

EFEITO DO SAL NO DESEMPENHO DE UM REATOR BATELADA SEQUENCIAL

D. P. Mesquita^{1,2}; M. A. Z. Coelho¹; E. C. Ferreira²

1-Escola de Química – Universidade Federal do Rio de Janeiro

Centro de Tecnologia, B1.E, Lab.113, CEP: 21949-900 – Rio de Janeiro – RJ – Brasil

Telefone: (55-21) 2562-7572 – Fax: (55-21)2562-7622 – Email: alice@eq.ufrj.br

2- Departamento de Engenharia Biológica – Universidade do Minho

Campus de Gualtar, 4710-057 – Braga – Portugal

Telefone: (+351) 253 604 400 – Fax: (+351) 253 678 986 – Email: ecferreira@deb.uminho.pt

RESUMO – Neste trabalho investigou-se o desempenho de um Reator Batelada Sequencial no tratamento de efluentes salinos (0,5 a 6,0%) utilizando uma estratégia de enchimento por pulsos simétricos. Verificou-se que com a estratégia adotada se obtiveram elevadas porcentagens de remoção de amônia (acima de 70%) evidenciando a elevada eficiência do reator batelada sequencial no processo de nitrificação. Contudo, para 0,5 e 1,0% de sal a remoção de amônia diminuiu indicando que a influência do choque de adição de sal é maior no início da etapa de aclimação da biomassa. Apesar de ter sido observado um aumento da concentração de biomassa dentro do reator durante o período estudado, as porcentagens de remoção de DQO diminuíram com o aumento da concentração de sal no efluente, apontando um efeito inibitório do sal. A diminuição do IVL com o aumento da concentração de sal indica a sedimentação dos flocos menos compactos, enquanto que o aumento da turbidez demonstra uma maior quantidade de sólidos suspensos no efluente tratado.

ABSTRACT – The work aims to evaluate a Sequencing Batch Reactor performance treating with saline wastewater (0,5 to 6,0%) employing a filling strategy with symmetric pulses. It was verified that the adopted operational strategy provides ammoniacal nitrogen removal rates over than 70%, demonstrating the high efficiency of this reactor in the nitrification process. Nevertheless, ammonia removal rate lowered for 0,5 and 1,0% NaCl, indicating that the influence of salt addition is more significant in the early biomass acclimation stages. Although it was observed an increase in biomass concentration inside the reactor along the operation period, the removal indexes for COD diminishes with salt concentration increase, denoting somehow an inhibitory effect. Lower SVI were achieved with an increase in salt concentration leading to the settling of less compact sludge, while higher turbidity reveals an increase in the suspended solids in the treated effluent.

PALAVAS-CHAVE: Efluente salino; Reator Batelada Sequencial; Nitrificação.

1. INTRODUÇÃO

A produção de águas residuais em unidades de processamento de peixe apresenta

grande variação, em função da época de produção e processos utilizados. O tratamento destas águas residuais apresenta-se de forma complexa, devido à presença de compostos

proteicos e de elevada concentração de sal, principalmente no caso de produção de conservas (Castro, 2003).

Do ponto de vista ambiental, as refinarias são também muito poluentes. Consomem grandes quantidades de água e de energia, produzem grandes quantidades de efluentes líquidos, libertam diversos gases nocivos para a atmosfera e produzem resíduos sólidos de difícil tratamento e deposição. Segundo Mariano (2001), uma das primeiras etapas de processamento do petróleo é a dessalinização. Este processo gera uma lama oleosa, bem como uma corrente de água salgada residual, de alta temperatura, que normalmente é adicionada a outras correntes aquosas residuais, que são enviadas para as estações de tratamento de efluentes das refinarias.

O Reator Batelada Sequencial (RBS) é um sistema de tratamento com lodos ativados em que as diferentes fases de tratamento ocorrem dentro do mesmo tanque. O termo, é originado pela sequência de passos pelos quais o reator passa desde que recebe o afluente, o trata e o descarrega. O RBS não remove apenas matéria orgânica e sólidos suspensos, como a maioria dos sistemas convencionais de lodos ativados, podendo também ser usado na remoção biológica de nutrientes – nitrogênio e fósforo. Este sistema apresenta várias vantagens em relação ao sistema convencional de lodos ativados, entre as quais se destacam: controle do crescimento filamentoso e problemas de sedimentação; remoção de nutrientes sem adição de agentes químicos uma vez que se verifica um bom contato do oxigênio com os microrganismos e substrato; menor área para a instalação, e menor equipamento de processo, dado que apenas se utiliza um tanque para todas as fases de operação; grande flexibilidade e controle dos ciclos de operação.

Alguns efeitos do sal no desempenho dos processos de tratamento de águas residuais foram anteriormente estudados. Segundo Kargi e Dinçer (1996) a elevada salinidade das águas residuais industriais é uma das causas para a ruptura das funções metabólicas, plasmólise e/ou perda da atividade microbiana, resultando numa baixa eficiência de remoção de DQO. Intrasungkha *et al.* (1997) verificou que a alta salinidade, principalmente os choques de carga, provocam um desequilíbrio no meio utilizado, o que pode vir a comprometer a actividade da biomassa durante o processo biológico, sendo necessário um período de aproximadamente 15 dias de aclimação, onde os microrganismos são adaptados às condições que se pretendiam estudar. Kinner *et al.* (1962) investigaram o efeito do sal no desempenho de um reator biológico de contato no tratamento de águas residuais domésticas e observaram que não havia qualquer efeito negativo significativo na unidade em estudo. Kargi e Dinçer (1998) estudaram o tratamento biológico de um efluente salino sintético num tanque aerado operando em descontínuo e verificaram os efeitos negativos das elevadas concentrações de sal usando culturas convencionais. Contudo, a adição de organismos halotolerantes às culturas convencionais, permitiram obter uma melhoria na remoção de DQO do efluente. Finalmente, Salvadó *et al.* (2001) observaram que há uma diminuição dos protozoários existentes nos lodos ativados quando há um choque de carga de efluentes salinos.

Para além do aumento da matéria orgânica nos sistemas aquáticos, a remoção de nutrientes é importante devido aos fenômenos de eutrofização que deterioram a qualidade da água bem como o equilíbrio do ecossistema. As bactérias decompositoras da matéria proteica transformam o nitrogênio orgânico em nitrogênio amoniacal. A remoção biológica de nitrogênio compreende dois processos: a nitrificação e a desnitrificação. Na nitrificação o nitrogênio

amoniaco é inicialmente oxidado para nitrito (nitritação) por bactérias *Nitrosomonas sp.*. Seguidamente, os nitritos são oxidados para nitratos por bactérias *Nitrobacter sp.*. A desnitrificação ocorre em condições anóxicas por microrganismos heterotróficos facultativos, transformando o nitrato gerado na nitrificação em nitrogênio (Campos *et al.*, 2002). Existem ainda poucos estudos para a remoção biológica de nutrientes para efluentes salinos. Intrasungkha *et al.* (1997) investigaram a remoção biológica de nutrientes de águas residuais usando um RBS. Foram obtidos resultados aceitáveis para baixas concentrações de sal (0,03% a 0,2%). Abu-ghararah and Sherrard (1993) verificaram que para 0,4% sal há uma diminuição da remoção de amônia no efluente.

De acordo com a perturbação do tratamento de efluentes industriais com sal, pretendeu-se estudar o efeito de adições crescentes de NaCl (0,5 a 6,0%) na remoção de amônia e de DQO utilizando um RBS adotando uma estratégia por pulsos simétricos para a alimentação e o arejamento, anteriormente estudada por Coelho (1998).

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Instalação Laboratorial

A instalação laboratorial utilizada para este trabalho encontra-se representada na Figura 1, onde se pode observar o reator biológico de 50 L, o tanque de alimentação com capacidade para 50 L, a bomba de dosagem, o computador com software FIX-DMACS versão 5.5 (Intellution Inc.) onde foram armazenadas as variáveis oxigênio dissolvido, pH, potencial de oxidação-redução e volume do reator em tempo real.



Figura 1 – Instalação laboratorial.

2.2 Composição do Efluente e Inóculo

O efluente sintético usado nos vários testes era composto por NH_4Cl , $\text{Na}_2\text{HPO}_4 \cdot 12\text{H}_2\text{O}$, $\text{CaCl}_2 \cdot \text{H}_2\text{O}$, $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$, NaHCO_3 , KCl , Na_2CO_3 , e glicose. Para a manutenção da biomassa foram adicionados alguns elementos-traços ($\text{Fe}_2\text{Cl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$, ZnSO_4 , $\text{MnSO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$, CuSO_4) em concentrações inferiores a 0,2 mg/L. A concentração de NaCl variou entre 0,5 a 6,0%. O inóculo apresentava uma concentração inicial de sólidos suspensos voláteis de 2300 mg/L. A biomassa foi mantida no interior do reator durante todo o período experimental.

2.3 Estratégia por Pulsos Simétricos

Cada estudo realizado decorreu durante 360 minutos. A estratégia, conforme mostra a Figura 2, consiste na alternância da fase aeróbia para a fase anóxica de 30 em 30 minutos. Durante os 210 minutos iniciais a alimentação variava da mesma forma. Nos 150 minutos finais suprimiu-se a alimentação. Esta estratégia visa a obtenção de elevadas percentagens de remoção de amônia do efluente, minimizando as concentrações inibitórias para os microrganismos no interior do reator.

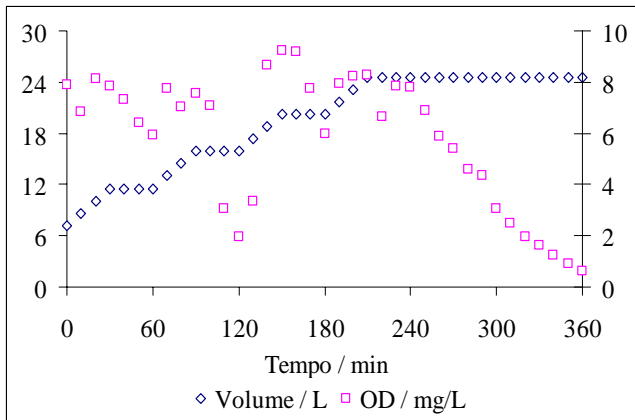


Figura 2 – Estratégia adotada para o estudo do efeito do sal.

2.4 Métodos Analíticos

As amostras eram recolhidas do meio líquido de 30 em 30 minutos (no início e fim de cada fase de tratamento) e centrifugadas a 3000 rpm durante 10 minutos para remover a biomassa ainda existente. A determinação da carga orgânica foi efectuada pela DQO seguindo o método colorimétrico e a leitura de absorvância no espectrofotômetro (DR 4000UV, HACH) - procedimento 5.220D existente no *Standard Methods* (APHA, 1989). Este método apresenta erros significativos quando as amostras apresentam concentração salina superior a 0,5%. Procurou-se, então, utilizar a metodologia proposta por Freire e Sant'Anna (1998), que propõem uma modificação no método de determinação de DQO para efluentes salinos. As análises para medir a concentração de amônia foram realizadas através de um sensor íon seletivo Corning usando o procedimento 4.122 do *Standard Methods* (APHA, 1989), empregando soluções padrão de cloreto de amônia, em diferentes concentrações. Para a análise de nitrato utilizou-se um método colorimétrico segundo o procedimento 4.132 existente no *Standard Methods* (APHA, 1989). A concentração da biomassa total foi determinada por método gravimétrico padrão (Sólidos

Voláteis Suspensos - SSV) nos tempos inicial, final da etapa de enchimento e final do tempo total de cada ensaio usando os procedimentos 2.540D e 2.540E do *Standard Methods* (APHA, 1989). A turbidez foi determinada no fim de cada ensaio no espectrofotômetro (DR 4000UV, HACH a 860 nm) usando como branco água destilada. O IVL é definido como o volume ocupado por 1 g de lodo após uma decantação de 30 minutos determinando-se a partir da biomassa sedimentada no fim de cada ensaio (procedimento 2.710D) do *Standard Methods* (APHA, 1989).

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Este trabalho, de acordo com a estratégia pulsante adotada, consiste fundamentalmente na remoção de amônia. O estudo foi realizado para as concentrações salinas de 0,0%, 0,5%, 1,0%, 2,0%, 3,0%, 4,0% e 6,0%.

Na Figura 3 observa-se a diminuição da concentração de amônia bem como o aumento da concentração de nitrato no reactor ao longo do tempo.

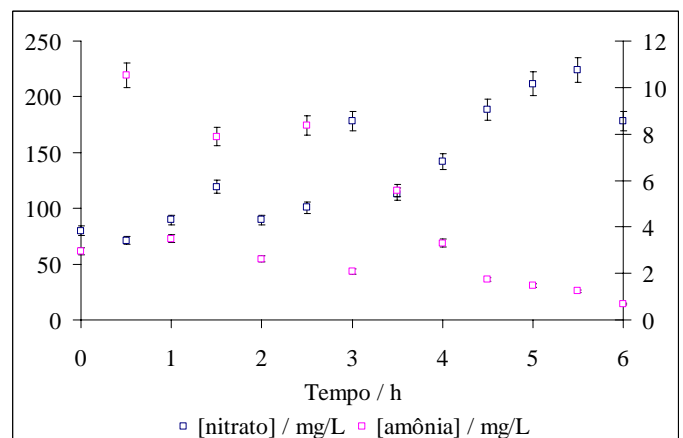


Figura 3 – Perfis das concentrações de amônia e de nitrato ao longo de um ciclo sem adição de sal.

Estes dados indicam o fenômeno de nitrificação por parte das bactérias *Nitrosomonas*

sp. e *Nitrobacter sp.*, uma vez que a concentração de amônia é praticamente consumida durante o ensaio. A amônia é oxidada a nitrito numa primeira fase e a nitrato na segunda, sendo este último detetado. Verifica-se também alguma variação da amônia devido à estratégia adotada já que quando o reactor é alimentado os valores de amônia aumentam e quando se suprime a alimentação os microrganismos a consomem.

A Figura 4 mostra os valores obtidos para a remoção de amônia e remoção de DQO no reator batelada sequencial para as concentrações de sal estudadas.

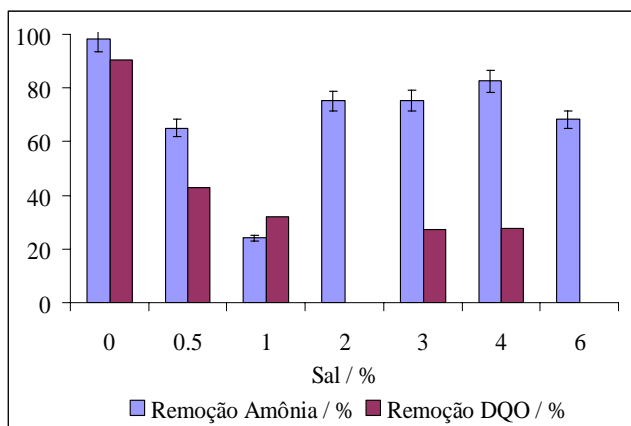


Figura 4 – Remoção de amônia e DQO.

Verifica-se que as crescentes concentrações de sal não provocam efeitos danosos para as bactérias *Nitrosomonas*, obtendo-se elevadas taxas de remoção. Porém, para 0,5 e 1,0% de sal, verifica-se uma diminuição da eficiência do RBS na remoção de amônia. Por este facto, considera-se que o tempo de aclimação adotado (15 dias) não foi suficiente para permitir que os microrganismos responsáveis pela oxidação da amônia a nitrito realizassem adequadamente o processo, apesar dos valores obtidos no período de aclimação terem indicado uma remoção elevada. Para as restantes concentrações de sal verificam-se altos índices de remoção de amônia (cerca de

70 %) indicando a adaptação por parte dos microrganismos ao sal.

Pela mesma figura observam-se as percentagens de remoção de DQO no efluente final para as concentrações de sal estudadas. Verifica-se que a remoção de DQO no reactor diminui de 90% para 27% quando a concentração de sal aumenta de 0,0 para 4,0%. Fenômenos de plasmólise dos organismos e perda da actividade metabólica para elevadas concentrações de sal são as possíveis causas do decréscimo da eficiência de remoção de DQO. Os valores referentes a 2,0 e 6,0% não são apresentados devido a precipitação evidenciada no método colorimétrico usado na determinação da DQO.

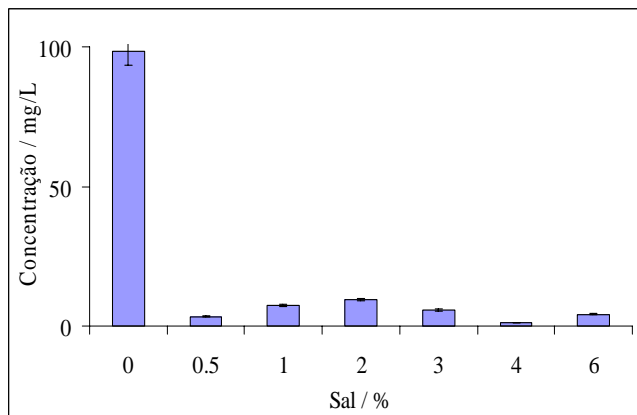


Figura 5 – Concentração de nitrato obtida para cada concentração de sal estudada.

Contudo, na Figura 5 verifica-se que as cargas de nitrato obtidas durante os testes realizados para cada uma das concentrações de sal em estudo diminuem gradualmente, não voltando a aumentar com o aumento da remoção de amônia. Assim, pode-se considerar que apenas as bactérias *Nitrosomonas sp.* se encontram activas a partir de 2,0% de sal, parando o processo de oxidação da amônia na etapa de nitrificação, i.e. as bactérias *Nitrobacter sp.* são mais susceptíveis a elevada concentração salina.

A Figura 6 apresenta os valores de turbidez e de IVL existentes no efluente no fim

dos testes realizados para as várias concentrações de sal estudadas.

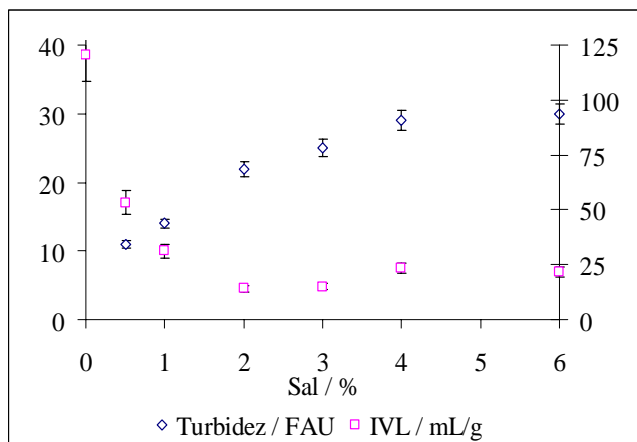


Figura 6 – Variação da Turbidez e do IVL.

Verifica-se um aumento gradual da turbidez até uma estabilização em 4,0% NaCl. Estes valores indicam uma maior quantidade de sólidos suspensos no efluente final devido à desfloculação parcial da biomassa existente no reator. Este fenômeno deve-se também à perda da comunidade de protozoários e aos efeitos de plasmólise microbiana. Através da análise microscópica foi possível a observação de ambas situações à medida que se aumentava a concentração de sal no reator.

O IVL diminui gradualmente até 2,0% de sal aumentando ligeiramente acima deste valor. Estes resultados permitem concluir que os flocos de maiores dimensões apresentam uma boa sedimentabilidade (diminuição do IVL). O aumento da concentração de sal no efluente promoveu o aumento da concentração de biomassa no reator durante o período de testes correspondendo também à diminuição do IVL como se pode observar na Tabela 1.

Tabela 1 – Variação da biomassa com o aumento da concentração de sal no efluente.

Concentração de sal / %	SSV / mg/L
0,0	2300
0,5	3015
1,0	3150
2,0	4115
3,0	4465
4,0	4740
6,0	5030

Contudo, devido ao aumento de turbidez e a análise microscópica é possível observar a existência de uma grande quantidade de biomassa em suspensão no efluente que corresponde a flocos de menores dimensões.

4. CONCLUSÃO

O tratamento de um efluente sintético salino foi realizado usando um Reator Batelada Sequencial. Adotou-se uma estratégia por pulsos simétricos para a alimentação e para aeração que permitiu obter bons índices de remoção de amônia, comprovando a finalidade da estratégia (nitrificação de efluentes). Este trabalho permitiu concluir que o processo de aclimação é de extrema importância para os microrganismos de forma a não promover choques de carga e consequente perda dos catalisadores biológicos do reator. Obtiveram-se percentagens de remoção de amônia na ordem dos 70% e de remoções de DQO entre 90% (para 0,0% sal) e 27% (para 4,0% sal). Os valores de IVL diminuem com o aumento da concentração de sal. Contudo, a turbidez e a concentração de biomassa aumenta. Estes resultados indicam o aumento dos flocos de maiores dimensões com elevada sedimentabilidade, porém os flocos de pequenas dimensões também aumentam levando a um aumento da turbidez do efluente final.

4. REFERÊNCIA

ABU-GHARARAH Z.H., SHERRARD J.H. Biological nutrient removal in high salinity wastewater. *J. Environ. Sci. Health* v. 28, p. 599-613, 1993.

APHA. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 17th Edn., Washington, D.C., 1989.

CAMPOS, J.L.; MOSQUERA-CORRAL, A.; SÁNCHEZ M.; MÉNDEZ R.; LEMA J.M. Nitrification in saline wastewater with high ammonia concentration in an activated sludge unit. *Wat. Res.*, v. 36, p. 2555-2560, 2002.

CASTRO, A. B. *Remoção Biológica de Nitrogênio em Efluentes da Indústria Alimentícia utilizando Reactor Batelada Sequencial (RBS)*. Tese M.SC., UFRJ/IQ, Rio de Janeiro, Brasil, 2003.

COELHO, M.A.Z. *Identificação, Modelagem e Otimização do Processo de Nitrificação de efluentes em Reator Batelada Sequencial (RBS)*. Tese D.SC., PEQ/COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, Brasil, 1998.

FREIRE, D. D. C.; SANT'ANNA, JR. A Proposed Method Modification for the determination of cod in saline waters. *Environ. Technol.* v. 19, p. 1243-1247, 1998.

INTRASUNGKHA, N.; KELLER, J.; BLACKALL, L. L. Biological nutrient removal efficiency in treatment of saline wastewater. *Water Sci. Technol.* v. 39, p.183-190, 1999.

KARGI, F.; DINÇER, A. R. Effect of salt concentration on biological treatment of saline wastewater by fed-batch operation. *Enzyme & Microbial Technol.*, v. 19, p. 529-537, 1996.

KARGI, F.; DINÇER, A. R. Saline wastewater treatment by halophile-supplemented activated

sludge culture in an aerated rotating biodisc contactor. *Enzyme & Microbial Technol.*, v. 22, p.427-433, 1998.

KINNER, N.E.; BISHOP, P.L.; ASCE, M. Treatment of saline domestic wastewater using RBC's. *J. Environ. Eng. ASCE*. v. 108 p. 650-663, 1962.

MARIANO, B. J. *Impactos Ambientais do Refino de Petróleo*, Tese M. SC., COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, Brasil, 2001.

SALVADÓ, H., MAS, M., MENÉNDEZ, S. GRACIA, M. P. Effects of Shock Loads of Salt on Protozoan Communities of Activated Sludge", *Acta Protozool.*, v. 40, p. 177-185, 2001.