



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO NORTE
CENTRO DE TECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA SANITÁRIA E
AMBIENTAL**

JÉSSICA YSABELLY TORRES ALVES

**AVALIAÇÃO DE SISTEMA DE LODO ATIVADO HÍBRIDO EMPREGADO NO
PÓS-TRATAMENTO DE REATOR UASB EM REGIÃO DE CLIMA QUENTE**

**NATAL – RN
2019**

JÉSSICA YSABELLY TORRES ALVES

**AVALIAÇÃO DE SISTEMA DE LODO ATIVADO HÍBRIDO EMPREGADO NO
PÓS-TRATAMENTO DE REATOR UASB EM REGIÃO DE CLIMA QUENTE**

Dissertação apresentada ao Curso de Pós-Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental como parte dos requisitos para a obtenção do Título de Mestre em Engenharia Sanitária e Ambiental do Centro de Tecnologia da Universidade Federal do Rio Grande do Norte.

Orientador: Prof. Dr. Hélio Rodrigues dos Santos
Coorientadora: Prof^a. Dr^a. Silvânia Lucas dos Santos

**NATAL – RN
2019**

Universidade Federal do Rio Grande do Norte - UFRN
Sistema de Bibliotecas - SISBI
Catalogação de Publicação na Fonte. UFRN - Biblioteca Central Zila Mamede

Alves, Jéssica Ysabelly Torres.

Avaliação de sistema de lodo ativado híbrido empregado no pós-tratamento de reator UASB em região de clima quente / Jéssica Ysabelly Torres Alves. - 2019.

40 f.: il.

Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Centro de Tecnologia, Programa de Pós-graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental. Natal, RN, 2019.

Orientador: Dr. Hélio Rodrigues dos Santos.

Coorientadora: Profa. Dra. Silvânia Lucas dos Santos.

1. Lodo ativado híbrido - Dissertação. 2. Reator UASB - Dissertação. 3. Biofilme - Dissertação. 4. Remoção biológica de nitrogênio - Dissertação. 5. Respirometria - Dissertação. I. Santos, Hélio Rodrigues dos. II. Título.

RN/UF/BCZM

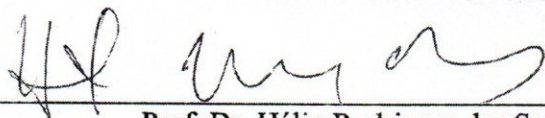
CDU 628.3

JÉSSICA YSABELLY TORRES ALVES

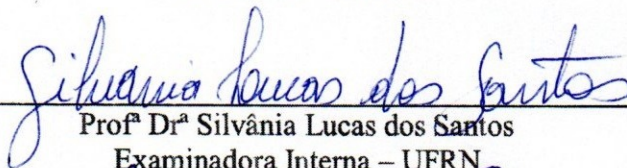
**AValiação de Sistema de Lodo Ativado Híbrido Empregado no
Pós-Tratamento de Reator UASB em Região de Clima Quente**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação, em Engenharia Sanitária e Ambiental, da Universidade Federal do Rio Grande do Norte, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Engenharia Sanitária e Ambiental.

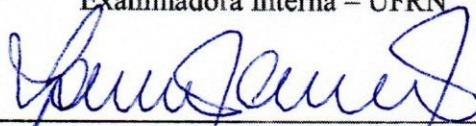
BANCA EXAMINADORA



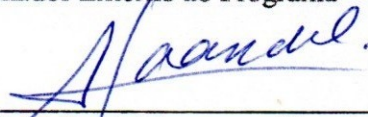
Prof. Dr. Hélio Rodrigues dos Santos
Presidente – UFRN



Profª Drª Silvânia Lucas dos Santos
Examinadora Interna – UFRN



Prof. Dr. Paulo Eduardo Vieira Cunha
Examinador Externo ao Programa – UFRN



Prof. Dr. Adrianus van Haandel
Examinador Externo – UFCG

Natal/RN, 16 de abril de 2019

AGRADECIMENTOS

A Deus, pela saúde e força para superar as dificuldades e por ter colocado pessoas admiráveis no meu caminho.

À minha família pelo apoio e confiança em mim depositada durante a minha formação.

A Raphael Alexandre, pelo seu amor, compreensão nos momentos difíceis e pela ajuda nas coletas. Obrigada por acreditar em mim e por ser o meu maior incentivador.

Ao professor Hélio Rodrigues dos Santos, pela orientação, paciência, ensinamentos e confiança, mesmo diante das adversidades encontradas durante a pesquisa.

À minha coorientadora, professora Silvânia Lucas dos Santos, pela amizade, dedicação e conselhos que contribuíram grandemente para a realização deste trabalho.

A Carolina Tavares Paula, pela contribuição em todas as etapas desta pesquisa, desde a troca de conhecimento à ajuda nas análises laboratoriais e coletas de amostras. Sobre tudo, obrigada pela amizade construída durante o mestrado. Seu profissionalismo, inteligência e competência são admiráveis.

Aos técnicos do laboratório Radmila, Nilton e Sandro pelas orientações nas análises. Agradeço também a Iagê, técnico da ETE da UFRN, por ter disponibilizado o oxímetro.

Ao Engº. Raulyson Ferreira de Araújo, representando a Companhia de águas e Esgotos do Rio Grande do Norte (CAERN), por ter viabilizado as visitas à estação objeto desta pesquisa.

Aos funcionários da CAERN, lotados na ETE Central de Natal, Maiara Pereira e operadores, pela ajuda nas coletas de amostras e pela disponibilidade em fornecer as informações para a realização da pesquisa.

Ao colega de mestrado Tamil Selvam pelo auxílio no laboratório, com sua solicitude e alegria.

Às bolsistas, Ana Beatriz, Miraslane e Vanessa, pelo auxílio nas análises laboratoriais.

Ao Secretário do PPgESA, Pedro Gustavo Câmara da Silva, pelo auxílio nas questões burocráticas que foram de suma importância na execução da pesquisa e, especialmente, pela amizade.

Aos colegas de mestrado, em especial a Lucas Azevedo, Alexya e Carmem Júlia, pelos conhecimentos compartilhados, pela ajuda nos estudos e pelos momentos de descontração.

A Célia Maria Gomes da Silva, pela ajuda na limpeza dos laboratórios e por ter sempre perto um “lanchinho” que muitas vezes nos “salvaram” após horas no laboratório e nos intervalos dos estudos.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela concessão da bolsa de estudos.

RESUMO

Uma das tecnologias mais difundidas para o tratamento biológico de efluentes domésticos e industriais é o processo de lodo ativado (LA), devido, principalmente, à elevada qualidade do efluente e reduzidos requisitos de área. Dentre as configurações existentes, o sistema de lodo ativado empregado no pós-tratamento de efluentes de reatores UASB (UASB+LA) tem sido largamente utilizada em regiões de clima quente, uma vez que permite economia na aeração, menor produção de lodo e obtenção de lodo excedente já estabilizado, conduzindo à economia no seu tratamento. No entanto, esta configuração altera a composição do substrato afluente, originando problemas em sua operação, como a presença de lodo na superfície do decantador secundário, devido à desnitrificação não controlada nesta unidade (mesmo em sistemas projetados para a remoção de nitrogênio), baixa concentração de sólidos suspensos voláteis no lodo ativado e desnitrificação ineficiente. Dessa forma, este trabalho tem como objetivo investigar o desempenho da remoção de material orgânico e de nitrogênio em uma estação de tratamento em escala plena, composto de reator UASB seguido de reatores anóxico-aeróbio com combinação de biomassa suspensa e aderida (sistema híbrido). Para isso, a pesquisa foi dividida em três fases: (1) monitoramento dos parâmetros físico-químicos (DQO, NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^- , SSV) do sistema de tratamento; (2) Fracionamento da DQO afluente ao lodo ativado e (3) caracterização do metabolismo das bactérias autotróficas. Estas duas últimas fases foram realizadas por meio da respirometria, técnica baseada na medição do consumo de oxigênio por parte dos microrganismos, induzido pela adição de substratos. Os resultados mostraram que o sistema operou sob condições favoráveis de temperatura (30°C), idade do lodo (7,1d), pH, e alcalinidade para a nitrificação total, porém a presença de biodiscos e a alta concentração de sólidos voláteis no sistema pode ter influenciado a difusão do OD, o que refletiu em uma nitrificação insatisfatória e a ocorrência de nitrificação-desnitrificação simultânea no reator aerado. Além disso, o reator UASB promoveu a redução da parcela facilmente assimilável e o aumento da parcela solúvel inerte da DQO total, o que refletiu em menores eficiências de remoção desse substrato e menores taxas de desnitrificação.

Palavras-chave: Lodo ativado híbrido; reator UASB; biofilme; remoção biológica de nitrogênio; respirometria; clima quente.

ABSTRACT

Title: Evaluation of hybrid activated sludge employed in the post-treatment of UASB reactor in warm climate region.

One of the most widely used technologies for the biological treatment of domestic and industrial wastewater is the activated sludge process (LA), due mainly to high effluent quality and reduced area requirements. Among the existing configurations, the activated sludge system used in post-treatment of UASB reactors (UASB + LA) has been widely used in warm climate regions, since it allows for aeration economy, less sludge production and already stabilized sludge, leading to savings in its treatment. Nevertheless, this configuration changes the composition of the influent substrate, causing problems in its operation, such as the presence of sludge on the surface of the secondary decanter, due to uncontrolled denitrification in this unit (even in systems designed to remove nitrogen), low concentration of suspended volatile solids in activated sludge and inefficient denitrification. Therefore, this work's goal is to investigate the COD and nitrogen removal performance in a full-scale treatment plant, composed of an UASB reactor followed by anoxic-aerobic reactors with a combination of suspended and attached biomass (hybrid system). For this purpose, the research was divided in three phases: (1) monitoring of the physical-chemical parameters (COD, NH_4^+ , NO_2 , NO_3 , VSS) of the treatment system; (2) Determining influent COD fractions and (3) characterization of the autotrophic bacteria metabolism. Phases 2 and 3 were performed with respirometry, a technique based on the oxygen consumption measurement by microorganisms, induced by the addition of substrates. The results showed that the system was operated under favorable conditions of temperature (30°C), sludge retention time (7,1d), pH, and alkalinity for total nitrification, but the presence of biodisks and the high concentration of suspended volatile solids in the system may have influenced the diffusion of DO, which reflected in an unsatisfactory nitrification and the occurrence of simultaneous nitrification-denitrification in the aerated reactor. In addition, the UASB reactor promoted the reduction of the easily biodegradable fraction and the increase of the inert soluble fraction of the total COD, which reflected in lower COD removal efficiencies and lower rates of denitrification.

Keywords: Hybrid activated sludge; UASB reactor; biofilm; biological nitrogen removal; respirometry; warm climate.

LISTA DE SÍMBOLOS

A/M	Relação alimento/microrganismo (gDQOs/gSSV.d)
b_H	Taxa de respiração endógena das heterotróficas (d ⁻¹)
S_I	Material orgânico inerte solúvel (mgDQO/L)
S_S	Substrato rapidamente biodegradável (mgDQO/L)
X_I	Material orgânico inerte particulado (mgDQO/L)
X_S	Substrato orgânico lentamente biodegradável (mgDQO/L)
X_{STO}	Produto interno de armazenamento celular (mgDQO/L)
X_V	Sólidos voláteis em suspensão (mgSSV/L)
Y_H	Rendimento das bactérias heterotróficas (g DQO X _H /g DQO X _{STO} oxidado)
Y_{OBS}	Rendimento observado (g DQO X _H /g DQO S _S oxidado)
Y_{STO}	Rendimento aeróbio de produtos armazenados (g DQO X _{STO} /g DQO S _S oxidado)
θ_c	Idade do lodo (dias)
θ_{T,k}	Coeficiente de correção relacionado a temperatura
TCO_{STO}	Taxa de consumo de oxigênio durante o processo de geração de polímeros de armazenamento (mgO/L/h)
TCO_{OBS}	Taxa de consumo de oxigênio durante o processo de geração de polímeros de armazenamento (mgO/L/h)
mS_{xv}	Fração da DQO afluyente descarregada com o lodo de excesso
mS_o	Fração da DQO afluyente oxidada
mS_{te}	Fração da DQO que sai no efluente tratado

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	9
2. MATERIAL E MÉTODOS	12
2.1 Delineamento Experimental	12
2.2 Descrição da Estação de Tratamento de Esgoto (ETE).....	14
2.3 Testes de Respirometria	16
2.4 Fracionamento da DQO afluente ao sistema de lodo ativado (Fase II).....	17
2.4.1. Coeficientes de rendimento do lodo heterotrófico (Y_{sto} e Y_{obs})	18
2.4.2. Substrato orgânico rapidamente biodegradável (S_s).....	18
2.4.3. Material orgânico inerte solúvel e particulado (S_I e X_I)	19
2.4.4. Substrato orgânico lentamente biodegradável (X_S).	19
2.5 Cinética das bactérias autotróficas: BOA e BON (Fase III).	20
2.6 Tratamento estatístico.....	20
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	20
3.1 Remoção de Material Orgânico.....	20
3.2 Nitrificação	24
3.3 Desnitrificação	30
3.4 Comportamento do decantador secundário	33
4. CONCLUSÕES.....	35
REFERÊNCIAS	34

1. INTRODUÇÃO

As tecnologias de tratamento de águas residuárias que utilizam processos biológicos se mostram bastante eficientes na remoção de compostos orgânicos e nutrientes. Dentre essas tecnologias, destaca-se o processo de lodo ativado que é atualmente o tratamento biológico mais amplamente utilizado para águas residuais domésticas e industriais (CADET; GUILLET; AUROUSSEAU, 2016). Em tal processo, é necessário o acúmulo de microrganismos ativos em um biorreator, no qual podem se desenvolver em suspensão ou aderidos e que, posteriormente, são separados do efluente tratado e reintroduzidos no sistema.

No crescimento suspenso, os microrganismos crescem e biofloculam, originando flocos biológicos que permanecem dispersos no meio líquido. Já no crescimento aderido, a biomassa se desenvolve aderida a um meio suporte que visa aumentar consideravelmente a área superficial para desenvolvimento de biofilme e, conseqüentemente, promover o aumento da concentração de biomassa no sistema. Com isso, a atividade microbiológica torna-se mais alta, o que contribui para uma taxa de remoção de poluentes também maior.

Nesse sentido, visando aumentar a quantidade de biomassa ativa no sistema, vem sendo empregado reatores que unem estes dois sistemas de tratamento, obtendo resultados satisfatórios quanto a remoção de matéria orgânica e de nutrientes. Estes sistemas agregados dão origem aos processos de cultura mista, ou sistemas híbridos (JIANLONG; HANCHANG; YI, 2000), os quais apresentam vantagens como instalações mais compactas e maiores eficiências na remoção de matéria orgânica e nitrogênio (JANG *et al.*, 2006; WOLFF *et al.*, 2005).

Estes sistemas são empregados principalmente quando se deseja garantir o nível adequado de eficiência da nitrificação, uma vez que as bactérias nitrificantes, por serem quimioautotróficas, possuem velocidade de crescimento limitada, em comparação com as bactérias heterotróficas (HENZE *et al.*, 2008; HUILIÑIR *et al.*, 2010) e, por esse motivo, altas concentrações dessas bactérias devem ser mantidas no sistema, por meio do aumento do tempo de retenção celular (HUILIÑIR *et al.*, 2010; NOCKO, 2008).

No entanto, quando comparado aos sistemas convencionais, o controle e a operação desses sistemas híbridos são mais complexos, devido à dificuldade em diferenciar o comportamento de cada espécie de agregado biológico (FOUAD; BHARGAVA, 2005). Nesses sistemas, além da competição pelo aceptor de elétrons (OD), comum para ambos os grupos, as bactérias autotróficas e heterotróficas competem por espaço e, por estas possuírem um maior rendimento celular, dominam as camadas mais externas do biofilme, onde a concentração desse

substrato é maior, enquanto as bactérias nitrificantes ficam inseridas nas camadas mais profundas (OKABE *et al.*, 2004). Assim, um gradiente de oxigênio dissolvido, que é resultado do consumo e resistência à transferência de massa através da camada heterotrófica, afeta negativamente os organismos distribuídos no interior do biofilme, o que, conseqüentemente, pode reduzir ainda mais a eficiência da nitrificação (JANG *et al.*, 2006; METCALF; EDDY, 2013).

O processo convencional de remoção biológica de nitrogênio ocorre, em uma primeira etapa, por meio da nitrificação, realizada por organismos quimioautótrofos que utilizam o oxigênio como receptor final de elétrons e o CO₂ como fonte de carbono. Nessa etapa, em condições aeróbias, o nitrogênio amoniacal (NH₄⁺) é oxidado em duas fases: na primeira, é convertido a nitrito pelas bactérias oxidadoras de amônio (AOB); numa etapa posterior, o nitrito é oxidado pelas bactérias oxidadoras de nitrito (NOB), produzindo nitrato. Este último é então convertido a nitrogênio gasoso por bactérias heterotróficas, sob condições anóxicas. Ademais, esses processos podem ocorrer concomitantemente quando o sistema é submetido a reduzidas concentrações de oxigênio dissolvido (MULLER; STOUTHAMER; VAN VERSEVELD, 1995).

O sistema de lodo ativado, por ser um processo biológico, requer uma operação delicada, pois os microrganismos são bastante sensíveis às variações de parâmetros operacionais, como idade do lodo, vazões de recirculação, relação carbono/nitrogênio (C/N), concentração de oxigênio dissolvido, entre outros. Tais parâmetros, apresentam grande dificuldade para serem gerenciados, em virtude da complexidade dos fenômenos bioquímicos que ocorrem de forma simultânea e interdependente nesses sistemas. Os fenômenos bioquímicos, por sua vez, são influenciados pelas diferentes combinações de tratamentos (anaeróbio e aeróbio) e arranjos dos sistemas de lodo ativado (p. ex., pré ou pós-desnitrificação, contínuo ou batelada), o que torna a análise de estratégias operacionais difícil e laboriosa, mesmo para especialistas (HREIZ; LATIFI; ROCHE, 2015).

Dentre os sistemas combinados anaeróbio-aeróbio destaca-se o emprego de reator UASB (*Up-flow Anaerobic Sludge Blanket*) à montante da unidade de lodo ativado, sistema atualmente muito empregado, principalmente em locais de clima quente, devido à economia na aeração, menor produção e estabilização do lodo biológico e baixo custo de implantação e operação, quando comparados aos sistemas convencionais por lodos ativados (CHERNICHARO, 2006).

Nessas regiões, com temperaturas acima de 25°C, a nitrificação, mesmo que não tenha sido prevista em projeto, quase sempre acontece (VAN HAANDEL; MARAIS, 1999). Isso

ocorre porque o crescimento dos microrganismos responsáveis pela nitrificação é potencializado pela temperatura, de modo que uma elevação de 6 a 7 °C dobra a taxa de crescimento destas bactérias (VAN HAANDEL; MARAIS, 1999). Por esse motivo, caso não seja considerada no dimensionando a oxidação simultânea material orgânico e do material nitrogenado (nitrificação), haverá competição entre diferentes bactérias pelo oxigênio disponível, com o resultado de que ambos os processos se desenvolverão apenas parcialmente e, conseqüentemente, a qualidade resultante do efluente ficará prejudicada, contendo material orgânico e amônio (VAN HAANDEL; VAN DER LUBBE, 2007).

Em sistemas projetados para a nitrificação, é necessária a fase anóxica para promover a desnitrificação, para que problemas operacionais sejam evitados, como a flotação do lodo no decantador secundário, ocasionado pela liberação de nitrogênio gasoso. Entretanto, mesmo em sistemas projetados para nitrificação e desnitrificação, problemas em sua operação são reportados de forma recorrente, como a presença de lodo na superfície do decantador secundário, baixa concentração de sólidos suspensos voláteis no lodo ativado e desnitrificação ineficiente (CAO; ANG, 2009; MOHARRAM; ABDELHALIM; ROZAIK, 2017; VON SPERLING; FREIRE; CHERNICHARO, 2001).

Tais problemas são potencializados pela baixa disponibilidade de substrato orgânico biodegradável na etapa anóxica, que é parcialmente removido no reator UASB (55 a 85%) (SOBRINHO; JORDÃO, 1982). Segundo van Haandel e van der Lubbe (2007), o pré-tratamento anaeróbico dificulta a remoção de nitrogênio em razão da diminuição da relação C/N (carbono/nitrogênio), pela redução da concentração do material orgânico, causando um efeito negativo na capacidade de desnitrificação. Além disso, o efluente digerido também altera a disponibilidade das diferentes frações do substrato (rapidamente e lentamente biodegradável (S_s e X_s) e inerte (S_i e X_i)) que governam as respostas do sistema quanto à qualidade do efluente, produção de lodo e oxigênio dissolvido requerido (WENTZEL; MBEWE; EKAMA, 2015). Dessa forma, a maneira como as diferentes frações da matéria orgânica do afluente se distribui, em especial a rapidamente biodegradável nos sistemas com remoção de nutrientes, é um aspecto importante para otimizar estações existentes e para o dimensionamento adequado no estágio de projeto.

Diversos estudos de remoção de nitrogênio de águas residuárias pela associação UASB-lodo ativado já foram desenvolvidos em países como Brasil, Singapura, Egito e China, localizados em regiões com temperaturas elevadas, que potencializam os processos biológicos e, por consequência, aumentam o desempenho do tratamento (CAO; ANG, 2009; HUANG; WU; CHEN, 2005; MOHARRAM; ABDELHALIM; ROZAIK, 2017; SALIBA; VON

SPERLING, 2017). Porém, por ser um sistema complexo, dependente de variáveis ambientais e operacionais e, principalmente, devido aos problemas reportados na remoção de nitrogênio, esses sistemas ainda merecem ser estudados.

Nos estudos citados, as vantagens devidas à presença do reator UASB são sempre destacadas, porém as reduzidas concentrações de DQO no efluente do UASB podem trazer consequências negativas que inviabilizem o tratamento adequado, principalmente quanto à remoção de nutrientes, uma vez que, devido à menor disponibilidade de substrato facilmente assimilável, são observadas menores taxas de remoção e insuficiência de material orgânico para a desnitrificação heterotrófica.

Essa mesma perspectiva deve ser aplicada aos sistemas híbridos. A presença de maior concentração de sólidos devido à inserção de estruturas que proporcionam a agregação de biomassa ativa no sistema que, em teoria, promoveria maiores taxas de remoção de nitrogênio, conferem acréscimo na demanda de oxigênio dissolvido, devido à respiração endógena, e competição por substrato (oxigênio) e por espaço no biofilme entre bactérias heterotróficas e autotróficas.

Dessa forma, em sistemas UASB-lodo ativado híbrido, a menor disponibilidade de substrato facilmente assimilável, a elevada concentração de biomassa ativa, competição por oxigênio e por espaço no biofilme pelas bactérias heterotróficas e autotróficas e a maior resistência à difusão de substratos no biofilme podem trazer instabilidade ao sistema de lodo ativado quanto à remoção de matéria orgânica e nitrogênio.

Dessa forma, este trabalho tem como objetivo investigar o desempenho da remoção de material orgânico e de nitrogênio em uma estação de tratamento em escala plena, composto reator UASB seguido de reatores anóxico-aeróbio (lodo ativado) com combinação de biomassa suspensa e aderida (sistema híbrido).

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Delineamento Experimental

Para a análise do desempenho do sistema de tratamento composto por reator UASB seguido de sistema de lodo ativado híbrido, foi realizado o monitoramento de uma estação de tratamento de esgoto (ETE) em escala plena. A pesquisa foi dividida em três fases, como esquematizado na Tabela 1: Fase I: Monitoramento do tratamento UASB-lodo ativado; Fase II: Fracionamento da DQO afluente ao sistema de lodo ativado e Fase III: Caracterização do metabolismo das bactérias autotróficas.

Tabela 1: Delineamento experimental da pesquisa: fases, etapas, pontos de amostragem, parâmetros determinados e frequência das campanhas de coleta de amostras.

Fases	Etapas	Amostras/ Pontos de amostragem	Parâmetros determinados	Frequência
I	Análises físico-químicas	EB; Efluente do UASB; ANX; AER; EFL e REC (Ver Figura 1)	Ver Tabela 2	Compostas, coletadas semanalmente ⁽²⁾ a cada 4 horas, durante 24 horas ⁽³⁾
II	Respirometria	Licor misto (AER)	TCO	Simples, coletadas semanalmente ⁽⁴⁾
		Substrato ⁽¹⁾ (EB e Efluente UASB)		
	Análises físico-químicas	EB	DQOs, DQO	
		Efluente UASB		
		EFL	DQOs, SSV	
		AER	SSV, Temperatura	
		REC	SSV	
III	Respirometria	Licor misto (AER)	TCO	Simples, coletadas semanalmente ⁽⁵⁾
		Substrato (Cloreto de amônio e Nitrito de sódio)		

Legenda: EB = Esgoto bruto (efluente do tratamento preliminar); ANX = câmara anóxica; AER = reator aerado; EFL = efluente tratado; REC = linha de recirculação de lodo; TCO = Taxa de Consumo de Oxigênio (mgO/L/h); DQO = total (mg/L); DQOs = solúvel (mg/L); (1) Amostra composta por 25% do EB e 75% do efluente do UASB; (2) Coletas realizadas em agosto/setembro de 2018, dezembro/2018 e janeiro/2019 (período de 1º ao 167º dia de monitoramento); (3) As alíquotas foram retiradas às 11h, 15h, 19h, 23h, 3h e 7h e conservadas em equipamento com refrigeração, como especificado em APHA *et al.*, 2012; (4) Coletas realizadas pelo período da manhã (período de 83º ao 140º dia de monitoramento); (5) Coletas realizadas pelo período da manhã (período de 6º ao 55º dia de monitoramento).

Na Fase I, foi realizada a avaliação de desempenho das etapas de tratamento secundário da ETE, por meio do monitoramento de rotina. Nas Fases II e III, foram realizados testes respirométricos em laboratório, para o qual foram coletadas amostras do licor misto do reator aerado e adicionados substratos para consumo das bactérias.

As análises de todos os parâmetros físico-químicos das fases mencionadas na Tabela 1 foram realizadas conforme os métodos apresentados na Tabela 2. Ressalta-se que durante todo o monitoramento da Fase I (1º ao 167º dia de monitoramento), medições fortuitas de OD e temperatura foram realizadas no período da manhã (entre 9 e 10h), em dois pontos de cada um

dos reatores anóxico e aerado e um terceiro valor retirado do oxímetro localizado no tanque aerado (equipamento próprio da estação), sendo, então, considerada a média desses três pontos como valor representativo do dia de coleta. Além disso, entre o 132º e 167º dias de monitoramento (6 últimas semanas) foram realizadas leituras no tanque aerado com equipamento instalado do local, nos mesmos horários da coleta composta para realização de um perfil horário do OD.

Tabela 2: Métodos adotados para as análises físico-químicas e as correspondentes referências.

PARÂMETRO	MÉTODO	REFERÊNCIA	PROTOCOLO
DQO total e DQO dissolvida	Digestão com		
	Refluxação Fechada,	APHA <i>et al.</i> , 2012	5220C
	Titrimétrico		
Nitrato (N-NO ₂ ⁻)	Colorimétrico	APHA <i>et al.</i> , 2012	4500- NO ₂ ⁻ -B
Nitrito (N-NO ₃ ⁻)	Colorimétrico	Rodier, 1981	-
Sólidos suspensos totais (SST)	Gravimétrico	APHA <i>et al.</i> , 2012	2540D
Sólidos suspensos voláteis (SSV)	Gravimétrico	APHA <i>et al.</i> , 2012	2540E
pH	Potenciométrico	APHA <i>et al.</i> , 2012	4500-H ⁺ -B
Alcalinidade total (CaCO ₃)	Titulométrico	APHA <i>et al.</i> , 2012	2320B
Nitrogênio amoniacal (N-NH ₃)	Titulométrico	APHA <i>et al.</i> , 2012	4500-NH ₃ -C
Nitrogênio orgânico (N-orgânico)	Titulométrico	APHA <i>et al.</i> , 2012	4500-N _{org} -B
Oxigênio dissolvido (OD)	Eletrométrico	APHA <i>et al.</i> , 2012	4500G
Temperatura (T)	-	APHA <i>et al.</i> , 2012	2550B
Índice volumétrico do lodo (IVL)	-	APHA <i>et al.</i> , 2012	2710D

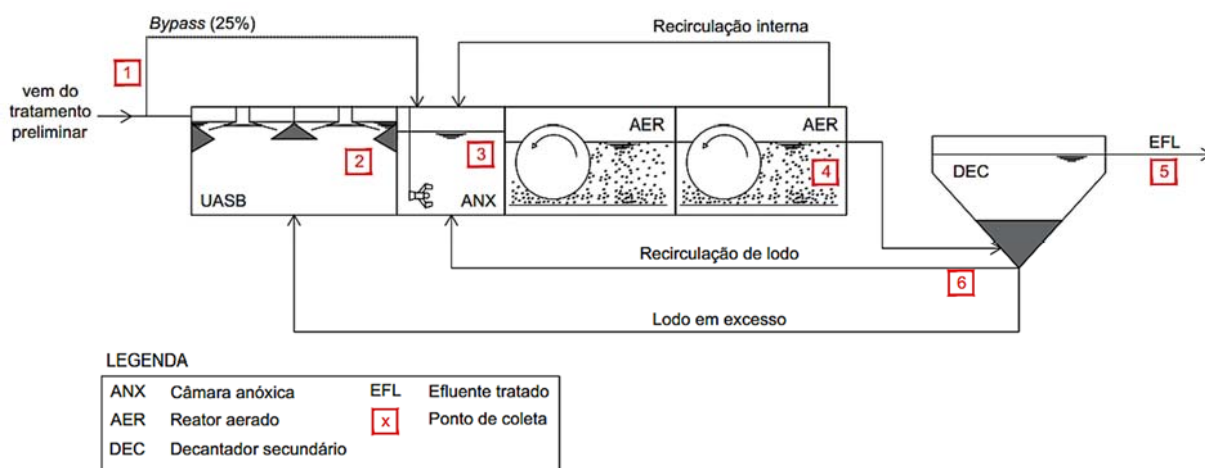
2.2 Descrição da Estação de Tratamento de Esgoto (ETE)

A pesquisa foi desenvolvida na ETE Central de Natal (mais conhecida localmente como ETE do Baldo). A ETE é composta por reatores UASB seguidos de sistema de lodo ativado de fluxo contínuo com pré-desnitrificação e biodiscos rotativos nos reatores aerados (Figura 1). O afluente é exclusivamente de origem doméstica, com vazão de projeto média de 1620 m³/h (final de plano no ano de 2024) (FERRAZ, 2014), atendendo 250 mil habitantes do município de Natal. O projeto estabelece a divisão da estação em 3 módulos, dentre os quais dois se encontram construídos e em operação, cada um com capacidade de tratamento de 810 m³/h.

O sistema é composto por duas linhas de tratamento que funcionam em paralelo, com tratamento preliminar único. Cada linha opera com 4 reatores UASB, uma câmara anóxica para

pré-desnitrificação, seguida de unidade de aeração com 16 biodiscos rotativos, composto por eletrodutos corrugados como material suporte, apresentando uma área superficial estimada de 10.400m²/biodiscos (FERRAZ, 2014), para formação do biofilme; decantador secundário e desinfecção por ultravioleta.

Figura 1: Configuração do sistema de tratamento secundário da ETE Central de Natal.



Na Tabela 3 encontram-se resumidas as condições médias de operação mantidas durante o período de monitoramento.

Tabela 3: Resumo das condições de operação mantidas durante o período de monitoramento.

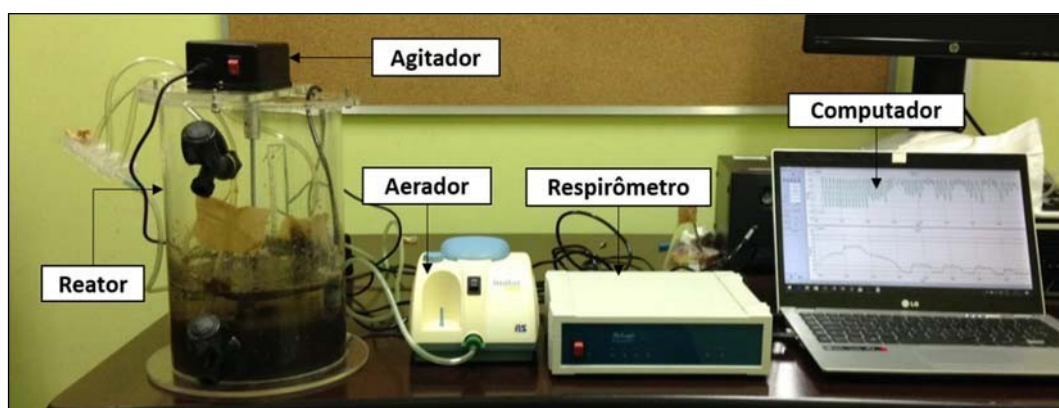
Vazão afluyente total média (m ³ /d)	32.669
Vazão afluyente média por linha (m ³ /d)	16.335
Vazão afluyente médias dos reatores UASB (75%) (m ³ /d)	12.251
Vazão média do <i>bypass</i> (25%) (m ³ /d)	4.084
Razão de recirculação interna (r)	1,5
Razão de recirculação de lodo (R)	1,5
Descarte de lodo de excesso (m ³ /d)	144
TDH médio da câmara anóxica (min)	26
TDH médio do reator aerado (min)	39
TRS total médio (dias)	7,1
SSVTA (mgSSV/L)	3.802
A/M média (gDQOs/gSSV.d)	0,38
Concentração média de OD no tanque de aeração (mg/L)	2,0 (1,0 – 3,5)

Nota: valores de vazões e volumes dos reatores foram disponibilizados pela administração da ETE.

2.3 Testes de Respirometria

A respirometria é uma técnica baseada na medição do consumo de oxigênio dos microrganismos, durante o catabolismo oxidativo. O teste consiste em submeter o licor misto a períodos intermitentes de aeração e não aeração, obedecendo a determinados critérios de acionamento da aeração, controlados pelo respirômetro. Nos períodos sem aeração é determinada a Taxa de Consumo de Oxigênio (TCO), calculada pela variação do oxigênio dissolvido para um determinado intervalo de tempo. Para a realização do teste, foi utilizado o respirômetro Beluga do tipo aberto e de forma semicontínua para o controle da aeração (CATUNDA *et al.*, 1996). Para o funcionamento do equipamento são necessários os seguintes acessórios: um aerador (nebulizador pneumático); eletrodo de oxigênio do tipo YSI; recipiente de acrílico (reator); agitador de paletas com motor elétrico para manter o lodo em suspensão; e computador, contendo o software S4.3c. O aparato utilizado na pesquisa é apresentado na Figura 2.

Figura 2: Equipamentos utilizados nos testes respirométricos.



Fonte: Próprio autor.

O mecanismo de aeração e não aeração era acionado quando um dos três critérios estipulados pelo software era atingido: valor mínimo de OD, desvio-padrão da TCO menor que 0,1 ou tempo máximo de fornecimento de oxigênio, nesse caso, estipulado em 5 minutos. Dessa forma, iniciavam-se ciclos de períodos com e sem aeração. Durante os períodos sem aeração o software determinava a TCO a partir da variação da concentração de OD com o tempo. As concentrações de OD estabelecidas como de referências mínima e máxima foram de 1,0 e 3,0 mg/L, respectivamente. Os valores de referência foram escolhidos de acordo com a resposta metabólica do lodo, para que não houvesse erro na leitura da TCO (DERKS, 2007). Durante a realização dos testes eram armazenados dados de TCO, OD e temperatura em planilhas eletrônicas do tipo Excel.

2.4 Fracionamento da DQO afluente ao sistema de lodo ativado (Fase II)

Para a determinação dos parâmetros de crescimento do lodo e o fracionamento da matéria orgânica afluente ao sistema de lodo ativado aplicou-se o método respirométrico, descrito por Petersen *et al.* (2003) e van Haandel e Marais (1999), considerando, entretanto, algumas modificações, sugeridas por Silva Filho (2014), conforme a metodologia apresentada na Tabela 4. Foram realizados testes com a água residuária resultante da composição do esgoto afluente ao lodo ativado: 25% do efluente do tratamento preliminar (esgoto bruto) e 75% do efluente pós tratamento nos reatores UASB.

Tabela 4: Procedimento experimental para determinação das frações de matéria orgânica em águas residuárias.

1	Liga-se o respirômetro e deixa-o em repouso por um período de 10 minutos com o eletrodo imerso em recipiente com ar saturado, a fim de se obter a calibração do equipamento com o valor da concentração de saturação do oxigênio.
2	Uma alíquota de licor misto (1L) é então submetida à agitação constante, suficiente apenas para manter a amostra em suspensão.
3	Com o eletrodo e os difusores de ar imersos no reator contendo o licor misto, inicia-se os ciclos de aeração e não aeração controlados pelo respirômetro, para que todo o material extracelular seja utilizado, e assim, determinar a TCO mínima, ou seja, a TCO endógena. Nesta fase, os critérios de parada/início da aeração serão o intervalo de OD (1,0 a 3,0mg/L), o desvio-padrão com valores pré-estabelecidos de 0,10 e o tempo máximo de 5 minutos de aeração.
4	Adiciona-se uma dose de aliltiourea ($C_4H_8N_2S$) suficiente para obter concentração de 10mg/L no reator, para inibir a ação das bactérias nitrificantes (oxidam amônia a nitrito), com um intervalo de 5 a 10 minutos para ocorrer uma mistura completa da substância com o licor misto.
5	Logo em seguida, adiciona-se uma amostra de 2L de água residuária.
6	O teste é finalizado após o reestabelecimento da TCO endógena.
7	Com os valores arquivados de TCO, calcula-se os parâmetros estequiométricos (ver item 2.4.1) e as frações da matéria orgânica (ver itens 2.4.2, 2.4.3 e 2.4.4), de acordo com o perfil respirométrico obtido.
8	Paralelo ao teste respirométrico, realiza-se a análise de DQO total e filtrada da água residuária que foi adicionada e do efluente do sistema de tratamento; e da série de sólidos (SST, SSV e SSF) do tanque de aeração, linha de recirculação e efluente tratado, de acordo com <i>Standard Methods</i> (APHA <i>et al.</i> , 2012). Tais dados são necessários para a utilização das equações presentes na Tabela 5.

Fonte: Adaptado de Silva Filho (2014).

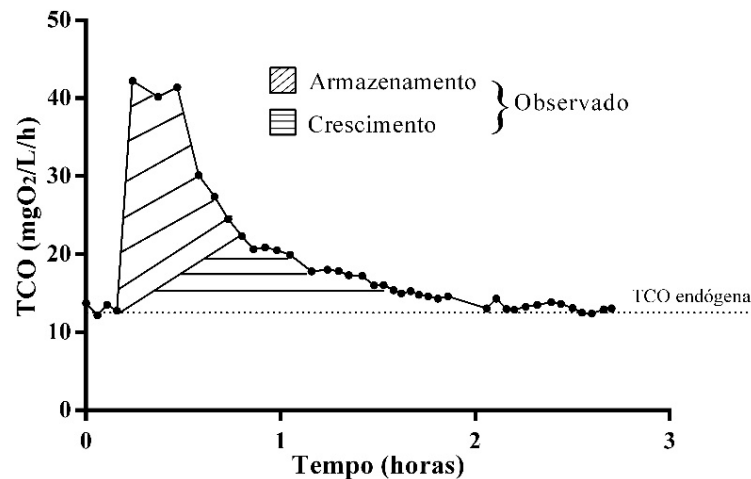
2.4.1. Coeficientes de rendimento do lodo heterotrófico (Y_{STO} e Y_{OBS})

O coeficiente de rendimento para o consumo da matéria biodegradável solúvel, Y_{STO} , pode ser determinado por meio da Equação 1, com a utilização do método proposto por Karahan-gül *et al.* (2002). O termo $\int TCO_{STO}.dt$ se refere ao oxigênio consumido durante o processo de geração de polímeros de armazenamento (X_{STO}) por meio do consumo da matéria orgânica rapidamente biodegradável (S_s) e pode ser determinado graficamente como mostrado na Figura 3. A DQO consumida é calculada como a diferença entre a DQO solúvel da amostra adicionada e a DQO solúvel do efluente do sistema. O coeficiente de rendimento observado, Y_{OBS} , é determinado de forma similar ao Y_{STO} (Equação 2). O termo $\int TCO_{OBS}.dt$ é dado como a área total abaixo da curva (armazenamento + crescimento) da Figura 3.

$$Y_{STO} = (1 - \int TCO_{STO}.dt) / DQO \text{ solúvel} \quad (1)$$

$$Y_{OBS} = (1 - \int TCO_{OBS}.dt) / DQO \text{ solúvel} \quad (2)$$

Figura 3: Respirograma resultante após adição do efluente primário. Perfil utilizado para determinação do Y_{STO} e Y_{OBS} .



2.4.2. Substrato orgânico rapidamente biodegradável (S_s)

A determinação desta fração foi realizada por meio da respirometria (BARANAO; HALL, 2004; GUJER *et al.*, 1999; WU *et al.*, 2016), utilizando a Equação 3.

$$S_s = \frac{f \text{ TCO}_{\text{STO}}}{1 - Y_{\text{STO}}} \quad (3)$$

2.4.3. Material orgânico inerte solúvel e particulado (S_I e X_I)

Já para a determinação das frações orgânicas f_{SI} e f_{XI} , seguiu-se o procedimento especificado por Van Haandel e Marais (1999). Primeiramente, foram determinados valores experimentais das frações da DQO afluyente (a) descarregada com o lodo de excesso ($m_{S_{XV}}$); (b) oxidada (m_{S_O}); (c) não biodegradável e dissolvida ($m_{S_{Te}}$) que sai no efluente tratado, filtrada em membrana com porosidade de $0,45\mu\text{m}$, considerada igual à DQO solúvel afluyente que permanece na fase líquida.

Em seguida, foi verificado o balanço de massa, por meio da comparação da soma das três frações citadas (B_o) e a unidade ($|B_o - 1| < 0,1$). Com os valores experimentais de $m_{S_{Te}}$, adotou-se a média como valor único de f_{SI} . Por fim, de posse do valor de f_{SI} , foi realizado o melhor ajuste entre os valores experimentais e teóricos de $m_{S_{XV}}$ e m_{S_O} , alterando os valores de f_{XI} (equações presentes na Tabela 5).

Tabela 5: Equações de balanço de massa do material orgânico para determinação das frações da DQO total afluyente ao sistema de lodo ativado.

Frações	Valores Experimentais	Valores Teóricos
$m_{S_{Te}} = f_{SI}$	S_I/S_{ta}	S_I/S_{ta}
$m_{S_{XV}}$	$(Q_{ex}/Q_a) f_{cv} X_v/S_{ta}$	$[f_{cv} Y (1 - f_{SI} - f_{XI})(1 + f b_H \theta_c)/(1 + b_H \theta_c)] + f_{XI}$
m_{S_O}	$(V/Q_a) \text{TCO}_c/S_{ta}$	$(1 - f_{SI} - f_{XI})[(1 - f_{cv} Y) + f_{cv}(1 - f) b_H Y \theta_c/(1 + b_H \theta_c)]$

Legenda: $m_{S_{Te}}$ = fração não biodegradável e dissolvida; S_I = DQO não biodegradável e dissolvida (mg/L); S_{ta} = DQO total afluyente (mg/L); $m_{S_{XV}}$ = fração da DQO afluyente descarregada no lodo de excesso; Q_{ex} = vazão do lodo de excesso (m^3/d); Q_a = vazão afluyente (m^3/d); f_{cv} = fração de DQO no lodo orgânico ($1,50 \text{ mgDQO}/\text{mgSSV}$); X_v = concentração de lodo orgânico no reator (mgSSV/L); Y = rendimento ou síntese celular das bactérias heterotróficas; f_{XI} = fração da DQO afluyente não biodegradável e particulada; f = fração de lodo ativo decaído que se torna resíduo endógeno ($0,2$); b_H = constante de decaimento de lodo ativo [$0,24.1,04^{(T-20)}$]; θ_c = Idade do lodo (dias); m_{S_O} = fração da DQO afluyente que é oxidada; V = volume do reator (m^3); TCO_c = taxa de consumo de oxigênio total ($\text{mgO}/\text{L}/\text{d}$).

2.4.4. Substrato orgânico lentamente biodegradável (X_S)

Com a determinação das concentrações S_s , S_I e X_I , é possível encontrar o substrato orgânico lentamente biodegradável, X_S , através da Equação 4, proveniente do balanço de massa da DQO.

$$X_S = \text{DQO}_{\text{total}} - S_s - S_I - X_I \quad (4)$$

$$f_{XS} = X_S/S_{ta} \quad (5)$$

2.5 Cinética das bactérias autotróficas: BOA e BON (Fase III)

Para os testes respirométricos com cada grupo de bactéria, foram tomadas alíquotas do licor misto coletadas do tanque aerado. O procedimento utilizado é o mesmo da Tabela 4 (itens 1, 2, 3, 5 e 6). O substrato adicionado era específico para cada grupo de bactérias estudadas. Para as bactérias autotróficas oxidadoras de amônia (BOA) foi adicionado cloreto de amônio (NH_4Cl) e para as bactérias autotróficas oxidadoras de nitrito (BON) foi adicionado nitrito de sódio (NaNO_2).

2.6 Tratamento estatístico

Os dados coletados foram analisados através de estatística descritiva, pela qual, foi encontrado o valor médio, máximo, mínimo e o desvio padrão (DP) de cada parâmetro analisado. Além disso, também foram realizadas análise de correlação de Pearson com significância de $p < 0,05$ e regressão linear simples, técnicas destinadas a estudar o relacionamento entre duas variáveis. Para tais análises, foi utilizado o *software* estatístico *GraphPad Prism 6*.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Remoção de Material Orgânico

A concentrações médias de DQO total ($\pm$ desvio padrão) no afluente e no efluente do reator UASB foram, respectivamente, 593 ± 150 e 609 ± 331 mg/L, o que resulta em uma eficiência de remoção negativa. Isso se deveu às elevadas concentrações de sólidos suspensos no efluente do reator UASB, em decorrência do excesso de lodo no reator (Figura 4). A maior parte do lodo presente no reator UASB, destaque-se, é proveniente do lodo excedente do sistema de lodo ativado, que é encaminhado ao UASB para sofrer digestão anaeróbia.

No caso da ETE do Baldo, o lodo excedente do UASB não vinha sendo removido a contento. Assim, a DQO total do afluente ao sistema de lodo ativado, composto pela mistura do efluente do UASB e com uma fração de 25% de esgoto bruto (esgoto bruto), variou segundo as concentrações de SSV no efluente do UASB (ver Figura 5), dado que o valor de SSV no esgoto bruto sofreu pouca variação (coeficiente de variação de 0,18).

Figura 4: Variação da DQO total e dos sólidos suspensos voláteis (SSV) no EB e no efluente do reator UASB.

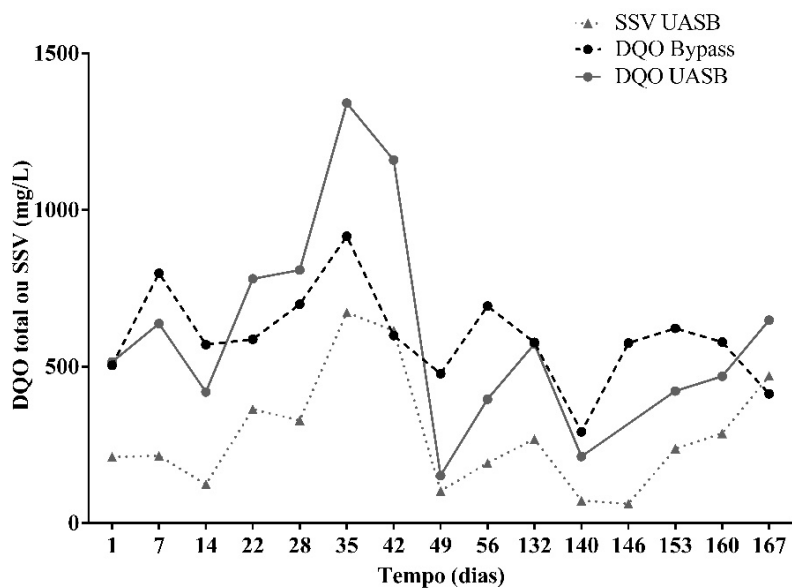
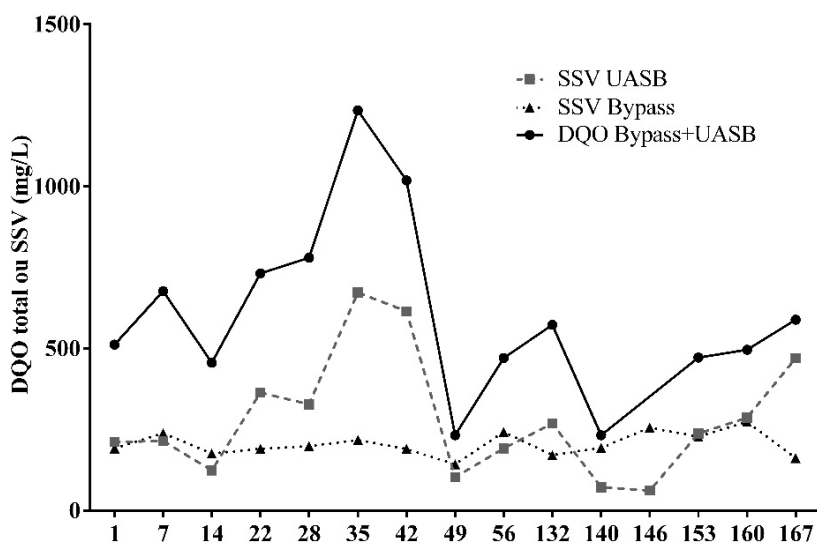


Figura 5: Variação da DQO total do afluentes ao sistema de lodo ativado (EB+UASB) e dos sólidos suspensos voláteis (SSV) do EB e do efluente do reator UASB.



Então, devido à influência dos sólidos suspensos na DQO total do efluente do reator UASB, calculou-se as eficiências de remoção em termos de DQO solúvel (Tabela 6).

Tabela 6: Estatísticas descritivas referentes à remoção de DQO nas unidades de tratamento secundário da ETE Central de Natal.

	UASB			LODO ATIVADO				GLOBAL	
	Afluente* (mg/L)	Efluente Filtrado (mg/L)	Ef. (%)	Afluente** (mg/L)	Efluente Filtrado (mg/L)	Ef. (%)	Efluente* (mg/L)	(%)	(%)*
Número de dados	15	15	15	15	15	15	15	15	15
Média	593	95	84	115	40	65	94	94	85
Mediana	578	96	83	109	36	58	65	93	88
Mínimo	292	27	74	45	10	42	24	85	57
Máximo	916	187	95	216	91	92	347	99	95
Desvio Padrão	150	40	5	44	21	16	80	4	10
Coef. de variação	0,25	0,42	0,06	0,38	0,53	0,26	0,85	0,04	0,11

Legenda: (*) em termos de DQO total; (**) composto por EB (25%) + efluente do UASB (75%).

As eficiências do lodo ativado (Tabela 6) foram próximas aos valores encontrados em estudo realizado por Cao e Ang (2009), sem a utilização de *bypass*, e abaixo das eficiências relatadas por Saliba e Von Sperling (2017), no qual foi utilizado um desvio de 15% do afluente. Tais dados mostram que o sistema em estudo (com *bypass* de 25%) apresentou um comportamento inesperado, uma vez que mesmo com maior desvio de esgoto bruto (e em teoria maior aporte de material orgânico facilmente assimilável), não foi observada uma alta eficiência de remoção (65 ± 16 mg/L). Isso decorre possivelmente em razão das diferentes proporções de frações da DQO no afluente, já que a depender da quantidade disponível de substrato facilmente assimilável, a dinâmica das reações de remoção de DQO pode funcionar de forma distinta em sistemas com semelhantes parâmetros operacionais de desvio de esgoto bruto, temperatura e origem do afluente.

Nesse sentido, a distribuição das diferentes frações da DQO afluente ao lodo ativado foi investigada. Na Tabela 7 observa-se o fracionamento do material orgânico, realizado a partir de quatro coletas de amostras, realizadas em dias distintos, sendo cada amostra composta por 25% do esgoto coletado após o tratamento preliminar e 75% do efluente do reator UASB. Já na Tabela 8 é apresentado um resumo do fracionamento das frações de diferentes águas residuárias (efluente do UASB, esgoto decantado e esgoto bruto doméstico), determinadas em estudos anteriores.

Tabela 7: Fracionamento da DQO afluyente ao lodo ativado (EB + UASB).

Teste	DQO total afluyente (mg/L)	TCOt (mgO ₂ /L.h)	S _I (mg/L)	mSte = S _I (mg/L)	S _S * (mg/L)	X _I (mg/L)	X _S (mg/L)
1 (Dia 83)	268	38,4	50	0,19	0,20	0,09	0,54
2 (Dia 89)	261	37,9	33	0,13	0,27	0,10	0,45
3 (Dia 112)	285	43,8	58	0,20	0,10	0,03	0,39
4 (Dia 140)	293	23,3	52	0,18	0,24	0,21	0,38
Média	277	35,8	48	0,17	0,20	0,11	0,52

Legenda: (*) Estimativa pela respirometria (Equação 3); TCOt = taxa de consumo de oxigênio total; S_I = material orgânico solúvel e inerte; S_S = substrato orgânico rapidamente biodegradável; X_I = material orgânico particulado e inerte; X_S = substrato orgânico lentamente biodegradável.

Tabela 8:Resumo das frações da DQO em diferentes águas residuárias.

Frações da DQO	Nesta pesquisa	Efluyente UASB	Esgoto decantado		Esgoto bruto doméstico	
		(1)	(2)	(3)	(4)	(5)
S _I	0,17	0,20	0,12	0,12	0,07	0,13
S _S	0,20	0	0,24	0,37	0,25	0,26
X _I	0,11	0,15	0,19	0,02	0,05	0,11
X _S	0,52	0,65	0,45	0,49	0,63	0,50

Legenda: (1) Brito (2006); (2) Silva Filho (2014); (3) Marais e Ekama (1976); (4) Coura Dias; Catunda; van Haandel (1983); (5) Henze *et al.* (2000) – ASM3.

Na Tabela 8, observa-se que a fração solúvel representa 37% da DQO total e que, dessa parcela, 46% está na forma inerte (S_I), a qual corresponde à fração da DQO solúvel que permanece na fase líquida sem ser removida. Isso significa que, mesmo com 25% de desvio, parte considerável do material orgânico na forma disponível para metabolismo (solúvel) não é biodegradável. Logo, além de diminuir a carga de material orgânico afluyente, o reator UASB promove a redução da parcela facilmente assimilável e o aumento da fração solúvel inerte, refletindo em velocidades reduzidas de remoção desse substrato. Sendo assim, sistemas com valores equivalentes de desvio do esgoto bruto (*bypass*) podem apresentar diferentes respostas na remoção do material orgânico, a depender da variação dessas frações. Dessa forma, em projetos de novas plantas e na operação de estações existentes é relevante a avaliação tanto da redução da DQO afluyente ao lodo ativado, prática já realizada, como também da alteração da distribuição das frações no esgoto digerido.

3.2 Nitrificação

A ocorrência de nitrificação no reator de lodo ativado foi avaliada com base na remoção de N-NH_4^+ (Tabela 9). No sistema de lodo ativado, foi observada uma média de oxidação da amônia de $35 \pm 7\%$ em relação à carga afluyente (*bypass* + efluente do UASB). Tal valor de remoção demonstra que a nitrificação ocorreu de forma insatisfatória, dado que sistemas com mesma configuração alcançam valores de remoção de amônia entre 75 e 90% (VON SPERLING, 2016).

Tabela 9: Estatísticas descritivas referentes às concentrações de nitrogênio amoniacal (N-NH_4^+) (mg/L) e eficiências de remoção (%) das unidades de tratamento secundário da ETE Central de Natal.

	UASB		LODO ATIVADO		
	Afluyente* (mgN/L)	Efluente (mgN/L)	Afluyente** (mgN/L)	Efluente (mgN/L)	Eficiência (%)
Número de dados	11	11	11	11	11
Média	59	54	51	33	35
Mediana	58	54	51	32	34
Mínimo	52	49	47	26	25
Máximo	65	60	56	39	47
Desvio Padrão	4	3	2	4	7
Coef. de variação	0,06	0,06	0,05	0,12	0,19

Legenda: (*) N-NH_4^+ + N-orgânico; (**) 25% de esgoto bruto (*bypass*) + 75% do efluente do UASB.

Então, diante disso, buscou-se identificar os fatores que provocaram a ineficiência no processo de nitrificação, primeiramente em relação à capacidade de tamponamento nos reatores. Observou-se que, no tanque aerado, a alcalinidade total se manteve abaixo dos valores encontrados na câmara anóxica, com médias de 255 ± 33 e 286 ± 41 mgCaCO₃/L, respectivamente, mostrando que houve consumo de alcalinidade na zona aerada (em decorrência da oxidação do nitrogênio amoniacal), porém em proporção menor do que o previsto pela cinética da reação de oxidação da amônia a nitrato (consumo de 7,14g de bicarbonato para cada 1g de N-NH_4^+ oxidado).

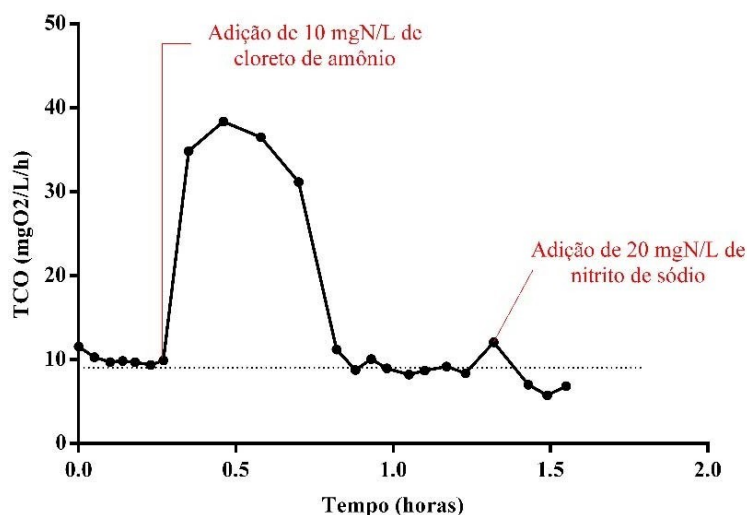
Concentrações de amônia livre (NH_3) no meio líquido também foram verificadas, uma vez que, para concentrações superiores a 10 mg N-NH_3 /L tem início a inibição da atividade das bactérias oxidadoras de amônia (BOA) e concentrações maiores que 0,1 mg N-NH_3 /L provocam a inibição das bactérias oxidadoras de nitrito (BON) (ANTHONISEN *et al.*, 1976;

VADIVELU; KELLER; YUAN, 2007). Para isso, as concentrações de amônia livre no tanque de aeração foram estimadas a partir da equação apresentada por Anthonisen *et al.* (1976), dependente da concentração de N-amoniacal, pH e temperatura.

No tanque de aeração, foi obtida uma média de $0,40 \pm 0,14$ mg N-NH₃/L, concentração suficiente para restringir o processo de nitratação, realizado pelas bactérias oxidadoras de nitrito, situação corroborada pelas baixas concentrações de nitrato no sistema: $0,12 \pm 0,10$ e $0,16 \pm 0,23$ mgN/L nos reatores anóxico e aerado, respectivamente. Para o reator operar com concentrações menores que 0,1 mgNH₃/L, seria necessário reduzir o pH para valores em torno de 6,7, considerando uma temperatura média de 31°C e concentração de nitrogênio amoniacal na forma de N-NH₄⁺ no tanque aerado igual a 20mgN/L, cenário este potencialmente alcançado caso o processo de nitrificação se desenvolvesse de forma satisfatória.

A redução da eficiência da nitratação pôde ser evidenciada também nos testes respirométricos, realizados com o lodo do tanque aerado da ETE em estudo, para a avaliação das bactérias oxidadoras de amônia e das oxidadoras de nitrito. Na Figura 6 encontra-se um dos perfis respirométricos realizados. Nesses testes, foram adicionados substratos para ambas as comunidades de bactérias nitrificantes (ver item 2.5). Ressalta-se que todos os testes realizados com tais adições apresentaram comportamento semelhante ao exposto na Figura 6. Na primeira adição, é possível observar que houve resposta das BOA, indicando que houve conversão de amônia a nitrito, porém o mesmo não foi observado para as BON (segunda adição), para as quais não se verificou a oxidação de nitrito a nitrato.

Figura 6: Perfil representativo do respirograma típico gerado após adições de cloreto de amônio (10mgN/L) e nitrito de sódio (20mgN/L) para avaliação das bactérias oxidadoras de amônia (BOA) e bactérias oxidadoras de nitrito (BON).

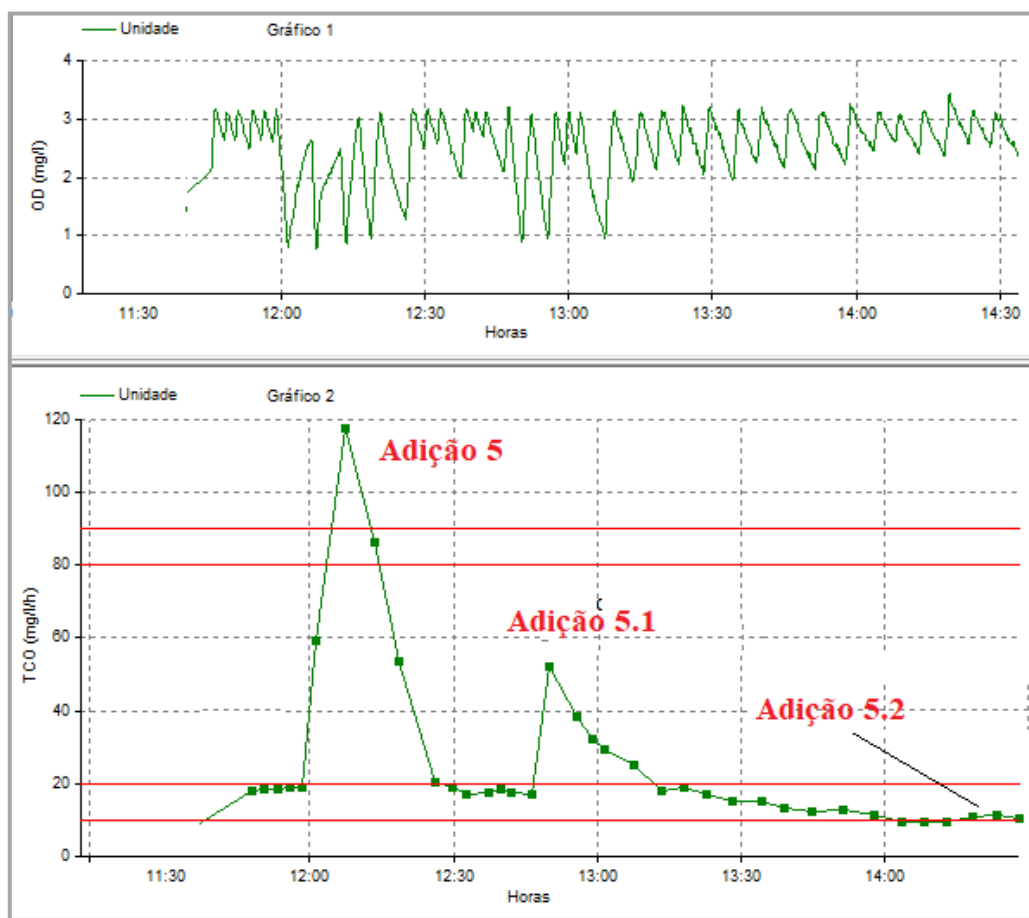


Essa limitação das BON pode ser observada também nos dados constantes na Tabela 10 e graficamente na Figura 7, especificamente nos testes do dia 48, nos quais houve uma perda na capacidade de oxidação do nitrogênio amoniacal no teste 5.1 e 5.2 em relação ao teste 5, possivelmente decorrente do acúmulo de nitrito. Há, portanto, uma limitação do crescimento das bactérias responsáveis pela oxidação do nitrito, o que indica que somente a nitrificação ocorre, ainda assim de forma insatisfatória. Dessa forma, ressalta-se que, em decorrência dessa resposta de ambas as comunidades, não foi possível a determinação de parâmetros cinéticos da biomassa autotrófica.

Tabela 10: Dados de consumo de oxigênio dissolvido após adições de cloreto de amônio para avaliação da cinética das bactérias oxidadoras de amônia (BOA), por meio da respirometria.

Adições	Substrato adicionado	Consumo de OD	Substrato oxidado
	mg N-NH ₄ ⁺ /L	mg O ₂ /L	mg N-NH ₄ ⁺ /L
1 (Dia 6)	8	12,14	3,54 (45%)
2 (Dia 13)	8	7,60	2,22 (28%)
3 (Dia 20)	8	12,92	3,77 (48%)
4 (Dia 41)	8	11,05	3,22 (41%)
5 (Dia 48)	10	23,80	6,94 (69%)
5.1 (Dia 48)	10	6,73	1,96 (20%)
5.2 (Dia 48)	10	0	0
6 (Dia 55)	13	10,26	2,99 (23%)

Figura 7: Respirograma resultante após adições de cloreto de amônio (10 mgN/L) para avaliação da cinética das bactérias oxidadoras de amônia (BOA).



Apesar de ter havido resposta à adição de cloreto de amônio e, assim, confirmação da presença das BOA (Figura 6 e 7), o consumo desse substrato não foi total, como pode ser visto na Tabela 10. De acordo com o consumo de OD exercido após as adições, somente parte do substrato foi consumido, levando em consideração que são necessários 3,43g de O_2 para cada 1g de $N-NH_4^+$ oxidado. Então, tanto os dados de remoção do N-amoniaco quanto os resultados respirométricos mostram que a oxidação desse substrato foi incompleta (nitritação), com consequente acúmulo de amônia. Dessa forma, entende-se que a inibição das BON é decorrente não somente das altas concentrações de amônia livre, mas também pela ineficiência da produção de nitrito, limitando seu crescimento devido às baixas concentrações desse substrato. Esta redução na capacidade de nitrificação pode também estar associada às reduzidas concentrações de oxigênio dissolvido no tanque aerado (HIDAKA *et al.*, 2002). Em comparação com as bactérias heterotróficas, as bactérias nitrificantes possuem menor vantagem competitiva pelo oxigênio quando em ambientes com limitação desse recurso, pois o seu coeficiente de saturação de oxigênio é maior (menor afinidade ao oxigênio dissolvido). Em

sistemas híbridos, em decorrência da biomassa aderida, a competição por OD é ainda mais acentuada, podendo resultar na estratificação da camada aeróbia do biofilme, com bactérias heterotróficas na região mais externa e as nitrificantes nas regiões mais internas (FU *et al.*, 2010; METCALF; EDDY, 2013).

As concentrações de OD na fase líquida do tanque aerado se mantiveram em torno de 2 mg/L, com mínimo de 1,02 e máximo de 3,46 mg/L, como pode ser observado nas Figura 8 e 9, o que leva a suposição de que, nas áreas mais internas do biofilme, a concentração chegou a níveis abaixo desse valor.

Figura 8: Concentrações de oxigênio dissolvido do tanque aerado durante o período experimental (amostras fortuitas realizadas conforme especificado no item 2.1)

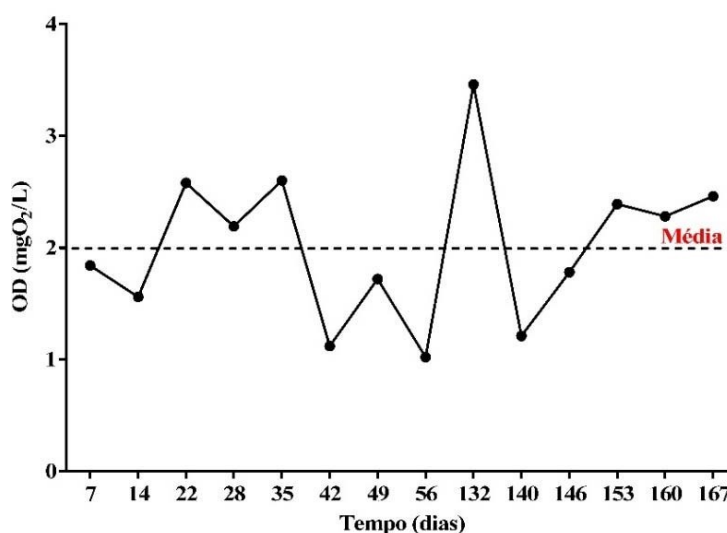
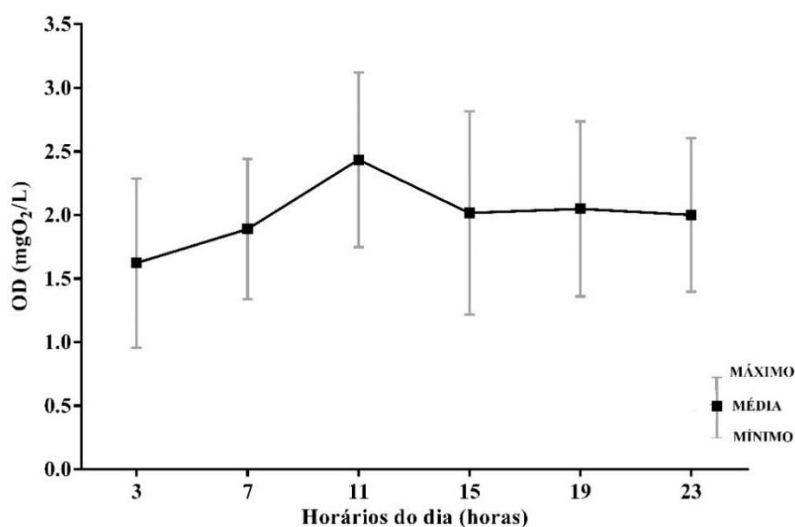


Figura 9: Perfil horário do oxigênio dissolvido no tanque de aeração.



Essa possível influência do OD na eficiência de nitrificação é baseada na alegação de que concentrações de OD entre 2 e 3 mg/L se encontram dentro do intervalo considerado satisfatório para os processos com crescimento em suspensão. Porém, para a maioria dos processos híbridos, como é o caso da ETE do Baldo, essas concentrações são insuficientes (METCALF; EDDY, 2013). Nesse sentido, a utilização de biodiscos na ETE do Baldo possivelmente cria um microambiente estratificado da biomassa (heterotrófica nas regiões externas e as autotróficas nas regiões internas) e do OD no biofilme, o que promove a nitrificação insatisfatória.

Fang *et al.* (1993) corroboram essa proposição em seu estudo, no qual foi utilizado um sistema RBC (Reator Biológico Rotativo de Contato) em escala piloto, com remoção média de nitrogênio de 57%, para concentrações de oxigênio de 5 mg/L. Ademais, nessas condições de OD, as concentrações de nitrito e nitrato no efluente final ficaram em níveis baixos, na faixa de 1 mg/L. Tais resultados foram atribuídos a depleção que o OD sofreu dentro do biofilme, criando um ambiente anóxico. Como resultado, o nitrito e o nitrato, produzidos na parte mais externa do biofilme, foram convertidos a gás nitrogênio após difusão para a zona interna.

O efeito da relação da carga orgânica pela carga disponível de nitrogênio amoniacal (relação C/N) também foi analisado, uma vez que quanto mais matéria orgânica for aplicada ao sistema de lodo ativado, maior o crescimento das bactérias heterotróficas na superfície do biofilme. Dessa forma, as bactérias heterotróficas e as autotróficas competem pelo oxigênio dissolvido e por espaço, com desvantagem para as autotróficas, o que promove um decréscimo na eficiência da oxidação de amônio (FU *et al.*, 2009; MOUSAVI; IBRAHIM; AROUA, 2017; OKABE *et al.*, 1996).

O reator aerado operou com relação DQOs/N-NH₄⁺ (C/N) média de $0,9 \pm 0,3$, com máximo de 1,4 e mínimo de 0,5, estando na faixa indicada por Van Loosdrecht, Benthum e Heijnen (2000) (em torno de 1) para que a máxima atividade dos microrganismos nitrificantes seja garantida. Entretanto, ao confrontar esse parâmetro com a remoção do nitrogênio amoniacal no tanque, foi obtida uma baixa correlação, indicando que a variação do C/N dentro desse intervalo não foi capaz de influenciar a capacidade de nitrificação do sistema, apesar dos valores de C/N estarem em conformidade aos valores indicados para uma nitrificação eficiente.

Assim, com tal resultado, presume-se que, apesar do UASB ter proporcionado uma redução significativa na carga orgânica afluente ao sistema de lodo ativado, a relação C/N média de 0,9 no reator aerado não proporcionou ao crescimento das bactérias nitrificantes e que, então, os organismos heterotróficos preponderaram em relação aos autotróficos. Cenário também observado em estudos baseados em técnicas de biologia molecular, nos quais foram

apontadas baixas porcentagens de organismos nitrificantes em relação à biomassa heterótrofa, mesmo em sistemas com baixas concentrações de carbono (DIONISI *et al.*, 2002; LI; IRVIN; BAKER, 2007).

3.3 Desnitrificação

As concentrações de nitrato e nitrito permaneceram muito baixas durante todo o período experimental (Tabela 11). Este comportamento foi inesperado, uma vez que muitas ETEs localizadas em regiões de clima quente (temperaturas acima de 25°C), a nitrificação, mesmo que não tenha sido prevista em projeto, quase sempre acontece (VAN HAANDEL; MARAIS, 1999).

Tabela 11: Estatísticas descritivas referentes às concentrações de nitrato e nitrito (mgN/L) do sistema de lodo ativado da ETE Central de Natal.

	NITRITO			NITRATO		
	CÂMARA ANÓXICA		REATOR AERADO	CÂMARA ANÓXICA		REATOR AERADO
	Afluente* (mgN/L)	Efluente (mgN/L)	Efluente (mgN/L)	Afluente* (mgN/L)	Efluente (mgN/L)	Efluente (mgN/L)
Número de dados	12	12	12	15	15	15
Média	0,65	0,07	0,59	0,16	0,12	0,16
Mediana	0,29	0,04	0,38	0,10	0,07	0,09
Mínimo	0,09	0,00	0,00	0,02	0,02	0,02
Máximo	3,01	0,28	2,05	0,49	0,38	0,97
Desvio Padrão	0,84	0,08	0,66	0,15	0,10	0,23
Coef. de variação	1,29	1,19	1,12	0,98	0,85	1,47

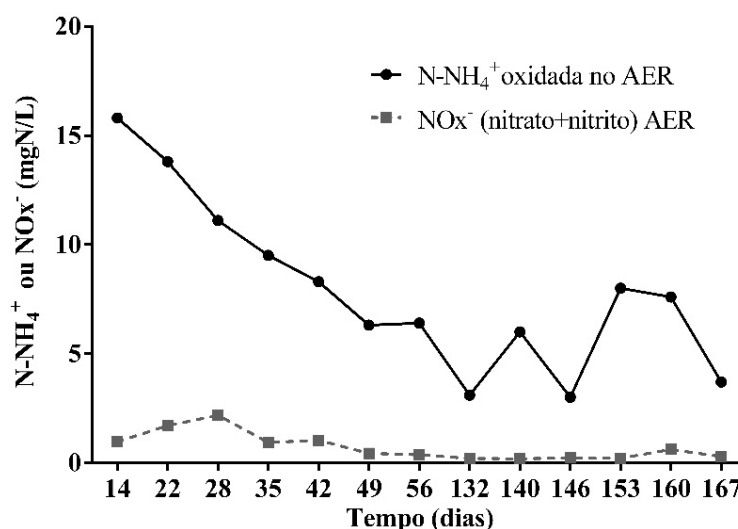
Legenda: (*) concentração considerando as recirculações;

Pela Tabela 11, percebe-se que baixas concentrações de nitrato e nitrito são recirculadas do tanque aerado para a câmara anóxica e que, devido a isso, este reator não contribui de forma significativa para a desnitrificação do nitrogênio oxidado no sistema.

Ademais, as baixas concentrações de nitrato e nitrito no reator aerado não são compatíveis com as concentrações de amônia oxidada (Figura 10). Os resultados mostram que no tanque aerado foram oxidados em média $7,9 \pm 3,9$ mgN/L de nitrogênio disponível em forma de amônia, porém somente $0,59 \pm 0,66$ mgN/L e $0,16 \pm 0,23$ mgN/L respectivamente nas formas de NO_2^- e NO_3^- foram encontrados no efluente. Tal diferença nas concentrações de nitrogênio

amoniaco oxidado e nitrato no tanque aerado também foi observada nos trabalhos de Ferraz (2014) e Oliveira, Ferraz e Araújo (2012), realizados na mesma ETE. Isso significa que possivelmente estejam ocorrendo os processos de nitrificação e desnitrificação simultaneamente no reator aerado, fenômeno denominado nitrificação e desnitrificação simultânea (SND). Tal processo é justificado principalmente pelos níveis limitados de oxigênio dissolvido, como já citado, estimulando um microambiente no floco ou biofilme com zonas aeradas e zonas anóxicas ou anaeróbias, principalmente na biomassa aderida aos biodiscos (MULLER; STOUTHAMER; VAN VERSEVELD, 1995; THIRD; NEWLAND; CORD-RUWISCH, 2003; VAN HAANDEL; MARAIS, 1999).

Figura 10: Concentrações de nitrogênio amoniacal (N-NH_4^+) (mgN/L) oxidado e de nitrato+nitrito (NOx^-) (mgN/L) no tanque aerado.



Um parâmetro importante na desnitrificação heterotrófica é a concentração de substrato orgânico rapidamente assimilável que é utilizado como doador de elétrons para a redução do nitrato e nitrito. Ao analisar as concentrações de DQO solúvel afluente aos reatores anóxico e aerado, cujos valores médios foram $65 \pm 21 \text{ mg/L}$ e $44 \pm 29 \text{ mg/L}$, respectivamente, percebe-se que tais concentrações são baixas, estando próximos aos valores do efluente tratado ($40 \pm 21 \text{ mg/L}$), tido como parcela não biodegradável da carga de entrada. Isso significa que grande parte do material orgânico solúvel não é assimilável para os processos de oxidação da matéria orgânica e para a desnitrificação.

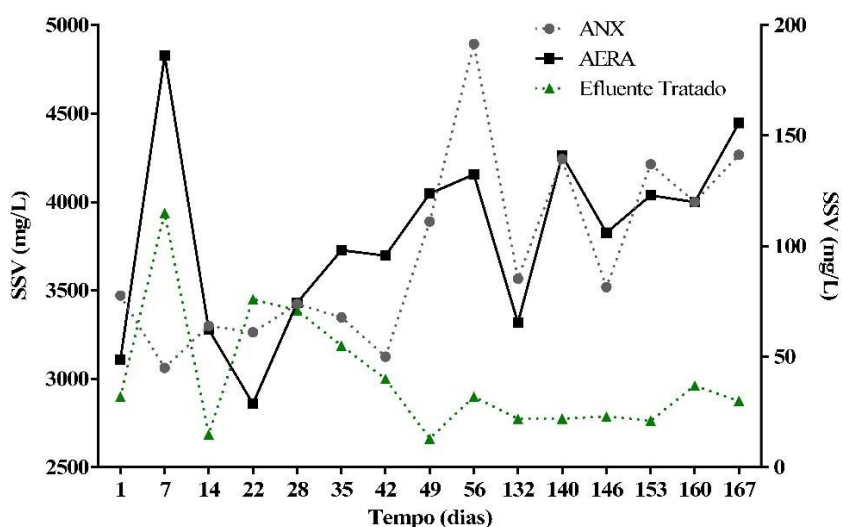
Apesar disso, considera-se que os processos de desnitrificação, tanto no reator anóxico como no aerado, são decorrentes de processos heterotróficos. Oliveira *et al.* (2013), operando uma estação piloto anóxico-aerado com afluente de baixa carga de material orgânico de fácil

biodegradação, encontraram altos valores de NMP (número mais provável) de bactérias desnitrificantes, ou seja, apesar de haver condição favorável para o desenvolvimento das bactérias nitrificantes, as heterotróficas predominaram na comunidade. Dionisi *et al.* (2002) e Li, Irvin e Baker (2007) também apontaram baixas quantidades de organismos nitrificantes em relação à biomassa heterotrófica, mesmo em sistema com baixas concentrações de carbono e com nitrificação eficiente.

Tal predominância das bactérias heterotróficas mesmo em condições de baixa carga de material facilmente assimilável, possivelmente está relacionado à utilização da própria biomassa como fonte de carbono, hipótese também levantada por Hirooka, Asano e Nakai (2009). Esses autores observaram a predominância de bactérias heterotróficas em amostras submetidas a um ambiente seletivo para as BOA e atribuíram tal cenário ao uso das bactérias oxidadoras de nitrogênio como fonte de carbono pelas bactérias heterotróficas.

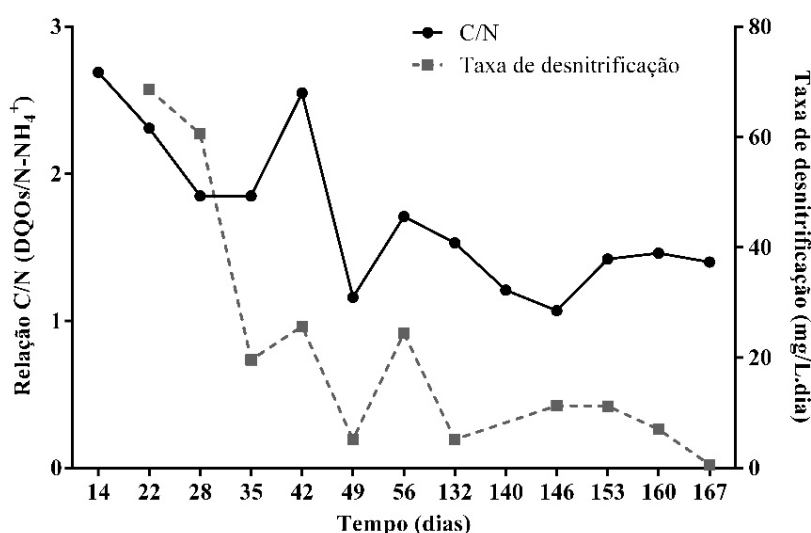
Na ETE do Baldo, foram observadas concentrações de sólidos suspensos voláteis nos reatores anóxico e aerado e no efluente tratado, com médias de 3.705 ± 522 , 3.802 ± 533 e 40 ± 28 mg/L, respectivamente (Figura 11), valores muito superiores às concentrações tipicamente encontradas para estações UASB-lodo ativado 1000 – 1810 mgSSV/L (HUANG *et al.*, 2007; HUANG; WU; CHEN, 2005; VON SPERLING; FREIRE; DE LEMOS CHERNICHARO, 2001), possivelmente decorrente da presença do suporte para propiciar o crescimento de biomassa ativa.

Figura 11: Concentrações de sólidos em suspensão voláteis (SSV) na câmara anóxica (ANX), reator aerado (AERA) e efluente tratado, da ETE Central de Natal.



Outro fator importante para a desnitrificação é a relação C/N. Na ETE do Baldo, maiores valores da relação C/N resultaram em maiores taxas de remoção de nitrato e nitrito (NO_x) na câmara anóxica (Figura 12), o que foi atestado pela alta correlação entre a relação C/N e taxa de desnitrificação (0,753). Quando a relação C/N foi menor que 2, o que ocorreu predominantemente a partir do 28º dia de monitoramento, houve favorecimento da redução da taxa de desnitrificação, reduzindo a eficiência média de remoção de nitrato e nitrito de 91%, nos dias 22 e 28, para 55% e 6% no dia 42 e 167, respectivamente. Tal tendência também foi observada em estudo realizado por Helmer-Madhok *et al.* (2002), no qual foi apontado que com uma relação carbono/nitrogênio menores que 2,5 não possibilitam uma desnitrificação satisfatória.

Figura 12: Variação da relação C/N (DQO solúvel/nitrogênio amoniacal) e da taxa de desnitrificação na câmara anóxica.



3.4 Comportamento do decantador secundário

Fator estudado como possível causa do lodo flutuante no decantador secundário foi a desnitrificação. Processo este que pode ter ocorrido, mesmo com baixas concentrações de nitrato e nitrito provenientes do tanque aerado, uma vez que foi constatada uma correlação de Pearson positiva muito forte de 0,91, com significância estatística ($p < 0,05$), entre as concentrações de nitrato+nitrito no tanque aerado e SST no efluente tratado (Figura 13), o que indica um possível arraste de sólidos pelas bolhas de gás nitrogênio, produto da desnitrificação. Diante da correlação significativa de tais parâmetros, realizou-se uma regressão linear, com a obtenção de uma equação (Figura 14) que descreve a concentração de sólidos suspensos totais

no efluente tratado, tendo como variável dependente a concentração de nitrato+nitrito no efluente do tanque aerado.

Adicionalmente, calculou-se a área requerida para o decantador secundário, tendo sido obtido o valor mais crítico de 931,39 m² a partir da taxa de aplicação de sólidos (TAS), o que representa uma área de 15,8% acima da área disponível na planta (804,25 m²). Com base nisso, vê-se que o decantador encontra-se sobrecarregado, possivelmente pela concentração de sólidos elevada (4.866 ± 671 mgSST/L), não usual para estações UASB-lodo ativado convencional.

Figura 13: Variação das concentrações de nitrato+nitrito (NO_x) (mgN/L) afluyente ao decantador secundário e concentrações de SST (mg/L) no efluente tratado.

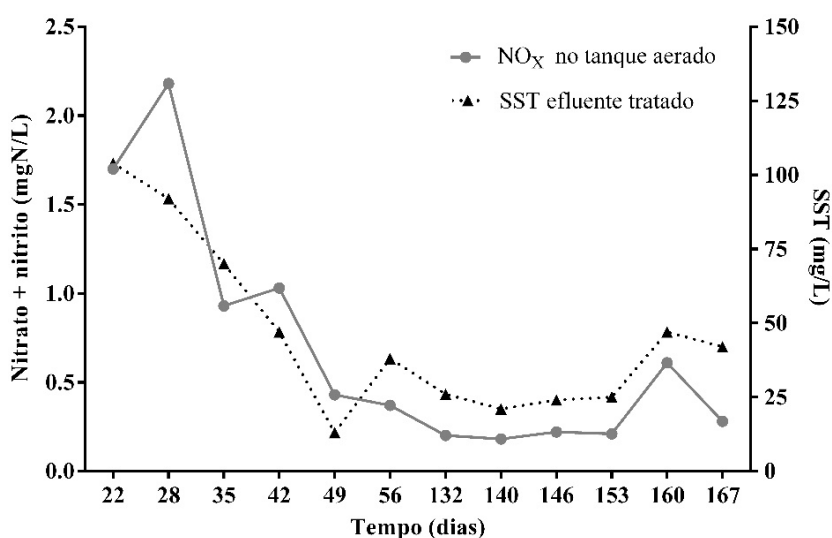
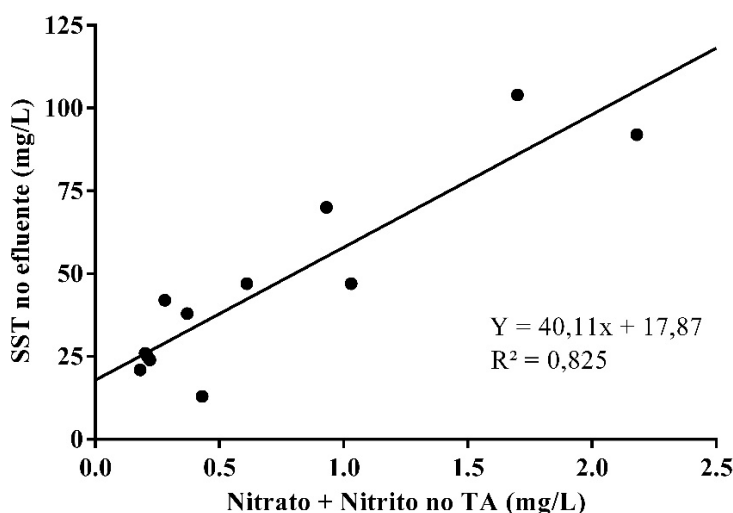


Figura 14: Correlação entre concentração de nitrato+nitrito (NO_x) (mgN/L) na entrada do decantador secundário e a concentração de sólidos suspensos voláteis (mgSSV/L) no efluente tratado.



4. CONCLUSÕES

- O reator UASB promove a redução da parcela facilmente assimilável e o aumento da parcela solúvel inerte da DQO total, o que resulta em eficiências reduzidas de remoção de material orgânico no lodo ativado, mesmo em sistema com 25% de desvio do esgoto bruto.
- Apesar de sistemas sob condições favoráveis de temperatura (30°C), idade do lodo, pH, e alcalinidade serem propícios à nitrificação total, o OD em baixas concentrações em sistemas mistos (biomassa suspensão e biomassa aderida em um mesmo reator) pode promover a nitrificação apenas parcial, sendo, então, a transferência de massa o fator determinante para ocorrer a conversão total da amônia a nitrato.
- O sistema possibilita a remoção de nitrogênio por meio da nitrificação-desnitrificação simultânea, embora parcial, devido à depleção do OD dentro do biofilme, criando um ambiente propício para a ocorrência de ambos os processos.
- Apesar do UASB promover a redução da fração biodegradável da DQO que chega ao sistema de lodo ativado, necessária para a desnitrificação heterotrófica, este processo se desenvolve parcialmente no reator aerado, provavelmente pela biomassa aderida. Além disso, devido à inibição das BON, uma menor demanda de DQO como aceptor de elétrons é necessária, uma vez que o receptor utilizado foi somente o nitrito.
- A variação da relação C/N entre o intervalo de 0,5 e 1,4 não influencia a capacidade de nitrificação do sistema UASB-anóxico-aerado, apesar dos valores de C/N estarem em conformidade aos valores indicados para uma nitrificação eficiente.
- A associação de baixo OD e biomassa aderida podem inibir tanto as BOA quanto as BON. Este último grupo de bactérias é o mais prejudicado, já que, sem atividade das BOA, dois fatores que limitam o seu crescimento são potencializados: (1) o seu principal substrato (nitrito) permanece em baixas concentrações; (2) o acúmulo de nitrogênio amoniacal favorece o aumento da amônia livre.
- Mesmo com baixas concentrações de nitrato e nitrito o fenômeno de lodo flutuante ocorre no decantador secundário decorrente do processo de desnitrificação não controlada.
- As concentrações de SST no efluente tratado são diretamente proporcionais às concentrações de nitrato+nitrito no efluente do tanque aerado, podendo ser explicada pela equação $Y = 40,11x + 17,87$ ($R^2 = 0,825$).

REFERÊNCIAS

- ANTHONISEN, A. C. et al. Inhibition of nitrification and nitrous acid compounds. **Water Environment Federation**, v. 48, n. 5, p. 835–852, 1976.
- BARANAO, P. A.; HALL, E. R. Modelling carbon oxidation in pulp mill activated sludge systems: calibration of activated sludge model nº 3. **Water Science and Technology**, v. 50, n. 3, p. 1–10, 2004.
- BRITO, M. F. DE. **Determinação de frações orgânicas de efluentes de reatores UASB**. São Paulo: Universidade de São Paulo, 2006.
- CADET, C.; GUILLET, A.; AUROUSSEAU, M. Dynamic Modeling of an Activated Sludge Process : Case Study on Paper Mill Effluents. **Journal of Environmental Engineering**, v. 142, n. 8, 2016.
- CAO, Y. S.; ANG, C. M. Coupled UASB-activated sludge process for COD and nitrogen removals in municipal sewage treatment in warm climate. **Water Science & Technology**, v. 60, n. 11, p. 2829–2840, 2009.
- CATUNDA, S. Y. C. et al. **Fast on-line measurement of the respiration rate in activated sludge systems**. IEEE Instrumentation and Measurement Technology Conference. **Anais...Bruxelas**: 1996
- CHERNICHARO, C. A. L. Post-Treatment Options for the Anaerobic Treatment of Domestic Post-treatment options for the anaerobic treatment of domestic wastewater. **Reviews in Environmental Science and Bio/Technology**, v. 5, p. 73–92, 2006.
- COURA DIAS, M.; CATUNDA, P. F. C.; VAN HAANDEL, A. C. **O sistema de lodo ativado. Parte I: O estado estacionário**. Anais do Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária. **Anais...Camburiu**: 1983
- DERKS, Y. M. **Uso da respirometria para avaliar a influência de fatores operacionais e ambientais sobre a cinética de nitrificação**. [s.l: s.n.].
- DIONISI, H. M. et al. Quantification of Nitrosomonas oligotropha-Like Ammonia- Oxidizing Bacteria and Nitrospira spp. from Full-Scale Wastewater Treatment Plants by Competitive PCR. **Society**, v. 68, n. 1, p. 245–253, 2002.
- FANG, H. H. P. et al. Removal of COD and nitrogen in wastewater using sequencing batch reactor with fibrous packing. **Water Science & Technology**, v. 28, n. 7, p. 125–131, 1993.

FERRAZ, D. L. M. **Eficiência de uma ETE em escala real composta por reator UASB seguido de lodo ativado.** [s.l: s.n.].

FOUAD, M.; BHARGAVA, R. A simplified model for the steady-state biofilm-activated sludge reactor. **Journal of Environmental Management**, v. 74, n. 3, p. 245–253, 2005.

FU, B. et al. Characterization of microbial community in an aerobic moving bed biofilm reactor applied for simultaneous nitrification and denitrification. **World Journal of Microbiology and Biotechnology**, v. 26, n. 11, p. 1981–1990, 2010.

FU, Z. et al. Control of COD/N ratio for nutrient removal in a modified membrane bioreactor (MBR) treating high strength wastewater. **Bioresource Technology**, v. 100, n. 1, p. 136–141, 2009.

GUJER, W. et al. Activated sludge model n° 3. **Water Science and Technology**, v. 39, n. 1, p. 183–193, 1999.

HELMER-MADHOK, C. et al. Deammonification in biofilm systems: Population structure and function. **Water Science and Technology**, v. 46, n. 1–2, p. 223–231, 2002.

HENZE, M. et al. **Activated sludge models: ASM1, ASM2, ASM2d and ASM3.** London: IWA Publishing, 2000.

HENZE, M. et al. **Biological Wastewater Treatment.** London: Cambridge University Press, 2008.

HIDAKA, T. et al. Effect of dissolved oxygen conditions on nitrogen removal in continuously fed intermittent-aeration process with two tanks. **Water Science and Technology**, v. 45, n. 12, p. 181–188, 2002.

HIROOKA, K.; ASANO, R.; NAKAI, Y. Change in the community structure of ammonia-oxidizing bacteria in activated sludge during selective incubation for MPN determination. **Journal of Industrial Microbiology and Biotechnology**, v. 36, n. 5, p. 679–685, 2009.

HREIZ, R.; LATIFI, M. A.; ROCHE, N. Optimal design and operation of activated sludge processes: state-of-the-art. **Chemical Engineering**, v. 281, p. 900–920, 2015.

HUANG, J. S. et al. Effect of recycle-to-influent ratio on activities of nitrifiers and denitrifiers in a combined UASB-activated sludge reactor system. **Chemosphere**, v. 68, n. 2, p. 382–388, 2007.

- HUANG, J. S.; WU, C. S.; CHEN, C. M. Microbial activity in a combined UASB-activated sludge reactor system. **Chemosphere**, v. 61, n. 7, p. 1032–1041, 2005.
- HUILIÑIR, C. et al. Dynamic modeling of partial nitrification in a rotating disk biofilm reactor: Calibration, validation and simulation. **Biochemical Engineering Journal**, v. 52, p. 7–18, 2010.
- JANG, A. et al. Measurement of growth rate of ammonia oxidizing bacteria in partially submerged rotating biological contactor by fluorescent in situ hybridization (FISH). v. 420, n. January, p. 413–420, 2006.
- JIANLONG, W.; HANCHANG, S.; YI, Q. Wastewater treatment in a hybrid biological reactor (HBR): effect of organic loading rates. **Process**, v. 36, p. 297–303, 2000.
- KARAHAN-GÜL, Ö. et al. Respirometric assessment of storage yield for different substrates. **Water Science and Technology**, v. 46, n. 1–2, p. 345–352, 2002.
- LI, B.; IRVIN, S.; BAKER, K. The variation of nitrifying bacterial population sizes in a sequencing batch reactor (SBR) treating low, mid, high concentrated synthetic wastewater. **Journal of Environmental Engineering and Science**, v. 6, n. 6, p. 651–663, 2007.
- MARAIS, G. R.; EKAMA, G. A. The activated sludge process part I - steady state behaviour. **Water SA**, v. 2, n. 4, p. 164–200, 1976.
- METCALF, L.; EDDY, H. **Water Reuse : Issues, Technologies, and Applications**. 5. ed. [s.l: s.n.].
- MOHARRAM, M. A.; ABDELHALIM, H. S.; ROZAIK, E. H. Performance appraisal of the A2/O process in domestic wastewater treatment replacing the anaerobic unit with UASB. **HBRC Journal**, v. 13, n. 1, p. 98–105, 2017.
- MOUSAVI, S. A.; IBRAHIM, S.; AROUA, M. K. Effect of carbon source on acclimatization of nitrifying bacteria to achieve high-rate partial nitrification of wastewater with high ammonium concentration. **Applied Water Science**, v. 7, n. 1, p. 165–173, 2017.
- MULLER, E. B.; STOUTHAMER, A. H.; VAN VERSEVELD, H. W. Simultaneous NH₃ oxidation and N₂ production at reduced O₂ tensions by sewage sludge subcultured with chemolithotrophic medium. **Biodegradation**, v. 6, n. 4, p. 339–349, 1995.
- NOCKO, L. M. **Remoção de carbono e nitrogênio em reator de leito móvel submetido à aeração intermitente**, 2008.

OKABE, S. et al. Relationship between population dynamics of nitrifiers in biofilms and reactor performance at various C:N ratios. **Water Research**, v. 30, n. 7, p. 1563–1572, 1996.

OKABE, S. et al. Analysis of Size Distribution and Areal Cell Density of Ammonia-Oxidizing Bacterial Microcolonies in Relation to Substrate Microprofiles in Biofilms. 2004.

OLIVEIRA, A. D. G. et al. NMP de bactérias nitrificantes e desnitrificantes e sua relação com os parâmetros físico-químicos em lodo ativado para remoção biológica de nitrogênio de lixiviado de aterro sanitário. **Revista DAE**, n. 192, p. 60–69, 2013.

OLIVEIRA, Y. F.; FERRAZ, D. DE M.; ARAÚJO, A. L. C. **Avaliação da ETE Natal central na remoção de nitrogênio**. [s.l.: s.n.].

PETERSEN, B. et al. Calibration of activated sludge models: a critical review of experimental designs. In: **Biotechnology for the Environment: Wastewater Treatment and Modeling, Waste Gas Handling**. 1. ed. [s.l.] Springer Netherlands, 2003. v. 1p. 101–186.

SALIBA, P. D.; VON SPERLING, M. Performance evaluation of a large sewage treatment plant in Brazil, consisting of a UASB reactor followed by activated sludge. **Water Science and Technology**, n. i, p. wst2017284, 2017.

SILVA FILHO, H. A. Determinação de propriedades bioquímicas e mecânicas de biomassas de sistemas de lodo ativado para concepção de projetos otimizados. p. 332, 2014.

SOBRINHO, P. A.; JORDÃO, E. P. Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios - uma análise crítica. 1982.

THIRD, K. A.; NEWLAND, M.; CORD-RUWISCH, R. The effect of dissolved oxygen on PHB accumulation in activated sludge cultures. **Biotechnology and Bioengineering**, v. 82, n. 2, p. 238–250, 2003.

VADIVELU, V. M.; KELLER, J.; YUAN, Z. Effect of free ammonia on the respiration and growth processes of an enriched *Nitrobacter* culture. **Water Research**, v. 41, n. 4, p. 826–834, 2007.

VAN HAANDEL, A. C.; MARAIS, G. V. R. **O comportamento do sistema de lodo ativado: Teoria e aplicações para projetos e operações**. Campina Grande: Epgraf, 1999.

VAN HAANDEL, A. C.; VAN DER LUBBE, J. G. M. **Handbook biological wastewater treatment design and optimization of activated sludge systems**. [s.l.] Leidschendam: Quist Publishing, 2007.

VAN LOOSDRECHT, M. C. M.; BENTHUM, W. A. J. VAN; HEIJNEN, J. J. Integration of nitrification and denitrification in airlift bioreactor. **Water Science and Technology**, v. 41, p. 97–103, 2000.

VON SPERLING, M. **Lodos ativados**. 4. ed. Belo Horizonte: [s.n.].

VON SPERLING, M.; FREIRE, V. H.; DE LEMOS CHERNICHARO, C. A. Performance evaluation of a UASB-activated sludge system treating municipal wastewater. **Water Science and Technology**, v. 43, n. 11, p. 323–328, 2001.

WENTZEL, M. C.; MBEWE, A.; EKAMA, G. A. Batch test for measurement of readily biodegradable COD and active organism concentrations in municipal waste waters. **Water SA**, v. 21, n. 2, p. 117–124, 2015.

WOLFF, D. B. et al. Nitrification in hybrid reactor with a recycled plastic support material. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 48, p. 243–248, 2005.

WU, X. et al. Simulation and optimization of a coking wastewater biological treatment process by activated sludge models (ASM). **Journal of Environmental Management**, v. 165, p. 235–242, 2016.