



Avaliação da toxicidade da salinidade na nitrificação biológica de efluentes utilizando a técnica de respirometria

doi: 10.4136/ambi-agua.1611

Received: 23 Feb. 2015; Accepted: 13 May 2015

Alyne Moraes Costa^{1*}; Juacyara Carbonelli Campos²

Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ), Rio de Janeiro, RJ, Brasil

¹Laboratório de Tratamento de Águas e Reúso de Efluentes

²Departamento de Processos Inorgânicos

*Autor correspondente: e-mail: alyne.moraes.costa@gmail.com,

juacyara@eq.ufrj.br

RESUMO

A nitrificação biológica em meio salino foi investigada em sistema contínuo, a partir de um efluente sintético contendo 152,44 mg L⁻¹ de nitrogênio amoniacal total. Os testes com adição de concentrações crescentes de sal (100, 250, 500, 1.000, 2.000, 4.000, 8.000, 10.000 e 15.000 mg Cl⁻ L⁻¹) foram realizados em um biorreator em escala de laboratório de 5,7 L. Neste estudo, o objetivo foi avaliar a resposta da técnica de respirometria na identificação da toxicidade da biomassa nitrificante em diferentes concentrações salinas. Durante o período experimental, o biorreator operou com o tempo de retenção hidráulica de 48h e valores de OD, pH e temperatura foram mantidos em 4,0-5,0 mg L⁻¹, 7,5 e 25°-30°C, respectivamente. Os ensaios de respirometria foram realizados em triplicata, com a utilização da sonda de oxigênio dissolvido. Os resultados da respirometria constataram que ambas as taxas de consumo de oxigênio (OUR) e de consumo específico de oxigênio (SOUR) aumentaram até a concentração de 1.000 mg Cl⁻ L⁻¹, quando o máximo de eficiência de nitrificação de 65,18% foi obtida com aproximadamente 90 dias de operação do sistema. No entanto, o aumento gradual a partir de 2.000 mg Cl⁻ L⁻¹, resultou na queda dos valores de consumo de oxigênio, ocorrendo conseqüentemente a redução da atividade metabólica da biomassa, verificada com a redução dos valores de eficiência de nitrificação. Estes resultados evidenciam que a técnica de respirometria apresentou-se como uma ferramenta eficaz e segura para avaliação da toxicidade da biomassa do lodo ativado, sendo capaz de detectar a queda da atividade celular na presença de inibidores, como elevadas concentrações de salinidade.

Palavras-chave: efluentes salinos, lodos ativados, efeito tóxico.

Evaluation of salinity toxicity in biological nitrification effluent using the respirometry technique

ABSTRACT

Biological nitrification in a saline medium was investigated in a continuous system of a synthetic effluent containing 152.44 mg L⁻¹ of total ammonia nitrogen. Tests were performed with the addition of increasing concentrations of salt (100, 250, 500, 1,000, 2,000, 4,000,

8,000, 10,000 and 15,000 mg Cl⁻ L⁻¹) in a 5.7 L laboratory bioreactor. The objective of the study was to evaluate respirometry technique responses in order to identify toxicity in nitrifying biomass with varying salt concentrations. During the experiment, the bioreactor was operated with a hydraulic retention time of 48 h, and DO, pH and temperature maintained at 4.0-5.0 mg L⁻¹, 7.5 and 25°-30°C, respectively. The respirometric assays were performed in triplicate, using a dissolved oxygen probe. The results of respirometry found that both oxygen uptake rates (OUR) and specific oxygen consumption (SOUR) increased up to a concentration of 1,000 mg Cl⁻ L⁻¹, when the nitrification efficiency maximum of 65.18% was obtained after approximately 90 days of system operation. However, a gradual increase to 2,000 mg Cl⁻ L⁻¹ resulted in a decrease in oxygen consumption values, reducing the metabolic activity of the biomass, as verified by a reduction in nitrification efficiency values. The results show that the respirometry technique is an effective and reliable tool for assessing the toxicity of activated sludge, and that it is able to detect a decrease in cellular activity in the presence of inhibitors, such as high concentrations of salinity.

Keywords: saline wastewater, sludge activated, toxic effect.

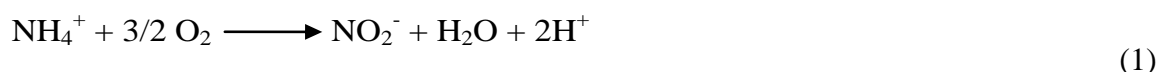
1. INTRODUÇÃO

Com o crescimento das atividades industriais, o interesse sobre efluentes salinos vem aumentando nas últimas décadas. Devido às exigências cada vez mais rígidas dos órgãos ambientais para o descarte de águas residuárias, o tratamento de efluentes salinos tornou-se indispensável. Diversas técnicas de tratamento vêm sendo estudadas, mas a remoção de nutrientes, através de tratamento biológico em efluentes com alta concentração de sais, ainda é considerada, por muitos, um desafio.

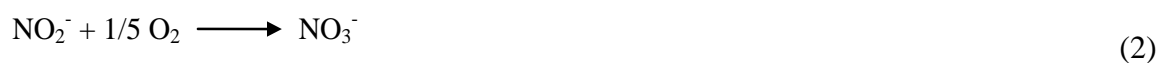
Os efluentes salinos são produzidos em grandes volumes por diferentes ramos industriais, tais como: o processamento de alimentos, a produção de químicos, curtumes e na extração de petróleo (Lefebvre e Moletta, 2006). Estes efluentes, além de apresentarem uma alta concentração de sais, também possuem um alto teor de matéria orgânica e de nutrientes, como o nitrogênio, em sua composição (Sudarno et al., 2011). Caso não tratados, os efluentes salinos são capazes de gerar grandes danos ambientais, como a contaminação do solo, da água superficial e subterrânea (Lefebvre e Moletta, 2006).

O processo de remoção biológica de nitrogênio consiste de reações de oxidação-redução, conhecidas como: nitrificação e desnitrificação (Von Sperling, 1997). Segundo Van Haandel e Marais (1999), o processo de nitrificação consiste na oxidação biológica da amônia a nitrato, ocorrendo naturalmente em condições aeróbias e por ação de bactérias autotróficas especializadas.

A nitrificação biológica consiste no processo de duas etapas, denominadas de: nitritação e nitratação (Van Haandel e Marais, 1999). A nitritação é a etapa que realiza a oxidação do nitrogênio amoniacal a nitrito (Reação 1). As bactérias responsáveis por esta reação pertencem aos gêneros: *Nitrosomonas*, *Nitrospira* e *Nitrosococcus*, conhecidas como bactérias oxidantes de amônia (AOB) (Prosser, 1989).



Na etapa de nitratação (Reação 2) utiliza-se o nitrito formado na etapa anterior de nitritação e o oxida a nitrato, por ação de bactérias dos gêneros: *Nitrobacter*, *Nitrococcus* e *Nitrospira*, conhecidas como bactérias oxidantes de nitrito (NOB) (Gerardi, 2006).



Segundo Van Haandel e Marais (1999), em sistemas de lodos ativados, a eficiência do processo de nitrificação é diretamente influenciada pelas variáveis ambientais e a presença de compostos tóxicos ou inibitórios.

A salinidade consiste, em sua maioria, de íons de sódio, cloreto, potássio e magnésio (Gerardi, 2006). Em sistemas de lodos ativados, a elevada concentração de sais influencia diretamente na comunidade microbiana, reduzindo a atividade celular e afetando a capacidade de floculação e sedimentação do lodo (Reid et al., 2006). Segundo Campos et al. (2002) em sistemas de nitrificação biológica, o cloreto tende a funcionar como um inibidor do processo, reduzindo a atividade das bactérias nitrificantes.

Na nitrificação de águas residuárias, o oxigênio possui um papel fundamental para a manutenção do metabolismo microbiano, e, conseqüentemente, na oxidação da amônia (Bueno et al., 2012). A utilização de ferramentas para a verificação da toxicidade sobre a biomassa nitrificante é de extrema importância, pois o decréscimo da eficiência de nitrificação pode ser rapidamente verificado pelo baixo consumo de oxigênio pela biomassa (Kim et al., 2001). A técnica de respirometria caracteriza-se pela sua simplicidade e pela rapidez de obtenção de resultados de toxicidade, sendo utilizada com grande frequência em sistemas de lodos ativados.

O presente estudo tem como objetivo avaliar a atividade da biomassa nitrificante em diferentes concentrações salinas e investigar a técnica de respirometria, como uma ferramenta para a identificação de efeitos tóxicos sobre a biomassa nitrificante.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1. Seleção e cultivo da biomassa nitrificante

A biomassa nitrificante utilizada neste estudo se desenvolveu a partir do lodo secundário coletado em uma estação de tratamento operada pela (Companhia Estadual de Águas e Esgotos- CEDAE/RJ). O lodo foi aclimatado em um biorreator contínuo alimentado com efluente sintético (Tabela 1), contendo 152,44 mg L⁻¹ de nitrogênio amoniacal, macronutrientes e micronutrientes necessários ao crescimento celular e ausência de carbono orgânico (similar ao utilizado por Smolders et al., 1994).

Tabela 1. Composição do efluente sintético.

Macronutrientes	Concentração (mg/L)	Micronutrientes	Concentração (mg/L)
NH ₄ Cl	107,0	FeCl ₃ · 6 H ₂ O	0,45
NaH ₂ PO ₄ · 2 H ₂ O	75,5	H ₃ BO ₃	0,045
MgSO ₄ · 7 H ₂ O	90,0	CuSO ₄ · 5 H ₂ O	0,009
KCl	36,0	KI	0,054
CaCl ₂ · 2 H ₂ O	14,0	MnCl ₂ · 4 H ₂ O	0,036
(NH ₄) ₂ CO ₃	426,67	Na ₂ MoO ₄ · 2 H ₂ O	0,018

Fonte: Smolders et al. (1994).

O biorreator foi construído em material acrílico transparente e consistia de dois compartimentos: um tanque de aeração com 4,7 L, onde ocorria a entrada do efluente bruto e um decantador de 1 L de volume útil, onde se encontrava a saída do efluente tratado. As dimensões do biorreator utilizado podem ser visualizadas na Figura 1.

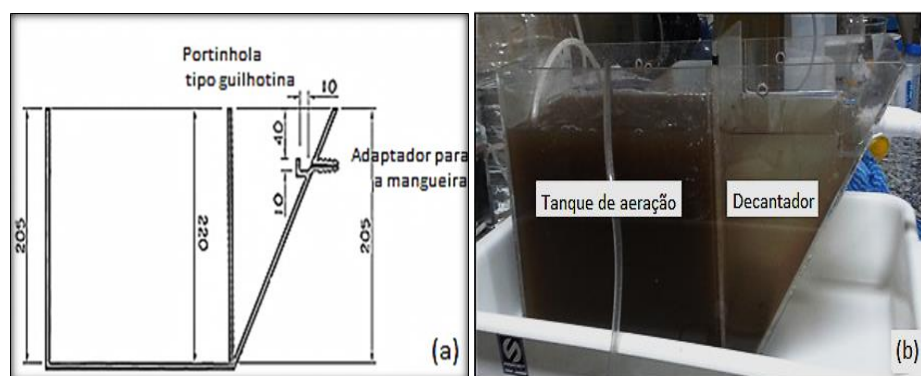


Figura 1. Biorreator contínuo (a) Vista lateral do reator com suas dimensões (b) Reator em funcionamento.

Fonte: Nascentes (2013).

No tanque de aeração do biorreator foram adicionados 1000 mL de lodo biológico e o volume completado com efluente sintético para o cultivo de nitrificantes. Nas primeiras 48h, o biorreator não recebeu nenhuma entrada de alimentação. E após este período, a alimentação contínua foi realizada por meio de uma bomba peristáltica com vazão controlada para a obtenção de um tempo de retenção hidráulica de 48 h. A aeração do tanque foi realizada por ar difuso através de uma pedra porosa instalada ao fundo do tanque de aeração para a manutenção da biomassa em permanente suspensão. O biorreator operou com idade do lodo infinita, sendo a biomassa retornada do decantador ao tanque de aeração diariamente, a fim de aumentar a concentração da mesma no licor misto. Os valores de OD, pH e temperatura foram monitorados diariamente e mantidos em 4,0-5,0 mg L⁻¹, 7,5 e 25°-30°C, respectivamente (Moussa et al., 2006). O controle do pH foi realizado com a adição de álcalis ao reator.

2.2. Adição de íon cloreto (Cl⁻) ao sistema para a avaliação da atividade nitrificante

Considerando que o efluente sintético utilizado continha 100 mg L⁻¹ do íon cloreto, este foi considerado o primeiro regime salino, ou seja, o período de aclimação da biomassa nitrificante no sistema, que correspondeu a um período de 45 dias.

A avaliação da toxicidade gerada pelo íon cloreto (adicionado na forma de NaCl) sobre a biomassa nitrificante foi verificada ao longo de 10 regimes com diferentes concentrações salinas e com período de tempo distintos para a aclimação a cada concentração salina, como pode ser visualizado na Tabela 2.

Tabela 2. Concentrações de íon cloreto adicionado ao sistema contínuo (TRH= 48 h).

Regimes	Concentração de Cl ⁻ (mg/L)	Tempo de operação (dias)
1°	100	45
2°	250	14
3°	500	14
4°	1.000	14
5°	2.000	20
6°	4.000	25
7°	8.000	30
8°	10.000	35
9°	15.000	45
10°	8.000	35

O 10° regime salino (8.000 mg Cl⁻ L⁻¹) foi aplicado como forma de verificar se a biomassa nitrificante, após passar por um estresse osmótico na maior concentração testada (15.000 mg Cl⁻ L⁻¹), seria capaz de retornar à atividade celular obtida no 7° regime, onde a mesma concentração salina foi aplicada no sistema.

2.3. Metodologia analítica

Os valores de nitrogênio amoniacal foram analisados através de eletrodo seletivo (Orion 4 star Thermo pH Ise portable). As concentrações de nitrato e de biomassa em termos de sólidos suspensos voláteis (SSV) e sólidos suspensos totais (SST) foram determinadas como proposto em Standart Methods (APHA et al., 1995). Os valores de pH foram mensurados através do pHmetro (Quimis), os valores de OD através de oxímetro (WTW oxi 7310) e a temperatura através de termômetro químico.

Os valores de nitrito não foram mensurados durante o período experimental, pois segundo Campos et al. (2002), em concentrações maiores que 2,0 mg L⁻¹ de oxigênio dissolvido não ocorre o acúmulo de nitrito, este rapidamente se converte a nitrato.

2.4. Balanço de Nitrogênio

O balanço de nitrogênio foi realizado considerando as formas de nitrogênio formadas durante o processo, a fração de nitrogênio destinada à biomassa celular e a fração oxidada por arraste. O balanço foi calculado segundo a Equação 1.

$$[\text{NAT}]_E = [\text{NAT}]_s + [\text{N-NO}_2^-]_s + [\text{N-NO}_3^-]_s + [\text{NAT}]_{\text{C}_5\text{H}_7\text{O}_2\text{N}} + [\text{NAT}]_{\text{Arraste}} \quad (1)$$

em que:

$[\text{NAT}]_E$ = corresponde à concentração de nitrogênio amoniacal total de entrada no reator (mg L⁻¹);

$[\text{NAT}]_s$, $[\text{N-NO}_2^-]_s$, $[\text{N-NO}_3^-]_s$ = correspondem às concentrações de nitrogênio amoniacal total, nitrito e nitrato, respectivamente, na saída do reator (mg L⁻¹);

$[\text{NAT}]_{\text{C}_5\text{H}_7\text{O}_2\text{N}}$ = corresponde à concentração de nitrogênio amoniacal total que será destinado a biomassa (mg L⁻¹);

$[\text{NAT}]_{\text{arraste}}$ = corresponde à concentração de nitrogênio amoniacal total que foi oxidado (mg L⁻¹), durante o TRH= 48 horas.

2.5. Testes de respirometria para a avaliação da toxicidade

Para cada regime salino foi avaliada a toxicidade pelo íon cloreto sobre a biomassa, com a utilização da técnica de respirometria. Os ensaios de respirometria foram realizados em triplicata. O teste foi conduzido retirando um volume de aproximadamente 280 mL do licor do tanque de aeração do reator contínuo para o preenchimento de um frasco de DBO₅, segundo metodologia proposta por (Ramalho, 1983).

Para a realização do teste foram necessários uma placa agitadora e um agitador magnético para manter a biomassa em suspensão durante o período de teste. O aparelho de medição de oxigênio dissolvido (WTW oxi 7310) enviava dados de leitura para o software criado especificamente para este aparelho (Multipar), que capturava todos os valores de OD durante um determinado período de tempo e criava automaticamente um arquivo em um banco de dados com os valores de oxigênio dissolvido do teste. Os valores de OUR foram obtidos através da razão entre os valores de oxigênio dissolvido (mg O₂ L⁻¹) com o tempo de reação (Δt) em minutos no trecho linear da curva obtida. E os valores de SOUR foram obtidos através da razão entre o OUR (mg O₂ L⁻¹ min⁻¹) e a concentração de sólidos suspensos voláteis (SSV) no frasco.

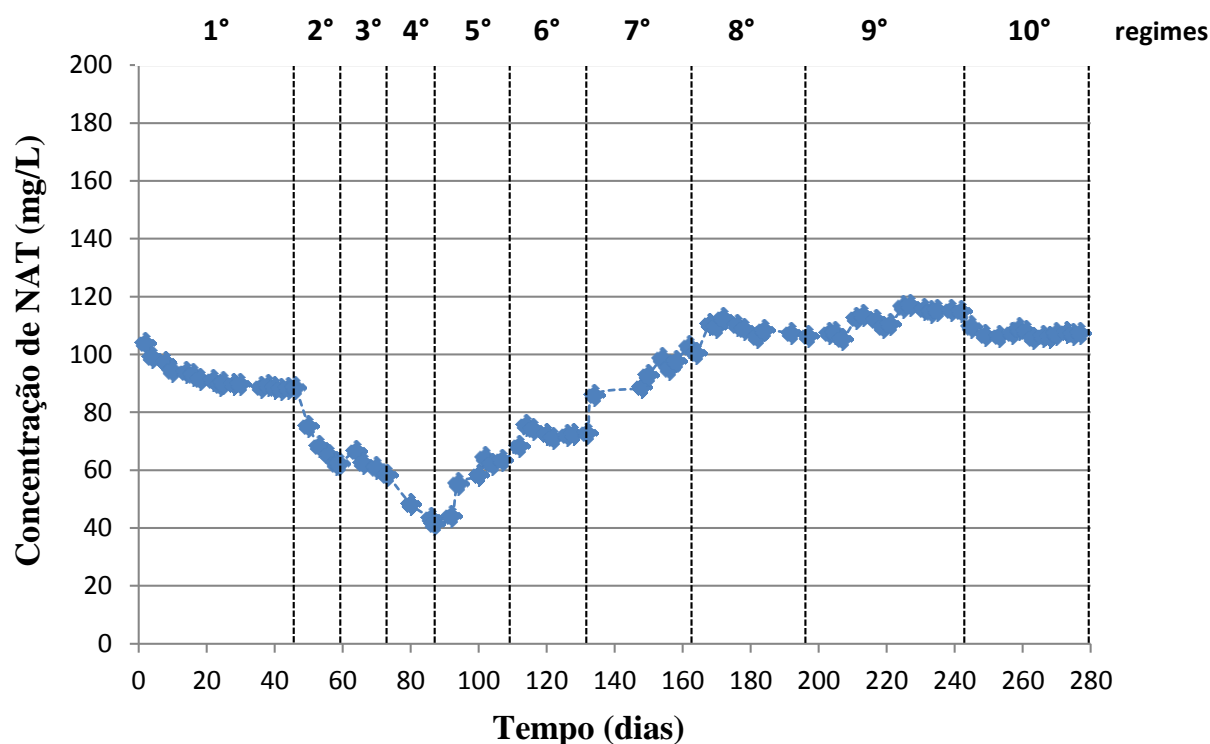
2.6. Testes estatísticos

O teste de correlação de Pearson foi realizado através do programa STATISTICA 12 (licenciado pela *Stat Soft*). A realização dos testes estatísticos teve como objetivo verificar a correlação entre a adição do íon cloreto com a taxa específica de consumo de oxigênio pela biomassa.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Para cada regime salino, as concentrações de nitrogênio amoniacal e nitrato foram monitoradas, a fim de avaliar a oxidação de nitrogênio amoniacal a nitrato, ou seja, a atividade da biomassa nitrificante.

A Figura 2 ilustra os resultados da concentração de nitrogênio amoniacal total (NAT) do afluente e efluente no biorreator, durante os regimes salinos.

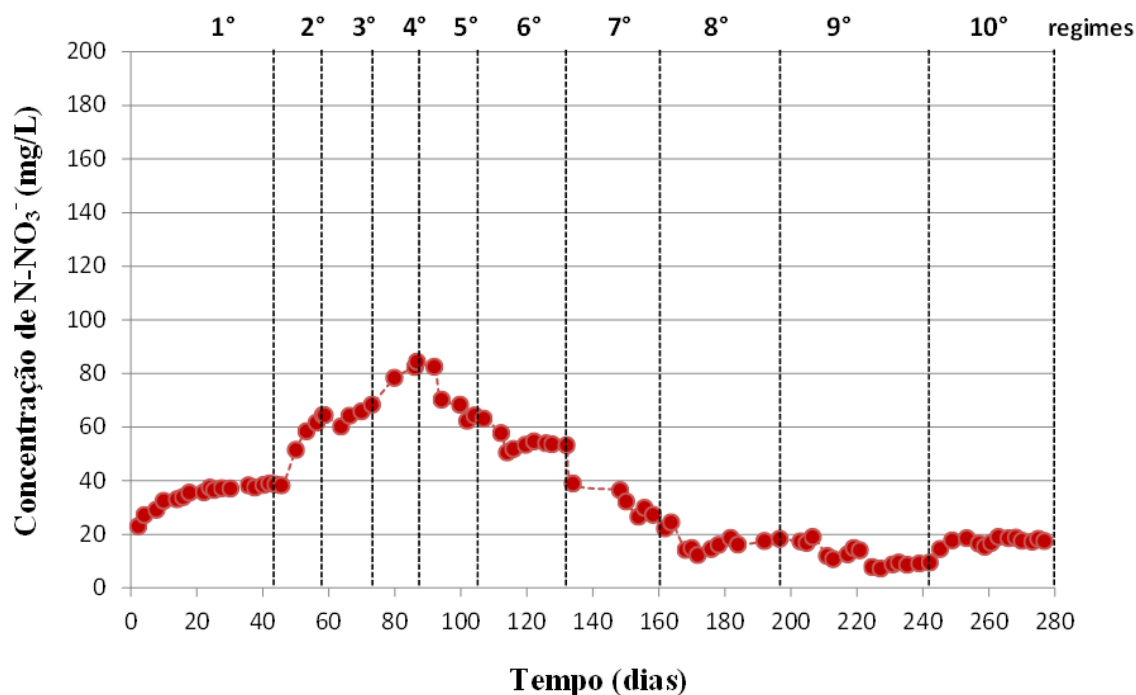


Nota: Regimes ($\text{mg Cl}^- \text{L}^{-1}$): 1°=100, 2°=250, 3°=500, 4°=1.000, 5°=2.000, 6°=4.000, 7°=8.000, 8°=10.000, 9°=15.000, e 10°=8.000.

Figura 2. Concentração de NAT no efluente de cada regime de operação contínua com diferentes concentrações de cloreto. Concentração inicial= 152,44 NAT mg L^{-1} , TRH= 48 h, período experimental= 277 dias.

A concentração de nitrogênio amoniacal total no efluente variou entre 41,25 a 117,06 mg L^{-1} , sendo que a menor concentração foi obtida no 4º regime salino, ou seja, na concentração de 1.000 mg L^{-1} de íon cloreto.

A Figura 3 ilustra os resultados da concentração de nitrato no efluente em cada regime salino. A concentração de nitrato no efluente variou entre 7,22 a 84,31 mg L⁻¹.



Nota: Regimes (mg Cl⁻ L⁻¹): 1°=100, 2°=250, 3°=500, 4°=1.000, 5°=2.000, 6°=4.000, 7°=8.000, 8°=10.000, 9°=15.000, e 10°=8.000.

Figura 3. Concentração de N-NO₃⁻ no efluente para cada regime salino operando em sistema contínuo. Concentração inicial= 152,44 mg NH₄⁺ L⁻¹, TRH= 48 h, período experimental= 277 dias.

Como pode ser observado, a adição do íon cloreto ao sistema do 1° ao 4° regime compreendendo a faixa de (100 a 1.000 mg Cl⁻ L⁻¹), favoreceu a oxidação de nitrogênio amoniacal, e conseqüentemente na formação de nitrato. Ou seja, durante estes regimes salinos ocorreu um estímulo às atividades das bactérias oxidantes de amônia e nitrito. No 4° regime salino (1.000 mg Cl⁻ L⁻¹) foram encontradas as maiores concentrações de nitrato, de todos os regimes estudados, sendo que a maior concentração de 84,31 N-NO₃⁻ mg L⁻¹, foi obtida em 87 dias de operação do biorreator.

A partir do 5° regime salino, a concentração de nitrogênio amoniacal no efluente aumentou até o final da operação, e logo, proporcionalmente a concentração de nitrato diminuiu. Ou seja, a concentração salina a partir de 2.000 mg L⁻¹ apresentou-se inibidora para ambos os grupos bacterianos oxidantes de amônia e nitrito.

Esta inibição pelo íon cloreto também foi verificada em estudos de Kargi e Dincer (1996), que observaram que concentrações maiores que 6.000 mg Cl⁻ L⁻¹ foram capazes de reduzir a atividade da biomassa nitrificante, levando até a morte celular. Segundo Kargi e Dincer (1996) as maiores dificuldades encontradas no sistema de tratamento biológico de águas salinas, são: o extenso período para a adaptação da biomassa, a alta sensibilidade às rápidas mudanças de carga iônica, a redução da cinética de degradação de componentes orgânicos com o aumento da concentração salina e a redução da população de protozoários e de micro-organismos filamentosos, resultando na baixa eficiência de sedimentação do lodo.

No 10° regime foi observado que a redução da concentração de cloreto adicionado ao sistema favoreceu a oxidação de NAT, reduzindo a concentração do mesmo no efluente. E mesmo após a biomassa ter passado por uma baixa atividade metabólica resultante da inibição

em altas concentrações de cloreto, a concentração de nitrato neste regime (com 8.000 mg Cl⁻ L⁻¹), aproximou-se dos valores obtidos anteriormente. A concentração de nitrato obtida no 7º regime (em 158 dias de operação) foi de 27,23 mg L⁻¹ e no 10º regime (em 263 dias de operação) foi de 18,97 mg L⁻¹, ou seja, a produção de nitrato neste último regime salino alcançou cerca de 70% do valor obtido no 7º regime.

Em relação a dados de eficiência do sistema de nitrificação, foi verificado que os valores de eficiência variaram entre 5,58% a 65,18%, sendo o maior valor obtido aos 87 dias de operação, durante o 4º regime salino. A eficiência de nitrificação do 1º ao 4º regime salino aumentou em 35,15%. E com o aumento da concentração salina, menores níveis de eficiência foram obtidos, sendo o menor valor obtido aos 227 dias de operação, durante o 9º regime salino (15.000 mg Cl⁻ L⁻¹).

Este estímulo verificado em relação a eficiência no sistema até o 4º regime salino, confirma o que foi relatado por González et al. (2004). Em seu estudo em sistema contínuo, verificaram que o aumento da concentração de cloreto de 0 mg L⁻¹ para 3.000 mg L⁻¹, favoreceu o aumento da eficiência de nitrificação em 30%. Após este estágio, o aumento da concentração salina para 6.000 mg Cl⁻ L⁻¹ provocou o decréscimo contínuo da atividade da biomassa nitrificante, sendo que na concentração de 30.000 mg Cl⁻ L⁻¹ a atividade nitrificante foi totalmente inibida (González et al., 2004).

Assim como González et al. (2004), em seus estudos, Chen et al. (2003) avaliaram a eficiência da nitrificação na presença de altas concentrações de sais, no entanto, em sistema em bateladas. Os resultados demonstraram que adição de 5.000 mg Cl⁻ L⁻¹ no sistema, levou ao estímulo na atividade de nitrificação, e decresceu após esta concentração. A concentração de 6.500 mg Cl⁻ L⁻¹ foi o máximo da concentração salina que o sistema em bateladas tolerou. O nível crítico de cloreto no sistema de bateladas foi de 10.000 mg L⁻¹, onde somente as bactérias do gênero *Nitrobacter* estavam presentes, cessando a nitrificação, devido ao desaparecimento das *Nitrossomonas* (Chen et al., 2003).

Visto diferentes estudos, não há como definir uma concentração de íon cloreto ideal que seja capaz de estimular a biomassa de uma maneira geral. Pois, segundo Moussa et al. (2006), a comparação de resultados sobre a nitrificação biológica de efluentes salinos é uma tarefa difícil, pois, cada estudo utiliza diferentes configurações de reatores e variáveis, como: temperatura, pH, adição de sal de forma gradual ou pulsada, uso de culturas nitrificantes puras ou mistas, entre outras.

O balanço de massa do material nitrogenado foi realizado como descrito no (item 2.4). Segundo Sant'Anna Junior (2010), estima-se que 2% do nitrogênio amoniacal do afluente são convertidos em constituinte celular, ou seja, em biomassa nitrificante. Neste caso, esta fração consistiu de 3,05 mg N L⁻¹ (2%), considerando a concentração de nitrito desprezível no sistema. A perda de amônia por arraste em sistema contínuo foi, em média, 23,1 mg L⁻¹ de nitrogênio amoniacal total, durante o período de retenção de 48 h.

Nos testes de respirometria, os valores da taxa de consumo de oxigênio (OUR) e da taxa de consumo específico de oxigênio (SOUR) durante os regimes salinos podem ser visualizados na Tabela 3.

Com os resultados obtidos de OUR e SOUR verificou-se que ambas as taxas apresentaram maior valor quando a concentração salina no reator apresentava-se em 1.000 mg L⁻¹. E com o aumento da concentração salina, a inibição pelo íon cloreto foi evidenciada pelo decréscimo do consumo de oxigênio.

A fim de verificar se a condição de estímulo verificada no 4º regime para os valores de consumo de oxigênio é estatisticamente válida foi realizado o teste de correlação de Pearson, como ilustrado na Tabela 4.

Tabela 3. Valores da taxa de consumo de oxigênio (OUR) e de consumo específico de oxigênio (SOUR), para cada concentração salina testada.

Concentração de cloreto (mg L ⁻¹)	SSV média (mg L ⁻¹)	OUR média (mg O ₂ L ⁻¹ d ⁻¹)	SOUR média (mg O ₂ d ⁻¹ .mg SSV ⁻¹)
100	760	416,02	0,55
250	750	611,76	0,81
500	730	777,06	1,06
1.000	750	1.265,14	1,68
2.000	620	834,43	1,34
4.000	490	563,47	1,15
8.000	270	223,82	0,83
10.000	180	108,86	0,60
15.000	120	54,29	0,45
8.000	160	96,06	0,61

Tabela 4. Resultados da Correlação de Pearson entre a adição salina e valores de SOUR. Intervalo de Confiança de 95% (p valor= 0,05%).

Concentração de íon cloreto (mg L ⁻¹)	SOUR (mg O ₂ d ⁻¹ .mg SSV ⁻¹)	Correlação de Pearson
100-250	0,68	+1
250-500	0,93	+1
500-1.000	1,37	+1
1.000-2.000	1,51	-1
2.000-4.000	1,24	-1
4.000-8.000	0,99	-1
8.000-10.000	0,72	-1
10.000-15.000	0,52	-1
15.000-8.000	0,53	-1

A partir dos resultados obtidos com o teste de correlação de Pearson, pode-se confirmar que a adição de íon cloreto no biorreator foi favorável até a concentração de 1.000 mg L⁻¹. Quando o valor de Pearson se apresenta positivo, demonstra que a correlação foi positiva, ou seja, o aumento na concentração de cloreto favoreceu o aumento da atividade celular, observado através dos resultados de respirometria. No entanto, quando a adição de cloreto ultrapassou a concentração de 1.000 mg L⁻¹, a correlação apresentou-se negativa, ou seja, conforme ocorreu o aumento da concentração salina no reator, o metabolismo da biomassa nitrificante reduziu, como efeito da inibição. Quando a concentração de íon cloreto foi reduzida de 15.000 mg L⁻¹ para 8.000 mg L⁻¹ no 9º regime, a correlação de Pearson apresentou-se negativa, pois a redução da concentração de cloreto favoreceu a atividade celular, ou seja, representando que com a redução de cloreto níveis maiores de atividade celular podem ser retomados.

4. CONCLUSÃO

A máxima eficiência de nitrificação em sistema contínuo foi de 65,18%, sendo verificada em aproximadamente 90 dias de experimento, no biorreator operando com 1.000 mg Cl⁻ L⁻¹. A adição de íon cloreto até a concentração de 1.000 mg L⁻¹ no sistema, não inibiu a biomassa nitrificante, no entanto, o estímulo da atividade celular verificado até esta concentração, pode está relacionado com a continuação do período de aclimação da biomassa ao sistema. O

aumento gradual da concentração de cloreto a partir de 2.000 mg L⁻¹, favoreceu a queda dos valores de eficiência, sendo que o menor valor foi 5,58%, quando a concentração de íon cloreto encontrava-se em 15.000 mg L⁻¹.

A partir dos testes de respirometria foi verificado que ambas as taxas de consumo de oxigênio (OUR) e de consumo específico de oxigênio (SOUR), aumentaram significativamente até a concentração salina de 1.000 mg Cl⁻ L⁻¹. E com o aumento da concentração salina de 2.000 até 15.000 mg Cl⁻ L⁻¹, resultou na queda dos valores do consumo de oxigênio, ou seja, ocorrendo a redução da atividade metabólica da biomassa. No entanto, quando a concentração de 15.000 mg Cl⁻ L⁻¹ foi reduzida para 8.000 mg Cl⁻ L⁻¹ foi verificado o aumento da taxa de consumo de oxigênio pela biomassa. Este aumento indica que a biomassa, mesmo após sofrer uma forte redução da taxa metabólica, ao ser submetida a uma menor concentração salina aumenta a sua atividade celular, ou seja, o efeito inibitório verificado com a concentração salina de 15.000 mg Cl⁻ L⁻¹ apresentou-se reversível.

Por fim, a técnica de respirometria apresentou-se como uma ferramenta eficaz para a avaliação da toxicidade/inibição da biomassa do lodo ativado. Sendo capaz de detectar a queda da atividade celular na presença de compostos tóxicos, como o íon cloreto.

5. AGRADECIMENTOS

Apoio financeiro de CENPES (Centro de Pesquisas e Desenvolvimento Leopoldo Américo Miguez de Mello/Petrobrás).

6. REFERÊNCIAS

- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION – APHA; AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION – AWWA; WATER ENVIRONMENT FEDERATION - WEF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 19. ed. Washington, 1995.
- BUENO, R. F.; PIVELI, R. P.; CAMPOS, F. Monitoramento da atividade bacteriana heterotrófica em um sistema de lodos ativados com aeração prolongada por meio de respirometria. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE INGENIERÍA SANITARIA Y AMBIENTAL, 33., 2012. **Saneamento Ambiental: a excelência da gestão como estratégia de sustentabilidade**. Salvador: AIDIS, 2012.
- CAMPOS, J. L.; MOSQUERA-CORRAL, A.; SÁNCHEZ, M.; LEMA, J. M. Nitrification in saline wastewater with high ammonia concentration in an activated sludge unit. **Water Research**, v. 36, p. 2555-2560, 2002. [http://dx.doi.org/10.1016/S0043-1354\(01\)00467-5](http://dx.doi.org/10.1016/S0043-1354(01)00467-5)
- CHEN, G-H.; WONG, M-T.; OKABE, S.; WATANABE, Y. Dynamic response of nitrifying activated sludge batch culture to increased chlorite concentration. **Water Research**, v. 37, p. 3125-3135, 2003. [http://dx.doi.org/10.1016/S0043-1354\(03\)00207-0](http://dx.doi.org/10.1016/S0043-1354(03)00207-0)
- GERARDI, M. **Wastewater Bacteria**. New Jersey: Wiley, 2006. 272 p. (Wastewater Microbiology Series.)
- GONZÁLEZ, F.; MOSQUERA-CORRAL, A.; CAMPOS, J. L.; MÉNDEZ, R. Effect of salt in a partial nitrification reactor. In: EUROPEAN FEDERATION OF BIOTECHNOLOGY. **European Symposium on Environmental Biotechnology/Environmental Biotechnology**. London: ESEB, 2004.

- KARGI, F.; DINCER, A. R. Effects of salt concentration on biological treatment of saline wastewater by fed-batch operation. **Enzyme and Microbial Technology**, v.19, p.529-537, 1996. [http://dx.doi.org/10.1016/S0141-0229\(96\)00070-1](http://dx.doi.org/10.1016/S0141-0229(96)00070-1)
- KIM, I. S.; KIM, S.; JANG, A. Activity monitoring for nitrifying bacteria by fluorescence in situ hybridization and respirometry. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 70, p. 223-231, 2001. <http://dx.doi.org/10.1023/A:1010623919352>
- LEFEBVRE, O.; MOLETTA, R. Treatment of organic pollution in industrial saline wastewater: a literature review. **Water Research**, v. 40, p. 3671-3682, 2006. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2006.08.027>
- MOUSSA, M. S.; SUMANASEKERA, D. U.; IBRAHIM, S. H.; LUBBERDING, H. J.; HOOIJMANS, C. M.; GIJZEN, H. J.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M. Long term effects of salt on activity, population structure and floc characteristics in enriched bacterial cultures of nitrifiers. **Water Research**, v. 40, p. 1377-1388, 2006. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2006.01.029>
- NASCENTES, A. L. **Tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico**. 2013. Tese (Doutorado em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos)- Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2013.
- PROSSER, J. I. Autotrophic nitrification in bacteria. In: ROSE, A. H.; TEMPEST, D. W. (Ed.). **Advances in Microbial Physiology**. California: Academic Press, 1989. v. 30. p. 125-177.
- RAMALHO, R. S. **Introduction to wastewater treatment process**. 2. ed. San Diego: Academic, 1983. 580p.
- REID, E.; LIU, X.; JUDD, S.J. Effects of high salinity on activated sludge characteristics and membrane permeability in an immersed membrane bioreactor. **Journal of Membrane Science**, v. 283, n.1-2, p. 164-171, 2006. <http://dx.doi.org/10.1016/j.memsci.2006.06.021>
- SANT'ANNA JUNIOR, G. L. **Tratamento biológico de efluentes: fundamentos e aplicações**. Rio de Janeiro: Interciência, 2010.
- SMOLDERS, G. J. F.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M.; HEIJEN, J. J. Stoichiometric model of the aerobic metabolism of the biological phosphorus removal process. **Biotechnology Bioengineering**, v. 44, p. 837-848, 1994. <http://dx.doi.org/10.1002/bit.260440709>
- SUDARNO, U.; WINTER, J.; GALLERT, C. Effect of varying salinity, temperature, ammonia and nitrous acid concentrations on nitrification of saline wastewater in fixed-bed reactors. **Bioresource Technology**, v. 102, p. 5665-5673, 2011. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2011.02.078>
- VAN HAANDEL, A; MARAIS, G. **O comportamento do sistema de lodo ativado: teoria e aplicações para projetos e operação**. Campina Grande: Epgraf, 1999. 488 p.
- VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: Lodos ativados**. 2. ed. Belo Horizonte: UFMG, 1997. v.4. 428 p.