Remoção biológica de nitrogênio por meio do processo de Nitrificação e Desnitrificação Simultâneas (NDS) em Lodo Ativado de Fluxo Contínuo

Biological nitrogen removal by the process of simultaneous nitrification and denitrification (SND) in activated sludge continuous flow

• **Data de entrada:**
01/08/2016
• **Data de aprovação:**
20/07/2018

Rodrigo de Freitas Bueno^{1*} | Fábio Campos² | Pedro Além Sobrinho² | Roque passos Pivelli²

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2020.017>

ORCID ID

Bueno, R. F. <https://orcid.org/0000-0002-6274-3278>
Campos, F. <https://orcid.org/0000-0002-8117-789X>

Além Sobrinho, P. <https://orcid.org/0000-0003-3645-981X>
Pivelli, R. P. <https://orcid.org/0000-0003-0653-0603>

Resumo

Este estudo teve como objetivo avaliar as condições de remoção de nitrogênio por meio do processo conhecido como nitrificação e desnitrificação simultâneas (NDS) em um sistema de lodo ativado operado sob fluxo contínuo em escala real. O estudo foi desenvolvido na Estação de Tratamento de Esgoto da Sabesp ETE – Limoeiro, localizada no município de Presidente Prudente/SP, Brasil. Para o controle do processo de NDS, o sistema de fornecimento de ar foi otimizado e as principais variáveis de interesse foram monitoradas de forma online. Em linhas gerais, pode-se concluir que o processo de lodo ativado operando com NDS resultou em boa eficiência na remoção de nitrogênio do esgoto, aplicando-se idade do lodo na faixa de 12 dias, tempo de detenção hidráulico médio de 16,6 horas e concentrações de oxigênio dissolvido nos reatores em torno de 0,5 mgO₂.L⁻¹. Os resultados demonstram que a nitrificação do esgoto ocorreu de forma eficiente, porém não completa, com residual em torno de 3,8 mgN-NH₃.L⁻¹. Já os resultados de concentração de N-Nitrato no efluente do processo de lodo ativado demonstraram a expressiva eficiência do processo de desnitrificação, resultando em concentrações menores que 2,5 mgN-NO₃.L⁻¹. A otimização do sistema de aeração resultou em uma economia média de 34% com o gasto de energia elétrica para aeração do sistema. De modo geral, o processo de NDS é uma alternativa a ser considerada tanto nos estudos de concepção para a implantação de novas estações como na adaptação de processos de lodos ativados existentes.

Palavras-chave: Remoção biológica de nitrogênio. Nitrificação e Desnitrificação Simultâneas (NDS). Lodos ativados. Respirometria.

Abstract

This paper aimed to evaluate the nitrogen removal conditions through the process known as simultaneous nitrification and denitrification (SND) in an activated sludge system operated under continuous flow in real scale. The study was developed at Sabesp ETE Sewage Treatment Plant, located in the city of Presidente Prudente/SP, Brazil. To control SND process, the air supply system was optimized and the main variables of interest were monitored online.

¹ UFABC (Universidade Federal do ABC) – Centro de Engenharia, Modelagem e Ciências Sociais Aplicadas. Santo André – SP – Brasil.

² Poli-USP (Escola Politécnica da Universidade de São Paulo). São Paulo – SP – Brasil.

* **Autor correspondente:** rodrigo.bueno@ufabc.edu.br.

In general, it can be concluded that the sludge process enabled operating with SND resulted in good efficiency in removing sewage nitrogen, applying sludge age in the 12 day range and dissolved oxygen concentrations in the reactors around $0.5 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$. The results demonstrate that the sewage nitrification took place efficiently, however, not completely, with residual around $3.8 \text{ mgN-NH}_3 \cdot \text{L}^{-1}$. Since the results of Nitrate-N concentration in the effluent from the activated sludge process they have shown significant efficiency of denitrification process, resulting in lower concentrations than $2.5 \text{ mgN-NO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$. Optimization of the aeration system resulted in an average savings of 34% with the electricity spent aeration system. In general the process of SND is an alternative to be considered both in design studies for the construction of new stations, such as the adaptation of existing activated sludge processes.

Keywords: Biological nitrogen removal. Simultaneous nitrification and denitrification (NDS). Activated sludge. Respirometry.

1 INTRODUÇÃO

O sistema de lodo ativado se distingue de outros sistemas de tratamento biológico de esgotos por oferecer a possibilidade de remover de águas residuárias os nutrientes nitrogênio e fósforo com requisitos mínimos de área. Para usufruir das vantagens desses sistemas quanto à remoção de nutrientes, podem-se variar suas configurações e, dessa maneira, elevar o seu potencial de tratamento. Grande parte do lodo em sistemas de lodo ativado se compõe de bactérias heterotróficas facultativas, isto é, bactérias que usam o material orgânico como fonte de energia, utilizando oxigênio comoceptor final de elétrons. Todavia, quando em situações em que o oxigênio não está presente, essas bactérias são capazes de utilizar a energia contida no material orgânico, por meio da fermentação, ou utilizar outro oxidante comoceptor final de elétrons, por exemplo, nitrato ou nitrito. Quando NO_3^{-1} e NO_2^{-1} são utilizados pelas bactérias heterotróficas facultativas como oxidante da matéria orgânica, ocorre a remoção de nitrogênio como gás (N_2), num processo denominado de desnitrificação (VAN HAANDEL e MARAIS, 1999). O processo de desnitrificação contribui para mitigar o problema de eutrofização nos corpos d'água receptores. Esse processo se deve, principalmente, à atuação de bactérias quimiorganotróficas, fototróficas e de alguns fungos. De forma geral, a desnitrificação é pre-

cedida pela nitrificação, que é um processo realizado comumente por organismos autotróficos nitrificantes. Em regiões de clima tropical, a nitrificação, mesmo que não tenha sido prevista em projeto, quase sempre acontece. Por esse motivo, a desnitrificação deve estar inserida no projeto original de dimensionamento para que problemas operacionais graves não ocorram, como por exemplo, a flotação do lodo no decantador secundário devido à liberação de nitrogênio gasoso (VAN HAANDEL e MARAIS, 1999). Entende-se que, nos dias atuais, as alternativas de pré-desnitrificação e de pós-desnitrificação, processos que podem ser associados aos sistemas de lodo ativado, são satisfatoriamente conhecidas. Embora possa ser futuramente implantado nas estações de tratamento de esgoto (ETEs) do país, o arranjo com pré-desnitrificação tem por principal aspecto desfavorável a necessidade de grandes vazões de recirculação de lodo da zona aerada para a zona anóxica, dependendo da concentração de nitrato a ser obtida no efluente final, acarretando elevação significativa dos custos operacionais em função do consumo de energia elétrica por estas elevatórias adicionais (BUENO, 2016). A pós-desnitrificação, por sua vez, exige a adição artificial de carbono orgânico para esse processo heterotrófico em que os microrganismos usam nitrato comoceptor de elétrons. Os sistemas de lodo ativado que trabalham sob o

regime de bateladas sequenciais são bastante propícios para a obtenção da desnitrificação, bastando a manutenção de etapas anóxicas nos ciclos operacionais, ainda trazendo a vantagem de levarem ao consumo de matéria orgânica biodegradável sem introdução de oxigênio. Porém adaptar sistemas de fluxo contínuo existentes para a operação em bateladas sequenciais é praticamente impossível. Restam como alternativas a serem avaliadas, contemplando apenas biomassa em suspensão, o processo de nitrificação e desnitrificação simultâneas (NDS), atualmente em uso em ETEs em outros países. Nitrificação e desnitrificação simultâneas (NDS) implicam que os dois processos ocorram no mesmo reator sob condições de operação idêntica (BUENO, et al., 2017 e KEENE, et al., 2017). Segundo VON HUYSSTEEN, apud TCHOBANOGLIOUS, et al. (2004), uma quantidade significativa de nitrogênio pode ser removida em um sistema de lodo ativado de estágio único sem que haja uma região específica em condições anóxicas. Essa observação foi feita em lodo ativado com mistura completa com aeradores superficiais e valos de oxidação, sistemas com tempo de retenção hidráulica e de residência celular elevados, nas quais os processos de nitrificação e desnitrificação podem ocorrer simultaneamente. Havendo regiões de baixa concentração de oxigênio dissolvido (OD) no lodo do tanque de aeração, o ambiente torna-se favorável para a ocorrência de reações anóxicas. O oxigênio dissolvido e o substrato solúvel presentes na parte exterior do floco difundem-se na zona aeróbia e, dependendo da concentração de oxigênio dissolvido, de amônia e de DQO biodegradável, o oxigênio dissolvido poderá ser consumido rapidamente no interior do floco de forma que se torna indisponível na camada interna. O nitrato produzido na zona aeróbia pode difundir-se em direção à camada interna conjuntamente com o substrato, ocorrendo a desnitrificação. Considerando-se que pode ser obtida a NDS em um único reator, os

estudos de ROBERTSON e KUENEN, 1984 e 1994; RITTMANN e LANGELAND, 1985; POTH M, et al., 1985; HELMER C, et al. 1998; VAN LOOSDRECHT e JETTEN, 1998; YOO K., 1999; POCHANA e KELLER, 1999; VILLABERDE, et al., 2000; ZHANG P., et al., 2001; SATOH, et al., 2003; BUENO, 2011, BUENO, et al., 2017 e KEENE, et al., 2017) propõem as seguintes hipóteses:

(a) de natureza física (“teoria de microambiente”): os gradientes de concentração de OD dentro dos flocos ou biofilmes microbianos (de diâmetro de 100 a 150 μm) formam populações diferenciadas ao longo do biofilme devido às limitações difusivas: as nitrificantes ocupam zonas de altas concentrações de OD, e as desnitrificantes localizam-se em regiões de concentrações mais baixas;

(b) de natureza biológica: existência de bactérias desnitrificantes aeróbias e nitrificantes heterotróficas. Supõe-se que os microrganismos responsáveis pela desnitrificação são capazes de reduzir nitrogênio por determinado tempo, mesmo quando a concentração de oxigênio dissolvido começa a aumentar, considerando que a biomassa esteja submetida a baixas concentrações de OD.

(c) de controle operacional e ambiental: O controle automatizado da concentração de OD em baixas concentrações é um fator “chave” para o desenvolvimento e estabilidade do processo NDS, elevado tempo de retenção de sólidos (TRS), matéria orgânica disponível e temperatura que favoreçam a nitrificação.

Assim, além da incorporação do importante benefício da remoção de nitrogênio, o consumo de energia é menor, tanto pela manutenção de concentração baixa de OD nos tanques de aeração como pelo consumo de carga orgânica sob condições anóxicas, (cerca de 30 - 40% a menos), em comparação com um processo de pré-desnitrificação convencional (COLLOVOGNARELLI e BERTANZA, 1999; BUENO, 2011; BUENO, et al., 2017;

KEENE, et al., 2017 e ZHANG, X., et al., 2017). Dentro desse contexto, esta pesquisa teve por objetivo a produção de elementos para a avaliação da viabilidade de agregar novas tecnologias a uma estação de tratamento de esgoto sanitário pelo processo de lodo ativado em escala real, visando à remoção de nitrogênio e à redução de energia elétrica para aeração.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Estação de Tratamento de Esgoto (ETE - Limoeiro)

O estudo foi desenvolvido na Estação de Tratamento de Esgoto (ETE - LIMOEIRO) sob concessão da Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (Sabesp), unidade de negócio baixo Parapanema. A ETE está localizada na Rodovia Júlio Budisk, km 8, Presidente Prudente, São Paulo, Latitude (-22.117246°) e Longitude (-51.468686°). A concepção da ETE Limoeiro é do tipo lodo ativado com aeração prolongada de fluxo contínuo; possui tratamento preliminar (grades e caixa de areia), 03 (três) tanques de aeração alimentados com os esgotos em paralelo seguidos de 03 (três) decantadores. Cada tanque de aeração possui 102,0 metros de comprimento, 17,3 metros de largura com profundidade útil de 5,3 metros e borda de segurança de 0,5 metros, resultando em um volume útil por tanque de 9.353 m^3 . Para o tratamento da fase sólida, a ETE conta com 02 adensadores por gravidade e 02 decanters centrífugos com seus acessórios para desaguamento de lodo.

2.2 Fornecimento e controle da aeração

Na concepção original da ETE, o sistema de aeração era feito por aeradores/misturadores do tipo *hyperbolic classic Invent* (Modelo HCRBK-G/2500-30kW – 42 rpm), com motor de 30 kW (40 cv), e cada tanque contava com 08 aeradores. Para o desenvolvimento da pesquisa, todo o sistema de aeração foi substituído por difusores circulares de membrana de bolha fina, com sistema triplo, ante entupimento, com elevada transferência de oxigênio, com vazão de trabalho mínima de $0,020 \text{ m}^3/\text{min}$ e máxima de $0,120 \text{ m}^3/\text{min}$ (Marca: B&F dias). O fornecimento de ar é feito por meio de 05 (cinco) sopradores tipo roots com capacidade, cada um, para até $6.120 \text{ Nm}^3\text{Ar/h}$, para o soprador com 1.970 rpm (motor com 1.750 rpm). Para 04 (quatro) sopradores em operação, a capacidade total de produção de ar é de $24.480 \text{ Nm}^3\text{.ar/hora}$. Para a entrada do quinto soprador, nas horas de pico, pode chegar a $30.600 \text{ Nm}^3\text{.ar/hora}$. Cada conjunto de soprador tem motor de 200 CV, todos controlados por meio de inversores de frequência. Para o desenvolvimento da nitrificação e desnitrificação simultâneas (NDS), foi necessária a otimização do sistema de controle de OD nos tanques de aeração para o comando da vazão dos sopradores de ar. Assim, foram implantados 03 (três) sensores de OD em cada tanque de aeração, de forma a produzir três zonas de lodo com oxigenação controlada de forma independente, permitindo o controle mais rigoroso do valor estabelecido para o OD na operação do sistema que foi mantida na faixa de 0,3 a $0,8 \text{ mgO}_2/\text{L}$. Os sensores foram instalados há uma profundidade útil de 1,0 metro a partir da superfície de cada reator. A Fig. 1 mostra o arranjo experimental e disposição das sondas de OD instaladas nos tanques de aeração.

Figura 1: Arranjo experimental e disposição das sondas de OD nos tanques de aeração.

Para o controle da aeração, levou-se em conta o comportamento dinâmico da estação de tratamento de esgoto em relação às variações de vazão e cargas afluentes, de modo a melhorar o desempenho do processo e obter redução de custos operacionais, estabilidade do sistema e o desenvolvimento da NDS. Na ETE Limoeiro, o controle da vazão de ar foi por meio da variação

da rotação do soprador por meio de inversores de frequência, que permitem aumentar ou diminuir a vazão de ar de maneira estável de modo a suprir a demanda de OD dentro dos tanques de aeração sem que haja prejuízos para o processo de tratamento. Na Fig. 2 mostra-se o fluxograma resumido do sistema de controle da aeração implantado na ETE Limoeiro.

Figura 2: Estrutura resumida do controle de oxigênio dissolvido no tanque de aeração.

2.3 Controladores e sensores de monitoramento online de OD, pH, REDOX e Nitrato implantados na ETE Limoeiro

O controlador do sistema de aeração e das variáveis de monitoramento online foi o modelo SC1000, da Hach, origem EUA. Os sensores de oxigênio dissolvido foram os de LDO (oxigênio dissolvido luminescente) modelo 2, da Hach, origem EUA. Os sensores de LDO são de resposta rápida, calibração automática, baixa manutenção. A faixa de medição é de 0,00 a 20,00 mgO₂/L, com resolução de 0,01 mgO₂/L e precisão de <0,05mgO₂/L. Ainda, nos tanques de aeração foram instalados sensores de pH de processo com leitura na faixa de 0 a 14 e eletrodo de potencial redox (ORP) na faixa de medição de -1500 a +1500 mV, ambos da marca Hach. Todos os dados transmitidos pelos sensores foram registrados e enviados ao supervisório por meio de um CLP da marca Schneider. O sensor de nitrato foi instalado no canal de entrada do tanque de contato de cloro, onde a agitação do esgoto era menor, porém antes da dosagem de cloro no esgoto tratado. O sensor utilizado foi o NO₃-D SC, marca Hach, origem EUA. Para evitar desgaste do sensor e interferência de sólidos, foi instalado um compressor específico de limpeza do sensor nitrato/amônia, modelo SC115V, marca Hach.

2.4 Variáveis controladas e análises laboratoriais

Diariamente, as condições operacionais de todos os equipamentos da ETE, principalmente os sensores instalados nos tanques de aeração, eram inspecionados pelos operadores da ETE. As coletas das amostras do esgoto afluente e do esgoto efluente foram compostas de 24 horas. A composição das amostras foi feita pela mistura de alíquotas coletadas em volumes proporcionais às vazões dos instantes da coleta. Para a

realização das coletas foram implantados dois amostradores automáticos da marca Hach, modelo Sigma SG900. O esgoto afluente ao processo biológico e efluente de cada decantador secundário foram caracterizados três vezes por semana, tendo-se determinado a DBO₅ (diluição e incubação a 20°C), DQO (método do refluxo aberto), NTK e N-NH₃ (digestão, destilação e titulação), NO₂⁻¹ e NO₃⁻¹ (cromatografia iônica), alcalinidade total (titulação) e sólidos em suspensão totais e voláteis. Os lodos dos tanques de aeração e das linhas de retorno de lodo foram analisados diariamente, determinando-se a concentração de sólidos em suspensão totais e voláteis (filtração em 1,2 µm, secagem em estufa a 104°C e calcinação em forno mufla a 550°C). Foram realizados também ensaios de sedimentabilidade do lodo pelo método adaptado de von SPERLING, 2002. As metodologias analíticas utilizadas seguiram a 21ª edição do Standard Methods for Examination of Water and Wastewater, da APHA / AWWA / WEF (2005).

2.5 Ensaios respirométricos

Para determinação das velocidades específicas máximas de crescimento das bactérias nitrificantes (μ_m), das constantes de meia saturação de Monod (K_n) e da taxa específica de utilização de substrato (r_n), foram realizados ensaios respirométricos com o lodo do tanque de aeração. As determinações das taxas de consumo de oxigênio (TCO) foram feitas mediante o uso de Respirometro da marca Beluga acoplado a um sensor de OD marca Orion. Foi empregado o modelo cinético de Marais e colaboradores, descrito por VAN HAANDEL & MARAIS (1999). Na Tabela 1 apresentam-se as equações utilizadas com suas respectivas unidades para determinação das constantes citadas.

Tabela 1: Equações utilizadas para a determinação das constantes cinéticas autotróficas

Símbolo	Equações
TCO_n	$TCO_n = TCO_{máx} - TCO_{mín} \quad (1)$
r_n	$r_n = \frac{TCO_n}{4,57} * 24 \quad (2)$
N_l	$\frac{0,1 * X_v * V_r}{R_s * Q_{afI}} \quad (3)$
N_c	$N_c = NTK_a - NTK_e - N_l \quad (4)$
X_n	$X_n = \frac{Y_n * N_c * R_s}{(1 + b_n * R_s) * R_h} \quad (5)$
μ_{mn}	$\mu_{mn} = \frac{Y_n * r_n}{X_n} \quad (6)$

Onde:

TCO_n - taxa de consumo de oxigênio referente aos compostos nitrogenados ($mgO_2.L^{-1}.h^{-1}$);

r_n = constante específica de utilização de substrato ($mgN.mgSSV^{-1}.d^{-1}$);

N_l = concentração de nitrogênio no lodo de excesso ($mgN.L^{-1}$);

V = volume do reator (L);

X_v = concentração de SSV no tanque de aeração ($mg.L^{-1}$);

R_s = idade do lodo (dias);

Q_{afI} = vazão afluyente ($L.d^{-1}$);

N_c = capacidade de nitrificação ($mgN.L^{-1}$);

NTK_a = concentração de NTK no afluyente ($mgN.L^{-1}$);

NTK_e = concentração de NTK no efluente ($mgN.L^{-1}$);

X_n = concentração de organismos ativos nitrificantes na biomassa volátil ($mgSSV.L^{-1}$);

R_h = tempo de detenção hidráulica (dias);

Y_n = coeficiente de rendimento celular para bactérias nitrificantes (adotado: $0,1 \text{ kgSSV.kgN}^{-1}$);

b_n = constante de decaimento dos organismos nitrificantes (adotado: $0,04 * 1,03^{(t-20)}$);

μ_{mn} = constante de crescimento específico máximo para bactérias nitrificantes (dias).

Para determinação da constante de meia saturação (K_n), considerou-se a cinética de Monod, em que, por meio de respirogramas, no momento em que $\mu = \frac{1}{2} \mu_m$ ou que a $TCO_n = \frac{1}{2} TCO_{n,máx}$, calcula-se a razão entre área equivalente à concentração do substrato residual (amônia ou nitrito) pelo respectivo coeficiente estequiométrico de oxigênio – 4,57 para amônia e 1,14 para nitrito. A Fig. 3 mostra um exemplo de um respirograma com obtenção da TCO endógena, após adição do substrato e o reestabelecimento da TCO endógena.

Figura 3: Respirograma com adição de amônia como substrato em uma batelada de lodo ativado

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Comportamento do processo de tratamento:

Para efeito de comparação com o processo de lodo ativado, apresentam-se os resultados do sistema antes da implantação da estratégia operacional, ano de 2012, e os resultados efetivos do

estudo realizado nos anos de 2013, 2014 e 2015 para obter o processo de NDS. Os dados de vazão do esgoto à entrada e saída do processo de lodo ativado foram determinados por meio de sensores online instalados sobre medidor Parshall, com leituras ao longo das 24 horas diárias durante todo o estudo, e são apresentados na Fig. 4.

Figura 4: Diagramas Box-Whiskers das vazões afluyente e efluente - ETE Limoeiro-Sabesp

Os resultados mostram a ocorrência de acréscimo da vazão afluente do ano de 2012 a 2013, de 430 L.s⁻¹ em média para 470 L.s⁻¹, motivado pela implantação de novos trechos de rede coletora de esgoto. Nos demais anos, não ocorreu diferença significativa, permanecendo em uma vazão média de 470 L.s⁻¹, o que resultou em um tempo de detenção hidráulico (TDH) médio de 16,6 horas. No entanto, ao analisarmos o TDH em relação à variação das vazões, houve períodos em que o TDH ficou na faixa de 10,8 horas para vazões máximas e de 53,4 horas para perío-

dos de vazões mínimas. Ao comparar os resultados de vazão durante o período de estudo, não foi possível obter uma justificativa plausível para as diferenças entre as vazões de entrada e saída. A vazão de descarte do lodo ativado em excesso é de menor magnitude em relação às diferenças observadas. Em relação à DQO e à DBO, na Fig. 5 mostram-se os resultados das concentrações resultantes à entrada e à saída do processo de lodo ativado. Esses valores correspondem às médias das determinações compostas realizadas durante o estudo.

Figura 5: Diagramas Box-Whiskers das concentrações de DQO e DBO afluente e efluente do processo de lodo ativado

As concentrações médias de DQO no afluente foram de $729 \pm 171 \text{ mg.L}^{-1}$, $753 \pm 185 \text{ mg.L}^{-1}$, $772 \pm 180 \text{ mg.L}^{-1}$ e $708 \pm 106 \text{ mg.L}^{-1}$ e no efluente de $257 \pm 131 \text{ mg.L}^{-1}$, $151 \pm 88 \text{ mg.L}^{-1}$, $133 \pm 62 \text{ mg.L}^{-1}$ e $100 \pm 54 \text{ mg.L}^{-1}$, respectivamente, para os anos de 2012, 2013, 2014 e 2015. As concentrações de DBO foram de $353 \pm 51 \text{ mg.L}^{-1}$, $356 \pm 86 \text{ mg.L}^{-1}$, $345 \pm 56 \text{ mg.L}^{-1}$, $345 \pm 66 \text{ mg.L}^{-1}$ no afluente e, no efluente, de $90 \pm 63 \text{ mg.L}^{-1}$, $61 \pm 26 \text{ mg.L}^{-1}$, $37 \pm 14 \text{ mg.L}^{-1}$ e $54 \pm 30 \text{ mg.L}^{-1}$, respectivamente, para os anos de 2012, 2013, 2014 e 2015. Composto-se a DQO e a DBO afluente com a vazão média apresentada na Fig. 4, tem-se, respectivamente a esses mesmos períodos, as cargas orgânicas aplicadas de $27.084 \text{ kgDQO.d}^{-1}$, $30.578 \text{ kgDQO.d}^{-1}$, $31.083 \text{ kgDQO.d}^{-1}$ e $29.056 \text{ kgDQO.d}^{-1}$ e de $13.115 \text{ kgDBO.d}^{-1}$, $14.456 \text{ kgDBO.d}^{-1}$, $13.891 \text{ kgDBO.d}^{-1}$ e de $13.891 \text{ kgDBO.d}^{-1}$. Observa-se na Fig. 5 (a) e (c) que no ano de 2012 (ano sem controle do processo), a eficiência de remoção de DQO e DBO foi inferior à dos demais anos, com médias de 61% e 75%, respectivamente. Esses valores são considerados inferiores aos que ocorrem normalmente em processos de lodos ativados. A baixa eficiência nesse período pode ser associada ao controle debilitado no fornecimento de ar para o processo biológico e na limitação no descarte de excesso de lodo ativado, sendo comum uma elevada concentração de SST no efluente, na ordem de 206 mg.L^{-1} . No ano de 2013, e mais efetivamente nos anos de 2014 e 2015, o processo de lodos ativados passou a ter um maior controle operacional, devido à instalação dos controladores/sensores, e buscou-se

melhorar a retirada de sólidos por meio da aquisição de uma centrífuga de maior capacidade. Os resultados apresentados na Fig. 5 mostram uma melhora na qualidade do efluente final. As eficiências médias de DBO nos períodos foram de 81, 89, 83% e de DQO de 83, 93 e 90%. Apesar da melhora significativa no tratamento, a relação entre a DQO solúvel e a DQO total manteve-se muito próxima a 0,5 em todo o período de estudo, tanto no afluente como no efluente do processo de lodo ativado. Isto significa que, apesar da parcela significativa no esgoto afluente de material que pode ser metabolizado mais facilmente, o processo de tratamento não resultou na melhor floculação possível da matéria coloidal do esgoto, tendo resultado em fração solúvel ainda elevada, paralelamente ao processo de perda excessiva de sólidos em suspensão no efluente, que foi de 208 mg.L^{-1} , 66 mg.L^{-1} e 117 mg.L^{-1} nos anos de 2013, 2014 e 2015, respectivamente. Embora o processo de lodo ativado operando com nitrificação e desnitrificação simultâneas tenha resultado em boas eficiências de remoção em termos de DQO e DBO, a qualidade do efluente final pode ser considerada inferior à que normalmente ocorre em processos de lodos ativados com aeração prolongada.

Em decorrência da carga orgânica afluente e do controle exercido sobre a idade do lodo, as concentrações de sólidos em suspensão totais e voláteis resultantes nos tanques de aeração são apresentadas na Fig. 6, onde observa-se a mediana, os quartis (inferior e superior) e a dispersão dos dados obtidos durante o período de estudo.

Figura 6: Diagramas Box-Whiskers da Série de Sólidos nos tanques de aeração

Os resultados mostram que, nos quatro períodos, os tanques de aeração operaram com concentrações de SST e SSV nos lodos muito próximas entre si e relativamente elevadas. A relação SSV/SST resultou em 0,71, 0,67, 0,71 e 0,69 nos lodos dos tanques para os anos de 2012, 2013, 2014 e 2015, respectivamente. Esses números estão associados a um bom nível de digestão do lodo, sendo possível a secagem sem digestão complementar. Considerando-se as cargas de DBO

apresentadas anteriormente, as concentrações de SSV e o volume útil total dos tanques de aeração de 27.570 m³, a relação alimento/microrganismos resultantes são de 0,15, 0,18, 0,16 e 0,17 kgDBO.kgSSV⁻¹.d⁻¹ para os anos de 2012, 2013, 2014 e 2015, respectivamente.

Os resultados do controle da idade do lodo ativado exercido durante o estudo são apresentados na forma de Diagramas Box-Whiskers na Fig. 7.

Figura 7: Diagramas Box-Whiskers da idade do lodo ativado na ETE Limoeiro

Observa-se na Fig. 7 a ocorrência de variação de idade do lodo em faixa ampla em ambos os períodos. Isso se deveu principalmente à variação na perda de sólidos com o efluente final, que ocorreu de forma excessiva no ano de 2012 e em boa parte do ano de 2013. Levando-se em conta a perda de sólidos, a idade do lodo média foi de 8, 10, 12 e 12 dias nos anos de 2012, 2013, 2014 e 2015, respectivamente. Apesar da ocorrência de idade do lodo baixa em determinados períodos, foi possível obter a nitrificação e a desnitrificação no processo; isso demonstra que não há

grande diferença entre a idade do lodo mínima para a nitrificação entre os processos com baixa concentração de OD nos tanques, em torno de $0,5 \text{ mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$ e os com condições normais de aeração, em que se mantém o OD na faixa de $2,0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. Essa constatação é bastante motivadora, por indicar que é possível obter a nitrificação/desnitrificação simultâneas em faixa de idade do lodo mais ampla do que era suposto na literatura. Os resultados do índice volumétrico do lodo (IVL) obtido durante o período de estudo são apresentados na Fig. 8.

Figura 8: Diagramas Box-Whiskers do IVL no tanque de aeração da ETE Limoeiro

Os valores médios de IVL foram de 203, 179, 191 e $194 \text{ mL}\cdot\text{g}^{-1}$ para os anos de 2012, 2013, 2014 e 2015, respectivamente. Tendo-se o valor de 100 mL/g como referência para a indicação de boa condição de sedimentabilidade, observa-se na Fig. 6 valores bem acima, com pico de $447 \text{ mL}\cdot\text{g}^{-1}$. Valores elevados de IVL em sistemas de lodos ativados operados com baixa aeração são descritos na literatura. No estudo de Schuyler, et al. (2009), os resultados de IVL foram de 300 a $600 \text{ mL}\cdot\text{g}^{-1}$ com OD na faixa de $0,65$ a $0,90 \text{ mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$ e idade do lodo de 5 dias e na faixa de 200 a $380 \text{ mL}\cdot\text{g}^{-1}$ com o OD na faixa de $0,50 \text{ mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$ e idade do lodo de 12 dias. No estudo de Bueno, 2011 com OD na faixa de $0,3$ a $0,8 \text{ mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$ o IVL ficou na faixa de $189\pm 40 \text{ mL}\cdot\text{g}^{-1}$ para idade do lodo em torno de 40 dias e $210\pm 9 \text{ mL}\cdot\text{g}^{-1}$ para idade do lodo de 30 dias

e $170\pm 20 \text{ mL}\cdot\text{g}^{-1}$ para idade do lodo de 20 dias. Os resultados mostram que independentemente da idade do lodo e da razão A/M, sistemas operados com baixa concentração de OD no tanque de aeração tendem a apresentar valores de IVL maiores que os processos tradicionais. De fato, essas condições evidenciam os riscos da ocorrência de perda excessiva de sólidos com o efluente final. Para avaliar o efeito da baixa aeração na sedimentabilidade do lodo ativado, foi realizado um ensaio de sedimentabilidade em duas condições: um com o lodo coletado diretamente do tanque de aeração com o OD na faixa de $0,3$ a $0,8 \text{ mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$ e outro com OD na faixa de $1,0$ a $1,5 \text{ mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$ (o lodo era submetido previamente à aeração durante 2 horas antes do teste). Na Tabela 2 mostram-se os resultados dos ensaios de sedimentabilidade.

Tabela 2: Velocidades de sedimentação para diferentes concentrações de sólidos

C (kg/m ³)	Condições normais OD = 0,3 a 0,8 mg.L ⁻¹	Teste após aeração OD = 1,5 a 2,0 mg.L ⁻¹	Valores de Referência para lodos ativados (VON SPERLING, 1997)
	v (m/h)	v (m/h)	v (m/h)
0,0	5,62	6,89	7,40
0,5	3,84	4,93	5,29
1,0	2,62	3,53	3,79
1,5	1,79	2,52	2,71
2,0	1,22	1,80	1,94
2,5	0,83	1,29	1,39
3,0	0,57	0,92	0,99
3,5	0,39	0,66	0,71
4,0	0,27	0,47	0,51
4,5	0,18	0,34	0,36
5,0	0,12	0,24	0,26

Os resultados com o lodo sob a condição de baixa aeração foram inferiores aos obtidos em processos de lodo ativado com aeração prolongada, nos quais se tem valores típicos de V_0 de 8,6 a 10,0 m.h⁻¹ como indicativos de média a ótima sedimentabilidade e valores entre 5,6 a 6,2 m.h⁻¹ indicando sedimentabilidade do lodo de péssima a ruim (VON SPERLING, 2002). No entanto, no teste em que o lodo foi submetido a uma prévia aeração (2 horas) na faixa de 1,0 a 1,5 mgO₂.L⁻¹, nota-se uma melhora significativa na velocidade de sedimentação do lodo, com valor médio de $V_0 = 6,9$ m.h⁻¹. Nesse caso, quando se comparam

os dados da Tabela 2 com os valores da referência, tem-se uma boa aproximação dos valores, indicando uma melhora na floculação do lodo biológico. Na ETE Limoeiro, devido às limitações no sistema de aeração, não foi possível testar valores maiores de OD no tanque de aeração. No entanto, os resultados mostram que é possível uma melhora significativa na sedimentabilidade do lodo ao se operar os tanques de aeração com uma concentração mais elevada nos trechos finais de cada tanque. Na Fig. 9 (a) mostram-se fotografias do lodo sedimentado em condições de baixa aeração e (b) após 2 horas de aeração.

Figura 9: Ensaio de sedimentabilidade. (a) baixa aeração (b) após 2 horas de aeração

3.2 Concentrações de OD nos tanques de aeração

A Fig. 10 mostra os diagramas Box-Whiskers de concentrações de OD durante todo o período de estudo.

As médias das concentrações de OD foram de 0,51, 0,57, 0,38 e 0,56 mgO₂.L⁻¹ para os anos de 2012, 2013, 2014 e 2015, respectivamente. Independentemente da dispersão dos dados apresentados na Fig. 10, os valores medianos também ficaram em torno de 0,5 mgO₂.L⁻¹ para todo o período de estudo. Isso demonstrou que é possível garantir a principal condição para a ocorrência da nitrificação/desnitrificação simul-

tâneas, embora o sistema de fornecimento de ar instalado na ETE não tenha sido escolhido para essa finalidade específica.

3.3 Potencial de oxirredução

Na Fig. 11, apresentam-se os resultados do controle exercido sobre o potencial de oxirredução (ORP) dos lodos dos tanques de aeração.

Os valores obtidos de ORP oscilaram entre +5 e +190 mV no período de estudo e resultaram em valores médios de 95, 74 e 113 mV nos anos de 2013, 2014 e 2015, respectivamente. Valores semelhantes foram descritos por Zhao et al. (1999), Thauré et al. (2008) e Bueno (2011), quando operaram sistemas promovendo a NDS. Quando se aplica o teste estatístico de correlação de Pearson aos dados obtidos de OD e ORP, nota-se uma correlação positiva baixa $r = (+0,10 \text{ a } 0,29)$. Nesse caso, é de interesse o uso do potencial de oxirredução como complemento no monitora-

mento do processo de NDS. Porém não descarta a necessidade do monitoramento do OD no tanque de aeração, devido à resposta rápida às variações.

3.4 Remoção do material nitrogenado

Na Fig. 12, apresentam-se os resultados das determinações compostas de NKT e Nitrogênio Amoniacal no esgoto à entrada e à saída do processo de lodo ativado.

Figura 12: Diagramas Box-Whiskers de NKT e N-Amoniacal (N-NH_3) no afluente e efluente do processo de lodos ativados

Os resultados demonstram que a nitrificação do esgoto ocorreu de forma eficiente, porém não completa. As concentrações médias de NKT no efluente foram de 15,6, 11,8, 7,1 e 5,1 mgN-NKT.L^{-1} e de Nitrogênio Amoniacal de 9,8, 7,8, 5,6 e 3,8 $\text{mgN-NH}_3.\text{L}^{-1}$ para os anos de 2012, 2013, 2014 e 2015, respectivamente. Nos anos de 2014 e 2015, período de melhor controle operacional, observam-se valores relativamente baixos no efluente final. No entanto, é comum, em processos de lodos ativados com a mesma faixa de idade do lodo, a obtenção de residuais da ordem de 2,0 $\text{mgN-NH}_3.\text{L}^{-1}$, porém com maior concentração de OD nos tanques de aeração. O valor médio obtido no estudo requer diluição

para lançamento em águas classe 2 da Resolução 357/2005 do Conama. No entanto, ao analisar os resultados, pode-se identificar que o valor médio relativamente elevado encontrado se deve a episódios de maior prejuízo para a nitrificação. Isso pode ter ocorrido mediante substancial redução na idade do lodo ocorrida em períodos de grande perda de sólidos com o efluente final, em que a concentração máxima de N-NH_3 do efluente elevou-se até 22,7 $\text{mgN-NH}_3.\text{L}^{-1}$ (2012) e 26,0 $\text{mgN-NH}_3.\text{L}^{-1}$ (2013) e 10,1 $\text{mgN-NH}_3.\text{L}^{-1}$ (2014) e 15,0 $\text{mgN-NH}_3.\text{L}^{-1}$ (2015).

Na Fig. 13, apresentam-se os resultados das determinações compostas do nitrogênio nitrato no esgoto à saída ao processo de lodos ativados.

Figura 13: Diagramas Box-Whiskers de N-NO_3^{-1} no efluente do processo de lodo ativado

Observa-se na Fig. 13 que, em praticamente em todo o período de estudo, as concentrações de nitrato no efluente foram menores que $10,0 \text{ mg-N-NO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$ (exceção feita a um pico de $13,0 \text{ mg-N-NO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$ em 2013). Os resultados médios das concentrações da amostragem composta foram de 2,1, 4,5, 2,9 e $3,6 \text{ mgN-NO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$. Esses resultados denotam a expressiva eficiência do processo

de desnitrificação, resultando em concentrações médias de N-NO_3 no efluente sempre abaixo de $10,0 \text{ mgN-NO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$, que é o padrão para águas classe 2 estabelecidos na Resolução Conama 357/2005. Esses resultados são confirmados por meio do monitoramento online realizado no efluente final durante os anos de 2013, 2014 e 2015 como mostra a Fig. 14.

Figura 14: Série temporal do monitoramento online de nitrato no efluente do processo de lodos ativados

Continua...

Continuação

Observa-se na série histórica da Fig. 14 a estabilidade do processo de desnitrificação, sendo que a concentração de nitrato se manteve abaixo de $6,0 \text{ mgN-NO}_3\text{.L}^{-1}$ praticamente em todo o período do estudo, com uma mediana em torno de apenas $2,0 \text{ mgN-NO}_3\text{.L}^{-1}$ no efluente, providenciando uma segurança absoluta em relação ao controle desse importante contaminante químico formado durante a oxidação dos compostos nitrogenados presentes no esgoto. Assim, pode ser entendido que a etapa de desnitrificação não é limitante no processo de nitrificação e desnitrificação simultâneas. Com base na teoria da formação de micro-zonas anóxicas no interior dos flocos, infere-se que efetivamente a penetração do íon nitrato para as camadas mais internas dos flocos ocorre a contento, enquanto o mesmo não acontece com as moléculas de oxigênio dissolvi-

do, de forma que não ocorre a concorrência entre os dois aceptores de elétrons.

3.5 Variação da alcalinidade devido a amonificação, nitrificação e desnitrificação no processo de lodo ativado

Os resultados médios da concentração de alcalinidade no esgoto à entrada e à saída do processo de lodo ativado foram de 217, 206, 217 e 229 $\text{mgCaCO}_3\text{.L}^{-1}$, e no efluente, de 35, 127, 121 e 126 $\text{mgCaCO}_3\text{.L}^{-1}$, respectivamente, para os anos de 2012, 2013, 2014 e 2015. Com base nesses resultados, adotando-se a nomenclatura apresentada por van Haandel e Marais (1999) e fazendo-se um balanço de massa das formas nitrogenadas, temos os valores de nitrogênio nitrificado e o consumo correspondente de alcalinidade conforme mostram as Tabelas 3 e 4.

Tabela 3: Variação da alcalinidade teórica causada pelo efeito estequiométrico devido à amonificação, nitrificação e desnitrificação (2012-2013).

Variação da alcalinidade no sistema de lodo ativado (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)								
Variável	2012				2013			
	Δalc_{am}	Δalc_n	Δalc_d	Δalc_t	Δalc_{am}	Δalc_n	Δalc_d	Δalc_t
média	-32	-107	46	-92	-22	-185	78	-128
máximo	12	36	104	-50	-5	-37	175	-43
mínimo	-75	-215	-25	-143	-49	-366	-10	-222
DP	26	79	40	24	12	100	58	45
CV(%)	-0,8	-0,7	0,9	-0,3	-0,5	-0,6	0,7	-0,4
N	17				18			
Recuperação	*				69%			

Onde: Δalc_{am} : Variação da alcalinidade devido à amonificação; Δalc_n : Variação da alcalinidade devido à nitrificação; Δalc_d : Variação da alcalinidade devido à desnitrificação; Δalc_t : Variação da alcalinidade devido à amonificação, nitrificação e desnitrificação.

Tabela 4: Variação da alcalinidade teórica causada pelo efeito estequiométrico devido à amonificação, nitrificação e desnitrificação (2014-2015)

Variação da alcalinidade no sistema de lodo ativado (mgCaCO ₃ /L)								
Variável	2014				2015			
	Δalc_{am}	Δalc_n	Δalc_d	Δalc_t	Δalc_{am}	Δalc_n	Δalc_d	Δalc_t
média	-9	-199	90	-119	3	-200	25	-107
máximo	12	-63	146	-34	35	-103	51	-56
mínimo	-27	-318	18	-195	-19	-371	10	-193
DP	10	59	30	35	12	62	9	37
CV(%)	-1,0	-0,3	0,3	-0,3	4,7	-0,3	0,4	-0,3
N	31				28			
Recuperação	80%				94%			

Onde: Δalc_{am} : Variação da alcalinidade devido à amonificação; Δalc_n : Variação da alcalinidade devido à nitrificação; Δalc_d : Variação da alcalinidade devido à desnitrificação; Δalc_t : Variação da alcalinidade devido à amonificação, nitrificação e desnitrificação.

Portanto, de acordo com os resultados da série nitrogenada para o ano de 2015, deveria ter ocorrido um consumo líquido de alcalinidade de 107 mgCaCO₃.L⁻¹, enquanto os resultados de alcalinidade indicaram o consumo líquido de 101 mgCaCO₃.L⁻¹, ocorrendo, portanto, 94% de recuperação. Desse modo, conclui-se que o balanço de alcalinidade no processo de lodo ativado, com exceção do ano de 2012, torna-se compatível com a ocorrência simultânea do processo de amonificação, nitrificação e desnitrificação.

3.6 Atividade Metabólica das Bactérias Heterotróficas

Por meio dos ensaios respirométricos e das determinações analíticas, calcularam-se, para os anos de 2013, 2014 e 2015, as constantes de crescimento específico máximo das bactérias heterotróficas (μ_m) e as taxas de utilização de material orgânico das bactérias heterotróficas ($r_{máx}$) que são apresentados na Tabela 5.

Tabela 5: Valores médios das constantes cinéticas de utilização de material orgânico

Constantes cinéticas das bactérias heterotróficas						
Variável	2013		2014		2015	
	$\mu_{m,20}$ (d ⁻¹)	$r_{máx}$ (mgDQO.mgX _a .d ⁻¹)	$\mu_{m,20}$ (d ⁻¹)	$r_{máx}$ (mgDQO.mgX _a .d ⁻¹)	$\mu_{m,20}$ (d ⁻¹)	$r_{máx}$ (mgDQO.mgX _a .d ⁻¹)
média	2,6	5,7	2,7	6,0	2,8	6,2
máxima	3,5	7,7	3,8	8,2	4,4	8,5
mínima	1,3	2,9	1,5	3,2	1,6	3,4
DP	0,6	1,4	0,7	1,1	1,3	1,2
CV (%)	24,1	24,1	10,0	8,5	9,0	9,0
n	10		10		10	

Observa-se que praticamente não houve diferença entre os resultados médios da taxa de crescimento específico máximo ($\mu_{m,20}$) das bactérias heterotróficas no período de estudo. Sendo de 2,6 d⁻¹ no ano de 2013, de 2,7 d⁻¹ no ano de 2014 e de 2,8 d⁻¹ para o ano de 2015. Esses valores são compatíveis com os encontrados na literatura $\mu_{m,20}$ = (1,5 - 7,2 d⁻¹). Isso significa que a baixa concentração de OD no tanque de aeração e as demais condições impostas para obtenção do processo de NDS não afetaram negativamente o crescimento das bactérias heterotróficas do processo de lodos ativados.

3.7 Coeficientes cinéticos da nitrificação no sistema com NDS

Com os dados obtidos pela respirometria e por

determinações analíticas, calcularam-se, para os anos de 2013, 2014 e 2015, as constantes de crescimento específico máximo (μ_m), as de meia saturação de Monod (K_n) e a taxa máxima de utilização de amônia e nitrito ($r_{n,máx}$) para as bactérias oxidadoras de amônia (BOA) e nitrito (BON). Para constante de decaimento (b_n), foi adotado um valor típico de $0,04 \cdot 1,04^{(T-20)}$, sugerido por EKAMA & MARAIS (1976). Os dados apresentados foram corrigidos para uma temperatura de 20°C. Nas Tabelas 6 e 7, apresentam-se os resultados médios da taxa de consumo de oxigênio exógena (TCO_{exo}) e a taxa de consumo de oxigênio máxima ($TCO_{n,máx}$) devida ao consumo de amônia e nitrito, respectivamente.

Tabela 6: Valores médios da TCO pelas bactérias oxidadoras de amônia

Taxa de consumo de oxigênio pelas bactérias oxidadoras de amônia						
Variáveis	2013		2014		2015	
	TCO_{exo} mgO ₂ .L ⁻¹ .h ⁻¹	$TCO_{n,máx}$ mgO ₂ .L ⁻¹ .h ⁻¹	TCO_{end} mgO ₂ .L ⁻¹ .h ⁻¹	$TCO_{n,máx}$ mgO ₂ .L ⁻¹ .h ⁻¹	TCO_{exo} mgO ₂ .L ⁻¹ .h ⁻¹	$TCO_{n,máx}$ mgO ₂ .L ⁻¹ .h ⁻¹
média	34	18	33	19	32	18
máximo	42	26	45	31	44	30
mínimo	25	9	22	8	22	8
DP	5	5	7	7	7	7
CV (%)	15	29	20	34	22	40
n	10		10		10	

* $TCO_{endógena}$ = 16,0 mgO₂.L⁻¹.h⁻¹ (2013); $TCO_{endógena}$ = 14,0 mgO₂.L⁻¹.h⁻¹ (2014 e 2015).

Tabela 7: Valores médios da TCO pelas bactérias oxidadoras de nitrito

Variáveis	Taxa de consumo de oxigênio pelas bactérias oxidadoras de nitrito					
	2013		2014		2015	
	TCO _{exo} mgO ₂ .L ⁻¹ .h ⁻¹	TCO _{n.máx} mgO ₂ .L ⁻¹ .h ⁻¹	TCO _{end} mgO ₂ .L ⁻¹ .h ⁻¹	TCO _{n.máx} mgO ₂ .L ⁻¹ .h ⁻¹	TCO _{exo} mgO ₂ .L ⁻¹ .h ⁻¹	TCO _{n.máx} mgO ₂ .L ⁻¹ .h ⁻¹
média	21	5	19	5	20	6
máximo	26	10	22	8	25	11
mínimo	17	1	16	2	16	2
DP	3	3	2	2	3	3
CV(%)	14	58	12	46	16	55
n	10		10		10	

* TCO_{endógena} = 16,0 mgO₂.L⁻¹.h⁻¹ (2013); TCO_{endógena} = 14,0 mgO₂.L⁻¹.h⁻¹ (2014 e 2015).

No período de 2013 a 2015, não houve variação significativa nos resultados médios de TCO_{exo} e TCO_{n.máx} para as bactérias oxidadoras de amônia e de nitrito. Esses valores foram utilizados para as determinações

das taxas de crescimento específico máximas das BOA e das BON (μ_m), dos coeficientes de meia saturação (K_n) e das taxas máximas de utilização de amônia e nitrito ($r_{n.máx}$), apresentadas nas Tabela 8 e 9.

Tabela 8: Valores médios das constantes de crescimento específico máximo das bactérias oxidadoras de amônia (μ_m 20).

Variáveis	BOA (d ⁻¹)								
	2013			2014			2015		
	μ_m 20	K_{n20}	$r_{n.máx}$	μ_m 20	K_{n20}	$r_{n.máx}$	μ_m 20	K_{n20}	$r_{n.máx}$
média	0,50	0,98	93	0,43	0,85	102	0,39	0,80	96
máximo	0,73	2,30	137	0,68	1,80	163	0,65	1,30	158
mínimo	0,25	0,50	47	0,18	0,40	42	0,17	0,50	42
DP	0,14	0,53	27	0,15	0,45	35	0,16	0,31	38
CV(%)	29	54	29	34	53	34	40	38	40
n	10			10			10		

Tabela 9: Valores médios das constantes de crescimento específico máximo das bactérias oxidadoras de nitrito (μ_m 20).

Variáveis	BOA (d ⁻¹)								
	2013			2014			2015		
	μ_m 20	K_{n20}	$r_{n.máx}$	μ_m 20	K_{n20}	$r_{n.máx}$	μ_m 20	K_{n20}	$r_{n.máx}$
média	0,55	0,62	4,0	0,41	0,59	4,0	0,49	0,67	119
máximo	1,12	1,26	9,0	0,71	1,10	7,0	0,96	1,10	232
mínimo	0,11	0,18	1,0	0,18	0,30	1,7	0,17	0,18	42,11
DP	0,32	0,34	2,5	0,19	0,26	1,9	0,27	0,29	65
CV(%)	58	56	58	47	45	46	55	44	55
n	10			10			10		

Os resultados obtidos nesse estudo podem ser considerados bastante próximos, quando se comparam com a faixa prevista para μ_m 20 entre 0,20 - 1,02 d⁻¹ por Barnard (1991); Kayser (1991); Eckenfelder (1992); Sutton et al., (1979); Gujer

(1977); Ekama & Marais (1976); Poduska & Andrews (1974); Gujer & Jenkins (1975); Lawrence & Brown (1973); Lijkelma (1973); Downing et al, (1964) *apud* Metcalf & Eddy (2003).

3.8 Economia no consumo de energia devido à mudança na taxa de transferência

Considere-se a seguinte fórmula, utilizada para a correção da transferência de oxigênio das condições padrão para as condições de campo:

$$\lambda = \alpha \frac{(\beta C_{sw} - C_L) 1,024^{T-20}}{9,17} \quad (7)$$

Em que:

λ = coeficiente de correção da capacidade de transferência de oxigênio do sistema de aeração para condições de campo;

α = taxa de transf. OD no esgoto/taxa de transf. OD na água limpa;

β = concentração de OD no esgoto/concentração de OD na água limpa;

C_{sw} = conc. de saturação de OD à temperatura e altitude de projeto;

C_L = concentração de OD no tanque de aeração;

T = temperatura da massa líquida.

Para $\alpha = 0,7$; $\beta = 0,95$ e $C_{sw} = 7,7$ mg/L, tem-se:

a) Para $C_L = 1,5$ mg/L, $\lambda = 0,51$

b) Para $C_L = 0,5$ mg/L, $\lambda = 0,60$

Ou seja, ganho de 0,09 em 0,51 = 18%

No entanto, se considerarmos no processo de SND, há outro componente de economia de energia elétrica para aeração devido ao consumo de matéria orgânica via anóxica, o que não ocorre em processo de lodo ativado convencional ou com apenas nitrificação. Para estimar esse ganho, que é variável em função das características do afluente e do local da ETE (temperatura, altitude), simulou-se o processo com pré-desnitrificação considerando-se as condições de projeto da ampliação da ETE limoeiro. Utilizou-se o modelo cinético descrito em VAN

HAANDEL e MARAIS, 1999. Resulta, dessa previsão, uma economia de 16,1%, tendo em vista que a demanda de oxigênio para a oxidação de matéria orgânica carbonácea mais a demanda para a nitrificação resultou em $17.790 + 9.266 = 27.056$ kg/d (condições de verão), sendo que a desnitrificação, nas condições usadas nesta simulação, resultou em 4.349 kg/d. Assim sendo, conclui-se que, para as condições empregadas nesta simulação, a economia no consumo de energia elétrica foi de 34,1%, valor bastante expressivo, que para outras condições operacionais deverá variar pouco.

Esse valor calculado foi confirmado com a análise das contas de energia elétrica no período de estudo, com base nas leituras nos medidores de consumo de energia elétrica instalados na própria estação que indicaram uma redução na faixa de 20-35% com o gasto de energia elétrica para aeração após operação com OD reduzido e com controle rigoroso do processo. Esse valor é compatível com os relatos na literatura para sistemas operados com baixa aeração que pode chegar a uma economia de energia elétrica entre 30 e 40% (PENG ZHANG E ZHOU QI, 2007; THAURÉ et al., 2008; BUENO, 2011).

4 CONCLUSÃO

Em linhas gerais, pode-se concluir que o processo de lodo ativado operando com nitrificação e desnitrificação simultâneas resultou em boa eficiência na remoção de nitrogênio do esgoto, aplicando-se idade do lodo na faixa de 12 dias e concentrações de oxigênio dissolvido nos reatores em torno de $0,5 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$. Após a otimização do sistema e melhorias na operação, houve uma melhora significativa na eficiência de remoção da matéria orgânica nos anos de 2014 e 2015. No entanto, os valores da DBO do efluente final resultaram mais elevadas do que o esperado. Isso se deveu à perda excessiva de sólidos com o efluente, motivada por sobrecargas hidráulicas, acúmulo de lodos nos tanques de aeração devido a problemas

na linha de tratamento de lodo, ou mesmo como decorrência das condições de baixa oxigenação impostas, que podem ser contornadas mantendo-se uma zona com concentrações mais elevadas de OD no trecho final do tanque de aeração, de modo a melhorar a floculação do lodo biológico. Os resultados demonstram que a nitrificação do esgoto ocorreu de forma eficiente, porém não completa. Nos anos de 2014 e 2015, obteve-se a concentração média de 5,6 e 3,8 mgN-NH₃.L⁻¹ no efluente final, respectivamente, sendo comum a obtenção de residuais da ordem de 2 mgN-NH₃.L⁻¹ em processos de lodos ativados com a mesma faixa de idade do lodo, porém com maior concentração de OD nos tanques de aeração. No entanto, ao serem observadas as séries históricas, pode-se identificar que o valor médio relativamente elevado encontrado se deve a episódios de maior prejuízo para a nitrificação. Isso pode ter ocorrido mediante substancial redução na idade do lodo ocorrida em períodos de grande perda de sólidos com o efluente final, em que a concentração de N-NH₃ do efluente elevou-se substancialmente.

Os resultados de concentração de N-Nitrato no efluente do processo de lodo ativado demonstraram a expressiva eficiência do processo de desnitrificação, resultando em concentrações de N-NO₃ sempre abaixo de 10 mgN.L⁻¹, que é o padrão para águas classe 2 estabelecidos na Resolução Conama 357/2005. Pode ser entendido que a etapa de desnitrificação não é limitante no processo de nitrificação e desnitrificação simultâneas. Concluiu-se também ser possível, mediante controle do sistema de aeração, manter a concentração de oxigênio dissolvido variando em faixa estreita em torno de 0,5 mg.L⁻¹, em estação por lodo ativado, apesar das variações nas características do esgoto afluente. A taxa máxima de crescimento das bactérias nitrificantes resultou da mesma ordem de grandeza dos valores que ocorrem em processos de lodo ativado com maior nível de oxigenação. Isso demonstra que, para a faixa de idade do lodo aplicada, a manutenção de baixa concentração de

OD nos tanques de aeração não traz prejuízo para a cinética da nitrificação.

A redução da aeração trouxe uma economia média de 34,1% com o gasto de energia elétrica para aeração do sistema. Esse valor é compatível com os apresentados na literatura. Concluiu-se que o processo de lodo ativado com nitrificação e desnitrificação simultâneas de fluxo contínuo é uma alternativa promissora de tratamento, a ser considerada tanto nos estudos de concepção para a implantação de novas estações como na adaptação de processos de lodo ativado existentes.

5 AGRADECIMENTOS

Agradecemos o apoio da Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (Fapesp) e a Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (Sabesp) pelo apoio financeiro, processos No 10/50741-9 e 12/04235-0, aos quais foram determinantes para realização deste estudo.

6 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Todos os autores contribuíram de forma igualitária.

7 REFERÊNCIAS

- APHA, 2005. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**, 21 ed. American Public Health Association/American Water Works Association/Water Environment Federation, Washington, DC, USA.
- BUENO, R. F. **Nitrificação e desnitrificação simultâneas em reator com biomassa em suspensão e fluxo contínuo de esgoto**. 2011. Dissertação (Mestrado em Saúde Ambiental) - Faculdade de Saúde Pública, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2011. Disponível em: <<http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/6/6134/tde-09092011-153620/>>. Acesso em: 2016-08-01.
- BUENO, R. F. **Avaliação na nitrificação e desnitrificação simultânea em estação de tratamento de esgoto em escala real**. 2016. Tese (Doutorado). Universidade de São Paulo.
- BUENO, R. F., PIVELLI, R. P., CAMPOS, F., & SOBRINHO, P. A. (2017). Simultaneous nitrification and denitrification in the activated sludge systems of continuous flow. **Environmental technology**, 1-12.

- COLLOVOGNARELLI, C.; BERTANZA, G. (1999) Simultaneous Nitrification-Denitrification Processes in Activated Sludge Plants: Performance and Applicability. **Water Sci. Technol.**, 40 (4-5), 187-194.
- HAANDEL, A. C. V; MARAIS, G.V.R. **O Comportamento do Sistema de Lodo Ativado: Teoria e Aplicações para Projetos e Operações**. Campina Grande: Epgraf 472p., 1999.
- HELMER C., KUNST S. Simultaneous nitrification denitrification in an aerobic biofilm system. **Water Sci Technol**, 1998, 37(4-5), 183-187
- HIPPEN A., ROSENWINKEL K. H., BAUMGARTEN G., SEYFRIED C. F. Aerobic deammonification a new experience in the treatment of wastewaters. **Water Sci Technol**, 1997, 35(10): 111-120
- KEENE, N. A., REUSSER, S. R., SCARBOROUGH, M. J., GROOMS, A. L., SEIB, M., SANTO DOMINGO, J., & NOGUERA, D. R. (2017). Pilot plant demonstration of stable and efficient high rate biological nutrient removal with low dissolved oxygen conditions. **Water research**, 121, 72-85.
- METCALF & EDDY, Inc. **Wastewater Engineering: Treatment And Resource Recovery**. Mcgraw-Hill Education; 5 Edition, P.2048, 2013.
- MUINCH, E.; LANT, P.; KELLER, J. (1996) Simultaneous Nitrification and Denitrification in Bench-Scale Sequencing Batch Reactors. **Water Res.**,30 (2). 277-284.
- POCHANA K., KELLER J., LANT P. Model development for simultaneous nitrification and denitrification. **Water Sci Technol**, 1999, 39(1): 235-243
- POCHANA K., KELLER J. Study of factors affecting simultaneous nitrification and denitrification (SND). **Water Sci Technol**, 1999, 39(6): 61-68
- POTH M., FOCHT D. D. N. kinetic analysis N₂O production by Nirosonomas europaea an examination of nitrifier denitrification. **Appl Environ Microbiol**, 1985, 49(5): 1134-1141
- RITTMANN B. E., LANGE LAND W. E. Simultaneous denitrification with nitrification in single-channel oxidation ditches. **Journal WPCF**, 1985, 57(4): 300-308
- ROBERTSON, L. A., & KUENEN, J. G. (1984). Aerobic Denitrification: A Controversy Revived. **Archives of Microbiology**, 139(4), 351-354.
- SATOH, H.; NAKAMURA, Y.; ONO, H.; OKABE, S. (2003) Effect of Oxygen Concentration on Nitrification and Denitrification in Single Activated Sludge Floes. **Biotechnol. Bioeng.**, 83 (5), 604-607.
- SEN. P.; DENTEL. S. K. (1998) Simultaneous Nitrification-Denitrification in a Fluidized Bed Reactor. **Water Sci. Technol.**, 38 (1), 247-254.
- TCHOBANOGLOUS, G. et al., **Wastewater Engineering – Treatment and Reuse**. Mcgraw Hill. Metcalf & Eddy, Inc. International Edition. New York, 2004.
- THAURÉ D., LEMOINE C., DANIEL O., MOATAMRI N., CHABROL J. Optimisation of aeration for activated sludge treatment with simultaneous nitrification denitrification. **Water Sci Technol**, 2008, 58(3), 639-645
- TURK, O.; MAVINIC, D. (1989) Maintaining Nitrite Buildup in a System Acclimated to Free Ammonia. **Water Res.**, 23 (11), 1385-1388.
- VAN LOOSDRECHT. M. C. M.; JETTEN, M. S. M. (1998) Microbiological Conversions in Nitrogen Removal. **Water Sci. Technol**, 38 (1-7), 1-7.
- VILLABERDE S., FDZ-POLANCO F., GARCÍA P. A. Nitrifying biofilm acclimation to free ammonia in submerged biofilters. Start-up influence. **Water Res**, 2000, 34(2): 602-610
- VON SPERLING, M. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias**. Vol. 4 Lodos Ativados. 2 Ed. Belo Horizonte: Desafio, V.1p. 428, 2002.
- WATER ENVIRONMENT RESEARCH FOUNDATION, 2003 **Methods for Wastewater Characterization in Activated Sludge Modeling, Report No. 99-WWF-3**; Water Environment Research Foundation: Alexandria, Virginia.
- YOO K., AHN K. H., LEE H. J., LEE K. H., KWAK Y. J., SONG K. G. Nitrogen removal from synthetic wastewater by simultaneous nitrification and denitrification (SND) via nitrite in an intermittently-aerated reactor. **Water Res**, 1999, 33(1): 145-154
- ZENG, R. J.; LEMAIRE; R.; YUAN, Z.; KELLER, Y. J. (2003) Simultaneous Nitrification, Denitrification, and Phosphorus Removal in a Lab-Scale Sequencing Batch Reactor. **Biotechnol. Bioeng.**, 84 (2), 170-178.
- ZHANG P., ZHOU Q., SONG L. P., GU G. W. **Study progress on simultaneous nitrification and denitrification**. **Chongqing Environmental Sciences**, 2001, 23(6): 20-24
- ZHANG P., ZHOU Q. Simultaneous nitrification and denitrification in activated sludge system under low oxygen concentration. **Front. Environmental Sciences Engin.** China, 2007, 2(1): 1-4
- ZHAO H. W., MAVINIC D. S., OLDFHAM W. K., KOCH F. A. Controlling factors for simultaneous nitrification and denitrification in a two-stage intermittent aeration process treating domestic sewage. **Water Res**, 1999, 33(4): 961-970
- ZHENG X. C., LI Y. X. **The Technology of Nitrogen and Phosphorus Removal**. Beijing: China Building Industry Press, 1998, 45-46 (in Chinese).
- ZHANG, X., ZHENG, S., XIAO, X., WANG, L., & YIN, Y. (2017). Simultaneous nitrification/denitrification and stable sludge/water separation achieved in a conventional activated sludge process with severe filamentous bulking. **Bioresour. technology**, 226, 267-271.