



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

CAROLINA TAVARES PAULA

**AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DE SISTEMA DE LODO ATIVADO COM PRÉ-
DESNITRIFICAÇÃO COMO PÓS-TRATAMENTO DE REATOR UASB EM
REGIÃO DE CLIMA QUENTE**

**NATAL – RN
2018**

CAROLINA TAVARES PAULA

**AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DE SISTEMA DE LODO ATIVADO COM PRÉ-
DESNITRIFICAÇÃO COMO 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

**NATAL – RN
2018**

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

Paula, Carolina Tavares.

Avaliação do desempenho de sistema de lodo ativado com pré-desnitrificação como pós-tratamento de reator UASB em região de clima quente / Carolina Tavares Paula. - 2018.

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, 2018.

Orientador: Prof. Dr. Hélio Rodrigues dos Santos.

1. Reator UASB - Dissertação. 2. Lodo ativado - Dissertação. 3. Reator de fluxo contínuo - Dissertação. 4. Remoção biológica de nitrogênio - Dissertação. 5. Clima quente - Dissertação. I. Santos, Hélio Rodrigues dos. II. Título.

RN/UF/BCZM

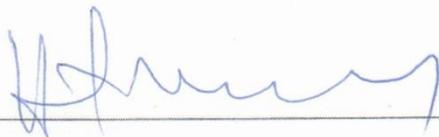
CDU 628.2

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

O artigo “Avaliação do desempenho de sistema de lodo ativado com pré-desnitrificação como pós-tratamento de reator UASB em região de clima quente”, sob a autoria da pós-graduanda Carolina Tavares Paula, foi avaliado e aprovado pela Comissão Examinadora formada pelos Professores:

Natal/RN, 22 de junho de 2018.

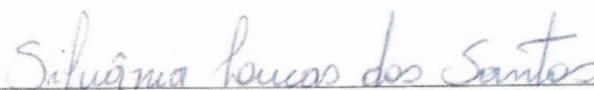
COMISSÃO EXAMINADORA



Prof. Dr. Hélio Rodrigues dos Santos
Presidente



Prof. Dra. Juliana Delgado Tinoco
Membro



Dra. Silvânia Lucas dos Santos
Membro

AGRADECIMENTOS

À minha família (Marize, Gêminson, Raquel e Vitor). Pelo incentivo, pelo apoio e, acima de tudo, pelo amor. Por estarem sempre presentes e dispostos a me ajudar. Por tentarem resolver todos os problemas junto comigo e por não me deixarem desistir. Por sempre me lembrarem que não estava sozinha. Vocês são... tudo.

A Júlio Amorim, meu companheiro. Pelo carinho, pela paciência, pela preocupação e por sempre me escutar. Por acreditar em mim e por tantas vezes ser aquele que me fazia continuar, me lembrando do meu objetivo quando eu mesma esquecia. Pela compreensão, por me acompanhar sempre e por fazer tanto por mim.

Ao meu orientador, Prof. Hélio Rodrigues dos Santos, por acreditar na minha capacidade de realizar o trabalho, mesmo com todas as dificuldades no caminho. Por todo o conhecimento que me passou e me incentivou a buscar.

A Jéssica Alves, minha grande parceira nesse trabalho. Pela preocupação, pelos inúmeros dias juntas no laboratório, e pela sua resiliência, que me contagiava e que me deu forças para continuar com o projeto. Por abraçar esse piloto como se fosse seu desde o início. Por ser a amiga que me escutava nos momentos mais difíceis. Sem você, esse trabalho definitivamente não teria sido concluído.

Aos que colaboraram com as análises da pesquisa (Kelvin, Maria Clara), pelos intensos dias de coleta nos laboratórios.

Aos amigos do mestrado, Carlos e Jade. Por tantas histórias que construímos nesse período e pelo apoio nos momentos difíceis. As conversas com quem passava por problemas semelhantes fizeram toda a diferença.

Em especial ao amigo João Vieira, por estar comigo em tantas etapas do mestrado. Desde as disciplinas, a operação do piloto, até as análises dos resultados. Principalmente pelas conversas sem fim, sempre tão incríveis.

Aos amigos do LARHISA, pelas reuniões na copa e pelos momentos de descontração, imprescindíveis para a conclusão do trabalho.

Também aos amigos de fora. Pelas conversas que me faziam esquecer todos os problemas do mestrado. Pela companhia e pela atenção.

Aos professores do PPgES, pelos ensinamentos e conhecimento que levo comigo, e aos funcionários do LARHISA, pelo auxílio durante esses dois anos.

Em especial a Pedro Gustavo, secretário do programa, que nunca mediu esforços para me fornecer a ajuda que precisei.

À equipe do ELISA (Vanessa, Fabiana, Hérika), por fornecerem reagentes, equipamentos e orientações nas análises quando precisei. E por serem verdadeiras inspirações para mim como mulheres cientistas excepcionais.

À equipe da ETE do campus da UFRN (Iagê, José Wagner, Flaviane), pela disponibilização de equipamentos, reagentes e por todo o suporte para a realização do experimento.

A Ban, por todo o apoio durante a operação do piloto na ETE. Por estar sempre disposto a ajudar e contribuir com suas ideias. Por ter sido fundamental na execução desse trabalho.

À CAPES, pela concessão da bolsa de estudos durante o período do mestrado.

Ao Prof. Cícero Onofre de Andrade Neto (*in memoriam*), por me contagiar com sua paixão pela nossa área, pela ciência e pela nossa profissão. Dedico esse trabalho à sua memória.

RESUMO

A associação de reatores anaeróbios de alta taxa (UASB) a sistemas de lodo ativado tem sido muito empregada atualmente, especialmente em regiões de clima quente, por proporcionar a redução da carga orgânica afluyente ao sistema de lodo ativado. Isso implica na diminuição da demanda de oxigênio e da massa de lodo produzida no sistema aeróbio. Nessas regiões torna-se imprescindível a consideração, no projeto do reator aeróbio do sistema, do processo de nitrificação, para evitar a competição pelo oxigênio dissolvido (OD) entre microrganismos autotróficos e heterotróficos. Ademais, também surge a necessidade da inclusão de etapa anóxica para a remoção de nitrato, de modo a reduzir a concentração deste no decantador secundário. Isso porque a ocorrência de desnitrificação no decantador provoca problemas operacionais no sistema, como a perda de sólidos com o efluente final. Alguns estudos indicam que a contribuição do reator UASB na remoção de matéria orgânica do esgoto bruto interfere tanto no processos de nitrificação quanto no de desnitrificação. A menor carga orgânica afluyente ao lodo ativado pode reduzir o desenvolvimento dos microrganismos heterotróficos, de modo a possibilitar a redução da concentração mínima de OD necessária no reator aeróbio. Ademais, o UASB reduz a disponibilidade de DQO para a desnitrificação, podendo inviabilizar o processo e trazer instabilidade ao sistema. Dessa forma, o objetivo deste trabalho é avaliar o desempenho de sistema de lodo ativado com pré-desnitrificação empregado como pós-tratamento de reator UASB em região de clima quente. Para isso, foi realizado um experimento em uma ETE em escala piloto, constituída por reator UASB seguido de sistema de lodo ativado com reatores anóxico e aeróbio e decantador secundário. Recirculações de lodo do decantador e do tanque de aeração (para disponibilizar nitrato para desnitrificação) para o reator anóxico foram promovidas, bem como o desvio de uma parcela de esgoto bruto diretamente para esse reator (para disponibilizar carbono para a desnitrificação). O estudo foi dividido em quatro etapas, nas quais foram variados os parâmetros: tempo de detenção hidráulica dos reatores, concentração de OD no tanque de aeração e vazão de *by-pass* de esgoto bruto. Análises físico-químicas semanais (DQO, P, NH_4^+ , NO_3^- , NO_2^- , SST) foram realizadas para monitoramento e avaliação do desempenho da ETE piloto. Foi observada, durante todo o experimento, a flotação de lodo no decantador em consequência da desnitrificação ineficiente no reator anóxico, a qual ocorria de forma descontrolada no decantador secundário. Ademais, a baixa carga orgânica afluyente ao sistema de lodo ativado limitou o crescimento da biomassa heterotrófica, favorecendo as bactérias nitrificantes no tanque de aeração. Os resultados mostram que ainda existem limitações para a aplicação de lodo ativado como pós-tratamento de reator UASB com relação à remoção de nitrogênio, em regiões de clima quente.

Palavras-chave: Reator UASB; lodo ativado; reator de fluxo contínuo; remoção biológica de nitrogênio; clima quente.

ABSTRACT

Title: Performance evaluation of UASB–AS system (A/O) in hot climate regions.

The association of high rate anaerobic reactors (UASB) to activated sludge systems has been widely employed nowadays, especially in hot climate regions, as it provides the reduction of the organic load affluent to the activated sludge system. This results in a decrease of the oxygen demand and the sludge mass produced in the aerobic system. In these regions it becomes essential to consider the nitrification process in the aerobic reactor design to avoid competition for dissolved oxygen (DO) between autotrophic and heterotrophic microorganisms. Moreover, the need to include an anoxic stage for nitrate removal arises, in order to reduce its concentration in the secondary settler. It must be considered because the occurrence of denitrification in the sedimentation tank causes operational problems in the system, such as solids loss with the final effluent. Some studies indicate that the contribution of the UASB reactor in organic matter removal from the raw sewage interferes in both nitrification and denitrification processes. The lower organic load affluent to the activated sludge can reduce the development of heterotrophic microorganisms, which can decrease the minimum required DO concentration in the aerobic reactor. In addition, the UASB reduces the COD availability for denitrification, which can make the process unfeasible and bring instability to the system. Thus, the objective of this work is to evaluate the performance of activated sludge system with pre-denitrification used as post-treatment of UASB reactor in hot climate region. Thereunto, an experiment was carried out in a pilot scale WWTP, composed by UASB reactor followed by activated sludge system with anoxic and aerobic reactors and secondary settler. Sludge recycle from the settler and the aeration tank (to provide nitrate for denitrification) to the anoxic reactor were promoted, as well as the deviation of a portion of raw sewage directly to the anoxic reactor (to provide carbon for denitrification). The study was conducted in four stages, in which the following parameters were varied: reactors hydraulic retention time, DO concentration in the aeration tank and bypass flow of raw sewage. Physical-chemical analyzes (COD, P, NH_4^+ , NO_3^- , NO_2^- , TSS) were weekly performed to monitor and evaluate the pilot WWTP performance. During the whole experiment, sludge flotation in the secondary settler was observed as a consequence of inefficient denitrification in the anoxic reactor, which occurred uncontrollably in the sedimentation tank. Furthermore, the low organic load affluent to the activated sludge system limited the heterotrophic biomass growth, favoring nitrifying bacteria in the aeration tank. The results show that there are still limitations to the application of activated sludge system as post-treatment of UASB reactor in relation to the removal of nitrogen, in hot climate regions.

Keywords: UASB reactor; activated sludge; continuous-flow reactor; biological nitrogen removal; hot climate.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	8
2 MATERIAL E MÉTODOS	12
2.1 DELINEAMENTO EXPERIMENTAL	12
2.2 PROCEDIMENTOS DE COLETAS E ANÁLISES	14
2.3 TRATAMENTO ESTATÍSTICO.....	16
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO	16
3.1 AFLUENTE BRUTO	16
3.2 REATOR UASB	17
3.3 SISTEMA DE LODO ATIVADO.....	21
3.3.1 Concentração de sólidos	21
3.3.2 Remoção de matéria orgânica	23
3.3.3 Nitrificação	24
3.3.4 Desnitrificação	30
4 CONCLUSÕES	34
REFERÊNCIAS	36

1 INTRODUÇÃO

Uma alternativa de configuração de Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs) que tem sido muito empregada em regiões de clima quente é a de lodos ativados como pós-tratamento de reatores anaeróbios de alta taxa, p. ex., UASB. As principais vantagens deste sistema são a redução da carga orgânica afluenta ao lodo ativado e a possibilidade da digestão do lodo de excesso aeróbio no reator UASB (VAN HAANDEL; LETTINGA, 1994).

A degradação de grande parte do material orgânico do esgoto bruto no reator anaeróbio possibilita uma redução da demanda de oxigênio dissolvido (OD), reduzindo os custos com aeração, e da massa de lodo produzida no sistema aeróbio (SOUSA; FORESTI, 1996; GUIMARÃES *et al.* (2003); TAWFIK; SOBHEY; BADAWY, 2008). Ademais, o encaminhamento do lodo aeróbio de excesso no reator UASB elimina a etapa de digestão de lodo da linha de tratamento da fase sólida da ETE, o que também proporciona redução no custo de operação (VAN HAANDEL; MARAIS, 1999).

Nessas regiões, o projeto do reator aeróbio do sistema de lodo ativado deve contemplar, além da degradação da matéria orgânica pelos microrganismos heterotróficos, o processo autotrófico de oxidação de amônia (VAN HAANDEL; LETTINGA, 1994). Isso porque o crescimento dos microrganismos responsáveis pela nitrificação é fortemente influenciado pela temperatura, de modo que uma elevação de 6 a 7 °C dobra a taxa de crescimento destas bactérias (VAN HAANDEL; MARAIS, 1999). Dessa forma, é praticamente inevitável o desenvolvimento destes microrganismos em sistemas de lodo ativado em regiões de clima quente.

Caso não seja considerada a nitrificação, não será prevista a demanda nitrogenada de oxigênio (OD utilizado na nitrificação), apenas a carbonácea (OD consumido na degradação da matéria orgânica). Como consequência, haverá a competição pelo oxigênio disponível entre bactérias heterotróficas e autotróficas (nitrificantes), prejudicando a eficiência de ambos os processos (VAN HAANDEL; MARAIS, 1999).

O processo de nitrificação é definido pela conversão de amônia a nitrato, a qual ocorre em duas etapas, ambas realizadas por microrganismos autotróficos. Primeiramente, as bactérias oxidadoras de amônia (AOB) oxidam a amônia a nitrito e, em seguida, as oxidadoras de nitrito (NOB) oxidam o nitrito a nitrato (METCALF; EDDY, 2016). Geralmente, os grupos dominantes de AOB no sistema de lodo ativado são *Nitrosospira* e *Nitrosomonas*, e os NOB dominantes são *Nitrospira* e *Nitrobacter* (DYTCZAK; LONDRY; OLESZKIEWICZ, 2008).

Segundo Metcalf e Eddy (2016), na competição por oxigênio as bactérias heterotróficas apresentam vantagem sobre as autotróficas, devido ao coeficiente de crescimento daquelas geralmente ser superior ao destas. Assim, o limite inferior de OD para a operação dos reatores aeróbios é definido pelos requisitos da nitrificação, sendo geralmente estabelecido o valor mínimo de 2,0 mg/L pela literatura convencional. No entanto, alguns estudos aplicados à cinética de nitrificação mostram que, quando a carga orgânica afluyente ao sistema de lodo ativado é baixa, o crescimento dos autotróficos pode superar o dos heterotróficos (HUANG *et al.*, 2005; HUANG *et al.*, 2007).

Huang *et al.* (2005) operaram sistema com reator UASB seguido de lodo ativado, observando baixa carga orgânica afluyente ao tanque de aeração, devido à contribuição do UASB na remoção de matéria carbonácea. Os autores verificaram maior fração de nitrificantes em comparação à de organismos heterotróficos no reator aeróbio. Assim, a população de microrganismos nitrificantes pode superar os heterotróficos em crescimento nessa condição, podendo até mesmo se tornar o grupo predominante do reator aeróbio.

Com a limitação de substrato orgânico, a demanda carbonácea de oxigênio diminui e, conseqüentemente, é reduzida também a competição por este acceptor de elétrons para os microrganismos autotróficos no reator aeróbio. Esses organismos, então, encontram-se em ambiente mais favorável ao seu desenvolvimento (DYTCZAK; LONDRY; OLESZKIEWICZ, 2008). Tal favorecimento dos microrganismos nitrificantes nessas condições (baixa carga orgânica afluyente) sugere a possibilidade de operação do reator aeróbio com concentração de oxigênio mais baixa que a convencional (CAO; ANG, 2009).

Em estudo realizado por Cao e Ang (2009), no qual foi operado sistema com reator UASB seguido de lodo ativado A/O, os autores verificaram nitrificação completa no tanque de aeração com OD de até 1 mg/L. A possibilidade de operação do reator aeróbio com concentrações baixas de oxigênio viabiliza grande economia nas estações de tratamento. De acordo com Rosso, Stenstrom e Larson (2008), os custos com energia para aeração são os mais altos na operação de uma ETE com sistema aeróbio.

Segundo Von Sperling (1997), em sistemas operados em regiões de clima quente nos quais é prevista a nitrificação, é importante que se realize também a desnitrificação, praticada intencionalmente no reator. Isso porque o efluente do reator com nitrificação, ao chegar ao decantador secundário, principalmente sob condições de elevadas temperaturas e excessivo tempo de detenção do lodo, encontra condições favoráveis à desnitrificação (disponibilidade de nitrato e carbono e ausência de oxigênio).

Como resultado, os nitratos são reduzidos a nitrogênio molecular no decantador, o que implica na produção de pequenas bolhas de N_2 , as quais se aderem ao lodo, impedindo-o de sedimentar. O lodo é então arrastado à superfície, saindo com o efluente final e degradando sua qualidade (VAN HAANDEL; MARAIS, 1999). Esse processo pode ser mitigado, então, com a consideração da remoção de nitrato no projeto da estação.

Para isso, pode ser incluída uma etapa anóxica após a etapa aeróbia (sistema com pós-desnitrificação), na qual as bactérias desnitrificantes heterotróficas convertem o nitrato a nitrogênio molecular, liberando-o na atmosfera. A sequência dessas fases pode ser invertida (sistema com pré-desnitrificação ou *A/O – Anoxic/Oxic*), desde que haja a recirculação do nitrato do reator aeróbio para o anóxico (METCALF; EDDY, 2016). Para que ocorra a desnitrificação, contudo, a zona anóxica deve receber material orgânico assimilável (fonte de carbono) pelos organismos desnitrificantes e não deve conter oxigênio dissolvido.

Gohil e Nakhla (2006) operaram um sistema composto por reator UASB seguido de lodo ativado com temperatura acima de 30°C. Inicialmente, o sistema foi operado sem etapa anóxica, mas apresentou problemas relacionados principalmente à flotação de lodo no decantador secundário, o que elevava a concentração de sólidos no efluente final. Em etapa posterior, então, foi adicionado um reator anóxico antes do tanque de aeração, com razão de recirculação de lodo de 400%. Isso resultou na redução significativa das concentrações de nitrato e de sólidos suspensos no efluente.

Von Sperling, Freire e Chernicharo (2001) e Parsekian (2003) relataram muitas dificuldades na operação de sistema com UASB e lodo ativado sem etapa anóxica. Em ambos os estudos, a concentração de sólidos suspensos no reator aeróbio não atingiu aquela para a qual foi projetado. Os autores também observaram problemas na etapa de sedimentação, com recorrente perda de sólidos do sistema pelo efluente final.

Os sistemas *A/O* exigem a recirculação do licor misto do reator aeróbio para o anóxico, elevando o custo de operação para bombeamento, inexistente na configuração com pós-desnitrificação. No entanto, o carbono utilizado pelos microrganismos desnitrificantes na configuração *A/O* é proveniente do esgoto bruto afluente, enquanto que na alternativa com pós-desnitrificação é utilizado o carbono da respiração endógena, devido à baixa concentração de matéria orgânica extracelular nessa etapa do tratamento (VON SPERLING, 1997).

Assim, a maior vantagem em adotar o sistema *A/O* é a abundância de matéria orgânica como fonte de carbono para o processo de desnitrificação. Entretanto, com a inclusão do reator UASB a montante do lodo ativado com pré-desnitrificação, a disponibilidade de

matéria orgânica facilmente assimilável torna-se bastante reduzida para a desnitrificação, sendo esta a primeira fração utilizada no reator anaeróbio (CAO; ANG, 2009).

Derks (2007) avaliou o emprego do reator UASB a montante de sistema de lodo ativado com pré-desnitrificação. A autora operou simultaneamente dois sistemas A/O idênticos em escala piloto, com um deles recebendo o efluente de um reator UASB. O efluente da configuração que operava sem o reator anaeróbio apresentou elevada eficiência na remoção de matéria orgânica e nitrogênio, diferentemente do outro sistema. A desnitrificação do sistema com o reator UASB mostrou-se ineficiente, resultado que a autora associou à baixa disponibilidade de matéria orgânica no afluente do reator anóxico (efluente do UASB). Ademais, foram observadas concentrações de sólidos suspensos no tanque de aeração bastante inferiores às medidas no sistema sem o reator anaeróbio, fato também atribuído à baixa carga orgânica afluente ao lodo ativado.

Outros estudos também observaram essa ineficiência na desnitrificação no reator anóxico de sistema de lodo ativado antecedido por UASB (GASPAR; PIVELI; ALÉM SOBRINHO, 2006; CAO; ANG, 2009; MOHARRAM; ABDELHALIM; ROZAIK, 2017). Cao e Ang (2009) ainda relataram que a operação do tanque aerado foi realizada com concentração de sólidos suspensos abaixo das concentrações encontradas em sistemas convencionais de lodo ativado.

Para aumentar a disponibilidade de carbono rapidamente assimilável para a desnitrificação, alguns autores sugerem o desvio de parcela do esgoto bruto diretamente ao reator anóxico (*by-pass*) (ALÉM SOBRINHO *et al.*, 2001; GASPAR; PIVELI; ALÉM SOBRINHO, 2005). Além Sobrinho *et al.* (2001) apontam a necessidade de *by-pass* de esgoto bruto de até 50% para viabilização da remoção de nitrato no reator anóxico.

No estudo de Cao e Ang (2009), ao final do experimento, foi iniciado o desvio de parcela de 30% do esgoto bruto diretamente ao reator anóxico. Contudo, a remoção de nitrato continuou ocorrendo de forma pouco significativa no sistema. Os autores atribuíram essa ineficiência à possível insuficiência de matéria orgânica facilmente assimilável para os microrganismos desnitrificantes, apesar do aumento da concentração total de matéria orgânica com o *by-pass* realizado.

Pode-se observar, pelas experiências relatadas, a recorrente observação de deficiência no processo de desnitrificação nesse tipo de configuração (UASB e A/O), mesmo com a consideração de etapa anóxica na linha de tratamento e consideração de desvio de esgoto bruto. Ademais, dificuldades operacionais foram identificadas em diversos estudos (PARSEKIAN, 2003; VON SPERLING; FREIRE; CHERNICHARO, 2001; MIRANDA *et*

al., 2001), especialmente problemas como lodo flutuante e consequente perda de sólidos com o efluente final, provocando elevada instabilidade no sistema.

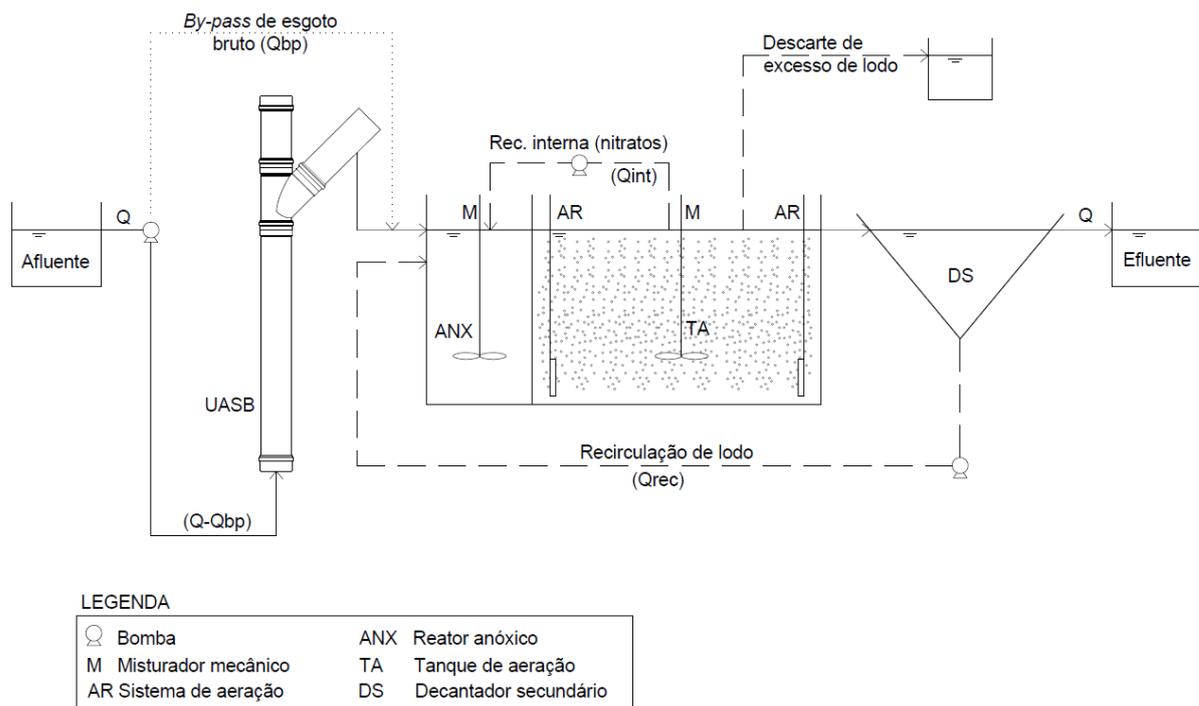
Dessa forma, o objetivo deste trabalho é avaliar o desempenho de sistema de lodo ativado com pré-desnitrificação empregado como pós-tratamento de reator UASB em região de clima quente.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 DELINEAMENTO EXPERIMENTAL

Para avaliar o desempenho de sistemas de reator UASB seguido de lodo ativado (LA) foi realizado um experimento em escala piloto. A estação de tratamento piloto era constituída de reator UASB, seguido de reator anóxico (ANX), tanque de aeração (TA) e, por fim, decantador secundário (DS), nessa ordem (sistema A/O – *Anoxic/Oxic*) (Figura 1). Assim, o sistema de lodo ativado, além da remoção de matéria carbonácea, também foi projetado para a remoção biológica de nitrogênio (pré-desnitrificação).

Figura 1 – Configuração do sistema piloto.



A recirculação de lodo no sistema ocorria do decantador secundário para o reator anóxico (Q_{rec}). Ademais, para possibilitar a remoção completa de nitrogênio, foi realizada também a recirculação do licor misto do tanque de aeração – onde ocorria nitrificação – para o tanque anóxico (Q_{int}), tendo em vista disponibilizar nitrato para desnitrificação. Em determinadas etapas do experimento também foi desviada uma parcela da vazão afluyente ao sistema (Q) diretamente ao reator anóxico (Q_{bp}), com o objetivo de fornecer maior quantidade de matéria orgânica para os microrganismos desnitrificantes.

O reator UASB (volume útil de 8 litros) consistia em uma coluna com dispositivo para separação de fases, acoplado na extremidade superior. O reator anóxico, inicialmente de volume igual a 5,5 litros, teve seu volume reduzido na etapa 3 do experimento, a partir da qual foi operado com volume útil de 3,3 litros (conforme discutido no item 3.3.1). O tanque de aeração foi operado com volume útil de 12 litros durante todo o experimento.

A unidade piloto foi operada em quatro fases (Tabela 1). Inicialmente, a operação do reator UASB foi realizada com tempo de detenção hidráulico (TDH) menor e não foi efetuado *by-pass* de esgoto bruto para o reator anóxico – Fase 1. Na segunda etapa, foi dado início ao desvio de esgoto bruto para o sistema de lodo ativado, o qual teve sua proporção, R_{bp} (razão entre vazão de *by-pass* e vazão total afluyente à ETE piloto), gradativamente elevada nas fases seguintes. Na terceira etapa, o TDH do reator UASB foi elevado e, por fim, reduzido a um valor médio na última fase. O sistema foi operado por um período total de 252 dias.

Tabela 1 – Tempos de detenção hidráulica dos reatores e razões de *by-pass* e recirculação interna em cada etapa do experimento.

Fase	Tempo (dias)	$Q_{AFLUENTE}$ (l/h)	TDH_{UASB} (h)	TDH_{ANX} (h)	TDH_{AER} (h)	R_{bp} (%)	R_{rec} (%)	R_{int} (%)
1	130	2,0	4,0	2,8	6,0	0	100	300
2	35	2,5	4,0	2,2	4,8	20	100	300
3	31	1,5	8,0	2,0	7,9	33	50	350
4	56	2,5	5,3	1,2	4,8	40	100	300

Os reatores piloto (UASB e LA) foram inoculados com lodos coletados em uma estação de tratamento em escala real (ETE Dom Nivaldo Monte, ou “ETE do Baldo”), a qual opera com a mesma configuração estudada (UASB+A/O) e trata esgoto predominantemente doméstico. Foi introduzido lodo granular do reator anaeróbio da ETE no reator UASB e lodo do tanque de aeração da estação para os reatores anóxico e aeróbio. Na terceira etapa foi

efetuada reinoculação do sistema de lodo ativado, na tentativa de atingir a concentração de sólidos suspensos voláteis no tanque de aeração (SSVTA) adotada em projeto.

O sistema piloto foi operado na ETE do campus da UFRN, sendo alimentado com esgoto bruto real afluyente à estação. Apenas uma parcela do esgoto encaminhada à estação em escala real era desviada para o piloto, proveniente do restaurante e residências universitárias e dos vestiários do ginásio. Dessa forma, o esgoto que alimentava o experimento se caracterizava como esgoto doméstico.

O oxigênio dissolvido (OD) no tanque de aeração era controlado e mantido sempre igual ou superior a 2,0 mg/L até a fase 3 do experimento, para que houvesse oxigênio suficiente para a biomassa heterotrófica e autotrófica (nitrificação). Porém, não havia dispositivo de automação da aeração, o que dificultava a manutenção do OD acima do limite pré-estabelecido. Na última fase da pesquisa, então, foi instalado equipamento que automatizava o controle da aeração. No fim dessa etapa, foi testada a concentração de oxigênio média de 1,0 mg/L (intervalo de 0,9-1,2 mg/L) no reator aeróbio, discutida no item 3.3.3.

Os reatores eram constantemente misturados por agitadores mecânicos, para evitar a sedimentação dos sólidos. A retirada do excesso de lodo do sistema, para a manutenção do tempo de residência celular (10 dias), foi realizada a partir do tanque de aeração. O volume de licor misto equivalente a 1/10 do volume dos reatores era removido diariamente, com exceção de períodos de baixas concentrações de SSVTA. Em tais períodos, a remoção do excesso de lodo foi suspensa, com o objetivo de atingir o valor de SSVTA adotado em projeto. Não foi realizado descarte de excesso de lodo do reator UASB durante o período dos experimentos.

2.2 PROCEDIMENTOS DE COLETAS E ANÁLISES

A avaliação da operação do sistema foi realizada por meio de análises físico-químicas, executadas conforme APHA *et al.* (2012), com exceção da análise de nitrato (Tabelas 2 e 3). As coletas semanais eram efetuadas no período da manhã, por volta das 8h30, e as amostras coletadas eram fortuitas. Para o procedimento de coleta era seguida a ordem inversa ao fluxo da ETE piloto, ou seja, coletava-se amostra do efluente final, em seguida do reator aeróbio, depois do anóxico, do reator UASB e, por fim, a amostra do esgoto bruto.

Tabela 2 – Frequência das análises realizadas em cada ponto de amostragem.

ANÁLISE	Esgoto bruto	Reator UASB	Reator anóxico	Reator aeróbio	Efluente final	Lodo de retorno
SST*	S	S	S	S	S	S
SSV**	S	S	S	S	S	S
N-org	S	S	S	S	S	-
N-NH ₄ ⁺	S	S	S	S	S	-
N-NO ₃ ^{-***}	S	S	S	S	S	-
N-NO ₂ ^{-***}	S	S	S	S	S	-
P filtrado***	-	-	S	S	-	-
P total***	S	S	-	-	S	-
DQO filtrada	-	-	S	S	-	-
DQO total	S	S	-	-	S	-
Alcalinidade total	S	S	-	S	-	-
pH	-	-	D	D	-	-
Temperatura	-	D	D	D	-	-
OD	-	-	D	D	-	-
IVL	-	-	-	S	-	-

S – análises semanais; D – análises diárias.

*SST – Sólidos Suspensos Totais; **SSV – Sólidos Suspensos Voláteis.

***Análises realizadas apenas nas etapas 3 e 4 no experimento.

Tabela 3 – Métodos analíticos das análises físico-químicas realizadas.

PARÂMETRO	MÉTODO	REFERÊNCIA	PROTOCOLO
Sólidos (SST e SSV)*	Gravimétrico	APHA <i>et al.</i> , 2012	2540 - B, C, D, E
Fósforo filtrado e total	Colorimétrico		4500-P - E
Nitrogênio orgânico	Método Kjeldahl		4500-N _{org} - B
Nitrogênio amoniacal	Método Kjeldahl		4500-NH ₃ - C
NO ₂ ⁻ -N	Colorimétrico		4500-NO ₂ ⁻ - B
DQO total e filtrada	Titulométrico		5220 - B
Alcalinidade total	Titulométrico		2320 - B
Temperatura	-		2550 - B
pH	Eletrométrico		4500 - H ⁺ B
OD	Eletrométrico		4500 - O G
IVL	-		2710 - D
NO ₃ ⁻ -N	Colorimétrico	Rodier, 1981	-

*SST – Sólidos Suspensos Totais; SSV – Sólidos Suspensos Voláteis.

2.3 TRATAMENTO ESTATÍSTICO

Os dados coletados foram analisados através de estatística descritiva. Além disso, também foi efetuada análise de variância (ANOVA *one-way*) e, quando necessário, Teste de Tukey. Tais procedimentos foram realizados a fim de se avaliar a diferença estatística entre as etapas do experimento em determinado ponto de coleta, em relação a um parâmetro físico-químico. Para tais análises, foi utilizado o *software* estatístico *R*.

Para aplicar a análise de variância (ANOVA) nos dados de eficiência de remoção, isto é, valores percentuais, foi utilizada a modificação proposta por Zar (2009). Segundo o autor, porcentagens de 0 a 100% (ou proporções de 0 a 1) formam uma distribuição binomial, e não normal, sendo necessária a utilização de ferramenta de transformação dos dados. Assim, foi aplicada a transformação arcoseno, conforme sugerido pelo autor, da seguinte forma:

$$p' = \arcseno(\sqrt{p}),$$

onde p eram os valores das porcentagens referentes às eficiências em análise e p' os valores utilizados na análise de variância (ANOVA).

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 AFLUENTE BRUTO

O afluente bruto que alimentava o sistema piloto apresentou características de esgoto predominantemente doméstico (VON SPERLING, 2014) (Tabela 4). Ao realizar análise de variância (ANOVA) e Teste de Tukey, aplicados aos resultados de DQO do esgoto bruto, foi observada redução estatisticamente significativa ($p < 0,05$) entre as etapas 1 e 3, 1 e 4 e 2 e 4. Essa redução pode ser atribuída ao período de férias no campus universitário onde foi operado o sistema.

Tabela 4 – Caracterização do afluente bruto utilizado para alimentar a ETE piloto: média (desvio-padrão).

PARÂMETRO	ETAPA			
	1	2	3	4
SST*	168 (142)	125 (21)	125 (25)	87 (32)
N-org	3,0 (1,7)	4,3 (3,5)	4,1 (3,3)	1,9 (0,6)
N-NH ₄ ⁺	60,1 (27)	43,2 (7)	39,4 (5)	54,1 (20)
NTK	63,1 (27)	47,6 (9)	43,5 (5)	56,0 (20)
N-NO ₃ ^{-**}	-	-	0,0 (-)	0,0 (-)
N-NO ₂ ^{-**}	-	-	0,0 (-)	0,0 (-)
P total**	-	-	4,5 (0,7)	4,6 (1,1)
DQO total	721 (95)	601 (157)	462 (110)	378 (138)
Alcalinidade total	285 (88)	151 (27)	162 (30)	237 (66)
pH	7,1 (0,4)	6,3 (0,3)	6,3 (0,3)	7,1 (0,4)

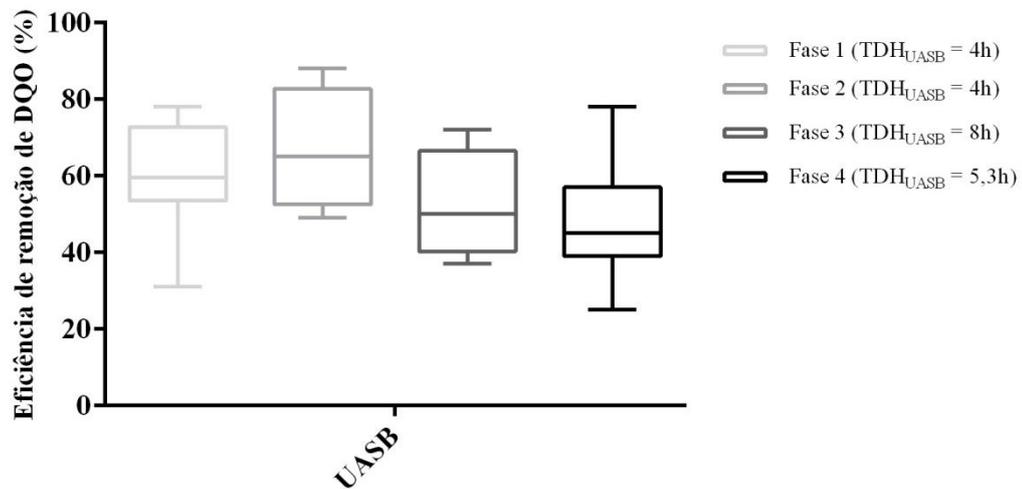
*SST – Sólidos Suspensos Totais.

**Análises realizadas apenas nas etapas 3 e 4 do experimento.

3.2 REATOR UASB

O reator UASB apresentou eficiência média de remoção de matéria orgânica relativamente estável ao longo do período de operação (Figura 2), visto que a análise de variância dos dados (ANOVA) indicou que não houve diferença estatística entre as eficiências de remoção de DQO das etapas do estudo para esse reator.

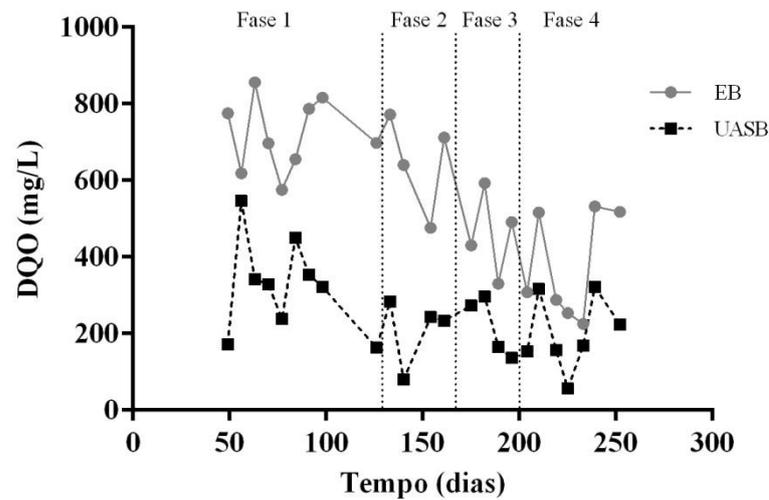
Figura 2 – Eficiência de remoção de DQO do reator UASB ao longo do período de operação do sistema (TDH_{UASB} nas etapas 1, 2, 3 e 4: 4h, 4h, 8h e 5,3h, respectivamente).



As eficiências médias de cada etapa foram de 54, 67, 52 e 48%, para as fases 1, 2, 3 e 4, respectivamente, podendo o melhor desempenho do reator na segunda etapa ser atribuído ao fato da biomassa estar adaptada às condições de operação. As concentrações médias de DQO total efluente foram de 324, 210, 218 e 200 mg DQO/L, nas etapas 1, 2, 3 e 4, respectivamente. O valor da DQO efluente ao reator UASB tornou-se estável a partir da etapa 2 de operação, estando a instabilidade observada na etapa 1 associada ao período de partida do reator e aclimação da biomassa.

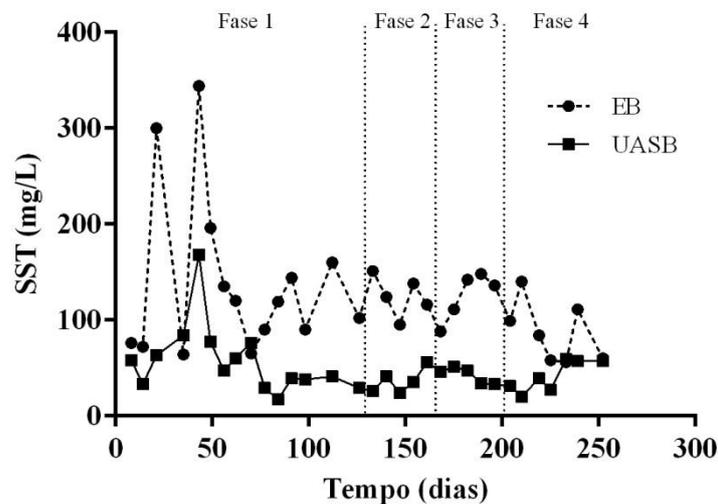
A redução na eficiência de remoção de DQO total do reator UASB pode ser associada à diminuição da DQO afluente ao reator (esgoto bruto). A concentração média de matéria orgânica no esgoto bruto diminuiu de 721 mg DQO/L na primeira etapa para 378 mg DQO/L na última (Figura 3). Essa redução está associada ao período de férias na universidade, que altera significativamente a composição do esgoto.

Figura 3 – Concentrações de DQO do afluente bruto e do reator UASB ao longo do experimento (TDH_{UASB} nas etapas 1, 2, 3 e 4: 4h, 4h, 8h e 5,3h, respectivamente).



Com relação à remoção de sólidos suspensos totais, o desempenho do reator UASB foi compatível com estudos anteriores (GASPAR; PIVELI; ALEM SOBRINHO, 2006; SALIBA; VON SPERLING, 2017). Os valores de eficiência média de remoção durante as quatro etapas variaram de 62 a 70%, indicando estabilidade do reator na remoção também desse parâmetro, com exceção do início da etapa 1 do experimento, correspondente à aclimação da biomassa (Figura 4).

Figura 4 – Variação da concentração de sólidos suspensos totais (SST) no esgoto bruto e reator UASB ao longo do período de operação (TDH_{UASB} nas etapas 1, 2, 3 e 4: 4h, 4h, 8h e 5,3h, respectivamente).

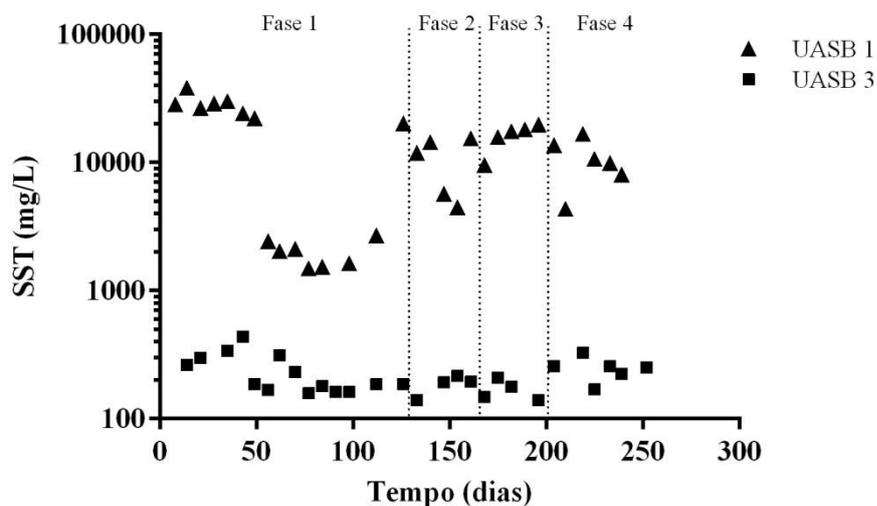


Assim, o aumento do tempo de detenção hidráulico do reator UASB de 4 para 8 horas entre as etapas 2 e 3, bem como a sua redução de 8 para 5,3 horas entre as fases 3 e 4, não provocaram alterações significativas no desempenho do reator em relação à remoção de matéria orgânica e sólidos suspensos. Esses resultados mostram que o reator UASB apresenta alta estabilidade, sendo capaz de amortecer variações de vazão (e consequentemente de velocidade ascensional) de longo prazo, sem deterioração da qualidade do efluente.

Ademais, é possível definir o período de partida do reator UASB, de acordo com o desempenho do reator na remoção de sólidos suspensos. Os valores da concentração de SST efluente indicam que, a partir do dia 77 do experimento, os valores de sólidos suspensos do UASB permaneceram estáveis. Isso significa que o reator entrou em regime normal de funcionamento em cerca de 80 dias após o início da operação. A rápida aclimação da biomassa está associada à inoculação do reator com lodo coletado de um UASB operando em condições similares às aquelas estudadas.

Durante todo o período de monitoramento do reator UASB, a manta de lodo granular foi avaliada através da realização de análises semanais de sólidos suspensos totais (SST) em dois pontos da coluna: a 15 cm da base (UASB 1) e a 60 cm da base (UASB 3). É possível observar que, durante o período de adaptação da biomassa, aproximadamente nos primeiros 60 primeiros dias, ocorreu a elevação da manta de lodo (Figura 5). Isso pode ser associado ao baixo tempo de detenção hidráulico do reator UASB (4 horas) nessa etapa.

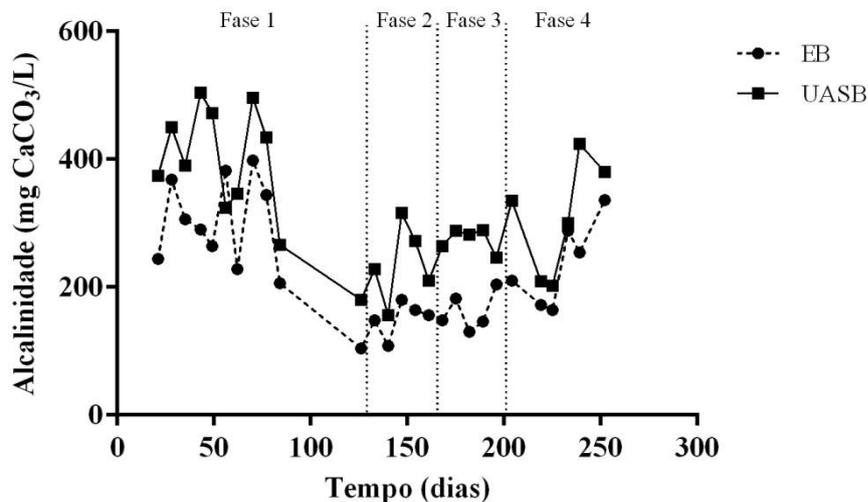
Figura 5 – Monitoramento da manta de lodo do reator UASB, nos pontos UASB 1 e UASB 3 (TDH_{UASB} nas etapas 1, 2, 3 e 4: 4h, 4h, 8h e 5,3h, respectivamente).



Os resultados da análise do ponto UASB 3, foram compatíveis com os valores obtidos para as concentrações de sólidos suspensos totais efluentes (Figura 4). Isto é, a partir do dia 77 do experimento, observa-se início de estabilidade das concentrações medidas. Esse resultado corrobora a hipótese de que o período de partida do reator UASB foi de aproximadamente 80 dias.

Devido à sensibilidade da biomassa formadora de metano no reator UASB a variações de pH (CHERNICHARO, 2007), foram monitorados pH e alcalinidade no afluente e efluente desse reator semanalmente. Em relação ao esgoto bruto, o efluente do UASB sempre apresentou alcalinidade mais elevada, com exceção de um único ponto (Figura 6). Isso indica a não ocorrência de acúmulo de ácidos no reator em todas as etapas do experimento. As médias de alcalinidade do efluente do UASB foram de 401, 236, 274 e 299 mg CaCO₃/L, para as etapas 1, 2, 3 e 4, respectivamente.

Figura 6 – Variação da alcalinidade no esgoto bruto e reator UASB ao longo do período de operação (TDH_{UASB} nas etapas 1, 2, 3 e 4: 4h, 4h, 8h e 5,3h, respectivamente).



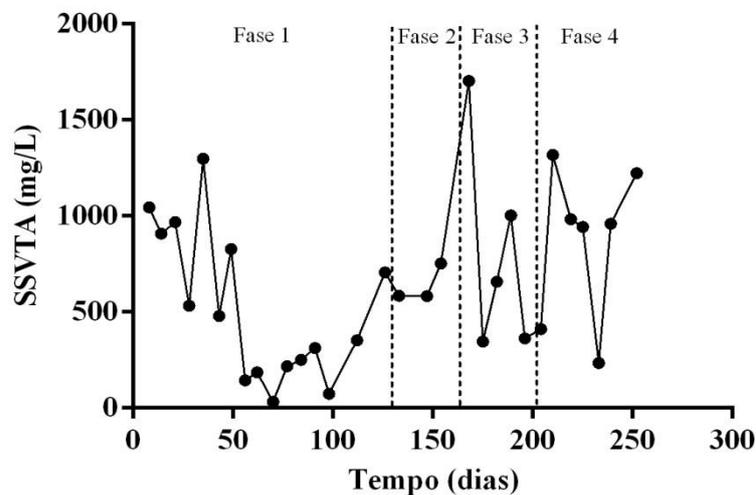
3.3 SISTEMA DE LODO ATIVADO

3.3.1 Concentração de sólidos

A concentração de sólidos suspensos voláteis no tanque de aeração (SSVTA) permaneceu instável durante o período de operação do sistema (Figura 7). Essa instabilidade

também foi observada em estudos anteriores com sistemas UASB seguido de lodo ativado (VON SPERLING; FREIRE; CHERNICHARO, 2001; MIRANDA *et al.*, 2001). O final da primeira fase do experimento apresentou concentrações de SSVTA muito baixas. Foi um período marcado por problemas operacionais e instabilidade do sistema, decorrente principalmente da diminuição da concentração de sólidos na linha de recirculação de lodo, o qual permanecia retido no decantador e ocasionalmente era perdido com o efluente final.

Figura 7 – Concentração de sólidos suspensos voláteis no tanque de aeração (SSVTA) ao longo da operação do sistema.



O problema relacionado à flotação do lodo no decantador pode estar associado à ausência de desvio de parcela de esgoto bruto diretamente ao sistema de lodo ativado na fase 1 do experimento. Para que ocorra o processo de desnitrificação no reator anóxico, faz-se necessária a presença de nitrato e matéria orgânica, bem como a ausência de oxigênio. Como mais da metade da DQO do esgoto bruto que alimentava o sistema era degradada no reator UASB, a carga orgânica afluyente ao reator anóxico tornava-se muito baixa e insuficiente para atender os requisitos de desnitrificação.

É possível observar que nas etapas 2, 3 e 4 houve um aumento na concentração média de SSVTA, em relação à etapa 1 do estudo. Sendo a principal diferença entre as fase 1 e as demais exatamente a ausência de *by-pass* de esgoto bruto para alimentar o reator anóxico, pode-se atribuir o aumento da concentração de SSVTA das etapas seguintes ao início da alimentação parcial do sistema de lodo ativado com esgoto bruto.

Sistemas de lodo ativado com pré-desnitrificação, de acordo com Van Haandel e Marais (1999), possuem uma tendência a apresentar problemas de má sedimentabilidade do lodo. Este aspecto foi avaliado por meio do monitoramento do Índice Volumétrico do Lodo (IVL) durante as etapas 3 e 4 do experimento. Os valores de IVL variaram de 236 a 773 mL/g, que caracterizam a sedimentabilidade do lodo avaliado de má a péssima (VON SPERLING, 1997). Esse aspecto também prejudicou a permanência de sólidos no sistema, além do fenômeno de flotação do lodo.

De acordo com Souza, Van Haandel e Cavalcanti (2015), a presença de fração significativa de microrganismos nitrificantes no lodo do tanque de aeração afeta negativamente a sedimentabilidade do lodo. Em experimento conduzido pelos autores, o lodo gerado em reator aerado com atividade de bactérias autotróficas, apresentou Índice Volumétrico de Lodo duas vezes maior do que o lodo gerado sem atividade de nitrificantes, que foi caracterizado como lodo de boa sedimentabilidade.

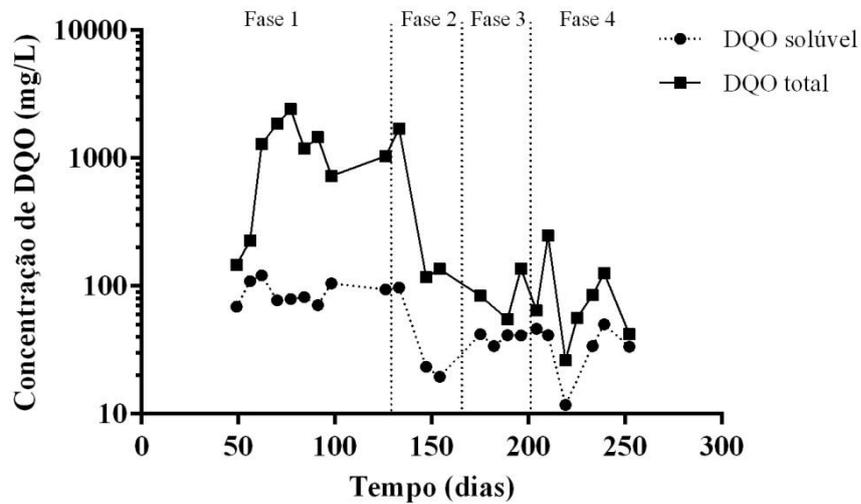
Ao final da etapa 2 do experimento, o reator anóxico, que operava com volume útil de 5,5 litros, foi substituído por reator menor (volume de 3,3 litros), na tentativa de melhorar a sedimentabilidade do lodo. Isso porque, ainda segundo Van Haandel e Marais (1999), a zona anóxica deve ser igual a, no máximo, 30% do volume total do sistema de lodo ativado. Para valores acima deste, o sistema pode apresentar problemas como o intumescimento do lodo. Essa mudança, no entanto, não provocou melhoria aparente na capacidade de sedimentação do lodo.

3.3.2 Remoção de matéria orgânica

Devido à intensa flotação de lodo no decantador secundário, não foi avaliada a eficiência de remoção de DQO total do sistema de lodo ativado na etapa 1 e início da etapa 2 do experimento. Isso porque a concentração de DQO total efluente ao decantador atingiu valores até superiores àqueles observados no esgoto bruto (>1.000 mg DQO/L), devido aos problemas operacionais enfrentados.

O sistema também apresentou concentrações de DQO solúvel efluente mais elevadas (média de 89,7 mg/L) durante o fim da primeira etapa do experimento (dias 49 a 126), em comparação às fases subsequentes (Figura 8). Conjuntamente, esse período foi caracterizado pelas concentrações mais baixas de SSVTA, de modo que a reduzida massa de sólidos no sistema justifica a deficiência na remoção de matéria orgânica.

Figura 8 – Concentração de DQO total e solúvel do efluente do sistema de lodo ativado ao longo da operação do sistema.



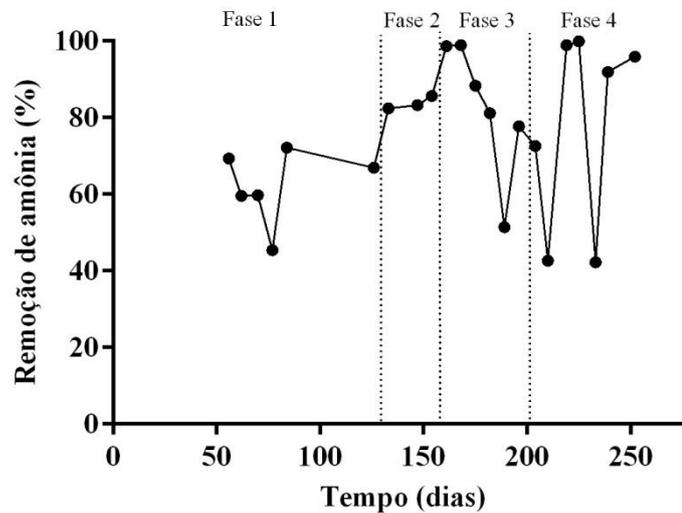
Nas etapas 3 e 4 do estudo, o sistema apresentou eficiências médias de remoção de DQO total de 59 e 51%, respectivamente. Considerando a baixa carga orgânica afluente ao sistema (efluente do reator UASB), devido à contribuição de remoção pelo reator UASB, os valores de eficiência do sistema de lodo ativado são similares àqueles observados em outros estudos que analisaram a mesma concepção de tratamento (VON SPERLING *et al.*, 2001; CAO; ANG, 2009).

A concentração de DQO solúvel efluente permaneceu em valores relativamente mais baixos durante essas duas fases da pesquisa (3 e 4) (Figura 8), indicando remoção de matéria orgânica estável pelo sistema. Maior variação foi observada nos valores de DQO total efluente, provavelmente devido ao problema recorrente de flotação de lodo no decantador secundário, registrado em todas as etapas do estudo. As médias das concentrações de DQO solúvel efluentes foram 39,6 e 31,1 mg/L nas etapas 3 e 4, respectivamente.

3.3.3 Nitrificação

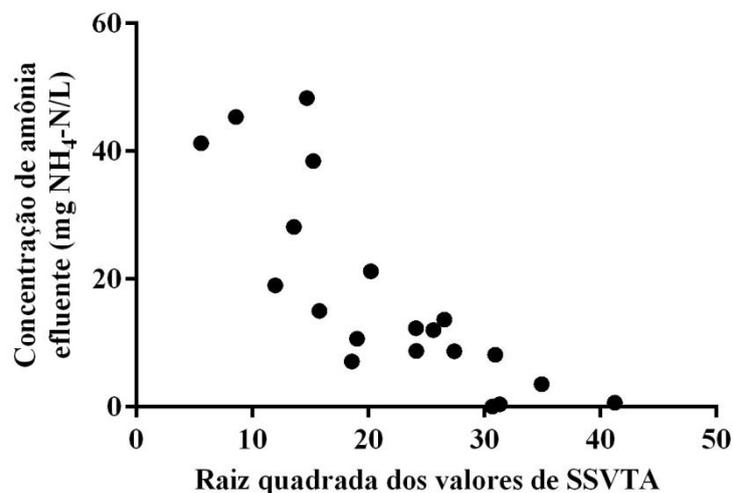
A eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal foi bastante instável durante o período de operação do sistema (Figura 9), variando de 42,2 a 99,9%. Essa instabilidade foi devida principalmente à recorrente redução da concentração de sólidos no tanque aerado, ocasionada pela perda de sólidos do sistema. As eficiências de remoção de amônia foram de 62,2, 83,7, 79,5 e 77,7% nas fases 1, 2, 3 e 4 do experimento.

Figura 9 – Eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal do sistema de lodo ativado ao longo do período de operação.



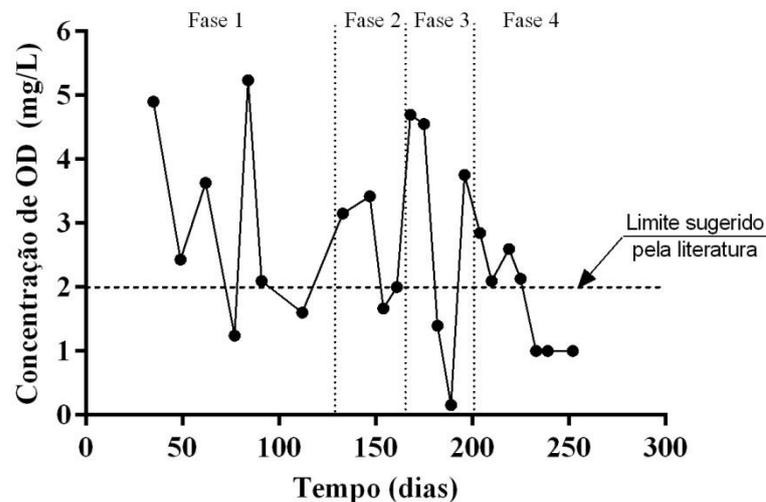
É possível associar o período de concentrações mais baixas de SSVTA (Figura 7) ao período de eficiências mais baixas de nitrificação, o que ocorreu principalmente durante a fase 1. Essa associação, também registrada por Miranda *et al.* (2001), foi verificada através da correlação entre a concentração de sólidos suspensos voláteis no reator aeróbio e a concentração efluente de nitrogênio amoniacal (Figura 10). O coeficiente de Pearson encontrado foi de $-0,8140$ ($p < 0,0001$), mostrando forte correlação entre estes parâmetros, com alto nível de significância. Foi aplicada a transformação da raiz quadrada nos dados de SSVTA para o ajuste linear da correlação.

Figura 10 – Relação entre as concentrações de SSVTA e de amônia no efluente final.



Ademais, a falta de automação do controle da concentração de oxigênio dissolvido no tanque aerado também pode estar associada à variação da eficiência de remoção de amônia. A automação do controle do OD foi realizada apenas durante a fase 4 do experimento, de modo que, entre as etapas 1 e 3, este parâmetro oscilou consideravelmente durante a operação do sistema (Figura 11). Essa variação provavelmente provocava perturbação no processo de nitrificação (Figura 9).

Figura 11 – Concentração de oxigênio dissolvido (OD) no tanque de aeração ao longo da operação do sistema.



Isso mostra a importância da automação do controle da aeração nesse reator, evitando a instabilidade causada pela variação da concentração de oxigênio dissolvido. Apesar da variação na remoção de amônia, a intensa oscilação da concentração de oxigênio dissolvido não prejudicou de forma acentuada a remoção de matéria orgânica solúvel do sistema de lodos ativados. Como já comentado anteriormente, a concentração de DQO solúvel efluente se manteve relativamente baixa e constante (média de 40 mg/L) durante as duas últimas fases de operação do sistema.

Isso pode ser explicado pela baixa carga orgânica presente no afluente do reator aeróbio do sistema de lodo ativado, o que implica numa menor disponibilidade de alimento para a biomassa heterotrófica. Esses microrganismos, portanto, têm seu crescimento limitado no reator aeróbio do sistema em estudo, e, conseqüentemente, exercem uma menor demanda de oxigênio em comparação a sistemas convencionais. Essa não perturbação da remoção de matéria orgânica com a redução do OD no reator também foi observada por Fan *et al.* (2017)

O coeficiente de crescimento das bactérias heterotróficas geralmente é superior ao das autotróficas nitrificantes (METCALF; EDDY, 2016). No entanto, alguns estudos mostram que, quando a carga orgânica afluenta ao sistema de lodo ativado é baixa, a população de microrganismos nitrificantes podem superar os heterotróficos em crescimento, podendo até mesmo se tornar o grupo predominante do reator aeróbio (HUANG *et al.*, 2005; HUANG *et al.*, 2007).

A hipótese de limitação do crescimento dos organismos heterotróficos é corroborada também pela não observação de aumento significativo da concentração de sólidos suspensos voláteis no tanque de aeração (SSVTA), mesmo em períodos sem descarte de lodo. Outros trabalhos, como os estudos de Von Sperling *et al.* (2001), Huang *et al.* (2005), Derks (2007) e Cao e Ang (2009), também registraram concentrações de sólidos no reator aeróbio abaixo dos valores convencionais, trabalhando com sistemas de lodo ativado que receberam efluente de reator UASB.

A menor demanda de oxigênio pela biomassa heterotrófica reduz a competição por este aceptor de elétrons para os microrganismos autotróficos, responsáveis pela nitrificação no reator aeróbio. Esses organismos, então, encontram-se em ambiente mais favorável ao seu desenvolvimento (DYTCZAK; LONDRY; OLESZKIEWICZ, 2008; CAO; ANG, 2009). Isso pode ser confirmado também pelo fato de o processo de nitrificação continuar a ocorrer mesmo quando a concentração de oxigênio dissolvido se encontrava em torno de 1 mg/L (três últimos dias de coleta, Figura 9), observação também registrada por Cao e Ang (2009).

Vários estudos afirmam que as bactérias autotróficas responsáveis pela nitrificação em reatores aeróbios não conseguem manter suas atividades metabólicas quando submetidas a limitações de oxigênio (WEON; LEE; KOOPMAN, 2004; SLIEKERS *et al.*, 2005). Segundo Sliemers *et al.* (2005), baixas concentrações de oxigênio dissolvido (OD) promovem o acúmulo de nitrito, devido à sensibilidade das bactérias que oxidam o nitrito (NOB) à condição de baixo OD. Porém, outras pesquisas mostram o contrário (PARK; NOGUERA; 2004; HUANG *et al.*, 2010; LIU; WANG, 2013; FAN *et al.*, 2017; LIU; YANG, 2017).

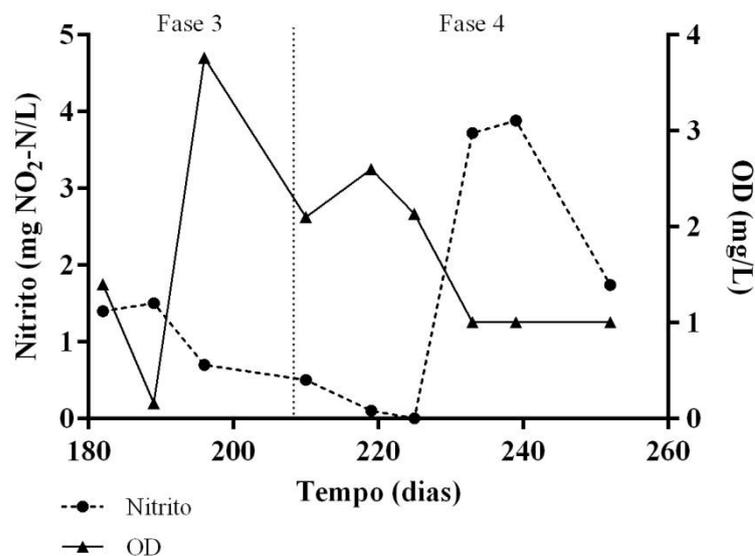
De acordo com Liu e Wang (2013), os estudos sobre nitrificação a baixo OD que observaram nitrificação incompleta e acúmulo de nitrito foram realizados em ensaios de duração curta, de modo que não foi possível registrar os benefícios da baixa concentração de OD em longo prazo. Os pesquisadores, então, analisaram o comportamento da comunidade autotrófica nitrificante (AOB e NOB) por um longo período após o estabelecimento da concentração de oxigênio em valor mais baixo. Foram estudadas as concentrações de 4, 2, 1, 0,37 e 0,19 mg/L de oxigênio.

De início, imediatamente após cada redução de OD, foi observado o acúmulo de nitrito e a redução da eficiência de nitrificação do sistema, com exceção da diminuição do OD de 4 para 2 mg/L. Após alguns dias (período variou para diferentes concentrações de oxigênio aplicadas), o sistema foi capaz de recuperar a eficiência de nitrificação atingida em concentrações de OD mais elevadas (4 e 2 mg/L), excetuando-se a situação de OD de 0,19 mg/L. Obteve-se, também, o retorno da concentração de nitrito àquela associada a concentrações superiores.

Similarmente, no presente estudo pôde-se observar o mesmo impacto em curto prazo da redução de OD sobre a eficiência de nitrificação. A instabilidade da concentração de oxigênio à qual estava submetida a biomassa autotrófica refletia na capacidade de oxidação de amônia e de nitrito por estes microrganismos.

Quando, ao final da etapa 4 do experimento (três últimos dias de coleta), foi estabelecida e devidamente controlada a concentração de oxigênio dentro dos limites de 0,9 e 1,2 mg/L, a princípio foi observado acúmulo de nitrito (Figura 12) e redução da eficiência de nitrificação (Figura 9). Nas coletas seguintes, entretanto, o sistema recuperou a eficiência de nitrificação que apresentava anteriormente, se aproximando da nitrificação completa (92%–95%).

Figura 12 – Concentrações de nitrito efluente ao sistema e de oxigênio dissolvido (OD) no tanque de aeração ao longo do período de operação.



Segundo Huang *et al.* (2010) e Liu e Yang (2017), a capacidade de um sistema de atingir nitrificação completa em baixo OD é devida principalmente a uma mudança na

comunidade dos microrganismos NOB. Para concentrações mais elevadas de oxigênio, o grupo predominante é o *Nitrobacter*. Mas em condições de baixo OD, bactérias do grupo *Nitrospira* têm vantagem competitiva, por terem maior afinidade com o oxigênio.

Isso reduz a sensibilidade das autotróficas NOB à limitação de oxigênio, até então registrada pela literatura. Sob tais condições, esses microrganismos são mais competitivos até mesmo do que os AOB, não sendo mais a oxidação de nitrito a etapa limitante do processo, e sim a oxidação de amônia. Dessa forma, o acúmulo de nitrito deixa de ser uma preocupação nesse tipo de sistema, operando com baixo OD, e a amônia passa a ser o substrato passível de acumulação.

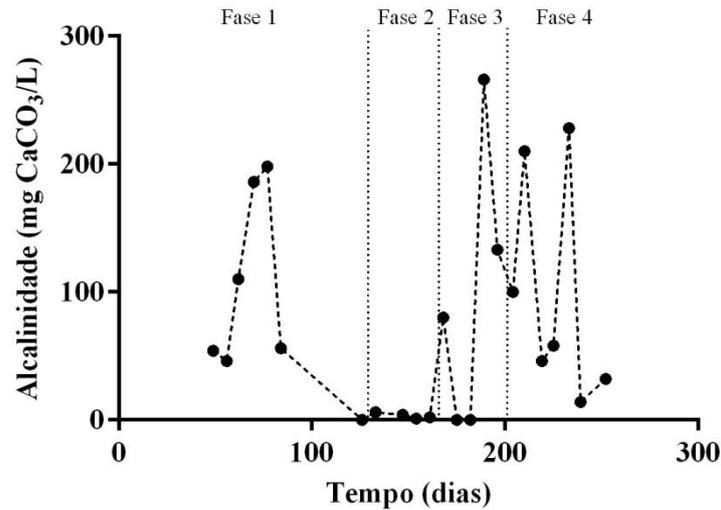
Ademais, em ambientes com baixas concentrações de oxigênio dissolvido, microrganismos autotróficos nitrificantes são estimulados a aumentar a capacidade de nitrificação (FAN *et al.*, 2017). Segundo Liu e Wang (2013), essa maior capacidade de nitrificação é devida à redução da taxa de decaimento desses microrganismos sob tais condições, elevando sua concentração no meio.

Assim, a necessidade de concentração de oxigênio dissolvido mínima de 2 mg/L no tanque aerado para ocorrência de nitrificação, estabelecida na literatura para sistemas de lodo ativado (VON SPERLING, 1997; VAN HAANDEL; MARAIS, 1999; METCALF; EDDY, 2016) pode não ser aplicável para esta condição específica de sistemas de lodo ativado antecedidos por reator UASB.

A concentração de oxigênio dissolvido em torno de 1 mg/L, estabelecida e devidamente controlada no fim do experimento, se mostrou suficiente para remoção quase completa de nitrogênio amoniacal – atingindo eficiência superior a 95% no fim do experimento –, bem como para a degradação da matéria orgânica. A consideração de concentração tão mais baixa de OD possibilitaria grande economia em estações de tratamento em escala real.

O processo de nitrificação é responsável por um consumo de alcalinidade no tanque de aeração, visto que a oxidação de 1 mg NTK/L implica na utilização de 7,1 mg/L de alcalinidade do meio (VON SPERLING, 1997). Assim, quando a eficiência de remoção de amônia foi mais significativa no sistema (p. ex., etapa 2), a alcalinidade monitorada no reator aeróbio assumiu valores muito baixos (Figura 13). O fato de a alcalinidade atingir valores tão críticos também está associada à diminuição do pH e alcalinidade no próprio esgoto bruto no mesmo período (Figura 6).

Figura 13 – Alcalinidade do reator aeróbio ao longo do período de operação do sistema.

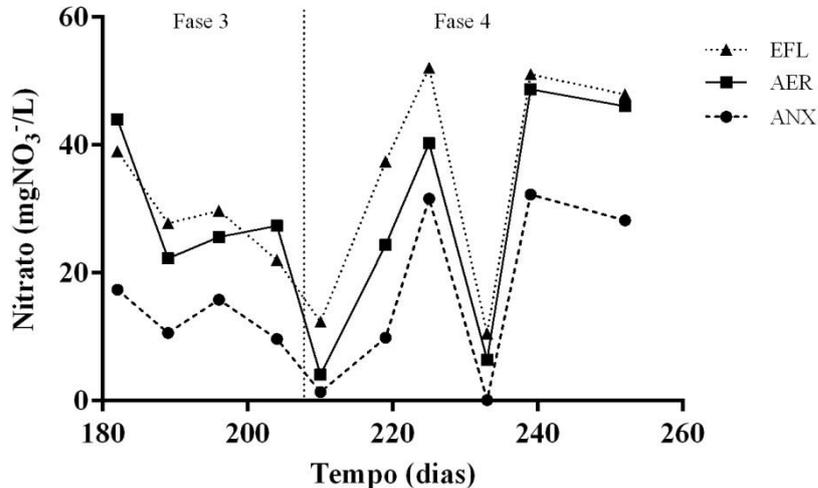


O pH do reator aeróbio atingiu valores de 4,5 a 5,3 nos dias de alcalinidade mais crítica. Essa redução no pH e na alcalinidade é extremamente prejudicial às comunidades microbianas e, conseqüentemente, aos processos que ocorrem no reator. Portanto, foi iniciada, na etapa 3 do experimento, a adição de solução alcalinizante (carbonato de sódio) diretamente no tanque de aeração. Ademais, esperava-se que o processo de desnitrificação recuperasse parcialmente a alcalinidade consumida pela nitrificação, o que não ocorreu de forma significativa (item 3.2.3).

3.3.4 Desnitrificação

O comportamento inconstante do sistema na remoção de amônia refletiu também no desempenho deste na remoção de nitrato, que foi avaliada apenas nas etapas 3 e 4 do experimento (Figura 14). As amostras de esgoto bruto e do efluente do reator UASB também foram analisadas com relação à presença de nitrato, mas devido à observação de concentrações desprezíveis, essa análise foi suspensa para essas amostras a partir do dia 233.

Figura 14 – Concentração de nitrato ao longo da operação do sistema nas fases 3 e 4 nos reatores anóxico (ANX) e aerado (AER) e no efluente final (EFL). Fase 3: *by-pass* de 33%; Fase 4: *by-pass* de 40%.



Com base nas concentrações de nitrato nos reatores anóxico e aeróbio e na recirculação de lodo do decantador, bem como nas vazões de recirculação (interna e de lodo), foi possível realizar o balanço de massa do nitrato removido no reator anóxico para as etapas 3 e 4, de acordo com o estudo de Cao e Ang (2009). As concentrações medidas de nitrato no efluente do reator UASB e no esgoto bruto foram desprezíveis e consideradas nulas, mas, diferentemente do trabalho no qual foi baseado este cálculo, o efeito de diluição foi levado em consideração.

Na etapa 3, as concentrações médias de nitrato afluente e efluente ao reator anóxico foram de 24,6 mg NO₃⁻-N/L e 14,6 mg NO₃⁻-N/L, respectivamente, o que implica na remoção de 10,0 mg NO₃⁻-N/L por esse reator. A fase 4, com concentrações médias afluente e efluente de 23,6 mg NO₃⁻-N/L e 16,2 mg NO₃⁻-N/L, respectivamente, apresentou remoção de 7,4 mg NO₃⁻-N/L por esse reator.

Apesar do aumento da vazão de desvio de esgoto bruto direto para o reator anóxico (de 33 para 40%) da etapa 3 para a 4 e, conseqüentemente, da maior disponibilização de matéria orgânica para a desnitrificação nesse reator, a remoção de nitrato foi menor na última fase. Essa diminuição pode ser atribuída à redução do tempo de detenção hidráulico (TDH) do tanque anóxico nessa etapa. O TDH anóxico da fase 3 foi de 2 horas, enquanto que na etapa 4 esse parâmetro foi de apenas 1,2 horas, devido ao aumento da vazão de *by-pass* e da vazão afluente ao reator UASB.

Considerando-se o efeito da diluição das vazões de desvio de esgoto bruto e do efluente do reator UASB no trabalho de Cao e Ang (2009), encontra-se remoção média de 4,1 mg NO_3^- -N/L no tanque anóxico estudado pelos autores. As médias de nitrato afluente e efluente a esse reator são de 15,8 e 11,8 mg NO_3^- -N/L, respectivamente. As diferenças desse sistema são a ausência de *by-pass* de esgoto bruto diretamente ao reator anóxico e de recirculação interna de nitrato (do reator aeróbio ao anóxico), em relação ao presente estudo.

Visando o aumento da capacidade de desnitrificação do sistema, Cao e Ang (2009) ainda desviaram parcela de esgoto bruto para o reator anóxico no fim do estudo (*by-pass* de 30%). Entretanto, apesar da maior disponibilidade de matéria orgânica, não foi atingido acréscimo significativo na remoção de nitrato.

Segundo Metcalf e Eddy (2016), uma concentração em torno de 5 mg DQO/L é necessária para a desnitrificação de 1 mg NO_3^- -N/L. Assim, é possível concluir que foram consumidos, em média, 50,3 mg DQO/L para a redução de nitrato na terceira etapa e 37,1 mg DQO/L na última. Esses valores representam apenas 17 e 14% da DQO afluente ao reator anóxico nas fases 3 e 4, respectivamente, considerando-se a concentração de DQO de mistura do efluente do UASB e do desvio de esgoto bruto.

Percebe-se que, mesmo na presença de DQO e nitrato remanescentes e ausência de oxigênio (requisitos básicos para desnitrificação), houve uma limitação no processo de remoção de nitrato. Isso pode ser atribuído ao fato de grande parte da matéria orgânica rapidamente biodegradável (mais facilmente assimilável) ter sido consumida no reator UASB (CAO; ANG, 2009). Assim, a associação de reator UASB a sistema A/O mostra-se questionável para a remoção de nitrogênio nas condições estudadas.

Ademais, as características do esgoto bruto utilizado no estudo também contribuíram para essa limitação da remoção de nitrato. O afluente bruto do experimento era considerado um esgoto “jovem”. Isso porque o comprimento da rede de coleta e transporte dos pontos de geração até a ETE do campus era curto, resultando em pouco tempo para degradação dos componentes do esgoto antes da aplicação na ETE piloto. Dessa forma, a parcela de DQO facilmente assimilável presente no esgoto bruto, assim como no efluente do UASB, não era tão significativa.

A ineficiência no processo de desnitrificação tem como consequência problemas operacionais no sistema de lodo ativado (VON SPERLING, 1997). O nitrato não removido que chega ao decantador secundário é convertido a nitrogênio molecular pela biomassa componente do lodo de fundo do decantador. Essa conversão resulta na formação de bolhas de gás N_2 , as quais ascendem à superfície carreando o lodo aderido a elas. As consequências

são degradação do efluente final e a perda de sólidos no sistema, com prejuízo à eficiência do sistema de tratamento.

Esses problemas são agravados, ainda, pelo clima da região do estudo. O sistema operava sob elevadas temperaturas, que, no reator aeróbio, por exemplo, variaram de 26 a 32°C durante os 252 dias de operação. Sabe-se que temperaturas mais altas estimulam a atividade microbiana de forma acentuada (VAN HAANDEL; MARAIS, 1999), de modo a exercer grande contribuição no processo de desnitrificação no decantador secundário. Derks (2007) operou sistema com a mesma configuração do presente estudo e também relatou deficiência na remoção de nitrato. A desnitrificação era tão ineficiente, que a autora removeu a etapa anóxica do sistema, em determinado momento.

Assim, os valores de sólidos suspensos voláteis no tanque de aeração (Figura 7) também podem ser explicados pela falha no processo de desnitrificação, além da baixa carga orgânica afluente ao reator aeróbio. Trabalhos anteriores também relataram o mesmo problema. Von Sperling *et al.* (2001) estudaram o sistema UASB seguido de lodo ativado, mas sem a etapa anóxica – ou seja, não contemplaram desnitrificação. Os autores também registraram elevada instabilidade na concentração de SSVTA, além de valores abaixo daquele projetado (média do experimento foi metade do adotado em projeto).

Gaspar, Piveli e Alem Sobrinho (2006) operaram uma ETE piloto com a mesma configuração aqui estudada, porém sem *by-pass* de esgoto bruto e recirculação específica de nitratos. Os autores também identificaram deficiência no processo de remoção de nitrato no reator anóxico e detectaram, inclusive, acúmulo de nitrito nesse reator, resultante de desnitrificação ineficiente. Essa ineficiência foi atribuída à baixa carga de matéria orgânica no afluente ao sistema de lodo ativado, devido à presença do reator UASB.

É possível observar que muitos pesquisadores, em estudos anteriores, enfrentaram os mesmos problemas ao operar sistema de lodo ativado como pós-tratamento de reator UASB. Essa associação tem sido empregada em muitas estações atualmente, especialmente em regiões de clima quente, mas ainda apresenta limitações relacionadas à remoção de nutrientes. Tais limitações têm implicações que dificultam a operação do sistema, prejudicando sua capacidade de atingir as eficiências esperadas.

4 CONCLUSÕES

- A estabilidade de reatores UASB é relativamente alta, de modo que alterações no tempo de detenção hidráulica são rapidamente amortecidas pelo reator, sem expansão da manta de lodo que provoque degradação do efluente. Ademais, a inoculação do reator UASB permite que a biomassa do reator se adapte em período de curta duração, de modo que o reator atinge estabilidade em cerca de 80 dias.
- Variações na concentração de oxigênio dissolvido no reator aerado tornam a operação do sistema de lodo ativado instável e muito complexa, comprometendo principalmente o desenvolvimento da biomassa autotrófica e, conseqüentemente, a remoção de nitrogênio amoniacal. O controle da aeração através da sua automação é uma ferramenta imprescindível para a operação desse tipo de sistema.
- Reatores de sistemas de lodo ativado anóxico-aeróbio que recebem efluente de reatores UASB operam com concentrações de sólidos suspensos abaixo daquelas comuns a sistemas convencionais. Isso ocorre devido à remoção de grande parcela de DQO pelo reator anaeróbio, a qual reduz a disponibilidade de carbono necessária ao desenvolvimento da biomassa heterotrófica nos reatores subsequentes.
- A baixa disponibilidade de matéria orgânica no afluente do sistema de lodo ativado também prejudica o processo de desnitrificação no reator anóxico, dificultando a remoção de nitrogênio na planta. O desvio de parcela de esgoto bruto, mesmo de até 40% para o reator anóxico nesses sistemas (A/O), não é suficiente para suprir a necessidade de carbono para a conversão de nitrato a nitrogênio molecular.
- A presença de nitrato no decantador secundário, por sua vez, favorece a ocorrência de desnitrificação neste ambiente. Este processo está associado a sérios problemas operacionais no sistema, como a perda de sólidos – também contribuindo para uma menor concentração de sólidos nos reatores dessa configuração, quando comparado a sistemas convencionais – e a degradação da qualidade do efluente final.
- Também devido à baixa carga orgânica afluente ao reator aeróbio, o crescimento das bactérias heterotróficas é limitado, o que favorece a biomassa autotrófica na competição por oxigênio. Dessa forma, o oxigênio fornecido a este reator pode ser reduzido sem prejuízo à remoção de matéria orgânica, nem à remoção de nitrogênio amoniacal, a valores iguais até à metade do limite inferior imposto pela literatura convencional (2,0 mg/L).

- A configuração UASB+LA ainda não é adequada para a remoção de nitrogênio nas regiões de clima quente, devido à baixa carga orgânica no efluente do reator UASB, a qual prejudica a desnitrificação.

REFERÊNCIAS

ALÉM SOBRINHO, P. *et al.* **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios por sistemas de lodos ativados.** In: PROSAB – PROGRAMA DE PESQUISA EM SANEAMENTO BÁSICO 2. Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios, 2001. p. 279 – 331.

APHA; AWWA; WEF. **Standard Methods for Examination of Water and Wastewater**, 22nd ed.; APHA: Washington D.C.; AWWA: Denver, Colorado; WEF: Alexandria, Virginia. 2012.

CAO, Ye Shi; ANG, Chee Meng. 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.2829-2839, dez. 2009. IWA Publishing.

CHERNICHARO, C. A. L. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: Reatores anaeróbios.** Vol. 5. 2 ed. Belo Horizonte: UFMG, 2007. 379 p.

DERKS, Yana Maia. **Uso da respirometria para avaliar a influência de fatores operacionais e ambientais sobre a cinética de nitrificação.** 103 f. Dissertação (Mestrado) – Pós-graduação em Engenharia Civil e Ambiental, Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2007.

DYTCZAK, Magdalena A.; LONDRY, Kathleen L.; OLESZKIEWICZ, Jan A.. Activated sludge operational regime has significant impact on the type of nitrifying community and its nitrification rates. **Water Research**, v. 42, n. 8-9, p.2320-2328, abr. 2008. Elsevier BV.

FAN, Haitao *et al.* Aeration optimization through operation at low dissolved oxygen concentrations: Evaluation of oxygen mass transfer dynamics in different activated sludge systems. **Journal Of Environmental Sciences**, v. 55, p.224-235, maio 2017. Elsevier BV.

GASPAR, Patricia M. F.; PIVELI, Roque P.; ALÉM SOBRINHO, Pedro. Remoção de nutrientes em sistemas de lodo ativado recebendo esgoto pré-tratado em reator UASB. In: XXX Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. AIDIS. Punta del Este, 2006.

GOHIL, Alpesh; NAKHLA, George. Treatment of tomato processing wastewater by an upflow anaerobic sludge blanket–anoxic–aerobic system. **Bioresource Technology**, v. 97, n. 16, p.2141-2152, nov. 2006. Elsevier BV.

GUIMARÃES, P.; MELO, H. N. S.; CAVALCAVNTI, P. F. F.; VAN HAANDEL, A. C. Anaerobic–Aerobic sewage treatment using the combination UASB-SBR Activated Sludge. **Journal of Environmental Science and Health, Part A**, v. 38, n. 11, p.2633-2641, 2003.

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, nov. 2005. Elsevier BV.

HUANG, Ju-sheng *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, jun. 2007. Elsevier BV.

HUANG, Zhonghua *et al.* Influence of physicochemical and operational parameters on *Nitrobacter* and *Nitrospira* communities in an aerobic activated sludge bioreactor. **Water Research**, v. 44, n. 15, p.4351-4358, ago. 2010. Elsevier BV.

LIU, Guoqiang; WANG, Jianmin. Long-term low DO enriches and shifts nitrifier community in activated sludge. **Environmental Science & Technology**, v. 47, n. 10, p.5109-5117, 13 maio 2013. American Chemical Society (ACS).

LIU, Wenru; YANG, Dianhai. Evaluating the feasibility of ratio control strategy for achieving partial nitrification in a continuous floccular sludge reactor: Experimental demonstration. **Bioresource Technology**, v. 224, p.94-100, jan. 2017. Elsevier BV.

METCALF & EDDY. **Wastewater Engineering: Treatment and Reuse**. 5th ed.; McGraw-Hill: New York, 2016. 1980 p.

MIRANDA, Fátima J. F.; VON SPERLING, Marcos; CHERNICHARO, Carlos A. L. Avaliação do comportamento do nitrogênio no sistema combinado UASB – Lodos ativados. *In: 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*. CBESA. João Pessoa, 2001.

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, abr. 2017. Elsevier BV.

PARK, H. P.; NOGUERA, D. R. Evaluating of the effect of dissolved oxygen on ammonia-oxidizing bacterial communities in activated sludge. **Water Research**. v. 38, n. 14, p. 3275–3286, 2004. Elsevier BV.

PARSEKIAN, Marilu Pereira Serafim. **Aplicação de lise celular forçada em sistema de tratamento aeróbio precedido por reator UASB**. 2003. 250 f. Tese (Doutorado) - Curso de Pós-graduação em Hidráulica e Saneamento, Escola de Engenharia de São Carlos, São Carlos, 2003.

ROSSO, Diego; STENSTROM, Michael K.; LARSON, Lory E.. Aeration of large-scale municipal wastewater treatment plants: state of the art. **Water Science & Technology**, v. 57, n. 7, p.973-978, abr. 2008. IWA Publishing.

SALIBA, Pollyane Diniz; VON SPERLING, Marcos. Performance evaluation of a large sewage treatment plant in Brazil, consisting of an upflow anaerobic sludge blanket reactor followed by activated sludge. **Water Science & Technology**, v. 76, n. 8, p.2003-2014, 20 jun. 2017. IWA Publishing.

SLIEKERS, A. O.; HAAIJER, S. C.; STAFSNES, M. H.; KUENEN, J. G.; JETTEN, M. S. Competition and coexistence of aerobic ammonium- and nitrite-oxidizing bacteria at low oxygen concentrations. **Appl. Microbiol. Biotechnol.** v. 68, n. 6, p. 808–817, 2005.

SOUSA, J. T.; FORESTI, E. Domestic sewage treatment in an upflow anaerobic sludge blanket – sequencing batch reactor system. **Water Science & Technology**, v. 33, n. 3, p.73-84, 1996.

SOUZA, Alice R.; VAN HAANDEL, Adrianus C.; CAVALCANTI, Paula F. F. Caracterização do lodo autotrófico de sistemas de lodo ativado gerado a partir de diferentes substratos. **Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales**, v. 8, n. 1, p.57-70, abr. 2015.

TAWFIK, A.; SOBHEY, M.; BADAWY, M.. Treatment of a combined dairy and domestic wastewater in an up-flow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor followed by activated sludge (AS system). **Desalination**, v. 227, n. 1-3, p.167-177, jul. 2008. Elsevier BV.

VAN HAANDEL, A.; LETTINGA, G. **Tratamento anaeróbio de esgotos: Um manual para regiões de clima quente**. Campina Grande: Epgraf, 1994.

VAN HAANDEL, A.; MARAIS, G. **O comportamento do sistema de lodo ativado: Teoria e aplicações para projetos e operação**. Campina Grande: Epgraf, 1999. 488 p.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade da água e ao tratamento de esgotos**. Vol. 1. 4 ed. Belo Horizonte: UFMG, 2014. 470 p.

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: Lodos ativados**. Vol. 4. 2 ed. Belo Horizonte: UFMG, 1997. 428 p.

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

WEON, S. Y.; LEE, S. I.; KOOPMAN, B. Effect of temperature and dissolved oxygen on biological nitrification at high ammonia concentrations. **Environ. Technol.** v. 25, n. 11, p. 1211–1219, 2004.

ZAR, Jerrold H. **Biostatistical Analysis**. 5th ed.; Pearson Prentice Hall. 2009. 960 p.