



XIII SIMPÓSIO DE RECURSOS HÍDRICOS DO NORDESTE

CONTRIBUIÇÃO PARA O ESTUDO DO TRATAMENTO ANAERÓBIO DE ÁGUA PRODUZIDA DE PETRÓLEO.

João Paulo Siqueira¹; Nélia Henriques Callado²

Resumo: Para mitigar a contaminação ambiental por resíduos de petróleo com características salinas, métodos alternativos de tratamento devem ser desenvolvidos. Desta forma esta pesquisa propõe uma alternativa de tratamento para água de produção de petróleo em reator biológico sob condição anaeróbia precedida de pré-tratamento por ozonização. A água de produção pré-ozonizada (APPOz) foi misturada a um substrato sintético simulando esgoto sanitário (SS). Essa mistura alimentou um reator anaeróbio operado em bateladas sequenciais (RBSBIan) com ciclos de 24 horas. Entre as fases operadas, a fase 2 apresentou a maior fração média amonificada com 27,0 mg.L⁻¹. Decrescendo nas seguintes fases com 16,0 mg.L⁻¹, 14,4 mg.L⁻¹ e 10,1 mg.L⁻¹ para as fases 3, 4 e 5, respectivamente. As constantes cinéticas de amonificação confirmaram a inibição do processo anaeróbio. Mesmo assim, o estudo do perfil temporal de amonificação e decaimento da matéria orgânica mostraram que o tempo de reação da batelada podia ser reduzido de 22 para 10 horas. A inibição do processo anaeróbio pode ser atribuída ao estresse osmótico causado pela elevada salinidade, que nas fases 4 e 5 eram respectivamente de 7,9 gCl⁻.L⁻¹ e 11,7 gCl⁻.L⁻¹.

Palavras-chave: Água de produção; ozonização; reator anaeróbio.

Abstract: To mitigate the environmental contamination by oil residues with salt features, alternative treatment methods should be developed. Thus this research proposes an alternative treatment for oil production water in biological reactor under anaerobic condition preceded by pre-treatment by ozonation. The pre-ozonated water production was mixed with a synthetic substrate simulating sewage. This mixture fed an anaerobic reactor operated in sequential batch with 24-hour cycles. Among the operated phase, phase 2 had the highest average fraction ammonification with 27.0 mg.L⁻¹. Decreasing the following phases con 16.0 mg.L⁻¹, 14.4 mg.L⁻¹ and 10.1 mg.L⁻¹ for phases 3, 4 and 5, respectively. The kinetic constants ammonification confirmed the inhibition of anaerobic process. Even so, the study of the temporal profile ammonification and decline of organic matter showed that the batch reaction time could be reduced from 22 to 10 hours. The inhibition of anaerobic process may be attributed to osmotic stress caused by high salinity, which phases 4 and 5 were respectively 7.9 gCl⁻.L⁻¹ and 11.7 gCl⁻.L⁻¹.

Key-words: anaerobic reactor; ozonation; production of water

¹Mestre em Recursos Hídricos e Saneamento pelo PPGRHS/CTEC/UFAL; Doutorando em Saneamento pelo DEHA- UFC. jpsiqueira.ce@gmail.com

²Professora associada do PPGRHS/CTEC/UFAL. Centro de Tecnologia / Universidade Federal de Alagoas. Av. Lourival de Melo Mota, S/N – Cidade Universitária, Maceió, Alagoas. 57.900-000. Brasil. E-mail: msouza@ctec.ufal.br

1. INTRODUÇÃO

Muitos microrganismos adaptaram-se a metabolizar hidrocarbonetos aromáticos por meio de diversas vias de degradação. Estes organismos se tornaram interesse central para os investigadores envolvidos na engenharia e limpeza da poluição ambiental (FRANCESCA *et al.*, 2006) (SOUZA *et al.*, 2005). Entretanto, nenhuma espécie microbiana, no entanto, é capaz de degradar sozinho todos os componentes do petróleo, a complexidade dos processos metabólicos necessários a essa degradação leva à formação de consórcios, com bactérias de diferentes gêneros e espécies, especializadas em degradar uma ou várias frações do óleo derramado. A grande motivação de todos os pesquisadores envolvidos em estudos de biodegradação é, sem dúvida, a busca de microrganismos versáteis capazes de degradarem, de maneira eficiente, uma grande variedade de poluentes a baixo custo operacional (TIBURTIUS *et al.*, 2004).

O processo anaeróbio tem apresentado resultados promissores na degradação de hidrocarbonetos de petróleo, podendo apresentar vantagens em relação ao processo aeróbio, como não necessitar de adição de oxigênio e utilizar uma maior variedade de aceptores de elétrons, (CAMPOS *et al.*, 2003). Lefebvre *et al.* (2007) relatou que o tratamento de efluentes salinos podem representar até 5% em todo o mundo de requisitos de tratamento de efluentes. Alta salinidade é considerada como um fator limitante para a aplicação de sistemas de tratamento biológico de águas residuais.

Segundo Jeilson *et al.* (2008), o tratamento anaeróbio de águas residuais salinas pode ser impedido pela presença de altas concentrações de sal que causam inibição de bactérias metanogênicas. No entanto Kimata-Kino *et al.* (2011) afirmam que os microrganismos em reatores anaeróbios podem adaptar-se a salinidades relativamente elevadas, se a salinidade for acrescida respeitando a adaptação dos seres ao meio. No entanto, o sucesso do tratamento depende, essencialmente da capacidade dos microrganismos em manter o crescimento e desempenhar a sua função de biodegradar os poluentes presentes na água utilizada sob condição de elevada salinidade.

Diante desta perspectiva esse trabalho tem como objetivo investigar a eficiência de remoção de matéria orgânica e o processo de amonificação nas diferentes fases de operação do reator anaeróbio com aumento gradual da salinidade presente na água de produção de petróleo pré-ozonizada.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

O estudo foi conduzido em escala de bancada em uma instalação experimental composta por duas unidades: um sistema oxidativo e um sistema biológico anaeróbio.

2.1 Sistema de ozonização

O sistema de ozonização funcionava dentro de uma capela de exaustão e era constituído de cilindro de oxigênio puro, de um ozonizador da marca Z-OZONE, modelo ZHT-15 g.h⁻¹, e de um tanque de contato em vidro, com diâmetro de 15 cm e 25 cm de altura que resultava num volume total de 4,4l.

O sistema de ozonização foi operado em sistema de batelada, utilizando-se 2 litros de água de produção de petróleo, com pressão de geração do ozônio de 3,5 kgf/cm² (calibração de fábrica), tempo de detenção de 15 minutos (Schneider, 2010) com vazão de oxigênio de 5 L.min⁻¹ para cada ciclo. Para essas condições, a produção de ozônio (P) pelo equipamento era de 12,47 gO₃.h⁻¹, que resultava numa dose de ozônio na massa líquida de 1,6 gO₃.L⁻¹. A dose de ozônio aplicada foi calculada pela Equação 1.

$$D = \frac{P.T.100}{6.V} \quad (1)$$

Onde: D = dose de ozônio (mgO₃.L⁻¹); P = produção de ozônio (12,47 g.O₃.h⁻¹); T = tempo de contato (15 min); V = volume ozonizado (2 L).

2.2 Sistema biológico

O reator em batelada sequencial com biomassa imobilizada anaeróbia (RBSBIan) era alimentado com APPOz diluída em substrato sintético simulando esgoto sanitário (SS) e operado com ciclos de 24 horas em quatro sequências distintas:

Ciclo: enchimento (0.25 h), reação (22 h), decantação (1.5 h), descarte (0.25h).

O RBSBIan, foi operados à temperatura ambiente, na faixa mesofílica, com valores máximo de 31 ± 1.48 °C e mínimo de 23 ± 0.8 °C. O sistema foi alimentado com 8.0 L de resíduo por batelada, com introdução da água de produção pré-ozonizada em quantidades gradualmente crescentes, caracterizando 5 fases operacionais:

Fase 1: Partida, alimentado somente com SS (43 dias);

Fase 2: Sistema alimentado com 02% de APPO e 98% de SS (38 dias);

Fase 3: Sistema alimentado com 05% de APPO e 95% de SS (45 dias);

Fase 4: Sistema alimentado com 08% de APPO e 92% de SS (36 dias);

Fase 5: Sistema alimentado com 10% de APPO e 90% de SS (43 dias).

2.3 Lodo de inóculo

Para a partida do RBSBIan, foi utilizado 1.0 L de lodo proveniente de um reator anaeróbio de manta de lodo que trata esgoto sanitário em um bairro residencial no município de Barra de São

Miguel, em Alagoas. O lodo foi imobilizado em espuma de poliuretano, cortada em cubos de 1,0 cm de lado e colocado no reator, contida por uma tela presa por um *oring* de borracha.

2.4 Águas residuárias

O reator foi alimentado com uma solução que continha água de produção de petróleo pré-ozonizada (APPOz) e substrato sintético complexo simulando esgoto sanitário (ES), preparado diariamente a temperatura ambiente.

A água de produção de petróleo (AP) foi coletada na Unidade de Processamento de Petróleo da bacia Sergipe/Alagoas- UNSEAL - localizada na cidade de Pilar, no estado de Alagoas.

O esgoto sintético era preparado diariamente segundo metodologia proposta de Torres (1992). Foi utilizado um resíduo sintético como alternativa para o esgoto doméstico para minimizar a possibilidade de contaminação por patogênicos e minimizar a oscilação da concentração de matéria orgânica e nutrientes do esgoto durante a pesquisa.

2.5 Variáveis analisadas

O reator foi operado no tempo descrito anteriormente, quando apresentou estabilidade foi realizado amostras em tempos pré-definidos e realizado análise de matéria orgânica (DQO), nitrogênio total e nitrogênio amoniacal. As análises realizadas durante a pesquisa foram conduzidas preferencialmente, conforme *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, (APHA, 2010).

2.6 Teste de toxicidade

A toxicidade da APPOz foi testada expondo a estas náuplios recém nascidos do copépodo harpacticóide *Tisbe biminiensis*, em diluições de 2%, 5% e 10%, seguindo a metodologia desenvolvida por Lavorante *et al.* (2013), tendo sido verificados os efeitos letal e sub-letal.

2.6 Cinética dos processos de amonificação e remoção de DQO

Quando o RBSBIan apresentou valores dos parâmetros que remetiam a estabilização do sistema foi realizada coleta em intervalos de tempos determinados (0, 2, 4, 6, 8, 10 e 12 horas) para caracterizar o processo de amonificação e o decaimento da matéria orgânica em um ciclo de 12

horas. Desta forma foram realizadas análises de nitrogênio orgânico (N-ORG = (N-NTK) – (N-NH₄⁺)), nitrogênio amoniacal (N-NH₄⁺) e DQO.

Os dados foram tratados utilizando o “Software Excel”, versão 2010, tendo sido determinado o coeficiente de correlação para as curvas ajustadas. Os valores dos perfis de DQO e N-ORG, ao longo do tempo, foram melhor ajustados à equações exponenciais de primeira ordem de acordo com a Equação 2.

$$S = a.e^{-k_1.t} \quad (2)$$

Onde: S = Concentração no tempo t (mgDQO.L⁻¹ ou mgN-ORG.L⁻¹); a = Concentração inicial (mgDQO.L⁻¹ ou mgN-ORG.L⁻¹); t = tempo, horas; k₁ = constante de primeira ordem de decaimento de DQO ou N-ORG (h⁻¹).

As velocidades observadas (r_{obs}) de utilização do substrato e de decaimento de N-ORG ao longo do tempo foram determinadas pela Equação 3.

$$r_{obs} \Big|_{t=ti} = -dS / dT \Big|_{t=ti} = a.k.e^{-kt} \quad (3)$$

Os valores do perfil de N-NH₄⁺, ao longo do tempo, foram melhor ajustados à equações logarítmicas de acordo com a Equação 4.

$$S = k_1.\ln(t) - a \quad (4)$$

Onde: S = Concentração de N-NH₄⁺ no tempo t, mg N-NH₄⁺.L⁻¹; a = Concentração inicial (N-NH₄⁺.L⁻¹); t = tempo, horas; k = constante de primeira ordem de geração N-NH₄⁺, mg.L⁻¹

As velocidades de geração de N-NH₄⁺ observadas (r_{obs}) ao longo do tempo foram determinadas como apresentado na Equação 5.

$$r_{obs} \Big|_{t=ti} = -dS / dT \Big|_{t=ti} = K / t \quad (5)$$

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Caracterização da água de produção bruta (AP) e pré-ozonizada (APPOz)

A água de produção foi caracterizada antes e posterior tratamento com o ozônio. Os valores de DQO da AP e APPOz foram de 5.408 mg.L⁻¹ e 3.562 mg.L⁻¹. Comparando-se esses valores, verifica-se que houve uma remoção de DQO de 34,1 % para DQO bruta e de 43,6 % para DQO solúvel.

O valor médio da DBO aumentou de 240 mg.L⁻¹ para 303 mg.L⁻¹ após o processo de ozonização. Isto reflete positivamente na relação DBO₅/DQO, que para AP bruta era muito baixa 0,068, passando para 0,153, mostrando aumento da biodegradabilidade. No entanto para Metcalf e Eddy (2003) relação DBO₅/DQO menor que 0,3 indica que o resíduo é de difícil biodegradação.

A concentração de cloretos chama atenção devido ao seu grande valor, mesmo tendo sido observado que a ozonização tenha resultado numa redução de 25 % (de 106,3 g.L⁻¹ para 79,9 g.L⁻¹). O íon cloreto age como capturador do radical OH⁻ gerado na ozonização, formando água e cloro gasoso, reduzindo a salinidade, consumindo alcalinidade e baixando o pH, que como pode ser observado, houve um decréscimo do pH, de 5,83 na AP para 4,98 na AP, acompanhada pelo consumo de alcalinidade, que caiu de 53 mg.L⁻¹ para 18 mg.L⁻¹.

Essas características mostram que na AP e APPOz existem carências nutricionais e presença de íons que podem causar efeitos letais a biomassa, sendo conveniente a diluição deste efluente antes dele ser submetido ao tratamento biológico.

3.2 Remoção de matéria orgânica

O desempenho do reator, em relação à eficiência de remoção de DQO, decresceu gradativamente para 73%, 64%, 47% e 23% para as fases contendo 2%, 5%, 8% e 10% de APPOz, respectivamente, embora a quantidade de DQO removida tenha aumentado gradativamente até a fase 4 (8% de APPOz), reduzindo-se drasticamente a cerca de 50% quando se adicionou 10% de APPOz.

Os resultados do perfil temporal de decaimento de DQO ilustrados na Figura 1 mostram que, com exceção da fase 5, a remoção de DQO ocorre quase que na totalidade durante as primeiras 8 horas da fase de reação, permanecendo praticamente constante a partir daí, mesmo nas maiores porcentagens de adição de APPOz, indicando que o tempo de reação do ciclo da batelada do RBSBIan pode ser reduzido de 22 h para apenas 8 horas.

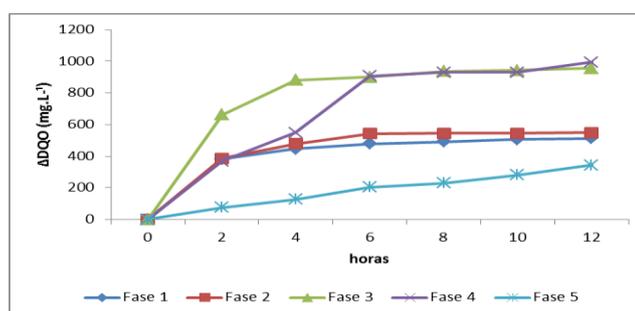


Figura 1- Perfil da concentração da DQO_{rem} no período de 12 horas

O estudo cinético de decaimento de DQO nas oito primeiras horas de reação (Tabela 1) mostra que os valores de K (tanto o valor médio quanto o específico) até a fase 3 (5 % de APPOz) não apresentam alterações significativas, mas diminuem nas duas últimas fases com o aumento do

percentual de APPOz para 8% e 10%, indicando decréscimo da utilização do substrato pela biomassa frente à adição da APPOz nas duas últimas etapas.

Diante do estudo cinético, é observado que, quanto maior o valor de K, maior será a remoção de matéria orgânica no tempo observado, caso a concentração inicial de matéria orgânica se mantenha constante. No entanto, na presente pesquisa, a DQO inicial aumenta de uma fase para a outra em sequência, o que influenciou diretamente na obtenção do valor da constante. Outro possível fator que contribuiu para valores diferentes de K entre as fases de operação pode ser atribuído a compostos presentes no resíduo de petróleo ozonizado adicionado ao sistema, como a salinidade e os compostos recalcitrantes e tóxicos, que resultaram no aumento do valor da DQO inicial observado a cada mudança de fase de operação do RBSBIan e que, segundo Moraes e Paula Jr (2004), influencia diretamente na quantificação da constante de velocidade.

Seguindo a constata de decaimento de matéria orgânica, a velocidade da reação média (r_{obs}) e específica (r_{obs}^{\prime}), apresentaram valores crescentes nas 3 primeiras fases, caindo nas fases subsequentes. A velocidade de reação foi influenciada diretamente pela quantidade de substrato inicial até a fase 3, apresentando valores menores nas duas fases posteriores. Apesar da concentração de DQO maior, o declínio de r_{obs} e r_{obs}^{\prime} foi influenciado pelo menor valor de K destas fases.

Tabela 1 - Coeficiente cinético e velocidade de remoção de DQO em cada fase.

Fases	K (h ⁻¹)	K' (L.mgSV ⁻¹ .h ⁻¹)	r_{obs} (mgDQO.L ⁻¹ .h ⁻¹)	r_{obs}^{\prime} (mgDQO.mgSV ⁻¹ .h ⁻¹)
1 (sem APPOz)	18.2 x 10 ⁻²	13.9 x 10 ⁻⁵	121.6	0.09
2 (2% APPOz)	19.0 x 10 ⁻²	17.9 x 10 ⁻⁵	148.7	0.14
3 (5% APPOz)	16.1 x 10 ⁻²	13.9 x 10 ⁻⁵	233.6	0.20
4 (8% APPOz)	10.5 x 10 ⁻²	3.36 x 10 ⁻⁵	197.6	0.06
5 (10% APPOz)	2.4 x 10 ⁻²	1.01 x 10 ⁻⁵	36.3	0.02

3.3 Processo de amonificação

O comportamento do nitrogênio orgânico e amoniacal, frente ao metabolismo microbiano, sofreram impactos na adição de água de produção de petróleo ao RBSBIan.

A quantificação de nitrogênio orgânico foi realizada apenas após a adição da água de produção ozonizada. Para as fases analisadas os valores médios foram de 59,8 mg.L⁻¹ e 19,1 mg.L⁻¹ para o afluente e efluente, respectivamente, ao RBSBIan na fase 2. Para a fase 3 foi obtido valores de 46,7 mg.L⁻¹ e 25,5 mg.L⁻¹, para afluente e efluente respectivamente, já para a entrada e saída do reator na fase 4 foram os valores de 32,4 mg.L⁻¹ e 15,0 mg.L⁻¹, respectivamente e na última fase

contendo 10% de água de produção de petróleo ozonizada foi obtido valor de $24,3 \text{ mg.L}^{-1}$ e $14,3 \text{ mg.L}^{-1}$, respectivamente.

O processo de amonificação esteve presente em todas as fases de operação, sendo bem caracterizado na fase 1, onde se operou o reator isento de água de produção, como já era esperado, apresentando uma fração amonificada de $30,8 \pm 12,1 \text{ mg.L}^{-1}$. Ao ser adicionada a APPOz a mistura sintética o processo de amonificação sofreu impactos e apresentando uma redução de 22% de matéria nitrogenada amonificada para a fase 2 contendo 2% de APPO na mistura, chegando a uma redução de quase 42% na fase 5.

Entre as fases operadas com o resíduo de petróleo ozonizado a fase 2 apresentou a maior fração média amonificada com $27,0 \pm 3,1 \text{ mg.L}^{-1}$. Decrescendo nas seguintes fases com $16,0 \pm 2,8 \text{ mg.L}^{-1}$, $14,4 \pm 1,0 \text{ mg.L}^{-1}$ e $10,1 \pm 3,4 \text{ mg.L}^{-1}$ para as fases 3, 4 e 5, respectivamente.

Na fase 2 com 2% de água de produção não foi detectado nitrogênio na forma amoniacal no afluente, semelhante a fase 1, em que o reator foi operado apenas com esgoto sanitário sintético. A não identificação de nitrogênio amoniacal nos afluentes dessas fases deve-se que o substrato sintético utilizado é rico em nitrogênio orgânico, pelo fato de ter como base o extrato de fígado e/ou a quantidade de amônia estar abaixo do nível de detecção pelo método utilizado. A partir da fase 3 uma quantidade de N-amoniacal afluente foi detectada em valores baixos, aumentando a partir que a água de produção era adicionada ao meio líquido afluente no decorrer das diferentes fases, fato esse é explicado pelos ensaios com água de produção ozonizada, onde foi detectado nitrogênio amoniacal.

Os resultados ilustrados na Figura 2 mostram que o processo de amonificação ocorre quase que na totalidade durante as primeiras 10 horas da fase de reação, permanecendo praticamente constante a partir daí, mesmo nas maiores porcentagens de adição de APPOz, indicando que o tempo de reação do ciclo da batelada do RBSBIan pode ser reduzido de 22 h para apenas 10 horas.

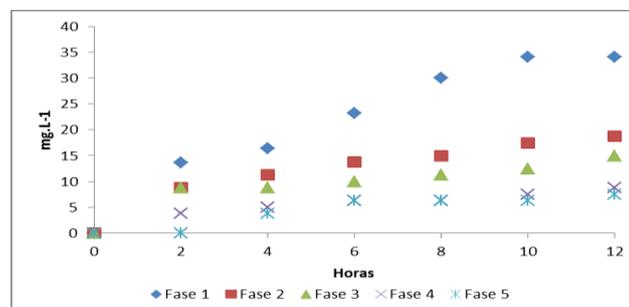


Figura 2 - Formação de N-amoniacal em perfil de 12 horas de cada fase.

Com os dados da evolução temporal de conversão de N-orgânico a N-amoniacal obtidos nas primeiras 12 horas do período de reação foram calculados os parâmetros cinéticos aparente (K1)

para cada fase operacional. Os dados deste estudo foram ajustados para o modelo de primeira ordem, que permitiram o melhor ajuste.

Os valores das constantes cinéticas (k_1) e da velocidade de reação (r_{obs}), obtidos em cada fase operacional estão apresentados na Tabela 2.

Tabela 2 - Coeficiente cinético e velocidade de produção de N-NH₄⁺ em cada fase.

Fases	K_1 (h ⁻¹)	r_{obs} (mgN-NH ₄ ⁺ .h ⁻¹)
1 (sem APPOz)	16,848	1,404
2 (2% APPOz)	9,192	0,766
3 (5% APPOz)	6,570	0,547
4 (8% APPOz)	4,112	0,342
5 (10% APPOz)	4,286	0,357

Observando os valores de K_1 na Tabela 3, verifica-se que este apresentou características decrescentes, como o esperado. Semelhante ao coeficiente de velocidade, a velocidade de remoção também apresentou características decrescentes a seus valores de conversão a N-NH₄⁺.

Contudo na fase 5 foi constatado um pequeno aumento dos valores de K_1 e r_{obs} em comparação com a fase 4. Na fase 5 os microrganismos conversores de nitrogênio orgânico em nitrogênio amoniacal possivelmente apresentaram inibição mais acentuada, pois foi convertido uma parcela pequena de N-org e em poucas horas estabilizando, o que pode ter induzido uma conversão da matéria nitrogenada em uma velocidade mais rápida. No entanto o sistema de tratamento foi limitado e converteu uma pequena parte em N-NH₄⁺. Possivelmente o sistema, já estava entrando em colapso por conta da alta salinidade e dos compostos tóxicos o que influenciou na inibição no metabolismo por parte dos seres no biofilme.

3.4 Avaliação da Toxicidade

A toxicidade da APPOz foi testada em diluições de 2%, 5% e 10%, semelhantes as proporções de APPOz adicionada na operação do RBSBIan com o intuito de se fazer uma analogia do potencial da APPOz em causar toxicidade a biomassa anaeróbia. Os testes mostraram que as amostras de água de produção diluídas a 2% tiveram valores bem baixos de toxicidade, não apresentando efeito letal nem subletal. Nas diluições de 5 e 8% de APPOz o percentual de sobrevivência dos náuplios nas amostras de água de produção são semelhantes ao controle, ou seja, água do mar limpa. No entanto, o efeito subletal, redução no desenvolvimento, foi significativo. Já para as diluições a 10 % os testes apresentaram altos valores de toxicidade.

Dessa forma, esses resultados sugerem que a toxicidade aliada a elevada presença de cloreto de sódio foram o fator limitante para a eficiência do sistema anaeróbio, e que os microrganismos

presentes no reator, mesmo sendo submetido a uma aclimação durante as fases operacionais, não se adaptaram a alta salinidade e a toxicidade da APPOz.

Estes resultados coincidem com o desempenho observado durante a operação do RBSBIan, onde a partir da adição de 8% de APPOz começou-se a se verificar a diminuição da eficiência amonificação.

4. CONCLUSÃO

O estudo cinético revelou que a remoção de DQO ocorria quase que completamente nas primeiras 8 horas da fase de reação de cada batelada, em todas as fases operacionais, mostrando que o tempo da fase de reação pode ser reduzido de 22 h para 8 h. No entanto, a partir da adição de 8% de APPOz, os valores da constante cinética (K) e da velocidade de reação observada (r_{obs}), apresentaram queda significativa destes parâmetros.

Os estudos cinético de degradação de matéria orgânica, mostraram que o decaimento da DQO se ajustaram a curvas exponenciais com constante de decaimento k_1 de primeira ordem, cujos valores decresciam à medida que se aumentava o percentual de APPOz ao SES. Os valores obtidos foram $9,9 \times 10^{-2}$; $8,7 \times 10^{-2}$; $7,5 \times 10^{-2}$; $5,1 \times 10^{-2}$ e $3,2 \times 10^{-2}$ mgDQO.h⁻¹ para as fases 1, 2, 3, 4 e 5 respectivamente.

O processo de amonificação foi inibido pela adição de APPOz, tendo apresentado concentrações de N-_{ORG} amonificado de $30,8 \pm 12,1$ mg.L⁻¹; $27,0 \pm 3,1$ mg.L⁻¹; $16,0 \pm 2,8$ mg.L⁻¹; $14,4 \pm 1,0$ mg.L⁻¹ e $10,1 \pm 3,4$ mg.L⁻¹, para as fases 1, 2, 3, 4 e 5 respectivamente.

O estudo cinético do processo de amonificação mostraram que o decaimento das concentrações de N-_{ORG} melhor se ajustaram a curvas exponenciais com constante de decaimento k_1 de primeira ordem, cujos valores decresciam a medida que se aumentava o percentual de APPOz ao SES. Os valores obtidos foram 16,848; 9,192; 6,57; 4,112 e 4,286 h⁻¹ respectivamente para as fases 1, 2, 3, 4 e 5.

REFERENCIAS

CAMPOS, J. C.; NOBREGA, R., SANT'ANNA JR. G. L. Tratamento de água de produção de petróleo em reator biológico tipo "air lift". In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 21., 2003, Joinville. **Anais...** Joinville: ABES, 2003.

FRANCESCO, X. *et al.* Fungi growing on aromatic hydrocarbons: biotechnology's unexpected encounter with biohazard? **Microbiology Reviews**, v. 30, p. 109-130, 2006.

JEISON, D.; KREMER, B.; VAN LIER, J. B. Application of membrane enhanced biomass retention to the anaerobic treatment of acidified wastewaters under extreme saline conditions. **Separation and Purification Technology**, v. 64, p. 198-205, 2008.

- KIMATA-KINO, N. *et al.* Saline adaptation of granules in mesophilic UASB reactors. **International Biodeterioration & Biodegradation**, v. 65, p. 65-72, 2011.
- LAVORANTE, B. R. B. O., OLIVEIRA, D. D., COSTA, B. V. M., SOUZA-SANTOS, L. P.(2013). A new protocol for ecotoxicological seawater assessment using nauplii of *Tisbe biminiensis* (Copepoda:Harpacticoida). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, **95**, 52-59.
- LEFEBVRE, O. *et al.* Impact of increasing NaCl concentrations on the performance and community composition of two anaerobic reactors. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 75, n. 1, p. 61-69, 2007.
- MORAES, L. M. E PAULA JUNIOR, D. R. (2004). Avaliação da biodegradabilidade anaeróbia de resíduos da bovinocultura e da suinocultura. *Engenharia Agrícola*, **24**(2), 445-454.
- SCHNEIDER, E. E. **Avaliação de um reator de leito móvel com biofilme para tratamento de efluente da indústria do petróleo, com posterior ozonização acoplada a carvão ativado granular com biofilme.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Química)- Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2010.
- SOUZA, C. S. *et al.* Isolamento e seleção de microrganismos degradadores de derivados de petróleo. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE P&D EM PETRÓLEO E GÁS. 3., 2005, Salvador. Anais... Salvador, 2005.
- TIBURTIUS, E. R. L.; PERALTA-ZAMORA, P.; LEAL, E. S. Contaminação de águas por BTXs e processos utilizados na remediação de sítios contaminados. **Química Nova**, v. 27, n. 3, p. 441-446, 2004.
- TORRES, P. **Desempenho de um reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) de bancada no tratamento de substrato sintético simulando esgotos sanitários.** Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento)- Universidade de São Paulo, São Carlos, 1992.