

II-582 - AVALIAÇÃO DE DIGESTOR ANAERÓBIO PARA OTIMIZAÇÃO OPERACIONAL E VIABILIZAÇÃO DA UTILIZAÇÃO DO BIOGÁS NA GERAÇÃO DE ENERGIA

Felipe R. A. dos Santos⁽¹⁾

Engenheiro Químico pela Escola de Química da UFRJ. Mestre e Doutor em Engenharia Química pelo Programa de Engenharia Química (COPPE/UFRJ). Engenheiro Químico da Companhia Catarinense de Águas e Saneamento de Santa Catarina (CASAN).

Clément Van Vlierberghe

Estudante de Engenharia da UTC Sorbonne Universités da França. Estudante de Intercâmbio do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFSC.

Guilherme F. Campos⁽¹⁾

Engenheiro Sanitarista pelo Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFSC. Especialista em Gerenciamento de Projetos pelo SENAC-SC. Engenheiro Sanitarista da Companhia Catarinense de Águas e Saneamento de Santa Catarina (CASAN).

Endereço⁽¹⁾: Rua Quize de Novembro, 230 - Balneário - Florianópolis - SC - CEP: 88.075-220 - Brasil - Tel: (48) 3221-5763 - e-mail: frsantos@casan.com.br

RESUMO

Os reatores de digestão anaeróbia são ferramentas eficientes à problemática de remoção da matéria orgânica e sua conversão em biogás. Por isto, este processo se mostra uma solução interessante para a produção de energia sustentável, tornando-o vantajoso pela possibilidade de valorização do biogás produzido como precursor da combustão em motores de cogeração. Outro fator relevante é a redução do volume de lodo gerado frente a outros modelos de tratamento, o que proporciona diminuição dos custos operacionais. O presente trabalho teve por objetivo avaliar o reator de digestão anaeróbia da ETE Canasvieiras operada pela Concessionária CASAN e obter informação para a otimização da produção do biogás para viabilizar sua utilização na cogeração de energia. Análises de concentração de AGV foram realizadas na saída e no interior do reator obtendo uma média de $330 \pm 51 \text{ mg.L}^{-1}$ (em equivalente acetato), o que demonstra que o reator estava em condições estáveis durante operações não ideais de alta vazão apresentadas na alta temporada. Entretanto, o BMP médio observado para o lodo físico-químico foi de $153,5 \text{ NmLCH}_4.\text{gSV}^{-1}$, que pode ter sido causado por um efeito negativo da presença do alumínio e/ou sua combinação com o sulfato. Considerando o valor de BMP obtido e a carga orgânica calculada durante a alta temporada, mesmo assim a produção diária estimada foi de 341 m^3 de metano, sendo possível gerar com isto 83% do consumo de energia da ETE avaliada. Portanto, as análises efetuadas durante esse estudo permitiram demonstrar que o reator estudado funciona em um estado estável durante o período de baixa temporada quando o reator recebe uma carga reduzida de lodo. Neste período o reator produz um lodo digerido composto por 53% de material volátil e a concentração em AGV totais medida é baixa e típica de um processo em bom estado de saúde. Entretanto, durante a alta temporada, um risco de sobrecarga do reator acaba evidenciada e uma redução no desempenho do reator pode ocorrer, particularmente devido à baixa concentração do lodo, gerando uma digestão incompleta do substrato. Já as análises de lodo permitiram evidenciar uma possível inibição do processo de digestão anaeróbia por causa da presença do sulfato de alumínio.

PALAVRAS-CHAVE: Digestor Anaeróbio, Inibição da Atividade Microbiana, Sulfato de Alumínio, Lodo Físico-Químico, Biogás.

INTRODUÇÃO

A digestão anaeróbia é um processo natural que ocorre em alguns sedimentos, mangues, arrozais assim como no trato intestinal de uns animais como os ruminantes e as térmitas (BAYANÉ; GUIOT, 2011). Este processo é complexo pois recorre a vários grupos de microorganismos e permite a conversão da matéria orgânica (carboidratos, lípidos, proteínas) em elementos simples (CH_4 , CO_2 , H_2S , NH_3). A mistura gasosa produzida (biogás) durante o processo é principalmente composta por metano e dióxido de carbono com teores

respectivos de 50 a 70% e 30 a 50%. A composição deste gás depende da configuração do reator e do substrato digerido, apresentando ao alto poder calorífico – a combustão de 1m³ de metano é equivalente à de 1,15 L de gasolina ou 2,1 kg de madeira (MOLETTA, 2008). Essas propriedades do biogás adicionadas à grande diversidade de substratos utilizáveis fazem da digestão anaeróbia uma das soluções mais interessantes para a produção de energia sustentável.

A digestão anaeróbia é um processo que pode ser descrito em quatro fases principais que recorrem à diferentes grupos de microorganismos (Figura 1). As etapas são interdependentes e a eficiência da digestão depende da boa coordenação entre as fases.

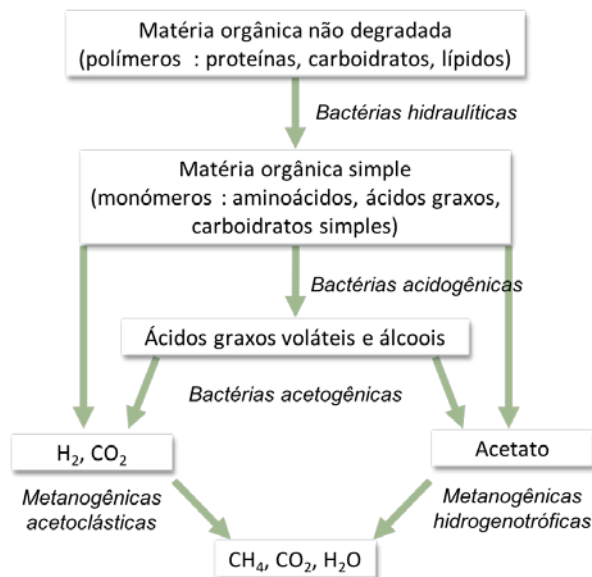


Figura 1: Síntese das etapas da digestão anaeróbia.

Conforme ilustrado na Figura 1, a complexidade do sistema remete ao entendimento que a operação de sistemas anaeróbios exige um conhecimento mínimo das reações que ocorrem no reator e da influência dos parâmetros exteriores sobre as variáveis deste sistema de tratamento. Por isso, o monitoramento dos reatores é um elemento indispensável ao bom funcionamento do processo.

Reatores de digestão anaeróbia são ferramentas de processo bastante interessantes e constituem uma resposta eficiente à problemática de remoção da matéria orgânica devido à ação das comunidades microbianas complexas na promoção da conversão desta matéria em forma de biogás (MOLETTA, 2008). Este fato o torna vantajoso pela possibilidade de valorização deste biogás produzido como precursor da combustão em motores de cogeração, além da redução do volume de lodo gerado frente a outros modelos de tratamento, proporcionando redução também dos custos operacionais (TANDUKAR; OHASHI; HARADA, 2007).

OBJETIVO

O presente trabalho teve por objetivo avaliar o reator de digestão anaeróbia da ETE Canasvieiras operada pela Concessionária CASAN e gerar informação para a otimização do biogás para viabilizar sua utilização na cogeração de energia. Para isto, estudou-se:

- A operação do digestor anaeróbio em escala real, avaliando parâmetros específicos do processo;
- A influência de coagulantes utilizados no processo químico de tratamento na atividade microbiana;
- Propostas para procedimentos de análise para avaliação da qualidade do processo de tratamento.

MATERIAIS E MÉTODOS

Durante o estudo, o cloreto férrico (FeCl_3), produto utilizado no projeto da estação, foi inicialmente utilizado como coagulante, com sua posterior substituição pelo sulfato de alumínio na concentração de 250 mg.L^{-1} ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$). Entretanto, como o íon sulfato é convertido em sulfeto no reator havendo a possibilidade de geração de um efeito inibidor sobre a digestão anaeróbia, assim como o alumínio, foi necessário avaliar os níveis de concentração destes íons no sistema (CABIROL *et al.*, 2003; CHEN; CHENG; CREAMER, 2008; ABBOTT; ESKICIOGLU, 2015; VIEIRA, 2017). Com base nisto, testes analíticos de concentração de sólidos (ST, SV, SST e SSV), Demanda Química de Oxigênio (DQO), Ácidos Graxos Voláteis (AGV), pH, Alcalinidade, Sulfato, Sulfeto e Alumínio total foram realizados para avaliação do digestor, o qual apresentava volume útil de projeto de 613 m^3 e capacidade para receber uma concentração de matéria orgânica variando de 40 a 75% (MOLETTA, 2008) que proporciona uma carga de lodo físico-químico de $2885 \text{ kgSST.d}^{-1}$, corrente com uma concentração de sólidos de 7%.

As análises foram efetuadas, em sua maioria, através de kits analíticos adquiridos comercialmente e padronizados internacionalmente. Abaixo seguem as descrições das metodologias de análises.

- Sulfato: efetuadas por turbidimetria com precipitação do íon sulfato seguindo a metodologia HACH com reagente Sulfaver, com preparação das amostras por centrifugação e filtração em filtro $0,45\mu\text{m}$;
- Sulfeto: efetuadas por colorimetria em espectrofotômetro com azul de metileno seguindo a metodologia HACH para esta análise;
- DQO: efetuadas por reações ácidas com dicromato de potássio em alta temperatura, seguindo a metodologia Merck;
- Alumínio total: efetuadas preparando a amostra através de digestão em ácido nítrico em alta temperatura com posterior medição colorimétrica seguindo a metodologia HACH;
- Potencial bioquímico de metano (BMP): teste foi realizado sobre o lodo físico-químico onde o inóculo usado foi o lodo do digestor anaeróbio com a concentração de 8gSSV.L^{-1} e relação substrato/inóculo de $0,4 \text{ gDQO.gSV}^{-1}$.

O BMP foi calculado conforme Equação 1 :

$$BMP = \frac{V_S - V_I}{m_{S, SV}} \quad \text{Equação (1)}$$

Onde : BMP = Potencial biometano ($\text{NmLCH}_4.\text{gSV}^{-1}$)
 V_S = Volume total de metano produzido durante a digestão do substrato (NmL)
 V_I = Volume de metano produzido pelo inóculo (NmL)
 $m_{S, SV}$ = Massa de substrato adicionada (gSV)

Obs.1: Os volumes V_S e V_I são determinados como apresentado na Figura 2.

- Atividade metanogênica específica (AME): teste foi realizado sobre os inóculos com a finalidade de comparar o desempenho dos consórcios microbianos dos reatores. A mesma concentração em sólidos voláteis do BMP (8 g.L^{-1}) e relação substrato/inóculo ($0,4 \text{ gDQO.gSV}^{-1}$) foram usadas para melhorar a interpretação e comparação dos resultados. Esses valores foram escolhidos em relação aos dados e recomendações da literatura (AQUINO *et al.*, 2007). O substrato usado para esse teste foi a glicose com uma relação $0,938 \text{ gDQO.g glicose}^{-1}$, tendo como vantagem de recorrer aos microorganismos implicados nas etapas de acidogênese, acetogênese e metanogênese ao contrário do acetato que é consumido diretamente pelas metanogênicas.

A AME foi calculada usando a Equação 2:

$$AME = \frac{r \times 24}{m_{I, SV}} \quad \text{Equação (2)}$$

Onde : AME = Atividade metanogênica específica ($\text{gDQO CH}_4.\text{gSV}^{-1}.\text{d}^{-1}$)

r = Taxa de produção de metano ($\text{gDQO CH}_4 \cdot \text{h}^{-1}$)
 $m_{i,sv}$ = Massa de inóculo adicionada (gSV)

Obs.2: A taxa de produção de metano foi medida durante a fase de produção linear de gás (Figura 2). A taxa em $\text{NmLCH}_4 \cdot \text{h}^{-1}$ foi então convertida em $\text{gDQO CH}_4 \cdot \text{h}^{-1}$ graças a equivalência: $1 \text{ gDQO CH}_4 = 354 \text{ NmL de CH}_4$.

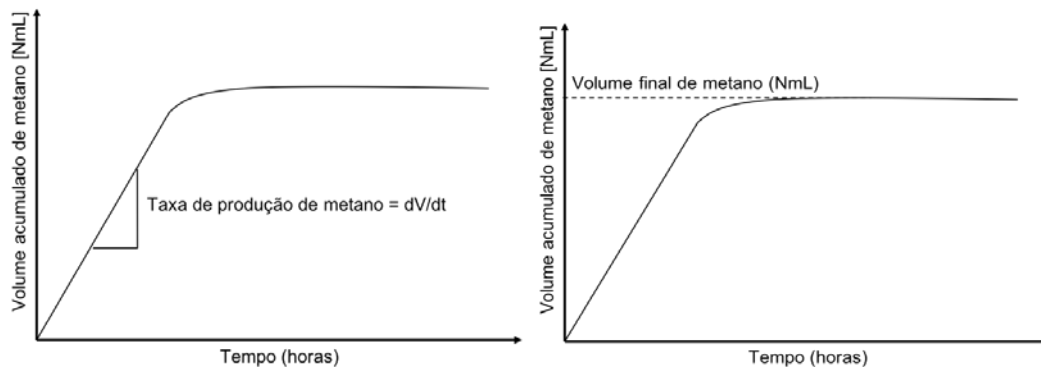


Figura 1: Determinação gráfica da taxa de produção de metano (esquerda) e do BMP (direita).

- Carga orgânica: foi estimada a partir dos dados reais de vazão de entrada de esgoto na ETE compacta e da quantidade de lodo físico-químico produzido em função dessa vazão. O valor calculado foi $0,334 \text{ kgSST} \cdot \text{m}^{-3}$, com base nos dados de dimensionamento da estação, sendo posteriormente calculada a produção diária de lodo em $\text{kgSST} \cdot \text{d}^{-1}$. A umidade do lodo produzido e o teor em matéria orgânica foram medidos graças à medida da concentração em sólidos (ST, SV, SST e SSV) como descrito pelo Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2012).

Obs.3: A partir dos valores de produção mássica de sólidos e da concentração do lodo, o volume de lodo fresco produzido pela unidade de flotação foi estimado conforme a Equação 3:

$$V_{\text{lodo}} = \frac{M_{\text{SST}}}{C_{\text{SST}} \times 1000} \quad \text{Equação (3)}$$

Onde: V_{lodo} = Vazão de lodo ($\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$)
 M_{SST} = Produção de sólidos ($\text{kgSST} \cdot \text{d}^{-1}$)
 C_{SST} = Concentração do lodo ($\text{kgSST} \cdot \text{m}^{-3}$)

Os valores de concentração em sólidos totais e voláteis dos lodos de entrada e saída permitem calcular a eficiência de digestão e remoção da matéria orgânica usando a Equação 4:

$$\% \text{ Remoção} = \frac{A_{fl} - E_{fl}}{A_{fl} - (A_{fl} - E_{fl})} \times 100 \quad \text{Equação (4)}$$

Onde: A_{fl} = % de sólidos voláteis (SV/ST) do afluente
 E_{fl} = % de sólidos voláteis (SV/ST) do efluente

RESULTADOS OBTIDOS E DISCUSSÕES

Avaliação da vazão de entrada e carga orgânica

Com uma avaliação do histórico de vazão de esgoto de entrada da ETE, permite-se distinguir dois períodos distintos no ano: a alta temporada, durante a qual a estação opera em contínuo e com alta vazão; e a baixa temporada, quando a estação só funciona pontualmente (Figura 3). A vazão média observada durante a alta

temporada foi de $126,5 \text{ L.s}^{-1}$ com desvio padrão de $36,7 \text{ L.s}^{-1}$, e neste período é possível observar que 78% das medidas ultrapassam a vazão de projeto da estação (100 L.s^{-1}), e destes, 32% a ultrapassam por mais de 50%. Esta sobrecarga repercute sobre a vazão de lodo físico-químico produzido e a carga do digestor anaeróbio, pois estima-se uma produção diária de lodo fresco de $3.651 \text{ kgSS.T.d}^{-1}$, 26,5% superior à carga de projeto.

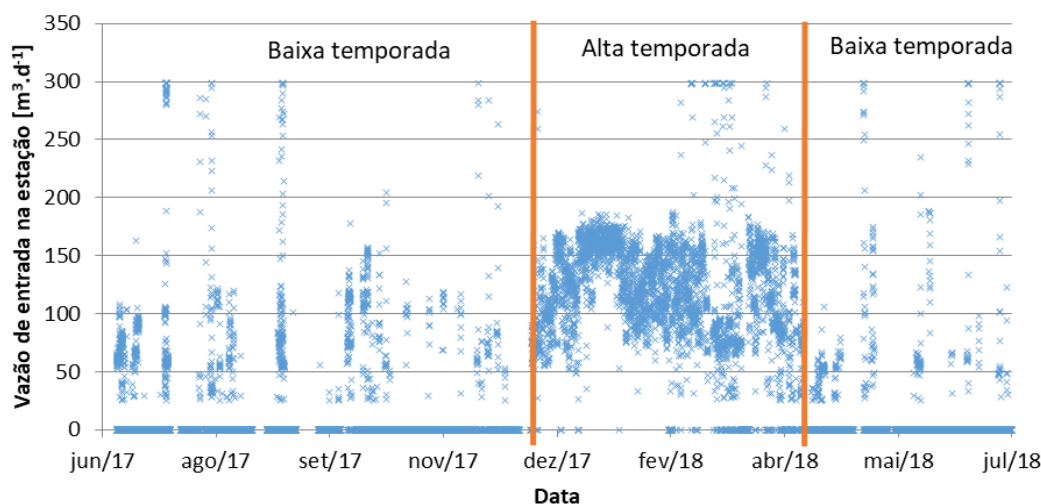


Figura 2: Histórico de vazão de entrada da ETE.

As análises de concentração em sólidos totais e voláteis permitiram observar uma compactação média de 2,6% do lodo (sendo 7% o dado de projeto) quando a estação estava em operação contínua, apresentando uma proporção de sólidos voláteis de $61 \pm 5,3\%$ (sendo 75% o dado de projeto). Dentro deste cenário, o volume de lodo produzido foi de $140,42 \text{ m}^3.\text{d}^{-1}$, 241% superior ao dado de projeto, e a carga orgânica volumétrica aplicada ao reator nessas condições foi de $3,63 \text{ kgSSV.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$ (próxima ao valor $3,53 \text{ kgSSV.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$ do projeto). No entanto, a acentuada diminuição de concentração do lodo causa redução do tempo de detenção hidráulico para 4,36 dias em lugar dos 14,9 previstos pelo projeto. Para digestores convencionais homogeneizados, a norma recomenda tempos de digestão acima de 30 dias.

Este tempo de detenção hidráulico é muito baixo comparado com os dados recomendados na literatura e pela norma NBR 12.209/2011. Na literatura, reatores perfeitamente homogeneizados similares são classificados como reatores de baixa taxa com cargas aplicadas de $1,4 \text{ kgSSV.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$ no caso do tratamento de lodo primário de estação de tratamento (MOLETTA, 2008; ABBASI; TAUSEEF; ABBASI, 2012). No caso de digestores convencionais homogeneizados, a norma ABNT n° 12209-2011 recomenda uma carga orgânica de $0,5 \text{ kgSSV.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$ até $1,2 \text{ kgSSV.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$. RAJESHWARI *et al.* (2000) ilustraram as características típicas de vários tipos de reatores anaeróbios mostrando também que a carga de projeto assumida ($1,5 \text{ kgSSV.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$) está acima das cargas tipicamente aplicadas em termos de DQO.

Em oposição à alta temporada, constata-se que durante a baixa temporada a estação opera de maneira intermitente, onde a média de vazão cai para 13 L.s^{-1} e a carga orgânica volumétrica para $0,375 \text{ kgSSV.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$. Esta ampla diferença entre os dois períodos pode ocasionar situações negativas sobre a estabilidade do reator. De fato, quando o reator não está sendo alimentado ou com baixa alimentação, uma diminuição do desempenho dos microorganismos envolvidos na digestão anaeróbia pode ocorrer, proporcionando uma perda da atividade metanogênica de até 60% no caso de uma interrupção de várias semanas (GALLERT; WINTER, 2008). Entretanto, no retorno da sua vazão de alimentação, um período controlado de aumento progressivo da carga é necessário afim de evitar o desequilíbrio do reator, pois caso contrário, uma situação de sobrecarga importante pode ocorrer, causando uma acumulação de AGV e queda do pH (GALLERT; WINTER, 2008).

Em termos de eficiência, nas condições observadas na alta temporada, o lodo digerido que apresentou um teor em matéria orgânica de $53 \pm 0,6\%$ teve eficiência de remoção dos sólidos voláteis de 28% em lugar dos 50% previstos. Esta eficiência abaixo do objetivo pode ser atribuída à diminuição do tempo de detenção hidráulico mencionada anteriormente e ao fato de que a fração inicial em SV é menor do que previsto (61 em lugar de 75%).

Análises no digestor

Análises de AGV foram realizadas na saída e no interior do reator obtendo uma concentração média de $330 \pm 51 \text{ mg.L}^{-1}$ (exprimida em equivalente acetato), que quando comparada com a literatura, conclui-se que o reator está em condições estáveis durante o período de estudo (Figura 4) (DROSG, 2014). De acordo com GUIBELIN (2014), concentrações de AGV totais na faixa de $50 - 500 \text{ mg.L}^{-1}$ são consideradas como ótima. Aliado a isto, o fato de o reator ter uma elevada alcalinidade ($3.400 \text{ mgCaCO}_3.\text{L}^{-1}$) permite manter a relação AGV/alcalinidade muito favorável (entre 0,06 e 0,14). Uma relação inferior a 0,3 indica um processo estável e valores acima de 0,8 o processo é tido como instável, com risco elevado de acidificação do reator (DROSG, 2014).



Figura 4: Faixas de interpretação operacional da concentração de AGV totais.

Deve ser considerado que durante o período amostral, baixa temporada, a ETE funcionou com vazão reduzida e de maneira intermitente, limitando os riscos de sobrecarga e acúmulo de AGV. Durante o período de alta temporada se recomenda atenção particular sobre esse parâmetro, pois é necessário monitorar um possível aumento do teor de AGV no reator, visto a influência da vazão ilustrada no subitem anterior.

Avaliação de sulfato e sulfeto no reator

Avaliando a concentração de sulfato do lodo fresco, permitiu-se observar um valor de 280 mg.L^{-1} , correspondendo aproximadamente ao aumento teórico causado pela adição de sulfato de alumínio no processo de coagulação (210 mg.L^{-1}), somada à concentração de sulfato já presente no esgoto ($48 \pm 17 \text{ mg.L}^{-1}$). Com este resultado pode-se descartar a possibilidade de uma repartição desigual do sulfato entre o lodo e o efluente clarificado na etapa de coagulação/floculação. Paralelo a isto, a DQO mensurada para o lodo permitiu observar um valor médio de 41.750 mg.L^{-1} , proporcionando uma relação $\text{DQO}/\text{SO}_4^{2-}$ de 149, o que dá uma larga vantagem aos microorganismos da digestão anaeróbia em frente as bactérias redutoras de sulfato quando comparado com os valores de predominância (predominância de Metanogênese para relações acima de 2,7).

No que tange a avaliação da conversão do sulfato em sulfeto, os resultados se mostraram insatisfatórios devido a uma reação concorrente observada entre o cloreto férrico utilizado na operação da ETE e o reagente da análise de sulfeto, proporcionando valores superiores de leitura de padrões. No entanto, a alta relação $\text{DQO}/\text{SO}_4^{2-}$ permite descartar um risco de inibição pelo sulfeto.

Avaliação da inibição pelo alumínio

A concentração média de Al^{3+} observada no lodo fresco obtido durante a dosagem de sulfato de alumínio na etapa de coagulação foi de 527 mg.L^{-1} , com concentrações entre 320 e 800 mg.L^{-1} . No interior do reator e no

lodo digerido as concentrações mensuradas foram 71 e 260 mg.L⁻¹, respectivamente, mas acredita-se que deverão atingir concentrações similares às da entrada ao longo do tempo de operação com o sulfato de alumínio. Nesta faixa de concentração, VIEIRA (2017) encontrou redução de eficiência de remoção de DQO em ensaios com reatores tratando lodos dentro dos quais foram adicionadas concentrações de 500, 1.000, 1.500 e 2.000 mg.L⁻¹ de Al(OH)₃ (ou seja, 173, 346, 519 e 692 mg.L⁻¹ de Al³⁺), quando comparados com um reator controle que não recebeu alumínio. O controle atingiu eficiência de remoção de DQO de 52,5% enquanto os outros reatores atingiram eficiência de 42,4, 37,1, 39,2 e 39,6%, respectivamente. Quanto à produção de biogás, a atividade metanogênica foi reduzida em mais de 60% a partir de uma concentração de Al³⁺ de 346 mg.L⁻¹. Outros estudos mostraram uma diminuição acima de 10% da fermentação acidogênica (segunda etapa da digestão anaeróbia) a partir de uma concentração de alumínio de 46 mg.L⁻¹ e 120 mg.L⁻¹ para o ferro, e uma inibição completa do processo de fermentação microbiana em concentrações acima de 232 mg.L⁻¹ de alumínio na forma de policloreto de alumínio (PAC) (KIM; CHUNG, 2015). Isto demonstra que a inibição causada pelo alumínio é bem mais alta do que a causada pelo ferro presente no coagulante inicialmente usado na estação. Entretanto, um possível efeito de aclimação pode ser observado, mas este processo de adaptação é lento e dependente dos microorganismos envolvidos (CABIROL *et al.*, 2003).

Em relação a outros efeitos causados pelo sulfato de alumínio, o aumento da quantidade de compostos voláteis de enxofre pode ser observado, principalmente na forma de H₂S. Com uma concentração de alumínio de 10,74 mg.gST⁻¹ e um TDH de 7 dias, um aumento da concentração desses compostos de 746% pode ser observado, chegando até a concentrações de 1% (10.000 ppm) de H₂S no biogás, sendo o sulfeto, nestas concentrações, altamente tóxico e corrosivo (D. DEUBLEIN, 2008; GUIDOTTI, 1996). Com adições de cloreto férrico, o efeito inverso pode ser observado, com uma redução de 57% com TDH de 7 dias.

Por essas razões, testes de bancada são recomendáveis antes da aplicação a longo prazo do sulfato de alumínio ou qualquer outro produto na estação. Além dos parâmetros avaliados, parâmetros de remoção de sólidos e monitoramento da produção de H₂S também deverão receber uma atenção particular.

Potencial Bioquímico do metano (BMP)

O BMP médio obtido para o lodo físico-químico foi de 153,5 NmLCH₄.gSV⁻¹ (Figura 5), sendo este valor inferior aos valores encontrados na literatura para lodos e estações de tratamento. Os lodos mais parecidos com o lodo estudado, sendo lodos físico-químicos com uma relação DQO/SV de 1,5, atingem um BMP de 180 NmLCH₄.gSV⁻¹.

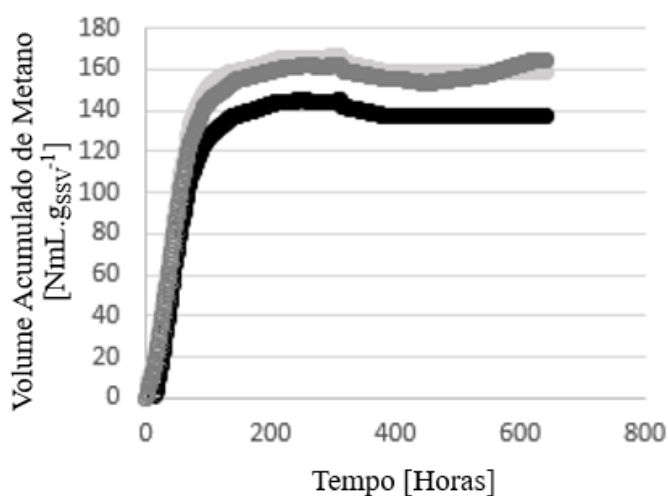


Figura 5: Volume acumulado de metano no teste BMP.

O lodo testado foi obtido por coagulação com o sulfato de alumínio, o que pode ter causado um efeito negativo pela presença do alumínio e/ou sua combinação com o sulfato. O BMP para o lodo coagulado pelo cloreto férrico não pôde ser avaliado durante este estudo e por isso as influências dos dois coagulantes sobre a produção de biogás e a degradabilidade não puderam ser comparadas (objetivo para um próximo estudo).

Durante o ensaio, a produção de biogás ocorreu predominantemente no início com 90% do metano sendo produzido durante as 100 primeiras horas, ou seja 4,16 dias (Figura 6). Este resultado permite concluir que a parte degradável da matéria orgânica contida no lodo pode ser degradada rapidamente no digestor. No entanto, tem que ser considerado que os testes de BMP foram realizados em condições favoráveis de temperatura, com os reatores sendo mantidos a 35°C. No digestor, cuja temperatura não é controlada, tempos de reação maiores são esperados.

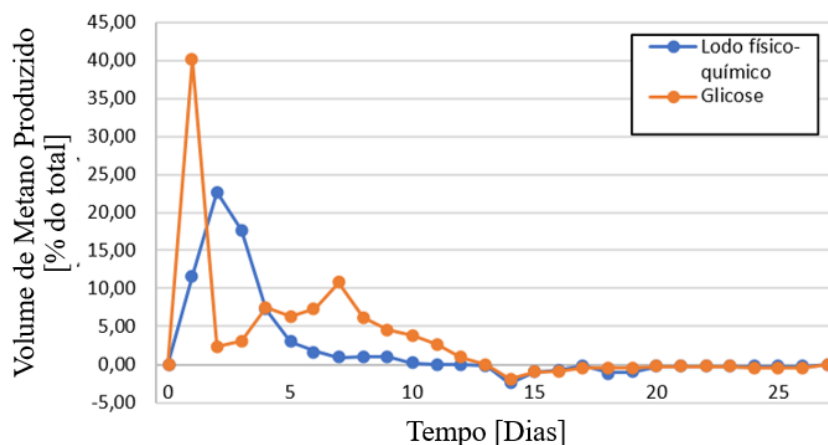


Figura 6: Produção de metano ao longo do tempo no teste BMP para o lodo físico-químico e a glicose.

Durante esse teste uma redução de 9,33% dos sólidos voláteis foi constatada, passando de 54,8 para 52,4%. Essa redução é baixa, mas a concentração inicial baixa em SV também tem que ser considerada. Finalmente, o teor em SV final é próximo dos valores obtidos na determinação da eficiência de remoção (subitem *Avaliação da vazão de entrada e carga orgânica*). Isso permite considerar que para um teor em SV em torno de 50% na saída do reator, uma redução satisfatória dos SV foi atingida e que uma eficiência maior não é esperada nas condições de operação atuais do reator. Esse dado pode ser usado para detectar uma digestão incompleta do lodo, particularmente durante a estação estival.

Considerando o valor de BMP de $153,5 \text{ NmLCH}_4.\text{gSV}^{-1}$ e a carga orgânica calculada durante a alta temporada, a produção diária estimada é de 341 m^3 de metano (568 m^3 de biogás considerando uma concentração em metano de 60%). Convertendo esta produção em eletricidade utilizando um motor de cogeração com um rendimento de 35%, a produção mensal de eletricidade seria de 34.700 kWh, sendo correspondente a 83% do consumo de energia da ETE avaliada. Se valores similares aos obtidos por GUERIN *et al.* (2016) forem atingidos, a produção de metano pode subir para 40.800 kWh e assim representar 97% do consumo de energia da ETE. Como o complexo de tratamento inclui reatores UASB de uma outra ETE operada em paralelo, a produção de energia poderia ultrapassar 90.000 kWh por mês, o que representa mais de 44% do consumo do complexo de ETE (tratamento convencional + compacta).

Atividade metanogênica específica (AME)

A partir das curvas de produção de biogás (Figura 7), as fases de produção linear foram isoladas e as taxas de produção de metano calculadas, sendo os volumes acumulados de metano na forma decrescentecorrespondente a uma produção inferior à do reator “branco”. Para os testes realizados sobre o reator UASB, verifica-se uma parada brutal da produção de biogás a partir de 16h de reação, provavelmente devido ao acúmulo rápido de AGV e H_2S . As taxas de produção de biogás providas dos inóculos do digestor anaeróbico e do reator UASB foram, respectivamente, $0,328$ e $0,330 \text{ gDQO CH}_4.\text{gSV}^{-1}.\text{d}^{-1}$, muito próximas exceto a uma das repetições do digestor que acabou sendo ignorada. Não é possível evidenciar alguma diferença entre os dois reatores pelo efeito do alumínio ou qualquer outro inibidor. No entanto, tem que ser considerado que a data quando foram efetuadas as coletas para as análises, a concentração de alumínio no interior do reator ainda estava menor do que no lodo fresco e provavelmente aumentará enquanto o sulfato de alumínio estiver sendo usado na estação. Neste caso, possivelmente poderá ser constatada alguma inibição pelo alumínio conforme descrito na literatura. Valores máximos de AME de $10 \text{ gDQO CH}_4.\text{gSV}^{-1}.\text{d}^{-1}$ podem ser atingidos caso haja utilização de culturas puras no teste, no entanto, em reatores industriais e de laboratório, os valores de AME geralmente ficam entre $0,1$ e $1,0 \text{ gDQO CH}_4.\text{gSV}^{-1}.\text{d}^{-1}$ (WILKE, 2018). Além disto, a AME depende também do substrato a ser

utilizado, podendo atingir valores máximos quando usado substratos simples como o acetato. Com substratos mais complexos como a celulose ou a glicose, velocidades menores são constatadas uma vez que estes substratos envolvem varias etapas da digestão anaeróbia para a sua degradação. Assim, comparando os valores obtidos com os dados da literatura, estes não parecem tão discrepantes, podendo servir de comparação para estudos futuros.

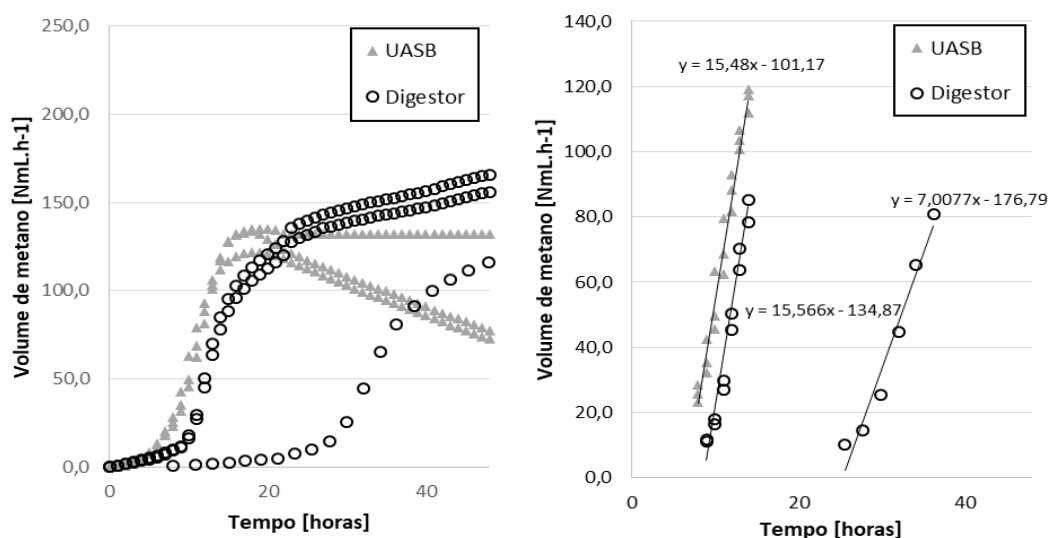


Figura 7: Volume de metano produzido (esquerda) e taxa de produção de metano (direita) do teste AME.

Em caso de efeito inibidor causado pelo sulfato de alumínio, uma diminuição do valor da AME é esperada, particularmente devido a um efeito inibidor mais relevante em relação às bactérias acidogênicas e acetogênicas do que às metanogênicas (WILKE, 2018; ZAHER *et al.*, 2004). Por este motivo, é recomendado usar um substrato suficientemente complexo para envolver todas as etapas da digestão, evitando por exemplo o acetato que não permitiria evidenciar a inibição das outras etapas devido a ser consumido diretamente pelas metanogênicas, e assim prejudicando a avaliação do efeito sobre o processo de digestão por inteiro.

CONCLUSÕES

As análises efetuadas durante esse estudo permitiram demonstrar que o reator estudado opera em um estado estável durante o período de baixa temporada quando o reator recebe uma carga reduzida de lodo. Neste período o reator produz um lodo digerido composto por 53% de material volátil e a concentração em AGV totais medida é baixa e típica de um processo em bom estado de saúde. Entretanto, durante a alta temporada, um risco de sobrecarga do reator foi evidenciado e uma redução no desempenho do reator podem ocorrer, particularmente devido à concentração do lodo estar abaixo da concentração prevista pelo dimensionamento, sendo o TDH neste período reduzido a menos de 5 dias e, por consequência, gerando uma digestão incompleta do substrato. Por conseguinte, uma atenção particular é necessária através do monitoramento da concentração de AGV, alcalinidade e pH para evitar uma possível acidificação do reator.

Já as análises de lodo bem como as pesquisas bibliográficas permitiram evidenciar uma possível inibição do processo de digestão anaeróbia por causa da presença do sulfato de alumínio, recentemente usado como coagulante na estação. Este estudo não permitiu concluir sobre essa inibição, mas é necessário realizar testes de laboratório em reatores pilotos para avaliar os efeitos comparados do cloreto férrico e do sulfato de alumínio. Esses testes terão que avaliar os parâmetros seguintes:

- ✓ Degradabilidade comparada do lodo gerado pelo cloreto férrico e o sulfato de alumínio através dos testes BMP.
- ✓ Efeito inibidor dos coagulantes sobre os microorganismos que pode ser evidenciado através dos testes AME. Recomenda-se usar um substrato suficientemente complexo (por exemplo, celulose e a glicose)

para forçar a passagem pelas várias etapas da digestão anaeróbia, particularmente as etapas de acidogênese e acetogênese, mais sensíveis ao alumínio.

- ✓ O efeito de aclimação dos microorganismos poderá ser avaliado graças a operação de reatores piloto alimentados com os dois tipos de lodo físico-químico, uma vez que o tempo de aclimação foi relatado como longo na bibliografia (mais de 100 dias). Para avaliar o efeito inibidor e a aclimação, testes AME poderão ser efetuados em diferentes tempos do ensaio com monitoramento dos parâmetros pH, alcalinidade, AGV, produção de biogás e eficiência de remoção de sólidos nos reatores em teste, além do sulfato que foi apontado como um possível precursor do efeito sobre a concentração de H₂S no gás.

A melhoria do monitoramento e da compreensão do funcionamento dos reatores permitirá o aumento da eficiência de tratamento, reduzindo a quantidade de lodo a ser tratado no final do processo (desaguamento). Porém, com a operacionalização deste tipo de reator para digestão de lodo em diversas outras ETES da CASAN, há a necessidade de melhoria nos controles operacionais de forma mais extensiva. Assim, a fim de conhecer melhor os fluxos de entrada e saída, medidores de vazão de gás e lodo devem ser instalados nas unidades como forma de melhorar o controle operacional das unidades de tratamento. Por consequência deste controle, economias de energia serão realizadas graças ao entendimento e à valorização do biogás, potencial conforme ilustrado neste trabalho.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ABBASI, T.; TAUSEEF, S. M.; ABBASI, S. A. Biogas energy, 2012.
2. ABBOTT, T.; ESKICIOGLU, C. Effects of metal salt addition on odor and process stability during the anaerobic digestion of municipal waste sludge. Waste Management, 2015.
3. ABNT. NBR 12209 -2011 - Elaboracao de projetos hidraulicos-sanitarios de estacoes de tratamento de esgotos sanitariosBrasil, 2011.
4. APHA. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 22nd. ed. [s.l.] American Public Health Association, 2012.
5. AQUINO, S. F. et al. Metodologias para determinação da atividade metanogênica específica (AME) em lodos anaeróbios. Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 12, n. 2, p. 192–201, 2007.
6. BAYANÉ, A.; GUIOT, S. R. Animal digestive strategies versus anaerobic digestion bioprocesses for biogas production from lignocellulosic biomassReviews in Environmental Science and Biotechnology, 2011.
7. CABIROL, N. et al. Effect of aluminium and sulphate on anaerobic digestion of sludge from wastewater enhanced primary treatment. Water Science and Technology, v. 48, n. 6, p. 235–240, 2003.
8. CHEN, Y.; CHENG, J. J.; CREAMER, K. S. Inhibition of anaerobic digestion process: A review. Bioresource Technology, v. 99, n. 10, p. 4044–4064, 2008.
9. D. DEUBLEIN, A. S. Biogas from Waste and Renewable Resources: An Introduction. 2008.
10. DROSG, B. Process monitoring in biogas plants, 2014
11. GALLERT, C.; WINTER, J. Propionic acid accumulation and degradation during restart of a full-scale anaerobic biowaste digester. Bioresource Technology, v. 99, n. 1, p. 170–178, 2008.
12. GUERIN, S.; AZIMI, S.; BERNIER, J.; ROCHER, V. The biological methane potential of urban sludge. Mapping of different WWTP sludge potentials and proposal of a method coupling reactor experiments and modeling to decrease the measurement time, 2016.
13. GUIBELIN, E. Caractéristiques et traitements des boues d'égout. Techniques de l'ingénieur, v. 33, n. Base documentaire Gestion de l'eau par les industriels, p. 23, 2014.
14. GUIDOTTI, T. L. Hydrogen sulphide. Occupational medicine (Oxford, England), v. 46, n. 5, p. 367–371, 1996.
15. KIM, J. O.; CHUNG, J. Inhibitory effects of inorganic and organic coagulants on acidogenic fermentation. KSCE Journal of Civil Engineering, 2015.
16. MOLETTA, R. Méthanisation de la biomasse. Techniques de l'ingénieur, v. 33, n. BIO 5 100, p. 1–21, 2008.
17. RAJESHWARI, K. . et al. State-of-the-art of anaerobic digestion technology for industrial wastewater treatment. Renewable and Sustainable Energy Reviews, v. 4, n. 2, p. 135–156, 2000.

18. SECRETARIA NACIONAL DE SANEAMENTO AMBIENTAL. Tecnologias de digestão anaeróbia com relevância para o Brasil: substratos, digestores e uso de biogás. .
19. TAMBONE, F. et al. Assessing amendment and fertilizing properties of digestates from anaerobic digestion through a comparative study with digested sludge and compost. Chemosphere, v. 81, n. 5, p. 577–583, out. 2010.
20. TANDUKAR, M.; OHASHI, A.; HARADA, H. Performance comparison of a pilot-scale UASB and DHS system and activated sludge process for the treatment of municipal wastewater. Water Research, 2007.
21. VIEIRA, G. C. Inibição e toxicidade no processo de digestão anaeróbia dos lodos gerados na ete Brasília sul: estudo em escala laboratorial. [s.l.] Universidade de Brasília, Faculdade de Tecnologia, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, 2017.
22. VON SPERLING, M. Urban wastewater treatment in Brazil. 2004.
23. WILKIE, D. A. C. Biogas Use. Disponível em: <<http://biogas.ifas.ufl.edu/uses.asp>>. Acesso em: 17 maio. 2018.
24. ZAHER, U. et al. Development of two on-line analysers for the control of the anaerobic digestion process, 2004.