

TRATAMENTO DE VINHAÇA POR DIGESTÃO ANAERÓBIA: O IMPACTO DA DILUIÇÃO COM ESGOTO CONTAMINADO POR MICROPOLUENTES

Amanda Miyuki Ichi¹; Lia Paula Poloni Batista²; Roberta Albanez³; Giovanna Lovato³; Suzana Maria Ratusznei³

¹ Aluna de Iniciação Científica do Instituto Mauá de Tecnologia (IMT);

² Doutoranda da Escola de Engenharia de São Carlos (ESSC/USP);

³ Professor do Instituto Mauá de Tecnologia (IMT).

Resumo. Avaliou-se o desempenho de um reator anaeróbio operado em bateladas sequenciais com biomassa imobilizada em espuma de poliuretano e agitação mecânica (AnSBBR) no tratamento da vinhaça diluída com esgoto sanitário sintético contendo micropoluentes emergentes (Diclofenaco, Ibuprofeno, Ciclamato, Sucralose e Cafeína). O AnSBBR (5,6 L), foi operado em bateladas sequenciais, a 200 rpm, em ciclos de 8 h a 25 °C, com tempo de alimentação de 4 h. A vinhaça in natura ($\approx 25 \text{ gDQO}\cdot\text{L}^{-1}$) foi diluída com esgoto sintético (500 mgDQO·L⁻¹), contendo micropoluentes com concentrações próximas às encontradas no esgoto in natura. Durante a etapa de Adaptação, observou-se perda de estabilidade devido ao acúmulo de ácidos e ao consumo excessivo de alcalinizante. A filtração da vinhaça e a correção prévia do pH mostraram-se essenciais para restabelecer o equilíbrio do processo, possibilitando a operação estável nas condições subsequentes. Nas Condições I, II e III (2,0; 3,0 e 4,0 gDQO·L⁻¹), as eficiências de remoção de matéria orgânica permaneceram elevadas (83–87%), assim como a remoção de carboidratos ($\approx 95\%$). Houve consumo de AVT e aumento da alcalinidade a bicarbonato no efluente, confirmando metabolismo anaeróbio adequado. A produtividade de metano aumentou proporcionalmente à carga orgânica volumétrica aplicada (COVA), variando de 22,14 a 41,64 molCH₄·m⁻³·d⁻¹, sem indícios de sobrecarga. Na comparação com resultados obtidos para vinhaça diluída com água, observaram-se produtividades inferiores no presente trabalho nas maiores cargas avaliadas, sugerindo que os micropoluentes podem exercer efeito inibitório para cargas mais elevadas.

Introdução

A produção de bioetanol de primeira geração se consolidou como a principal fonte de obtenção de etanol, mas um desafio persistente é o grande volume de vinhaça gerado: estima-se que até 2031, 140,4 bilhões de litros de etanol serão produzidos, o que resultará na necessidade de gerenciar cerca de 1,68 trilhão de litros de vinhaça (Carilho e Soares, 2024). Caracterizada pela cor escura, odor forte, pH ácido, alta temperatura e elevados teores de sólidos minerais e orgânicos, a vinhaça possui uma demanda química de oxigênio (DQO) de 50 a 150 g.L⁻¹ e concentração de sólidos voláteis entre 20 e 60 g.L⁻¹, variando conforme a matéria-prima e as condições do processo (Hui e Shuri, 2013; Sica et al., 2024; Carilho e Soares, 2024; Tibúrcio Neto et al., 2025).

No Brasil, a vinhaça é comumente descartada por fertirrigação, incorporando o resíduo ao solo agrícola. Embora essa prática seja de baixo custo, pode alterar as propriedades do solo, aumentar a salinidade, principalmente devido ao potássio, e comprometer a qualidade da água subterrânea, como observado no Aquífero Bauru (Santos et al., 2013; Sica et al., 2024; Tibúrcio Neto et al., 2025). Esse cenário destaca a urgência de soluções mais eficientes para o aproveitamento da vinhaça.

As biorrefinarias surgem como alternativa (uma vez que, o setor agroindustrial no Brasil é relevante), reaproveitando resíduos agroindustriais pela digestão anaeróbia, que produz biogás e reduz a carga poluidora. O processo possui vantagens como baixa produção de lodo e geração de metano, mas ainda requer avanços em pré-tratamentos, microbiota e manejo do digestato (Carvalho et al., 2023).

Na tentativa de reduzir a carga poluidora da vinhaça, outras tecnologias e processos foram exploradas (Hui e Shuri, 2013; Kiani et al., 2022), entretanto esses processos são caros e consomem muita energia. Processos aeróbios e anaeróbios têm sido os principais processos de tratamento propostas. Contudo, o elevado teor de água e a irregularidade da carga orgânica da vinhaça exigem mais estudos em escala piloto e integração com outros resíduos para viabilizar o processo (Kiani et al., 2022; Carvalho et al., 2023). Neste sentido, uma alternativa para minimizar os desafios no tratamento da vinhaça é a sua biodigestão com esgoto sanitário, promovendo um tratamento integrado desses resíduos.

Dentre os compostos encontrados no esgoto sanitário, tem-se os micropoluentes que incluem: pesticidas, produtos químicos industriais, componentes de produtos de consumo, produtos farmacêuticos, produtos de higiene pessoal, hormônios, aditivos alimentares (cafeína e edulcorantes), etc, (Semblante et al., 2015; Carneiro et al., 2020; Sharma et al., 2019). Estes são produtos químicos, sintéticos ou naturais, que não são comumente monitorados no meio ambiente e, em grande parte, não regulamentados, mas com potencial de causar efeitos adversos à saúde humana ou ao ambiente (Tong et al., 2022). Embora presentes em baixas concentrações, os micropoluentes são biologicamente ativos, podendo ser metabolizados e bioacumulados por microrganismos, gerando efeitos tóxicos em espécies aquáticas (Pena-Guzman et al., 2019), uma vez que não são removidos de maneira eficiente nas ETEs (Hube; Wu, 2021).

Processos físico-químicos e oxidativos avançados para remover micropoluentes possuem alto custo e podem gerar subprodutos tóxicos (Londono e Penuela, 2015). Já os processos anaeróbios oferecem vantagens como menor gasto energético, baixa produção de lodo a possibilidade de recuperar gás metano como combustível, tornando-se uma alternativa interessante para a biodegradação de micropoluentes e redução da sua toxicidade (Abdelgadir et al., 2014, Chatila et al., 2016). Os reatores AnSBBR têm se mostrado promissores para a produção de bioenergia, biomoléculas (Novaes et al., 2010; Silva et al., 2013; Lovato et al., 2019; Sousa et al., 2019; Albanez et al., 2016; Almeida et al., 2017; Volpini et al., 2018; Albuquerque et al., 2019).

Esse projeto visou avaliar a biodigestão da vinhaça para a produção de biogás em AnSBBR e, também, o coprocessamento da vinhaça com esgoto sanitário sintético contendo micropoluentes (diclofenaco, ibuprofeno, ciclamato, sucralose e cafeína) com diferentes cargas orgânicas volumétricas aplicadas, com ênfase na avaliação do desempenho, em termos operacionais, na estabilidade e na eficiência do processo, em relação à remoção de substrato, à produtividade de metano e ao rendimento entre metano produzido e substrato consumido. Este trabalho possui vínculo com o Projeto Temático: Consolidação do Conceito de Biorrefinaria Aplicado ao Tratamento Biológico de Águas Residuárias e de Resíduos Sólidos (Processo FAPESP 2022/10615-1).

Material e Métodos

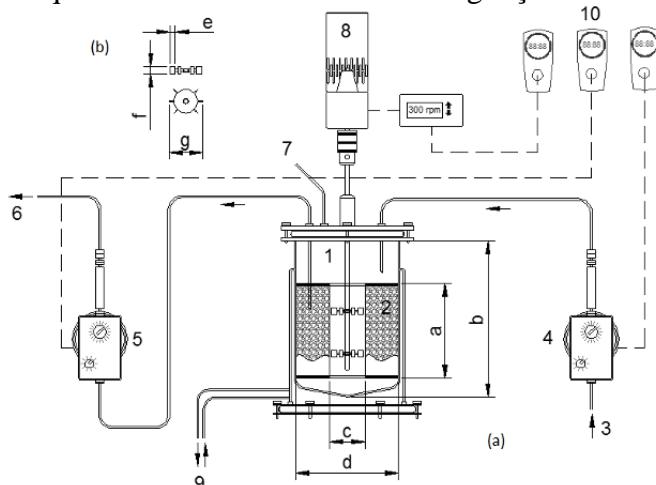
AnSBBR com biomassa imobilizada e agitação mecânica

A Figura 1 apresenta o esquema do biorreator com agitação mecânica, constituído por um frasco de vidro de 20 cm de diâmetro e de altura, com capacidade total de 6,0 L e capacidade útil de 5,6 L. O material suporte foi confinado em cesto de aço Inox-316 perfurado de 18,0 cm de altura, 7,0 cm de diâmetro interno e 17,5 cm de diâmetro externo. A parte inferior do cilindro interno foi coberta por uma tela de aço Inox de malha fina (1 mm) de modo a reter o meio de suporte imobilizado. A agitação fixa de 200 rpm foi implementada por motor acoplado aos dois impelidores tipo turbina de 6 cm de diâmetro constituídos por seis lâminas planas (padrão Rushton) e instalados a 8 e 16 cm do fundo do tanque (Michelan et al., 2009).

Para a imobilização da biomassa, foi utilizado espuma de poliuretano na forma de cubos de 1 cm de lado, com densidade aparente de 23 kg.m⁻³ e porosidade próxima a 95%. O inóculo foi proveniente de reator anaeróbio de manta de lodo e escoamento ascendente (UASB),

tratando água residuária de abatedouro de aves (Dacar Industrial) com concentração de sólidos totais (ST) e de sólidos voláteis totais (SVT) de 62 e 51 g.L⁻¹, respectivamente. O lodo anaeróbio foi imobilizado na espuma de poliuretano, conforme metodologia proposta por Zaiat et al. (1994).

Figura 1 - Esquema do reator AnSBBR com agitação mecânica utilizado



Legenda:(a) Reator 1 – Bioreactor BIOFLO III® (New Brunswick Scientific Co.) com capacidade de 6,0 L (b = 29.5 cm; d = 18.0 cm); 2 – Cesto de retenção de material suporte e biomassa (a = 18 cm; c = 7 cm); 3 – Afluente; 4 – Bomba de alimentação; 5 –Bomba de descarga; 6 – Efluente; 7 – Saída de biogás; 8 – Sistema de agitação; 9 – Sistema de controle de temperatura (banho termostático); 10 – Sistema de automação; e (b) Detalhes dos impelidores tipo turbina com seis pás planas (e = 2 cm; f = 1,5 cm; g = 6 cm); --- Conexões elétricas.

Uma unidade de controle foi utilizada para automatizar as operações de carga, descarga e agitação. A alimentação e descarga foram realizadas por bombas tipo diafragma marca Prominent®, modelos Beta/4 (para batelada alimentada com capacidade máxima de 2,1 L.h⁻¹), Beta/5 (para batelada com capacidade máxima de 32 L.h⁻¹) e Concept (para descarga com capacidade de até 23 L.h⁻¹). Um sistema de automação composto por temporizadores da marca Logica® e modelo Grasslin foi responsável pelo acionamento e desligamento das bombas e do agitador, com objetivo de programar as etapas da operação em batelada sequencial: alimentação, reação e descarga.

Água Residuária

O AnSBBR foi alimentado com vinhaça, obtida de uma agroindústria de produção de açúcar e álcool, com concentração próxima a 25 g.L⁻¹ (Albanez et al., 2016). Dependendo da condição experimental, a vinhaça será diluída com água de abastecimento ou com esgoto sanitário sintético com 500 mg-DQO.L⁻¹ (Chebel et al., 2006).

No esgoto sanitário sintético foram adicionados os micropoluentes: Diclofenaco (DCF), Ibuprofeno (IBU), Ciclamato (CIC) e Sucralose (SUC), além de Cafeína (CAF), em quantidades próximas às encontradas no esgoto sanitário *in natura* (0,0004; 0,0012; 0,095; 0,0265 e 0,092 mg.L⁻¹, respectivamente). Os micropoluentes foram adicionados de seus respectivos reagentes P.A. em concentrações próximas às encontradas no esgoto bruto do trabalho de Alves et al. (2021). Cafeína também foi adicionada por ser considerada como contaminante emergente “padrão” em estudos que tratam sobre o assunto (Pirete, 2022 e Campanha et al., 2015).

Análises físico-químicas

O monitoramento do reator foi efetuado medindo-se, em amostras do afluente e do efluente, as concentrações de matéria orgânica (DQO) nas formas não filtrada (C_{ST}) e filtrada

(CsF) e carboidratos totais (Dubois et al., 1956), alcalinidade à bicarbonato (AB), ácidos voláteis totais (AVT), além da medida do pH e do volume de meio alimentado/descarregado. Realizaram-se tais análises de acordo com o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA; AWWA; WEF, 2017). Esses parâmetros foram monitorados com uma frequência de duas a quatro vezes por semana, dependendo do parâmetro.

A composição do biogás formado pelo metabolismo anaeróbio foi analisada por cromatografia em fase gasosa utilizando-se um cromatógrafo Agilent Technologies® modelo 7890 GC System equipado com detector de condutividade térmica. O volume produzido foi aferido por meio de um medidor de gás Ritter modelo MilligasCounter. Tais análises foram avaliadas sobre o desempenho em termos de estabilidade operacional de remoção de matéria orgânica, de produtividade de metano e rendimento entre metano produzido e matéria orgânica consumida.

Procedimento experimental

O reator foi preparado colocando-se em seu interior a biomassa imobilizada em suporte inerte. Realizou-se a operação da seguinte maneira: no ciclo de partida foram alimentados 3,0 L de meio em 20 min. Após o término da alimentação, iniciou-se a agitação de 200 rpm, que foi mantida até o final do ciclo. Após este período, a agitação foi interrompida e descarregou-se 1,0 L de meio em 15 min, sendo que 2,0 L de volume residual foram mantidos no sistema. Logo após essa descarga, um novo ciclo teve início, com a alimentação de 1,0 L de meio com agitação constante, mas com concentração do afluente diferente em função da condição experimental implementada. Ao término do ciclo, interrompeu-se a agitação e, em seguida, iniciou-se a descarga em 15 min e, assim, o ciclo foi repetido, caracterizando as bateladas alimentadas sequenciais. Uma vez atingida a estabilidade, ou seja, a partir do momento na qual as variáveis monitoradas apresentaram valores próximos, foram obtidos os perfis ao longo do ciclo das variáveis monitoradas citadas anteriormente.

O AnSBBR foi operado em bateladas alimentadas sequenciais, com tempo de ciclo de 8 h a 25 °C e tempo de alimentação de h, conforme apresentado na Tabela 1. Inicialmente, na Condição de Adaptação, o AnSBBR foi operado com concentração afluente crescente, de 1,0 a 3,0 gDQO.L⁻¹, no coprocessamento de vinhaça com esgoto sanitário sintético contendo micropoluentes (DCF, IBU, CIC, SUC e CAF). Na Condição I a concentração foi de 2,0 gDQO.L⁻¹. Na sequência foram implementadas as Condições II, III e IV, nas quais a concentração do afluente foi aumentada para 3,0; 4,0 e 5,0 gDQO.L⁻¹.

Tabela 1 – Condições experimentais impostas ao AnSBBR

Condições	C _{SAFL} (gDQO.L ⁻¹)	Etapas	Água Residuária	Diluição	Micropoluentes
Adaptação	1,0 a 3,0	Rampa	Vinhaça	Esgoto Sanitário Sintético	DCF + IBU CIC + SUC + CAF
Ia		Reinoculação		Esgoto	DCF + IBU
Ib	2,0	Adequação	Vinhaça	Sanitário	CIC + SUC + CAF
Ic		Estabilização		Sintético	
II	3,0	-		Esgoto	DCF + IBU
III	4,0	-	Vinhaça	Sanitário	CIC + SUC + CAF
IV	5,0*	-		Sintético	

Legenda: C_{SAFL}: Concentração afluente; DCF: Diclofenaco; IBU: Ibuprofeno; CIC: Ciclamato; SUC: Sucralose; CAF: Cafeína; *em andamento

Resultados e Discussão

A Tabela 2 e as Figuras 2 a 5 apresentam os resultados obtidos nas condições implementadas no AnSBBR, nas quais C_{SAFL} e C_{CAFL} se referem a concentração de matéria orgânica e de carboidrato no afluente, respectivamente, C_{CT} e C_{ST} é a concentração de matéria orgânica no efluente não filtrado em termos de DQO e carboidratos, respectivamente, C_{SF} e C_{CF} são as concentrações de matéria orgânica e carboidratos filtradas no efluente, respectivamente, ε_{SF} e ε_{CF} se referem as eficiências de remoção de matéria orgânica filtrada nas formas de DQO e de carboidratos, respectivamente, ε_{ST} e ε_{CT} se referem a eficiência de remoção de matéria orgânica não filtrada nas formas de DQO e carboidrato, respectivamente, $COVAs$ e a $COVAc$ é a carga orgânica volumétrica aplicada em termos de DQO e carboidrato, respectivamente, V_A é o volume alimentado/descarregado por ciclo, V_R é o volume de água resíduária no reator, $COVR_{SF}$ e $COVR_{CF}$ é a carga orgânica volumétrica de amostras filtradas removida em termos de DQO, PrM é a produtividade molar volumétrica, $RMCR$ é o rendimento entre metano produzido e matéria orgânica removida.

Tabela 2 –Principais resultados e índices de desempenho dos ensaios I a III

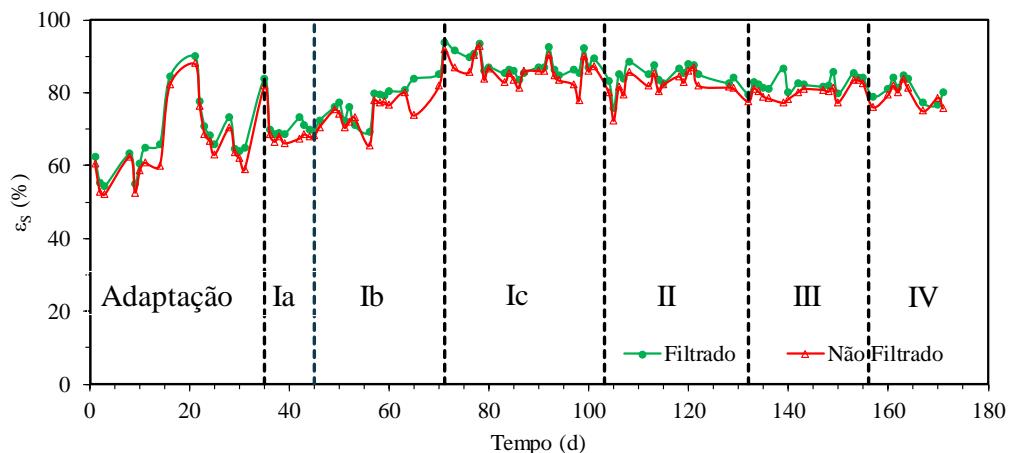
Condição	I		II		III	
Parâmetros	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente
C_{ST}	1957 ± 141	348 ± 179	2999 ± 157	543 ± 99	4018 ± 176	786 ± 81
C_{SF}	—	226 ± 57	—	469 ± 92	—	688 ± 73
ε_{ST}	—	86 ± 3	—	82 ± 3	—	80 ± 2
ε_{SF}	—	87 ± 3	—	84 ± 3	—	83 ± 2
C_{CT}	406 ± 37	26 ± 12	554 ± 24	44 ± 10	752 ± 81	51 ± 14
C_{CF}	—	20 ± 5	—	37 ± 10	—	43 ± 6
ε_{CT}	—	94 ± 3	—	92 ± 2	—	93 ± 2
ε_{CF}	—	95 ± 1	—	93 ± 2	—	94 ± 1
pH	$8,34 \pm 0,14$	$8,0 \pm 0,1$	$8,28 \pm 0,14$	$8,0 \pm 0,2$	$8,34 \pm 0,12$	$8,20 \pm 0,2$
AVT	501 ± 45	48 ± 12	823 ± 112	93 ± 15	1148 ± 128	155 ± 20
AB	1323 ± 506	1836 ± 402	1504 ± 144	2583 ± 257	2006 ± 77	3451 ± 63
V_G	—	38 ± 0	—	38 ± 0	—	$38 \pm 0,4$
V_{CH_4}	—	436 ± 93	—	614 ± 205	—	801 ± 91
$COVA_{ST}$	2,4	—	3,9	—	5,0	—
$COVR_{SF}$	—	2,1	—	4,5	—	4,1
$COVAc$	0,5	—	1,0	—	0,9	—
$COVR_{CF}$	—	0,5	—	0,9	—	0,9
PrM	—	22,14	—	32,28	—	41,64
$RMCR$	—	10,4	—	9,9	—	10,1
V_A	$1,08 \pm 0,07$	—	$1,10 \pm 0,03$	—	$1,12 \pm 0,06$	—
V_R	2,64	—	2,55	—	2,72	—

Notação [C_{ST}/C_{SF} (mgDQO.L⁻¹); C_{CT}/C_{CF} (mgSacarose.L⁻¹); $\varepsilon_{ST}/\varepsilon_{CT}/\varepsilon_{SF}/\varepsilon_{CF}$ (%); AVT (mgHAc.L⁻¹); AB (mgCaCO₃.L⁻¹); V_G/V_{CH_4} (mL.ciclo⁻¹); $COVA_{ST}/COVR_{SF}$ (gDQO.L⁻¹.d⁻¹); $COVA_{CT}/COVR_{CF}$ (gSacarose.L⁻¹.d⁻¹); PrM (molCH₄.m⁻³.d⁻¹); RMCR (molCH₄.kgDQO⁻¹); V_A/V_R (L)]

Inicialmente, foi realizada a condição de Adaptação, de modo a adaptar a biomassa e verificar o comportamento do reator, averiguando a sua eficiência de remoção de matéria orgânica e carboidrato, além da geração de alcalinidade e consumo de ácidos. Neste ensaio foi realizada uma rampa com aumento gradual da concentração de matéria orgânica de 1,0 a 3,0 gDQO.L⁻¹. Esse procedimento foi realizado por cerca de 35 dias, mas o AnSBBR apresentou queda acentuada de eficiência de remoção, elevado acúmulo de ácidos e uma baixa concentração de alcalinidade no efluente com o aumento da concentração afluente. Na tentativa de recuperar o sistema, foi diminuída a concentração para 1,0 gDQO.L⁻¹ e depois houve aumento para 2,0 gDQO.L⁻¹. Como a eficiência voltou a diminuir optou-se por lavar e reinocular o AnSBBR, na Condição Ia, com posterior reinício da realização da rampa, aguardando períodos maiores de estabilização para cada aumento da concentração. Tal procedimento não foi efetivo, uma vez que com o aumento da concentração, se verificava os mesmos problemas descritos anteriormente. Nesta etapa optou-se por filtrar a vinhaça (Condição Ib), a qual continha elevada quantidade de sólidos. Houve relativa melhora na eficiência de remoção, mas ainda havia acúmulo de ácidos. Desta forma, ainda na Condição Ib, optou-se por corrigir o pH do afluente para valores próximos ao valor 7,0 com NaOH, antes de adicionar o alcalinizante (NaHCO₃). Ressalta-se que praticamente todo alcalinizante era consumido na tentativa de neutralizar o pH da vinhaça. Após 27 dias houve o início da estabilização do sistema (Condição Ic). Nesta etapa optou-se por continuar operando o AnSBBR com 2,0 gDQO.L⁻¹, em vez de 5,0 gDQO.L⁻¹, conforme previsto no projeto inicial, em função da resposta do sistema as características da vinhaça de origem industrial. A Condição I teve duração de 70 dias, que somada com a condição de Adaptação totalizou, aproximadamente, 100 dias.

Obteve-se eficiência de remoção para amostras filtradas de 86% e produtividade de metano de 22,14 molCH₄.m⁻³.d⁻¹ (Tabela 2 e Figuras 5). Nota-se (Tabela 2 e Figuras 3) uma maior concentração de AVT no afluente em relação ao efluente, o que demonstra o consumo de ácidos orgânicos na metanogênese. Juntamente a isso, é perceptível uma elevada concentração de AB no efluente em relação ao afluente (Tabela 2 e Figura 4), implicando na geração de alcalinidade pelo metabolismo anaeróbio. Desta forma, não houve acúmulo de ácidos voláteis e houve geração de alcalinidade indicando que o metabolismo anaeróbio ocorreu adequadamente, e que a filtração da vinhaça e alcalinização do afluente foram medidas efetivas.

Figura 2 – Eficiência de remoção de matéria orgânica para amostras não filtradas e filtradas



Na sequência o AnSBBR foi operado na Condição II com 3,0 gDQO.L⁻¹. Verifica-se (Tabela 2 e Figura 5) que houve aumento da produtividade (32,28 molCH₄.m⁻³.d⁻¹) e a eficiência de remoção para amostras filtradas manteve-se ($84 \pm 3\%$). Semelhante ao observado na Condição I, não houve acúmulo de ácidos, e houve geração de alcalinidade. Desta forma o

aumento da concentração afluente implicou em aumento de produtividade pela maior disponibilidade de substrato sem implicar em sobrecarga para o sistema.

Figura 3 – Concentração de ácidos voláteis totais no afluente e no efluente

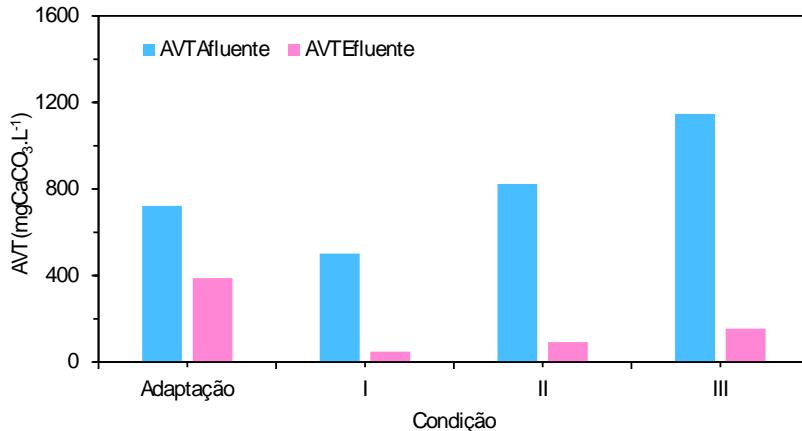


Figura 4 – Alcalinidade a bicarbonato no afluente e no efluente

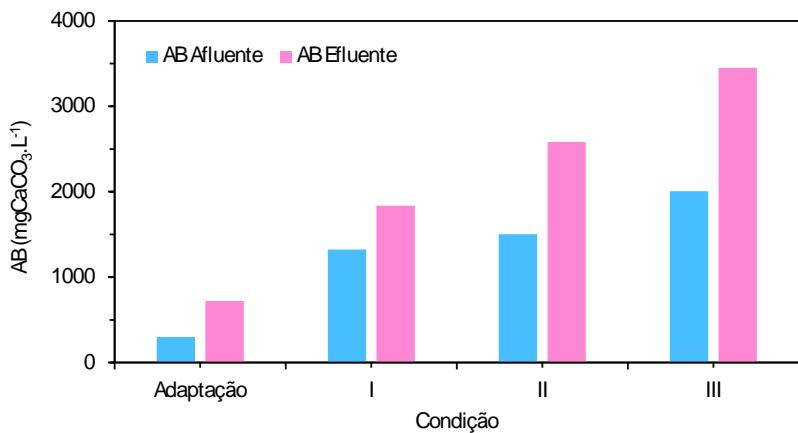
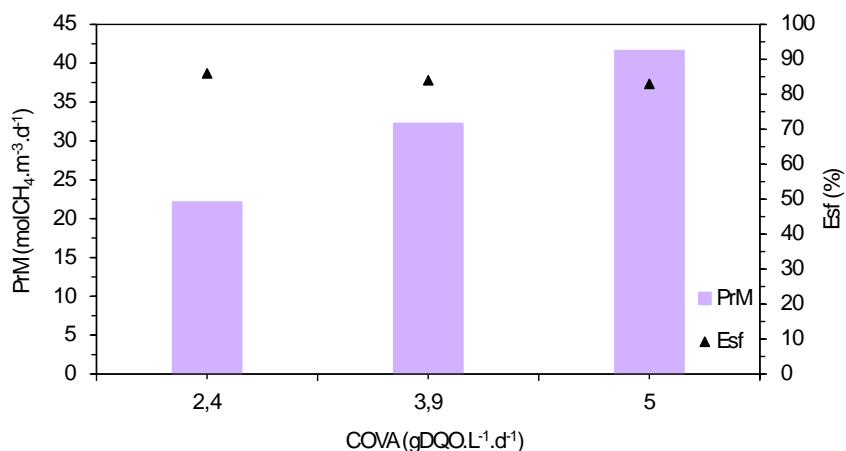


Figura 5 – Produtividade em metano (PrM) e eficiência de remoção de matéria orgânica (Esf) com o aumento da carga orgânica volumétrica (COVA)

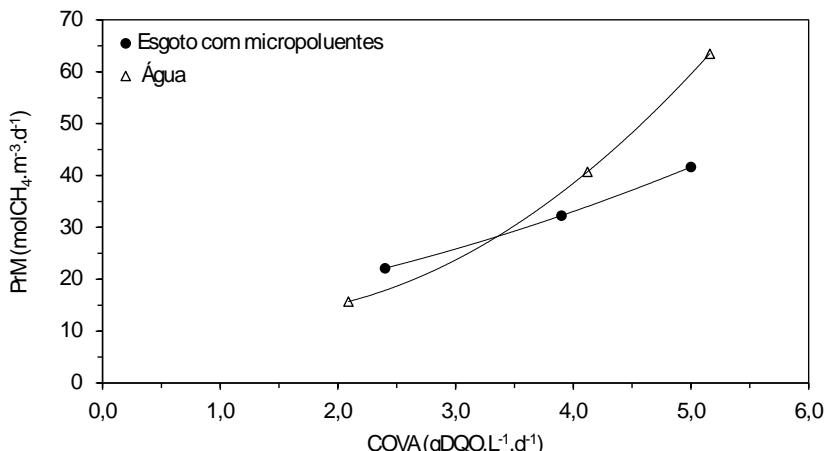


O aumento da concentração afluente para 4,0 gDQO.L⁻¹, na Condição III, implicou em aumento na produtividade (41,64 molCH₄.m⁻³.d⁻¹) (Tabela 2 e Figura 5). A eficiência de remoção para amostras filtradas manteve-se ($83 \pm 2\%$) e o metabolismo anaeróbio funcionou adequadamente como é possível verificar pelos valores de consumo de ácidos e geração de alcalinidade (Tabela 2 e Figuras 3 e 4). Na Condição V (em andamento) houve aumento da

concentração afluente para 5,0 gDQO.L⁻¹. Alguns resultados dessa condição são apresentados na Figura 2. A remoção de carboidratos foi de, aproximadamente, 95 % em todas as condições.

A Figura 6 apresenta a produtividade de metano (PrM) em função da carga COVA para diluição da vinhaça com esgoto sintético com micropoluentes (presente trabalho) e com água (Almeida et al, 2017).

Figura 6 – Produtividade de metano (PrM) para diluição da vinhaça com esgoto sintético com micropoluentes (presente trabalho) e com água em função da carga orgânica volumétrica



Comparando-se os resultados do presente trabalho (Figura 6) com os resultados obtidos por Almeida et al, (2017), que tratou vinhaça no mesmo AnSBBR, nas mesmas condições, porém diluindo a vinhaça *in natura* com água, observa-se que, para ambos os casos, a produtividade aumentou com o aumento da COVA, refletindo a maior disponibilidade de matéria orgânica biodegradável. Entretanto, a vinhaça diluída com água apresentou desempenho superior, atingindo produtividades acima de 60 molCH₄·m⁻³·d⁻¹ na maior COVA implementada. Em contraste, o uso de esgoto contendo micropoluentes resultou em produtividades menores, evidenciando um possível efeito inibitório desses compostos sobre a microbiota anaeróbia. Dessa forma, os resultados demonstram que a natureza do diluente influencia diretamente a eficiência do processo, sendo a diluição com água mais favorável para a produção de metano em condições de maior carga orgânica.

Conclusões

O AnSBBR apresentou elevada eficiência na remoção de matéria orgânica (83–87%) e carboidratos (95%) no tratamento da vinhaça diluída com esgoto sintético contendo micropoluentes.

A estabilidade do sistema foi favorecida pela filtração da vinhaça e pela correção prévia do pH, medidas que evitaram o acúmulo de ácidos voláteis e permitiram adequada geração de alcalinidade, mantendo o metabolismo anaeróbio equilibrado mesmo com aumento da carga orgânica volumétrica aplicada.

A produtividade em metano aumentou de maneira proporcional ao aumento da COVA, passando de 22,14 para 41,64 molCH₄·m⁻³·d⁻¹, mostrando que o sistema não sofreu sobrecarga.

Os resultados da condição com 5,0 gDQO·L⁻¹ (em andamento) sugerem a manutenção das tendências observadas, reforçando a robustez do sistema.

A produtividade em metano foi inferior quando comparada à obtida para a vinhaça diluída com água, para as maiores COVAs avaliadas, o que pode sugerir que os micropoluentes do esgoto sintético podem impor um efeito inibitório crescente à medida que a COVA aumenta.

Agradecimentos

À Escola de Engenharia Mauá, à FAPESP (#22/16543-2 e 25/02805-3) e ao CNPq (#406653/2021-6).

Referências

- Abdelgadir, A. et al. (2014) Characteristics, process parameters, and inner components of anaerobic bioreactors. *BioMed Research International*, 2014, 1–10.
- Albanez, R. et al. (2016) Biological treatment and environmental compliance of vinasse for methane production in an AnSBBR. *Applied Biochemistry and Biotechnology*, **178**, 21–43.
- Albuquerque, J. N.; Ratusznei, S. M.; Rodrigues, J. A. D. (2019) Biomethane production by thermophilic co-digestion of sugarcane vinasse and whey in an AnSBBR. *Journal of Environmental Management*, **251**, 1–9.
- Almeida, W. A.; Rodrigues, J. A. D.; Ratusznei, S. M.; Zaiat, M. (2017) AnSBBR applied to biomethane production treating vinasse. *Brazilian Journal of Chemical Engineering*, **34**, 759–773.
- Alves, P. C. C.; Rodrigues-Silva, G.; Ribeiro, A. R.; Rath, S. (2021) Removal of low-calorie sweeteners at five Brazilian wastewater treatment plants. *Journal of Environmental Management*, **289**, 112561.
- Campanha, M. B. et al. (2015) A 3-year study on occurrence of emerging contaminants in an urban stream. *Environmental Science and Pollution Research*, **22(10)**, 7936–7947.
- Carneiro, R. B. et al. (2020) Acidogenesis is a key step in the anaerobic biotransformation of organic micropollutants. *Journal of Hazardous Materials*, **389**, 121888.
- Carrilho, E. N. V. M.; Soares, M. R. (2024) Vinasse, a byproduct of the bioethanol industry. *Environmental Materials and Waste*, 193–239.
- Carvalho, J. C. et al. (2023) Biomethane production from sugarcane vinasse in a circular economy. *Fermentation*, **9**, 1–27.
- Chatila, S. et al. (2016) Sulfamethoxazole and ciprofloxacin removal in a horizontal-flow anaerobic reactor. *Environmental Technology*, **37**, 847–853.
- Chebel, F. X.; Ratusznei, S. M.; Rodrigues, J. A. D.; Zaiat, M.; Foresti, E. (2006) Analysis of performance of an anaerobic sequencing batch reactor. *Applied Biochemistry and Biotechnology*, **133**, 171–188.
- Delforno, T. P. et al. (2017) Microbial diversity of a full-scale UASB reactor. *MicrobiologyOpen*, **6(3)**, e443.
- Dubois, S. M. et al. (1956) Colorimetric methods for determination of sugar. *Analytical Chemistry*, **228**, 13–21.
- Hube, S.; Wu, B. (2021) Mitigation of emerging pollutants and pathogens. *Science of the Total Environment*, **779**, 146545.
- Hui, Y.; Shuri, L. (2013) Energy analysis of cassava vinasse treatment. *Process Safety and Environmental Protection*, **91**, 503–507.
- Kiani, M. K. D. et al. (2022) Different bioreactor configurations for biogas production from sugarcane vinasse: A comprehensive review. *Biomass and Bioenergy*, **161**, 106446.
- Kosek, K. et al. (2020) Advanced micropollutants removal technologies in WWTPs. *Environmental Science and Policy*, **112**, 213–226.
- Londono, Y. A.; Penuela, G. A. (2015) Biological removal of ibuprofen and methylparaben. *Water, Air, and Soil Pollution*, **226**, 1–10.
- Lovato, G. et al. (2019) Viability of using glycerin as co-substrate in anaerobic digestion. *Applied Biochemistry and Biotechnology*, **188**, 720–740.
- Michelan, R. et al. (2009) Effect of impeller type and mechanical agitation in ASBR. *Journal of Environmental Management*, **90**, 1357–1364.

- Novaes, L. F. et al. (2010) Effect of fill time on ASBR and AnSBBR performance. *Applied Biochemistry and Biotechnology*, **162**, 885–899.
- Pirete, L. M. (2022) Influência do etanol e nitrato na degradação de diclofenaco e ibuprofeno. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo.
- Pena-Guzman, C. et al. (2019) Emerging pollutants in the urban water cycle in Latin America. *Journal of Environmental Management*, **237**, 408–423.
- Santos, J. D. et al. (2013) Development of a vinasse nutritive solution for hydroponics. *Journal of Environmental Management*, **114**, 8–12.
- Sharma, B. M. et al. (2019) Health and ecological risk assessment of emerging contaminants. *Science of the Total Environment*, **646**, 1459–1467.
- Semblante, G. U. et al. (2015) Trace organic contaminants in biosolids. *Journal of Hazardous Materials*, **300**, 1–17.
- Sica, P. et al. (2024) Effects of vinasse concentration on biogas production. *Bioresource Technology Reports*, **25**, 101698.
- Silva, R. C.; Ratusznei, S. M.; Rodrigues, J. A. D.; Zaiat, M. (2013) Anaerobic treatment of industrial biodiesel wastewater. *Applied Biochemistry and Biotechnology*, **170**, 105–118.
- Sousa, S. P. et al. (2019) Anaerobic digestion of sugarcane stillage with cheese whey. *Applied Biochemistry and Biotechnology*, **189**, 987–1006.
- Standard Methods. (2017) *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 23rd edition.
- Tibúrcio Neto, L. et al. (2025) Methane production from anaerobic co-digestion of vinasse and molasses. *International Journal of Environmental Science and Technology*, **22**, 1–16.
- Tong, X. et al. (2022) Source, fate, transport and modeling of selected emerging contaminants. *Water Research*, **217**, 118418.
- Volpini, V. et al. (2018) Biomethane generation in AnSBBR treating biohydrogen effluent. *Renewable Energy*, **116**, 288–298.
- Zaiat, M.; Cabral, A. K. A.; Foresti, E. (1994) Horizontal-flow anaerobic immobilized sludge reactor. *Brazilian Journal of Chemical Engineering*, **11**, 33–42.