CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS FRESCOS DISPOSTOS EM ATERRO SANITÁRIO NO SEMIÁRIDO BRASILEIRO

Daniel Epifânio Bezerra[(1)]
Doutorando em Engenharia Civil e Ambiental, Mestre engenharia Civil e Ambiental, graduado em Engenharia Sanitária e Ambiental
Maria Fernanda Lopes de Araújo [(2)]
Graduanda em Engenharia Sanitária e Ambiental
Victor Emmanuel Avelino Gomes Bahia[(3)]
Doutorando em Engenharia Civil e Ambiental, Mestre engenharia Civil e Ambiental, graduado em Engenharia Civil
Cláudio Luis de Araújo Neto[(4)]
Doutor em Engenharia Civil e Ambiental, mestre em Engenharia Civil, graduado em Engenharia Sanitária e Ambiental e licenciado em Ciências Agrárias. Professor do Curso de Engenharia Ambiental e Sanitária e do Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental da Universidade Federal do Maranhão (UFMA)
Márcio Camargo de Melo[(5)]
Doutor em Ciências e Engenharia de Materiais, mestre em Engenharia Civil e Ambiental, licenciado em Ciências Biológicas e em Matemática. Professor do Curso de Engenharia Civil e do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental (UFCG).

RESUMO

A caracterização físico-química de resíduos sólidos urbanos (RSU) constitui uma importante ferramenta para compreensão dos processos biodegradativos, estimativa do potencial poluidor e avaliação do comportamento geotécnico de aterros sanitários. Nesse contexto, o presente estudo avaliou a composição gravimétrica e as propriedades físico-químicas de resíduos sólidos urbanos frescos provenientes do Aterro Sanitário de Campina Grande-PB, localizado no semiárido brasileiro. A composição gravimétrica evidenciou predominância das frações matéria orgânica putrescível, plásticos e têxteis sanitários, representando aproximadamente 73% da massa total dos resíduos. As análises físico-químicas indicaram pH ácido (5,64), elevadas concentrações de DBO (12.000 mg/L) e DQO (23.850 mg/L), além de relação DBO/DQO próxima de 0,50, confirmando características típicas da fase acidogênica da degradação anaeróbia. Também foram observadas concentrações expressivas de cloretos, sulfatos e metais dissolvidos, refletindo elevada carga orgânica, intensa atividade microbiológica e significativa mobilização de contaminantes. Os resultados demonstram que os resíduos avaliados apresentam elevada reatividade bioquímica e potencial poluidor, evidenciando a necessidade de sistemas eficientes de impermeabilização e tratamento de lixiviados em aterros sanitários localizados em regiões semiáridas.

PALAVRAS-CHAVE: resíduos sólidos urbanos, aterro sanitário, caracterização físico-química

1. Introdução

O aumento da geração de resíduos sólidos urbanos (RSU) tem se consolidado como um dos principais desafios ambientais enfrentados pelos centros urbanos contemporâneos, especialmente em países em desenvolvimento, onde o crescimento populacional, a urbanização acelerada e as mudanças nos padrões de consumo intensificam a pressão sobre os sistemas de gerenciamento e disposição final de resíduos (CALDERÓN MÁRQUEZ et al., 2019; ZOHRA DERIAS et al., 2026). Nesse contexto, os aterros sanitários permanecem como a principal alternativa de disposição final ambientalmente controlada dos RSU, desempenhando papel fundamental na mitigação dos impactos associados ao descarte inadequado desses materiais (KJELDSEN et al., 2002).

Apesar de sua ampla utilização, os aterros sanitários constituem sistemas complexos e dinâmicos, nos quais ocorrem simultaneamente processos físicos, químicos, biológicos e geotécnicos que modificam continuamente as características dos resíduos aterrados. A decomposição da matéria orgânica promove alterações significativas na composição do lixiviado, na geração de gases, no desenvolvimento de recalques e na estabilidade do maciço sanitário, tornando indispensável a compreensão das propriedades físico-químicas dos resíduos dispostos (ABREU;

VILAR, 2017). Dessa forma, a caracterização dos RSU representa uma etapa essencial para o entendimento da evolução dos processos biodegradativos e para o adequado gerenciamento operacional dos aterros sanitários.

A composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos varia consideravelmente em função de fatores socioeconômicos, culturais, climáticos e regionais. Em regiões semiáridas, por exemplo, as condições de elevada temperatura, baixa precipitação pluviométrica e reduzida infiltração hídrica podem influenciar diretamente os mecanismos de degradação da matéria orgânica, alterando a dinâmica de geração de lixiviado, a concentração de compostos dissolvidos e o comportamento geotécnico do maciço de resíduos (DE ARAÚJO NETO et al., 2021). Além disso, a elevada presença de matéria orgânica putrescível nos RSU brasileiros intensifica a atividade microbiológica e favorece a formação de lixiviados com elevadas cargas orgânicas e potencial poluidor significativo (MONDELLI et al., 2022).

Parâmetros físico-químicos como potencial hidrogeniônico (pH), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Demanda Química de Oxigênio (DQO), sólidos voláteis, cloretos, sulfatos e metais dissolvidos são amplamente utilizados como indicadores do estágio de degradação dos resíduos e da reatividade bioquímica do sistema. A interpretação integrada desses parâmetros permite identificar a fase biodegradativa predominante no aterro, avaliar o potencial de mobilização de contaminantes e compreender as transformações químicas associadas ao envelhecimento dos resíduos. Além disso, essas informações subsidiam o dimensionamento de sistemas de drenagem, impermeabilização e tratamento de lixiviados, contribuindo para maior segurança ambiental e operacional dos empreendimentos.

Embora existam diversos estudos voltados à caracterização de lixiviados e resíduos aterrados em diferentes regiões do Brasil, ainda são limitadas as investigações relacionadas às características físico-químicas de resíduos sólidos urbanos frescos em aterros sanitários localizados no semiárido brasileiro (ARAÚJO NETO, 2021). Essa lacuna torna-se particularmente relevante diante das especificidades climáticas da região, que podem acelerar ou modificar os processos de biodegradação dos resíduos e influenciar diretamente a qualidade do lixiviado gerado.

Diante desse contexto, o presente estudo teve como objetivo avaliar a composição gravimétrica e as características físico-químicas de resíduos sólidos urbanos frescos provenientes do Aterro Sanitário de Campina Grande-PB, buscando compreender o comportamento biodegradativo inicial dos resíduos e seu potencial de geração de contaminantes em condições típicas do semiárido brasileiro.

2. Objetivos

2.1 Objetivo geral

Avaliar a composição gravimétrica e as características físico-químicas de resíduos sólidos urbanos frescos dispostos em um aterro sanitário localizado no semiárido brasileiro.

2.2 Objetivos específicos

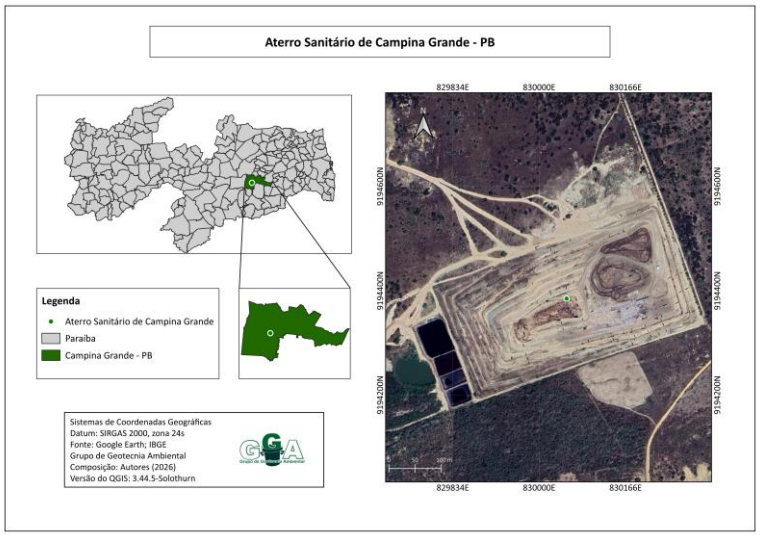
- Determinar a composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos recebidos no Aterro Sanitário de Campina Grande-PB, identificando as frações predominantes presentes na massa de resíduos.
- Caracterizar os parâmetros físico-químicos dos resíduos frescos e do extrato líquido gerado, por meio da determinação de pH, DBO, DQO, sólidos voláteis, cloretos, sulfatos, nitrogênio amoniacal total e metais dissolvidos.
- Analisar a relação entre as propriedades físico-químicas dos resíduos, discutindo suas implicações ambientais, operacionais e geotécnicas no comportamento do aterro sanitário.

3. Metodologia

3.1 Caracterização de área experimental

O presente estudo foi desenvolvido a partir da análise de resíduos sólidos urbanos (RSU) provenientes do Aterro Sanitário de Campina Grande-PB (ASCG). O empreendimento é administrado pela empresa Ecoparque e está localizado na Fazenda Logradouro II, no distrito de Catolé de Boa Vista, município de Campina Grande, nas coordenadas geográficas 7°16′44,4″ S e 36°00′44,0″ W, conforme ilustrado na Figura 1.

Figura 1 - Mapa de georreferenciamento do ASCG



Fonte: Autoria própria (2022)

3.2 Composição gravimétrica dos RSU

Para a realização da análise da composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos (RSU), inicialmente foi executado o procedimento de amostragem no Aterro Sanitário de Campina Grande-PB (ASCG), considerando os resíduos recebidos durante a operação diária do empreendimento. Após a descarga dos caminhões coletores, os resíduos foram acondicionados em pilhas. Em seguida, foram coletadas porções proporcionais de cada pilha com auxílio de equipamentos mecanizados, até atingir aproximadamente 10 toneladas de RSU.

Posteriormente, os resíduos foram encaminhados para um galpão de apoio, onde passaram pelos processos de homogeneização e quarteamento, conforme os procedimentos estabelecidos pela NBR 10007 (ABNT, 2004). As etapas foram repetidas sucessivamente até a obtenção de uma amostra representativa com massa aproximada de 969 kg de RSU, utilizada nas análises de composição gravimétrica.

Os resíduos quarteados foram dispostos em uma lona plástica, e classificados seguindo as instruções de normas técnicas e de estudos da literatura (ARAÚJO NETO, 2021; TAKEDA, 2023; ADEME, 2024; ASTM, 2024), que dividem os resíduos nos seguintes grupos: papel, papelão, plástico, vidro, metal, matéria orgânica putrescível, têxteis sanitários, têxteis e couro, madeira, compósito (materiais constituídos pela junção de mais um tipo de material) e material misto.

Porém, por se tratar de uma composição de resíduos frescos, a categoria “material misto” foi trocada pela categoria “outros”, tendo em vista que, não havia frações pastosas de difícil identificação. Outra adaptação operacional foi a incorporação da categoria compósitos na categoria outros, devido à pequena fração de compósitos identificados na amostra.

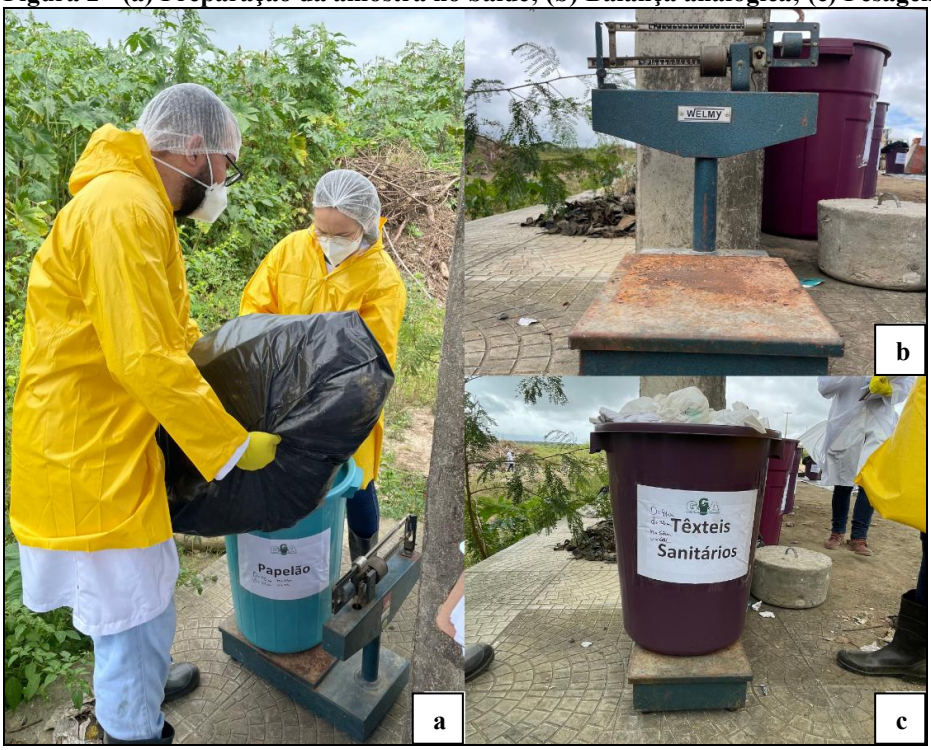
A segregação manual, foi então agrupada em 11 categorias de resíduos: papel, papelão, plástico, vidro, metal, matéria orgânica putrescível, têxteis sanitários, têxteis e couro, madeira e outros, definindo-se assim, a composição gravimétrica. Após a triagem inicial, os resíduos foram acomodados em baldes (Figura 2a), pesados em uma Balança Mecânica Plataforma Welmy com capacidade de carga de 150 kg (Figura 2b), e precisão de 10 g (Figura 2c). Para determinar o percentual de cada componente presente nos resíduos utilizou-se a Equação 01, que relaciona a massa de cada componente a massa total dos resíduos.

$$CF = M_{FS} / M_T \qquad \text{(equação 1)}$$

Sendo:
CF = composição física ou gravimétrica (%);
M_{FS} = massa da fração segregada (kg);

M_T = massa total dos resíduos (kg).

Figura 2 - (a) Preparação da amostra no balde; (b) Balança analógica; (c) Pesagem dos resíduos



Fonte: acervo de pesquisa (2026)

Ao final da segregação, os resíduos foram espalhados sobre uma lona preta, a fim de verificar visualmente cada uma das categorias analisadas (Figura 3).

Figura 3 - Resíduos sólidos urbanos segregados



Fonte: Acervo de pesquisa (2026)

3.3 Caracterização físico-química dos RSU

As análises físico-químicas de RSU tiveram como objetivo subsidiar a avaliação da degradação dos resíduos, bem como sua interferência nos aspectos mecânicos e geotécnicos do ASCG. Para isso, foram realizados

ensaios de caracterização gravimétrica e volumétrica, determinação do teor de umidade, peso específico, tamanho das partículas, pH, teor de sólidos voláteis e DQO.

Na Tabela 1 estão descritos os ensaios e as metodologias adotadas para a caracterização físico-química dos RSU.

Tabela 1 - Parâmetros e métodos físico-químicos

Parâmetros	***Método***
Composição gravimétrica	Adaptado de: ASTM D523 (ASTM, 2024) e MODECOM (ADEME, 2024), (ARAÚJO NETO, 2021) e (TAKEDA, 2023)
pH	(APHA, 2023)
Teor de sólidos voláteis	(APHA, 2023)
Demanda Química de Oxigênio (DQO)	(APHA, 2023)
Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)	(APHA, 2023)
Cloretos	(APHA, 2023)
Sulfatos	(APHA, 2023)
Nitrogênio amoniacal total (NAT)	(APHA, 2023)
Metais (Fe, Mn, Cr, Pb e Zn)	(APHA, 2023)

Fonte: Acervo de pesquisa (2026)

Para obtenção dos parâmetros físico-químicos, pH, teor de sólidos voláteis, DQO e DBO, foi produzido um extrato líquido, equivalente ao lixiviado. Para cada 0,5 kg de resíduo picotado, nas dimensões 1x3 (Figura 4a), foi adicionado 1 L de água destilada (Figura 4b). Após 30 minutos de submersão em água, a amostra passou por peneiramento na malha de 1,2 mm. O extrato finalizado (Figura 4c), foi encaminhado para o Laboratório de Geotecnia Ambiental (LGA), na Universidade Federal de Campina Grande – UFCG, para realização das análises físico-químicas.

Figura 4 - Preparação do extrato. (a) resíduos picotados; (b) diluição em água destilada; (c) extrato



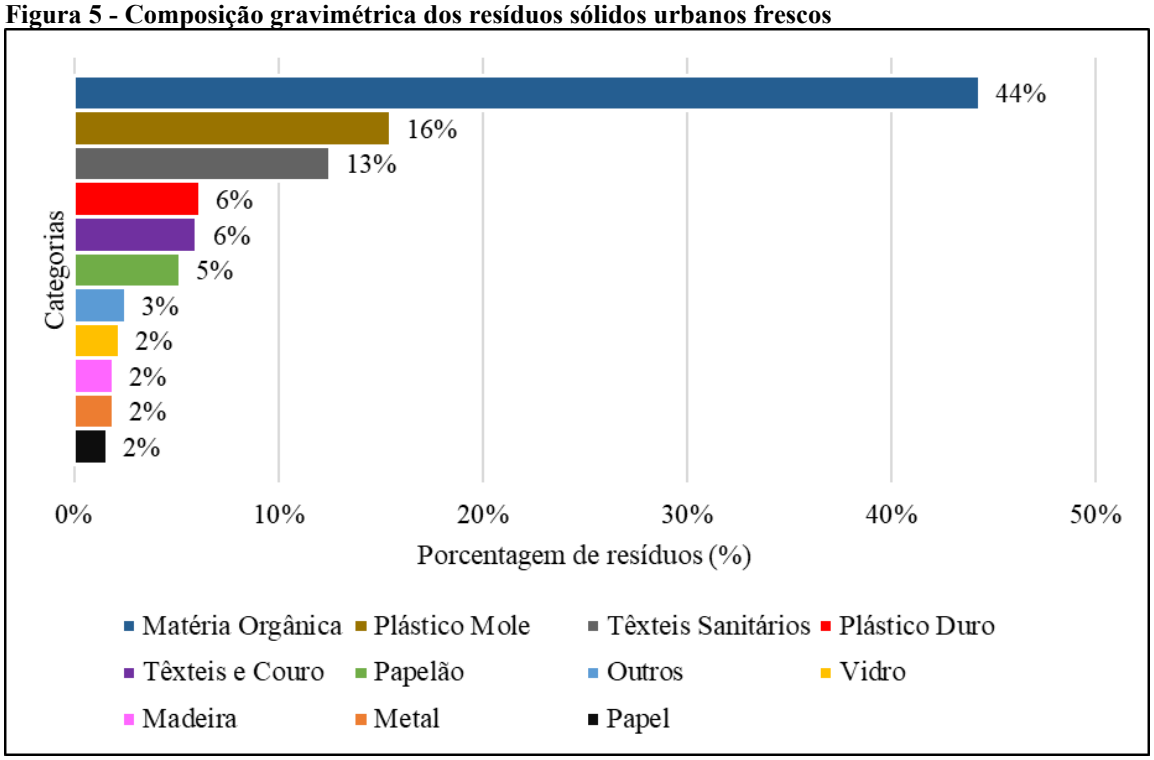
Fonte: Acervo de pesquisa (2026)

4. Resultados

4.1 Composição gravimétrica dos RSU

A composição gravimétrica dos resíduos pode variar significativamente em função de aspectos econômicos, condições climáticas e sazonais, características geográficas, além de fatores culturais, políticos, normativos e legais. A Figura 5 apresenta a composição gravimétrica dos RSU recebidos no aterro estudado.

Figura 5 - Composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos frescos



Fonte: Acervo de pesquisa (2026)

4.2 Caracterização físico-química dos RSU

Os resultados da caracterização físico-química dos resíduos sólidos urbanos frescos provenientes do ASCG estão apresentados na Tabela 2, na qual são descritos os principais parâmetros relacionados ao comportamento biodegradativo, potencial poluidor e estado inicial de degradação dos resíduos analisados.

Tabela 2 - Propriedades físico-químicas dos RSU

Propriedade	RSU ASCG	Faixa da literatura	Fonte
pH	5,64	4,7 a 8,8	
DBO	8300	3 a 57.700	
DQO	19800	31 a 180.000	
Sólidos Totais	8600	1.460 a 55.300	
Sólidos Voláteis	6100	7-80% de ST	
Cloretos	399,9	100 a 5.000	(ARAÚJO NETO, 2021;
Sulfatos	318,0	0,4 a 7.750	LEME, 2023;
NAT	40,0	0,2 a 5.500	TAKEDA, 2023)
Fe	9,105	3,8 a 5.500	
Mn	1,132	0,028 a 1.400	
Cr	0,119	0,004 a 1,5	
Pb	0,249	0,001 a 57,08	
Zn	1,094	0,03 a 1.000	

Obs.: Valores de referência de variáveis físico-químicas em $mg.L^{-1}$, menos tratando-se do pH, que é adimensional.
Fonte: Acervo de pesquisa (2026)

5. Análise e discussão dos resultados

5.1 Composição gravimétrica dos RSU

Conforme observado na Figura 30, as frações “matéria orgânica putrescível”, “plástico mole” e “têxteis sanitários” foram as mais representativas, correspondendo conjuntamente a aproximadamente 73% da massa total analisada. Entre essas categorias, destaca-se a elevada participação da matéria orgânica putrescível, com

percentual próximo de 44%, valor semelhante às médias reportadas em âmbito nacional e mundial pela (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE RESÍDUOS E MEIO AMBIENTE, 2025; WORLD BANK, 2026).

A produção da fração orgânica nos resíduos sólidos urbanos apresenta forte relação com os indicadores socioeconômicos da população. Países de menor renda tendem a apresentar percentuais mais elevados de resíduos orgânicos na composição gravimétrica dos RSU (NANDA; BERRUTI, 2021). Em países considerados de baixa renda, a matéria orgânica putrescível pode representar até 65% da composição total dos resíduos, enquanto em países desenvolvidos os valores normalmente permanecem abaixo de 30% (ALELUIA; FERRÃO, 2016). Em países em desenvolvimento, os percentuais frequentemente ultrapassam 50% em massa.

A predominância da matéria orgânica putrescível possui influência direta sobre o comportamento geotécnico, hidráulico e bioquímico do maciço sanitário. A biodegradação dessa fração favorece a ocorrência de recalques expressivos nas fases iniciais de aterramento, além de contribuir para elevadas taxas de geração de lixiviado e biogás. Adicionalmente, o elevado teor de matéria orgânica interfere em parâmetros como teor de umidade, desenvolvimento de poro-pressões, resistência mecânica, compressibilidade e adensamento do maciço de resíduos (MELO et al., 2016).

Diferentes tecnologias vêm sendo empregadas para reduzir a disposição da fração orgânica em aterros sanitários, destacando-se a compostagem e a digestão anaeróbia. Entretanto, os benefícios ambientais associados ao desvio desses resíduos ainda dependem fortemente das especificidades locais, não existindo consenso quanto à alternativa mais adequada para o tratamento da fração orgânica dos RSU (LAURENT et al., 2014).

A fração reciclável observada no ASCG foi composta predominantemente por plásticos (22%), papel/papelão (7%), vidro (2%) e metais (2%), totalizando aproximadamente 33% dos resíduos analisados. Esse percentual evidencia o potencial de recuperação desses materiais por meio de programas de reciclagem e logística reversa, contribuindo para redução da quantidade de resíduos aterrados, geração de renda e fortalecimento das cadeias produtivas associadas à reciclagem.

Observa-se ainda que a participação expressiva dos resíduos plásticos pode estar relacionada às alterações recentes nos padrões de consumo da população. Durante e após o período da pandemia de COVID-19, registrou-se um aumento aproximado de 60% no descarte de resíduos plásticos em aterros sanitários (SARKODIE; OWUSU, 2021). No ASCG, os resíduos plásticos representaram cerca de 22% da composição gravimétrica, indicando influência significativa das mudanças comportamentais associadas ao consumo contemporâneo.

Outro aspecto ambiental relevante refere-se à geração de microplásticos decorrentes da degradação dos resíduos plásticos. Partículas poliméricas inferiores a 5 mm podem ser formadas ao longo do processo degradativo, representando importante fonte potencial de contaminação ambiental. Estudos confirmaram a presença de microplásticos em lixiviados de aterros sanitários, com concentrações variando entre 20 e 90 itens g^{-1} (TOHA; RAHMAN; ALAM, 2025).

As categorias “têxteis e couro” (6%) e “têxteis sanitários” (13%) também apresentaram participação significativa na composição gravimétrica dos resíduos analisados. O aumento da geração desses materiais está diretamente associado ao crescimento populacional e ao aumento da renda per capita. Dessa forma, torna-se necessária a ampliação de estudos voltados ao gerenciamento ambientalmente adequado dessas frações, contemplando estratégias de coleta, reutilização, reciclagem e disposição final ambientalmente segura (KHAIRUL AKTER et al., 2022).

Sob a perspectiva operacional, os resultados da composição gravimétrica evidenciam a necessidade de adoção de estratégias de gerenciamento compatíveis com a elevada presença de matéria orgânica e materiais de baixa degradabilidade no maciço sanitário (ZOHRA DERIAS et al., 2026). A predominância de resíduos orgânicos tende a intensificar a geração de lixiviado e biogás nas fases iniciais de aterramento, exigindo maior eficiência dos sistemas de drenagem, impermeabilização e tratamento de efluentes. Paralelamente, a elevada participação de materiais plásticos, têxteis e sanitários pode interferir diretamente na compactação dos resíduos, na circulação interna de líquidos e gases e na estabilidade geotécnica do aterro.

Dessa forma, os resultados reforçam a importância do monitoramento contínuo da composição dos RSU recebidos, permitindo adequações operacionais relacionadas ao alteamento de células, controle de recalques, manejo de lixiviados e planejamento da vida útil do empreendimento. Além disso, a significativa presença de materiais potencialmente recicláveis evidencia a necessidade de fortalecimento de programas de segregação na fonte, coleta seletiva e recuperação de materiais, contribuindo para redução da massa aterrada e melhoria do desempenho ambiental e operacional do aterro sanitário.

5.2 Caracterização físico-química dos RSU

5.2.1 pH

A caracterização físico-química do extrato obtido a partir dos RSU frescos apresentou potencial hidrogeniônico igual a 5,64 (Tabela 2), indicando condições típicas da fase acidogênica da degradação anaeróbia. Os resíduos que chegam ao ASCG, praticamente não apresentaram diferença de pH em relação aos resíduos recém aterrados (0 anos) (ARAÚJO NETO, 2021). A magnitude desse parâmetro constitui um importante indicador da dinâmica bioquímica atuante no interior da massa de resíduos. A faixa em que o pH dos resíduos amostrados do ASCG encontra-se (6,5 a 7,5), indican que o nível de biodegradação do ASCG equivale a um aterro de média idade (5 a 10 anos) (KJELDSEN et al., 2002).

Nessa fase, ocorre intensa fermentação da fração orgânica putrescível, promovendo elevada produção e acúmulo de ácidos graxos voláteis (AGVs), os quais contribuem diretamente para a acidificação do lixiviado e do extrato gerado. Esse comportamento é coerente com as características de resíduos recentemente aterrados, nos quais a biodegradação da matéria orgânica facilmente degradável ocorre de forma mais acelerada (ZOHRA DERIAS et al., 2026).

Os RSU sofrem uma redução inicial do pH pela ação das bactérias acidogênicas, as quais liberam rapidamente concentrações de ácido láctico, amônia e ácidos graxos voláteis, que conferem aos resíduos novos pH abaixo da neutralidade. Esse comportamento é esperado e deve-se manter abaixo de 6,5 para resíduos frescos ou com pequenas idades de aterramento (< 5 anos) (TAKEDA, 2023).

Os dados na Tabela 2, revelam uma elevação do pH de 5,6 para 6,7 após 2 anos de aterramento. A faixa que o pH dos resíduos amostrados do ASCG, encontra-se de acordo com, indica que o nível de biodegradação do ASCG equivale a um aterro de média idade (5 a 10 anos), possuindo seu pH entre 6,5 e 7,5. Portanto, o ASCG possui um processo biodegradativo acelerado, devido as condições operacionais do aterro sanitário e as condições climáticas da região, esse fato é corroborado com estudos de (ARAÚJO NETO, 2021).

5.2.2 DBO/DQO

A avaliação conjunta da DBO e da DQO constitui uma das abordagens mais utilizadas para a determinação da carga orgânica e do grau de estabilização dos resíduos sólidos urbanos (RSU). No presente estudo, a caracterização físico-química do extrato obtido a partir dos resíduos revelou concentrações elevadas para ambos os parâmetros, registrando-se valores de 12.000 mg/L para DBO e 23.850 mg/L para DQO (Tabela 2). Esses resultados são compatíveis com as faixas reportadas na literatura para resíduos em fase acidogênica, característicos de estágios iniciais de degradação anaeróbia em aterros sanitários (BARLAZ, 2006).

A elevada concentração de matéria orgânica observada no extrato está diretamente associada à intensa biodegradação da fração orgânica putrescível presente nos resíduos frescos. Durante essa etapa, ocorre a rápida hidrólise e fermentação da matéria orgânica facilmente degradável, promovendo a liberação de compostos solúveis e o aumento expressivo da carga orgânica no meio líquido. Esse comportamento é típico da fase de formação de ácidos, na qual predominam elevadas concentrações de ácidos graxos voláteis e intensa atividade microbiológica (KJELDSEN et al., 2002).

Além das concentrações absolutas de DBO e DQO, a relação entre esses parâmetros é amplamente empregada como indicador do potencial de biodegradabilidade e do estágio evolutivo da degradação dos resíduos. No presente estudo, a relação DBO/DQO foi de aproximadamente 0,50, indicando elevada disponibilidade de matéria orgânica biodegradável no sistema. Valores da razão DQO/DBO compreendidos entre 0,4 e 0,8 são característicos de resíduos recentes em fase acidogênica, refletindo predominância de compostos orgânicos

facilmente assimiláveis pelos microrganismos anaeróbios (LEME, 2023; PODLASEK et al., 2023; TAKEDA, 2023).

Com o avanço do processo degradativo e a transição para as fases metanogênica e de maturação, observa-se redução progressiva da relação DBO/DQO em decorrência do consumo da fração biodegradável da matéria orgânica. Nessa etapa, os compostos mais facilmente degradáveis são convertidos em biogás, principalmente metano (CH_4) e dióxido de carbono (CO_2), permanecendo no meio líquido substâncias mais recalcitrantes, como ácidos húmicos e fúlvicos. Em resíduos com elevado grau de estabilização, geralmente associados a períodos superiores a 10 anos de aterramento, a relação DBO/DQO tende a apresentar valores inferiores a 0,1, indicando baixa biodegradabilidade residual.

Os resultados obtidos para o ASCG evidenciam ainda a influência do tempo de aterramento sobre a evolução físico-química dos resíduos e, consequentemente, sobre o comportamento global do maciço sanitário. Ao investigar resíduos do mesmo empreendimento com diferentes idades de aterramento, observou reduções aproximadas de 40% nos valores de DQO e de 65% na DBO entre resíduos frescos e resíduos com dois anos de disposição (ARAÚJO NETO, 2021). Esses resultados demonstram a intensa transformação da matéria orgânica ao longo do tempo, refletindo mudanças significativas na composição química do extrato e no potencial biodegradativo dos resíduos.

Além das alterações químicas, o avanço da degradação influencia diretamente as propriedades geotécnicas do maciço sanitário. A decomposição progressiva da matéria orgânica promove modificações estruturais na massa de resíduos, afetando parâmetros como compressibilidade, resistência mecânica, recalques e estabilidade dos taludes. Dessa forma, a evolução temporal das características físico-químicas dos RSU representa um importante indicativo das transformações biológicas, hidráulicas e mecânicas que ocorrem no interior do aterro sanitário ao longo de sua vida útil.

5.2.3 Teor de sólidos voláteis

A análise do teor de sólidos no extrato solubilizado corrobora o quadro de intenso metabolismo anaeróbio inicial da matéria orgânica. Na caracterização físico-química da amostra, obtiveram-se concentrações de 8.600 mg/L para ST e 6.100 mg/L para SV (Tabela 2).

O teor de sólidos voláteis muitas vezes é utilizado para quantificar a biodegrabilidade dos resíduos sólidos, pois quando uma amostra é submetida a uma temperatura de calcinação de 550ºC, a fração orgânica é oxidada, reduzindo a massa inicial. Embora os SV indiquem de forma indireta a quantidade de matéria orgânica a ser degradada nos resíduos, não há necessariamente relação direta entre sólidos voláteis, DQO e DBO. A DBO, por exemplo, será elevada se os sólidos voláteis forem facilmente biodegradáveis, mas será baixa se eles forem recalcitrantes (OLIVEIRA AIRES et al., 2020).

Verificam-se abruptas diminuições nos teores de sólidos voláteis a partir de 1 ano de aterramento, saindo da faixa de 60% a 70%, para valores abaixo dos 10%, indicando uma elevada atividade biológica (RIBEIRO et al., 2016). O teor de sólidos voláteis também pode sofrer reduções pela inserção do solo, utilizado para a cobertura de resíduos em aterros, antes e após a operação de células.

5.2.4 Cloretos/sulfatos

A quantificação de macrocomponentes inorgânicos, como cloretos (Cl^-) e sulfatos (SO_4^{2-}), é fundamental para a compreensão da composição salina, da dinâmica de dissolução dos compostos presentes na massa de resíduos e do potencial poluidor do extrato gerado em aterros sanitários. No presente estudo, foram observadas concentrações de 399,9 mg/L para cloretos e 318,0 mg/L para sulfatos, valores compatíveis com as faixas normalmente reportadas para lixiviados provenientes de resíduos sólidos urbanos com elevada participação de matéria orgânica putrescível (RIBEIRO et al., 2016; LEME, 2023). Estudos clássicos indicam concentrações variando entre 100 e 5.000 mg/L para cloretos e entre 200 e 4.000 mg/L para sulfatos em lixiviados brutos de aterros sanitários.

A presença significativa de cloretos no extrato está diretamente relacionada à elevada participação da fração orgânica putrescível nos resíduos analisados, especialmente devido ao descarte de resíduos alimentares ricos em sais, como o cloreto de sódio utilizado em processos domésticos e industriais de preparo e conservação de

alimentos. Por apresentar comportamento conservativo e elevada solubilidade em meio aquoso, o íon cloreto não sofre degradação biológica significativa nem processos relevantes de adsorção ou retenção química no interior do maciço sanitário. Dessa forma, sua rápida solubilização e transporte para a fase líquida justificam as concentrações observadas no extrato de resíduos frescos (ABBEY et al., 2021).

Em relação aos sulfatos, a concentração de 318,0 mg/L também reflete as condições físico-químicas e o estágio de degradação dos resíduos avaliados. A origem desse composto está associada tanto à decomposição de materiais orgânicos ricos em enxofre, especialmente proteínas, quanto à dissolução de materiais minerais presentes nos resíduos, incluindo possíveis contribuições de resíduos de construção e demolição contendo gesso e outros compostos sulfatados (SOMANI et al., 2020).

Sob a perspectiva bioquímica, a presença de sulfatos solúveis em concentrações relativamente elevadas reforça a interpretação anteriormente observada para os parâmetros pH, DBO e DQO, indicando que os resíduos analisados ainda se encontram predominantemente em fase acidogênica. Em ambientes com elevada disponibilidade de matéria orgânica e condições ainda não completamente redutoras, os sulfatos permanecem dissolvidos no meio líquido. Entretanto, com o avanço da degradação anaeróbia e o estabelecimento da fase metanogênica, ocorre intensificação das condições redutoras no interior do maciço sanitário. Nessa etapa, bactérias redutoras de sulfato passam a utilizar o íon SO_4^{2-} como aceptor final de elétrons, promovendo sua conversão em sulfeto de hidrogênio (H_2S) e reduzindo progressivamente as concentrações de sulfato na fase líquida do aterro (KJELDSEN et al., 2002; TAKEDA, 2023).

Nesse contexto, a presença conjunta de elevadas concentrações de sulfatos e cloretos no extrato reforça o caráter recente e pouco estabilizado dos resíduos analisados, corroborando os resultados observados para o pH ácido (5,64) e para as elevadas concentrações de DBO e DQO. Além disso, a expressiva salinidade do extrato evidencia a necessidade de manejo adequado do lixiviado gerado nessa fase inicial de degradação, uma vez que elevadas concentrações de sais dissolvidos podem representar limitações ambientais importantes, especialmente em situações de descarte direto em corpos hídricos ou em aplicações relacionadas ao reaproveitamento agrícola do efluente (KJELDSEN et al., 2002; RIBEIRO et al., 2016; LEME, 2023).

5.2.5 Metais

A quantificação de metais no extrato solubilizado constitui um importante indicador do potencial de toxicidade e da dinâmica de transferência de contaminantes da matriz sólida para a fase líquida dos resíduos sólidos urbanos (RSU). No presente estudo, foram identificadas concentrações de Ferro (9,105 mg/L), Manganês (1,132 mg/L), Zinco (1,094 mg/L), Chumbo (0,249 mg/L) e Cromo (0,119 mg/L), valores compatíveis com aqueles normalmente reportados na literatura para lixiviados provenientes de resíduos em estágios iniciais de degradação anaeróbia.

Entre os metais avaliados, Ferro e Manganês apresentaram as maiores concentrações dissolvidas, comportamento frequentemente observado em lixiviados recentes devido à elevada abundância desses elementos nos RSU e à sua maior solubilidade sob condições ácidas e redutoras. Estudos desenvolvidos em lixiviados de aterros sanitários brasileiros também identificaram predominância desses metais em fases iniciais de degradação, associando esse comportamento à intensa atividade bioquímica e à elevada carga orgânica presente no sistema (LEME, 2023).

A presença de metais potencialmente tóxicos, como Chumbo, Cromo e Zinco, reflete a heterogeneidade característica dos RSU frescos, frequentemente associada ao descarte de pilhas, materiais eletrônicos, tintas, ligas metálicas e resíduos de construção civil. Embora as concentrações observadas estejam dentro das faixas normalmente reportadas para lixiviados de aterros sanitários, a mobilização desses elementos representa importante fator de preocupação ambiental devido ao potencial tóxico, persistente e bioacumulativo desses compostos (BAAWAIN et al., 2017).

Os resultados obtidos reforçam, portanto, o diagnóstico de que os resíduos analisados apresentam caráter recente e elevada reatividade bioquímica, corroborando as interpretações anteriormente discutidas para os parâmetros de pH, DBO, DQO, cloretos e sulfatos (ABREU; VILAR, 2017). Além disso, a presença de metais potencialmente tóxicos no extrato evidencia o elevado potencial poluidor do lixiviado gerado nessa fase inicial de degradação. Caso ocorra infiltração inadequada desse efluente, há risco significativo de contaminação de solos e águas subterrâneas, podendo comprometer ecossistemas e representar ameaça à saúde pública devido à

persistência e toxicidade desses contaminantes. Dessa forma, os resultados ressaltam a importância da adoção de sistemas eficientes de impermeabilização de base e tratamento adequado do lixiviado em aterros sanitários.

5.2.6 Análise integrada, implicações operacionais e diretrizes para a gestão do aterro

A avaliação integrada da composição gravimétrica e das características físico-químicas dos RSU frescos indica que os resíduos recebidos no ASCG apresentam elevada reatividade bioquímica e potencial poluidor expressivo. A predominância da matéria orgânica putrescível, associada ao pH ácido, aos elevados valores de DBO, DQO e sólidos voláteis, bem como à presença de cloretos, sulfatos e metais dissolvidos, evidencia um material em estágio inicial de degradação anaeróbia, com forte tendência à geração de lixiviado de alta carga orgânica e química (KJELDSEN et al., 2002).

Do ponto de vista operacional, esses resultados reforçam a necessidade de atenção especial às fases iniciais de disposição dos resíduos, período em que a atividade acidogênica é mais intensa e há maior mobilização de compostos orgânicos, sais e metais para a fase líquida. Assim, o sistema de drenagem e coleta de lixiviado deve ser mantido em condições adequadas de funcionamento, evitando acúmulo de líquidos no interior do maciço, aumento de poropressões e possíveis interferências na estabilidade geotécnica do aterro. A impermeabilização de base também assume papel central na prevenção da contaminação do solo e das águas subterrâneas (MELO et al., 2016).

A elevada fração orgânica observada sugere ainda a importância de estratégias de gestão voltadas à redução da entrada de resíduos biodegradáveis no aterro, como triagem na fonte, compostagem, digestão anaeróbia e programas de educação ambiental. Essas medidas podem contribuir para diminuir a geração de lixiviado e biogás, reduzir recalques e ampliar a vida útil operacional do empreendimento. De forma complementar, a fração reciclável identificada, especialmente plásticos, papel, vidro e metais, evidencia potencial para fortalecimento de ações de recuperação de materiais e logística reversa.

Como diretrizes de gestão, recomenda-se o monitoramento sistemático dos parâmetros físico-químicos do lixiviado e dos resíduos, incluindo pH, DBO, DQO, relação DBO/DQO, sólidos voláteis, cloretos, sulfatos, nitrogênio amoniacal e metais. Esses indicadores permitem acompanhar a evolução biodegradativa do maciço, identificar alterações no potencial poluidor e subsidiar ajustes operacionais no sistema de tratamento de lixiviado, drenagem interna e recirculação, quando aplicável (ABREU; VILAR, 2017).

Por fim, os resultados demonstram que a caracterização físico-química dos RSU frescos deve ser incorporada como ferramenta de apoio à tomada de decisão na gestão de aterros sanitários, especialmente em regiões semiáridas. Nesses ambientes, as condições climáticas podem modificar a dinâmica de umidade, concentração salina e degradação orgânica, exigindo práticas operacionais adaptadas às especificidades locais (DE ARAÚJO NETO et al., 2021). Assim, a integração entre caracterização dos resíduos, monitoramento ambiental e controle operacional representa uma estratégia essencial para aumentar a segurança ambiental, otimizar a operação e reduzir os impactos associados à disposição final dos RSU.

6. Conclusão/recomendações

Os resultados obtidos demonstraram que os resíduos sólidos urbanos frescos dispostos no Aterro Sanitário de Campina Grande-PB apresentam elevada fração de matéria orgânica putrescível e intensa reatividade bioquímica, características típicas de resíduos em fase inicial de degradação anaeróbia. A composição gravimétrica evidenciou predominância das frações orgânicas, plásticas e têxteis sanitárias, enquanto a caracterização físico-química revelou pH ácido, elevadas concentrações de DBO, DQO, sólidos voláteis, cloretos, sulfatos e metais dissolvidos. A integração desses parâmetros confirmou o predomínio da fase acidogênica no maciço sanitário, indicando intensa atividade microbiológica, elevada biodegradabilidade da matéria orgânica e significativo potencial de geração de lixiviado com elevada carga poluidora.

Do ponto de vista ambiental e operacional, os resultados reforçam a importância do monitoramento contínuo das propriedades físico-químicas dos resíduos e do lixiviado, especialmente em aterros sanitários localizados em regiões semiáridas, onde fatores climáticos podem influenciar diretamente a dinâmica biodegradativa e a concentração de contaminantes. Além disso, a presença de metais potencialmente tóxicos e elevadas concentrações salinas evidencia a necessidade de sistemas eficientes de impermeabilização, drenagem e tratamento de lixiviados, visando minimizar riscos de contaminação ambiental. Dessa forma, a caracterização

integrada dos RSU frescos apresenta-se como uma ferramenta estratégica para subsidiar práticas de gestão, otimizar o desempenho operacional dos aterros sanitários e contribuir para maior segurança ambiental na disposição final dos resíduos sólidos urbanos.

Como recomendação para estudos futuros, sugere-se a realização de investigações temporais envolvendo resíduos com diferentes idades de aterramento, visando compreender a evolução das propriedades físico-químicas, biodegradativas e geotécnicas do maciço sanitário ao longo do tempo. Recomenda-se ainda a ampliação das análises relacionadas à presença de contaminantes emergentes, como microplásticos e compostos orgânicos persistentes, bem como estudos integrando parâmetros microbiológicos, mineralógicos e mecânicos dos resíduos. Além disso, pesquisas voltadas à influência das condições climáticas do semiárido sobre a geração de lixiviado, emissão de gases e processos de estabilização dos RSU podem contribuir significativamente para o aprimoramento das estratégias operacionais e ambientais aplicadas a aterros sanitários em regiões de clima seco.

Referências bibliográficas

1. ABBEY, Lord et al. Variation in Frequency of CQA-Tested Municipal Solid Waste Compost Can Alter Metabolites in Vegetables. *Food Research International*, v. 143, p. 110225, maio 2021.

2. ABNT, (Associação Brasileira de Normas Técnicas). *ABNT NBR 10007: Amostragem de resíduos sólidos*Rio de JaneiroABNT, , 2004. .

3. ABREU, A. E. S.; VILAR, O. M. Influence of Composition and Degradation on the Shear Strength of Municipal Solid Waste. *Waste Management*, v. 68, p. 263–274, out. 2017.

4. ADEME. *MODECOM™ 2024: Méthode de caractérisation des déchets ménagers et assimilés*. Angers, França: Agence de la Transition Écologique (ADEME), 2024. .

5. ALELUIA, J.; FERRÃO, P. Characterization of Urban Waste Management Practices in Developing Asian Countries: A New Analytical Framework Based on Waste Characteristics and Urban Dimension. *Waste Management*, v. 58, p. 415–429, dez. 2016.

6. APHA. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (24rd ed.). Washington DC American Public Health Association.* . Acesso em: 4 abr. 2026.

7. ARAÚJO NETO, C. L. *Modeling the shear strength of urban solid waste to analyze the stability of landfill slopes*. 2021. Federal University of Campina Grande, Campina Grande, Paraíba, 2021. Disponível em: <https://dspace.sti.ufcg.edu.br/handle/riufcg/26569>.

8. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE RESÍDUOS E MEIO AMBIENTE. *Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2025*. [s.l.] ABREMA, 2025.

9. ASTM. *Test Method for Determination of the Composition of Unprocessed Municipal Solid Waste*ASTM International, , 2024. . Disponível em: <http://www.astm.org/cgi-bin/resolver.cgi?D5231-92R24>. Acesso em: 29 mar. 2026.

10. BAAWAIN, M. et al. Ultimate Composition Analysis of Municipal Solid Waste in Muscat. *Journal of Cleaner Production*, v. 148, p. 355–362, abr. 2017.

11. BARLAZ, M. A. Forest Products Decomposition in Municipal Solid Waste Landfills. *Waste Management*, v. 26, n. 4, p. 321–333, jan. 2006.

12. CALDERÓN MÁRQUEZ, A. J. et al. Landfill Mining as a Strategic Tool towards Global Sustainable Development. *Journal of Cleaner Production*, v. 226, p. 1102–1115, jul. 2019.

13. DE ARAÚJO NETO, C. L. et al. Physical, Chemical, and Mechanical Properties of Landfilled Waste from Campina Grande, Brazil. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 28, n. 47, p. 66819–66829, dez. 2021.

14. KHAIRUL AKTER, M. Md. et al. Textile-apparel manufacturing and material waste management in the circular economy: A conceptual model to achieve sustainable development goal (SDG) 12 for Bangladesh. *Cleaner Environmental Systems*, v. 4, p. 100070, 1 mar. 2022.

15. KJELDSEN, P. et al. Present and Long-Term Composition of MSW Landfill Leachate: A Review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, v. 32, n. 4, p. 297–336, out. 2002.

16. LAURENT, A. et al. Review of LCA Studies of Solid Waste Management Systems – Part II: Methodological Guidance for a Better Practice. *Waste Management*, v. 34, n. 3, p. 589–606, mar. 2014.

17. LEME, M. A. D. G. *Avaliação energética, agrícola e ambiental do grupo dos constituintes facilmente degradáveis de resíduos sólidos urbanos minerados em aterro sanitário*. 2023. Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2023. Disponível em: <https://repositorio.unicamp.br/Busca/Download?codigoArquivo=586202>. Acesso em: 20 maio. 2026.

18. MELO, M. C. et al. A Case of Study About the Influence of Organic Matter in Municipal Solid Waste Settlement. *Soils and Rocks*, v. 39, n. 2, p. 139–148, 1 maio 2016.

19. MONDELLI, G. et al. Geo-Environmental and Geotechnical Characterization of Municipal Solid Waste from the Selective Collection in São Paulo City, Brazil. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 29, n. 13, p. 19898–19912, mar. 2022.

20. NANDA, S.; BERRUTI, F. Municipal Solid Waste Management and Landfilling Technologies: A Review. *Environmental Chemistry Letters*, v. 19, n. 2, p. 1433–1456, abr. 2021.

21. OLIVEIRA AIRES, K. et al. Análise do processo biodegradativo em resíduos sólidos urbanos aterrados. *Revista DAE*, v. 223, n. 68, p. 136–152, 23 mar. 2020.

22. PODLASEK, A. 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, abr. 2023.

23. RIBEIRO, L. D. S. et al. Monitoramento físico-químico de um biorreator com resíduos sólidos urbanos em escala piloto na cidade de Campina Grande (PB). *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, v. 21, n. 1, p. 1–9, mar. 2016.

24. SARKODIE, S. A.; OWUSU, P. A. Impact of COVID-19 Pandemic on Waste Management. *Environment, Development and Sustainability*, v. 23, n. 5, p. 7951–7960, maio 2021.

25. SOMANI, M. et al. Contaminants in Soil-like Material Recovered by Landfill Mining from Five Old Dumps in India. *Process Safety and Environmental Protection*, v. 137, p. 82–92, maio 2020.

26. TAKEDA, C. M. *Proposta de usos agrícola e energético do grupo dos constituintes facilmente degradáveis de resíduos sólidos urbanos aterrados: uma análise comparativa*. 2023. Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2023. Disponível em: <https://repositorio.unicamp.br/Busca/Download?codigoArquivo=586933>. Acesso em: 21 maio. 2026.

27. TOHA, M.; RAHMAN, R.-R.; ALAM, M. Microplastics in Waste Management Systems: An Invisible Threat to Environmental and Public Health. *Bioresource Technology Reports*, v. 30, p. 102141, jun. 2025.

28. WORLD BANK. *What a Waste 3.0: Global Snapshot of Solid Waste Management Toward Circularity until 2050*. Washington, DC: World Bank, 2026.

29. ZOHRA DERIAS, F. et al. *Temporal evolution of physico-chemical characteristics of buried municipal solid waste in a semi-arid mediterranean region landfill: Implications for environmental impact and post-closure management*Journal of Environmental Management Academic Press, , 2026. . Disponível em: <https://www.scopus.com/inward/record.uri?eid=2-s2.0-105030602197&doi=10.1016%2Fj.jenvman.2026.129081&partnerID=40&md5=e8b49a68ac3c086c0fc31c97ad9e1242>.