RGe ISSN: 2177-3246

# UTILIZAÇÃO DA FRAÇÃO ORGÂNICA DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS PARA PRODUÇÃO DE BIOGÁS E AVALIAÇÃO DO POTENCIAL DE GERAÇÃO DE ENERGIA ELÉTRICA EM UMA CENTRAL DE TRATAMENTO DE RESÍDUOS

# USE OF THE ORGANIC FRACTION OF MUNICIPAL SOLID WASTE FOR BIOGAS PRODUCTION AND ASSESSMENT OF ELECTRIC POWER GENERATION POTENTIAL IN A WASTE TREATMENT CENTER

# UTILIZACIÓN DE LA FRACCIÓN ORGÁNICA DE RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS PARA LA PRODUCCIÓN DE BIOGÁS Y EVALUACIÓN DEL POTENCIAL DE GENERACIÓN DE ENERGÍA ELÉCTRICA EN UNA CENTRAL DE TRATAMIENTO DE RESIDUOS

10.56238/revgeov17n6-122

**José Antônio Ribeiro de Araújo**
Instituição: Universidade de Pernambuco (UPE)
E-mail: joseantonioengenergia@gmail.com
Orcid: https://orcid.org/0009-0007-0456-3766
Lattes: http://lattes.cnpq.br/8781935252216463

**Edésio de Lima Cavalcante Filho**
Instituição: Universidade de Pernambuco (UPE)
E-mail: edesiolcf@gmail.com
Lattes: http://lattes.cnpq.br/3993253494015360

**Maurício Alves da Motta Sobrinho**
Departamento de Engenharia Química
Instituição: Universidade Federal de Pernambuco
Orcid: https://orcid.org/0000-0003-2638-9096
E-mail: mauricio.motta@ufpe.br

**Sérgio Peres**
Instituição: Universidade de Pernambuco (UPE)
E-mail: sergio.peres@upe.br
Orcid: https://orcid.org/0000-0002-2235-3507
Lattes: http://lattes.cnpq.br/5952171958668242

**José Fernando Thomé Jucá**
Instituição: Universidade Federal de Pernambuco (UFPE)
E-mail: jucah@ufpe.br
Orcid: https://orcid.org/0000-0002-8956-7905
Lattes: http://lattes.cnpq.br/4911355639660442

**RESUMO**
A fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos representa uma oportunidade relevante para a transformação de aterros sanitários em sistemas de recuperação de recursos, especialmente quando associada à digestão anaeróbia e ao aproveitamento energético do biogás. Este estudo avaliou a produção de biogás a partir da fração orgânica de resíduos sólidos urbanos em uma Central de Tratamento de Resíduos (CTR) Igarassu, utilizando dois tipos de inóculo: lodo proveniente de uma estação de tratamento de lixiviado e esterco bovino. Os materiais foram caracterizados quanto ao pH,

umidade, sólidos totais, sólidos fixos, sólidos voláteis, demanda química de oxigênio, açúcares redutores e composição elementar. Ensaios de digestão anaeróbia em batelada foram conduzidos em escala laboratorial, em frasco de vidro de 100 mL, durante 75 dias, sob condições mesofílicas. A composição do biogás foi monitorada por cromatografia gasosa, sendo posteriormente estimados o poder calorífico e o potencial de geração de energia elétrica. Os resultados demonstraram estabilidade do pH após o ajuste inicial, elevada umidade favorável à digestão anaeróbia, alta DQO para o inóculo de lodo e melhor desempenho energético nos biodigestores inoculados com esse material. A maior concentração de metano observada foi de 87,88% para a série L25S0, com poder calorífico inferior de 28.195,70 kJ $m^{-3}$ e potencial estimado de geração de 20.038,88 kWh $mês^{-1}$, correspondente a aproximadamente 14,80% da demanda energética mensal da CTR. O estudo demonstra que a digestão anaeróbia da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos pode atuar como rota complementar de recuperação energética em aterros sanitários, contribuindo para a redução da disposição final de resíduos, a geração de biogás e o fortalecimento de estratégias de economia circular.

**Palavras-chave:** Biogás. Resíduos Sólidos Urbanos. Digestão Anaeróbia. Fração Orgânica. Energia Elétrica.

**ABSTRACT**
The organic fraction of municipal solid waste represents a relevant opportunity for converting sanitary landfills into resource-recovery systems, especially when anaerobic digestion and biogas-to-energy pathways are considered. This study evaluated biogas production from the organic fraction of municipal solid waste in a Waste Treatment Center, using two inocula: sludge from a landfill leachate treatment plant and cattle manure. The materials were characterized in terms of pH, moisture, total solids, fixed solids, volatile solids, chemical oxygen demand, reducing sugars and elemental composition. Batch anaerobic digestion assays were conducted at laboratory scale for 75 days under mesophilic conditions. Biogas composition was monitored by gas chromatography, and heating value and electric power generation potential were subsequently estimated. The results showed pH stability after initial adjustment, high moisture suitable for anaerobic digestion, high COD for the sludge inoculum and better energy performance in digesters inoculated with this material. The highest methane concentration was 87.88% for the L25S0 series, with a lower heating value of 28,195.70 kJ $m^{-3}$ and estimated electricity generation of 20,038.88 kWh $month^{-1}$, corresponding to approximately 14.80% of the monthly energy demand of the Waste Treatment Center. The study demonstrates that anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste can be used as a complementary energy recovery route in sanitary landfills, contributing to waste diversion, biogas generation and circular economy strategies.

**Keywords:** Biogas. Municipal Solid Waste. Anaerobic Digestion. Organic Fraction. Electricity Generation.

**RESUMEN**
La fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos representa una oportunidad relevante para transformar los rellenos sanitarios en sistemas de recuperación de recursos, especialmente cuando se asocia con la digestión anaerobia y el aprovechamiento energético del biogás. Este estudio evaluó la producción de biogás a partir de la fracción orgánica de residuos sólidos urbanos en una Central de Tratamiento de Residuos, utilizando dos tipos de inóculo: lodo procedente de una estación de tratamiento de lixiviados y estiércol bovino. Los materiales fueron caracterizados en cuanto a pH, humedad, sólidos totales, sólidos fijos, sólidos volátiles, demanda química de oxígeno, azúcares reductores y composición elemental. Los ensayos de digestión anaerobia en régimen discontinuo se realizaron a escala de laboratorio durante 75 días bajo condiciones mesofílicas. La composición del biogás fue monitoreada por cromatografía de gases y, posteriormente, se estimaron el poder calorífico y el potencial de generación de energía eléctrica. Los resultados mostraron estabilidad del pH después

del ajuste inicial, alta humedad favorable a la digestión anaerobia, elevada DQO para el inóculo de lodo y mejor desempeño energético en los biodigestores inoculados con este material. La mayor concentración de metano fue de 87,88% para la serie L25S0, con poder calorífico inferior de 28.195,70 kJ $m^{-3}$ y generación eléctrica estimada de 20.038,88 kWh $mes^{-1}$, correspondiente a aproximadamente el 14,80% de la demanda energética mensual de la Central de Tratamiento de Residuos. El estudio demuestra que la digestión anaerobia de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos puede actuar como ruta complementaria de recuperación energética en rellenos sanitarios, contribuyendo a la reducción de la disposición final de residuos, la generación de biogás y el fortalecimiento de estrategias de economía circular.

**Palabras clave:** Biogás. Residuos Sólidos Urbanos. Digestión Anaerobia. Fracción Orgánica. Energía Eléctrica.

## 1 INTRODUÇÃO

O crescimento acelerado da urbanização, associado ao aumento do consumo e às mudanças nos padrões alimentares, tem resultado em um aumento contínuo da geração de resíduos sólidos urbanos (RSU) em escala global. Segundo estimativas recentes, a produção mundial de resíduos poderá ultrapassar 3,8 bilhões de toneladas anuais até 2050, o que representa um dos maiores desafios ambientais e operacionais para os sistemas de gestão de resíduos. No Brasil, a geração anual de RSU supera 80 milhões de toneladas, e a fração orgânica representa entre 45% e 55% da composição gravimétrica dos resíduos coletados [1]. A disposição direta dessa fração orgânica em aterros sanitários resulta na degradação anaeróbia espontânea da matéria orgânica, com consequente geração de lixiviados e emissões de gases de efeito estufa, especialmente metano [2]. Nesse contexto, a digestão anaeróbia surge como uma das tecnologias mais promissoras para a valorização da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos. O processo converte matéria orgânica biodegradável em biogás e digestato por meio da ação de consórcios microbianos anaeróbios, permitindo simultaneamente a recuperação energética e a redução da carga orgânica destinada à disposição final [3]. O biogás produzido é composto predominantemente por metano e dióxido de carbono, podendo ser utilizado para a geração de eletricidade, a produção de calor ou, após processos de purificação, convertido em biometano para uso veicular ou injeção em redes de gás natural [4].

Apesar do crescente interesse na digestão anaeróbia de resíduos alimentares, diversos fatores influenciam o desempenho do processo, incluindo composição do substrato, teor de sólidos, relação carbono/nitrogênio (C/N), disponibilidade de nutrientes, temperatura, pH, carga orgânica aplicada e qualidade microbiológica do inóculo. Tradicionalmente, o esterco bovino tem sido utilizado como inoculante em sistemas anaeróbios devido à sua ampla disponibilidade e elevada diversidade microbiológica [5]. Entretanto, em centrais de tratamento de resíduos que possuem estações de tratamento de lixiviados, o lodo gerado nesses sistemas representa um material potencialmente valioso, contendo comunidades microbianas adaptadas a elevadas cargas orgânicas e compostos complexos.

No contexto brasileiro, o tratamento biológico é uma das alternativas mais empregadas para lixiviados de aterros sanitários, destacando-se o uso de lagoas de estabilização, em razão da simplicidade operacional, menor custo relativo e maior adequação a locais com disponibilidade de área. Estudos indicam que, no Brasil, o tratamento de lixiviados é realizado majoritariamente por lagoas de estabilização, embora essa tecnologia possa apresentar limitações para o enquadramento do efluente tratado em padrões de lançamento, especialmente diante da complexidade química do lixiviado e da presença de compostos recalcitrantes. Além disso, a operação desses sistemas resulta na geração e no acúmulo de lodo, que deve ser periodicamente removido, tratado e disposto de forma ambientalmente adequada, configurando um desafio adicional para a gestão de aterros sanitários [6].

Nesse sentido, a utilização do lodo proveniente do tratamento de lixiviados como inoculante em processos de digestão anaeróbia pode representar uma estratégia promissora de valorização de resíduos, ao mesmo tempo em que contribui para a redução de passivos ambientais e para a integração de práticas de economia circular em centrais de tratamento de resíduos. Outra lacuna relevante refere-se à integração entre recuperação energética e gestão circular de resíduos em aterros sanitários. Grande parte dos estudos concentra-se na produção de biogás em escala laboratorial, enquanto poucos trabalhos avançam para a estimativa do potencial energético em escala real e sua contribuição para o atendimento da demanda energética das próprias unidades de tratamento [7,8].

Diante desse cenário, o presente estudo avaliou a produção de biogás a partir da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos provenientes de uma Central de Tratamento de Resíduos (CTR), utilizando como inóculos lodo de estação de tratamento de lixiviado e esterco bovino. Foram investigadas as características físico-químicas dos materiais, a produção e composição do biogás, o potencial energético associado e a viabilidade de utilização do lodo como recurso interno para recuperação energética.

## 2 METODOLOGIA

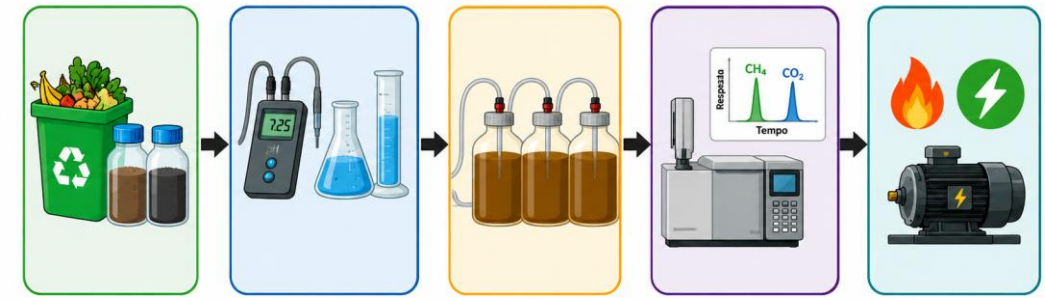
### 2.1 LOCAL DE ESTUDO E ABORDAGEM EXPERIMENTAL

A pesquisa foi desenvolvida em escala laboratorial no Laboratório de Combustíveis e Energia da Escola Politécnica de Pernambuco e no Departamento de Química da Universidade Federal de Pernambuco, com materiais coletados em uma Central de Tratamento de Resíduos em Igarassu (PE) e em unidade no abatedouro público de Paudalho-PE. A abordagem experimental consistiu na caracterização físico-química do substrato e dos inóculos, no preparo de biodigestores em batelada, no monitoramento da pressão por um manômetro de Bourdon e composição do biogás por cromatografia gasosa e, posteriormente, na estimativa do potencial energético associado ao biogás produzido.

O substrato utilizado consistiu em restos de alimentos representando a fração orgânica de RSU recebida pela CTR. Dois inóculos foram avaliados: lodo proveniente da estação de tratamento de lixiviado da CTR Igarassu, que utiliza o processo de lagoas em série, e o esterco bovino. Essa escolha permitiu comparar um inóculo diretamente relacionado à operação do aterro, portanto potencialmente disponível na própria unidade, com um inóculo agropecuário frequentemente utilizado em biodigestores rurais.

O desenho experimental foi organizado para avaliar combinações distintas entre inóculo, substrato e água, mantendo o volume útil dos biodigestores em aproximadamente 70% do recipiente. Os biodigestores foram operados em batelada e monitorados ao longo de 75 dias em condição mesofílica, com temperatura média de 35 °C ± 3 °C de acordo com a Figura 1.

Figura 1. Fluxo experimental adotado para a avaliação da produção de biogás e estimativa energética.




Fonte: Os Autores (2026).

## 2.2 CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DOS SUBSTRATOS E INÓCULOS

A caracterização dos materiais incluiu pH, teor de umidade, sólidos totais, sólidos fixos, sólidos voláteis, demanda química de oxigênio (DQO), açúcares redutores e composição elementar. Alterações bruscas do pH podem comprometer a atuação das bactérias inseridas no processo, sendo o ponto ótimo situado na faixa neutra, com pH próximo a 7,0. A manutenção de pH próximo da neutralidade é condição importante para o funcionamento adequado de biodigestores e para a atividade das comunidades metanogênicas [9]. O pH foi determinado com o potenciômetro portátil (pHmetro) da marca TECNOPON, modelo NT PHM, calibrado com soluções tampão de pH 4,00, 7,00 e 9,00. Quando necessário, a correção do pH foi realizada com soluções de hidróxido de sódio e ácido acético, visando manter a condição próxima da neutralidade, adequada à atividade de bactérias metanogênicas [14].

O teor de umidade foi determinado por secagem em estufa a 105 °C até massa constante, de acordo com a norma ABNT NBR 7190/1997 [9]. O cálculo foi realizado pela relação entre a massa de água livre contida na amostra e a massa da mesma amostra após sua secagem. As análises de sólidos totais, fixos e voláteis foram conduzidas conforme os procedimentos de APHA, AWWA e WEF [10]. Também foram obtidos termogramas em microbalança termogravimétrica com taxa de aquecimento de 10 °C $min^{-1}$, entre 30 °C e 900 °C, em atmosfera inerte, com posterior troca para oxigênio para estimativa do teor de cinzas [11].

A DQO foi determinada por digestão química em meio ácido com dicromato, seguida de titulação, conforme procedimentos de APHA, AWWA e WEF [10]. Os açúcares redutores do substrato foram determinados pelo método do ácido dinitrosalicílico (DNS), com leitura espectrofotométrica a

540 nm [12]. A composição elementar foi determinada em analisador CHNOS, com amostras previamente secas, permitindo calcular as relações C/N dos inóculos e do substrato.

## 2.3 PREPARO DO SUBSTRATO E MONTAGEM DOS BIODIGESTORES

O substrato foi triturado para reduzir o tamanho das partículas, pois a granulometria influencia a etapa de hidrólise e a disponibilidade da matéria orgânica aos microrganismos. Após a trituração, o substrato foi submetido a tratamento com complexo enzimático à base de celulase, protease e lipase por 72 h, utilizando 10 mL de complexo para cada 100 g de substrato. Em seguida, o material foi esterilizado em autoclave a aproximadamente 127 °C, por 30 min, sob pressão de 1,5 kgf $cm^{-2}$ (Tabela 1).

Tabela 1. Composição dos biodigestores utilizados nos ensaios em batelada.

| **Biodigestores** | **Inóculo (g)** | **Substrato (g)** | **Água (g)** |
|---|---|---|---|
| B100S0.1, B100S0.2, B100S0.3 | 35 | 0 | 35 |
| B10SE90.1, B10SE90.2, B10SE90.3 | 3,5 | 31,5 | 35 |
| B20SE80.1, B20SE80.2, B20SE80.3 | 7 | 28 | 35 |
| B30SE70.1, B30SE70.2, B30SE70.3 | 10,5 | 24,5 | 35 |
| B10S90.1, B10S90.2, B10S90.3 | 3,5 | 31,5 | 35 |
| B20S80.1, B20S80.2, B20S80.3 | 7 | 28 | 35 |
| B30S70.1, B30S70.2, B30S70.3 | 10,5 | 24,5 | 35 |
| L100S0.1, L100S0.2, L100S0.3 | 35 | 0 | 35 |
| L10S90.1, L10S90.2, L10S90.3 | 3,5 | 31,5 | 35 |
| L20S80.1, L20S80.2, L20S80.3 | 7 | 28 | 35 |
| L30S70.1, L30S70.2, L30S70.3 | 10,5 | 24,5 | 35 |

| | | | |
|---|---|---|---|
| L15S0.1, L15S0.2, L15S0.3 | 10 | 0 | 60 |
| L25S0.1, L25S0.2, L25S0.3 | 25 | 0 | 45 |
| L50S0.1, L50S0.2, L50S0.3 | 35 | 0 | 35 |

Fonte: Os autores (2026).

Os biodigestores foram preparados em frascos de penicilina de 100 mL, vedados com septos e lacres, e acoplados a seringas plásticas para indicação visual da produção de gás pelo deslocamento do êmbolo. A massa útil em cada biodigestor foi definida em 70 g, correspondente a 70% do volume do frasco. As composições foram identificadas de acordo com o tipo de inóculo e a proporção entre inóculo, substrato e água.

## 2.4 ANÁLISE CROMATOGRÁFICA E ESTIMATIVA ENERGÉTICA

A composição do biogás foi determinada periodicamente por cromatografia gasosa, utilizando um cromatógrafo a gás Thermo Scientific™, modelo TRACE GC Ultra, equipado com detector de condutividade térmica (TCD), adequado para a quantificação de gases permanentes e majoritários presentes no biogás. As amostras gasosas foram coletadas diretamente do headspace dos biodigestores por meio de seringa gas-tight com agulha cromatográfica. Para cada análise, foi injetado um volume de 0,5 $cm^3$ de gás no cromatógrafo.

A separação cromatográfica dos constituintes gasosos foi realizada em coluna empacotada do tipo Porapak Q, ou equivalente, associada, quando aplicável, a coluna Molecular Sieve 5A, permitindo a separação e quantificação de $CH_4$, $CO_2$ e da fração $N_2$+$O_2$. O gás de arraste utilizado foi hélio, com vazão aproximada de 25 a 30 mL $min^{-1}$. As condições operacionais adotadas foram: temperatura do injetor de 100 °C, temperatura do forno mantida em regime isotérmico a 40 °C e temperatura do detector TCD de 150 °C. A identificação dos compostos foi realizada por comparação dos tempos de retenção com padrões gasosos certificados contendo $CH_4$, $CO_2$, $N_2$ e $O_2$, enquanto a quantificação foi obtida por calibração externa.

Os resultados foram expressos em porcentagem volumétrica (% v/v) dos gases $CH_4$, $CO_2$ e $N_2$+$O_2$. A partir da composição gasosa, foram estimados o poder calorífico superior (PCS) e o poder calorífico inferior (PCI) do biogás, considerando o metano como principal componente combustível. Para isso, foram adotados os valores de referência do metano puro, sendo aproximadamente 39,8 MJ $Nm^{-3}$ para o PCS e 35,8 MJ $Nm^{-3}$ para o PCI. Assim, o poder calorífico do biogás foi calculado proporcionalmente à fração volumétrica de metano presente na amostra.

Para a estimativa do potencial de geração de energia elétrica, considerou-se o poder calorífico inferior (PCI) do biogás produzido e o volume de biogás disponível no gasômetro proposto para a Central de Tratamento de Resíduos (CTR). O dimensionamento do biodigestor em escala de aplicação foi realizado a partir da relação entre a carga diária de substrato e o tempo de retenção hidráulica (TRH), sendo o volume útil do biodigestor estimado pelo produto entre esses dois parâmetros.

Para a CTR estudada, o recebimento médio de 1.800 t dia$^{-1}$ de resíduos sólidos urbanos (RSU) foi adotado com base em dados operacionais fornecidos pelo próprio aterro sanitário. Considerando que 52,60% desse total corresponde à fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos (FORSU), composta predominantemente por restos de alimentos e resíduos putrescíveis, estimou-se uma fração orgânica potencialmente biodigestível de 946,80 t dia$^{-1}$. Esse valor foi utilizado como base para o dimensionamento preliminar do sistema de digestão anaeróbia e para a estimativa da produção potencial de biogás e de energia elétrica associada.

## 3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 3.1 CONDIÇÃO INICIAL DE PH E ADEQUAÇÃO AO PROCESSO ANAERÓBIO

O pH inicial das formulações variou conforme o tipo de inóculo e a proporção de substrato. Após correção, os valores foram estabilizados em faixa próxima à neutralidade, majoritariamente entre 6,8 e 7,2. Essa condição é relevante porque a metanogênese é sensível a variações bruscas de pH, sendo a faixa neutra a mais indicada para manutenção da atividade microbiológica. A pequena variação observada ao final dos 75 dias indica que o sistema permaneceu relativamente tamponado durante a biodigestão [13].

A estabilidade do pH é um dos primeiros indicativos de viabilidade do processo, pois valores excessivamente ácidos podem indicar acúmulo de ácidos graxos voláteis e inibição da etapa metanogênica. No presente estudo, a correção do pH antes da incubação foi uma medida operacional importante para reduzir riscos de instabilidade, sobretudo em formulações com maior carga de substrato orgânico (Tabela 2).

Tabela 2. Valores de pH dos biodigestores antes da correção, após correção e ao final do processo.

| **Amostra** | **pH inicial** | **pH corrigido** | **pH final** |
|---|---|---|---|
| B100S0 | 7,41 | 6,84 | 6,82 |
| B10S90 | 6,46 | 6,92 | 6,88 |
| B20S80 | 6,65 | 6,95 | 6,91 |
| B30S70 | 6,72 | 7,06 | 7,02 |
| B10SE90 | 6,47 | 7,04 | 6,98 |

| | | | |
|---|---|---|---|
| B20SE80 | 6,71 | 6,86 | 6,81 |
| B30SE70 | 6,57 | 6,83 | 6,77 |
| L100S0 | 7,56 | 7,07 | 7,01 |
| L10S90 | 6,76 | 6,96 | 6,90 |
| L20S80 | 6,60 | 7,20 | 7,02 |
| L30S70 | 7,36 | 7,10 | 6,96 |
| L15S0 | 7,35 | 6,99 | 6,62 |
| L25S0 | 7,30 | 6,98 | 6,95 |
| L50S0 | 7,23 | 7,03 | 6,90 |

Fonte: Os autores (2026).

## 3.2 UMIDADE, SÓLIDOS TOTAIS E FRAÇÃO VOLÁTIL

Os resultados de umidade demonstraram valores médios de 86,84% para o substrato, 91,54% para o lodo proveniente da estação de tratamento de lixiviado e 91,06% para o esterco bovino (Tabela 3).

Tabela 3. Umidade e análise de sólidos dos materiais em base úmida.

| **Material** | **Umidade (%)** | **Sólidos totais (%)** | **Sólidos fixos (%)** | **Sólidos voláteis (%)** |
|---|---|---|---|---|
| Substrato | 86,84 ± 1,15 | 13,16 ± 1,15 | 0,77 ± 0,66 | 12,39 ± 1,18 |
| Lodo | 91,54 ± 2,75 | 8,46 ± 2,75 | 5,44 ± 2,48 | 3,02 ± 0,97 |
| Esterco bovino | 91,06 ± 3,45 | 8,94 ± 3,45 | 5,09 ± 3,46 | 3,85 ± 1,83 |

Fonte: Os autores (2026).

Esses resultados indicam que todos os materiais avaliados apresentam elevada fração aquosa, característica desejável para processos de digestão anaeróbia em sistemas úmidos. Teores de umidade superiores a 80% favorecem a transferência de massa, aumentam a disponibilidade dos compostos biodegradáveis aos microrganismos e contribuem para a estabilidade operacional dos biodigestores [14].

A elevada umidade observada nos materiais também é compatível com valores reportados para resíduos alimentares e lodos biológicos utilizados em digestão anaeróbia. Resíduos alimentares normalmente apresentam umidade entre 70% e 90%, enquanto lodos oriundos de sistemas de tratamento de efluentes frequentemente apresentam valores superiores a 90% [15]. Essa condição favorece a hidrólise, considerada a etapa limitante do processo anaeróbio, uma vez que a água atua

como meio para o transporte de nutrientes, enzimas e metabólitos necessários à degradação da matéria orgânica.

Apesar das vantagens operacionais observadas em escala laboratorial, elevadas concentrações de água podem representar desafios em aplicações em escala real. Sistemas excessivamente diluídos podem demandar maiores volumes reacionais e aumentar os custos associados ao aquecimento e ao bombeamento do material [16]. Dessa forma, o controle da relação sólidos/água torna-se fundamental para otimizar a eficiência energética do processo e evitar sobrecargas hidráulicas nos digestores.

Os resultados de sólidos voláteis evidenciaram que o substrato apresentou 12,39% de sólidos voláteis em base úmida e 95,2% em base seca, demonstrando elevada concentração de matéria orgânica biodegradável (Tabela 4).

Tabela 4. Análise de sólidos em base seca para lodo e substrato.

| **Material** | **Sólidos voláteis (%)** | **Cinzas (%)** | **Carbono fixo (%)** |
|---|---|---|---|
| Lodo | 43,15 | 54,00 | 2,85 |
| Substrato | 95,20 | 1,91 | 2,89 |

Fonte: Os autores (2026).

Os sólidos voláteis são amplamente utilizados como indicador do potencial de conversão biológica e produção de biogás, uma vez que representam a fração orgânica passível de degradação pelos microrganismos anaeróbios [16].

O elevado percentual de sólidos voláteis encontrado para os resíduos alimentares é consistente com resultados da literatura, que reportam valores superiores a 90% em base seca para resíduos orgânicos domésticos destinados à biodigestão [17]. Resíduos alimentares possuem elevada concentração de carboidratos, proteínas e lipídios, componentes diretamente relacionados ao potencial metanogênico do substrato.

Em contraste, o lodo apresentou maior concentração relativa de sólidos fixos e cinzas, refletindo sua origem em uma estação de tratamento de lixiviado. Esse comportamento é esperado, uma vez que o tratamento de lixiviados promove a acumulação de compostos minerais, metais e materiais inertes, aumentando a fração não biodegradável do resíduo [18]. Embora essa característica reduza o potencial energético intrínseco do lodo, sua utilização como inóculo apresenta vantagens significativas devido à elevada densidade microbiana e à presença de comunidades metanogênicas adaptadas a ambientes ricos em compostos orgânicos complexos.

A complementaridade observada entre o substrato e o lodo sugere uma relação sinérgica favorável ao processo de digestão anaeróbia. Enquanto os resíduos alimentares fornecem a principal fonte de carbono e matéria orgânica biodegradável, o lodo contribui com biomassa microbiana ativa,

aumentando a velocidade de degradação e favorecendo a estabilidade do sistema. Estudos demonstram que a utilização de inoculações adequadas pode reduzir o período de adaptação microbiana, minimizar a ocorrência de acidificação excessiva e aumentar a produção de metano [19].

## 3.3 DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO E DISPONIBILIDADE DE MATÉRIA OXIDÁVEL

A Demanda Química de Oxigênio (DQO) constitui um dos principais indicadores da carga orgânica disponível para conversão biológica em processos anaeróbios, refletindo a quantidade de matéria oxidável presente no substrato e, consequentemente, o potencial teórico de produção de biogás [20]. Os resultados obtidos demonstraram DQO média de 10.587,79 mg $O_2$ $L^{-1}$ para o substrato e 10.389,51 mg $O_2$ $L^{-1}$ para o esterco bovino, indicando concentrações semelhantes de matéria orgânica passível de degradação (Tabela 5).

Tabela 5. DQO média dos materiais de partida

| **Material** | **DQO (mg $O_2$ $L^{-1}$)** |
|---|---|
| Substrato | 10.587,79 ± 337,85 |
| Esterco bovino | 10.389,51 ± 403,36 |
| Lodo | 29.880,48 ± 609,40 |

Fonte: Os autores (2026).

Em contraste, o lodo proveniente da estação de tratamento de lixiviado apresentou DQO significativamente superior, atingindo 29.880,48 mg $O_2$ $L^{-1}$. Esse resultado sugere elevada concentração de compostos orgânicos dissolvidos e particulados remanescentes no lodo, corroborando a literatura sobre a elevada carga orgânica frequentemente associada aos lixiviados de aterros sanitários e aos resíduos gerados em seu tratamento [21].

Além disso, deve-se considerar que, no lodo, uma fração importante da matéria orgânica está associada à própria biomassa microbiana presente no sistema. Essa biomassa é composta por comunidades de microrganismos adaptadas à degradação de compostos orgânicos complexos, podendo atuar diretamente nas etapas da digestão anaeróbia, como hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese. Assim, a elevada DQO observada não representa apenas a presença de matéria orgânica residual, mas também indica o potencial do lodo como fonte de inóculo microbiologicamente ativo para a produção de biogás.

Além da função tradicional de inoculação microbiana, o lodo pode atuar como fonte adicional de substratos biodegradáveis, contribuindo para o aumento da produção de biogás.

A elevada DQO observada no lodo pode explicar parcialmente o desempenho superior dos biodigestores inoculados com esse material. A disponibilidade de matéria orgânica facilmente

degradável influencia diretamente a atividade microbiana, favorecendo a produção de ácidos graxos voláteis e, posteriormente, a geração de metano pelas arqueias metanogênicas [22]. Dessa forma, a contribuição simultânea de biomassa microbiana ativa e matéria orgânica residual torna o lodo um inoculante particularmente eficiente para sistemas de digestão anaeróbia. Ao avaliar as formulações dos biodigestores, verificou-se que todas apresentaram cargas orgânicas compatíveis com o desenvolvimento do processo anaeróbio. A série L30S70 apresentou DQO estimada de 16.635,60 mg $O_2$ $L^{-1}$, enquanto a série L25S0 apresentou 10.671,60 mg $O_2$ $L^{-1}$. Esses valores encontram-se dentro da faixa reportada na literatura para resíduos orgânicos submetidos à digestão anaeróbia em escala laboratorial, indicando disponibilidade suficiente de matéria orgânica para sustentar a produção de biogás ao longo do período experimental (Tabela 6).

Tabela 6. DQO estimada nos biodigestores

| **Biodigestor** | **DQO (mg $O_2$ $L^{-1}$)** |
|---|---|
| B100S0 | 10.389,51 ± 554,45 |
| B10S90; B10SE90 | 10.567,97 ± 520,79 |
| B20S80; B20SE80 | 10.548,14 ± 582,20 |
| B30S70; B30SE70 | 10.528,31 ± 533,65 |
| L100S0 | 14.940,24 ± 626,15 |
| L10S90 | 11.023,04 ± 594,55 |
| L20S80 | 11.458,28 ± 589,57 |
| L30S70 | 16.635,60 ± 728,93 |
| L15S0 | 4.268,64 ± 147,42 |
| L25S0 | 10.671,60 ± 545,11 |

Fonte: Os Autores (2026).

Entretanto, os resultados também demonstram que a DQO, isoladamente, não é capaz de explicar o desempenho dos biodigestores. Embora a série L30S70 apresentasse maior carga orgânica inicial, isso não implicou necessariamente maior produção de metano ou melhor eficiência energética. Esse comportamento reforça a natureza multifatorial da digestão anaeróbia, na qual parâmetros como relação carbono/nitrogênio (C/N), capacidade tampão, composição microbiológica do inóculo, biodegradabilidade do substrato e estabilidade operacional desempenham papel igualmente relevante [19].

A eficiência da digestão anaeróbia depende não apenas da quantidade de matéria orgânica disponível, mas também do equilíbrio nutricional do sistema [17]. Relações C/N inadequadas podem

favorecer o acúmulo de amônia ou limitar o desenvolvimento microbiano, reduzindo a atividade metanogênica e, consequentemente, a produção de metano. Da mesma forma, elevadas concentrações de matéria orgânica facilmente hidrolisável podem ocasionar acúmulo excessivo de ácidos graxos voláteis, resultando em queda do pH e inibição parcial das arqueias metanogênicas [14]. Assim, a eficiência do processo depende não apenas da quantidade de matéria orgânica disponível, mas também da capacidade do sistema em converter essa matéria de forma equilibrada e sustentável.

## 3.4 AÇÚCARES REDUTORES E COMPOSIÇÃO ELEMENTAR

O teor médio de açúcares redutores no substrato foi de 0,080 ± 0,062 mg $mL^{-1}$, indicando baixa concentração de carboidratos simples prontamente disponíveis para degradação microbiana. Os açúcares redutores representam uma fração facilmente assimilável da matéria orgânica e desempenham papel importante nas etapas iniciais da digestão anaeróbia, especialmente durante a hidrólise e a acidogênese, fornecendo substratos para a produção de ácidos graxos voláteis e outros intermediários metabólicos [12,15] (Tabela 7).

Tabela 7. Açúcares redutores no substrato.

| **Amostra** | **Diluição** | **AR (mg mL-1)** |
|---|---|---|
| Amostra 1 | 1:50 | 0,192 |
| Amostra 2 | 1:100 | 0,056 |
| Amostra 3 | 1:200 | 0,053 |
| Amostra 4 | 1:250 | 0,051 |
| Amostra 5 | 1:300 | 0,050 |
| Média | - | 0,080 ± 0,062 |

Fonte: Os Autores (2026).

Embora concentrações elevadas de açúcares possam acelerar a atividade microbiológica e aumentar a produção inicial de biogás, o excesso desses compostos pode promover rápida acidificação do meio devido ao acúmulo de ácidos orgânicos, reduzindo o pH e comprometendo a atividade das arqueias metanogênicas [16]. Nesse sentido, o baixo teor de açúcares redutores observado neste estudo pode ser considerado favorável à estabilidade do processo, uma vez que reduz o risco de acidificação excessiva e contribui para um equilíbrio mais gradual entre as etapas acidogênica e metanogênica.

Além disso, resíduos alimentares apresentam composição altamente heterogênea, contendo não apenas carboidratos simples, mas também amidos, proteínas, lipídios e fibras estruturais. Dessa forma, a concentração de açúcares redutores isoladamente não é suficiente para representar o potencial

biodegradável total do substrato. A produção de metano em resíduos alimentares está mais fortemente relacionada à composição global da matéria orgânica e à disponibilidade de sólidos voláteis do que exclusivamente à presença de açúcares solúveis [17].

A elevada fração de sólidos voláteis observada no substrato (95,2% em base seca) sugere que grande parte da matéria orgânica encontrava-se na forma de compostos passíveis de degradação biológica, mesmo que não estivessem inicialmente disponíveis como açúcares redutores. Esse comportamento indica que a hidrólise dos compostos mais complexos provavelmente desempenhou papel relevante no fornecimento contínuo de substratos para os microrganismos ao longo da biodigestão.

A análise elementar indicou relações C/N de 15,40 para o lodo, 14,25 para o substrato e 41,37 para o esterco bovino. A relação carbono/nitrogênio é um dos parâmetros mais importantes para a digestão anaeróbia, pois influencia diretamente o equilíbrio nutricional necessário ao crescimento e à atividade metabólica dos microrganismos envolvidos na produção de biogás. Estudos têm demonstrado que relações C/N excessivamente baixas podem favorecer a formação de amônia livre, enquanto relações muito elevadas podem resultar em deficiência de nitrogênio, reduzindo a síntese celular e a atividade metanogênica [18].

Os valores obtidos para o lodo e para o substrato foram semelhantes e encontram-se próximos da faixa considerada adequada para processos anaeróbios estáveis. Embora a literatura frequentemente reporte valores ótimos entre 20 e 30, estudos indicam que resíduos alimentares e lodos ricos em matéria orgânica podem apresentar desempenho satisfatório em relações C/N inferiores a essa faixa, desde que exista disponibilidade adequada de nutrientes e comunidades microbianas adaptadas [19]. Nesse contexto, a elevada concentração de metano observada nos biodigestores inoculados com lodo sugere que a relação C/N não representou um fator limitante para o desenvolvimento da microbiota metanogênica.

Por outro lado, o esterco bovino apresentou relação C/N de 41,37, valor significativamente superior aos observados para o lodo e o substrato. Relações C/N elevadas indicam excesso relativo de carbono em relação ao nitrogênio disponível, podendo restringir o crescimento microbiano e reduzir a eficiência da conversão da matéria orgânica em biogás. Sistemas anaeróbios operando com relações C/N muito elevadas podem apresentar menor atividade biológica, uma vez que a limitação de nitrogênio afeta a produção de enzimas e proteínas essenciais para o metabolismo microbiano visto na Tabela 8.

Além disso, estudos de codigestão têm demonstrado que o ajuste da relação C/N por meio da combinação de substratos complementares constitui uma estratégia eficiente para aumentar a estabilidade do processo e a produção de metano [20]. Dessa forma, o desempenho inferior observado

nos biodigestores inoculados com esterco bovino pode estar relacionado não apenas à menor adaptação microbiológica desse inóculo, mas também ao desequilíbrio nutricional associado à elevada relação C/N.

Tabela 8. Composição elementar e relação C/N dos inóculos e substrato.

| **Material** | **%C** | **%H** | **%N** | **%S** | **C/N** |
|---|---|---|---|---|---|
| Inóculo - Lodo | 21,41 | 3,92 | 1,39 | 1,94 | 15,40 |
| Inóculo - Esterco | 46,75 | 6,83 | 1,13 | 0,37 | 41,37 |
| Substrato | 48,28 | 8,46 | 3,31 | 0,84 | 14,25 |

Fonte: Os Autores (2026).

## 3.5 PRODUÇÃO DE BIOGÁS EM BIODIGESTORES INOCULADOS COM LODO

Os biodigestores que utilizaram lodo como inóculo apresentaram formação de biogás ao longo do período de monitoramento. O pico máximo de produção de metano foi registrado, em grande parte das séries, em torno do trigésimo dia, exceto nas séries L50S0 e L100S0, que apresentaram pico em 45 dias. O comportamento indica que o lodo foi efetivo como inóculo em regime mesofílico, favorecendo a estruturação do consórcio microbiano responsável pela metanogênese.

A maior concentração de metano foi observada na série L25S0, com 87,88% de $CH_4$ em 30 dias. Apesar dessa série não conter substrato orgânico externo, o resultado evidencia que o lodo possuía carga orgânica e comunidade microbiana suficientes para gerar biogás com elevado teor de metano. Esse dado também sugere que o lodo da estação de tratamento de lixiviado pode ser considerado um recurso interno da própria CTR, tanto para inoculação quanto para a produção de biogás em condições específicas [21].

Os volumes médios de gás variaram entre 35 mL e 67 mL nas séries com lodo. A série L100S0 apresentou o maior volume médio (67 mL), enquanto a L25S0 apresentou 37 mL, mas com melhor qualidade energética do biogás [22]. Essa diferença demonstra que volume de gás e teor de metano devem ser analisados conjuntamente. Para fins energéticos, a composição do gás pode ser tão ou mais relevante que o volume produzido (Tabela 9).

Tabela 9. Volume médio de gás produzido nos biodigestores com lodo como inóculo.

| **Biodigestor** | **Volume médio (mL)** |
|---|---|
| L100S0 | 67 |
| L10S90 | 58 |

| | |
|---|---|
| L20S80 | 42 |
| L30S70 | 55 |
| L15S0 | 35 |
| L25S0 | 37 |
| L50S0 | 41 |

Fonte: Os Autores (2026).

## 3.6 PRODUÇÃO DE BIOGÁS EM BIODIGESTORES INOCULADOS COM ESTERCO BOVINO

Os biodigestores com esterco bovino apresentaram desempenho inferior aos inoculados com lodo. A produção de metano ocorreu de forma mais consistente apenas nas provas em branco, com pico nos primeiros 15 dias e concentração de 66,45% de $CH_4$. Nas demais composições, a formação de metano foi baixa ou inexistente, exceto em alguns reatores específicos das séries B10S90 e B20S80, que apresentaram concentrações inferiores a 30%.

A baixa produção de metano nos sistemas com esterco bovino pode ser associada à elevada relação C/N desse inóculo, que foi de 41,37. Essa condição pode limitar a atividade microbiana e reduzir a eficiência de conversão do carbono em metano. Além disso, o esterco utilizado pode ter apresentado baixa atividade metanogênica inicial, diferenças de armazenamento ou composição não ideal para a matriz de restos alimentares utilizada.

## 3.7 PODER CALORÍFICO DO BIOGÁS E QUALIDADE ENERGÉTICA

O poder calorífico do biogás variou conforme a proporção de metano e dióxido de carbono. Como o $CH_4$ é o principal componente combustível, maiores teores desse gás resultaram em maior PCI e PCS. A série L25S0 apresentou o maior poder calorífico inferior, 28.195,70 kJ $m^{-3}$, acompanhando a maior concentração de metano observada experimentalmente. Em contraste, as séries B10S90.3 e B20S80.3 apresentaram menores valores de PCI, coerentes com seus baixos teores de metano.

A influência do $CO_2$ é particularmente importante, pois esse gás atua como diluente e reduz a velocidade de combustão, estabilidade de chama e faixa de inflamabilidade. A remoção parcial de $CO_2$, por meio de sistemas de purificação, poderia elevar o poder calorífico do biogás e ampliar sua aplicabilidade energética. Essa possibilidade é relevante para a CTR, pois a produção estimada não supre integralmente sua demanda elétrica, mas pode funcionar como fonte complementar integrada a outras estratégias de aproveitamento energético (Tabela 10).

Tabela 10. Poder calorífico superior e inferior do biogás produzido nos biodigestores.

| **Biodigestor** | **PCS (kJ m⁻³)** | **PCI (kJ m⁻³)** |
|---|---|---|
| L100S0 | 29.051,10 | 26.155,10 |
| L10S90 | 22.779,00 | 20.508,30 |
| L20S80 | 25.095,40 | 22.593,80 |
| L30S70 | 25.056,20 | 22.558,50 |
| L15S0 | 28.979,80 | 26.091,00 |
| L25S0 | 31.317,60 | 28.195,70 |
| L50S0 | 27.262,40 | 24.454,70 |
| B100S0 | 21.399,90 | 19.266,60 |
| B10S90.3 | 8.360,40 | 7.527,00 |
| B20S80.3 | 9.169,30 | 8.255,30 |

Fonte: Os Autores (2026).

## 3.8 DIMENSIONAMENTO DO BIODIGESTOR E ESTIMATIVA DE GERAÇÃO DE ENERGIA

A proposta de escala para a CTR considerou o recebimento diário de 1.800 t de RSU, dos quais 52,60% corresponderiam a restos de alimentos, equivalentes a 946,80 t dia-1. Considerando ainda a geração de 51,26 m³ dia-1 de lodo e densidade próxima de 1,002 kg m⁻³, o total considerado para alimentação do sistema foi de aproximadamente 946.850 kg dia-1. A partir de uma concentração de 20% de massa seca no biodigestor, a carga estimada foi de 189.370 kg dia-1.

Utilizando a relação de 1 m³ de biogás para cada 1.000 kg de resíduos e tempo de retenção hidráulica de 30 dias, o volume do biodigestor foi estimado em 5.681,10 m³. O volume do gasômetro foi considerado como 30% do volume do biodigestor, resultando em 1.704,33 m³. O volume total do sistema, somando biodigestor e gasômetro, foi de 7.385,43 m³. Para um biodigestor do tipo canadense com 5 m de altura, estimou-se área de 1.477,08 m2, com dimensões aproximadas de 43,0 m de comprimento por 34,5 m de largura.

A estimativa de energia mensal variou conforme o poder calorífico do biogás de cada série. A maior geração estimada foi atribuída à série L25S0, com 20.038,88 kWh mês⁻¹. Considerando que a CTR apresentava consumo mensal de 134,75 MWh mês⁻¹, esse valor corresponde a aproximadamente 14,80% da demanda. Embora insuficiente para autonomia energética completa, o resultado demonstra potencial para complementar a energia consumida pela unidade e reduzir custos operacionais associados à eletricidade (Tabela 11).

Tabela 11. Estimativa de geração de energia mensal a partir do biogás.

| **Biodigestor** | **Energia (kJ)** | **Energia (kWh mês⁻¹)** |
|---|---|---|
| L100S0 | 66.865.513,15 | 18.588,61 |
| L10S90 | 52.429.468,95 | 14.575,39 |
| L20S80 | 57.761.049,70 | 16.057,57 |
| L30S70 | 57.670.805,25 | 16.032,48 |
| L15S0 | 66.701.641,50 | 18.543,06 |
| L25S0 | 72.082.307,05 | 20.038,88 |
| L50S0 | 62.518.440,55 | 17.380,13 |
| B100S0 | 49.255.062,90 | 13.692,91 |
| B10S90.3 | 19.242.775,50 | 5.349,49 |
| B20S80.3 | 21.104.674,45 | 5.867,10 |

Fonte: Os Autores (2026).

A estimativa de 20.038,88 kWh mês-1, equivalente a aproximadamente 14,80% da demanda energética mensal da CTR, deve ser interpretada como potencial complementar e preliminar. Para uma análise de viabilidade completa, estudos futuros devem incorporar balanço de massa e energia, eficiência do motor-gerador, perdas operacionais, consumo parasitário, CAPEX, OPEX, payback, emissões fugitivas de metano, avaliação do digestato e comparação com outras rotas de recuperação energética e material [23].

Do ponto de vista da aplicação em CTR, a biodigestão anaeróbia da fração orgânica de RSU representa uma rota complementar de valorização, capaz de reduzir a disposição direta de matéria orgânica em aterro, aproveitar fluxos internos da unidade e recuperar energia. O uso do lodo gerado na própria estação de tratamento de lixiviado como inóculo reforça a lógica de economia circular, pois transforma um passivo operacional em insumo funcional do processo. Entretanto, a implantação em escala real exigiria segregação ou triagem mínima da fração orgânica, controle de umidade, homogeneização, vedação adequada, manejo do digestato e tratamento do biogás para remoção de $CO_2$ e $H_2S$ [24].

A análise conjunta dos indicadores físico-químicos, operacionais e energéticos demonstra que o desempenho da digestão anaeróbia não depende apenas do volume de gás produzido, mas da qualidade energética do biogás, da estabilidade do pH, da relação C/N, da disponibilidade de sólidos voláteis, da DQO e da atividade microbiológica do inóculo. Nesse sentido, o lodo de estação de tratamento de lixiviado mostrou-se mais adequado que o esterco bovino para a matriz avaliada, pois combinou elevada DQO, relação C/N mais favorável e provável adaptação microbiana a compostos

orgânicos complexos. A série L25S0, embora não tenha apresentado o maior volume de gás, registrou o maior teor de metano e o maior PCI, reforçando que a seleção de condições operacionais deve considerar simultaneamente quantidade e composição do biogás [25].

## 4 CONCLUSÃO

A transformação da fração orgânica de resíduos sólidos urbanos em biogás mostrou-se tecnicamente possível em escala laboratorial, especialmente quando o lodo de estação de tratamento de lixiviado foi utilizado como inóculo. A caracterização físico-química demonstrou umidade adequada ao processo anaeróbio, sólidos voláteis expressivos no substrato, DQO elevada no lodo e relação C/N mais favorável para o lodo e para o substrato do que para o esterco bovino.

Os biodigestores inoculados com lodo apresentaram melhor desempenho que aqueles inoculados com esterco bovino. A série L25S0 atingiu a maior concentração de metano, 87,88%, e o maior poder calorífico inferior, 28.195,70 kJ $m^{-3}$. A estimativa de geração energética para essa condição foi de 20.038,88 kWh $mês^{-1}$, correspondente a aproximadamente 14,80% da demanda mensal de energia elétrica da CTR.

Os resultados indicam que o biogás pode atuar como fonte complementar de energia para CTRs, reduzindo custos operacionais e fortalecendo rotas de valorização da fração orgânica. Para aplicação em escala real, recomenda-se aprofundar estudos sobre purificação do biogás, remoção de $CO_2$ e $H_2S$, controle de vazamentos, balanço energético, avaliação econômica, manejo do digestato e integração com outras fontes internas de energia.

## REFERÊNCIAS

[10] APHA; AWWA; WEF. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 24. ed. Washington, DC: American Public Health Association, 2023.

[11] ASTM INTERNATIONAL. ASTM D3176-15: Standard Practice for Ultimate Analysis of Coal and Coke. West Conshohocken: ASTM International, 2015.

[12] MILLER, G. L. Use of dinitrosalicylic acid reagent for determination of reducing sugar. Analytical Chemistry, v. 31, n. 3, p. 426-428, 1959. DOI: https://doi.org/10.1021/ac60147a030.

[13] RAPOSO, F. *et al.* Biochemical methane potential (BMP) of solid organic substrates: evaluation of anaerobic biodegradability using data from an international interlaboratory study. Journal of Chemical Technology & Biotechnology, v. 87, n. 8, p. 1088-1098, 2012. DOI: https://doi.org/10.1002/jctb.3734.

[14] APPELS, L.; BAEYENS, J.; DEGRÈVE, J.; DEWIL, R. Principles and potential of the anaerobic digestion of waste-activated sludge. Progress in Energy and Combustion Science, v. 34, p. 755-781, 2008. DOI: https://doi.org/10.1016/j.pecs.2008.06.002.

[15] LI, Y.; PARK, S. Y.; ZHU, J. Solid-state anaerobic digestion for methane production from organic waste. Renewable and Sustainable Energy Reviews, v. 15, n. 1, p. 821-826, 2011. DOI: https://doi.org/10.1016/j.rser.2010.07.042.

[16] WARD, A. J.; HOBBS, P. J.; HOLLIMAN, P. J.; JONES, D. L. Optimisation of the anaerobic digestion of agricultural resources. Bioresource Technology, v. 99, p. 7928-7940, 2008. DOI: https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.02.044.

[17] ZHANG, R. *et al.* Characterization of food waste as feedstock for anaerobic digestion. Bioresource Technology, v. 98, p. 929-935, 2007. DOI: https://doi.org/10.1016/j.biortech.2006.02.039.

[18] KJELDSEN, P. *et al.* Present and long-term composition of MSW landfill leachate: a review. Critical Reviews in Environmental Science and Technology, v. 32, p. 297-336, 2002. DOI: https://doi.org/10.1080/10643380290813462.

[19] ANGELIDAKI, I. *et al.* Biogas upgrading and utilization: current status and perspectives. Biotechnology Advances, v. 36, n. 2, p. 452-466, 2018. DOI: https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2018.01.011.

[1] ABREMA. Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2024. São Paulo: Associação Brasileira de Resíduos e Meio Ambiente, 2024.

[20] ZHANG, C.; SU, H.; BAEYENS, J.; TAN, T. Reviewing the anaerobic digestion of food waste for biogas production. Renewable and Sustainable Energy Reviews, v. 38, p. 383-392, 2014. DOI: https://doi.org/10.1016/j.rser.2014.05.038.

[21] XU, F. *et al.* Anaerobic digestion of food waste: challenges and opportunities. Bioresource Technology, v. 247, p. 1047-1058, 2018. DOI: https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.09.020.

[22] AWE, O. W.; ZHAO, Y.; NZIHOU, A.; MINH, D. P.; LYCZKO, N. A review of biogas utilisation, purification and upgrading technologies. Waste and Biomass Valorization, v. 8, p. 267-283, 2017. DOI: https://doi.org/10.1007/s12649-016-9826-4.

[23] MUÑOZ, R. *et al.* A review on the state-of-the-art of physical/chemical and biological technologies for biogas upgrading. Reviews in Environmental Science and Bio/Technology, v. 14, p. 727-759, 2015. DOI: https://doi.org/10.1007/s11157-015-9379-1.

[24] SHARMA, B.; INGALLS, R. G.; JONES, C. L.; KHANCHI, A. Biomass supply chain design and analysis: basis, overview, modeling, challenges, and future. Renewable and Sustainable Energy Reviews, v. 24, p. 608-627, 2013. DOI: https://doi.org/10.1016/j.rser.2013.03.049.

[25] GONZÁLEZ, R.; CABEZA, I. O.; CASALLAS-OJEDA, M.; GÓMEZ, X. Biological hydrogen methanation with carbon dioxide utilization: methanation acting as mediator in the hydrogen economy. Environments, v. 10, n. 5, art. 82, 2023. DOI: https://doi.org/10.3390/environments10050082.

[2] ACHINAS, S.; ACHINAS, V.; EUVERINK, G. J. W. A technological overview of biogas production from biowaste. Engineering, v. 3, n. 3, p. 299-307, 2017. DOI: https://doi.org/10.1016/j.eng.2017.03.002.

[3] MAO, C.; FENG, Y.; WANG, X.; REN, G. Review on research achievements of biogas from anaerobic digestion. Renewable and Sustainable Energy Reviews, v. 45, p. 540-555, 2015. DOI: https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.02.032.

[4] KUNZ, A.; STEINMETZ, R. L. R.; AMARAL, A. C. Fundamentos da digestão anaeróbia, purificação do biogás, uso e tratamento do digestato. Concórdia: Sbera/Embrapa Suínos e Aves, 2019.

[5] MATA-ALVAREZ, J. *et al.* A critical review on anaerobic co-digestion achievements between 2010 and 2013. Renewable and Sustainable Energy Reviews, v. 36, p. 412-427, 2014. DOI: https://doi.org/10.1016/j.rser.2014.04.039.

[6] BAETTKER, E. C. *et al.* Nota Técnica 10: lixiviado de aterro sanitário lançado em estação de tratamento de esgoto. Engenharia Sanitária e Ambiental, 2024.

[7] IEA. Outlook for biogas and biomethane: prospects for organic growth. Paris: International Energy Agency, 2020.

[8] SCARLAT, N.; DALLEMAND, J. F.; FAHL, F. Biogas: developments and perspectives in Europe. Renewable Energy, v. 129, p. 457-472, 2018. DOI: https://doi.org/10.1016/j.renene.2018.03.006.

[9] ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 7190: projeto de estruturas de madeira. Rio de Janeiro: ABNT, 1997.