

# REVISTA AIDIS

de Ingeniería y Ciencias Ambientales:  
Investigación, desarrollo y práctica.

## TRATAMENTO DE ÁGUA RESIDUÁRIA DE LATICÍNIO EM FILTRO ANAERÓBIO COM BIOMASSA IMOBILIZADA DE FLUXO DESCENDENTE OPERADO EM BATELADA ALIMENTADA

## TREATMENT OF DAIRY WASTEWATER IN A DOWN-FLOW ANAEROBIC FILTER WITH IMMOBILIZED BIOMASS OPERATED IN FED-BATCH

Recibido el 5 de octubre de 2024. Aceptado el 22 de abril de 2025

### Abstract

This paper aim was to analyze the down-flow anaerobic filter performance operated in fed-batch with immobilized biomass in pilot scale in the treatment of dairy effluent. The filter was built using PVC with useful volume of 90 L. The reactor was filled with three layers: stone gravel, mixing of blast-furnace slag and limestone and rolled pebble. The filter was operated during 147 days with increasing organic volumetric loading rate (OLR) from 1.4 to 9.6g COD L<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>. The removal efficiency of chemical oxygen demand (COD) maximum was 60% after 65 days of operation with COD of 4.4g COD L<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> and 59% after 110 days with COD of 7.1 g COD L<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>. The pH remained between 6.5 and 7.3 and the electrical conductivity between 6.6 and 9.5 mS cm<sup>-1</sup>. There was generation of bicarbonate alkalinity from 1647 mgHCO<sub>3</sub><sup>-</sup> L<sup>-1</sup> and total volatile acidity at the bottom had an average value of 626.3 mgHAc L<sup>-1</sup>. The Total Solids, Total Fixed Solids and Total Volatile Solids had an average efficiency removal from 79%, 20% and 89%, respectively. The maximum biogas production was 55.95 L d<sup>-1</sup> at STP.

**Keywords:** anaerobic digestion, biofilm, discontinuous, industrial effluent, milk.

Giglieli Gislon <sup>1</sup>  
Fatima de Lourdes Collar Silva <sup>1</sup>  
\* Maria Magdalena Ribas Döll <sup>2</sup>

<sup>1</sup> Departamento de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Maringá - Paraná, Brasil.

<sup>2</sup> Departamento de Engenharia Civil, Universidade Estadual de Ponta Grossa – Campus Uvaranas, Brasil.

\* Autor correspondente: Departamento de Engenharia Civil, Universidade Estadual de Ponta Grossa, Campus de Uvaranas, Av. General Carlos Cavalcanti, 4748, 84030-900, Ponta Grossa, Paraná, Brasil. Email: [mmrdoll@uepg.br](mailto:mmrdoll@uepg.br)

## Resumo

O objetivo deste trabalho foi avaliar o desempenho do filtro anaeróbio de fluxo descendente operado em batelada alimentada com biomassa imobilizada em escala piloto no tratamento de efluentes de laticínio. O filtro foi construído em PVC com volume útil de 90 L. O reator foi preenchido com 3 camadas: pedra brita, mistura de escória de alto forno e pedra de calcário e seixo rolado. O filtro foi operado por 147 dias com aumento da carga orgânica volumétrica (COV) de 1.4 a 9.6g DQO L<sup>-1</sup>d<sup>-1</sup>. A eficiência de remoção da demanda química de oxigênio (DQO) máxima, da camada inferior, foi de 60% aos 65 dias de operação com COV de 4.4g DQO L<sup>-1</sup>d<sup>-1</sup> e 59 % aos 110 dias com COV de 7.1 gDQO L<sup>-1</sup>d<sup>-1</sup>. O pH permaneceu entre 6.5 e 7.3 e a condutividade elétrica entre 6.6 e 9.5 mS.cm<sup>-1</sup>. Houve geração de alcalinidade ao bicarbonato de até 1647 mgHCO<sub>3</sub><sup>-</sup> L<sup>-1</sup> e a acidez volátil total da camada inferior teve um valor médio de 626.3 mgHAc L<sup>-1</sup>. Os Sólidos totais, sólidos totais fixos e sólidos totais voláteis tiveram uma eficiência de remoção média de 79%, 20% e 89%, respectivamente. A máxima produção de biogás foi de 55.95 L d<sup>-1</sup> nas CNTP.

**Palavras-chave:** biodigestão anaeróbia, biofilme, descontínuo, efluente industrial, leite.

---

## Introdução

Os laticínios de pequeno e médio porte instalados em todo o Brasil, especialmente no interior do estado do Paraná, enfrentam dificuldades financeiras para manter pessoal especializado, capaz de trabalhar com inovações tecnológicas e operar sistemas de tratamento das águas residuárias geradas no processo produtivo. Em função disso, é comum que muitos desses estabelecimentos lancem seus efluentes sem qualquer tipo de tratamento nos corpos hídricos ou, quando existe algum sistema de tratamento, este se encontra em condições precárias de operação, diante da ausência de alternativas técnicas acessíveis financeiramente. Essa realidade contribui significativamente para a poluição do solo e da água (Mendes *et al.*, 2006; Silva *et al.*, 2023; Ye *et al.*, 2023), uma vez que o descarte inadequado desses efluentes pode provocar sérios danos ambientais em maior escala, como o empobrecimento da qualidade da água por excesso de nutrientes e a liberação de gases que contribuem para o aquecimento global. Torna-se, portanto, essencial garantir o tratamento adequado desses resíduos antes de seu descarte (Ye *et al.*, 2023).

A indústria de laticínios emprega uma série de processos físicos e reações bioquímicas no tratamento do leite, incluindo aquecimento, desnatamento, homogeneização, secagem, filtragem, fermentação, padronização e coagulação, para a produção de diversos produtos finais. Os principais produtos da indústria láctea incluem leite para consumo, queijo, creme, manteiga e soro de leite, sendo que a aplicação dos processos e as condições utilizadas variam conforme o produto desejado (Stasinakis *et al.*, 2022).

As águas residuárias da indústria de laticínios são originadas principalmente dos processos de limpeza e lavagem durante a produção de leite e derivados (Silva *et al.*, 2023). Esses efluentes apresentam características similares às do leite, com alta carga orgânica representada por elevadas concentrações de demanda química de oxigênio (DQO), demanda bioquímica de

oxigênio (DBO), óleos e graxas, nitrogênio e fósforo (Brião, 2000; Kolev Slavov, 2017; Madrona, 2007). Estima-se que, para cada quilo de queijo produzido, sejam gerados de 9 a 12 litros de água resíduária (Santos, Ferreira, 2001).

De acordo com a Organização das Nações Unidas para a Alimentação e a Agricultura (FAO), cerca de 930 milhões de toneladas de leite foram produzidas globalmente em 2022, representando um aumento de 0.22% em relação a 2021 (Ye *et al.*, 2023). Para cada litro de leite processado, são gerados entre 6 e 10 litros de águas resíduárias, totalizando entre 4 e 11 milhões de toneladas desses efluentes lançados anualmente no meio ambiente. Tais resíduos apresentam alta DQO devido à presença de lipídios, açúcares, ácidos graxos, proteínas, óleos e graxas, além de detergentes oriundos das etapas de lavagem (Silva *et al.*, 2023).

Estudos demonstram que a geração de águas resíduárias nas indústrias de laticínios varia amplamente ao longo do dia e conforme o tipo de atividade executada como produção ou limpeza, sendo a vazão e o volume diretamente afetados pelo processamento, tipo de produto e perfil operacional da planta (Struk-Sokołowska *et al.*, 2018; Saraiva *et al.*, 2009). Várias tecnologias para o tratamento desta água resíduária são continuamente avaliadas: lodos ativados (Daniel, 2008), lagoas de estabilização (Abreu Dias *et al.*, 2006), reatores anaeróbios, como o reator UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket) (Campos *et al.*, 2004), esferas imobilizadas em lodo incorporadas com nanopartículas de polianilina (Hellal *et al.*, 2022), biorreator de membrana anaeróbia de alta taxa (AnMBR) (Ye *et al.*, 2023), AnMBR termofílico (Ye *et al.*, 2022), reator em batelada para o reator em batelada de sequenciamento anaeróbio (ASBR) (Atasoy *et al.*, 2020), biorreator de membrana anaeróbia de fluxo lateral (AnMBR) (Tan *et al.*, 2021).

Como existem diversos modelos de reatores anaeróbios, Bicalho (2007) recomenda que sejam selecionados conforme dimensões, tempo de ciclo, tempo de detenção celular, separação de fases, suporte de carga orgânica, regime hidráulico e vazão de operação. Segundo Muliterno *et al.* (2005), os processos descontínuos em batelada alimentada apresentam como vantagem, em relação à batelada simples, a mitigação dos efeitos tóxicos das elevadas concentrações iniciais de substrato.

A literatura reporta amplamente o uso de reatores anaeróbios de filme fixo, de leito estacionário e de leito expandido, com destaque para os filtros anaeróbios e os reatores de leito expandido aplicados ao tratamento de efluentes industriais. Os materiais mais frequentemente empregados em filtros anaeróbios incluem pedra britada, escória triturada, tufo vulcânico, peças de cerâmica ou plástico, coque, hulha e ripas de madeira (principalmente em pequenas instalações). Após algumas semanas de operação, esses materiais se cobrem com uma camada bacteriana que forma um biofilme mucilaginoso (com espessura de 2 a 3 mm), aderido ao meio suporte. É nesse biofilme, especialmente na sua superfície, que ocorrem os processos de purificação (Imhoff e Imhoff, 1996).

Outro suporte promissor é o uso de pedras de calcário, material considerado eficiente e barato segundo Souza (2007), pois influencia na elevação do pH do efluente e apresentou resultados satisfatórios no tratamento de vinhaça. No Brasil, os principais materiais utilizados como meio suporte em filtros anaeróbios inclui pedra britada, anéis de plástico, elementos cerâmicos, módulos plásticos, elementos de madeira e escória de alto-forno proveniente de siderúrgicas. A pedra britada é geralmente usada nos tamanhos nº 4 (50 mm – 76 mm) ou nº 5 (76 mm – 100 mm), apresentando resultados satisfatórios, conforme relatado por Chernicharo (1997). Além disso, também são empregados cilindros plásticos perfurados, esferas perfuradas e gomos de bambu (Campos *et al.*, 2008).

A escolha pelo uso de um reator de crescimento aderido, como o filtro anaeróbio de fluxo descendente, justifica-se por suas vantagens operacionais e pela sua adequação a realidades com recursos limitados, como ocorre em pequenos e médios laticínios. Reatores com biomassa imobilizada oferecem maior estabilidade ao processo anaeróbio devido à retenção de microrganismos no meio suporte, favorecendo a formação de biofilmes ativos mesmo sob condições de alimentação intermitente (Chernicharo, 1997; Imhoff e Imhoff, 1996). Isso é especialmente vantajoso em sistemas operados em batelada, pois reduz os impactos de variações bruscas na carga orgânica e contribui para a eficiência do tratamento. Além disso, a simplicidade de operação, o baixo consumo energético e a possibilidade de empregar materiais de enchimento de baixo custo, como pedras de calcário ou brita, tornam essa tecnologia economicamente viável (Campos *et al.*, 2008; Souza, 2007). Por outro lado, esses sistemas requerem cuidados no dimensionamento hidráulico e no controle da concentração de sólidos, a fim de evitar o entupimento do leito e perdas de eficiência ao longo do tempo (Bicalho, 2007). Diante dessas características, os filtros anaeróbios de fluxo descendente com biomassa aderida configuraram-se como uma alternativa promissora e de baixo custo para pequenos produtores no tratamento de águas residuárias de laticínios.

Nesse contexto, este trabalho objetivou avaliar o desempenho de um filtro anaeróbio de fluxo descendente operado em batelada alimentada com biomassa imobilizada no tratamento anaeróbio da água residuária originada do processamento de leite.

## Material e métodos

### Aqua residuária

A água residuária foi coletada em um laticínio do município de Tapira, noroeste do Paraná, que processava em média 4000 L d<sup>-1</sup> de leite. O laticínio processava queijo muçarela, queijo prata e ricota como subproduto, gerando uma considerável quantidade de água residuária, soro e água de salmoura. O processamento de 1.0 L de leite gerava uma média de 850 mL

de água residuária. No decorrer do experimento foram realizadas seis coletas de água residuária que foi armazenada em ambiente protegido em temperatura ambiente, tendo sua composição analisada temporalmente na alimentação do reator.

#### Inóculo

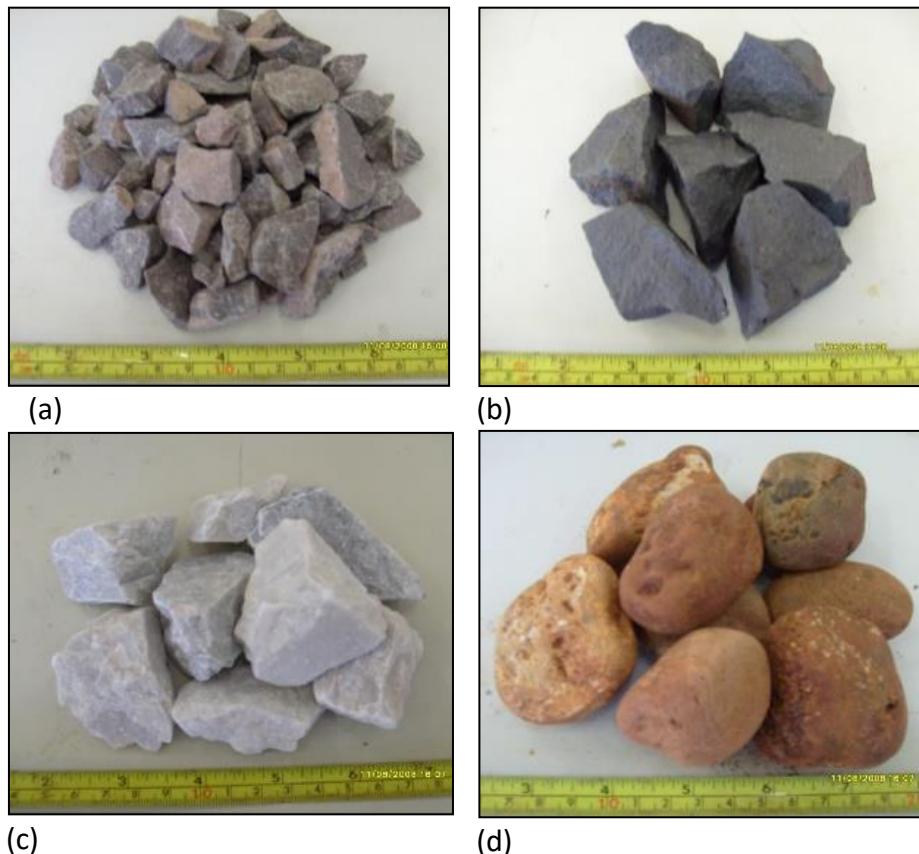
O inóculo utilizado no sistema foi lodo proveniente do reator RALF (Reator anaeróbio de Leito Fluidizado) da estação de tratamento de esgoto sanitário localizada no município de Cidade Gaúcha (PR). Esse lodo apresentava concentrações médias de sólidos totais (ST) de  $999.7 \text{ mg L}^{-1}$  e de sólidos voláteis (STV) de  $958.2 \text{ mg L}^{-1}$ , com uma relação STV/ST de 96%, indicando predominância de biomassa orgânica em sua composição.

#### Materiais suporte

A faixa granulométrica dos materiais utilizados como suporte no sistema de filtração foi claramente definida. A brita comercial nº 4 de origem basáltica, com granulometria entre 50 mm e 76 mm, foi utilizada no estudo. As camadas de escória de alto forno de siderúrgica, pedra de calcário dolomítico e seixo rolado foram padronizadas com granulometria de 75 mm e 47.5 mm, utilizando peneiras granulométricas para garantir a uniformidade dos materiais.

A escória de alto forno de indústria recicladora de bateria automotiva é um resíduo sólido resultante da fundição do chumbo. Segundo empresas pesquisadas por Matos e Ferreira (2007) correspondem aproximadamente 16 a 25% do total fundido, gerando grande quantidade de resíduo sem nenhuma aplicação.

A escória utilizada neste estudo não foi analisada diretamente. No entanto, para fornecer uma referência aproximada da composição, foram considerados os dados apresentados por Kreusch (2005), uma vez que o processo produtivo da escória utilizada era o mesmo descrito pelo autor. Segundo Kreusch (2005), a composição química da escória foi determinada por Fluorescência de Raios X (FRX), apresentando os seguintes teores elementares: Fe (ferro – 42.13%), O (oxigênio – 37.40%), S (enxofre – 8.17%), Si (silício – 5.05%), Pb (chumbo – 2.77%), Ca (cálcio – 0.87%), Al (alumínio – 0.61%), Cu (cobre – 0.51%), Zn (zinc – 0.45%) e Mn (manganês – 0.33%). Reconhece-se que podem ocorrer variações na composição devido a diferenças nas matérias-primas e nas condições operacionais do processo, porém, a referência utilizada fornece uma estimativa confiável da composição esperada da escória. Os materiais suporte utilizados no experimento, estão ilustrados na Figura 1.



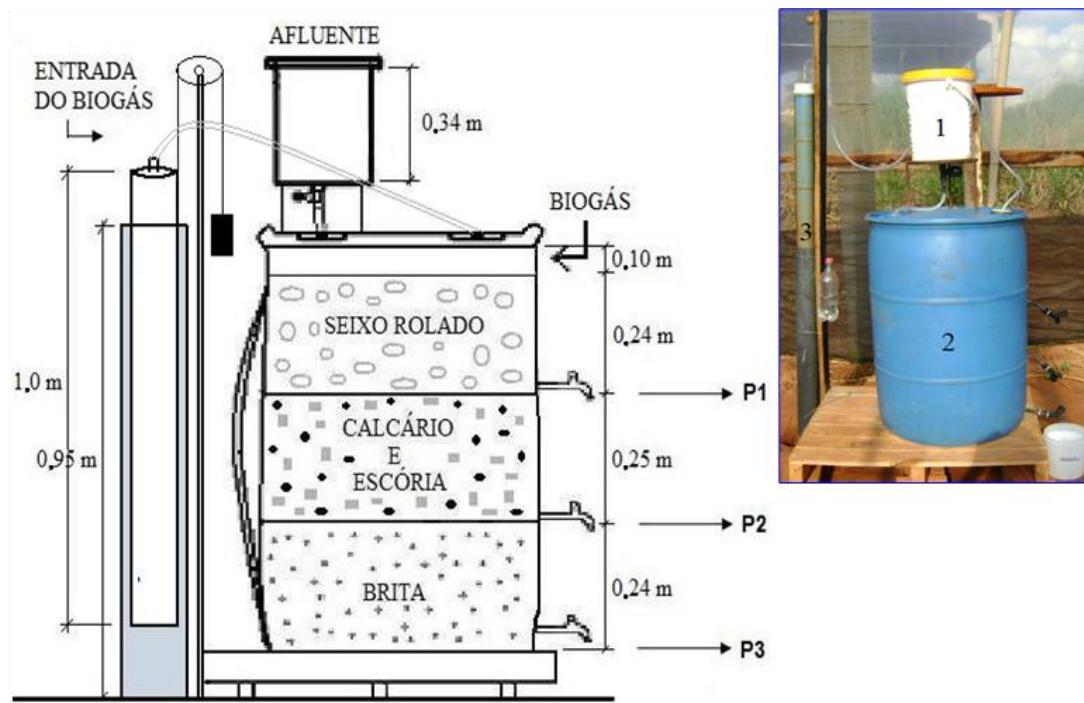
**Figura 1.** Materiais suporte utilizados: (a) pedra brita; (b) escória de alto forno; (c) pedra de calcário; (d) seixo rolado.  
Fonte: Elaborado pelos autores.

#### Unidade experimental

O sistema experimental foi instalado em casa de vegetação no município de Cidade Gaúcha, Paraná, localizada geograficamente a latitude 23°21'33'', longitude 52°55'50'' e altitude de 381 m (INMET, 2009). A temperatura foi registrada por um termohigrômetro digital diariamente no período diurno, sempre no horário matutino. O experimento foi operado durante 197 dias. A instalação em casa de vegetação teve como objetivo minimizar a influência de fatores climáticos externos, como variações bruscas de temperatura, precipitação e ventos. Esse ambiente controlado contribuiu para a estabilidade térmica do sistema, favorecendo o desenvolvimento da biomassa imobilizada e garantindo maior reproduzibilidade dos resultados.

### Filtro anaeróbio de fluxo descendente operado em batelada alimentada com biomassa immobilizada

O sistema de tratamento foi construído em PVC (cloreto de polivinila) com volume total ( $V_t$ ) de 200 L, diâmetro de 0.57 m, altura de 0.83 m e volume útil ( $V_u$ ) de 90 L, dividido em três camadas de diferentes materiais suporte para os microrganismos: pedra brita, mistura de escória de alto forno e pedra de calcário, e seixo rolado, todos com uma granulometria máxima de 0.075 m de diâmetro, conforme Figura 2. Cada camada teve aproximadamente 0.25 m de altura com volume próximo a 0.062 m<sup>3</sup>. A camada inferior (P3) foi constituída de pedra brita nº 4 que ocupou um volume igual a 0.031 m<sup>3</sup>, com densidade de 3170 kg m<sup>-3</sup>. A camada intermediária (P2) foi constituída de 90% (p/p) de escória, com densidade de 5310 kg m<sup>-3</sup> misturada com 10% (p/p) de pedra de calcário, com densidade de 3180 kg m<sup>-3</sup>, ocupando um volume igual a 0.03 m<sup>3</sup>. A camada superior (P1) foi preenchida com seixo rolado com volume 0.035 m<sup>3</sup> e densidade de 2520 kg m<sup>-3</sup> e foi destinada na parte superior desta camada uma faixa de 0.10 m, para acúmulo do biogás gerado no processo de degradação anaeróbia do afluente do sistema. Na parte inferior de cada camada, instalou-se um registro de saída ao longo da altura para coleta de amostras visando o monitoramento físico-químico do efluente tratado.



**Figura 2.** Esquema do filtro anaeróbio de fluxo descendente operado em batelada alimentada com biomassa immobilizada, detalhe da fotografia do aparato experimental: onde (1) sistema de armazenagem e abastecimento do afluente do sistema; (2) filtro anaeróbio e (3) gasômetro tipo cúpula flutuante. *Fonte: Elaborado pelos autores.*

### Gasômetro tipo cúpula flutuante

O gasômetro foi do tipo cúpula flutuante foi construído em PVC com diâmetro de 0.075 m, altura de 1.0 m. A base (suporte) da cúpula flutuante tinha 0.1 m de diâmetro e altura de 0.95 m sendo preenchida totalmente com água, para que a cúpula flutuasse e então se deslocasse com a produção de biogás gerada pelo filtro. O gasômetro foi construído acoplado ao suporte do filtro anaeróbio, formando um sistema de filtro e gasômetro conforme detalha 1 da fotografia e esquema experimental da Figura 2.

O biogás produzido foi medido diariamente no período diurno em 3 intervalos consecutivos de 3 horas (das 8 às 11, das 11 às 14 e das 14 às 17 horas), contabilizando a produção de biogás de 9 horas por dia. O monitoramento foi realizado no período diurno porque o filtro não foi alimentado continuamente, não alimentando o sistema no período noturno.

Para expressar o volume do gás em condições normais de temperatura e pressão (CNTP) pode-se utilizar a Equação de Clapeyron ( $PV=nRT$ ) que é a equação de estado dos gases ideais, em que P é a pressão do gás (em atm, Pa ou mmHg), V é o volume do gás (em L ou  $m^3$ ), n = número de mols do gás (mol), R é a constante universal dos gases ( $0.0821 \text{ L}\cdot\text{atm}\cdot\text{mol}^{-1}\cdot\text{K}^{-1}$  ou  $62.36 \text{ L}\cdot\text{mmHg}\cdot\text{mol}^{-1}\cdot\text{K}^{-1}$ ) e T é a temperatura absoluta (Kelvin, K). Porém, quando os volumes não estão em CNTP, podemos usar a relação entre duas condições diferentes da equação dos gases ideais, conforme sugerido por Barana (2000):

$$\frac{P_0 \times V_0}{T_0} = \frac{P_1 \times V_1}{T_1} \times F \quad (1)$$

Em que:  $P_0$  - pressão na CNTP (760 mmHg);  $V_0$  - volume na CNTP (requerido);  $T_0$  - temperatura na CNTP (273 K);  $P_1$  - pressão local do município de Cidade Gaúcha – PR (759.24 mmHg);  $V_1$  - volume medido (L);  $T_1$  - temperatura média (K); F - fator de correção de umidade do biogás com relação à temperatura menor que 30 °C, utilizando um valor de 0.9540 conforme tabela apresentada por Barana (2000).

Substituindo os valores locais e os obtidos, a equação ajustada para converter o volume corrigido ( $V_0$ ) do biogás medido para as condições normais de temperatura e pressão (CNTP) é:

$$V_0 = V_1 \times \frac{P_1}{P_0} \times \frac{T_0}{T_1} \times F \quad (2)$$

### Análise de monitoramento

As análises físico-químicas realizadas foram pH (potencial hidrogeniônico), CE (condutividade elétrica), DQO (demanda química de oxigênio), ST (sólidos totais), STF (sólidos totais fixos) e TSS (sólidos totais suspensos), conforme metodologias descritas no *Standard Methods for the*

*Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012). A AB (atividade biológica) e a AVT (acidez volátil total) foram determinadas seguindo a metodologia de DiLallo e Albertson (1961).

Para as análises de pH (seção no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* 4500-H+), condutividade elétrica (CE - 2510), e TSS (2540-B), foram utilizados equipamentos potenciométricos, como pHmetro e condutivímetro. A análise de DQO (5220-A) foi realizada pelo método de digestão com dicromato de potássio em meio ácido. Os sólidos totais e sólidos totais fixos (2540 B) foram obtidos a partir do resíduo da evaporação da amostra, seguido de calcinação para obtenção dos STF.

As leituras do pH e CE foram realizadas todos os dias de operação, sempre no período vespertino, no horário da terceira alimentação (14 horas) e a AB, AVT e a DQO foram realizadas em todas as camadas do filtro (P1, P2 e P3) a cada 5 dias. Os sólidos foram feitos a cada 5 dias, somente da primeira camada (P1), última camada (P3) e da água residuária bruta.

#### Condução experimental

Para a partida do filtro realizou-se a inoculação com a adição de 24 L de lodo de esgoto, correspondendo a 27% do  $V_u$  do reator. Após 50 dias da inoculação, completou-se o filtro com 66 L de água potável para atingir o  $V_u$  de 90 L. Em seguida, adicionaram-se e retiraram-se volumes iguais de água residuária de laticínio a cada 3 horas, contabilizando 9 horas.

O filtro foi operado por fases, nas quais a COV de afluente teve um aumento gradativo, com o intuito de adaptar o sistema a uma COV máxima. As fases foram separadas por I, II, III, IV, V, VI, VII com diferentes volumes de água residuárias aplicada diariamente de 3, 5, 8, 10, 12, 16 e 12 L respectivamente, divididas em 4 abastecimentos diárias, com intervalos de 3 horas, sendo às 8, 11, 14 e 17 horas.

O filtro tinha fluxo descendente e foi operado em batelada alimentada, devido à geração do efluente no laticínio ser intermitente, tendo um fluxo descontínuo. Na Tabela 1 estão apresentadas condições operacionais de cada fase experimental como tempo de operação (TO), tempo de ciclo (TC), volume de efluente adicionado ao filtro ( $V_{adic.}$ ) e carga orgânica volumétrica (COV) (equação 3) de DQO.

A carga orgânica volumétrica (COV) foi calculada considerando a seguinte fórmula por Chernicharo (1997):

$$COV = \frac{DQO_{afluente} \times Q_{entrada}}{Volume\ do\ reator} \quad (3)$$

Em que:  $DQO_{afluente}$ : é o valor de DQO da água resíduária ( $g \cdot L^{-1}$ );  $Q_{entradada}$ : vazão de entrada, considerada como o volume diário de alimentação ( $L \cdot d^{-1}$ ), *Volume do reator*: volume total do reator (L).

**Tabela.** Condições operacionais de cada fase experimental para o tratamento de água resíduária de laticínio

Fase	Duração d	TC d	$DQO_{afluente}^*$ $g \cdot L^{-1}$	$Q_{entradada}$ $L \cdot d^{-1}$	COV $g \cdot L^{-1} \cdot d^{-1}$
I	15	30	42.53 (1)	3.0	1.40
II	18	18	42.32 ± 6.26 (2)	5.0	2.33
III	16	11	59.17 ± 28.29 (4)	8.0	5.27
IV	19	9	44.81 ± 5.27 (4)	10.0	4.48
V	26	8	70.07 ± 25.61 (5)	12.0	9.10
VI	02	6	53.12 (1)	16.0	9.56
VII	51	8	54.86 ± 25.59 (9)	12.0	7.13

\* média ± desvio padrão (número de amostras). TC: tempo de ciclo (d);  $DQO_{afluente}$ : valor de demanda química de oxigênio no afluente ( $g \cdot L^{-1}$ );  $Q_{entradada}$ : volume diário de alimentação ( $L \cdot d^{-1}$ ); COV: carga orgânica volumétrica ( $g \cdot DQO \cdot L^{-1} \cdot d^{-1}$ )

Como mostrado na Tabela 1, o tempo de operação e o tempo de ciclo nas diversas fases, tiveram uma variação, tendo uma redução maior na fase VI, devido o volume adicionado de água resíduária ( $16 \text{ L } d^{-1}$ ) ser maior do que o sistema conseguiu tratar, pois as variações de alimentação não eram previamente fixas e dependiam do desempenho do reator, portanto o volume adicionado na fase V foi reduzido para  $12 \text{ L } d^{-1}$ .

## Resultados e discussão

### Caracterização do efluente

O sistema operou por 197 dias, sendo considerados para análise os 147 dias após o período de adaptação microbiológica (50 dias sem alimentação). Durante cinco meses (setembro a janeiro), foram coletados e analisados seis lotes de águas resíduárias brutas de laticínio (Tabela 2).

O efluente apresentou caráter ácido (pH médio de  $3.40 \pm 0.49$ ) e elevada carga orgânica, com média de DQO de  $49.56 \pm 15.07 \text{ g L}^{-1}$  e STV representando 85% dos sólidos totais ( $55.83 \pm 24.84 \text{ g L}^{-1}$ ). Esses resultados indicam alta biodegradabilidade, o que reforça a viabilidade do tratamento anaeróbico.

A CE média foi de  $6.9 \pm 1.24 \text{ mS cm}^{-1}$ , evidenciando significativa presença de sais solúveis, o que pode favorecer a aplicação do efluente tratado como fonte de nutrientes na fertirrigação. A acidez volátil total (AVT) foi elevada (média de  $3522 \pm 1522 \text{ mg HAc L}^{-1}$ ), refletindo a presença de produtos intermediários da fermentação.

A ausência de alcalinidade total ( $AB = 0 \text{ mgHCO}_3 \text{ L}^{-1}$ ) indica baixa capacidade tampão do efluente bruto, fator que deve ser considerado na operação anaeróbia para evitar quedas excessivas de pH.

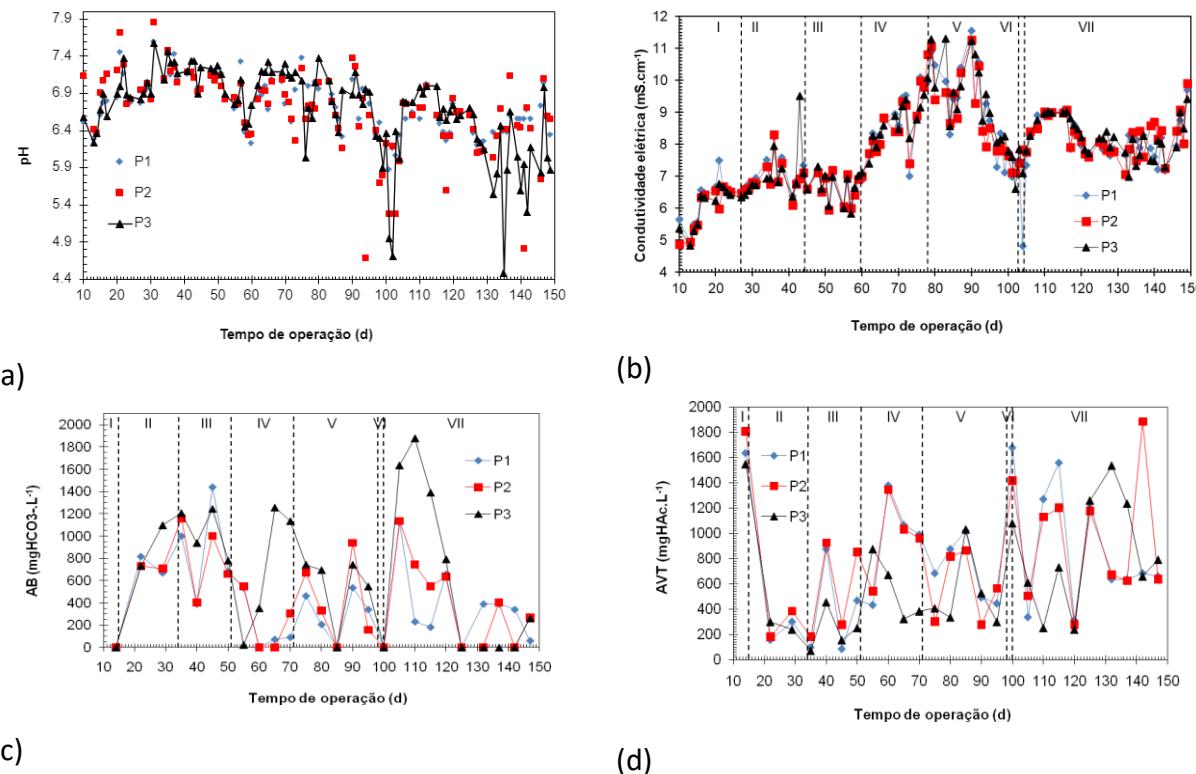
**Tabela 2.** Parâmetros físico-químicos de seis diferentes lotes de águas residuárias de laticínio usados no experimento (média de duplicas)

Variáveis	Datas das coletas da água residuária						Média ± DP (n)*
	09/09	25/09	24/10	17/11	10/12	05/01	
pH	3.06	3.16	3.18	3.29	4.39	3.34	$3.40 \pm 0.49$ (6)
AB ( $\text{mgHCO}_3 \text{ L}^{-1}$ )	0	0	0	0	0	0	0
AVT ( $\text{mgHAc L}^{-1}$ )	3636	2664	3432	2580	2366.8	6456	$3522 \pm 1522$ (6)
DQO ( $\text{g L}^{-1}$ )	42.53	37.89	79.46	48.65	43.59	45.23	$49.56 \pm 15.07$ (6)
ST ( $\text{g L}^{-1}$ )	45.24	41.44	80.90	85.78	43.00	92.46	$64.80 \pm 23.95$ (6)
STF ( $\text{g L}^{-1}$ )	11.50	7.70	8.60	11.74	9.46	4.86	$8.98 \pm 2.57$ (6)
STV ( $\text{g L}^{-1}$ )	33.74	33.74	72.30	74.04	33.54	87.60	$55.83 \pm 24.84$ (6)
CE ( $\text{mS cm}^{-1}$ )	7.25	7.05	5.52	8.82	5.54	7.19	$6.9 \pm 1.24$ (6)

\* DP - desvio padrão; n - números de amostras analisadas; pH: potencial hidrogeniônico; AB: alcalinidade total expressa em bicarbonato ( $\text{mgHCO}_3 \text{ L}^{-1}$ ); AVT: acidez volátil total, expressa como ácido acético ( $\text{mgHAc L}^{-1}$ ); DQO: demanda química de oxigênio ( $\text{g L}^{-1}$ ); ST: sólidos totais ( $\text{g L}^{-1}$ ); STF: sólidos totais fixos ( $\text{g L}^{-1}$ ); STV: sólidos totais voláteis ( $\text{g L}^{-1}$ ); CE: condutividade elétrica ( $\text{mS cm}^{-1}$ ).

### Monitoramento do filtro

O pH da camada superior com seixo rolado (P1) variou de 5.80 a 7.59, mantendo-se dentro dessa faixa ao longo dos dias (Figura 3-a). Esse comportamento foi influenciado pelo efeito de diluição, visto que a água residuária bruta tinha um pH médio de 3.40, com desvio padrão de 0.49. Observou-se que o pH do P2 e P3 variou de 4.48 a 7.85, ficando mais próximos da faixa de 6.5 a 7.3 durante a fase de adaptação e partida do sistema (fase I), com uma média de 6.54, o que é ideal para a digestão anaeróbia (Campos *et al.*, 2004). Na fase II, o pH do P2 (camada intermediária com calcário e escória) variou de 6.0 a 8.0 devido à correção da acidez proporcionada pela escória e calcário, conforme Prado *et al.* (2002).



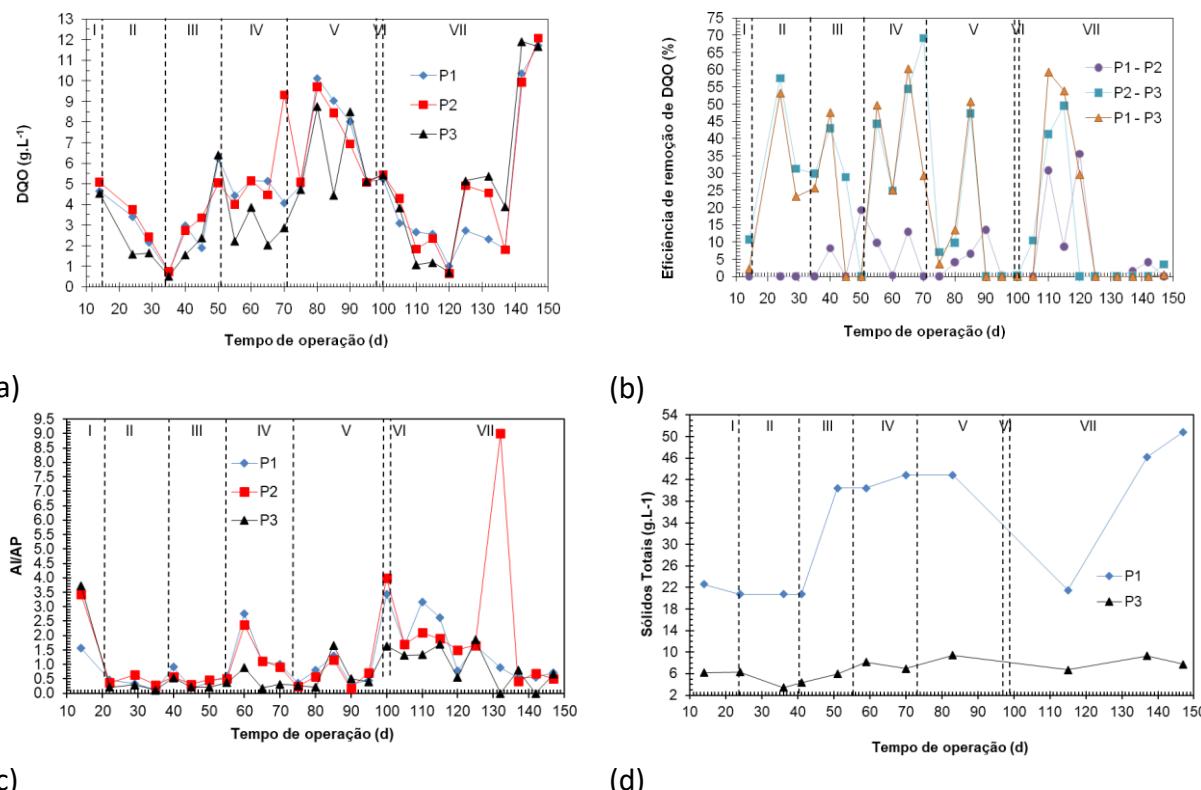
**Figura 3.** Resultados das análises de monitoramento: a) pH ao decorrer de todas as fases experimentais (a); valores de monitoramento da CE ao longo das fases (b); resultados do monitoramento da AB durante todas as fases experimentais (c); apresentação dos resultados obtidos de AVT do sistema (d).

Nas fases III, IV e até os 90 dias da fase V, o pH permaneceu estável entre 6.03 a 7.42. No entanto, após 90 dias (fase VI e VII), houve uma queda do pH nos pontos P2 e P3, com P3 apresentando pH de 4.48 aos 135 dias de operação, o que não favoreceu o desempenho das arqueas metanogênicas. Comparando com o trabalho de Campos *et al.* (2004), que obteve equilíbrio dinâmico em 30 dias com valores de COV entre 0.34 e 0.71 g DQO L<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>, o pH no presente estudo não atingiu esse equilíbrio, alcançando média de 7.19 apenas na fase III, com COV de 5.27 g DQO L<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>.

A condutividade elétrica (CE) variou de 4.82 a 11.56 mS cm<sup>-1</sup> ao longo das fases experimentais (Figura 3-b), mantendo-se entre 6.6 e 9.5 mS cm<sup>-1</sup> entre os pontos de amostragem P1, P2 e P3. Observou-se maior instabilidade nas fases V, VI e VII, com valores de CE aumentando de 6.0 para 12.0 mS cm<sup>-1</sup> até os 90 dias iniciais de operação, correlacionando-se com o aumento da COV aplicada ao filtro. Esses valores de CE são elevados, comparáveis à água do mar, que pode atingir até 12 mS cm<sup>-1</sup> (Carter e Howe, 2006).

Na fase VI, o volume de água adicionado aumentou de  $12 \text{ L d}^{-1}$  para  $16 \text{ L d}^{-1}$ , e a COV variou de  $9.10 \text{ g DQO L}^{-1} \text{ d}^{-1}$  para  $9.56 \text{ g DQO L}^{-1} \text{ d}^{-1}$  (Tabela 1). No entanto, a CE não acompanhou esse aumento, sendo a menor CE observada no P2 aos 21 dias de operação (fase II), com  $1.5 \text{ mS cm}^{-1}$ , sem variação significativa nos dias subsequentes.

Os gráficos da Figura 4-a e 4-b mostram a variação da DQO (Figura 4-a) e a eficiência de remoção de DQO (Figura 4-b) nos três pontos de amostragem (P1, P2 e P3) do filtro anaeróbio. Observa-se instabilidade durante todo o período de monitoramento e baixa eficiência de remoção a partir do 120º dia de operação (Figura 4-b).



**Figura 4.** Variação da DQO ao longo de todas as fases experimentais (a); eficiência de remoção de DQO (%) em todas as fases (b); resultados do monitoramento da relação alcalinidade intermediária e parcial (AI/AP) durante todas as fases experimentais (c); sólidos totais (d).

Situações semelhantes foram descritas por Charalambous *et al.* (2020), que avaliaram um biorreator de circulação interna (IC) em escala real ( $140 \text{ m}^3$ ) tratado com lodo granular anaeróbio no tratamento de águas residuárias de laticínios. Embora tenham alcançado uma média de 80%

de remoção de DQO, o estudo também identificou desafios operacionais, especialmente relacionados ao pH e à adaptação do lodo. A pesquisa demonstrou que alterações no pH e na composição do substrato podem impactar diretamente a atividade metanogênica, gerando oscilações na eficiência do sistema — o que pode explicar, em parte, as instabilidades observadas neste experimento a partir do 120º dia de operação.

Na fase VII, ocorreu uma diminuição na concentração orgânica com uma COV de 7.13 g DQO L<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> (Tabela 1). Essa fase foi precedida pela entrada de uma água residuária aos 100 dias (fase VI) que apresentou aspecto visual e odor não característico da água residuária fresca comumente coletada. No entanto, não foi realizada uma análise detalhada dessa amostra.

A diminuição máxima de DQO ocorreu no P3 aos 85 dias de operação (fase V), com uma redução de 4.59 g.L<sup>-1</sup>. A variabilidade da DQO efluente (Figuras 5-a e 4-b) e a instabilidade na eficiência de remoção indicaram que o filtro anaeróbio não atingiu um equilíbrio estável, devido à variação na concentração de COV (Tabela 1).

A partida do filtro foi comprometida por fatores como carregamento orgânico (COV) e tempo de ciclo (TC) insuficientes para adaptação dos microrganismos, além de variações na composição da água residuária, uso de produtos biológicos pelos laticínios e irregularidades no regime de alimentação. Fatores como produtos químicos na água residuária e inóculo inadequado também podem ter afetado o desempenho.

A máxima eficiência de remoção de DQO foi de 69% no P2 para o P3 aos 70 dias (fase IV), com COV de 4.48 g DQO L<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>, 60% no P1 para o P3 aos 65 dias (fase IV) e 59% aos 110 dias no P1 para o P3 com COV de 7.13 g DQO L<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> (fase VII). Esses valores são comparáveis aos 80.9% de remoção obtidos por Mendes *et al.* (2006), 69 a 88% de eficiência média em ABR para águas residuárias de suinocultura, conforme Abreu Neto (2007) e 80% para biorreator de circulação interna tratado com lodo granular anaeróbio no tratamento de águas residuárias de laticínios de acordo com Charalambous *et al.* (2020).

A alcalinidade (AB) é essencial para manter o equilíbrio físico-químico em processos anaeróbios, sendo o íon bicarbonato ( $\text{HCO}_3^-$ ) a principal forma de tamponamento do sistema. Embora a água residuária bruta não contenha AB (Tabela 2), o filtro gerou AB de forma instável durante o monitoramento, com variações significativas. Na fase I, o sistema não produziu AB, mas nas fases II e III, houve produção progressiva, atingindo 549 mg  $\text{HCO}_3^- \text{ L}^{-1}$  no P3 aos 40 dias. A produção máxima ocorreu nas fases IV, V e VI, chegando a 1183.4 mg  $\text{HCO}_3^- \text{ L}^{-1}$  aos 65 dias, com COV de 4.48 g DQO L<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>. A maior produção de AB foi observada entre 100 e 120 dias (fase VII), com 1647 mg  $\text{HCO}_3^- \text{ L}^{-1}$  aos 110 dias e COV de 7.13 g DQO L<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>, coincidente com o período de maior remoção de DQO (Figura 4-b).

Os valores de AB gerados são semelhantes aos encontrados por Souza (2008) em reator RAHLF metanogênico, que obteve 1100 mg HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> L<sup>-1</sup> com COV de 1.17 g DQO L<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>. A produção de AB indica que os processos anaeróbios estavam ocorrendo no sistema, ajudando no tamponamento e neutralização dos ácidos voláteis.

A relação alcalinidade intermediária e parcial (AI/AP) indica disfunção no processo, como descontrole na produção e consumo de ácidos voláteis (AVT) no sistema. Conforme Figura 4-c, a relação AI/AP no P3 na fase I (14º dia de operação) foi de 3.7, um valor elevado, sinalizando instabilidade devido ao início do funcionamento e à adaptação dos microrganismos, com ausência de AB (Figura 3-c) e alta produção de AVT (Figura 3-d).

Nas fases II a V, a relação AI/AP diminuiu a partir do 22º dia, mantendo-se entre 0.1 e 1.7, com uma média de 0.4, indicando estabilidade do sistema. Nas fases VI e VII, houve aumento dessa relação, com o P2 alcançando 9.0 aos 132 dias, sinalizando instabilidade devido à pouca produção de AB e alta produção de AVT. A média final de AI/AP foi 0.9, próxima do valor ideal de 0.3, conforme Ripley *et al.* (1986), que associam valores próximos a 0.3 à estabilidade do sistema.

A redução de AVT no P3, especialmente comparado ao P1 e P2 (Figura 3-d), sugere que os microrganismos anaeróbios colonizaram o filtro de forma adequada. A instabilidade ocorre quando a produção de AVT excede seu consumo, podendo reduzir o pH e inibir a atividade metanogênica.

Na fase I, os valores de AVT foram altos, com P2 atingindo 1806.0 mg HAc L<sup>-1</sup>, devido ao desequilíbrio entre as populações microbianas acidogênica e metanogênica. As fases subsequentes (II a V) mostraram uma média de 422.4 mg HAc L<sup>-1</sup> no P3. Nas fases VI e VII, a produção de AVT aumentou no P2, atingindo 1884 mg HAc L<sup>-1</sup> aos 142 dias. A máxima redução de AVT ocorreu no P3, com 252 mg HAc L<sup>-1</sup> aos 110 dias.

A eficiência do sistema em relação à produção de AVT foi de 432 mg HAc L<sup>-1</sup> com COV de 9.56 g DQO L<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> (fase VI), comparável aos 900 mg HAc L<sup>-1</sup> de Souza (2008), que obteve a maior eficiência com COV de 1.17 g DQO L<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>. O valor médio de AVT no P3 ao longo de 147 dias foi de 626.3 mg HAc L<sup>-1</sup>.

Conforme Figura 4-d, os sólidos totais (ST) diminuíram ao longo do perfil do filtro, com valores estáveis durante o monitoramento. À medida que a COV aumentou, os ST também aumentaram, especialmente nas fases III e V, quando a COV passou de 2.33 g DQO L<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> (fase II) para 9.10 g DQO L<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> (fase V). Na fase VII, a COV foi reduzida para 7.13 g DQO L<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>, resultando na diminuição dos ST de 21.50 g L<sup>-1</sup> (P1) para 6.70 g L<sup>-1</sup> (P3).

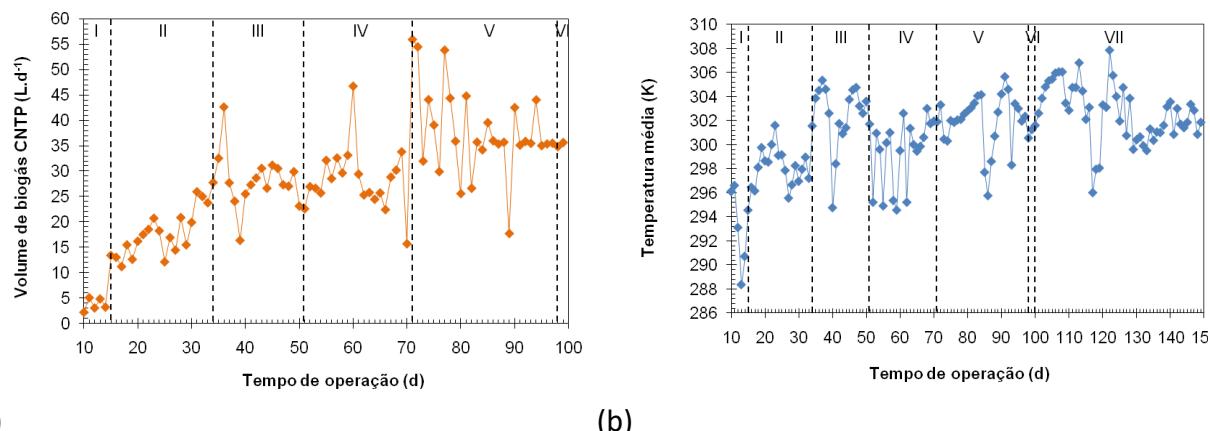
A maior remoção de ST ocorreu nas fases III e VII, com 85% de remoção, e a menor na fase VII, com 69%. A taxa média de remoção de ST foi de 79%, superior aos 58% de eficiência reportados por Campos *et al.* (2005) para o tratamento de águas residuárias de suinocultura com reator UASB.

Os sólidos totais voláteis (STV) aumentaram com a COV no P1, atingindo 36.15 g L<sup>-1</sup> aos 51 dias, mas depois diminuíram com a redução de COV na fase VII. A máxima remoção de STV foi de 95% aos 36 dias e 93% aos 147 dias, com uma taxa média de remoção de 89% no P3, comparável aos 85% de Campos *et al.* (2006) para o tratamento de efluentes de suinocultura com reator UASB.

#### Avaliação da produção de biogás

A produção de biogás em sistemas anaeróbios, composta principalmente por CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub>, é realizada pelas arqueias metanogênicas, que convertem ácidos voláteis em metano. O metano gerado pode ser utilizado como fonte de energia (Zhang *et al.*, 2019).

Conforme Figura 5-a, observou-se baixa produção de biogás nos primeiros 10 a 14 dias de operação. Isso se deve à adaptação da população microbiana e à temperatura baixa, com média de 20°C (293 K) durante esse período, o que influenciou negativamente a produção de biogás (CNTP) (Figura 5-b). Wang *et al.* (2019) apontam que a temperatura ideal para a produção de biogás é entre 30°C e 35°C.



**Figura 5.** Monitoramento da variação do volume de biogás CNTP produzido pelo sistema (L.d<sup>-1</sup>) (a) e das temperaturas médias (K) de todos os dias de operação, registradas no ambiente experimental (b).

Nas fases II a V, a produção de biogás aumentou progressivamente, atingindo 55.95 L d<sup>-1</sup> aos 71 dias de operação. No final da fase V, aos 95 dias, e nas fases subsequentes (VI e VII), a produção estabilizou-se em 35 L d<sup>-1</sup>, devido às limitações do volume do gasômetro construído e perdas no

sistema de armazenamento, com vazamento de biogás pela água na base da cúpula flutuante. O sistema de medição era manual, o que contribuiu para imprecisões.

A produção média de biogás ao longo do monitoramento foi de  $29.32 \text{ L d}^{-1}$ , superando o valor de Souza (2008), que obteve  $0.41 \text{ L d}^{-1}$  em reator anaeróbio RAHLF. Segundo Castro Villela e Silveira (2005), o biogás oriundo de efluente de laticínio possui poder calorífico de  $22,457.80 \text{ kJ N m}^{-3}$ , com predominância de  $\text{CH}_4$  (62.7%). Em estudo recente, Sasidharan *et al.*, (2023) demonstraram que a combinação de fotocatálise e digestão anaeróbia elevou a produção de biogás em 31,69% em relação ao digestor controle, reforçando o potencial de otimizações tecnológicas para o aumento da eficiência energética do processo.

### Conclusões

Os resultados obtidos evidenciam a viabilidade técnica e a efetividade do sistema, mesmo sob elevadas cargas orgânicas e tempo operacional reduzido. A combinação entre operação em batelada, fluxo descendente e biomassa imobilizada demonstrou-se promissora, oferecendo uma alternativa eficiente, de baixo custo e com potencial de aplicação em propriedades rurais de pequeno e médio porte. Assim, a pesquisa atende plenamente ao objetivo proposto e contribui para o avanço de soluções sustentáveis no tratamento de efluentes agroindustriais.

### Agradecimentos

A equipe do projeto de extensão Universidade sem Fronteiras “Otimização, aproveitamento e tratamento de subprodutos e de resíduos oriundos da cadeia produtiva do leite de pequenas propriedades no município de Bom Sucesso” que participou do trabalho experimental e ao financiamento das bolsas concedidas pela Secretaria de Estado da Ciência, Tecnologia e Ensino Superior do Paraná.

### Referências bibliográficas

- Abreu Dias, C., Abreu Dias, C., Bitencourt, M. I. P., Beux, S. (2006) Estimativa do desempenho das lagoas de estabilização em um laticínio. *Synergismus scientifica UTFPR*, 1(1), 278-284.
- Abreu Neto, M. S. (2007) *Tratamento de águas residuárias de suinocultura em reator anaeróbio compartimentado seguido de reator UASB* (Dissertação, Mestrado em Microbiologia Agropecuária) Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinária, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal.
- APHA, American Public Health Association, A. W. W. A. (2012) *Standard methods for the examination of water and wastewater* (22 ed., Vol. 6) Washington: APHA.
- Atasoy, M., Eyice, O., Cetecioglu, Z. (2020) A comprehensive study of volatile fatty acids production from batch reactor to anaerobic sequencing batch reactor by using cheese processing wastewater. *Bioresource Technology*, 311, 123529. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123529>

- Barana, A. C. (2000) *Avaliação de tratamento de manipueira em biodigestores fase acidogênica e metanogênica* Tese (Doutorado em Energia na Agricultura) Faculdade de Ciências Agronômicas, Universidade Estadual Paulista, Botucatu.
- Bicalho, J. R. S. (2007) *Modelagem computacional de um reator anaeróbio fabricado em polietileno de alta densidade rotomoldado* (Dissertação, Mestrado em Modulagem Computacional) Programa de Pós-Graduação do Instituto Politécnico, Universidade do Estado do Rio Janeiro, Nova Friburgo.
- Brião, V. B. (2000) *Estudo de prevenção à poluição de resíduos líquidos em uma indústria de laticínios* (Dissertação, Mestrado em Engenharia Química) Programa de Pós-Graduação, Universidade Estadual de Maringá, Maringá.
- Campos, C. M. M., Carmo, F. R. D., Botelho, C. G., Costa, C. C. D. (2006) Desenvolvimento e operação de reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) no tratamento dos efluentes da suinocultura em escala laboratorial. *Ciência e Agrotecnologia*, **30**(1), 140-147. <https://doi.org/10.1590/S1413-70542006000100020>
- Campos, C. M. M., Damasceno, L. H. S., Mochizuki, E. T., Botelho, C. G. (2005) Avaliação do desempenho do reator anaeróbio de manta de lodo (uasb) em escala laboratorial na remoção da carga orgânica de águas residuárias da suinocultura. *Ciência e Agrotecnologia*, **29**(2), 390-399.
- Campos, C. M. M., Luiz, F. A. R. D., Botelho, C. G., Damasceno, L. H. S. (2004) Avaliação da eficiência do reator UASB tratando efluente de laticínio sob diferentes cargas orgânicas. *Ciência e Agrotecnologia*, **28**(6), 1376-1384. <https://doi.org/10.1590/S1413-70542004000600021>
- Campos, L. E. de F., Petter, C. O., Kautzmann, R. M. (2008) Filtro anaeróbio: Uso de resíduos de construção como material suporte. *Revista de Ciências Ambientais*, **2**(1), 5-13.
- Carter, J., Howe, J. (2006) The Water Framework Directive and the Strategic Environmental Assessment Directive: Exploring the linkages. *Environmental Impact Assessment Review*, **26**(3), 287-300. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2005.05.001>
- Castro Villela, I. A., Silveira, J. L. (2005) Aspectos técnicos da produção de biogás em um laticínio. *Janus*, **2**(2)
- Charalambous, P., Shin, J., Shin, S. G., Vyrides, I. (2020) Anaerobic digestion of industrial dairy wastewater and cheese whey: Performance of internal circulation bioreactor and laboratory batch test at pH 5-6. *Renewable Energy*, **147**, 1-10. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2019.08.091>
- Chernicharo, C. de L. (1997) *Reatores anaeróbios: Princípios do tratamento biológico de águas residuárias* (2 ed., Vol. 5) Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (DESA) da Universidade Federal de Minas Gerais.
- Daniel, D. D. (2008) *Avaliação de processos biológicos utilizados no tratamento de efluentes de laticínios* (Dissertação, Mestrado em Tecnologia Ambiental) Programa de Pós-graduação, Universidade de Ribeirão Preto, Ribeirão Preto.
- DiLallo, R., Albertson, O. E. (1961) Volatile acids by direct titration. *Journal (Water Pollution Control Federation)*, 356-365.
- Hellal, M. S., Abou-Taleb, E. M., Rashad, A. M., Hassan, G. K. (2022) Boosting biohydrogen production from dairy wastewater via sludge immobilized beads incorporated with polyaniline nanoparticles. *Biomass and Bioenergy*, **162**, 106499. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2022.106499>
- Imhoff, K., Imhoff, K. R. (1996) *Manual de tratamento de águas residuárias* (26 ed.) São Paulo: Edgard Blücher Ltda.
- INMET (2009) Instituto Nacional de Meteorologia. Recuperado 12 de agosto de 2009, de <http://www.inmet.gov.br/sonabra/maps/automaticas.php>
- Kolev Slavov, A. (2017) General Characteristics and Treatment Possibilities of Dairy Wastewater – A Review. *Food Technology and Biotechnology*, **55**(1), 14-28. <https://doi.org/10.17113/ftb.55.01.17.4520>
- Kreusch, D. (2005) *Estudo da eficiência de filtros de areia intermitentes seguidos de desinfecção com radiação ultravioleta na remoção de coliformes termotolerantes*. Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
- Madrona, G. S. (2007) *Estudo do efeito da adição de soro de leite in natura e em pó na qualidade do doce de leite pastoso* Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) Universidade Estadual de Maringá, Maringá.
- Matos, R. Q., Ferreira, O. M. (2007) *Recuperação de chumbo de baterias automotivas, análise de risco dos resíduos resultantes*. 1-17.
- Mendes, A. A., Pereira, E. B., Castro, H. F. de. (2006) Biodegradação de Águas Residuárias do Laticínios Proveniente Tratadas por Lipases. *Brazilian journal of food technology*, **9**(2), 143-149.

- Muliterno, A., Mosele, P. C., Costa, J. A. V., Hemkemeier, M., Bertolin, T. E., Colla, L. M. (2005) Cultivo mixotrófico da microalga *Spirulina platensis* em batelada alimentada. *Ciência e Agrotecnologia*, **29**(6), 1132-1138. <https://doi.org/10.1590/S1413-70542005000600005>
- Prado, R. D. M., Coutinho, E. L. M., Roque, C. G., Perez Villar, M. L. (2002) Avaliação da escória de siderurgia e de calcários como corretivos da acidez do solo no cultivo da alface. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, **37**(4), 539-546. <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2002000400016>
- Ripley, L. E., Boyle, W. C., Converse, J. C. (1986) Improved Alkalimetric Monitoring for Anaerobic Digestion of High-Strength Wastes. *Journal (Water Pollution Control Federation)*, **58**(5), 406-411.
- Santos, J. P. V., Ferreira, C. (2001) Alternativas para o aproveitamento de soro de queijo nos pequenos e médios laticínios. *Revista do Instituto de Laticínios Cândido Tostes*, **56**(321), 44-50.
- Saraiva C.B., Mendonça R.C.S., Santos A.L., Pereira D.A. (2009). Consumo de água e geração de efluentes em uma indústria de laticínios, *Revista do Instituto de Laticínios Cândido Tostes*, **64**(367/368), 10–18. Acesso em 31 de julho de 2025, disponível em: <https://www.revistadoilct.com.br/rilct/article/view/75>
- Sasidharan, R., Kumar, A., Paramasivan, B., Sahoo, A. (2023) Photocatalytic pretreatment of dairy wastewater and benefits of the photocatalyst as an enhancer of anaerobic digestion. *Journal of Water Process Engineering*, **52**, 103511. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2023.103511>
- Silva, J. F., Silva, J. R., Santos, A. D., Vicente, C., Dries, J., Castro, L. M. (2023) Continuous-Flow Aerobic Granular Sludge Treatment of Dairy Wastewater. *Water*, **15**(6), 1066. <https://doi.org/10.3390/w15061066>
- Souza, A. J. Q. (2008) *Tratamento anaeróbio de vinhaça em RAHLF acidogênico e metanogênico* Monografia (Trabalho de conclusão de curso em Engenharia Agrícola) Universidade Estadual de Maringá, Cidade Gaúcha.
- Souza, L. B. (2007) *Adaptação de um reator de fluxo pistonado preenchido com pedras de calcário para o tratamento anaeróbio de vinhaça de destilaria de álcool de cana-de-açúcar* Monografia (Trabalho de conclusão de curso em Engenharia Agrícola) Universidade Estadual de Maringá, Cidade Gaúcha.
- Stasinakis, A. S., Charalambous, P., Vyrides, I. (2022) Dairy wastewater management in EU: Produced amounts, existing legislation, applied treatment processes and future challenges. *Journal of Environmental Management*, **303**, 114152. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.114152>
- Struk-Sokołowska J., Kaczyńska A.J., Puszkarewicz, M. (2018). Variability of dairy wastewater characteristics in Piatnica – one of the largest and most advanced milk processing plants in Poland, *E3S Web of Conferences*, **44**, 00169. Acesso em 31 de julho de 2025, disponível em: <https://doi.org/10.1051/e3sconf/20184400169>
- Tan, L. C., Peschard, R., Deng, Z., Ferreira, A. L. M., Lens, P. N. L., Pacheco-Ruiz, S. (2021) Anaerobic digestion of dairy wastewater by side-stream membrane reactors: Comparison of feeding regime and its impact on sludge filterability. *Environmental Technology & Innovation*, **22**, 101482. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2021.101482>
- Wang, S., Ma, F., Ma, W., Wang, P., Zhao, G., Lu, X. (2019) Influence of Temperature on Biogas Production Efficiency and Microbial Community in a Two-Phase Anaerobic Digestion System. *Water*, **11**(1), 133. <https://doi.org/10.3390/w11010133>
- Ye, M., Li, Q., Li, Y.-Y. (2023) Avaliação de biorreator de membrana anaeróbia tratando águas residuárias do processamento de laticínios: Fluxo elementar, produção de bioenergia e redução de emissão de CO<sub>2</sub>. *Bioresource Technology*, **385**, 129342. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2023.129342>
- Ye, M., Zhu, A., Sun, B., Qin, Y., Li, Y.-Y. (2022) Methanogenic treatment of dairy product wastewater by thermophilic anaerobic membrane bioreactor: Ammonia inhibition and microbial community. *Bioresource Technology*, **357**, 127349. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2022.127349>
- Zhang, Q., Wang, M., Ma, X., Gao, Q., Wang, T., Shi, X., Yang, Y. (2019) High variations of methanogenic microorganisms drive full-scale anaerobic digestion process. *Environment International*, **126**, 543-551. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.03.005>