



AVALIAÇÃO DE PARÂMETROS OPERACIONAIS DE UM SISTEMA DE LODOS ATIVADOS UTILIZADO NO TRATAMENTO DE EFLUENTE LÁCTEO

Frances da Silva Reis

Aniela Pinto Kempka¹

RESUMO

Para que o sistema de lodos ativados opere de maneira satisfatória na remoção de carga orgânica, fatores como concentração de oxigênio dissolvido, pH e turbidez devem ser monitorados. O presente estudo tem como objetivo verificar possíveis oscilações desses parâmetros. O monitoramento foi realizado durante 43 dias, nos meses de maio e junho de 2014. As coletas das amostras foram realizadas em três pontos determinados no reator e as análises foram realizadas em triplicata. Para o pH, os valores encontrados ficaram na faixa de 6,8 a 7,8. Para o oxigênio dissolvido, os valores oscilaram de 1 a 10 mg/L, porém com maior número de observações para 1 mg/L, o que indica que o processo está operando com eficiência, porém para os dias de maior concentração de oxigênio dissolvido, observou-se a ocorrência de lodo intumescido, com redução das bactérias filamentosas. Para a turbidez, verificou-se que para os três pontos de amostras analisados os perfis foram semelhantes, pois sendo um sistema de lodos ativados ocorre à mistura completa. Durante o monitoramento, o sistema de tratamento operou sem perturbações significativas garantindo, assim, a qualidade do efluente tratado.

Palavras-chave: Lodos ativados; pH; Oxigênio dissolvido; Turbidez.

ABSTRACT

Evaluation of operational parameters of a system activated sludge used in the treatment of wastewater dairy. An activated sludge system operates satisfactorily in the removal of organic load and factors such as dissolved oxygen concentration, pH, and turbidity should be monitored. The purpose of this study was to verify possible oscillations of these parameters. The monitoring was conducted for 43 days in May and June of 2014. Samples were collected on three points determined in the reactor and the analyzes were performed in triplicate. For pH, the values obtained

¹ Depto. de Engenharia de Alimentos e Engenharia Química, Universidade do Estado de Santa Catarina – UDESC, SC, Brasil. E-mail para correspondência: aniela.kempka@udesc.br.

were in the range 6.8 to 7.8. For dissolved oxygen, the value oscillated from 1 to 10 mg/L, but with more observations to 1 mg/L, which indicates that the process is operating efficiently, but for the days of higher concentration of dissolved oxygen, was observed the occurrence of tumid sludge, with a reduction of filamentous bacteria. For turbidity, it was found that for the three points of samples the profiles were similar, as one being activated sludge, occurs the complete mixture. During monitoring, the treatment system was operated without significant disruption thus ensuring the quality of the treated effluent.

Keywords: Activated sludge; pH; Dissolved oxygen; Turbidity.

INTRODUÇÃO

O setor lácteo encontra-se em ampla expansão no Brasil, sendo que a produção nacional cresceu em torno de 40 % na última década, chegando a 33,2 bilhões de litros de leite, em 2012 (Embrapa, 2012).

O processo de produtos lácteos resulta em um volume significativo de resíduos líquidos, que, juntamente com a água utilizada nas operações de lavagem e limpeza, resulta em uma grande produção de águas residuais (Baird, 2002). Devido aos grandes volumes produzidos e à sua elevada carga orgânica, a má gestão destas águas residuais afetaria negativamente a disponibilidade e qualidade dos recursos aquáticos (Martín-Rilo *et al.*, 2015).

Os efluentes gerados de indústrias de laticínios consistem principalmente de hidratos de carbono (lactose), proteínas e gordura. Assim, caracterizam-se pela grande quantidade de moléculas orgânicas, gorduras elevadas, juntamente com os sólidos de leite, detergentes e desinfetantes. O efluente de laticínio inclui a água de lavagem de limpeza de tanques a granel, dutos de leite, equipamentos diversos e lavagem de silos (Adulkar e Rathod, 2014).

As Estações de Tratamento de Efluentes (ETEs) são grandes sistemas não lineares sujeitos a perturbações significativas no fluxo e na carga e, em conjunto com a variação na composição do efluente de entrada (Holenda *et al.*, 2008), havendo, portando, diversas formas de tratamento.

Dentre as diversas formas de tratamento utilizadas para efluentes agroindustriais, o tratamento biológico e por aeração são os mais utilizados quando se tem águas residuárias com elevada carga orgânica, destacando-se o sistema de lodos ativados (Bodzek *et al.*, 1996). O sistema de lodos ativados compreende o uso de biomassa microbiana altamente complexa, compreendendo eucariontes, bactérias, archaea e vírus, em que as bactérias são dominantes e desempenham um papel importante na remoção de poluentes orgânicos (Yadav *et al.*, 2014). Em um sistema de lodo ativado ocorre à mistura completa do efluente (Von Sperling, 1997) e os parâmetros relacionados ao

crescimento bacteriano e a degradação são, principalmente, a disponibilidade de nutrientes e o oxigênio dissolvido. O oxigênio dissolvido é uma medida relativa da quantidade de oxigênio que está dissolvido no efluente e, geralmente, varia com a temperatura da água e a quantidade de matéria orgânica (Yadav *et al.*, 2014).

Para que o sistema de lodos ativados opere de maneira satisfatória na remoção de carga orgânica, além da concentração de oxigênio dissolvido, o pH e a turbidez devem ser monitorados.

Diferentes níveis de oxigênio dissolvido podem afetar a nitrificação, desnitrificação, além disso, o comportamento e atividade dos microrganismos heterotróficos e autotróficos. Níveis abaixo do ideal afetam negativamente a eficiência tratamento, por outro lado, uma concentração de oxigênio dissolvido excessiva irá levar a um consumo desnecessário de energia. A quantidade correta de oxigênio é determinada pela quantidade de poluentes oxidados e biomassa produzidos, enquanto que a eficiência de transferência de oxigênio está relacionada com dispositivos de aeração, temperatura, dentre outros (Yadav *et al.*, 2014).

Em relação ao pH, além de ser um fator importante para que as etapas de tratamento físico-químico sejam executadas de maneira satisfatória, operar o sistema com o efluente na faixa de pH de 6,5 a 8,0 pode influenciar na reação de nitrificação e sua velocidade (Von Sperling, 2006). Como o processo de desnitrificação fornece condição de pH alcalino, as bactérias consomem o oxigênio livre e liberam íon H^+ , consumindo a alcalinidade do meio, a reação da nitrificação reduz esse pH e, conseqüentemente, reduz os níveis de nutrientes dessa biomassa, importante para o desempenho do sistema. Este é, portanto, um dos fatores intrínsecos mais relevantes para o desenvolvimento microbiano e para efetiva degradação das moléculas complexas em compostos simples (Richter, 2009).

A turbidez, propriedade de desviar raios luminosos, é decorrente da presença de materiais sólidos em suspensão na água, e de organismos microscópicos, sendo um dos indicadores de qualidade do seu estado físico (Braga *et al.*, 2005). Por ser um sistema de lodos ativados, no qual acontece a mistura completa do efluente, há uma necessidade de visualizar a homogeneização da biomassa, analisando a turbidez de entrada e saída do sistema, avaliando seu desempenho. Por ser um efluente a ser lançado no corpo receptor, esse parâmetro poderá ser atribuído ao controle ambiental da empresa uma vez que é necessário atender o limite estabelecido pela legislação (Navachi, 2002).

Portanto, o presente estudo teve como objetivo monitorar, ao longo de 43 dias, o pH, a concentração de oxigênio dissolvido e a turbidez de um sistema de lodos ativados utilizado no tratamento de efluente lácteo a fim de verificar possíveis oscilações nestes parâmetros.

MATERIAL E MÉTODOS

O monitoramento da estação de tratamento de efluente lácteo foi realizado em uma indústria localizada no oeste catarinense, no período de temperatura ambiente oscilando entre 15 e 25°C, durante os meses de maio e junho de 2014.

As coletas de amostras foram realizadas durante 43 dias em três pontos distintos do reator, como pode ser visualizado na Figura 1, que mostra um esquema simplificado da etapa de lodos ativados da Estação de Tratamento de Efluentes, na qual o reator é o objeto de estudo.

Os pontos utilizados para a coleta de amostras de efluente no reator foram denominados como: E - entrada do efluente a ser misturado na lagoa de aeração (o efluente bruto de entrada varia de acordo com a planta funcional da indústria que está em operação, podendo conter maior ou menor concentração de carga orgânica), M- meio do reator (a biomassa atinge a mistura completa) e S- saída do reator (resultante da biodegradação e posterior entrada no decantador secundário).

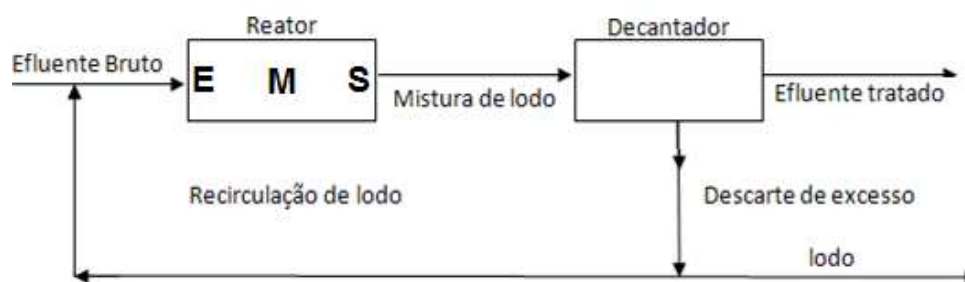


Figura 1. Esquema da etapa de tratamento do efluente lácteo utilizando lodos ativados e pontos de coleta de amostras no reator.

O ponto E é caracterizado pelo efluente de entrada, contendo matéria-orgânica a ser depurada. O reator consiste em ser um tanque de aeração que fornece oxigênio aos micro-organismos decompositores e realiza uma mistura completa da biomassa, esse ponto de mistura foi denominado como ponto M. Após a depuração, o efluente tratado, misturado aos flocos de lodo, segue para o decantador secundário, sendo este ponto denominado S. No decantador secundário ocorre a separação do lodo e o efluente tratado, sendo o lodo é recirculado e o seu excesso descartado para fins agrícolas, e o efluente tratado escoado para o corpo receptor.

As coletas das amostras, ao longo do tempo de monitoramento, foram realizadas nos primeiros 30 cm de lâmina de água residuária, na qual as instalações não ultrapassaram 4,0 metros

de profundidade (Ana, 2012). A cada coleta foram retiradas amostras dos três pontos (E, M e S) e analisados o pH, o oxigênio dissolvido e a turbidez, todos em triplicatas.

Para a determinação do pH, foi utilizado pHmetro (Mettler Toledo/Sevengo), com eletrodo de vidro, devidamente calibrado com solução tampão de pH 7,00 e 4,01. A leitura do oxigênio dissolvido foi realizada com Oxímetro (Digimed/DM-4P), com sonda utilizando membrana de teflon, calibrado com água deionizada pura e ácido nítrico solução 10%. Para a determinação da turbidez, foi coletado um volume de 10 mL para posterior leitura no turbidímetro (Hach/2100P) sendo os resultados expressos em NTU (Unidade Nefelométrica de Turbidez).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na figura 2 estão mostrados os perfis obtidos para o pH das amostras dos três pontos de coleta (E, M e S) ao longo de 43 dias de monitoramento. Segundo a Resolução nº 430 do Conama (2011), o pH deve estar entre 5 e 9 para possibilitar a vida aquática.

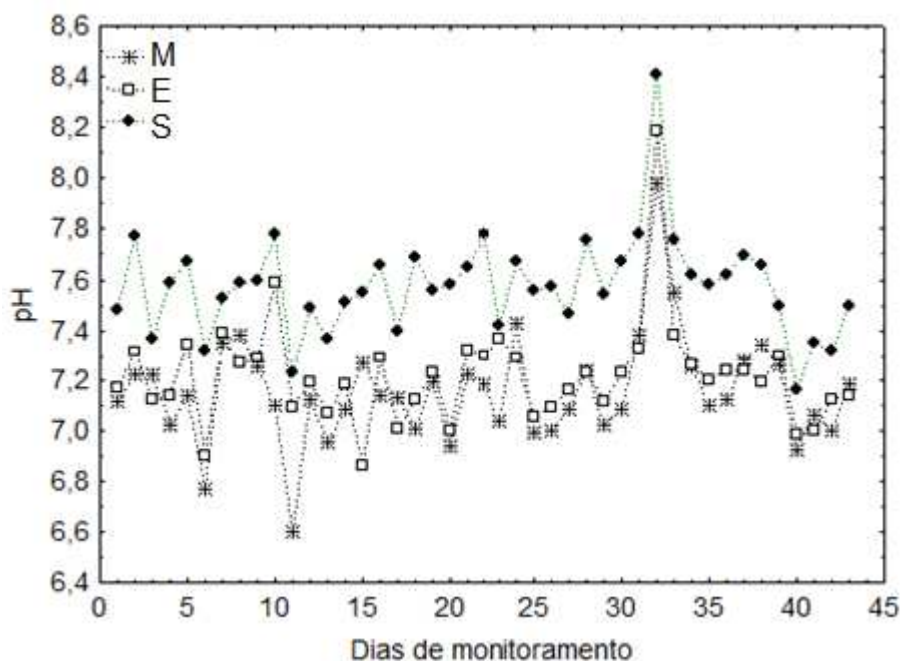


Figura 2. Perfis de valores do pH ao longo de 43 dias de monitoramento do sistema de lodos ativados para os pontos de coleta de amostras. E-entrada, M-meio, S-saída

Verifica-se que os perfis correspondentes às amostras dos pontos M e E foram semelhantes e aqueles das amostras do ponto S apresentaram valores de pH superiores em comparação com as demais. Isto pode ser justificado pela amostra S ser coletada na saída do reator, onde o efluente já passou pelo processo de biodegradação.

No período de 30 a 35 dias de monitoramento, houve um aumento no valor de pH para os três pontos de amostragem. Essa elevação correspondeu às condições de efluente bruto do processo.

Neste período, houve operação na planta funcional de produção de queijo, não havendo, portanto, a operação das demais plantas, fazendo com que o efluente apresentasse característica físico-química diferente devido a maior concentração de soro de leite, elevando a carga orgânica e dificultando o seu tratamento, o que levou a oscilação do pH para todos os pontos de coleta no reator.

A figura 3 mostra o histograma com o número de observações do pH nos três pontos de coleta determinados no reator ao longo dos 43 dias de monitoramento.

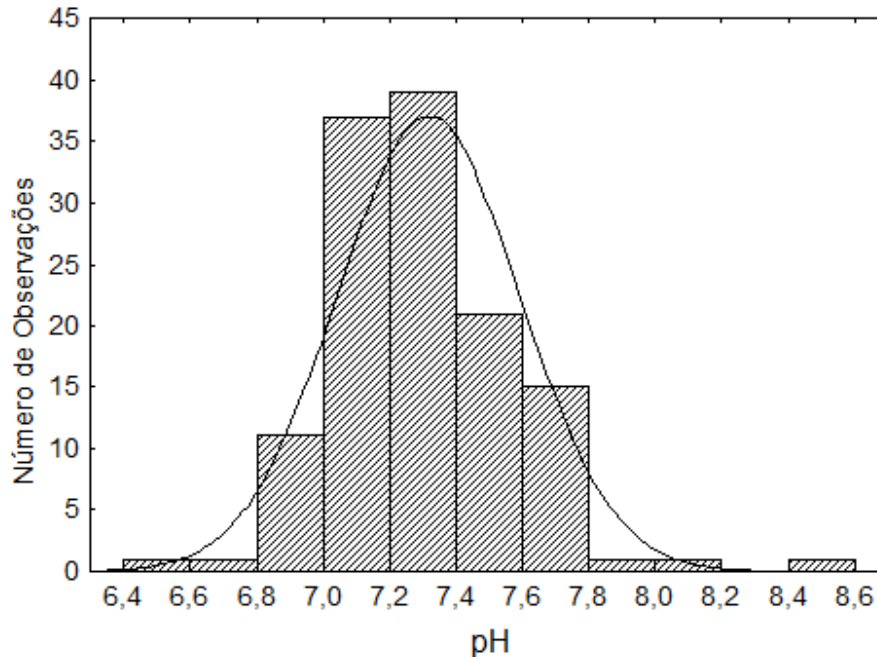


Figura 3. Histograma dos valores de pH obtidos durante os 43 dias de monitoramento do sistema de lodos ativados, sendo a linha cheia correspondente a distribuição normal.

Verifica-se que a maioria das observações encontra-se na faixa de pH de 6,8 a 7,8. Essa faixa de pH possibilita uma condição ótima para a degradação das moléculas complexas em compostos simples, importantes para a remoção de nutrientes como o nitrogênio orgânico em nitrogênio molecular. A remoção de nitrogênio ocorre via nitrificação e desnitrificação, o que provoca diminuição e aumento do pH, respectivamente (Kushwaha *et al.*, 2013).

As condições de pH no reator numa faixa de 5,0 a 8,0 têm efeito significativo na taxa de nitrificação, pois quando o pH tende para o caráter ácido reduz-se a taxa de oxidação da amônia (Ferreira *et al.*, 1998). Diante dos valores encontrados, entre 6,8 e 7,8 verificou-se uma correlação com o oxigênio dissolvido, com redução da sua solubilidade, fato influenciado pelo processo de nitrificação bacteriana.

No estudo de Kushwaha *et al.* (2013), ao longo do tempo de tratamento e do processo de nitrificação, o pH do efluente de laticínio foi reduzido até pH 4,5. Neste pH, toda a alcalinidade na presente no efluente foi consumida e, portanto, o processo de nitrificação parou. Durante o processo

de desnitrificação, ocorreu um aumento do pH de 4,5 para 7,5, devido ao uso de íons H^+ e remoção de CO_2 , o que pode justificar os menores valores de pH obtidos para as amostras dos pontos E e M.

A figura 4 mostra os perfis dos valores de oxigênio dissolvido em função do período de monitoramento. Verifica-se que para as amostras M e E, os valores de oxigênio dissolvido foram inferiores e mais próximos, entre si, do que para a amostra S.

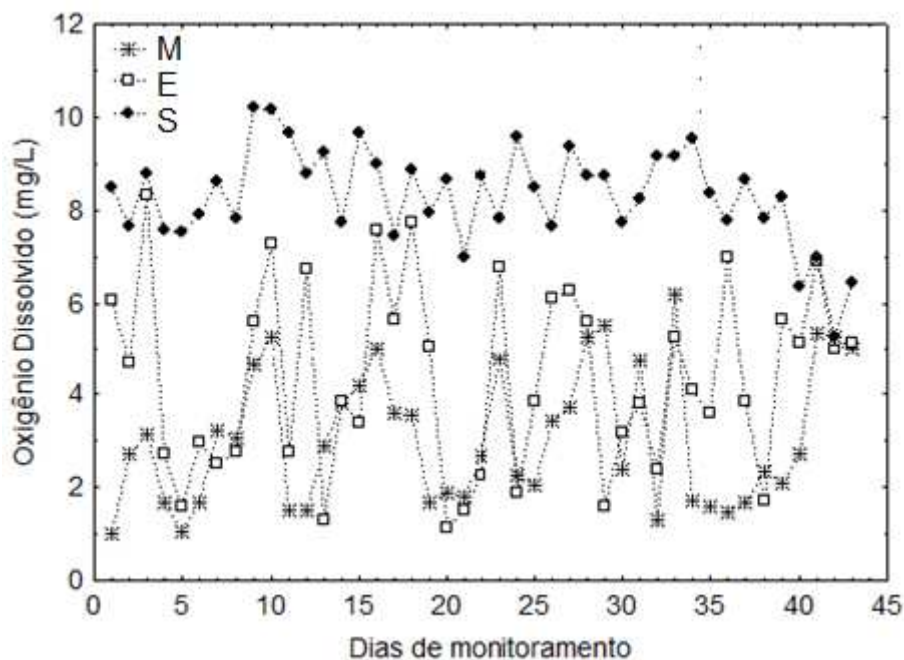


Figura 4. Perfis de valores de oxigênio dissolvido ao longo de 43 dias de monitoramento do sistema de lodos ativados para os pontos de coleta de amostras. E-entrada, M-meio, S-saída

Para proporcionar uma condição de oxigênio, necessário para os micro-organismos decompositores se reproduzirem, é importante controlar e monitorar o oxigênio na faixa de 0,4 a 2,0 mg/L para a síntese celular. Há um consumo excessivo de oxigênio pela ação das bactérias, que de certa forma, promove a queda brusca de oxigênio no reator, por isso a condição de manter seu nível elevado favorece para que essa redução não aconteça. Porém, quando o nível de oxigênio mantém-se elevado acontece outro fator considerado problemático, o fenômeno de lodo flotado, que é o agrupamento dos flocos formados no reator e seu movimento para o decantador secundário proporcionando o arraste de sólidos no vertedouro - saída para o corpo receptor (Von Sperling, 1997).

O sistema de aeração tem como finalidade fornecer oxigênio para a manutenção da atividade respiratória celular, com a transferência do oxigênio da fase gasosa para a líquida, que acontece através da difusão do ar pela película estagnada da fase gasosa até a interface gás-líquido, promovendo a solubilidade e suprindo a demanda existente (Badino, 1997). O oxigênio dissolvido entra em contato com as células suspensas e estas acabam por consumi-lo.

O perfil correspondente às amostras coletadas no meio do reator (ponto M) apresentou pouca variação de oxigênio dissolvido promovida pelos aeradores. As amostras correspondentes ao ponto E (entrada do sistema) apresentaram maior oscilação, como pode ser visualizado na figura 4, que pode ser justificada pelo efluente coletado neste ponto conter carga orgânica a ser degradada pelos micro-organismos. O perfil obtido das amostras do ponto S caracterizou-se por valores superiores de oxigênio dissolvido, e esta variação pode ter sido ocasionada pela ocorrência de lodo intumescido, determinando a ausência de bactérias filamentosas e, conseqüentemente, aumento dos valores de oxigênio dissolvido seguido da flotação no decantador secundário, pois houve o fornecimento do oxigênio e pouco consumo pelos micro-organismos.

A figura 5 mostra o histograma com a distribuição normal do número de observações dos valores de oxigênio dissolvido obtidos durante os 43 dias de monitoramento. Verifica-se que as observações encontram-se em uma ampla faixa, que varia de 1 a 10 mg/L, porém com maior número de observações para 1 mg/L. Isto pode ser justificado pela característica físico-química do efluente oriundo do processo, pois, ocorre variação na carga orgânica do efluente conforme o processamento realizado na indústria no dia de coleta das amostras.

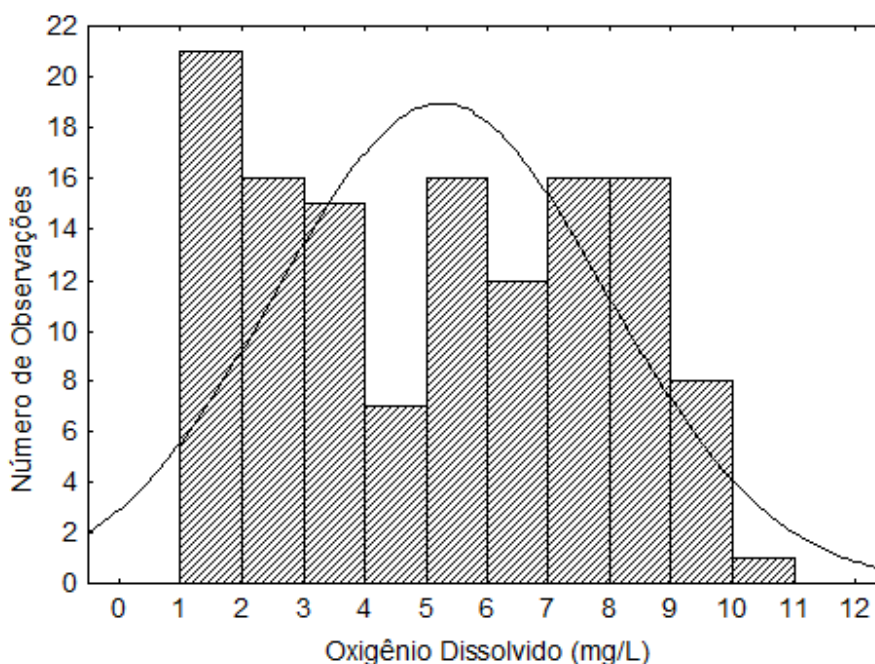


Figura 5. Histograma dos valores de oxigênio dissolvido obtidos durante os 43 dias de monitoramento do sistema de lodos ativados, sendo a linha cheia correspondente à distribuição normal.

Yadav *et al.* (2014) relatam que altas concentrações de oxigênio dissolvido podem causar arraste da biomassa até a parte superior do reator, desintegrando os flocos. Sugerem que o intervalo de concentração de 2-4 mg O₂/L seja o ideal para uma estação de tratamento.

Pode-se notar que os perfis das amostras M e E, apresentaram valores da concentração de oxigênio dissolvido próximos, exceto no período de 30 a 35 dias de monitoramento, em que ocorreu a variação do pH, um fator relacionado diretamente com o oxigênio dissolvido. Como já exposto anteriormente, esta variação pode ter ocorrido devido à operação da planta funcional do queijo que elevaria a concentração de carga orgânica do efluente oscilando o sistema. O soro possui pH médio de 6,82, Brix médio de 9,17°, altos teores de lactose (~4,9%), proteína (~0,8%) e gordura (~0,4%), que fazem deste um elemento altamente danoso aos sistemas de tratamento de efluentes (Rohlfes *et al.*, 2011), o que aumenta a carga orgânica do efluente e consequentemente afeta na concentração de oxigênio dissolvido.

Na figura 6, estão apresentados os perfis dos valores de turbidez para as amostras E, M e S ao longo do período de 43 dias de monitoramento.

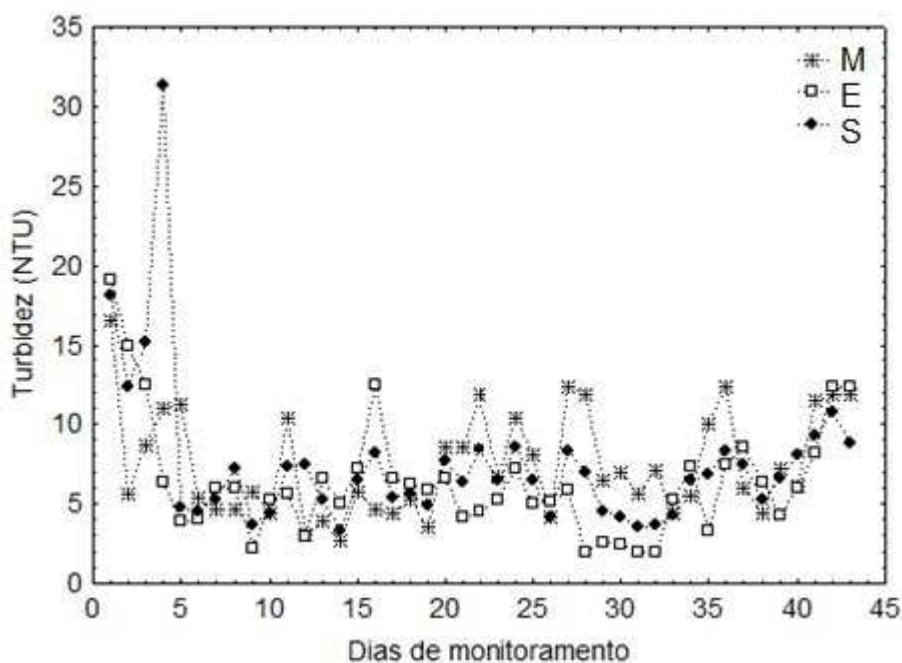


Figura 6. Perfis de valores de turbidez ao longo de 43 dias de monitoramento do sistema de lodos ativados para os pontos de coleta de amostras. E-entrada, M-meio, S-saída

Verifica-se que os perfis são semelhantes, o que pode ser justificado pelo fato de no sistema de lodos ativados ocorrer a mistura completa do efluente, tornando a turbidez próxima em todos os pontos. Porém, verifica-se uma maior linearidade para as amostras do ponto S, ou seja, verifica-se a menor incidência de picos para os resultados de turbidez deste ponto de coleta. No estudo de Wilen e Balmer (1999) no qual foram avaliados os efeitos do teor de oxigênio sobre a estrutura, tamanho e distribuição dos flocos de lodo ativado, foi verificado que a turbidez das amostras foram maiores quando utilizadas baixas concentrações de oxigênio dissolvido, o que pode justificar o comportamento mostrado na figura 6, já que as amostras da saída possuem menores quantidades de matéria orgânica

que contribui para o aumento da turbidez. A turbidez também pode estar relacionada a estrutura dos flocos. O crescimento excessivo de bactérias filamentosas provoca um efeito de varredura, devido à aglutinação de bactérias nos flocos e rede de filamentos (Wilén e Balmer, 1999).

A figura 7 mostra o histograma com a distribuição normal do número de observações dos valores de turbidez obtidos durante os 43 dias de monitoramento. Verifica-se que as observações encontram-se em uma faixa que varia de 0 a 10 NTU.

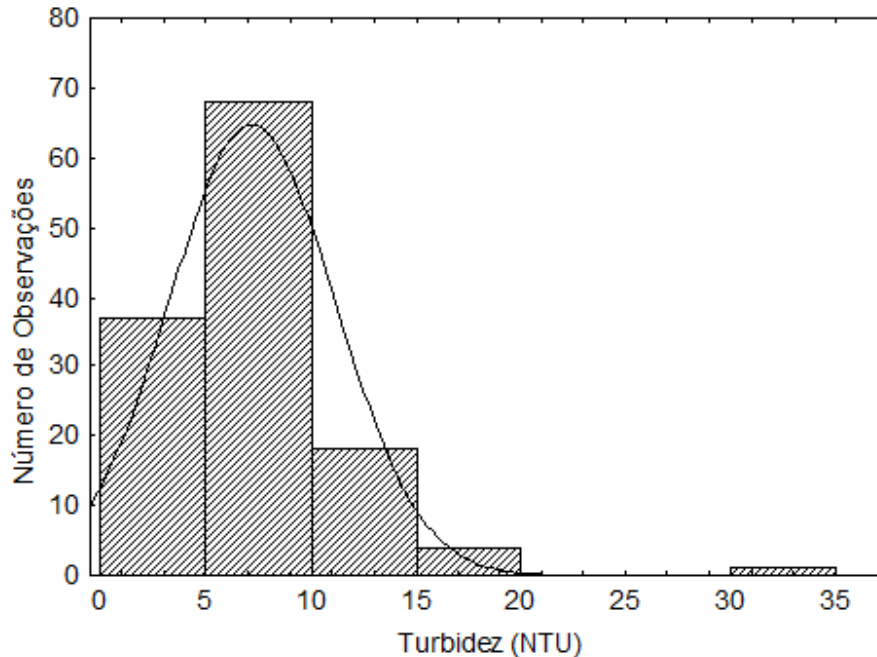


Figura 7. Histograma dos valores de turbidez obtidos durante os 43 dias de monitoramento do sistema de lodos ativados, sendo a linha cheia correspondente à distribuição normal.

Todos os pontos do de amostragem (E, M e S) possuem o valor de turbidez inferior a 40 NTU, o que segundo a Resolução 357/2005 do Conama, classificaria esta água como classe I, o que demonstra a eficiência do processo de tratamento.

CONCLUSÕES

Os resultados deste trabalho para o parâmetro pH, mostra que diante dos valores encontrados dentro da faixa de 6,8 a 7,8, valores estes que fornecem condições de nitrificação pela ação das bactérias e biodegradação, reduzindo os nutrientes presentes no efluente. No que se refere ao parâmetro oxigênio dissolvido, verificou-se que para as amostras M e E, os valores de oxigênio dissolvido foram inferiores e mais próximos, entre si, do que para a amostra S, na qual essa variação pode ter sido ocasionada pela ocorrência de lodo intumescido, o qual provoca a ausência de bactérias filamentosas, elevando o nível do oxigênio dissolvido. Para o parâmetro turbidez,

verificou-se que para os 3 pontos de amostragem determinados no reator, os perfis foram semelhantes e com valores que classificam a água como água de classe I.

REFERÊNCIAS

ADULKAR, T. V.; RATHOD, V. K. 2014. Ultrasound assisted enzymatic pre-treatment of high fat content dairy Wastewater. **Ultrasonics Sonochemistry**, **21**:1083–1089.

ANA – Agência Nacional das Águas. 2012. Guia nacional de coletas e preservação de amostras. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/userfiles/file/laboratorios/publicacoes/guia-nacional-coleta-2012.pdf>>. Acesso em: 15 maio 2014.

BADINO JR, A. C. 1997. **Reologia consumo de potência e transferência de oxigênio em cultivos descontínuos de *Aspergillus awamori* NRRL 3112**. Tese (Doutorado em Engenharia Química) – Universidade de São Paulo, SP, 182p.

BAIRD, C. 2002. **Química Ambiental**. 2 ed. Porto Alegre: Artmed, 622p.

BODZEK, M. et al. 1996. Biomembrane wastewater treatment by activated sludge method. **Desalination**, **107**(1):83-95.

BRAGA, B. et al. 2005. **Introdução à Engenharia Ambiental**. 2 ed. São Paulo: Pearson Prentice Hall, 336p.

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. 2012. Relatório anual de produção agropecuária. Disponível em: <<http://www.cnpqgl.embrapa.br/nova/informacoes/estatisticas/producao/tabela0231.php>>. Acesso em: 15 mar. 2014.

FERREIRA, E. S.; RIBEIRO, F. C.; TAVARES, J. L. 1998. Solução de problemas de remoção de nitrogênio em tratamento biológico dos efluentes líquidos da Refinaria Ipiranga. In: SEMINÁRIO AMBIENTAL – ABES, 1998, Porto Alegre. p.11-19.

HOLENDA, B. et al. 2008. Dissolved oxygen control of the activated sludge wastewater treatment process using model predictive control. **Computers and Chemical Engineering**, **32**:1270–1278.

KUSHWAHA, J. P.; SRIVASTAVA, V. C.; MALL, I. D. 2013. Sequential batch reactor for dairy wastewater treatment: Parametric optimization; kinetics and waste sludge disposal. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, **1**:1036–1043

MARTÍN-RILO, S. et al. 2015. Treatment of dairy industry wastewater by oxygen injection: performance and outlay parameters from the full scale implementation. **Journal of Cleaner Production**, **86**:15-23.

NAVACHI, J. A. 2002. **Reutilização dos efluentes tratados: caso de uma lavanderia industrial**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Fundação Universidade Regional de Blumenau, SC, 95p.

- RICHTER, C. A. 2009. **Água**: métodos e tecnologia de tratamento. São Paulo: Edgard Blücher, 352p.
- ROHLFES, A. L. et al. 2011. Indústrias lácteas: alternativas de aproveitamento do soro de leite como forma de gestão ambiental. **Tecno-Lógica**, **15**(2):79-83.
- VON SPERLING, M. 1996. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**: Lagoas de estabilização. v. 3. Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais, 134p.
- _____. 1997. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**: lodos ativados. v. 4. Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais, 416p.
- _____. 2006. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**: lagoas de estabilização. Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais, 196p.
- WILEN, B. M.; BALMER, P. 1999. The effect of dissolved oxygen concentration on the structure, size and size distribution of activated sludge flocs. **Water Research**, **33**(2):391-400.
- YADAV, T. C.; KHARDENAVIS, A. A.; KAPLEY, A. 2014. Shifts in microbial community in response to dissolved oxygen levels in activated sludge. **Bioresource Technology**, **165**:257-264.