

AVALIAÇÃO DA PARTIDA DE UM REATOR ANAERÓBIO COM LODO IMOBILIZADO NO TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO SINTÉTICO

João Paulo SIQUEIRA¹; Emmanuelle Leite WANDERLEY²; Clyvia Roberta Gomes de SOUZA³ &

Nélia Henriques CALLADO⁴

RESUMO – O processo anaeróbio é uma das alternativas de tratamento de esgotos sanitários para que o mesmo não seja descartado *in natura* nos corpos de água, no entanto sua partida é lenta e merece atenção. Esta pesquisa avaliou a partida de um reator anaeróbio tratando esgoto sanitário sintético, operado em bateladas sequenciais com biomassa aderida em espuma de poliuretano, tendo como inóculo lodo proveniente de um reator UASB em escala real que tratava esgoto doméstico. O reator possuía volume útil de 8L e foi operado sob temperatura ambiente, com ciclos de 24 horas (1 batelada/dia) e monitorado por meio de análises de DQO, N-amoniaco, pH, alcalinidade, ácidos voláteis, cor e sólidos. Os resultados mostraram que a partir do 22º ciclo o processo anaeróbio começava a apresentar sinais de estabilidade, não só pela relação AI/AP que começou a baixar até aproximar-se de 0,3 no 44º ciclo, como pela observação de valores constantes da eficiência de remoção de matéria orgânica (medida como DQO) em 74%, e de fração de amonificação de 38 mg.L⁻¹. Os perfis temporais realizados no 44º ciclo mostraram que a fase de reação poderia ser reduzido de 22 para 8 horas, sendo esse o período de estabilização do mesmo.

ABSTRACT– The anaerobic process is an alternative treatment of sewage so that it is not disposed of the bodies of fresh water, but his departure is slow and deserves attention. This research evaluated the departure of an anaerobic reactor treating domestic sewage synthetic operated sequencing batch biomass adhered to polyurethane foam, with the inoculum sludge from a full-scale UASB reactor that treated domestic sewage. The reactor had a volume of 8L and was operated at room temperature, with cycles of 24 hours (1 batch / day) and monitored through the analysis of COD, N-ammonia, pH, alkalinity, volatile acids, color and sound. The results showed that after the 22nd cycle, the anaerobic process was beginning to show signs of stability, not only by the ratio AI / AP began to drop until approaching 0.3 at the 44th cycle, and by observation of constant values of efficiency removal of organic matter (measured as COD) in 74%, and nitrogen fraction ammonification of 38 mg.L⁻¹. The temporal profiles held on the 44th cycle showed that the the reaction phase of the reactor could be reduced from 22 to 8 hours, that being the period of stabilization of the same.

Palavras-Chave – Biodegradação, Partida em reator e Reator anaeróbio

1) Mestrando do Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento da Universidade Federal de Alagoas. E-mail: jpsiqueira@gmail.com

2) Mestranda do Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento da Universidade Federal de Alagoas. E-mail: manu.lw@hotmail.com

3) Graduanda em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Alagoas. E-mail: kill_roberta@hotmail.com

4) Professora do Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento da Universidade Federal de Alagoas. Email: nelia.callado@yahoo.com.br

INTRODUÇÃO

O crescimento demográfico observada nas últimas décadas tem contribuído para a diminuição da qualidade dos recursos hídricos impactando no incremento da exploração e utilização da água, resultando no aumento de todo o tipo de águas residuárias e comprometendo os usos múltiplos deste recurso.

O problema do lançamento de águas residuárias tratadas ou não, provoca alterações nas propriedades físicas e químicas da água, o que pode resultar em profundas e severas alterações ecológicas no meio ambiente aquático (SPERLING, 1996).

Tecnologias têm sido desenvolvidas ou adaptadas com a finalidade de mitigar os impactos gerados pelo despejo de esgoto, e muitos esforços têm sido dirigidos ao tratamento de esgotos sanitários, dentre as quais muitos pesquisadores destacam os processos anaeróbios (SARTI *et al.*, 2005; SALÉH *et al.*, 2009 e SANTOS *et al.*, 2010).

Segundo Sarti *et al.* (2005), o conhecimento e o interesse pelo tratamento anaeróbio cresceram consideravelmente, nas últimas três décadas, no entanto o autor revela que o conhecimento adquirido é, sem dúvida, desproporcional ao nível de qualidade de muitos projetos e sistemas implantados.

O conhecimento e operação de forma indesejada na fase de partida do reator anaeróbio podem acarretar sérios problemas em toda fase de reação. Podendo, desta forma, apresentar eficiência de remoção indesejada nos parâmetros analisados.

A partida de um sistema de digestão anaeróbio é complicada devido à baixa taxa de crescimento e a sensibilidade das bactérias formadoras de metano. O número desses microrganismos na manta de lodo é bem menor se compararmos com as bactérias formadoras de ácidos. Por isso a grande importância do inóculo utilizado na partida, pois resulta em maiores ou menores tempos de aclimação, de acordo com o grau de adaptação do lodo às características da água residuária a ser tratada (MEYSTRE, 2007).

A duração da partida de reatores anaeróbios de alta taxa depende de vários parâmetros biológicos, químicos e físicos. Para Weiland e Rozzi (1991) a partida depende mais da quantidade e qualidade do inóculo semeado e das condições ambientais, do que do modelo do reator de alta taxa empregado.

Segundo Chernicharo & Borges (1996), pode-se conseguir a partida de um reator anaeróbio de três formas: (1) com inóculo adaptado ao esgoto a ser tratado: partida rápida e satisfatória, pois dispensa a etapa de adaptação do lodo dentro do reator; (2) com inóculo não adaptado: necessário período de aclimação, incluindo fase de seleção microbiana; (3) sem a utilização do lodo de inóculo: forma mais desfavorável. Como a concentração de microrganismos no esgoto é muito

pequena, o tempo demandado para a retenção e seleção de elevada massa microbiana pode ser bastante prolongado.

De acordo com Chernicharo (1997), a partida de um UASB sem inóculo pode demorar de 4 a 6 meses. Com a utilização deste em quantidade inferior a 4 % do volume do reator se pode alcançar período de partida de 2 a 3 semanas.

A partida pode ser considerada concluída, quando passam a ser constantes, principalmente: (1) os valores das concentrações da matéria orgânica e dos sólidos no efluente; (2) a concentração e atividade do lodo anaeróbio e; (3) quando se estabelece o equilíbrio entre as fermentações ácidas e metanogênica no interior do reator. Nessa etapa o reator atinge o estado estacionário (Van HAANDEL e LETTINGA, 1994).

Borges *et al.* (2009) avaliou a partida e a adaptação de um reator anaeróbio horizontal de leito fixo (RAHLF) no tratamento de águas residuárias do processamento primário dos frutos do cafeeiro. Em média, houve remoção de 49% da matéria orgânica, com o reator trabalhando sob carga orgânica volumétrica média de $2,66 \text{ kg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$, medida como DQO. A suplementação de alcalinidade, somada à inoculação prévia de biomassa, proporcionou partida estável do RAHLF, confirmada pelo consumo de ácidos voláteis e adaptação da microbiota ao resíduo.

Este trabalho teve como objetivo avaliar a partida e adaptação de um reator anaeróbio de escala laboratorial com biomassa aderida inoculado com lodo proveniente de um reator UASB tratando esgoto doméstico, por meio do monitoramento de variáveis relativas ao desempenho e a estabilidade do sistema.

MATERIAL E MÉTODOS

A presente pesquisa estudou a partida de um reator biológico anaeróbio, alimentado com esgoto sanitário sintético operado em escala laboratorial, com volume reacional de 8 litros com ciclos de 24 horas.

Para tanto foi montada no Laboratório de Saneamento Ambiental (LSA) do Centro de Tecnologia (CTEC) da Universidade Federal de Alagoas (UFAL) uma instalação experimental, como ilustrado na Figura 1.



Figura 1- Instalação experimental.

Legenda: (1) tanques de armazenamento; (2) Reator Anaeróbio; (3) Bomba de recirculação e (4) Medidor de gás.

Esgoto Sintético

O esgoto sanitário sintético (ESS) foi preparado diariamente segundo a descrição de TORRES (1992) e era composto por proteínas, carboidratos e lipídeos, como apresentado na Tabela 1.

Tabela 1: Composição do esgoto sintético preparado

Composto	% DQO	Fonte
Proteínas	50%	Fígado bovino, 50%.
Carboidratos	40%	Sacarose, 20% Amido Comercial, 60% Celulose, 20%
Lipídios	10%	Óleo de soja, 10%. (emulsionado com 3 gotas de detergente/L)

Fonte: Adaptado de TORRES, 1992.

A fonte de proteínas utilizada era retirada de uma solução líquida de fígado bovino previamente cozido em água e posteriormente triturado em liquidificador. Já os carboidratos eram obtidos através da adição de açúcar (sacarose), e amido comercial (maizena) e papel higiênico (celulose). Os lipídeos presentes tinham como fonte óleo de cozinha à base de soja, emulsificado com detergente.

Era adicionado, ainda como tampão, 200 mg.L⁻¹ de bicarbonato de sódio, para que o pH permanecesse na faixa considerada ideal para o crescimento dos grupos microbianos empregados.

O esgoto sintético era preparado diariamente, sempre antes do iniciar um novo ciclo operacional, manipulados em baldes plásticos à temperatura ambiente utilizando-se água do sistema de abastecimento em volume suficiente para alimentar o reator durante um ciclo.

Operação do sistema biológico

O Reator era operado em bateladas sequenciais, com ciclos de 24 h em quatro sequências distintas por ciclo: enchimento (0,25 h), reação (22 h), sedimentação (1,5 h), descarte (0,25 h).

O enchimento era feito por gravidade abrindo-se totalmente a válvula de saída do tanque de alimentação, e o resíduo entrava no reator por meio de um difusor localizado no fundo do mesmo. Após o enchimento dava-se início a fase de reação auxiliada por meio da recirculação do resíduo em fluxo ascendente, utilizando-se uma bomba peristáltica. A recirculação fazia o resíduo atravessar continuamente o leito de lodo em biomassa imobilizada em espuma de poliuretano, com vazão de recirculação de 12 L.h^{-1} . Cessada a fase de reação, os sólidos em suspensão foram separados por sedimentação da fase líquida no próprio reator e posteriormente o sobrenadante era descartado, reiniciando o ciclo operacional.

O sistema funcionou a temperatura ambiente sem nenhum dispositivo que controlasse esse parâmetro, mas era monitorada por meio de um termômetro de valores mínimos e máximos instalado próximo ao sistema para que haja o registro da temperatura.

Lodo de inóculo

Para a partida do RBSBIan foi utilizado 1,0 L (Figura 2) de lodo, sem nenhum tratamento, proveniente de um reator anaeróbico de manta de lodo que trata esgoto sanitário em um bairro residencial no município de Barra de São Miguel/AL. Antes de inocular o reator o lodo foi caracterizado através dos parâmetros: potencial hidrogeniônico (pH), sólidos sedimentáveis, sólidos totais, fixos e voláteis.



Figura 2: Lodo anaeróbico utilizado no inóculo.

Variáveis analisadas

O monitoramento do sistema será feito através análises físico-químicas dos parâmetros apresentados na Tabela 2.

Tabela 2. Parâmetros analisados, métodos e frequência de análises

PARÂMETRO	MÉTODO
pH	Potenciométrico
Alcalinidade (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	Titulométrico
Ácidos voláteis (mg.L ⁻¹)	Titulométrico
DQO particulada (mg.L ⁻¹)	Espectrofotométrico
DQO solúvel (mg.L ⁻¹)	Espectrofotométrico
Sólidos totais, fixos e voláteis (mg.L ⁻¹)	Gravimétrico
Cor aparente e verdadeira (mgPt-Co.L ⁻¹)	Espectrofotométrico
N-NH ₄ ⁺ (mg.L ⁻¹)	Titulométrico

pH: potencial hidrogeniônico; DQO: Demanda Química de Oxigênio; N-NH₄⁺: Nitrogênio amoniacal.

As análise de alcalinidade foram realizadas pelo método proposto por Ripley *et al* (1986), e os demais exames e análises conforme os Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, (APHA,1999).

RESULTADOS E DISCUSSÕES

O lodo selecionado apresentou pH de 6,78, sólidos sedimentáveis 200 mL.L⁻¹, concentração de sólidos voláteis totais (SVT) superior a 10.000 mg L⁻¹ e razão SVT/ST igual a 0,6, indicando que 60% era de origem orgânica, considerado satisfatório para ser utilizado como inóculo do reator.

Durante a operação do reator verificou-se que o pH manteve-se próximo a neutralidade, no entanto o pH do efluente apresentou valores sempre inferiores a do afluente, com valores médios de 6,9 e 6,5 para o afluente e efluente respectivamente. A redução do pH dentro do reator pode ser devido à formação de ácidos durante o processo de digestão. Mas, se a alcalinidade presente no efluente seja suficiente para tamponar os ácidos formados no reator, não há o acúmulo desses compostos e o pH é mantido dentro da faixa ótima (BAIRD, 2002). A Figura 3 apresenta a variação do pH ao longo do tempo.

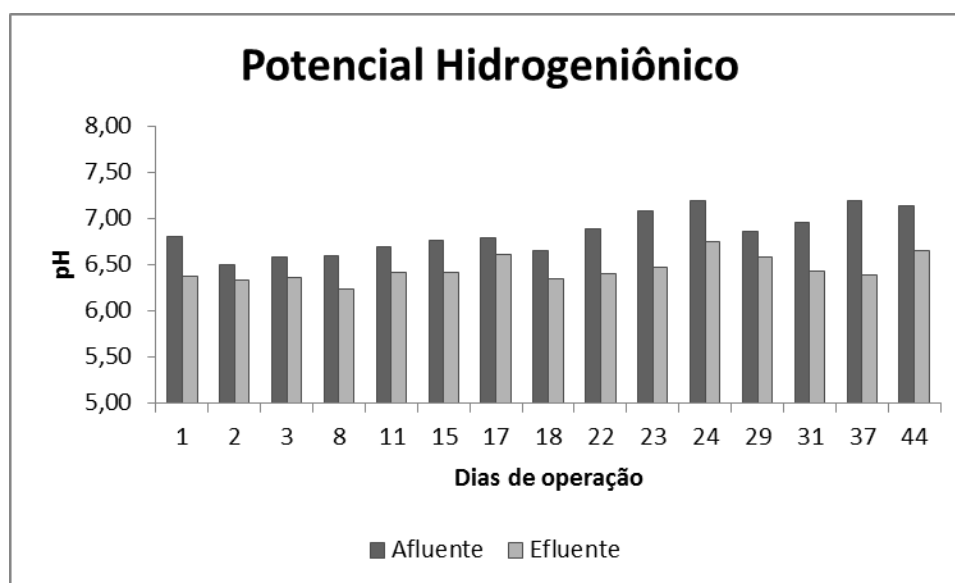


Figura 3: Variação do potencial hidrogeniônico durante os ciclos operacionais

Mesmo tendo ocorrido queda do pH, os valores mantiveram-se na faixa favorável ao bom desempenho da atividade metanogênica, considerada como a mais sensível do processo anaeróbio. Quando a condição de ambiência no reator não é adequada, ocorre um declínio imediato da taxa de produção de metano, com consequente diminuição no consumo de ácidos graxos, substrato principal das arqueas metanogênicas, acarretando em acúmulo destes no sistema, levando a uma queda do pH (SILVA *et al.*, 2010). Segundo Chernicharo (1997), na faixa de pH entre 6,0 e 7,5 a capacidade de tamponamento do sistema anaeróbio é quase que completamente dependente do sistema gás carbônico/alcalinidade.

Vale salientar que era adicionado bicarbonato de sódio com concentração de 200 mg.L^{-1} , mas o extrato de carne utilizado na preparação do substrato apresentava elevada concentração de ácidos voláteis, que consumia a alcalinidade adicionada ao esgoto sintético, reduzindo a alcalinidade. Mesmo assim, o sistema de tratamento apresentou um bom tamponamento e não ocorreu risco de azedamento, provocado pela queda do pH visto que este manteve-se dentro da faixa que favorece a metanogenese.

A Figura 4 apresenta a variação dos ácidos voláteis afluentes e efluentes ao longo do tempo. Os ácidos voláteis se mantiveram sempre abaixo de 200 mg.L^{-1} , como recomendado em Chernicharo (1997) para um bom funcionamento do processo de digestão, e abaixo dos valores normalmente observados na literatura. Os valores médios foram de $29,5 \text{ mg.L}^{-1}$ e $43,5 \text{ mg.L}^{-1}$ para afluente e efluente respectivamente. Apesar do valor médio efluente ser maior que do afluente, este foi inferior ao indicado pela literatura para que venha a impactar na eficiência do processo anaeróbio, e ao longo do tempo verificou-se que esse acúmulo de ácido estava decrescendo.

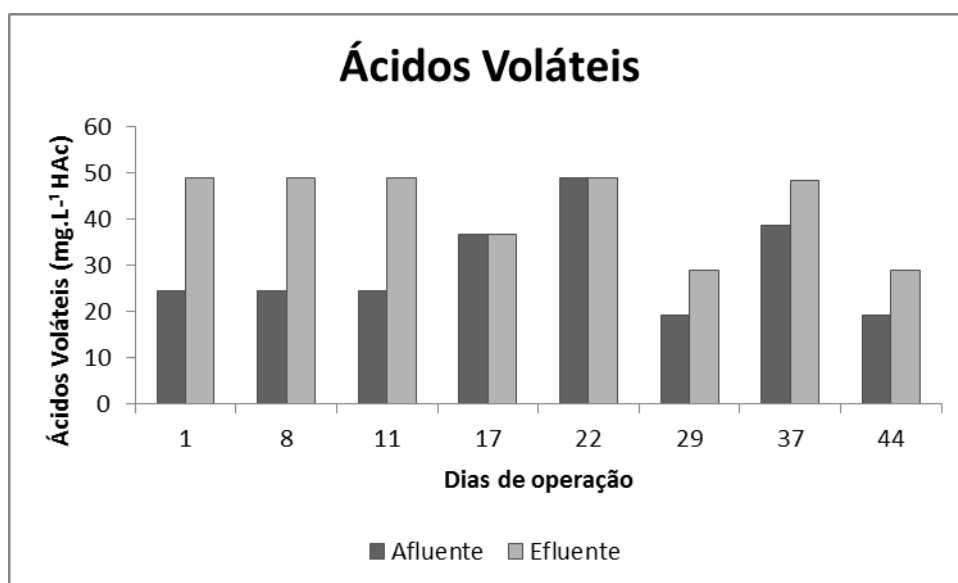


Figura 4: Variação da concentração de ácidos voláteis durante os ciclos operacionais

Embora o pH efluente fosse menor que a do efluente e a concentração de ácidos voláteis totais maior, os valores de Alcalinidade Total (AT), na saída do reator, foram na grande maioria superiores aos valores encontrados na entrada. Observa-se nas Figuras 5 e 6 que os valores de alcalinidade Parcial (AP - devida a bicarbonatos) e AT, respectivamente, foram quantificados em valores médios de 16 mg/L (afluente) e 92 mg/L (efluente) para a alcalinidade parcial e 36 mg/L (afluente) e 130 mg/L (efluente) para a alcalinidade total. Desta forma este parâmetro apresentou aumento percentual de 82 e 72%, para alcalinidade parcial e total respectivamente o aumento deste parâmetro pode ser explicado devido ao processo de amonificação que ocorre no reator, a ocorrência desse processo acaba fornecendo alcalinidade para o meio (LIMA, 2006).

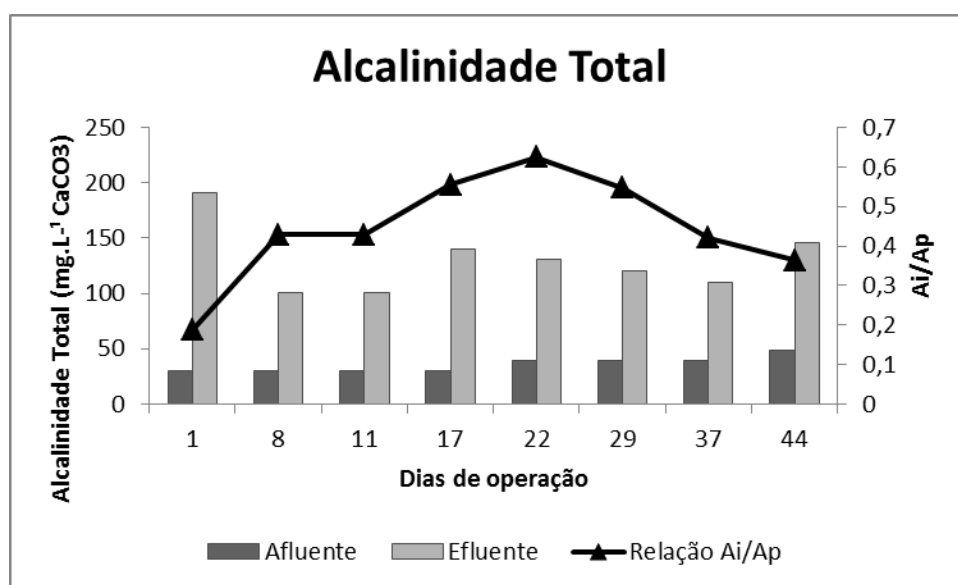


Figura 6: Variação da concentração de alcalinidade total durante os ciclos operacionais

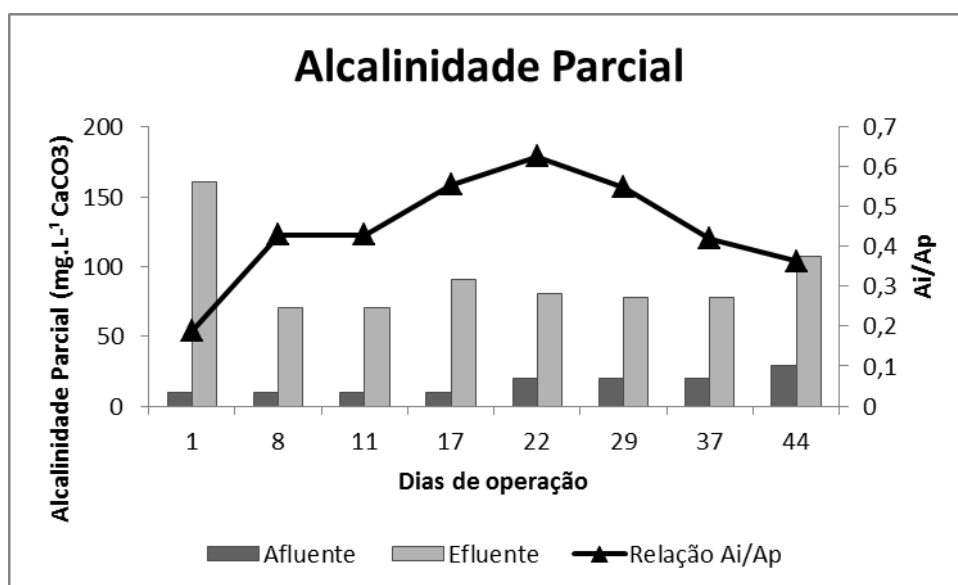


Figura 5: Variação da concentração de alcalinidade parcial durante os ciclos operacionais

De acordo com Ripley *et al.* (1986) o valor de 0,3 para a relação entre a alcalinidade intermediária (devida a ácidos fracos) e alcalinidade parcial (devido a bicarbonatos) é um indicador de equilíbrio entre a acetogênese e a metanogênese, valores da relação AI/AP superiores a 0,3 indicam a ocorrência de distúrbios no processo de digestão anaeróbia. As particularidades de cada efluente, mesmo com relações AI/AP superiores a 0,3, alguns reatores não demonstram distúrbios no processo. A relação média AI/AP encontrada na partida do reator foi de 0,44, mas observa-se na figura 6 que essa relação cresce até o 22º ciclo, mas a partir daí essa relação decresce continuamente até próximo a 0,3, demonstrando o estabelecimento da estabilidade do processo.

As Figuras 7 e 8 apresentam a variação de matéria orgânica em termos de DQO particulada e solúvel do afluente e efluente ao longo dos dias de operação e suas respectivas eficiências de remoção. Pode-se inferir desta figura que a DQO particulada afluente apresentou valor médio de 875 mg.L⁻¹ e 220 mg.L⁻¹ para o efluente com remoção média de 75% e remoção máxima de 79% em 18 dias de operação, depois estabilizando em valores próximo a remoção média. Para a DQO solúvel foi obtido uma média de 242 mg.L⁻¹ e 131 mg.L⁻¹ para o afluente e efluente, apresentando percentual removido de 44% apresentando remoção máxima de 61% em 18 e 37 dias de operação. O baixo percentual médio de remoção da DQO solúvel é explicado pela baixa remoção deste parâmetro nos primeiros dias de operação, em seguida estabilizou, alcançando valores próximos à remoção máxima.

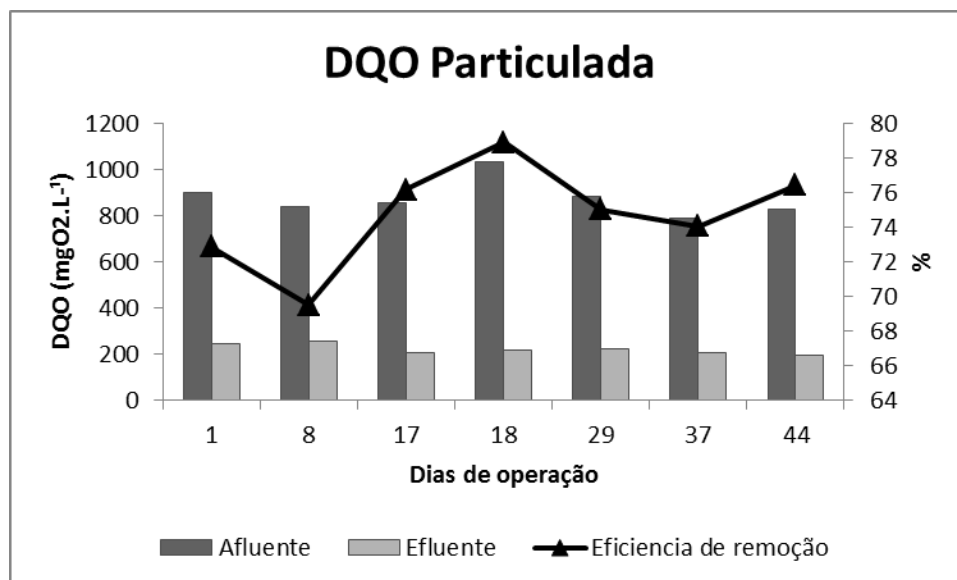


Figura 7: Variação da concentração de DQO particulada durante os ciclos operacionais.

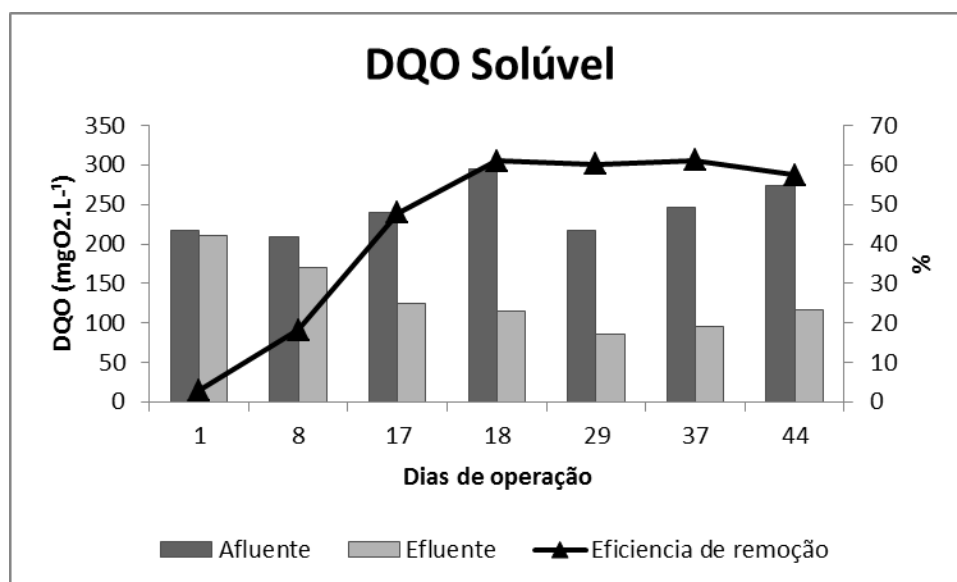


Figura 8: Variação da concentração de DQO solúvel durante os ciclos operacionais

Borges *et al.* (2009) avaliou a partida e a adaptação de um reator anaeróbio horizontal de leito fixo (RAHLF) no tratamento de águas residuárias do processamento primário dos frutos do cafeeiro e obteve remoção média de DQO em valores de 49% em um período de partida de 36 dias.

Geralmente é encontrada na literatura uma maior remoção de matéria orgânica solúvel em comparação à particulada. A presente pesquisa aponta resultados que mostram o inverso para este estudo, isso pode ser explicado pelo motivo em que o afluente estudado apresenta DQO solúvel muito mais baixa que a DQO particulada, adicionado ao motivo em que os microrganismos no reator converterem o afluente, rico em substratos particulados em um efluente com substratos solúveis. Estes resultados refletem-se também na remoção de sólidos e cor. Este ultimo ilustrado

nas Figura 9 e 10, que apresenta a variação do parâmetro de cor parente e cor verdadeira a, respectivamente.

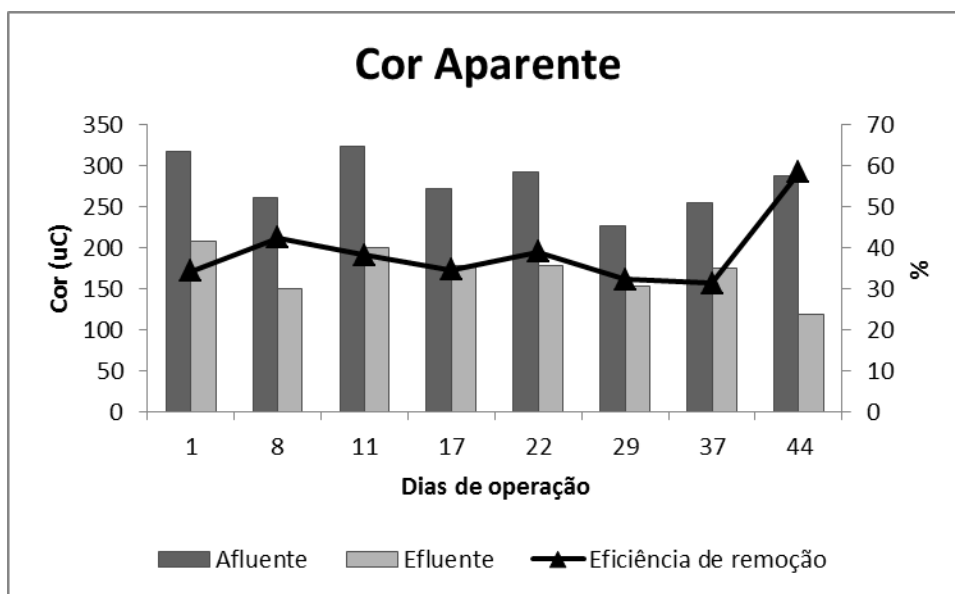


Figura 9: Variação da concentração de cor aparente durante os ciclos operacionais.

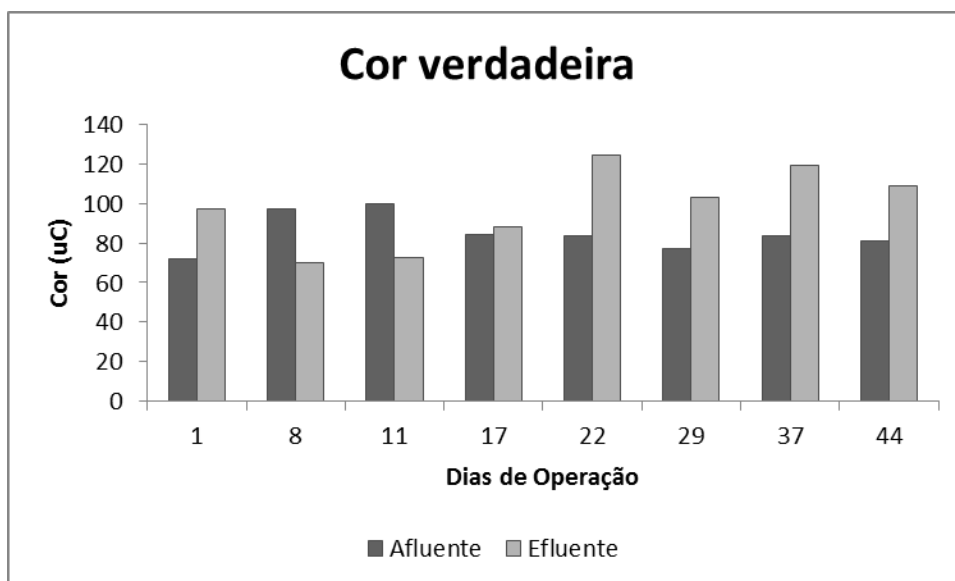


Figura 10: Variação da concentração de cor verdadeira durante os ciclos operacionais

O sistema apresentou remoção média de 39% de cor aparente com uma remoção máxima de 58% no ultimo período de análise. A remoção média de cor aparente foi semelhante a de sólidos totais, uja concentração média afluyente foi de 528 mg.L^{-1} e a remoção média foi de 33%. Foi constatado ainda que o esgoto sanitário sintético a fração orgânica era de 82% de sólidos voláteis.

No entanto para cor verdadeira em quase todos os ciclos foi constatado o aumento desse parâmetro em relação às análises entre afluyente e efluente.

Segundo Lima, 2006 o N-orgânico pode ser convertido a N-amoniacal ($\text{NH}_4^+ + \text{NH}_3$) a partir de substâncias proteicas, açúcares, aminados, fosfatídeos, etc. Este processo é denominado amonificação devido a formação de nitrogênio na forma amoniacal.

O afluente apresentou nitrogênio quase em sua totalidade na forma orgânica, isso devido às proteínas presentes no extrato de fígado, além de outras substâncias citadas pelo autor anterior, que compõe o esgoto sanitário sintético e contribuem de certa forma para o processo de amonificação. Foi constatado uma média de $29 \text{ mgNH}_4^+ \cdot \text{L}^{-1}$ da fração amonificada pelo sistema, apresentando valor constante em torno de $38 \text{ mg NH}_4^+ \cdot \text{L}^{-1}$ a partir do 22º ciclo de operação (Figura 11).

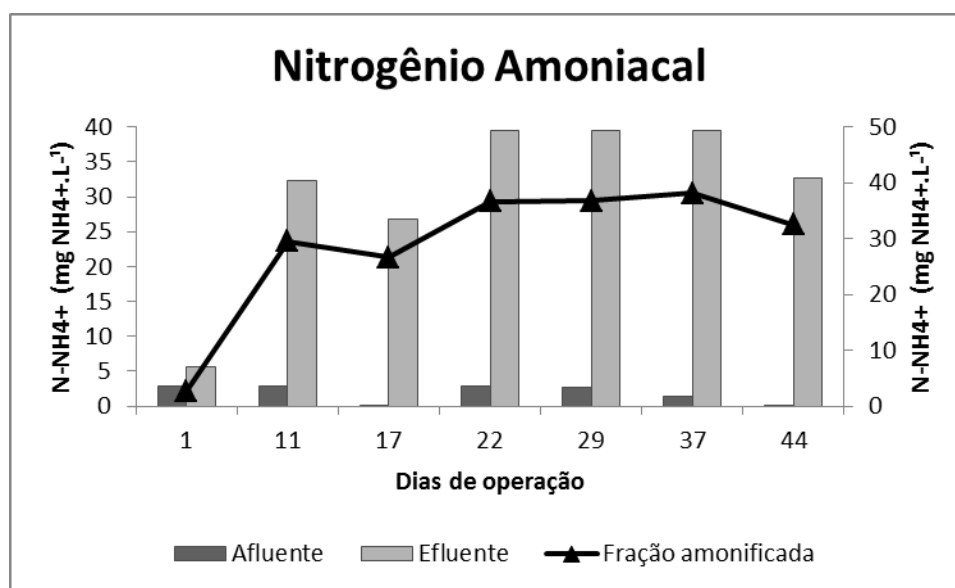


Figura 11: Variação da concentração de nitrogênio amoniacal durante os ciclos operacionais

Segundo Ramsay e Pullammanappallil (2001) a digestão anaeróbia a partir de substratos de alto teor protéico pode ser um inconveniente para o sistema de tratamento, pois a concentração de nitrogênio amoniacal gerada na decomposição anaeróbia pode apresentar altos valores causando inibição dos microrganismos. De acordo com Chernicharo (1997), os valores de nitrogênio amoniacal devem ficar abaixo de $150 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ para não se tornarem tóxicos as bactérias. Apesar de o esgoto sanitário sintético ser produzido por extrato de fígado que contém alto teor de proteínas, a concentração de nitrogênio amoniacal permaneceu abaixo de valores inibitórios.

A partir do 22º ciclo começou-se a perceber que o processo anaeróbio começava a estabelecer sua estabilidade, não só pela relação AI/AP que começou a baixar até aproximar-se de 0,3 no 44º ciclo, como pelo estabelecimento de valores constantes dos valores das concentrações da matéria orgânica (medida como DQO), de nitrogênio amoniacal dos sólidos no efluente. Logo o 44º ciclo foi considerado o final do período de partida do reator.

Ao final do período de partida foi realizado o perfil temporal de decaimento de matéria orgânica em termos de DQO e a amonificação em um ciclo de 24 horas. Foram analisadas alíquotas

referentes a tempos de reação diferente a fim de determinar o tempo em que o reator estabiliza nestes parâmetros, sendo representados graficamente nas Figuras 12 e 13.

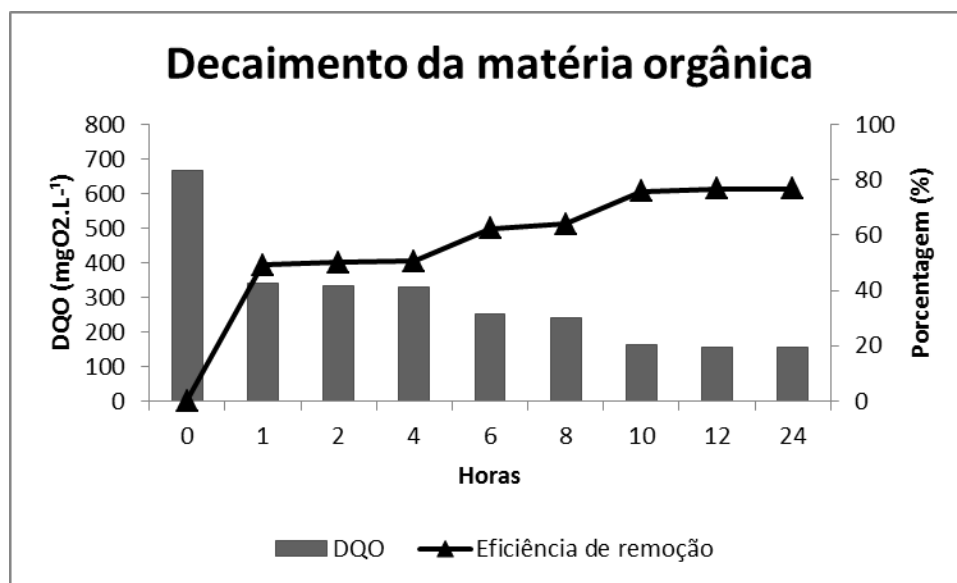


Figura 12: Decaimento da matéria orgânica durante um ciclo operacional de 24 horas

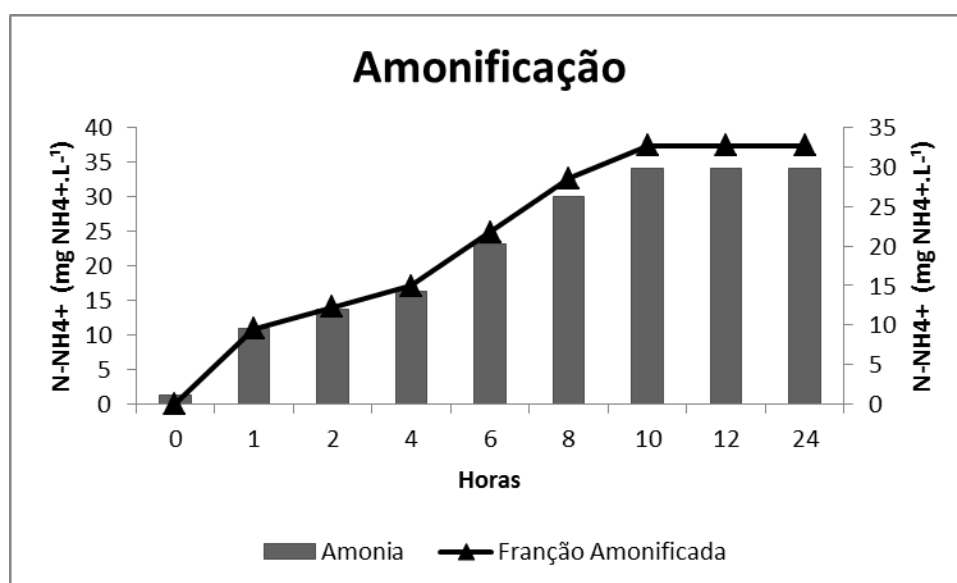


Figura 13: Amonificação durante um ciclo operacional de 24 horas

Desta forma a figura pode inferir que a matéria orgânica apresentou sinais de estabilização a partir de 8 horas de reação. Não muito diferente a conversão de amônia apontou que entre 8 e 10 horas o sistema tinha chegado no limite do processo de amonificação. Estes resultados são importantes para a diminuição do tempo da fase de reação (de 22 horas para 8 horas), promovendo assim mais ciclos operacionais mais curtos (de apenas 10 horas, ao invés de 24 horas).

CONCLUSÃO

Houve estabilização gradual do sistema, a partir do 22º ciclo operacional, com equilíbrio dos parâmetros físico-químicos para os pontos analisados, considerando o esgoto sanitário sintético que alimentou o reator anaeróbio em estudo.

O efluente final analisado apresentou queda do pH em relação ao afluente, com valor médio de 6,4 no efluente, no entanto a alcalinidade adicionada manteve o sistema tamponado.

A partir do 22º ciclo o processo anaeróbio começou a apresentar sinais de estabilidade, não só pelo estabelecimento de valores constantes da eficiência de remoção de matéria orgânica (medida como DQO) em 74%, como o da fração de nitrogênio amonificado de 38 mg.L⁻¹, mas a relação AI/AP aproximou-se de 0,3 (equilíbrio entre acidogênese e metanogênese) apenas no 44º ciclo, sendo então considerado o período de partida como sendo de 44 dias.

Os perfis temporais de remoção de matéria orgânica e amonificação, realizados no 44º ciclo mostraram que o a fase de reação do reator poderia ser reduzido de 22 para 8 horas, sendo esse o período de estabilização do mesmo. Assim o ciclo operacional pode ser reduzido de 24 horas para 10 horas.

BIBLIOGRAFIA

BAIRD, Colin. (2002). *Química ambiental*. 2. ed. Porto Alegre: Bookman, 622 p.

BORGES, A. C.; PEREIRA, P. A.; MATOS, A. T. (2009) “*Partida de um reator anaeróbio horizontal para tratamento de efluentes do processamento dos frutos do cafeeiro*”. Eng. Agríc., Jaboticabal, v.29, n.4, p.661-669.

CHERNICHARO, C.A.L.& BORGES, J.M. (1996) *Metodologia utilizada durante durante a partida de um reator UASB de 477 m³ tratando esgotos tipicamente domésticos*. In: ANAIS DO XXV CONGRESSO INTERAMERICANO DE INGENIERIA SANITARIA Y AMBIENTAL, tomo I – Vol. 2, pp. 655-661, México, DF.

CHERNICHARO, C. A. de L.(1997). *Reatores anaeróbios*. v. 5. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG, 245 p.

LIMA, A. B. B. V. (2006). *Pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio em sistema sequencial constituído de ozonização em processo biológico aeróbio*. Dissertação de Mestrado. Escola de Engenharia de São Carlos – USP, São Carlos.

MEYSTRE, J. A. (2007). *Partida de um reator UASB, em escala piloto, para tratamento de efluente doméstico: estudo de caso para a região da serra da mantiqueira*. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia da Energia- UFI, Itajubá.

PEREIRA, E. L.; CAMPOS, C. M. M.; MOTERANI, F. (2009). “*Efeitos do pH, acidez e alcalinidade na microbiota de um reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) tratando efluentes de suinocultura*.” Ambi-Agua, Taubaté, v. 4, n. 3, p. 157-168, 2009.

RAMSAY, I. R.; PULLAMMANAPPALLIL, P. C. (2001). *"Protein degradation during anaerobic wastewater treatment: derivation of stoichiometry."* Biodegradation, v. 12, p. 247–257.

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, v. 58, p. 406-411.

SALÉH, B. B.; CAMPOS, C. M. M. E FIGUEIREDO, J. G. (2009). *"Levantamento de parâmetros cinéticos medidos em reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) em escala-piloto tratando efluentes de laticínio."* Acta Scientiarum. Technology Maringá, v. 31, n. 1, p. 51-56.

SANTOS, C. E. D.; TERÁN, F. J. C.; VASCONCELOS, J. H. A.; LUCAS, M. C. (2010). *"Remoção anaeróbia de nitrogênio amoniacal por meio de reator com cultura fixa em meio suporte operando em bateladas sequenciais."* Engenharia Ambiental - Espírito Santo do Pinhal, v. 7, n. 2, p. 190-203.

SARTI, A.; ZAIAT, M.; FORESTI, E. (2005). *"Desempenho de reatores anaeróbios operados em bateladas sequenciais (escala piloto) no tratamento de esgoto sanitário."* Ciências Exatas e Tecnológicas, Londrina, v. 26, n. 2, p. 113-124.

SILVA, V. G.; CAMPOS, C. M. M., SILVA, J. F.; ALMEIDA, P. H.; MARTINS, M. A. (2010). *"Monitoramento de parâmetros físicos, químicos e biológicos em um reator anaeróbio híbrido (RAH) em escala piloto, tratando água residuária do café produzido por via úmida."* Ciênc. agrotec., Lavras, v. 34, n. 1, p. 204-211.

SPERLING, Marcos Von. (1996). *"Princípios do Tratamento Biológico de águas Residuárias: Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos."* 2. ed. Belo Horizonte: UFMG.

STANDARD METHODS FOR THE EXAMINATION OF WATER AND WASTEWATER. 19th ed. Amer. Public Health Association/ American Water Works Association, Water Environment Federation, Washington, D.C., USA, p.1134, 1999.

TORRES, P. (1992) *"Desempenho de um reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) de bancada no tratamento de substrato sintético simulando esgotos sanitários."* Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, p.163.

Van HAANDEL, A.C.; LETTINGA, G. (1994). *"Tratamento anaeróbio de esgotos – Manual para regiões de clima quente."* Campina Grande, 2010 p.

WEILAND, P. e ROZZI, A. (1991). *"The start-up, operation and monitoring of high-rate anaerobic treatment systems: discussor's report."* Wat. Sci. and Tech., v. 24, n. 8, p. 257-277.

AGRADECIMENTOS

A Coordenação de aperfeiçoamento de nível superior (CAPS)