de 20 dias, durante o qual foram irrigadas exclusivamente com água de abastecimento (AA), visando à aclimação e ao adequado pegamento das plantas. Após esse período, iniciou-se a aplicação dos tratamentos, consistindo em diferentes diluições de L1, L2 e AA, realizadas manualmente com o auxílio de uma proveta volumétrica graduada de 1 L. As irrigações foram efetuadas a cada dois dias, com base nos valores diários da evapotranspiração da cultura (ETc). A aplicação dos tratamentos foi suspensa durante os dias de precipitação pluvial mais intensa, registrados nos meses de fevereiro, março e abril de 2024, os quais foram responsáveis por aproximadamente 83% da precipitação acumulada ao longo de todo o período experimental.

Ao longo do período experimental, a lâmina bruta total de irrigação foi de 527,63 mm, a qual, somada à precipitação pluvial acumulada (996,63 mm), resultou em um aporte hídrico total de 1.524,26 mm.

2.6 Variáveis analisadas

As variáveis fisiológicas foram avaliadas aos 190 dias após o transplântio (DAT), incluindo parâmetros relacionados à eficiência fotossintética, como fluorescência da clorofila. Enquanto, aos 220 DAT, procedeu-se às avaliações das variáveis biométricas de *Chrysopogon zizanioides* cultivado sob diferentes diluições de lixo de aterro sanitário, incluindo número de perfilhos e produção de biomassa.

As variáveis fisiológicas, diretamente relacionadas à assimilação de carbono e às trocas gasosas, foram mensuradas entre 7h00 e 9h00, em dia de céu claro (Oliveira *et al.*, 2025). Foram avaliadas a concentração interna de CO₂ (C_i, ppm), a fotossíntese líquida (A, $\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$), a condutância estomática (G_s, $\text{mol H}_2\text{O m}^{-2} \text{ s}^{-1}$), a transpiração (E, $\text{mmol H}_2\text{O m}^{-2} \text{ s}^{-1}$). A partir dessas variáveis, calcularam-se a eficiência instantânea do uso da água ($\text{EUA} = A/E$, $\mu\text{mol CO}_2 \text{ mmol}^{-1} \text{ H}_2\text{O}$), a eficiência intrínseca do uso da água ($\text{EiUA} = A/g_s$, $\mu\text{mol CO}_2 \text{ mol}^{-1} \text{ H}_2\text{O}$) e a eficiência instantânea de carboxilação ($\text{EIC} = A/C_i$, adimensional). As avaliações foram realizadas em duas folhas jovens e totalmente expandidas, localizadas no terço superior de cada planta, utilizando um analisador portátil de gás carbônico por infravermelho (IRGA), modelo GFS-3000 (Walz, Alemanha). As configurações do IRGA foram definidas da seguinte forma: temperatura de 25 °C; umidade relativa de 60%; vazão de 750 $\mu\text{mol min}^{-1}$; intensidade luminosa

de $1200 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$; velocidade do impulsor de 7; concentração de CO_2 de 400 ppm e área de leitura de 8 cm^2 (Sousa *et al.*, 2024).

Por sua vez, as variáveis fisiológicas de índices de pigmentos fotossintéticos incluem: índice de clorofila a (a, $\mu\text{mol m}^{-2}$ folha), índice de clorofila b (b, $\mu\text{mol m}^{-2}$ folha), razão clorofila a/b (adimensional) e clorofila total ($\text{CT} = a + b$, $\mu\text{mol m}^{-2}$ folha). Adicionalmente, avaliou-se a fluorescência da clorofila, obtendo-se a fluorescência inicial (F_0 , elétrons quantum^{-1}), a fluorescência máxima (F_m , elétrons quantum^{-1}), a fluorescência variável ($F_v = F_m - F_0$, elétrons quantum^{-1}) e a eficiência quântica máxima do fotossistema II (F_v/F_m , adimensional).

Os teores de clorofila a e clorofila b foram determinados por meio de medidor eletrônico ClorofiLOG®, modelo CFL 1030 (Falker, Brasil), conforme a Figura 4B, em avaliação única realizada próximo ao término do experimento, abrangendo todas as plantas. As leituras do ClorofiLOG® foram efetuadas em folhas maduras localizadas no terço basal, realizando-se três leituras por folha (regiões inferior, mediana e superior) e calculando-se, em seguida, a média dessas três leituras. A clorofila total (CT) foi obtida pela soma dos valores de clorofila a e clorofila b.

A fluorescência da clorofila foi avaliada com analisador de eficiência fotossintética modulado PEA II® (Hansatech Instruments, Reino Unido). O protocolo utilizou fonte de luz actínica e pulso saturante multflash, com o equipamento acoplado a clipe para determinação da radiação fotossinteticamente ativa (PAR-Clip). Antes das medições, as folhas foram adaptadas ao escuro por 30 min. Nessas condições, estimou-se a eficiência quântica máxima do fotossistema II (PSII), expressa pela razão F_v/F_m . Adicionalmente, foram registrados a fluorescência inicial (F_0), obtida antes da aplicação do pulso de saturação, e a fluorescência máxima (F_m), determinada após o pulso de luz saturante, eficiência quântica do fotossistema II (F_v/F_m).

A

B



Figura 4. Imagens das medições fisiológicas com analisador portátil de gás carbônico por infravermelho (A) e medidor eletrônico de clorofila (B). Fonte: O autor (2026).

As variáveis biométricas foram determinadas ao fim do ciclo avaliativo, incluindo altura de plantas (AP, cm), número de perfilhos (NP, unidades), massa fresca da parte aérea (MF, g), massa seca da parte aérea (MS, g) e percentual de massa seca da parte aérea (PMS, %). A AP foi mensurada com fita métrica graduada em centímetros, registrando-se a distância vertical do nível do solo até o ápice da folha mais desenvolvida. O NP foi obtido por contagem direta do número de perfilhos em cada planta. A MF foi determinada por pesagem em balança digital imediatamente após a colheita. Em seguida, o material vegetal foi acondicionado em estufa de circulação de ar forçada a 65 °C por 72 h, ou até atingir massa constante, para obtenção da MS, também por pesagem em balança digital, seguindo as recomendações de Holanda *et al.* (2021). O PMS foi calculado a partir da relação entre MS e MF, expressa em porcentagem.

2.7 Análise estatística

Os dados das variáveis fisiológicas (A, Gs, E, Ci, EUA, EiUA; EIC; a, b, a/b, CT, F₀, F_m, F_v e F_v/F_m) e biométricas (AP, NP, MF, MS e PMS) foram avaliados em função das diluições aplicadas de dois tipos de lixiviado. Inicialmente, a distribuição dos dados foi verificada quanto à normalidade pelo teste de Shapiro–Wilk test ($p > 0,05$) (Shapiro; Wilk, 1965). Em seguida, os efeitos dos tratamentos foram analisados por análise de variância (ANOVA), utilizando-se o teste F ($p \leq 0,05$).

Quando significativo, aplicaram-se análises de regressão para o fator quantitativo

(diluições) e teste de comparação de médias para o fator qualitativo (tipos de lixiviado), ao nível de 5% de probabilidade; na ausência de significância dessa interação, as regressões foram ajustadas apenas para o fator diluições, com modelos estimados em função dos níveis de diluição.

A seleção do modelo de regressão baseou-se no coeficiente de determinação ($R^2 \geq 0,60$) e na significância estatística dos parâmetros de regressão ($p \leq 0,05$), avaliada pelo teste t, conforme recomendações para análises de dados experimentais (Ghasemi; Zahediasl, 2011). As análises estatísticas foram conduzidas no *software* SISVAR, versão 5.8-Build 92 (Ferreira, 2011), enquanto a organização dos dados e a elaboração dos gráficos foram realizadas no Microsoft Excel 365 (Microsoft Corporation, 2023).

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Em apenas 13% das variáveis fisiológicas (F_m e F_o), a interação diluições de lixiviado (D) e os tipos de lixiviado (L) foi significativa ($p \leq 0,05$), indicando que a resposta fotoquímica às diluições dependeu do tipo de lixiviado (Tabela 3), porém, para a maioria dos parâmetros, os efeitos desses fatores ocorreram de forma independente. Assim, esse resultado sugere que a resposta do capim-vetiver está mais associada às características intrínsecas de cada lixiviado e às concentrações aplicadas do que propriamente à interação entre esses fatores. Por outro lado, nenhuma variável biométrica foi significativa ($p > 0,05$) para a interação.

As diferenças marcantes encontradas, na caracterização dos lixiviados, sobretudo para condutividade elétrica (CE) e para íons e elementos potencialmente determinantes do estresse osmótico e iônico, como K^+ , Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Cl^- , CO_3^{2-} e HCO_3^- , além de Zn, Fe e Mn, variações ambientes osmóticos e iônicos distintos entre lixiviados e diluições, capazes de afetar de forma diferenciada a transferência de energia e a eficiência fotoquímica do fotossistema II (PSII), o que ajuda a explicar por que F_o e F_m foram sensíveis à interação (Tabela 3).

Tabela 3. Resumo da análise variância das variáveis fisiológicas e biométricas de capim-vetiver cultivado com cinco proporções de duas qualidades de lixo de aterro sanitário.

Fontes de variação	Graus de liberdade	-----Variáveis fisiológicas-----									
		Ci	A	E	Gs	EUA	EiUA	EIC	Cla	Clb	a/b
Blocos	4	2162,40	1,44	1,20	6533,84	2,04	$1,8 \times 10^{-4}$	$9,0 \times 10^{-6}$	13,25	1,67	20,49
Diluições dos lixiviados (D)	4	258,42 ^{ns}	0,64 ^{ns}	1,03*	14579,36*	0,52 ^{ns}	$1,3 \times 10^{-4}$ *	$5,0 \times 10^{-6}$ ^{ns}	16,81 ^{ns}	1,00 ^{ns}	12,85 ^{ns}
Qualidade de lixiviados (L)	1	355,25 ^{ns}	0,068 ^{ns}	0,30 ^{ns}	3210,01 ^{ns}	0,038 ^{ns}	$5,5 \times 10^{-10}$ ^{ns}	$1,8 \times 10^{-8}$ ^{ns}	82,30 ^{ns}	5,71 ^{ns}	18,20 ^{ns}
D x L	4	689,03 ^{ns}	0,78 ^{ns}	0,27 ^{ns}	3664,51 ^{ns}	0,18 ^{ns}	$2,9 \times 10^{-5}$ ^{ns}	$2,0 \times 10^{-6}$ ^{ns}	29,76 ^{ns}	0,41 ^{ns}	18,76 ^{ns}
Resíduo	36	671,15	0,45	0,31	2910,93	0,38	$3,8 \times 10^{-5}$	$4,0 \times 10^{-6}$	37,13	1,33	25,178
Coeficiente de variação (CV, %)		7	22	29	27	35	36	23	25	47	45

Fontes de variação	Graus de liberdade	-----Variáveis fisiológicas-----					-----Variáveis biométricas-----				
		CT	F _o	F _m	F _v	PSII	AP	NP	MF	MS	PMS
Blocos	4	22,39	288,42	1007,32	472	$3,0 \times 10^{-3}$	42,76	9,65	71,63	29,46	1,64
Diluições dos lixiviados (D)	4	24,78 ^{ns}	118,94 ^{ns}	5822,37**	3555**	$1,3 \times 10^{-3}$ ^{ns}	1446,89**	681,65**	7863,31**	1663,61**	788,97**
Qualidade de lixiviados (L)	1	131,38 ^{ns}	171,12 ^{ns}	6509,40**	5724**	$2,3 \times 10^{-5}$ ^{ns}	8,16 ^{ns}	0,50 ^{ns}	1512,50**	102,82 ^{ns}	2,56 ^{ns}
D x L	4	34,80 ^{ns}	28,62 ^{ns}	2018,45*	1356*	$3,4 \times 10^{-3}$ ^{ns}	43,33 ^{ns}	9,05 ^{ns}	176,89 ^{ns}	24,56 ^{ns}	2,18 ^{ns}
Resíduo	36	48,52	75,57	525,78	375	$4,7 \times 10^{-3}$	23,89	13,63	73	27,67	8,46
Coeficiente de variação (CV, %)		26	28	18	21	10	7	15	12	14	5

Fonte: O autor (2026). Ci - Concentração interna de CO₂; A - Fotossíntese líquida; Gs - Condutância estomática; E- Transpiração; EUA - Eficiência instantânea do uso da água; EiUA - Eficiência intrínseca do uso da água; EIC - Eficiência instantânea de carboxilação; Cla - Índice de clorofila a; Clb - Índice de clorofila b; a/b - Razão clorofila a/b; CT - clorofila total; F_o - Fluorescência inicial; F_m - Fluorescência máxima; F_v - Fluorescência variável; PSII - Eficiência quântica máxima do fotossistema II; Ap - Altura da planta; NP - Número de perfilhos; MF - Massa fresca da parte aérea; MS - Massa seca da parte aérea; PMS - Porcentagem de matéria seca da parte aérea; ** e * Significativo pelo teste F ($p \leq 0,01$; $p \leq 0,05$); ^{ns}. Não significativo pelo teste F ($p > 0,05$).

Além do componente salino/sódico, a presença e a variação de metais podem agravar os efeitos sobre a fotossíntese. Em plantas expostas a metais potencialmente tóxicos, são descritos distúrbios fotoquímicos decorrentes (i) da ligação direta de íons metálicos a grupos funcionais de proteínas (por exemplo, tióis, além de grupos imidazólicos e carboxílicos), (ii) do aumento da formação de espécies reativas de oxigênio (ROS) e (iii) do deslocamento/competição com cátions essenciais em sítios catalíticos e estruturas do PSII. Adicionalmente, alguns metais podem interferir com componentes-chave do PSII (como o complexo evoluidor de oxigênio, rico em Mn) e, em certos casos, substituir o Mg^{2+} na molécula de clorofila, formando complexos metal-clorofila, o que tende a reduzir o desempenho fotoquímico e a eficiência quântica do PSII (Żurek *et al.*, 2014).

A significância observada para E e Gs ($p \leq 0,01$; $p \leq 0,05$) evidencia que a D interferiu no controle estomático e o fluxo transpiratório, refletindo-se também na eficiência instantânea de uso da água (EiUA). Esses resultados estão diretamente associados aos contrastes de magnitude dos parâmetros físico-químicos entre as diluições apresentadas na Tabela 2 (Białowiec; Koziel; Manczarski, 2019). No componente fotoquímico, por sua vez, houve efeitos significativos ($p \leq 0,01$) de D sobre Fm e Fv. Em contraste com o comportamento fisiológico, o fator D exerceu influência expressiva sobre o crescimento vegetal, uma vez que 100% das variáveis biométricas (AP, NP, MF, MS e PMS) foram significativamente afetadas ($p \leq 0,01$) conforme apresentado na Tabela 3.

Ao avaliar o fator isolado L, verificou-se que apenas 13% das variáveis fisiológicas (F_m e F_v) e 20% das variáveis biométricas (MF) apresentaram diferença estatística significativa ($p \leq 0,01$) (Tabela 3), evidenciando que, de modo geral, as respostas de *Chrysopogon zizanioides* foram mais fortemente controladas pelo gradiente de diluição, ao passo que o efeito de L foi pontual e seletivo, o que pode ser atribuído à atuação de parâmetros físico-químicos específicos que diferenciaram os lixiviados ao longo do período experimental.

3.1 Análise de regressão e gráfica das variáveis fisiológicas e biométricas

As variáveis, E, Gs e EiUa apresentaram comportamento quadrático, sendo que as variáveis E e Gs apresentaram as maiores medias nas diluições em que se utilizou 10 % de lixiviado, independentemente do tipo de lixiviado, como a EiUa é obtida a partir da relação entre A/Gs, ela é inversamente proporcional a Gs na maioria das vezes, como observado no presente estudo, o que se refletiu na eficiência do uso da água que apresentou menores valores. A condutância estomática (Gs) é um indicador sensível do uso de água e do estresse em

gramíneas. Esses resultados estão de acordo com Sousa *et al.*, (2011), em estudo com pinhão manso com utilização de água residuária.

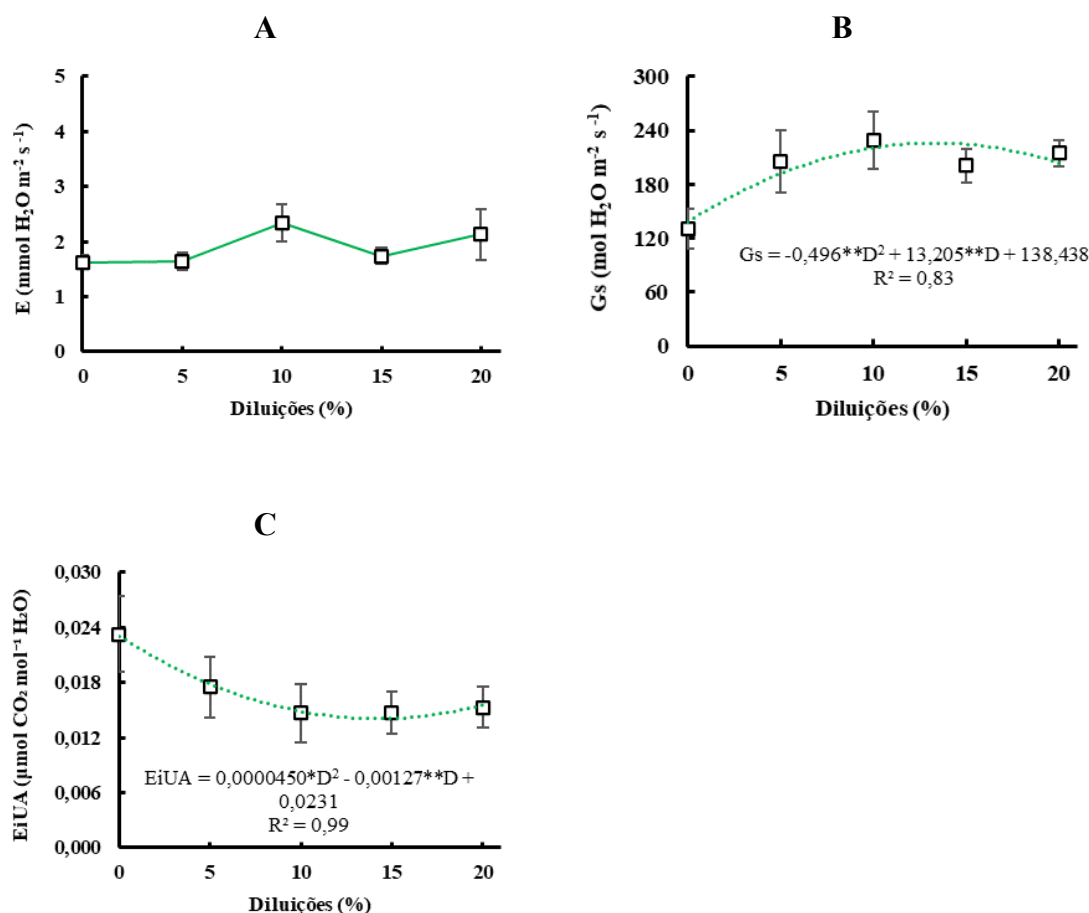


Figura 5. Valores médios e erro padrão das variáveis fisiológicas relacionadas com trocas gasosas de capim-vetiver em função das diluições de lixiviados. Fonte: O autor (2026). **Nota:** ** e * Significativo ($p \leq 0,01$; $p \leq 0,05$).

Semelhantemente ao que ocorreu com as variáveis de trocas gasosas, verificou-se efeito quadrático (figura 6) para as variáveis fotossintéticas relacionadas aos índices de pigmentos. As maiores médias foram observadas nas diluições com 10 % de lixiviado, sendo que para Fm e Fv o lixiviado jovem apresentou maiores médias do que o lixiviado estabilizado. A fluorescência da clorofila é considerada indicador sensível do estado fotossintético e do estresse em plantas expostas a poluentes. Em sistemas com lixiviado de aterro, tem sido amplamente utilizada tanto para avaliar toxicidade quanto a viabilidade de fitorremediação (Zurek *et al.*, 2014).

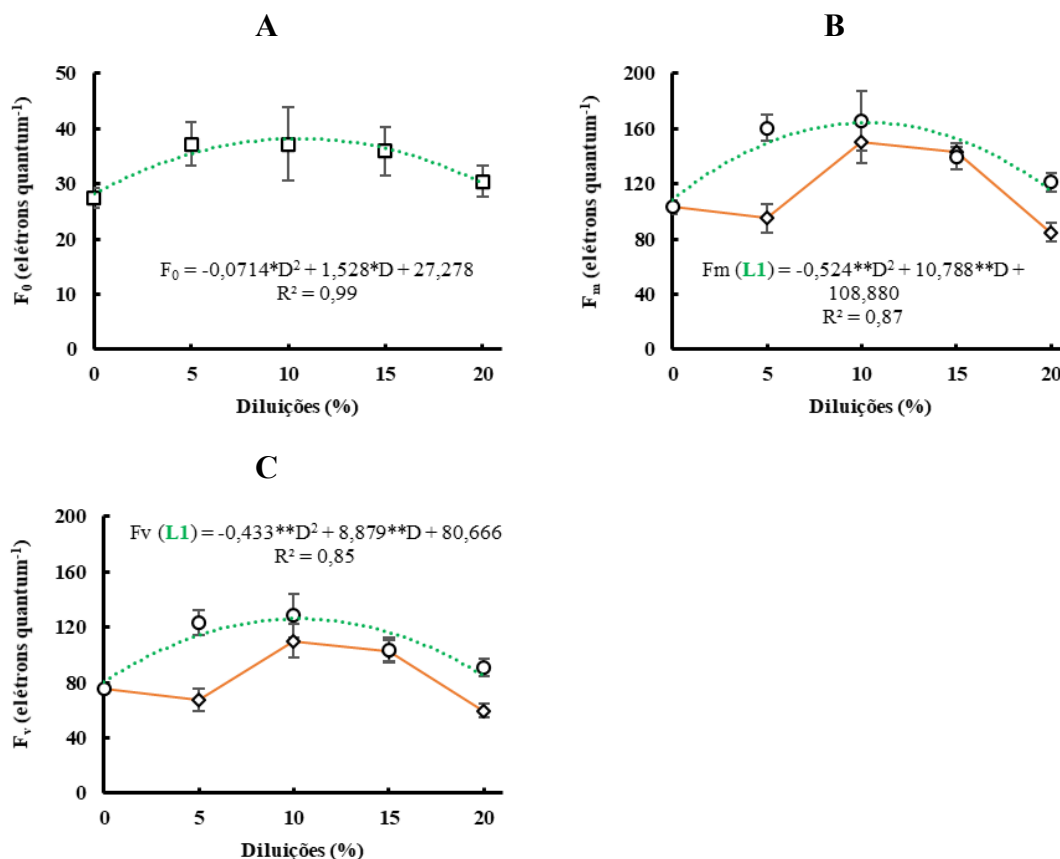


Figura 6. Valores médios e erro padrão das variáveis fisiológicas relacionadas com índices de pigmentos fotossintéticos de *Chrysopogon zizanioides* em função das diluições de lixiviados. Fonte: O autor (2026). Nota: ** e * Significativo ($p \leq 0,01$; $p \leq 0,05$).

Todas as variáveis biométricas apresentaram aumento com o incremento das concentrações dos lixiviados. As variáveis altura de planta e número de perfilhos apresentaram valores superiores à testemunha. Resultados distintos foram observados por Cabral *et al.* (2011), que não verificaram efeito significativo quando utilizaram doses crescentes de água residuária da suinocultura em plantas de capim-elefante. Por outro lado, Coelho *et al.* (2015), trabalhando com capim-elefante, verificaram diminuição da altura de plantas e número de perfilhos com aumento da concentração de percolado na irrigação, devido ao aumento da salinidade do solo, evidenciando o efeito osmótico dos sais sobre as plantas.

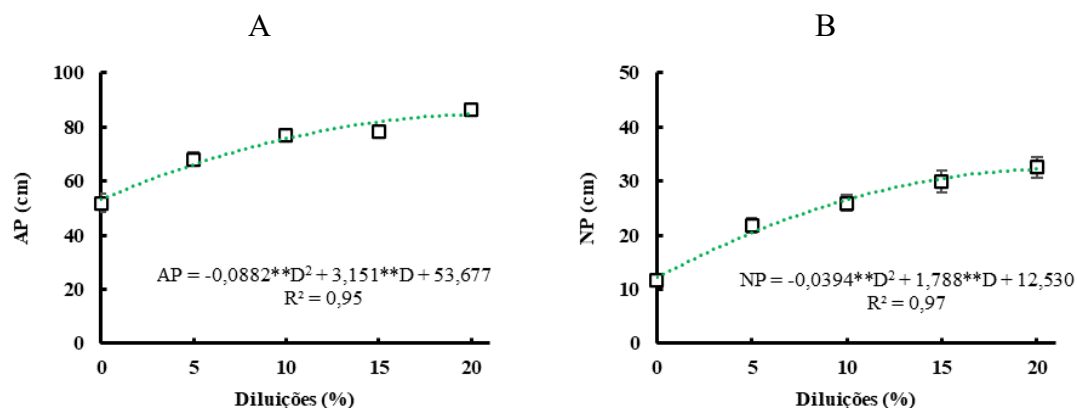
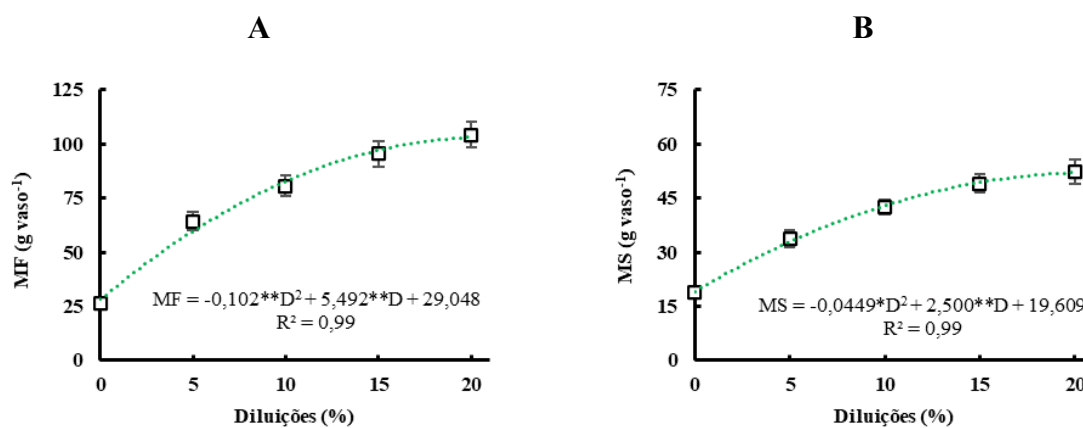


Figura 7. Valores médios e erro padrão das variáveis biométricas AP e NP de capim-vetiver em função das diluições de lixiviados. Fonte: O autor (2026). Nota: ** e * Significativo ($p \leq 0,01$; $p \leq 0,05$).

As variáveis matéria fresca e a matéria seca apresentaram maiores médias nas diluições com maiores concentrações de lixiviado. Esses resultados corroboram os obtidos por Souza Neto *et al.* (2014), que observaram aumento da produção de chorume de aterro na forma sólida em plantas de mamona. De forma semelhante, Matos *et al.* (2013) verificaram maior produtividade de matéria seca em capim-tifton 85 com o aumento das taxas de aplicação de percolado, atribuindo os resultados às maiores concentrações de nutrientes aplicados.



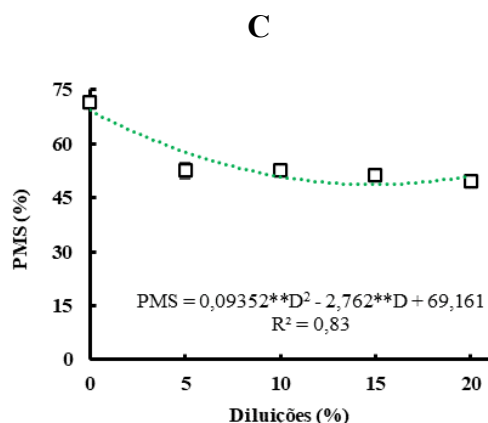


Figura 8. Valores médios e erro padrão das variáveis biométricas MS, MF e PMS de *Chrysopogon zizanioides* em função das diluições de lixiviados. Fonte: O autor (2026). Nota: ** e * Significativo ($p \leq 0,01$; $p \leq 0,05$).

4 CONCLUSÕES

O capim-vetiver apresentou adaptação às diferentes diluições de lixiviado, com respostas dependentes da concentração aplicada.

Quanto às variáveis de trocas gasosas, apenas a transpiração, condutância estomática e eficiência instantânea do uso da água foram influenciadas pelas concentrações do lixiviado, independente do seu tipo.

Para as variáveis fotossintéticas, houve interação dos tratamentos apenas para fluorescência máxima e fluorescência variável, sendo as maiores médias encontradas na diluição de 10 % com uso de lixiviado jovem.

As variáveis biométricas e a produção de biomassa aumentaram com o incremento das concentrações, especialmente na concentração de 20%, independentemente do tipo de lixiviado, sugerindo aporte de nutrientes, porém a matéria fresca da planta apresentou interação das diluições e tipo de lixiviado.

De modo geral, o uso de lixiviado é viável no cultivo do capim-vetiver, desde que aplicado em concentrações controladas, visando a equilibrar nutrição e estresse salino.

REFERÊNCIAS

- ALBERTO, Álvarez-Ascencio *et al.* Analysis of *Chrysopogon zizanioides* used as floating treatment wetlands in the removal of heavy metals present in leachate. **Remediation Journal**, v. 33, n. 1, p. 77–86, 2022.
- ABREMA-ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE RESÍDUOS E MEIO AMBIENTE. **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil 2025**. São Paulo: ABREMA, 2025. 82p. Disponível em: <https://www.abrema.org.br/panorama/>. Acesso em: 31 jan. 2026.
- BIAŁOWIEC, Andrzej; KOZIEL, Jacek A.; MANCZARSKI, Piotr. Stomatal Conductance Measurement for Toxicity Assessment in Zero-Effluent Constructed Wetlands: Effects of Landfill Leachate on Hydrophytes. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 16, n. 3, 4 fev. 2019.
- BRASIL. **Decreto nº 10.936, de 12 de janeiro de 2022**. Regulamenta a Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos. Brasília, DOU, de 12 de janeiro de 2022. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2019-2022/2022/decreto/d10936.htm. Acesso em: 31 jan. 2026.
- 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. Brasília, DOU de 3 de agosto de 2010. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/112305.htm. Acesso em: 31 jan. 2026.
- BRASIL. **Resolução ANA nº 187, de 19 de março de 2024**. Aprova a Norma de Referência nº 7/2024 para a regulação dos serviços públicos de saneamento básico, que dispõe sobre as condições gerais para a prestação direta ou mediante concessão dos serviços públicos de limpeza urbana e de manejo de resíduos sólidos urbanos. Brasília, DOU, 21 de março de 2024, Edição 56, Seção: 1, p. 83. Disponível em: Acesso em: 31 jan. 2026.
- CABRAL, J. R.; FREITAS, P. S. L.; REZENDE, R.; MUNIZ, A. S.; BERTONHA, A. Impacto da água residuária de suinocultura no solo e na produção de capim-elefante. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. Campina Grande, v. 15, n. 8, p. 823-831, ago., 2011.
- 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.
- CUONG, D. C.; VAN MINH, V.; TRUONG, P. Effects of sea water salinity on the growth of vetiver grass (*Chrysopogon Zizanioides* L.). **Modern Environmental Science and Engineering**, v. 1, n. 4, p. 185-191, 2015.
- DUBREUIL, Vincent *et al.* Os tipos de climas anuais no Brasil: uma aplicação da classificação de Köppen de 1961 a 2015. **Confins**, v. 37, 2018.

FASANI, Elisa. Phytoremediatory efficiency of *Chrysopogon zizanioides* in the treatment of landfill leachate: a case study. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 26, n. 10, p. 10057–10069, 1 abr. 2019.

FERREIRA, Daniel Furtado. Sisvar: a computer statistical analysis system. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 35, p. 1039–1042, 2011.

GHASEMI, Asghar; ZAHEDIASL, Saleh. **Normality Tests for Statistical Analysis: A Guide for Non-Statisticians**. [S.l.]: International Journal of Endocrinology and Metabolism, 21 nov. 2011. Disponível em: <https://brieflands.com/journals/ijem/articles/71904#abstract>. Acesso em: 18 fev. 2026.

GUPTA, Neha; YADAV, Krishna Kumar; KUMAR, Vinit. A review on current status of municipal solid waste management in India. **Journal of Environmental Sciences**, v. 37, p. 206–217, 1 nov. 2015.

HOLANDA, Francisco Sandro Rodrigues *et al.* DEVELOPMENT AND MORPHOMETRIC CHARACTERISTICS OF VETIVER GRASS UNDER DIFFERENT DOSES OF ORGANIC FERTILIZER. **Revista Caatinga**, v. 34, p. 20–30, 2021.

PERERA, K. R. S.; YATAWARA, Mangala. Phytoremediation of partially treated MSW leachate by selected free floating and emergent macrophytes in subsurface vertical flow constructed wetlands. **Environmental Technology & Innovation**, v. 24, p. 101928, 1º nov. 2021.

LINDAMULLA, Lahiru *et al.* Municipal Solid Waste Landfill Leachate Characteristics and Their Treatment Options in Tropical Countries. **Current Pollution Reports**, v. 8, n. 3, p. 273–287, 1 set. 2022.

MATOS, A. T.; SILVA, D. F.; LO MONACO, P. A. V.; PEREIRA, O. G. Produtividade e composição química do capim-Tifton 85 submetido a diferentes taxas de aplicação do percolado de resíduo sólido urbano. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 33, n. 1, p. 188-200, jan.-fev., 2013

OZBAY, Gulnihal *et al.* Design and Operation of Effective Landfills with Minimal Effects on the Environment and Human Health. **Journal of Environmental and Public Health**, v. 2021, n. 1, p. 6921607, 2021.

PARRON, L. M.; MUNIZ, H. de F.; PEREIRA, C. M. **Manual de procedimentos de amostragem e análise físico-química de água**. 2011.

PAZOKI, Maryam *et al.* Attenuation of municipal landfill leachate through land treatment. **Journal of Environmental Health Science and Engineering**, v. 12, n. 1, p. 12, 7 jan. 2014.

PEREIRA, L. S. *et al.* **Crop evapotranspiration-Guidelines for computing crop water requirements**. Second edition, revised 2025. Second edition ed. Rome, Italy: FAO, 2025.

PODLASEK, Anna *et al.* Characteristics and pollution potential of leachate from municipal solid waste landfills: Practical examples from Poland and the Czech Republic and a

comprehensive evaluation in a global context. **Journal of Environmental Management**, v. 332, p. 117328, 15 abr. 2023.

RAM, Meetha; BRACCI, Enrico. Waste Management, Waste Indicators and the Relationship with Sustainable Development Goals (SDGs): A Systematic Literature Review. **Sustainability**, v. 16, n. 19, 28 set. 2024.

RAMOS-ARCOS, S. A. *et al.* PHYTOREMEDIATION OF LANDFILL LEACHATE USING VETIVER (CHRYSOPOGON ZIZANIOIDES) AND CATTAIL (TYPHA LATIFOLIA). **Applied Ecology and Environmental Research**, v. 17, n. 2, p. 2619–2630, 2019.

REGES, Layla Bruna Lopes *et al.* Hydraulic Performance and Mitigation of Biofouling in Drippers Applying Aquaculture Effluent with Anti-Clogging Fertilizer. **AgriEngineering**, v. 7, n. 6, 12 jun. 2025.

SANTOS H. G. *et al.* **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 6. ed. rev. e ampl. Brasília, DF: Embrapa, 2025. 393 p.

SHAPIRO, S. S.; WILK, M. B. An analysis of variance test for normality (complete samples)[†]. **Biometrika**, v. 52, n. 3–4, p. 591–611, 1 dez. 1965.

SOUSA, Leonardo Vieira de *et al.* Efectos del estrés salino e hídrico en el sorgo dulce. **DYNA**, v. 91, n. 231, p. 69–75, 24 jan. 2024.

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

TOSCANO MOUTHON, Francis; TEJEDA-BENITEZ, Lesly Patricia; MARIMÓN-BOLÍVAR, Wilfredo. Phytoremediation of young landfill leachates using *Chrysopogon zizanioides*: evaluation of heavy metal removal and post-treatment toxicity. **South African Journal of Chemical Engineering**, v. 55, p. 40–49, 1º jan. 2026.

UNDESA-United Nations Department of Economic and Social Affairs. **The Sustainable Development Goals Report 2025**. New York: 2025. 51p. Disponível em: <https://unstats.un.org/sdgs/report/2025/The-Sustainable-Development-Goals-Report-2025.pdf>. Acesso em: 31 jan. 2026.

VELIS, Costas A. *et al.* Socio-economic development drives solid waste management performance in cities: A global analysis using machine learning. **Science of The Total Environment**, v. 872, p. 161913, 10 maio 2023.

YU, Yan; ROWE, R. Kerry. Geosynthetic liner integrity and stability analysis for a waste containment facility with a preferential slip plane within the liner system. **Geotextiles and Geomembranes**, v. 48, n. 5, p. 634–646, 1 out. 2020.

ARTIGO 2. INTER-RELAÇÕES DOS ATRIBUTOS DO SOLO, MICROESTRUTURA E COMPOSIÇÃO ELEMENTAR PONTUAL EM ARGISSOLO CULTIVADO COM CAPIM-VETIVER IRRIGADO COM LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO

RESUMO

A geração de lixiviados de aterro sanitário compromete aspectos ambientais, sociais e econômicos. A utilização de espécies tolerantes associadas ao manejo dos atributos do solo, tem potencial mitigador de impactos nessas áreas. Objetivou-se investigar inter-relações entre atributos físico-hídricos, químicos, microestrutura e a composição elementar pontual de Argissolo cultivado em vasos com capim vetiver e irrigado com lixiviado de aterro sanitário. Para isso, coletou-se amostras deformadas (inicial) e indeformadas (final do experimento) de um Argissolo no aterro sanitário de Mossoró para instalação de experimento com capim Vetiver (*Chrysopogon Zizanioides* L.) em área experimental da Unidade Experimental de Reuso da Água, UERA/UFERSA. Os tratamentos foram: T1 (100% água); T2, T3, T4 e T5 (5%, 10%, 15% e 20%, respectivamente, de lixiviado jovem); T6, T7, T8 e T9 (5%, 10%, 15% e 20%, respectivamente, de lixiviado estabilizado) e T10 (água mais esterco em fundação). Os atributos do solo analisados no fim do experimento foram: atributos físicos, estruturais/hídricos, microestruturais, composição elementar e químicos. Os tratamentos T2 e T3 apresentaram maior retenção de água, seguidos de T1, T4 e T5 no lixiviado jovem, ao passo que no lixiviado estabilizado não houve diferenciação entre os tratamentos. Foram observadas correlações positivas e negativas entre os atributos do solo. A análise fatorial identificou cinco fatores, explicando 88% da variabilidade, com destaque para pH, acidez potencial, saturação por bases, Na^+ , K^+ e percentual de sódio trocável. As variáveis densidade do solo, areia, capacidade de campo, água disponível e Ca^{2+} discriminaram a água de abastecimento. Por sua vez, acidez potencial, silte, diâmetro médio ponderado e ponto de murcha permanente discriminaram todos os lixiviados jovens e também o T6 (lixiviado estabilizado). Microporosidade, condutividade elétrica, porcentagem de sódio trocável, carbono orgânico total, sódio e potássio segregaram os lixiviados estabilizados. O tratamento T10 foi discriminado pela macroporosidade, pH, fósforo, saturação por bases, magnésio e capacidade de troca catiônica a pH 7,0. Os atributos micromorfológicos mostraram similaridades quanto às formas, tamanhos e presença de microrganismos nos tratamentos com lixiviados jovens e estabilizados. Conclui-se que o lixiviado jovem influenciou principalmente a acidez potencial, a retenção de água e atributos

microestruturais do solo, ao passo que o lixiviado estabilizado esteve associado ao aumento da salinidade e sodicidade, impactando negativamente os atributos físico-hídricos, estruturais, microestruturais e químicos do solo, diferentemente da caracterização inicial dos lixiviados. A análise microestrutural associada à composição elementar pontual indicou a predominância de quartzo, aluminossilicatos e óxidos de Fe e Al, típicos de solos intemperizados, compatíveis com a mineralogia caulinítica da classe de solo estudada.

Palavras-chave: Semiárido; aterro sanitário; Argissolo; espectroscopia por energia dispersiva de raios-X; destinação de efluentes.

ABSTRACT

The generation of landfill leachate has negative environmental, social, and economic impacts. The use of tolerant species combined with soil management has the potential to mitigate impacts in these areas. The objective was to investigate the interrelationships between physical-hydrological, chemical, and microstructural attributes, as well as the point elemental composition of Argissolo grown in pots with vetiver grass and irrigated with landfill leachate. To this end, deformed (initial) and undeformed (end of experiment) samples were collected from an Argissolo at the Mossoró landfill for the setup of an experiment with vetiver grass (*Chrysopogon zizanioides* L.) in the experimental area of the Water Reuse Experimental Unit, UERA/UFERSA. The treatments consisted of: T1 (100% water); T2, T3, T4, and T5 (5%, 10%, 15%, and 20%, respectively, of young leachate); T6, T7, T8, and T9 (5%, 10%, 15%, and 20%, respectively, of stabilized leachate); and T10 (water plus manure in the foundation). The soil attributes analyzed at the end of the experiment included: physical, structural/hydrological, microstructural, elemental composition, and chemical attributes. Treatments T2 and T3 exhibited higher water retention, followed by T1, T4, and T5 in the young leachate, while in the stabilized leachate there was no difference among the treatments. Positive and negative correlations were observed among the soil attributes. Factor analysis identified 5 factors, explaining 88% of the variability, with emphasis on pH, potential acidity, base saturation, Na⁺, K⁺, and percentage of exchangeable sodium. The variables soil density, sand, field capacity, available water, and Ca²⁺ distinguished the water source. Potential acidity, silt, weighted mean diameter, and permanent wilting point discriminated all young leachates as well as T6 (stabilized leachate). Microporosity, electrical conductivity, percentage of exchangeable sodium, total organic carbon, sodium, and potassium segregated the stabilized leachates. The T10 treatment was distinguished by macroporosity, pH, phosphorus, base saturation, magnesium, and cation exchange capacity at pH 7.0. The micromorphological attributes showed similarities in terms of shapes, sizes, and the presence of microorganisms in the treatments with young and stabilized leachates. It is concluded that the young leachate mainly influenced potential acidity, water retention, and microstructural attributes of the soil, while the stabilized leachate was associated with increased salinity and sodicity, negatively impacting the soil's physical-hydrological, structural, microstructural, and chemical attributes, unlike the initial characterization of the leachates. Microstructural analysis combined with point elemental composition indicated a predominance of quartz, aluminosilicates, and Fe and Al oxides, typical of weathered soils, consistent with the kaolinitic mineralogy of the soil class studied.

Keywords: Semi-arid; landfill; Argissol; energy-dispersive X-ray spectroscopy; effluent disposal.

1 INTRODUÇÃO

Os aterros sanitários são instalações projetadas para a disposição controlada de rejeitos, sobre base impermeabilizada, dotadas de sistemas de drenagem e manejo de lixiviados, gases e águas pluviais, permitindo uso de menor área, reduzindo o volume e controlando emissões de gases e infiltração de chorume gerados (Brasil, 2024), constituindo alternativa para substituir os lixões. A Política Nacional de Resíduos Sólidos, instituída pela Lei 12.305/2010, estabeleceu diretrizes para a gestão integrada e sustentável dos resíduos, com a finalidade de reduzir a geração, promover a reciclagem e a destinação adequada dos mesmos (Souza e Almeida, 2024).

A disposição de resíduos sólidos urbanos em aterros sanitários é amplamente utilizada em nível global, especialmente em decorrência do crescimento populacional e da urbanização (Benaddi *et al.*, 2022). No entanto, os lixiviados gerados apresentam composição química complexa e variável, contendo matéria orgânica, nutrientes, sais solúveis e metais potencialmente tóxicos (Yasin *et al.*, 2021). O manejo inadequado desses efluentes representa risco de contaminação do solo, corpos hídricos superficiais e aquíferos, sobretudo em regiões semiáridas, onde a disponibilidade hídrica é limitada e os processos naturais de lixiviação são menos eficientes (Liu *et al.*, 2021; Parvin; Tareq, 2021).

Neste contexto, estratégias visando ao reuso do lixiviado têm ganhado destaque. Entretanto, a presença de metais potencialmente tóxicos como chumbo, cádmio, níquel e manganês limita sua aplicação agrícola, devido à sua não biodegradabilidade e ao potencial de bioacumulação ao longo da cadeia trófica (Belasri *et al.*, 2024).

Como alternativa, destaca-se o uso de espécies vegetais tolerantes, como o capim-vetiver (*Chrysopogon zizanioides* L.), que apresenta elevado potencial para fitoestabilização e fitorremediação. Seu sistema radicular profundo e denso contribui para o controle da erosão, redução da lixiviação e absorção de contaminantes, incluindo sais e elementos traço (Gnansounou; Alves; Raman, 2017; Jiru *et al.*, 2019).

Embora existam estudos avaliando a resposta de culturas à irrigação com lixiviados, incluindo o capim-vetiver, esses têm se concentrado principalmente nos atributos químicos do solo e na fitodisponibilidade de elementos (Singh *et al.*, 2017; Zupanc; Justin, 2010). Contudo, ainda são incipientes as investigações que integram atributos físicos, microestruturais e químicos do solo.

A microestrutura do solo, que compreende a organização dos seus agregados, é um importante indicador da sua qualidade física, contribuindo diretamente com a infiltração de

água, aeração, desenvolvimento radicular e resistência à erosão. A adição de efluentes ricos em sódio, por exemplo, pode promover a dispersão das argilas, desagregando a estrutura e comprometendo a porosidade (Özçoban; Acarer; Tüfekci, 2022).

A Espectroscopia por Energia Dispersiva de Raios-X (EDS), associada à microscopia eletrônica, permite a análise elementar pontual, sendo uma ferramenta importante para investigar a distribuição e a associação de elementos como sódio, cálcio e metais pesados na superfície das partículas e nos agregados do solo, elucidando os processos de retenção, precipitação ou mobilidade química, decorrentes da irrigação com lixiviados.

Dessa forma, a integração entre os atributos físicos, químicos e micromorfológicos do solo, associada à caracterização espectral por EDS, permite compreender os efeitos da aplicação de lixiviados sobre a estrutura e dinâmica dos elementos no solo, fornecendo subsídios para a avaliação ambiental e a destinação adequada desses efluentes.

Diante disso, objetivou-se investigar as inter-relações entre atributos físico-hídricos, químicos, microestruturais e a composição elementar pontual de um Argissolo submetido à irrigação com lixiviados de aterro sanitário, em vasos cultivados com capim-vetiver.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Descrição da área de estudo

O experimento foi conduzido na Unidade Experimental de Reuso da Água (UERA), com área total de aproximadamente 793 m², dos quais aproximadamente 15 m² de área foram utilizados para montagem do experimento. A UERA está localizada no Centro de Pesquisa em Aquicultura e Pesca Sustentável do Semi-Árido (CEPAS), da Universidade Federal Rural do Semi-Árido (UFERSA), campus Leste Mossoró-RN (05° 12' 30"S e 37° 19'08"O) (Figura 1), utilizando o capim-vetiver como planta para recuperação de área contaminada em vasos, usando no seu preenchimento a classe de Argissolo (Santos *et al.*, 2025). Vale salientar que os horizontes A e Bt (diagnóstico) foram homogeneizados para o preenchimento dos vasos.

O clima da região de acordo com a classificação de Köppen é do tipo BSh (Dubreuil *et al.*, 2018), que se caracteriza como seco, muito quente e com estação chuvosa no verão, atrasando-se para o outono, apresentando elevadas temperaturas ao longo do ano e regime

pluviométrico irregular, especialmente com precipitação média anual de 794 mm e temperatura do ar média de 26,5°C (Alvares *et al.*, 2013).

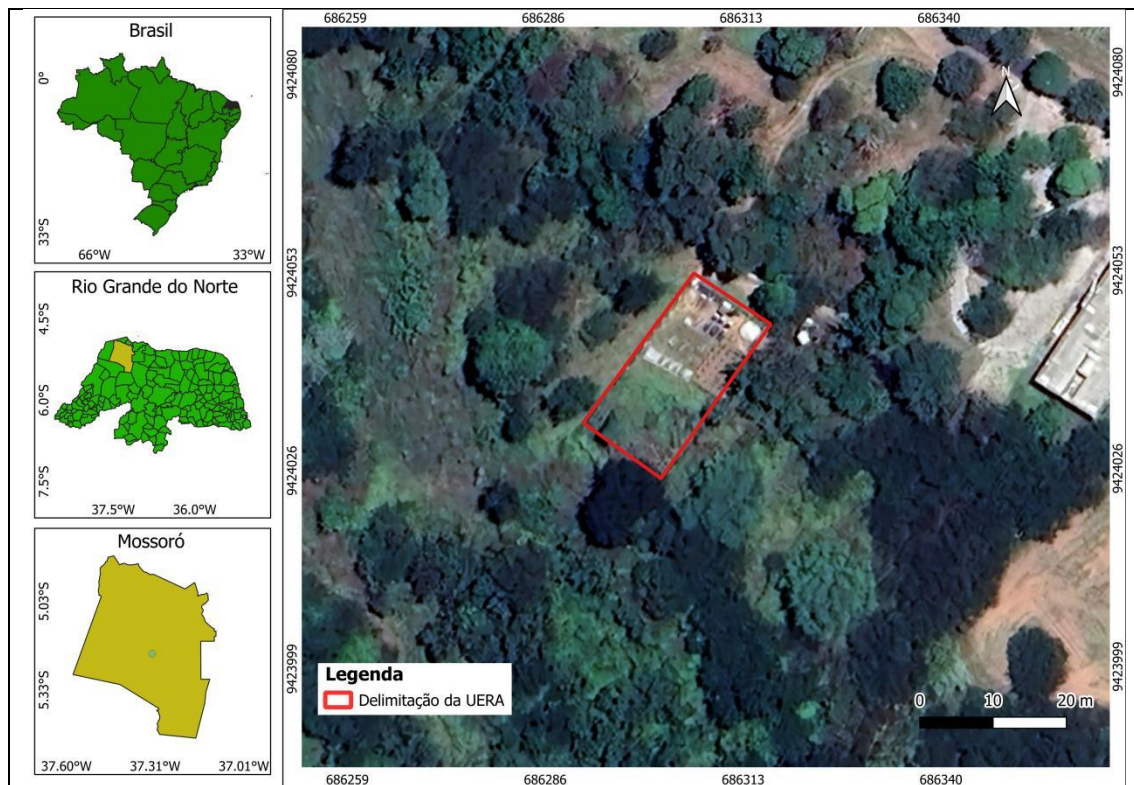


Figura 1 - Mapa de localização da Unidade Experimental de Reuso da Água. Fonte: O autor (2026).

Durante o período experimental, foi registrada temperatura média de 28,39 °C e precipitação pluvial acumulada de 996,63 mm (Figura 2).

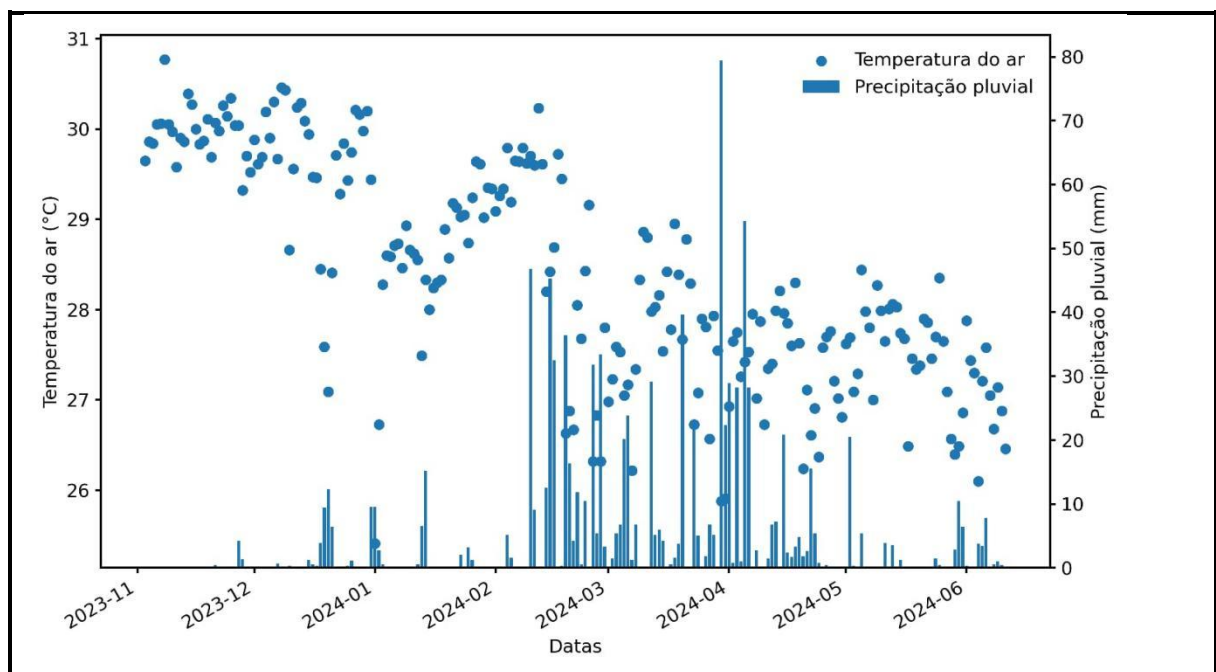
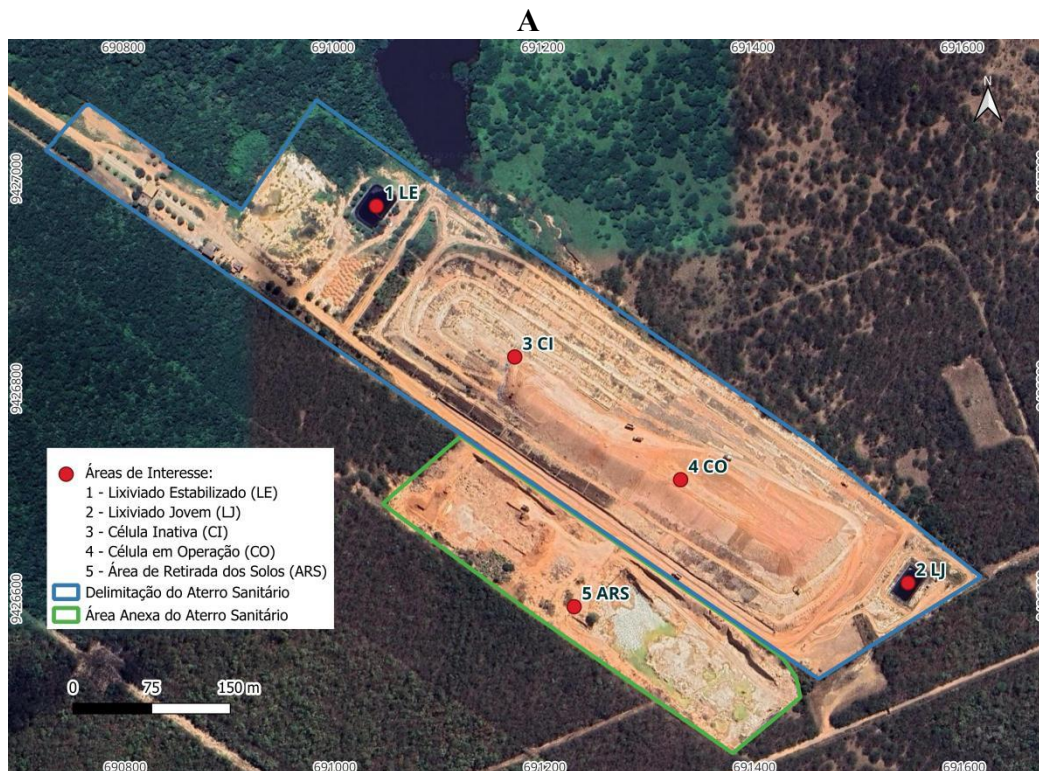


Figura 2. Dados de temperatura média do ar e precipitação pluvial ao longo do período experimental. Fonte: A autora (2026).

2.2 Descrição do local de coleta e amostragem do solo para instalação do ensaio experimental

O solo utilizado foi classificado como Argissolo (Figura 3 A e B), coletado em área anexa ao aterro sanitário de Mossoró-RN, que se encontra em operação desde 2008, para instalação do experimento em área experimental (UERA/UFERSA). A coleta foi feita no solo que é utilizado de forma bruta para cobrir os resíduos das células do aterro, o qual passa por uma mistura e homogeneização dos horizontes A e Bt (diagnóstico), com máquinas do aterro. Após o procedimento de mistura, o solo foi passado em peneira de malha (5 mm) e depois colocado em vasos de dez litros, preenchidos previamente com camada de brita e areia para formar um sistema de drenagem.



B

Figura 3: Aterro sanitário da cidade de Mossoró-RN (A) e local da coleta de solo para instalação do experimento (B). Fonte: O autor (2026).

2.3 Beneficiamento do solo para caracterização inicial dos atributos físicos e químicos

Antes da implantação da cultura, foram coletadas amostras deformadas do solo oriundo do mesmo material que foi usado para preenchimento dos vasos durante a instalação do experimento. A obtenção das amostras compostas do solo foi adaptada das diretrizes da Resolução COEMA nº2/2017 (Ceará, 2017), por meio da mistura de cinco subamostras simples, formando amostra composta.

As amostras compostas deformadas foram levadas ao Laboratório de Análise de Solo, água e Planta (LASAP/UFERSA), onde foram secas ao ar, destorroadas e passadas em peneira de 2 mm, obtendo-se a terra fina seca ao ar (TFSA) para caracterização dos atributos físicos e químicos do solo (Teixeira *et al.*, 2017).

Tabela 1. Características químicas e físicas do solo do aterro sanitário utilizado no experimento.

Experimento:										
pH	Na ⁺	K ⁺	P	Ca ²⁺	Mg ²⁺	H + Al	SB	CTC	V	PST
	mg dm ⁻³					cmol _c dm ⁻³			%	
Água										
7,57	39,34	26,68	0,83	8,08	7,60	0,00	15,91	16,23	98,08	1,16
CE	Areia			Silte		Argila		Classe textural		
dS m ⁻¹				kg kg ⁻¹						
0,09	0,65			0,08		0,27		Franco Argilo Arenoso		

Fonte: O autor (2026). **Nota:** H + Al – Acidez potencial; CTC – Capacidade de troca catiônica; V – Saturação por bases; e PST – Porcentagem de sódio trocável.

2.4 Caracterização da água de abastecimento, lixiviados e suas diluições.

A água de abastecimento utilizada no experimento foi oriunda da rede de abastecimento do campus leste da UFERSA, tendo sido armazenada em recipiente de 1000 litros e utilizada na irrigação das parcelas e nas diluições dos lixiviados. Dois tipos de lixiviado, jovem (5 anos) e estabilizado (>10 anos) (Nájera-Aguilar *et al.*, 2019; Tałałaj; Biedka; Bartkowska, 2019), foram coletados nos tanques de recirculação nas células do aterro sanitário, em volumes de aproximadamente 200 litros diretamente dos poços (Figura 4), e armazenados em reservatórios separados com capacidade de 300 litros, mantidos tampados durante o período do experimento na UERA/UFERSA.



Figuras 4: Sistema de tanques de recirculação de lixiviado das células do aterro sanitário, Mossoró-RN. Fonte: O autor (2026).

Foram realizadas duas coletas dos lixiviados no período do experimento, durante as quais foram retiradas amostras para caracterização físico-química da água de abastecimento, lixiviados e suas diluições. Amostras foram retiradas após o preparo das diluições para caracterização dos tratamentos aplicados.

2.5 Montagem e condução do experimento

O experimento foi instalado em delineamento em blocos casualizados (DBC), com dez tratamentos e cinco repetições, totalizando 50 parcelas experimentais (figura 5). Os tratamentos consistiram em diferentes proporções de lixiviado jovem e estabilizado diluídos em água de abastecimento, além de tratamento com adição de esterco. Foram testados os seguintes tratamentos (T): T1 - 100 % água abastecimento (testemunha), T2, T3, T4 e T5 (5, 10, 15 e 20 %) de lixiviado jovem, T6, T7, T8 e T9 (5, 10, 15 e 20 %) de lixiviado estabilizado, respectivamente, e T10 – Água de abastecimento com esterco bovino em fundação.

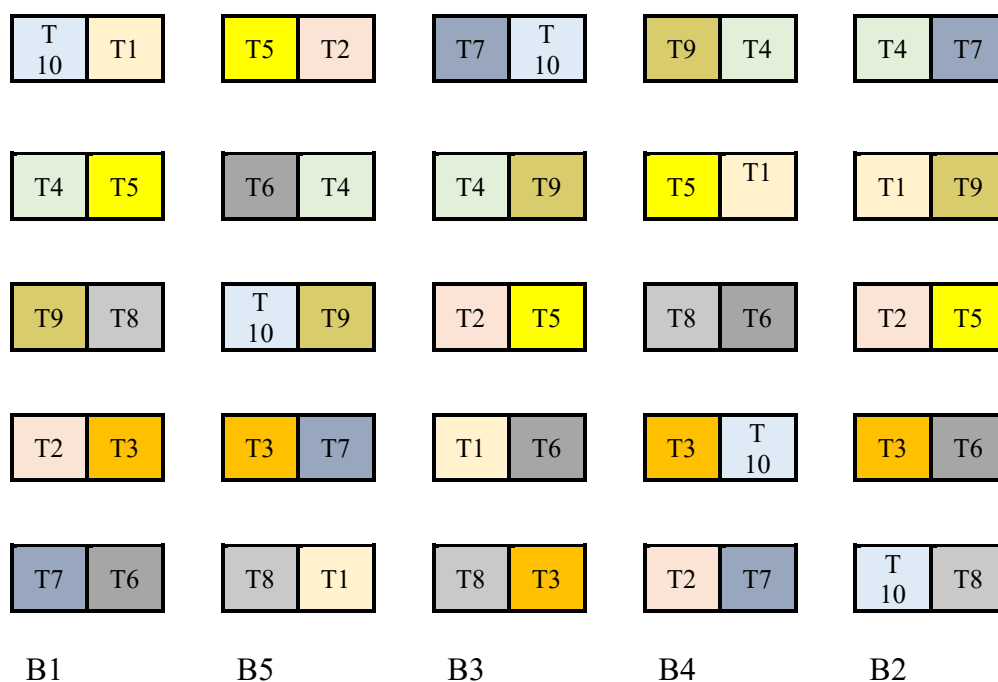


Figura 5. Esquema de distribuição dos blocos e das parcelas experimentais. Fonte: O autor (2026).

Para implantação da cultura, mudas de capim-vetiver foram preparadas a partir de plantas coletadas no Parque Municipal de Mossoró. Para o preparo das mudas, foram separados perfilhos das touceiras, em seguida foram padronizadas com altura da parte aérea de 20 cm e 5 cm de comprimento de raízes. As mudas foram colocadas em baldes com água (testemunhas) e

com os dois tipos de lixiviados (lixiviado jovem e estabilizado) para aclimação em condições naturais de campo, durante 20 dias (Zhang; Rengel; Meney, 2010). Após o período de adaptação, as mudas do capim-vetiver foram transplantadas para vasos, colocando-se cinco mudas por vaso.

Inicialmente, as mudas passaram por um período de 20 dias sendo irrigadas apenas com água de abastecimento para aclimação e pegamento; após esse período, se iniciou a aplicação dos tratamentos a cada dois dias de acordo com os 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/grafico/diario>, que é abastecido com informações da Estação Meteorológica Automática da UFERSA Mossoró-RN. O coeficiente de cultura (kc) do capim-vetiver recomendado conforme literatura foi de 1,36 (Texeira *et al.*, 2020).

Dessa forma, a irrigação foi realizada de acordo com a necessidade hídrica da cultura, aplicando-se os respectivos tratamentos ao longo do período experimental. O manejo buscou manter a umidade do solo próxima à capacidade de campo.

Ao fim do experimento, foram realizadas análises dos atributos físicos do solo, incluindo granulometria e densidade do solo, além da estabilidade de agregados. Os atributos físico-hídricos foram avaliados por meio da curva de retenção de água no solo.

As análises químicas incluíram a determinação do pH, condutividade elétrica, carbono orgânico total e os cátions trocáveis, como cálcio, magnésio, potássio e sódio, além da capacidade de troca catiônica e saturação por bases.

A avaliação microestrutural foi realizada por meio de microscopia eletrônica de varredura (MEV), permitindo a observação da organização dos agregados do solo. A composição elementar pontual foi determinada por espectroscopia de energia dispersiva de raios X (EDS), possibilitando a identificação dos principais elementos presentes nas amostras.

2.6 Atributos físico-hídricos do solo analisados no fim do experimento

A análise granulométrica foi realizada pelo método da pipeta, utilizando dispersante químico hexametáfosfato de sódio com agitação mecânica lenta em agitador (tipo Wagner 50 rpm) por 16 horas, onde a fração areia (2–0,05 mm) foi obtida por tamisagem, argila (<0,002 mm) por sedimentação e o silte (0,05–0,002) por diferença (Teixeira *et al.*, 2017).

A densidade do solo foi determinada pelo método do anel volumétrico, calculando-se a relação entre massa de solo seco a 105°C e volume total do anel (Teixeira *et al.*, 2017). Na determinação da porosidade total, amostras indeformadas foram saturadas por 48 horas e pesadas. A tensão de 6 kPa foi utilizada para determinar a microporosidade e, por diferença, estimou-se a macroporosidade.

Para a análise de agregados, coletou-se blocos indeformados, nas mini-trincheiras que foram desagregados por unidade de fraqueza (preservando a estrutura) em um conjunto de peneiras de malha de 4,00 e 2,00 mm. Os agregados contidos na peneira de 2,00 mm foram identificados, armazenados em potes plásticos para realização da análise em laboratório, por via úmida, com conjunto de peneiras de malha de 2,00; 1,00; 0,50 e 0,25 mm em oscilador vertical (42 oscilações/minuto) (Yoder, 1936). Após separação dos agregados em cada malha de peneiras, as amostras foram secas em estufa a 105°C. Com a obtenção da massa seca, separou-se a fração areia dos agregados por peneiramento (malha 0,05 mm), utilizando dispersante químico hexametáfosfato de sódio e água destilada, e mecânico com agitador tipo Wagner por dois minutos, descontando-se a fração areia e obtendo-se a distribuição do tamanho dos agregados para cada classe de malha de peneira. Com os resultados obtidos, foi calculado o diâmetro médio ponderado (DMP), conforme equação 1.

$$DMP = \sum_{i=1}^N X_i \cdot W_i \quad (1)$$

Em que:

DMP – diâmetro médio ponderado, por via úmida, em mm;

X_i – diâmetro médio de cada classe de peneira em mm; e

W_i – proporção de agregados em cada classe/peneira, em %.

Para a determinação da curva de retenção de água no solo, usou-se as amostras indeformadas em anéis volumétricos. As amostras foram submetidas a saturação completa e posteriormente foram aplicadas as tensões: 0, 2, 6, 10, 33 kPa com mesas de tensão e 100, 200, 300, 500 e 1500 kPa nas câmaras de Richards de média e alta tensões. A capacidade de campo (CC) foi obtida nas tensões de 10 kPa. O ponto de murcha permanente (PMP) na tensão de 1500 kPa, a água disponível (AD) por diferença entre CC e PMP, obtendo, assim, a umidade à base de massa (U) convertidos a volume (θ) em função da densidade do solo.

As curvas de retenção de água no solo foram ajustadas utilizando a equação de van Genuchten por meio do programa RETC (Van Genuchten *et al.*, 1980).

$$\theta = \theta_r + \frac{\theta_s - \theta_r}{[1 + (\alpha \cdot |\phi_m|)^n]^m} \quad (2)$$

Em que:

q_r - Umidade volumétrica residual, ($\text{cm}^3 \text{ cm}^{-3}$);

q_s - Umidade volumétrica saturada, ($\text{cm}^3 \text{ cm}^{-3}$);

$|\phi_m|$ - Potencial mátrico, kPa; e

a, m, n = parâmetros empíricos da equação.

2.7 Atributos químicos do solo analisados no fim do experimento

Foram realizadas as seguintes análises químicas (TFSA): potencial hidrogeniônico (pH) em água, condutividade elétrica (CE) em água, macronutrientes: cálcio trocável (Ca^{2+}) e magnésio trocável (Mg^{2+}) com extrator cloreto de potássio, análise do fósforo (P), sódio (Na^+) e potássio (K^+) e acidez potencial (H^+Al) com extrator Mehlich 1, sendo posteriormente calculadas a capacidade de troca de cátions (CTC), soma de bases (SB), saturação por bases (V) e percentagem de sódio trocável (PST) (Teixeira *et al.*, 2017), com interpretação dos resultados conforme Manual de recomendações para uso de corretivos e fertilizantes de Minas Gerais (Ribeiro; Guimarães, 1999).

Amostras de terra fina seca ao ar foram destorroadas e passadas em peneira de 60 mesh (0,210 mm) para a determinação do carbono orgânico total (oxidação úmida com aquecimento externo), o método é baseado na oxidação do carbono orgânico com dicromato de potássio e posterior titulação com sulfato ferroso amoniacal (Yeomans; Bremner, 1988).

2.8 Microscopia eletrônica de varredura (MEV) e Espectroscopia por Dispersão de Energia de Raios-X (EDS)

Para cada um dos tratamentos, utilizou-se amostras deformadas de terra fina seca ao ar (TFSA), na camada superficial (0,00-0,10 m), passadas em peneira de 0,210 mm. Foram postas em suporte de metal usando fita condutora de carbono (PELCO Tabs™, Ted Pella, Inc., Redding, CA, EUA) e pulverizadas (Q150R ES, Quorum Technologies Ltd., Laughton, East Sussex, Inglaterra) com uma camada de ouro de 9,00 nm de espessura. Esse procedimento melhora a condutividade do material, garantindo uma imagem de melhor qualidade. Um

detector de elétrons secundário em MEV (VEGA 3 LMU, Tescan, República Tcheca) fez a captura das imagens, operando com um feixe de elétrons de 20 kV (Fernandes, 2019).

A análise elementar por EDS foi realizada em um microscópio eletrônico de varredura equipado com detector EDS (MEV-EDS), o microscópio eletrônico de varredura é acoplado a um espectrômetro de raios X por dispersão de energia INCA (Oxford Instruments, Abingdon, Reino Unido). Cada partícula foi detectada e analisada automaticamente utilizando o sistema de análise de partículas INCA Feature. As imagens utilizadas para detecção dos elementos foram ampliadas cinco mil vezes, com tensão de aceleração do feixe de elétrons de 20 kV (Kikkawa *et al.*, 2019).

2.9 Análise estatística multivariada dos resultados

Os resultados médios foram interpretados por meio da técnica estatística multivariada, sendo padronizados pela matriz de correlação de Pearson ($p \leq 0,05$) e submetidos às análises de componentes principais (PCA) e fatorial (AF), com o objetivo de identificar padrões de associação entre os atributos do solo e os tratamentos aplicados. Os fatores foram extraídos por meio das componentes principais com eixos rotacionados pelo método Varimax, considerando autovalores acima de 1. Para as cargas fatoriais significativas considerou-se o valor de 0,70 (Hair Junior *et al.*, 2009), utilizando o *software* Statistica 7 (STATSOFT, 2004).

3 RESULTADOS

3.1 Curvas de retenção de água no solo

Por meio da curva de retenção de água no solo (CRAS), verificou-se que as maiores umidades de saturação (θ_s) ocorreram nos tratamentos T2 (5 % de lixiviado jovem) e T3 (10 % de lixiviado jovem), seguidos de T1 (água de abastecimento), T4 (15 % de lixiviado jovem) e T5 (20 % de lixiviado jovem). Os tratamentos T1, T2 e T3 apresentaram maior retenção de água em toda a extensão da curva, quando comparado aos tratamentos T4 e T5. Além disso, T1, a partir da tensão de 10 kPa, se destacou de todas as demais retendo maior conteúdo de água.

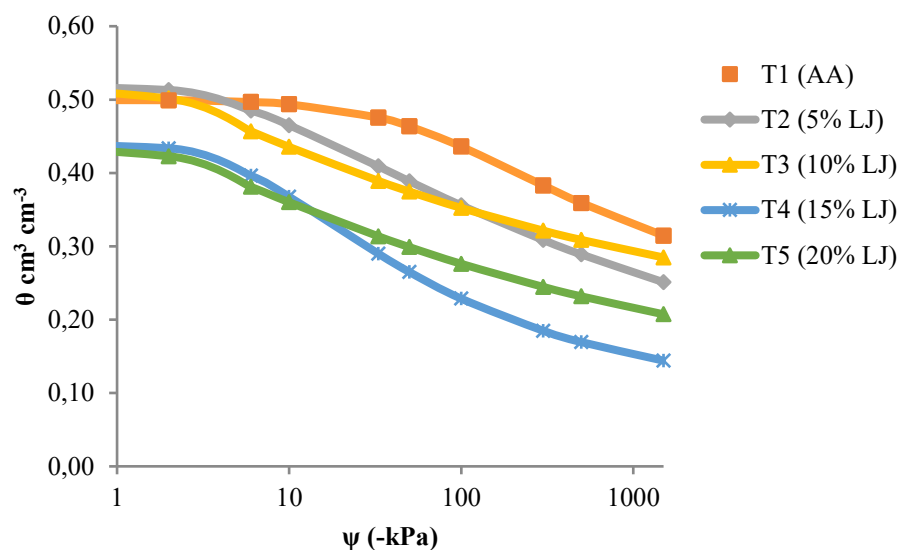


Figura 6. Curvas características de retenção de água no solo para os tratamentos contendo lixiviado jovem: T1 (AA); T2 (5 % LJ); T3 (10 % LJ); T4 (15 % LJ) e T5 (20 % LJ). Fonte: O autor (2026).

No que diz respeito às demais curvas (Figura 6), nota-se que o AE obteve maior umidade de saturação, seguido dos tratamentos relacionados aos lixiviados estabilizados T9 (20% de lixiviado estabilizado), T8 (15% de lixiviado estabilizado), T7 (10% de lixiviado estabilizado) e T6 (5% de lixiviado estabilizado). Para os tratamentos com o lixiviado estabilizado, verificou-se pouca diferença entre os tratamentos. O T6 se destacou com menor retenção de água nas tensões iniciais (até 10 kPa), ao passo que T7, na parte final da curva (a partir de 100 kPa), reteve menor conteúdo de água.

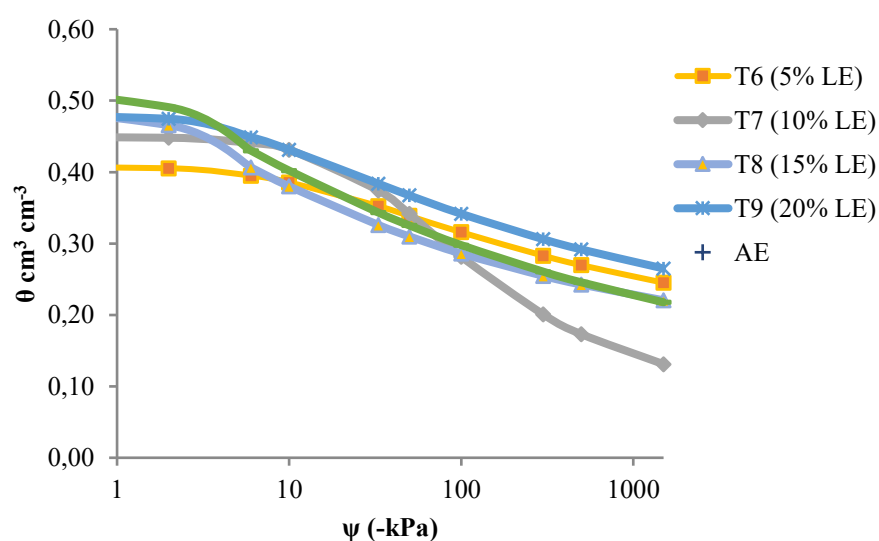


Figura 7: Curvas características de retenção de água no solo para os tratamentos contendo lixiviado estabilizado: T6 (5% LE); T7 (10% LE); T8 (15% LE); T9 (20% LE) e AE. Fonte: O autor (2026).

Tabela 2: Parâmetros das curvas de retenção de água no solo, capacidade de campo, ponto de murcha permanente, água disponível, coeficiente de determinação da regressão linear dos tratamentos em estudo

TRATAMENTOS	θ_r	θ_s	α	n	m	R^2	CC	PMP	AD
	cm ³ /cm ³		Adimensional				cm ³ /cm ³		
T1	0.18	0.50	0.02	1.27	0.21	0.98	0.49	0.31	0.18
T2	0.26	0.53	0.18	1.15	0.13	0.97	0.46	0.25	0.21
T3	0.16	0.56	0.97	1.16	0.14	0.96	0.43	0.28	0.15
T4	0.09	0.45	0.15	1.35	0.26	0.98	0.36	0.14	0.22
T5	0.08	0.47	0.73	1.16	0.14	0.99	0.36	0.20	0.16
T6	0.15	0.41	0.08	1.21	0.17	0.93	0.38	0.24	0.14
T7	0.07	0.45	0.03	1.48	0.32	0.94	0.38	0.13	0.25
T8	0.14	0.48	1.09	1.22	0.18	0.99	0.38	0.21	0.17
T9	0.15	0.49	0.20	1.19	0.16	0.96	0.43	0.26	0.17
T10	0.09	0.58	1.17	1.18	0.15	0.96	0.40	0.21	0.19

Fonte : O autor (2026). T1 (AA); T2 (5% LJ); T3 (10% de LJ); T4 (15% LJ), T5 (20 % LJ); T6 (5% LE); T7 (10% de LE); T8 (15% de LE); T9 (20% de LE) e AE.

De modo geral, os resultados evidenciam que a retenção hídrica do solo é fortemente influenciada tanto pela qualidade quanto pela concentração do lixiviado, sendo os efeitos mais benéficos observados em baixas diluições.

Em relação à capacidade de campo (CC), os maiores conteúdos de água ocorreram nos tratamentos T1, T2 e T3, T9, seguidos de T10, T6, T7, T8, T4 e T5. No ponto de murcha permanente (PMP) (-1500 kPa), os tratamentos T1 e T3 apresentaram maior retenção de água, sendo os menores T7 e T4. Em relação à água disponível (AD), maiores conteúdos de água foram obtidos nos tratamentos T7, T4 e T2, seguidos de T10, T1, T8 e T9. Além das principais variáveis físico-hídricas relacionadas a CC, PMP e AD, constam na tabela os principais parâmetros pertinentes a curva. Os parâmetros α , n e m são ajustados pela equação de van Genuchten, estando relacionados, respectivamente, à entrada de ar (α), à inclinação das curvas, ao tamanho e ao formato dos poros (n e m), sendo considerados indicadores importantes para a predição efetiva e segura dos dados calculados pelo modelo em relação aos valores quantificados experimentalmente em laboratório.

3.2 Matriz de correlação, análise fatorial e análise de componentes principais

A matriz de correlação de Pearson, associada à análise fatorial (AF) e à análise de componentes principais (ACP), permitiu identificar padrões de associação entre os atributos físicos, químicos e estruturais do solo. De modo geral, constatou-se que a fração silte apresentou correlação positiva com diâmetro médio ponderado (DMP), ao passo que correlações negativas foram observadas entre DS, pH, Ca^{2+} , T e V% com o DMP. O Ca^{2+} positivamente com a DS, T e V% com o pH. Na^+ e K^+ com a PST, dentre outras correlações positivas e negativas.

Com base na extração de autovalores maiores que 1 e na identificação de cargas significativas, a análise fatorial (AF) resultou em cinco fatores (F1 a F5) que sintetizam 88,03% da variância total observada. O F1 explicou 29,57% da variação total, reunindo as variáveis: diâmetro médio ponderado (DMP), potencial hidrogeniônico (pH), acidez potencial (H^+/Al) e saturação por bases (V%), evidenciando a fertilidade química influenciada pela salinidade (sais solúveis e sódio) do lixiviado. Esse conjunto de variáveis indica que esse fator representa a dinâmica da salinidade e sodicidade do solo, evidenciando a influência dos lixiviados sobre o equilíbrio químico e a fertilidade. O aumento do sódio trocável e da condutividade elétrica sugere risco de degradação estrutural, com possíveis impactos negativos sobre a qualidade física do solo.

	Areia	silte	argila	DMP	Micro	Macro	DS	CC	PMP	AD	pH	CE	P	COT	Na+	K+	Ca2+	Mg2+	(H+Al)	T	V	PST
Areia	1																					
silte	-0,3	1																				
argila	-0,6	-0,29	1																			
DMP	-0,3	0,37	-0,14	1																		
Micro	0,11	0,05	-0,53	0,4	1																	
Macro	0,36	-0,32	-0,1	0,13	-0,17	1																
DS	0,43	-0,06	-0,07	-0,74	-0,36	-0,06	1															
CC	0,2	-0,11	-0,33	-0,16	0,37	-0,49	0,27	1														
PMP	0,21	-0,11	-0,38	-0,12	0,48	-0,29	0,37	0,58	1													
AD	-0,1	-0,19	0,39	-0,2	-0,65	0,24	0,11	0,02	-0,61	1												
pH	0,1	-0,61	0,31	-0,83	-0,29	0,17	0,35	-0,07	-0,14	0,28	1											
CE	-0	0,06	-0,39	0,45	0,71	-0,12	-0,71	-0,11	0,11	-0,64	-0,26	1										
P	-0,2	-0,41	-0,03	0,19	0,52	-0,1	-0,69	0,14	0,06	-0,19	0,17	0,72	1									
Na+	-0,1	-0,56	-0,11	0,08	0,55	0,02	-0,45	0,28	0,36	-0,28	0,23	0,58	0,92									
COT	0,06	0,45	0,49	0,52	0,52	0,57	0,38	0,26	0,35	0,34	0,56	0,25	0,56	1	1							
K+	-0,1	-0,57	-0,1	0,08	0,54	0,03	-0,46	0,28	0,35	-0,25	0,23	0,57	0,92	0,57	1	1						
Ca2+	0,2	-0,27	0,34	-0,72	-0,81	0,23	0,76	-0,03	-0,16	0,61	0,57	-0,89	-0,59	0,55	-0,45	-0,44	1					
Mg2+	-0,3	0,18	-0,02	0,38	0,47	-0,36	-0,77	-0,1	-0,33	-0,29	-0,14	0,75	0,64	0,56	0,33	0,33	-0,74	1				
(H+Al)	0,15	0,39	-0,2	0,38	-0,21	0,09	0,22	0,07	0,17	0,15	-0,69	-0,33	-0,58	0,41	-0,49	-0,49	0,11	-0,56	1			
T	-0	-0,57	0,43	-0,7	-0,6	0,08	0,26	0,08	-0,3	0,62	0,81	-0,47	0,12	0,43	0,14	0,16	0,7	-0,18	-0,45	1		
V	-0	-0,49	0,25	-0,65	0,01	-0,05	0,06	-0,01	-0,17	0,05	0,89	0,07	0,41	0,42	0,37	0,37	0,2	0,3	-0,94	0,66	1	
PST	-0,1	-0,39	-0,26	0,23	0,76	-0,07	-0,48	0,32	0,48	-0,46	0,03	0,71	0,88	0,59	0,95	0,95	-0,65	0,4	-0,39	-0,1	0,2	1

Tabela 3. Matriz de correlação de Pearson dos atributos do solo. Fonte: O autor (2026).

Tabela 4. Cargas fatoriais extraídas (>0,70) dos atributos do solo e suas respectivas cargas fatoriais, autovalores, variância total e acumulada nos tratamentos com lixiviados.

Variáveis	F1	F2	F3	F4	F5
Areia	0,03	-0,15	-0,06	0,72	0,11
silte	-0,57	-0,27	0,34	-0,27	0,59
argila	0,35	-0,18	0,05	-0,45	-0,67
DMP	-0,80	0,20	-0,05	-0,43	0,26
Micro	-0,17	0,54	0,16	0,15	0,71
Macro	0,18	-0,20	-0,86	0,07	-0,32
DS	0,10	-0,39	0,45	0,78	-0,11
CC	0,05	0,29	0,04	0,59	-0,09
PMP	-0,05	0,29	0,01	0,77	0,25
AD	0,03	-0,17	-0,18	-0,18	-0,83
pH	0,89	0,04	-0,24	0,10	-0,34
COT	0,04	0,21	-0,83	-0,26	0,41
CE	-0,05	0,51	0,02	-0,28	0,73
P	0,47	0,01	-0,82	-0,05	-0,19
Na ⁺	0,17	0,97	-0,04	0,03	0,11
K ⁺	0,18	0,97	-0,07	0,03	0,08
Ca ²⁺	0,15	-0,34	0,46	0,36	-0,70
Mg ²⁺	0,47	0,06	-0,41	-0,61	0,33
(H+Al)	-0,90	-0,19	0,24	0,23	-0,08
T	0,58	0,26	0,27	-0,04	-0,65
V%	0,97	0,16	-0,12	-0,09	-0,06
PST	0,02	0,93	0,03	0,07	0,34
Autovalores	6,50	5,66	3,69	2,08	1,42
Variância total (%)	29,57	25,73	16,77	9,46	6,48
Variância total acumulada (%)	29,57	55,30	72,08	81,54	88,03

Fonte: O autor (2026). DMP: Diâmetro médio ponderado; Micro: Microporosidade; Macro: Macroporosidade; DS: Densidade do solo; CC: Capacidade de campo; PMP: Ponto de murcha permanente; AD: Água disponível; pH: potencial hidrogeniônico; COT: Carbono orgânico total; CE: condutividade elétrica; P: Fósforo; K⁺: Potássio; Na⁺: Sódio; Ca²⁺: Cálcio; Mg²⁺: Magnésio; (H+ Al): acidez potencial; T: Capacidade de troca catiônica; V: Saturação por bases e PST: percentagem de sódio trocável.

O F2 contribuiu com 25,73% da variabilidade, segregando o sódio (Na⁺), potássio (K⁺) e percentagem de sódio trocável (PST), representando a dinâmica de salinidade e sodicidade do solo. Esse fator evidencia a influência direta dos lixiviados no acúmulo de sais, podendo promover alterações na estrutura do solo e comprometer sua qualidade físico-hídrica.

As variáveis macroporosidade, carbono orgânico total (COT) e fósforo (P) determinaram o fator 3 (F3) com 16,77% de explicabilidade, referindo-se à qualidade estrutural do solo associada à matéria orgânica e fertilidade. Esse fator indica que determinados tratamentos contribuíram para a melhoria das condições físicas e químicas, favorecendo a aeração, a infiltração de água e a disponibilidade de nutrientes.

O F4 com 9,46% reuniu as variáveis físicas areia, densidade do solo (DS) e ponto de murcha permanente (PMP), refletindo a influência da textura na retenção hídrica. O F5 agrupou a microporosidade, água disponível (AD), condutividade elétrica (CE) e cálcio (Ca^{2+}) (Tabela 4), evidenciando a influência da salinidade na dinâmica da água no solo.

A análise de componentes principais gerou diagramas de projeção dos vetores para os atributos físicos e químicos do solo sob os tratamentos, permitindo identificar influência na diferenciação dos ambientes. No círculo de correlação (Figura 7 e 8), as variáveis densidade do solo (DS), areia, capacidade de campo (CC), água disponível (AD) e cálcio (Ca^{2+}) discriminaram nitidamente o controle, água de abastecimento (AA). A ACP evidenciou clara separação entre os tratamentos, em que o tratamento controle (água de abastecimento) se associou principalmente a atributos físicos, evidenciando maior estabilidade estrutural, ao passo que os tratamentos com lixiviado estabilizado foram fortemente relacionados a CE, Na^+ , K^+ e PST, caracterizando processos de salinização e sodificação do solo.

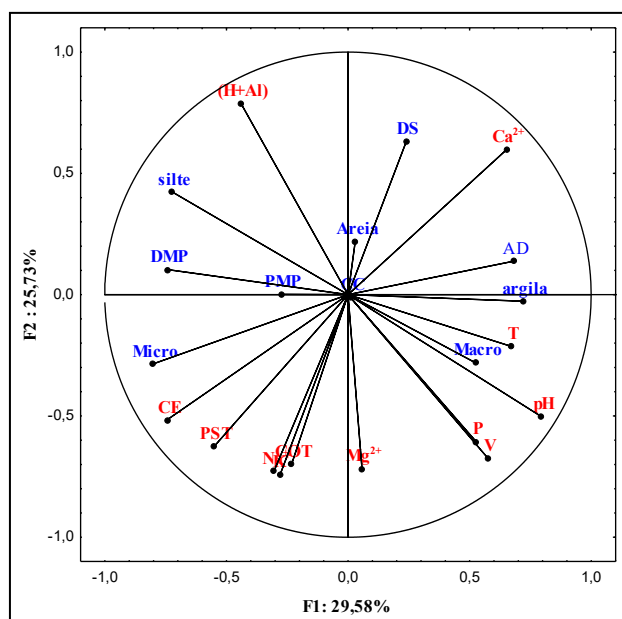


Figura 8. Distribuição das variáveis físicas, estruturais e químicas do solo no círculo de variáveis. Fonte: O autor (2026).

Esses resultados estão de acordo com estudos que demonstram que águas residuárias com maior carga salina promovem alterações significativas nos atributos químicos e estruturais do solo, impactando diretamente sua qualidade (procurar estudos que corroboram com essa afirmação).

Além disso, a natureza do Argissolo, típica de regiões semiáridas, favorece a lixiviação

de íons, o que pode aumentar o risco de contaminação em profundidade, especialmente sob irrigação contínua com lixiviados.

A acidez potencial (H^+Al), silte, diâmetro médio ponderado (DMP) e ponto de murcha permanente (PMP) discriminou o solo sob todos os tratamentos com lixiviado jovem, com exceção do T6 (5% de lixiviado estabilizado). As variáveis microporosidade, condutividade elétrica (CE), Porcentagem de sódio trocável (PST), carbono orgânico total (COT) e os cátions básicos sódio (Na^+) e potássio (K^+) segregaram todos os tratamentos com lixiviado estabilizado, principalmente T9. O tratamento 10 (AE) discriminou a argila, macroporosidade, pH, fósforo (P), saturação por bases (V%), magnésio (Mg^{2+}) e capacidade de troca catiônica (T).

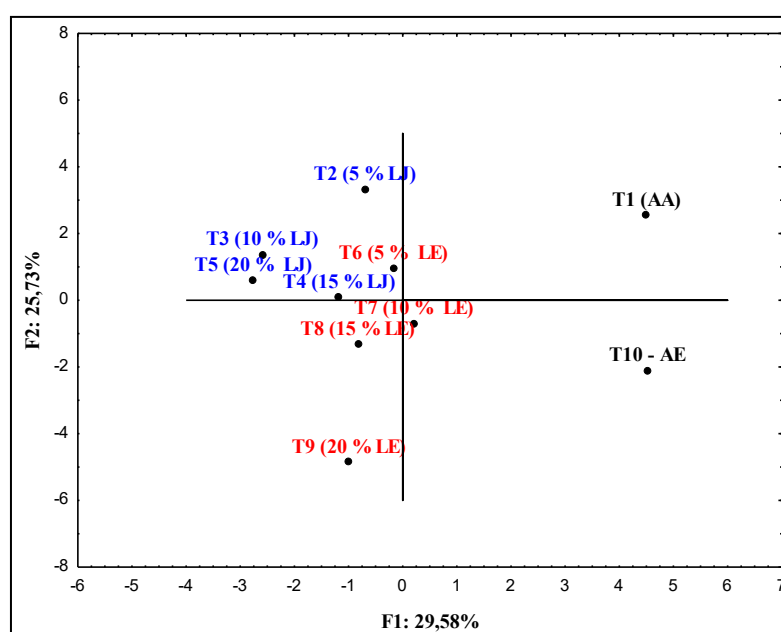


Figura 9. Distribuição da nuvem de pontos com os tratamentos: T1 (AA); T2 (5% LJ); T3 (10% de LJ); T4 (15% LJ), T5 (20 % LJ); T6 (5% LE); T7 (10% de LE); T8 (15% de LE); T9 (20% de LE) e AE. Fonte: O autor (2026).

3.3 Micromorfologia do solo via microscopia eletrônica de varredura (MEV)

A Figura 9 apresenta as imagens obtidas por microscopia eletrônica de varredura, com ampliações de 100, 1.000 e 5.000x. O tratamento irrigado com água de abastecimento (T1) apresentou partículas angulares, baixa agregação e grãos isolados. Em contrapartida, o tratamento adubado com esterco bovino (T10) apresentou agregados ligeiramente maiores e mais estáveis, bem como raízes mais visíveis.

Para os tratamentos irrigados com lixiviado de aterro sanitário, a situação será caracterizada a seguir: quando irrigado com 5% de lixiviado jovem (T2), as mudanças mais visíveis envolverão partículas menores e pouca agregação entre elas, situação semelhante foi vista em 5% de lixiviado estabilizado (T6); os tratamentos com 10, 15 e 20% de lixiviado jovem

e estabilizado (T3, T4, T5, T7, T8 e T9) apresentam agregados maiores, superfícies rugosas, menor presença de partículas livres e raízes mais grossas.

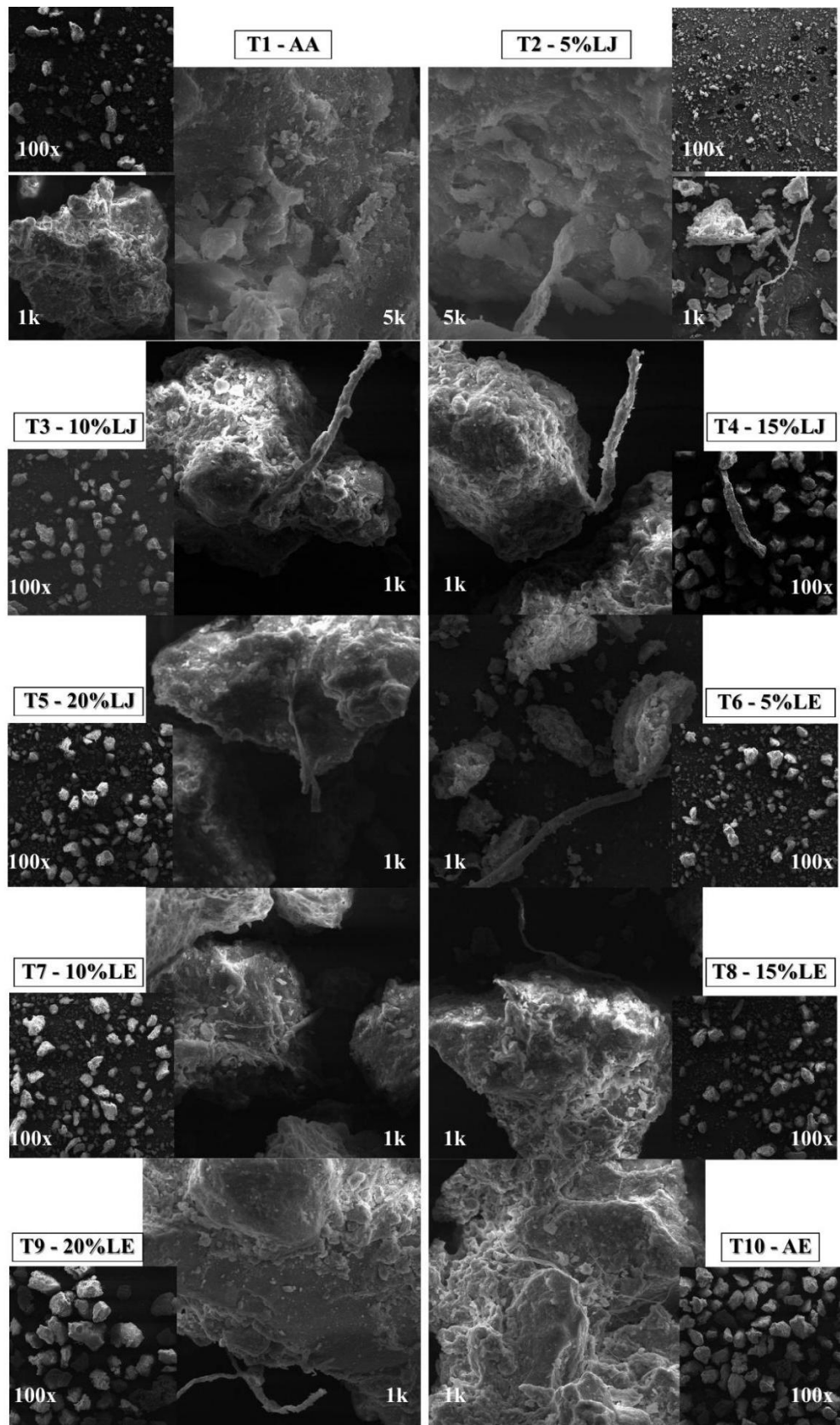


Figura 10. Micrografias em microscopia eletrônica de varredura (MEV) com ampliação de 100x, 1.000x e 5.000x dos tratamentos: T1 (AA); T2 (5% LJ); T3 (10% de LJ); T4 (15% LJ), T5 (20 % LJ); T6 (5% LE); T7 (10% de LE); T8 (15% de LE); T9 (20% de LE) e AE. Fonte : O autor (2026).

A composição química elementar da amostra, obtida por microscopia eletrônica de varredura acoplada à espectroscopia por energia dispersiva de raios-X (MEV-EDS), é apresentada no espectro de soma de mapas (Figura 10 e Tabela 6).

Há presença predominante de Oxigênio (O), Alumínio (Al), Silício (Si) e Ferro (Fe), com traços de Titânio (Ti) e Potássio (K), característica de materiais geológicos e solos. Esses são valores médios obtidos a partir do solo utilizado no experimento.

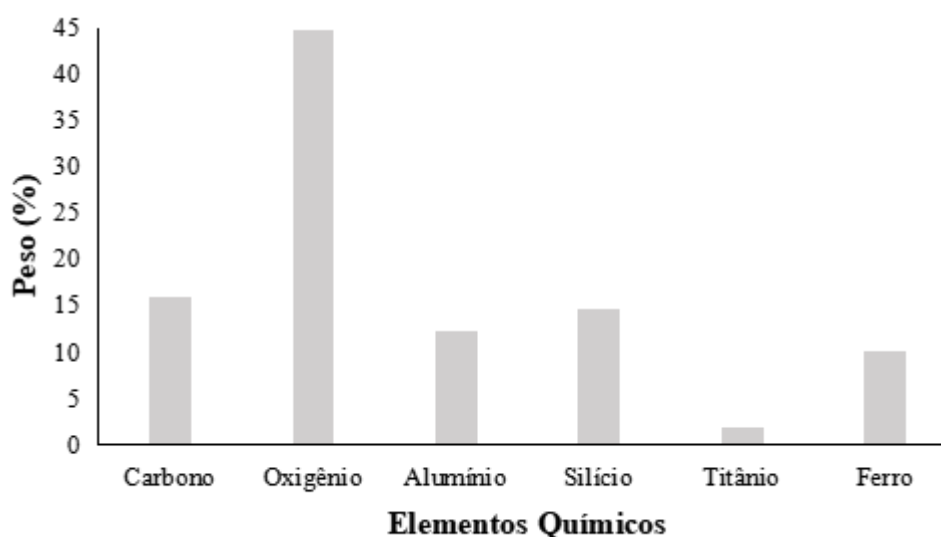


Figura 11. Distribuição percentual dos principais elementos químicos da amostra obtida por MEV-EDS. Fonte: O autor (2026).

A Tabela 6 apresenta o espectro de soma de mapas, onde peso (%) identifica a fração de massa de cada elemento, sigma (%), o desvio padrão, e a % atômica reflete a proporção de átomos presentes. A linha espectral da série K é comumente utilizada para identificar elementos leves e médios (C, O, Al, Si e Fe).

Tabela 5. Composição química elementar da amostra obtida por MEV-EDS a partir do espectro de soma de mapas.

Espectro de Soma de Mapas				
Elemento	Linha espectral	Peso (%)	Sigma (%)	% Atômica
Carbono	K	16,00	6,71	24,94
Oxigênio	K	44,91	4,14	52,55
Alumínio	K	12,37	1,23	8,59
Silício	K	14,68	1,42	9,78
Titânio	K	1,95	0,43	0,76
Ferro	K	10,10	1,19	3,38
Total	K	100,00	-	100,00

Fonte: O autor (2026).

4 DISCUSSÃO

4.1 Curva de retenção de água no solo

As maiores umidades de saturação (θ_s) observadas nos tratamentos com 5% e 10% de lixiviado jovem (T2 e T3) sugerem incremento na porosidade total do solo. Essa constatação é associada ao aumento do teor de matéria orgânica proveniente do lixiviado, bem como melhoria da estabilidade de agregados, que pode ser evidenciada pela discriminação dos tratamentos T2 e T3 pelo Diâmetro Médio Ponderado (DMP) na análise de componentes principais (Figuras 7 e 8). Estudos indicam que a incorporação de compostos orgânicos pode favorecer a formação de agregados estáveis, ampliando o volume de macroporos e mesoporos, o que resulta na elevação de θ_s e melhor estruturação do solo (Blanco-Canqui & Lal, 2004; Rawls *et al.*, 2003), haja vista a matéria orgânica atuar como um importante agente agregante, aumentando a porosidade estrutural do solo.

Entretanto, a redução da umidade de saturação em concentrações mais elevadas de lixiviado (T4 e T5) pode estar relacionada a efeitos dispersivos causados pelo excesso de sais solúveis, principalmente nos tratamentos com lixiviados jovens. A literatura demonstra que elevadas concentrações salinas podem provocar dispersão de argilas, obstrução de poros e redução da macroporosidade, impactando negativamente a estrutura do solo (Sumner, 1993;

Rengasamy, 2006). Esse comportamento reforça a importância do controle da dose e da qualidade química do efluente aplicado.

No que se refere à capacidade de campo (-10 kPa), os maiores valores observados em T1, T2, T3 e T9 indicam maior retenção de água nos poros de diâmetro intermediário, considerados fundamentais para o armazenamento de água disponível às plantas. A adição de resíduos orgânicos pode aumentar a retenção de água nessa faixa de potencial matricial, principalmente em solos de textura média a arenosa, devido ao incremento da microporosidade estrutural (Hudson, 1995; Minasny e McBratney, 2018).

Quanto ao ponto de murcha permanente (-1500 kPa), os maiores valores registrados em T1 e T3 indicam maior retenção de água fortemente adsorvida aos coloides do solo, característica associada ao aumento da fração fina e da superfície específica proporcionada pela matéria orgânica. Segundo Rawls *et al.* (2003), o aumento do teor de carbono orgânico tende a elevar tanto a água retida na capacidade de campo quanto no ponto de murcha permanente, embora o efeito seja geralmente mais pronunciado na faixa intermediária de retenção.

A análise da água disponível (AD) demonstra que tratamentos como T7, T4 e T2 apresentaram maiores valores, sugerindo que determinados níveis de lixiviado promoveram distribuição mais equilibrada do tamanho de poros. A literatura destaca que a melhoria da estrutura do solo decorrente da adição de matéria orgânica pode aumentar a proporção de mesoporos, responsáveis pela retenção de água prontamente disponível (Dexter, 2004). Contudo, aplicações excessivas ou com elevada carga salina podem reduzir essa fração, reforçando a necessidade de manejo criterioso.

Os parâmetros α , n e m também fornecem suporte à interpretação dos resultados. O parâmetro α , relacionado à pressão de entrada de ar, é sensível às alterações na macroporosidade; aumentos em α geralmente indicam maior proporção de poros de maior diâmetro. Por sua vez, o parâmetro n reflete a inclinação da curva e está associado à uniformidade da distribuição de poros, ao passo que m está relacionado à forma da curva e à conectividade do sistema poroso (van Genuchten, 1980). Alterações nesses parâmetros entre tratamentos indicam que o lixiviado influenciaram a organização estrutural do solo, modificando o padrão de retenção e liberação de água.

De forma geral, os nossos resultados corroboram achados da literatura que apontam efeitos positivos da adição controlada de resíduos orgânicos sobre a qualidade físico-hídrica do solo, sobretudo em doses moderadas. Entretanto, concentrações elevadas ou com alta salinidade podem comprometer a estrutura e reduzir a eficiência do armazenamento e da disponibilidade de água. Assim, o manejo adequado do tipo e da concentração do lixiviado é fundamental para

maximizar benefícios agronômicos e minimizar riscos à estrutura e à funcionalidade hídrica do solo.

4.2 Matriz de correlação, análise fatorial e análise de componentes principais

A correlação positiva entre fração silte e diâmetro médio ponderado (DMP) indica formação de agregados estabilizados, haja vista se relacionarem com as frações inorgânicas texturais, diferentes partições da matéria orgânica e a estabilidade agregada em solos (Yao *et al.*, 2020). A presença de correlações negativas entre DMP e variáveis como densidade do solo (DS), pH, Ca^{2+} , capacidade de troca catiônica (T) e saturação por bases (V%) sugere que mudanças químicas associadas a variações de bases trocáveis podem impactar a estrutura física do solo, podendo alterar cargas superficiais dos coloides e modificar a agregação das partículas do solo (Albuquerque *et al.*, 2024).

A Análise Fatorial (AF) indica que os grupos de variáveis estão estruturados em componentes subjacentes. A formação de um fator dominante reunindo DMP, pH, acidez potencial ($\text{H}^+ + \text{Al}$) e V% destaca a importância do equilíbrio entre acidez e bases para a estabilidade física do solo, um achado consistente que mostra o papel do pH e da saturação por bases na dinâmica estrutural e fertilidade do solo (Yescas-coronado *et al.*, 2022). A fertilidade do solo é dominada pelo íon sódio (Na^+), sendo indicativo de limitações para o crescimento vegetal, com exceção de plantas tolerantes como o capim vetiver.

A dinâmica dos cátions monovalentes (Na^+ , K^+) (F2) e a percentagem de sódio trocável (PST) indicam presença de sodicidade. Com padrões similares em solos salinizados, onde Na^+ e PST são vetores dominantes de variabilidade química, comum em regiões semiáridas, apresentando, dessa forma, restrições físicas e químicas (Silva *et al.*, 2020). Quanto ao F3, as variáveis discriminantes macroporosidade, carbono orgânico total (COT) e fósforo (P) confirmam que a matéria orgânica é fator chave da qualidade física do solo, na medida em que promove agregação, espaço poroso e ciclagem de nutrientes (Nascente *et al.*, 2015). O fator 4 discriminou a fração areia, densidade do solo (DS) e ponto de murcha permanente (PMP), o que reflete a influência da textura na retenção de água no solo e densidade do solo, em solos do semiárido (Oliveira *et al.*, 2021). Por sua vez, o F5, composto por microporosidade, água disponível (AD), condutividade elétrica (CE) e Ca^{2+} , indica que a salinidade e a concentração de cátions influenciam a capacidade de retenção de água no solo, em estudos sobre sais em perfil hídrico (Zhang *et al.*, 2019).

A Análise de Componentes Principais (ACP) indicou a capacidade de distinguir variáveis por meio de agrupamento nos tratamentos estudados. O controle com água de

abastecimento (AA) discriminou os atributos físicos (DS, areia, CC, AD) e coincide com evidências de que solos sem influência de lixiviados mantêm características físicas estáveis (Li *et al.*, 2025). Por outro lado, a diferenciação dos tratamentos com lixiviados estabilizados por variáveis como CE, PST, Na^+ e K^+ é compatível com padrões de salinização observados em solos irrigados com águas de maior condutividade, onde PCAs mostram forte contribuição de sais solúveis à variabilidade dos atributos de solos (Negacz *et al.*, 2022). Vale ressaltar que a classe de Argissolo, em condições de semiárido, apresenta argila de atividade baixa, o que confere boa permeabilidade, havendo, portanto, riscos de contaminação de lixiviação em profundidade, comprometendo a qualidade do lençol freático. O tratamento AE, distinguido pelos atributos argila, macroporosidade, pH, fósforo, V%, Mg^{2+} e T sugere que mudanças texturais influenciam a química e as propriedades de troca de cátions em solos de argila de atividade coloidal alta, apresentando capacidade de retenção de cátions (CTC), alterando a dinâmica de pH e fertilidade do solo (Rakhsh *et al.*, 2017).

De forma integrada, os resultados indicam que os lixiviados, especialmente os estabilizados, promoveram modificações simultâneas nos atributos físicos e químicos do solo, com destaque para o aumento da condutividade elétrica, incremento de sódio trocável e alterações na estrutura e retenção de água no solo.

Essa interação evidencia que o uso contínuo de lixiviados pode levar à degradação estrutural do solo, comprometendo sua funcionalidade ao longo do tempo. Dessa forma, a análise multivariada (correlação + AF + ACP) mostrou-se eficiente para compreender a complexidade dessas interações, permitindo identificar padrões que não seriam detectados por análises isoladas

4.3 Caracterização por MEV-EDS

A Espectroscopia de Energia Dispersiva (EDS) é uma técnica utilizada para caracterização elementar qualitativa e quantitativa do solo em nível microestrutural (Witherspoon, Cross e Hellested, 2013; Georget, Wilson e Scrivener, 2021). Integrada ao Microscópio Eletrônico de Varredura (MEV), essa técnica permite correlacionar a morfologia e a topografia de uma amostra com sua assinatura química elementar (White, 2008; Davies *et al.*, 2022).

A EDS funciona pela interação entre um feixe de elétrons focado e os átomos da amostra. Elétrons incidentes atingem a amostra e ejetam elétrons das camadas internas dos átomos, os deixando excitados e instáveis (Witherspoon, Cross, e Hellested, 2013). Para

retornar ao estado fundamental, elétrons de camadas mais externas ocupam os espaços vazios, liberando energia na forma de raios-X característicos (Paula e Rocha, 2021).

Como cada elemento químico possui uma estrutura eletrônica particular, a energia desses raios-X é específica para cada elemento (Davies *et al.*, 2022). O detector de EDS identifica os diferentes sinais e gera um espectro que exibe picos de intensidade correspondentes aos elementos; os únicos elementos que não podem ser identificados são hidrogênio, hélio e lítio (Newbury e Ritchie, 2013, 2015; Ali, Zhang e Santos, 2023).

São identificados minerais como caulinita e quartzo a partir das proporções do alumínio (Al), silício (Si) e oxigênio (O) (Paula e Rocha, 2021; Vasistha e Ganguly, 2021), verificando-se a localização de nutrientes ou contaminantes em agregados de solo (Davies *et al.*, 2022). Também ocorre auxílio na compreensão das relações entre a composição química e as propriedades físicas, como porosidade e resistência mecânica (Liu *et al.*, 2015; Paula e Rocha, 2021).

Ele também é utilizado para verificar a eficiência de materiais do solo na adsorção de metais pesados ou fósforo, identificando onde esses elementos ficam retidos na estrutura mineral (Guidi *et al.*, 2021; Davies *et al.*, 2022; Mohammed e Moghal, 2025). Dentre as aplicações da EDS está o Mapeamento de Raios-X, por meio do qual o feixe de elétrons varre a amostra e registra um espectro completo para cada pixel da imagem (Newbury; Ritchie, 2013). Isso permite a criação de mapas coloridos que mostram a distribuição espacial de cada elemento, identificando a homogeneidade de fases, a segregação de minerais em solos e outros materiais complexos (Davies *et al.*, 2022; Newbury; Ritchie, 2013).

Solos tropicais apresentam grande heterogeneidade devido ao intemperismo químico. O mapeamento permite separar grupos minerais em diferentes estágios de alteração, como áreas ricas em caulinita adjacentes a grãos de quartzo ou lâminas de micas (Paula e Rocha, 2021).

A presença abundante de quartzo (associada aos altos teores de Si em seus espectros) confere ao solo uma textura arenosa (Silva *et al.*, 2019; 2021). Esses perfis arenosos tendem a apresentar boa drenagem e alta condutividade de água, mas possuem baixa capacidade de retenção hídrica e baixa adsorção de nutrientes (Paula; Rocha, 2021; Suzuki *et al.*, 2023).

Elementos como o Al e Si, quando organizados em minerais secundários como a caulinita, resultam em uma textura argilosa. Quanto maior for a porcentagem de argila derivada desses minerais, maior será a capacidade de retenção de água, porém menor será a consistência do material (Lima *et al.*, 2021; Paula; Rocha, 2021). Essa caracterização ajuda na compreensão de como a água circula preferencialmente por zonas mais porosas ou menos resistentes (Silva *et al.*, 2021 Chen *et al.*, 2024).

O intemperismo altera a porosidade observada pela MEV ao promover a desintegração física e a decomposição química dos minerais primários, formando cavidades, poros e microestruturas que indicam o estágio de evolução do material (Che *et al.*, 2012; Silva *et al.*, 2020; Suzuki *et al.*, 2023). A observação de muitos poros em imagens de MEV é um indicador direto de um estágio avançado de intemperismo (Paula; Rocha, 2021).

Em materiais menos evoluídos, a microestrutura tende a ser mais maciça, com poros surgindo apenas em pontos isolados de alteração, também é possível observar atividade biológica dentro de poros, marcando a transição entre o processo de intemperismo e a pedogênese (formação do solo propriamente dita) (Paula; Rocha, 2021).

Assim, embora o MEV forneça imagens de alta resolução da morfologia e dos vazios, o pequeno campo de visão da técnica pode limitar a determinação da porosidade, sendo necessárias múltiplas técnicas para uma caracterização representativa (White, 2008; Davies *et al.*, 2022). Auxiliado pela EDS, a MEV deixa de ser uma ferramenta puramente visual e passa a fornecer dados químicos precisos em nível microestrutural (Newbury; Ritchie, 2015).

A mineralogia foi identificada por meio das proporções elementares como o Si, Al e ferro (Fe), exercendo influência direta e determinante sobre as propriedades físicas do solo, especialmente na textura, consistência e no grau de alteração (Silva *et al.*, 2019; 2021). A relação Si/Al obtida via EDS pode ser usada para inferir o grau de alteração das rochas e a evolução pedogenética do solo.

O predomínio de O, Si e Al com teores médios em peso superiores a 70% evidencia uma matriz mineral essencialmente formada por aluminossilicato, compatível com a presença de argilas do tipo caulinita ($\text{Al}_2\text{Si}_2\text{O}_5(\text{OH})_4$) e minerais micáceos, como illita (Kirsten *et al.*, 2021a; Silva *et al.*, 2021; Pessoa *et al.*, 2024). Esses achados podem ser complementados quando se verifica a textura granulométrica obtida em laboratório, com areia (64–66%), silte (7–8%) e argila (26–28%), solo com textura média (franco-arenosa a franco-argilosa), sugerindo presença relevante de quartzo (SiO_2) e argila suficiente para conter aluminossilicatos e óxidos de Fe e Al (Keskinen *et al.*, 2022; Adekiya *et al.*, 2024; Mira-Giraldo *et al.*, 2025; Pasalkar, Kulkarni e Magar, 2025).

A presença de carbono (C) foi observada em alguns espectros, porém com elevados valores de desvio padrão (sigma), sugerindo influência de recobrimento, fita de carbono ou contaminação superficial, sendo, portanto, interpretada com cautela (Davies *et al.*, 2022).

No manejo de solo, o mapeamento de fases minerais distintas é crucial na identificação de elementos cimentantes, como o Fe, que podem estar dispersos uniformemente ou

concentrados em pontos específicos, o que altera a estabilidade dos agregados (Newbury e Ritchie, 2013; Wu *et al.*, 2017; Davies *et al.*, 2022).

Em estudos de solos tropicais, a combinação dos elementos encontrados é frequentemente associada a minerais como caulinita (rica em Al e Si), goethita/hematita (Fe) e micas (como a biotita, que contém K e Fe) (Kirsten *et al.*, 2021b; Pessoa *et al.*, 2024). A presença de K e Fe pode indicar a presença de minerais laminares como biotita e muscovita, típico de materiais que ainda preservam a estrutura da rocha, influenciando a forma como o solo se rompe ou se compacta (Silva *et al.*, 2021; Paula e Rocha, 2021; Pierozan *et al.*, 2023).

Quando comparado aos dados quantitativos, é importante salientar que o solo apresentou estrutura relativamente compactada (densidade variando de 1,47 a 1,55 g cm⁻³) e maior proporção de microporos, típicos de solos com argila de baixa atividade (microporosidade variando de 31 a 49 cm cm⁻³). A presença de óxidos de ferro que atuam como agentes cimentantes, associado a argila fina, podem favorecer a formação de microagregados estáveis e o aumento da microporosidade. Agregados que podem ser visualizados pelas imagens da MEV, onde as partículas de argila formam estruturas menores, angulares e fortemente aderidas (Li *et al.*, 2019; Lima *et al.*, 2022; Paltineanu *et al.*, 2025; Talat *et al.*, 2025).

A variação entre os seus espectros (por exemplo, o Espectro 2 tem 14,45% de Fe, ao passo que o Espectro de Soma tem 10,10%) indica heterogeneidade química, sugerindo a presença de diferentes minerais ou concreções metálicas na microestrutura, comportamento típico de solos tropicais e semiáridos (Lopes *et al.*, 2022).

O conteúdo de ferro pode sugerir a presença de óxidos e hidróxidos de Fe, principalmente hematita (Fe₂O₃) e goethita (FeOOH), típicos de solos submetidos a intenso intemperismo químico, minerais responsáveis por coloração avermelhada ou amarelada e elevada capacidade de adsorção de ânions (Kirsten *et al.*, 2021). Além disso, a detecção de potássio, ainda que em baixos teores, reforça a possibilidade de ocorrência de micas ou feldspatos potássicos residuais (Fakorede *et al.*, 2025).

Na análise química do solo, é importante salientar a relação direta entre Fe e fósforo (P); a presença de Fe detectada por EDS pode estar associada à elevada capacidade de adsorção de fósforo, resultando em baixos teores disponíveis desse nutriente no solo, podendo explicar o porquê do teor de P estar variando de 0,05 a 1,88 mg kg⁻¹ nos tratamentos que não receberam esterco bovino em fundação (Rosello *et al.*, 2022; Yi *et al.*, 2023; Zhao *et al.*, 2023).

A detecção de baixos teores de Titânio pode indicar a ocorrência de minerais acessórios resistentes ao intemperismo, como rutilo (TiO₂) ou ilmenita (FeTiO₃), que tendem a se

concentrar em solos mais evoluídos, atuando como indicadores de maturidade mineralógica (Lopes *et al.*, 2022).

Logo, a mineralogia inferida a partir dos dados de MEV-EDS indica um solo dominado por argilas de baixa atividade, como caulinita, associadas a óxidos de ferro. Esse conjunto mineralógico está diretamente relacionado à baixa capacidade de troca de cátions (CTC) e à reduzida retenção de nutrientes, características comuns em solos tropicais e semiáridos (Masha, Bojago e Belayneh, 2023; Suzuki *et al.*, 2023).

A presença de óxidos de ferro resulta em uma elevada capacidade de adsorção de fósforo, causando maior fixação desse nutriente e menor eficiência da adubação fosfatada. Nesses casos, a aplicação localizada de fertilizantes fosfatados, uso de fontes mais solúveis e incremento de matéria orgânica tornam-se estratégias fundamentais para melhorar a disponibilidade de P às plantas (Fink *et al.*, 2016; Ng *et al.*, 2022).

Do ponto de vista físico-hídrico, a associação entre quartzo e argilas do tipo caulinita favorece boa drenagem do solo, porém limita sua capacidade de retenção de água. Em regiões semiáridas, essa condição exige manejo adequado da irrigação para evitar estresse hídrico das culturas (Kirsten *et al.*, 2021b; Pessoa *et al.*, 2024).

Apesar dessas limitações naturais, solos com esse perfil mineralógico apresentam potencial para uso agrícola, desde que submetidos a práticas adequadas de manejo, como correção da fertilidade, adubação racional e aumento do teor de matéria orgânica. Esses manejos permitem maior eficiência no uso de insumos e contribuem para a sustentabilidade dos sistemas produtivos (Araújo Neto *et al.*, 2022; Ng *et al.*, 2022; Suzuki *et al.*, 2023).

Embora o MEV-EDS não tenha evidenciado alterações estruturais significativas entre os tratamentos, os resultados químicos e físico-hídricos indicam que os efeitos dos lixiviados são mais expressivos em escala funcional do que morfológica.

5 CONCLUSÃO

A aplicação de lixiviados de aterro sanitário altera significativamente os atributos físico-hídricos e químicos do Argissolo. Os lixiviados jovens estiveram relacionados a alterações nos atributos físicos e na acidez do solo, associando-se principalmente ao aumento de (H+Al), silte, DMP e PMP, indicando influência sobre a estrutura e a retenção de água, ao passo que os lixiviados estabilizados apresentaram maior associação com atributos químicos, como CE, PST, Na⁺, K⁺, COT e microporosidade, evidenciando maior impacto na salinidade e na dinâmica dos cátions do solo, diferentemente da caracterização inicial dos lixiviados.

Baixas concentrações de lixiviado jovem favoreceram a retenção de água no solo (5% e 10%). Em contraste, maiores concentrações e o uso de lixiviado estabilizado aumentaram a condutividade elétrica e o sódio trocável, indicando risco de salinização e sodificação.

A análise multivariada permitiu distinguir os efeitos dos tratamentos, mostrando forte associação dos lixiviados estabilizados com atributos relacionados à salinidade. A micromorfologia e a EDS do solo apresentaram composição dominada por O, Si, Al e Fe, Ti e K, indicando heterogeneidade química e presença de matéria orgânica. A relação Si/Al indica evolução pedogenética (solo intemperizado, com boa permeabilidade, que reflete capacidade de lixiviar contaminantes) e o carbono contribuindo para a complexidade química e relevância ambiental. Assim, não foram observadas alterações microestruturais relevantes, indicando que os impactos ocorrem principalmente em nível físico e químico.

Portanto, o uso de lixiviados deve ser feito com cautela, sendo mais seguro em baixas diluições e com monitoramento contínuo do solo.

REFERÊNCIAS

- ABD EL-SALAM, Magda M.; ABU-ZUID, Gaber I. Impact of landfill leachate on the groundwater quality: A case study in Egypt. **Journal of Advanced Research**, v. 6, n. 4, p. 579-586, 2015.
- ABREMA (Associação Brasileira de Resíduos e Meio Ambiente). **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2024**. São Paulo: Abrema, 2025. Disponível em: <https://www.abrema.org.br/panorama/>. Acesso em: 26 fev. 2026.
- ADEKIYA, Aruna Olasekan *et al.* Mineralogical compositions of soils under three geological formations in some parts of Ogun state, Nigeria and their agricultural potentials. **Scientific Reports**, v. 14, n. 1, p. 6905, 22 mar. 2024.
- ALBERTO, E. D. *et al.* Potential of *Chrysopogon zizanioides* in the remediation of landfill leachate: a review. **International Journal of Phytoremediation**, v. 24, n. 3, p. 225-236, 2022.
- ALBUQUERQUE, C. G. D. *et al.* Relationship between pH and base saturation associated with soil cation exchange capacity in soils of Mato Grosso do Sul, Brazil. **Bragantia**, v. 83, e20230291, 2024. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S000687052024000104602&tlng=en. Acesso em: 18 fev. 2026.
- ALI, Asif; ZHANG, Ning; SANTOS, Rafael M. **Mineral Characterization using Scanning Electron Microscopy (SEM): A Review of the Fundamentals, Advancements, and Research Directions**. Preprints, 31 out. 2023. Disponível em: <https://www.preprints.org/manuscript/202310.2059>. Acesso em: 25 fev. 2026
- ALVARES, Clayton Alcarde *et al.* Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711–728, 1 dez. 2013.
- ARAÚJO NETO, Renato Américo de *et al.* Physical and hydrological characteristics and modelling of the soil water retention curve in the brazilian semi-arid region. **Bioscience Journal**, v. 38, p. e38031–e38031, 24 maio 2022.
- BELASRI, Lamiaa; ARABI, Mourad; SABRI, Safaa; HMIMID, Fouzia; AIT BENICHO, Samah. Transfer of Metals from the Soil to *Medicago sativa* Irrigated with Municipal Landfill Leachate. **Journal of Ecological Engineering**, v. 25, n. 8, p. 336-346, 2024.
- BENADDI, R. *et al.* Impact of Landfill Leachate on Groundwater Quality – A Comparison Between Three Different Landfills in Morocco. **Journal of Ecological Engineering**, v. 23, n. 11, p. 89–94, 2022.
- BIAŁOWIEC, Andrzej; KOZIEL, Jacek A.; MANCZARSKI, Piotr. Stomatal Conductance Measurement for Toxicity Assessment in Zero-Effluent Constructed Wetlands: Effects of Landfill Leachate on Hydrophytes. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 16, n. 3, 4 fev. 2019.

BLANCO-CANQUI, H.; LAL, R. Mechanisms of carbon sequestration in soil aggregates. **Critical Reviews in Plant Sciences**, v. 23, p. 481–504, 2004.

BRASIL. **Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010**. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos. Diário Oficial da União: seção 1, Brasília, DF, 3 ago. 2010. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/112305.htm. Acesso em: 26 fev. 2026.

BRASIL. **Decreto nº 11.413, de 13 de fevereiro de 2023**. Regulamenta a Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos. Diário Oficial da União: seção 1, Brasília, DF, 14 fev. 2023. Disponível em: <https://www2.camara.leg.br/legin/fed/decret/2023/decreto-11413-13-fevereiro-2023-793768-publicacaooriginal-167057-pe.html>. Acesso em: 26 fev. 2026.

BRASIL. **Resolução ANA nº 187, de 19 de março de 2024**. Aprova a Norma de Referência nº 7/2024 para a regulação dos serviços públicos de saneamento básico... Diário Oficial da União: seção 1, Brasília, DF, n. 56, p. 83, 21 mar. 2024. Disponível em: <https://www.gov.br/ana/pt-br/legislacao/resolucoes/resolucoes-regulatorias/2024/187>. Acesso em: 26 fev. 2026.

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... **Diário Oficial do Estado do Ceará**, Fortaleza, 2017.

CHE, Vivian Bih *et al.* Evaluating the degree of weathering in landslide-prone soils in the humid tropics: The case of Limbe, SW Cameroon. **Geoderma**, v. 170, p. 378–389, 15 jan. 2012.

CHEN, Yulu *et al.* Clay minerals transformation in soil particles of Udic Ferrisols under 36-year Chinese milk vetch application in southern China. **Applied Clay Science**, v. 261, p. 107593, 1 dez. 2024.

DANH, Luu Thai *et al.* Phytoremediation of Soils Contaminated by Heavy Metals, Metalloids and Radioactive Materials Using Vetiver Grass, *Chrysopogon zizanioides*. In: **Phytotechnologies: Remediation of Environmental Contaminants**. Boca Raton: CRC Press, 2012. p. 255–280. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/285320488_Phytoremediation_of_Soils_Contaminated_by_Heavy_Metals_Metalloids_and_Radioactive_Materials_Using_Vetiver_Grass_Chrysopogon_zizanioides. Acesso em: 26 fev. 2026.

DAVIES, Thomas E. *et al.* Experimental methods in chemical engineering: Scanning electron microscopy and X-ray ultra-microscopy—SEM and XuM. **The Canadian Journal of Chemical Engineering**, v. 100, n. 11, p. 3145–3159, 2022.

DEXTER, A.R. Soil Physical Quality; Part I. Theory, Effects of Soil Texture, Density, and Organic Matter, and Effects on Root Growth. **Geoderma**, v. 120, p. 201–214, 2004. DOI: 10.1016/j.geoderma.2003.09.004.

DUBREUIL, Vincent *et al.* Os tipos de climas anuais no Brasil: uma aplicação da classificação de Köppen de 1961 a 2015. **Confins**, n. 37, 2018.

FAKOREDE, M. B. *et al.* Mineralogical characterization of soils in the Savanna ecosystem. **Research on Crops**, v. 26, n. 1, p. 76–85, 28 mar. 2025.

FASANI, Elisa *et al.* Phytoremediatory efficiency of *Chrysopogon zizanioides* in the treatment of landfill leachate: a case study. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 26, n. 10, p. 10057–10069, 1 abr. 2019.

FERNANDES, I. M. M. *et al.* Híbridos de Quitosana/Argila para Encapsulamento e Liberação Controlada do Fármaco Dexametasona. **Revista Eletrônica de Materiais e Processos**, v. 14, n. 3, p. 130–139, 2019.

FERREIRA, Daniel Furtado. Sisvar: a computer statistical analysis system. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 35, p. 1039–1042, 2011.

FINK, Jessé R. *et al.* Adsorption and desorption of phosphorus in subtropical soils as affected by management system and mineralogy. **Soil and Tillage Research**, v. 155, p. 62–68, 1 jan. 2016.

GEORGET, Fabien; WILSON, William; SCRIVENER, Karen L. *et al.* Microstructure characterisation from quantified SEM-EDS hypermaps. **Cement and Concrete Research**, v. 141, p. 106327, 1 mar. 2021.

GHASEMI, Asghar; ZAHEDIASL, Saleh. **Normality Tests for Statistical Analysis: A Guide for Non-Statisticians**. [S.l.]: International Journal of Endocrinology and Metabolism, 21 nov. 2011. Disponível em: <<https://brieflands.com/journals/ijem/articles/71904#abstract>>. Acesso em: 18 fev. 2026.

GNANSOUNOU, Edgard; ALVES, Catarina M.; RAMAN, Jegannathan Kenthorai. Multiple applications of vetiver grass – a review. **International Journal of Environmental Science**, v. 2, p. 137–148, 2017.

GUIDI, Patrizia *et al.* New insights into organic carbon stabilization in soil macroaggregates: An *in situ* study by optical microscopy and SEM-EDS technique. **Geoderma**, v. 397, p. 115101, 1 set. 2021.

GUPTA, N.; YADAV, K. K.; KUMAR, V. A review on current status of municipal solid waste management in India. **Journal of Environmental Sciences**, v. 37, p. 206–217, 2015.

HAIR, J. F. *et al.* **Análise Multivariada de Dados**. 6. ed. Porto Alegre: Bookman, 2009.

HOLANDA, Francisco Sandro Rodrigues *et al.* DEVELOPMENT AND MORPHOMETRIC CHARACTERISTICS OF VETIVER GRASS UNDER DIFFERENT DOSES OF ORGANIC FERTILIZER. **Revista Caatinga**, v. 34, p. 20–30, 2021.

HOU, Deyi *et al.* Global soil pollution by toxic metals threatens agriculture and human health. **Science**, v. 388, n. 6744, p. 316–321, 2025. DOI: 10.1126/science.adr5214. Disponível em: https://rau.repository.guildhe.ac.uk/id/eprint/16965/1/adr5214_CombinedPDF_v3%20%281%29.pdf. Acesso em: 26 fev. 2026.

HUDSON, Norman. **Soil Conservation**. 3. ed. Ames: Iowa State University Press, 1995.

JIRU, Endale Bekele; WARI, Buchura Negesse. Review: Role of Vetiver Grass (*Vetiveria zizanioides* L.) for Soil and Water Conservation in Ethiopia. **International Journal of Agricultural Economics**, v. 4, n. 3, p. 87–93, maio 2019.

KESKINEN, Riikka *et al.* Mineral composition and its relations to readily available element concentrations in cultivated soils of Finland. **Acta Agriculturae Scandinavica, Section B — Soil & Plant Science**, v. 72, n. 1, p. 751–760, 31 dez. 2022.

KIRSTEN, Maximilian *et al.* Iron oxides and aluminous clays selectively control soil carbon storage and stability in the humid tropics. **Scientific Reports**, v. 11, n. 1, p. 5076, 3 mar. 2021a.

KIRSTEN, Maximilian *et al.* Aluminous clay and pedogenic Fe oxides modulate aggregation and related carbon contents in soils of the humid tropics. **SOIL**, v. 7, n. 2, p. 363–375, 6 jul. 2021b.

LI, Shan *et al.* Spatial variability of soil bulk density and its controlling factors in an agricultural intensive area of Chengdu Plain, Southwest China. **Journal of Integrative Agriculture**, v. 18, n. 2, p. 290–300, 1 fev. 2019.

LI, Z. *et al.* Evaluating the dual impact of microbial activity and aged refuse layers on landfill leachate clogging: An experimental and LCA perspective. **Cleaner Engineering and Technology**, v. 24, 100887, 2025. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S2666790825000102>. Acesso em: 18 fev. 2026.

LIMA, Ana Paula Barbosa *et al.* Weathering sequence of soils along a basalt-sandstone toposequence in the Brazilian Cerrado. **Geoderma**, v. 394, p. 115009, 15 jul. 2021.

LIMA, Renato P. *et al.* Texture and degree of compactness effect on the pore size distribution in weathered tropical soils. **Soil and Tillage Research**, v. 215, p. 105215, 1 jan. 2022.

LINDAMULLA, Lahiru *et al.* Municipal Solid Waste Landfill Leachate Characteristics and Their Treatment Options in Tropical Countries. **Current Pollution Reports**, v. 8, n. 3, p. 273–287, 1 set. 2022.

LIU, Honghua *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, jul. 2021.

LIU, Yingzi *et al.* Micro- to Nanoscale Morphologies and Chemical Components of Soils Investigated by SEM-EDS for Forensic Science. **Journal of Chemistry**, v. 2015, n. 1, p. 734560, 2015.

LOPES, Thaís Cristina de Souza *et al.* Clay Fraction Mineralogy and Structural Soil Attributes of Two Soil Classes under the Semi-Arid Climate of Brazil. **Land**, v. 11, n. 12, 3 dez. 2022.

MARQUES, Michelle da Silva *et al.* Análise bibliométrica sobre o uso de água residuária na agricultura. **Research, Society and Development**, v. 11, n. 3, e30311326105, 22 fev. 2022.

MASHA, Mamush; BOJAGO, Elias; BELAYNEH, Mengie. Assessing the impacts of soil and water conservation practices on soil physicochemical properties in contrasting slope landscapes of Southern Ethiopia. **Journal of Agriculture and Food Research**, v. 14, p. 100876, 1 dez. 2023.

MIRA-GIRALDO, José Miguel; CERÓN-MUÑOZ, Mario Fernando; MEDINA-SIERRA, Marisol. Textura del suelo en sistemas productivos de cacao y ganadería en el departamento de Antioquia, Colombia. **Revista de Investigaciones Veterinarias del Perú**, v. 36, n. 1, p. e26349–e26349, 28 fev. 2025.

MINASNY, B.; MCBRATNEY, A.B. Limited effect of organic matter on soil available water capacity. **European Journal of Soil Science**, v. 69, p. 39–47, 2018. DOI: 10.1111/ejss.12526.

MOHAMMED, Syed Abu Sayeed; MOGHAL, Arif Ali Baig. Investigating the Adsorption Properties of Soil Additive Mixtures Using Microstructural Characterization Techniques for Liner Applications. **Sustainable Intelligent Infrastructure**, v. 1, n. 1, p. 19–28, 11 abr. 2025.

NASCENTE, A. S.; LI, Y.; CRUSCIOL, C. A. C. Soil Aggregation, Organic Carbon Concentration, and Soil Bulk Density As Affected by Cover Crop Species in a No-Tillage System. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 39, n. 3, p. 871–879, 2015. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-06832015000300871&lng=en&tlng=en. Acesso em: 18 fev. 2026.

NEGACZ, K. *et al.* Saline soils worldwide: Identifying the most promising areas for saline agriculture. **Journal of Arid Environments**, v. 203, 104775, 2022. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0140196322000702>. Acesso em: 18 fev. 2026.

NEWBURY, Dale E.; RITCHIE, Nicholas W. M. Elemental mapping of microstructures by scanning electron microscopy-energy dispersive X-ray spectrometry (SEM-EDS): extraordinary advances with the silicon drift detector (SDD). **Journal of Analytical Atomic Spectrometry**, v. 28, n. 7, p. 973–988, 12 jun. 2013.

NEWBURY, Dale E.; RITCHIE, Nicholas W. M. Performing elemental microanalysis with high accuracy and high precision by scanning electron microscopy/silicon drift detector energy-dispersive X-ray spectrometry (SEM/SDD-EDS). **Journal of Materials Science**, v. 50, n. 2, p. 493–518, 1 jan. 2015.

NG, Ji Feng *et al.* Soil Nutrient Retention and pH Buffering Capacity Are Enhanced by Calciprill and Sodium Silicate. **Agronomy**, v. 12, n. 1, 16 jan. 2022.

OLIVEIRA, L. L. P. *et al.* Water retention in Cambisols under land uses in semiarid region of Brazil. **Journal of Arid Environments**, v. 189, 104483, 2021. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0140196321000495>. Acesso em: 18 fev. 2026.

OZBAY, Gulnihal *et al.* Design and Operation of Effective Landfills with Minimal Effects on the Environment and Human Health. **Journal of Environmental and Public Health**, v. 2021, n. 1, p. 6921607, 2021.

ÖZÇOBAN, Mehmet Şükrü; ACARER, Seren; TÜFEKCI, Neşe. Effect of solid waste landfill leachate contaminants on hydraulic conductivity of landfill liners. **Water Science and Technology**, v. 85, n. 5, p. 1581-1599, mar. 2022. DOI: 10.2166/wst.2022.033. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/358338440_Effect_of_solid_waste_landfill_leachate_contaminants_on_hydraulic_conductivity_of_landfill_liners. Acesso em: 26 fev. 2026.

PALTINEANU, Cristian *et al.* Soil organic carbon to clay ratio and bulk density related to some basic soil variables in Romania. **Soil Use and Management**, v. 41, n. 1, p. e70065, 2025.

PARRON, L. M.; MUNIZ, H. de F.; PEREIRA, C. M. **Manual de procedimentos de amostragem e análise físico-química de água**. 2011.

PARVIN, Fahmida; TAREQ, Shafi M. Impact of landfill leachate contamination on surface and groundwater of Bangladesh: a systematic review and possible public health risks assessment. **Applied Water Science**, v. 11, n. 6, p. 100, 29 maio 2021.

PASALKAR, Sheetal; KULKARNI, Savita; MAGAR, Arun. Textural Analysis and GIS Mapping of Agricultural Soil Samples from the Karha River Basin, Pune District, Maharashtra, India. **Asian Soil Research Journal**, v. 9, n. 3, p. 107–124, 12 jul. 2025.

PAULA, Rafaela Teixeira; ROCHA, Geraldo César. Caracterização Física e Mineralógica de Materiais Intempéricos na Área Urbana de Juiz de Fora – MG, através de Análise Macroscópica, Difratorômetro de Raios-X (DRX) e Microscópio Eletrônico de Varredura (MEV). **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 14, n. 3, p. 1787–1804, 20 jul. 2021.

PAZOKI, Maryam *et al.* Attenuation of municipal landfill leachate through land treatment. **Journal of Environmental Health Science and Engineering**, v. 12, n. 1, p. 12, 7 jan. 2014.

PEREIRA, L. S. *et al.* **Crop evapotranspiration. Guidelines for computing crop water requirements. Second edition, revised 2025**. 2ª ed. Rome, Italy: FAO, 2025.

PERERA, K. r. s; YATAWARA, Mangala. Phytoremediation of partially treated MSW leachate by selected free floating and emergent macrophytes in subsurface vertical flow constructed wetlands. **Environmental Technology & Innovation**, v. 24, p. 101928, 1º nov. 2021.

PESSOA, Thaís Nascimento *et al.* Clay mineral composition drives soil structure behavior and the associated physical properties in Brazilian Oxisols. **Geoderma Regional**, v. 38, p. e00837, 1º set. 2024.

PIEROZAN, Rodrigo Cesar *et al.* Influence of variables related to soil weathering on the geomechanical performance of tropical soils. **Journal of Rock Mechanics and Geotechnical Engineering**, v. 15, n. 9, p. 2423–2440, 1º set. 2023.

PODLASEK, Anna *et al.* Characteristics and pollution potential of leachate from municipal solid waste landfills: Practical examples from Poland and the Czech Republic and a comprehensive evaluation in a global context. **Journal of Environmental Management**, v. 332, p. 117328, 15 abr. 2023.

RAM, Meetha; BRACCI, Enrico. Waste Management, Waste Indicators and the Relationship with Sustainable Development Goals (SDGs): A Systematic Literature Review. **Sustainability**, v. 16, n. 19, p. 8486, 2024. DOI: 10.3390/su16198486.

RAMOS-ARCOS, S. A. *et al.* Phytoremediation of landfill leachate using vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) and cattail (*Typha latifolia*). **Applied Ecology and Environmental Research**, v. 17, n. 2, p. 2619-2630, 2019. DOI: 10.15666/aeer/1702_26192630. Disponível em: https://www.aloki.hu/pdf/1702_26192630.pdf. Acesso em: 26 fev. 2026.

RAWLS, W. J. *et al.* Effect of soil organic carbon on soil water retention. **Geoderma**, v. 116, n. 1, p. 61–76, 1 set. 2003.

REGES, Layla Bruna Lopes *et al.* Hydraulic Performance and Mitigation of Biofouling in Drippers Applying Aquaculture Effluent with Anti-Clogging Fertilizer. **AgriEngineering**, v. 7, n. 6, 12 jun. 2025.

RENGASAMY, P. Soil salinity and sodicity. In: STEVENS, D. *et al.* (ed.). **Growing crops with reclaimed wastewater**. Collingwood: CSIRO Publishing, 2006. p. 125–138.

RIBEIRO, A. C.; GUIMARÃES, P. T. G.; ALVAREZ, V. V. H. (ed.). **Recomendações para o Uso de Corretivos e Fertilizantes em Minas Gerais: 5ª aproximação**. Viçosa: Comissão de Fertilidade do Solo do Estado de Minas Gerais; Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1999.

ROSELLO, C. H. *et al.* Investigating phosphate-adsorption behaviour on a real ferrallitic-ferritic soil using a pluralistic approach under non-controlled conditions. **Soil Research**, v. 61, n. 4, p. 378–396, 16 dez. 2022.

SANTOS, H.G. *et al.* **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 6. ed. Brasília: Embrapa, 2025. 393 p. Disponível em: <https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/1176834/sistema-brasileiro-de-classificacao-de-solos>. Acesso em: 31 jan. 2026.

SANTOS, Adriana da Silva *et al.* Importância do reuso de água para irrigação no Semiárido. **Meio Ambiente (Brasil)**, v. 2, n. 3, 5 jul. 2020.

SIDDIQI, Sajjad Ahmad *et al.* Characterization and pollution potential of leachate from urban landfills during dry and wet periods in arid regions. **Water Supply**, v. 22, n. 3, p. 3462–3483, 17 nov. 2021.

SILVA, A. J. D. *et al.* Reduction of salinity and sodicity of saline-sodic soils under field conditions in Brazilian semi-arid region. **Scientia Plena**, v. 16, n. 9, 2020. Disponível em: <https://www.scientiaplenu.org.br/sp/article/view/5735>. Acesso em: 18 fev. 2026.

SILVA, Fernanda Magno *et al.* Tropical Soil Toposequence Characterization via pXRF Spectrometry. **Soil Science Society of America Journal**, v. 83, n. 4, p. 1153–1166, 2019.

SILVA, Fernanda Magno *et al.* Chemical and mineralogical changes in the textural fractions of quartzite-derived tropical soils, along weathering, assessed by portable X-ray fluorescence spectrometry and X-ray diffraction. **Journal of South American Earth Sciences**, v. 112, p. 103634, 1 dez. 2021.

SILVA, Ygor Jacques Agra Bezerra *et al.* Concentrations of major and trace elements in soil profiles developed over granites across a climosequence in northeastern Brazil. **CATENA**, v. 193, p. 104641, 1º out. 2020.

SINGH, Shubhra; JANARDHANA RAJU, N.; 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 and Management**, v. 8, p. 150–156, 1º dez. 2017.

SUMNER, M.E. Sodic soils: new perspectives. **Australian Journal of Soil Research**, v. 31, p. 683-750, 1993.

SUZUKI, Luis Eduardo Akiyoshi Sanches *et al.* Challenges in the Management of Environmentally Fragile Sandy Soils in Southern Brazil. **Soil Systems**, v. 7, n. 1, 1º fev. 2023.

TALAT, Ahmed Ehab *et al.* Quantification of the Loess Plateau's soil hydrodynamics in relation to bulk density. **Soil Science Society of America Journal**, v. 89, n. 2, p. e70036, 2025.

TEIXEIRA, P. C. *et al.* (ed.). **Manual de métodos de análise de solo**. Brasília: Embrapa, 2017.

UNDESA (United Nations Department of Economic and Social Affairs). **World Urbanization Prospects: The 2025 Revision**. New York: United Nations, 2025. Disponível em: <https://www.un.org/development/desa/pd/world-urbanization-prospects-2025>. Acesso em: 26 fev. 2026.

UNEP (United Nations Environment Programme). **Global Waste Management Outlook 2024**. Nairobi: UNEP, 2024. Disponível em: <https://www.unep.org/resources/global-waste-management-outlook-2024>. Acesso em: 26 fev. 2026.

VAN GENUCHTEN, M. Th. A Closed-form Equation for Predicting the Hydraulic Conductivity of Unsaturated Soils. **Soil Science Society of America Journal**, v. 44, n. 5, p. 892–898, 1980.

VASISTHA, Prachi; GANGULY, Rajiv. Spectral characterization of sediment of two lake water bodies and its surrounding soil in Haryana, India. **Arabian Journal of Geosciences**, v. 14, n. 1, p. 48, 8 jan. 2021.

WANG, Jiachen; QIAO, Zhen. A comprehensive review of landfill leachate treatment technologies. **Frontiers in Environmental Science**, v. 12, 1439128, 2024. DOI: 10.3389/fenvs.2024.1439128.

WHITE, Norman G. Scanning Electron Microscopy. *In: Methods of Soil Analysis Part 5—Mineralogical Methods*. [S.l.]: John Wiley & Sons, Ltd, 2008. p. 269–297.

WITHERSPOON, Kenny C.; CROSS, Brian J.; HELLESTED, Mandi D. Combined Electron Excitation and X-Ray Excitation for Spectrometry in the SEM. **Microscopy Today**, v. 21, n. 4, p. 24–28, 1 jul. 2013.

YAO, Y. *et al.* Responses of soil aggregate stability, erodibility and nutrient enrichment to simulated extreme heavy rainfall. **Science of The Total Environment**, v. 709, 136150, 2020. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0048969719361467>. Acesso em: 18 fev. 2026.

WU, Xinliang *et al.* Effects of soil physicochemical properties on aggregate stability along a weathering gradient. **CATENA**, v. 156, p. 205–215, 1 set. 2017.

YEOMANS, J. C.; BREMNER, J. M. A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 19, n. 13, p. 1467–1476, 1 out. 1988.

YESCAS-CORONADO, P. *et al.* Covariables of Soil-Forming Factors and Their Influence on pH Distribution and Spatial Variability. **Agriculture**, v. 12, n. 12, p. 2132, 2022. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2077-0472/12/12/2132>. Acesso em: 18 fev. 2026.

YODER, Robert E. A Direct Method of Aggregate Analysis of Soils and a Study of the Physical Nature of Erosion Losses. **Journal of the American Society of Agronomy**, v. 28, p. 337–351, maio 1936.

YU, Yan; ROWE, R. Kerry. Geosynthetic liner integrity and stability analysis for a waste containment facility with a preferential slip plane within the liner system. **Geotextiles and Geomembranes**, v. 48, n. 5, p. 634–646, 1º out. 2020.

ZHANG, C. *et al.* Salt leaching and response of *Dianthus chinensis* L. to saline water drip-irrigation in two coastal saline soils. **Agricultural Water Management**, v. 218, p. 8–16, 2019. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0378377418311995>. Acesso em: 18 fev. 2026.

ZHAO, Wantong *et al.* Chemical speciation of phosphorus in farmland soils and soil aggregates around mining areas. **Geoderma**, v. 433, p. 116465, 1º maio 2023.

ZUPANC, Vesna; JUSTIN, Maja Zupančič. Changes in soil characteristics during landfill leachate irrigation of *Populus deltoides*. **Waste Management**, v. 30, n. 11, p. 2130–2136, nov. 2010.