

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
ESCOLA DE ENGENHARIA DE SÃO CARLOS
DEPARTAMENTO DE HIDRÁULICA E SANEAMENTO

THADEU SALIN SAHÃO

Remoção de matéria carbonácea e nitrogenada da mistura de efluente industrial pré-tratado em reator UASB com esgoto sanitário, em um reator de leito estruturado com biomassa imobilizada

SÃO CARLOS – SP

2014

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
ESCOLA DE ENGENHARIA DE SÃO CARLOS
DEPARTAMENTO DE HIDRÁULICA E SANEAMENTO

Remoção de matéria carbonácea e nitrogenada da mistura de efluente industrial pré-tratado em reator UASB com esgoto sanitário, em um reator de leito estruturado com biomassa imobilizada

Trabalho de graduação apresentado à
Escola de Engenharia de São Carlos
(EESC) – Universidade de São Paulo
(USP) como parte dos requisitos para
obtenção do título de Graduado em
Engenharia Ambiental.

Aluno: Thadeu Salin Sahão
Orientadora: Profa. Dra. Márcia H. R. Zamariolli Damianovic

SÃO CARLOS – SP

2014

AUTORIZO A REPRODUÇÃO TOTAL OU PARCIAL DESTE TRABALHO, POR QUALQUER MEIO CONVENCIONAL OU ELETRÔNICO, PARA FINS DE ESTUDO E PESQUISA, DESDE QUE CITADA A FONTE.

SS131r

Sahão, Thadeu Salin

Remoção de matéria carbonácea e nitrogenada da mistura de efluente industrial pré-tratado em reator UASB com esgoto sanitário, em um reator de leito estruturado com biomassa imobilizada / Thadeu Salin Sahão; orientadora Márcia Helena Rissato Zamariolli Damianovic. São Carlos, 2014.

Monografia (Graduação em Engenharia Ambiental) -- Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, 2014.

1. Nitrificação e desnitrificação simultânea. 2. Leito estruturado. 3. Aeração intermitente. I. Título.

FOLHA DE JULGAMENTO

Candidato(a): **Thadeu Salin Sahão**

Data da Defesa: 21/10/2014

Comissão Julgadora:

Resultado:

Márcia Helena Rissato Zamariolli Damianovic (Orientador(a))

APROVADO

Dagoberto Yukio Okada

APROVADO

Eugenio Foresti

APROVADO



Prof. Dr. Marcelo Zaiat

Coordenador da Disciplina 1800091- Trabalho de Graduação

Aos meus pais, José Carlos e Lusia,
pela dedicação para que eu realize meus sonhos.

AGRADECIMENTOS

À Deus, por me proporcionar a vida, a saúde e o amor de pessoas queridas ao longo da minha jornada.

Aos meus pais Lusía e José Carlos, pelo esforço para eu conseguir atingir meus objetivos, por estarem presentes em todos os momentos da minha vida e por me ensinarem o significado de família. Vocês são meus melhores amigos. Amo vocês!

À minha irmã Juliana, por estar presente em todos os momentos da minha vida.

À minha namorada Gabriela, por todo apoio e incentivo sempre que eu preciso.

À minha avó Mansueta por todo carinho e apoio durante minha vida.

À minha orientadora Prof^a Márcia Damianovic, pela paciência durante nossas reuniões e pelos conselhos e atenção durante esses dois anos e meio de pesquisa. Muito obrigado!

Ao amigo Rafael Gaspar Damiano, pelo companheirismo nesse período de realização do experimento.

Ao Rafael Bazola e o Dagoberto pela ajuda constante ao longo destes anos nas dificuldades encontradas na operação de um reator na “casinha”.

Aos meus amigos de sala, por me proporcionarem momentos únicos durante estes 5 anos de graduação.

A todos do Laboratório de Processos Biológicos (LPB), pelos diversos ensinamentos durante o desenvolvimento deste trabalho.

E Escola de Engenharia de São Carlos, por me proporcionar minha formação acadêmica.

A todos que, direta ou indiretamente, contribuíram para realização deste trabalho.

“Quando Deus fecha uma porta,
ele pode estar abrindo uma janela.” (autor desconhecido)

RESUMO (PORTUGUÊS)

SAHÃO, T. S. (2014) **Remoção de matéria carbonácea e nitrogenada da mistura de efluente industrial pré-tratado em reator UASB com esgoto sanitário, em um reator de leito estruturado com biomassa imobilizada.** 59 p. Trabalho de Graduação – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 2014.

Os compostos nitrogenados presentes nos efluentes dos resíduos das indústrias e no esgoto sanitário requerem sua remoção para adequação dos efluentes à disposição em corpos receptores. Quando esses efluentes são lançados nos corpos d'água sem tratamento adequado, propiciam a eutrofização, que causa prejuízos para o meio aquático como contaminação das águas de abastecimento e indisponibilidade de navegação, lazer e pesca. O objetivo do presente trabalho foi avaliar a remoção simultânea de matéria carbonácea e nitrogenada da mistura de esgoto sanitário com efluente de indústria de ração animal pré-tratado em reator UASB. O reator utilizado foi o de leito estruturado com fluxo ascendente, construído em acrílico com formato cilíndrico, operado sob aeração intermitente (duas horas aerando e uma hora sem aerar), em diferentes condições de operação. As dimensões do reator são: 14,5 cm de diâmetro interno, 80 cm de comprimento, capacidade de aproximadamente 11,6 L. O sistema foi mantido à temperatura constante de 25°C. O experimento foi realizado em duas etapas: a primeira com apenas esgoto sanitário como afluente e a segunda com a mistura de esgoto sanitário com efluente industrial pré-tratado. A primeira etapa foi dividida em três fases: OD.1, OD.2 e OD.3, com duração total de 185 dias. Na segunda etapa, a única fase foi a M5, com duração de 114 dias. Durante a primeira etapa do experimento a aplicação da configuração do reator de leito estruturado para o sistema de nitrificação e desnitrificação simultânea foi viável, especialmente na fase OD.3 (0,4 – 2,5 mg/L), com eficiência média de remoção de N-total foi de 65% e a remoção média de DQO de 94%. Nas fases OD.1 (concentração) e OD.2, a remoção de nitrogênio foi 32% e 58%, respectivamente. Durante a fase M5, a remoção de DQO foi de 86%, a nitrificação apresentou eficiência média de 75% enquanto a desnitrificação teve eficiência média de 49,9%. Em síntese, a remoção de nitrogênio foi afetada principalmente pela falta de doadores de elétrons para desnitrificação. O pré-tratamento da água residuária em reator UASB não contribuiu para a remoção de nitrogênio em etapa subsequente, uma vez que parcela elevada da matéria orgânica foi removida naquele processo.

ABSTRACT

The nitrogenous compounds presented in the effluent of waste in industries and in the wastewater, demand their removal in order to have adequacy of effluent to disposition in the receiving bodies. When these effluents are thrown in the rivers without appropriate treatment they cause eutrophication, which brings damages for the aquatic environment, such as the contamination of water supply and the impossibility to shipping, leisure and fishing. The aim of this work was to evaluate the simultaneous removal of carbonaceous and nitrogenous matter from the mixture of wastewater with pre-treated industrial effluent in the reactor UASB.. The structured bed reactor with increasing inflow built in acrylic with cylindrical shape, was operated under intermittent aeration (two hours aerating and one hour without aerating), in different conditions of operation. The reactor`s dimensions are: 14,5 cm of internal diameter, 80 cm of length, capacity of approximately 11,6 L. The system was kept in a constant temperature of 25 C. The experiment was made in two steps: The first one only with the wastewater as affluent and second with the mixture of wastewater with pre-treated industrial effluent. In the first step, there were three phases: OD.1, OD.2 and OD.3, in a total of 185 days. In the second step, the only phase was the M5, in a total of 114 days. During the first step of the experiment, the application of the structured bed reactor`s configuration to the simultaneous nitrification and denitrification system was viable, especially in the phase OD.3, having the average efficiency of 65% of N-Total removal and the average removal of DQO, in this condition, was 94%. In the phases OD.1 and OD.2, the nitrogenous removal was 32% in the OD.1 and 58% in the OD.2. During the phase M5, the removal of DQO was 86%, the nitrification got an average of 75% while the denitrification had an efficiency average of 49,9%. In summary, the lack of electrons donators to denitrificate all the nitrified part implies that the pre-treatment together the UASB reactor was not efficient, since it consumes a huge part of the organic matter.

LISTA DE FIGURAS

Figure 1 - – Ciclo convencional do nitrogênio	16
Figure 2 - Esquema ilustrativo do reator. Fonte: MOURA ET AL., 2012.....	24
Figure 3- Experimento instalado	25
Figure 4 - Bombas e estrutura de distribuição de ar	26
Figure 5 – Espuma de poliuretano	27
Figure 6 – Esquema ilustrativo das etapas.....	31
Figure 7 – Sistema operacional : Container de armazenamento e balde onde foi realizada a mistura do experimento	32
Figure 8 -Variação da concentração de N-amoniacal,N-nitrato e N-nitrito no efluente do reator na fase de adaptação	35
Figure 9- Variação da concentração DQO no efluente, afluente e eficiência de remoção de DQO durante as fases de adaptação, OD.1, OD.2 e OD.3	37
Figure 10 - - Variação da concentração DQO no efluente, afluente e eficiência de remoção de DQO durante fase M5 do experimento.....	38
Figure 11 - Variação do pH no efluente e no afluente durante as fases de adaptação, OD.1, OD.2 e OD.3	39
Figure 12 - Variação do pH no efluente e no afluente durante fase M5 do experimento.....	40
Figure 13 - Variação da alcalinidade no efluente e no afluente durante as fases de adaptação, OD.1, OD.2 e OD.3	41
Figure 14 - Variação da alcalinidade no efluente e no afluente durante fase M5 do experimento	42
Figure 15 - Variação da concentração de NTK no efluente, afluente e eficiência de oxidação de NTK as fases de adaptação, OD.1, OD.2 e OD.3	43
Figure 16 - Variação da concentração de NTK no efluente, afluente e eficiência de oxidação de NTK durante a fase M5	44
Figure 17 - Variação da concentração de N-amoniacal do efluente e do afluente durante as fases OD.1 e OD.2	45
Figure 18 - Variação da concentração de N-nitrito do efluente e do afluente durante as fases OD.1, OD.2 e OD.3	46
Figure 19 - Variação da concentração de N-amoniacal do efluente e do afluente durante a fase M5.....	46
Figure 20 - Variação da concentração de N-nitrito do efluente e do afluente durante a fase M5	47
Figure 21 - Variação da concentração de N-nitrato do efluente e do afluente durante as fases OD.1, OD.2 e OD.3	48
Figure 22 - Variação da concentração de N-nitrato do efluente e do afluente durante a fase M5 do experimento	48
Figure 23 – Eficiência de nitrificação e desnitrificação da fase M5 do experimento	49
Figure 24 - Variação da concentração de N-total no efluente, afluente e eficiência de remoção de N-total durante as fases OD.1, OD.2 e OD.3 do experimento.....	50
Figure 25 - Variação da concentração de N-total no efluente, afluente e eficiência de remoção de N-total durante fase M5 do experimento	51

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Funções das aberturas no reator	25
Tabela 2 – Efluente industrial pré-tratado e esgoto sanitário	28
Tabela 3 – Análises realizadas durante a pesquisa	29
Tabela 4– Parâmetros mantidos constante durante o período de operação do reator.....	35
Tabela 5 - Concentração de DQO do efluente, afluente e eficiência de remoção para condições operacionais OD.1, OD.2 E OD.3	36
Tabela 6 - Intervalos de pH efluente em todas as fases do experimento.....	40
Tabela 7 - Concentração da Alcalinidade no efluente e afluente durante a fase experimental	42
Tabela 8 - Eficiência de Oxidação de NTK (%) em todas as fases analisadas.....	45
Tabela 9 - Concentrações de NTK, N-amoniaco, N-nitrito, N-nitrato e N-total do efluente e afluente e eficiência de remoção de N-total para todas as fases do experimento.....	52

Sumário

1. INTRODUÇÃO	12
2. OBJETIVO.....	14
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	15
3.1 Saneamento básico no Brasil	15
3.2 Nitrificação e Desnitrificação	15
3.3 Nitrificação e desnitrificação em um mesmo reator	18
3.4 Sistemas de tratamento de esgoto sanitário	20
3.5 Influência da matéria orgânica na desnitrificação	22
4. MATERIAIS E MÉTODOS	24
4.1 Reator	24
4.2 Material suporte e inóculo	27
4.3 Substrato	28
4.4 Análises físico-químicas	29
4.5 Fase de adaptação da biomassa.....	30
4.6 Procedimento experimental	30
4.7 Cálculo das eficiências.....	32
5. RESULTADOS E DISCUSSÕES	34
5.1 Fase de adaptação	35
5.2 Remoção de DQO	36
5.3 pH e Alcalinidade	39
5.4 Remoção de Nitrogênio.....	43
6. CONCLUSÃO	53
7. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	54

1. INTRODUÇÃO

A grande maioria das atividades industriais gera efluentes durante o processo produtivo, com potencial de contaminar a água e o solo. Apesar de algumas técnicas para tratamento de efluentes estarem bem estabelecidas, as diferenças nas características físicas, químicas e biológicas e de vazão desses efluentes podem variar requerendo diferentes estratégias de tratamento. Dessa forma, é importante que efluentes sejam caracterizados quantitativamente e qualitativamente para que sejam propostas medidas adequadas de tratamento, antes de serem despejados no meio ambiente.

A indústria de fabricação de ração animal usa os resíduos produzidos no abate de animais (vísceras, penas, pele, gordura e ossos) como matéria prima do processo de fabricação. Essa classe de indústria está incorporada no contexto de redução do consumo energético, redução de resíduos e valorização destes subprodutos visando à sustentabilidade ambiental.

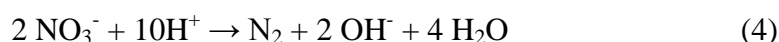
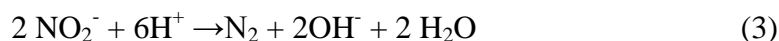
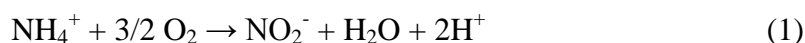
O método de processamento dos resíduos de abatedouros acontece por processo de cozimento à alta pressão e temperatura, na qual são produzidos efluentes líquidos provenientes de água de lavagem de unidades de transporte, equipamentos e instalações, além de condensados provenientes dos digestores de vísceras e penas.

As características mais importantes dos efluentes gerados ao decorrer do processamento dos resíduos das indústrias de ração são: o alto conteúdo nitrogenado (Nitrogênio Total de 700 a 1.300 mg NTK L⁻¹), a elevada carga orgânica (DQO de 2.000-4.000 mg L⁻¹), e a presença de compostos sulfurosos reduzidos (até 600 mg S-Sulfeto L⁻¹) que são provenientes da quebra da proteína. Os compostos nitrogenados que são constituídos essencialmente de ureia e aminoácidos (nitrogênio orgânico), e amônia (nitrogênio inorgânico).

Para que ocorra a remoção de compostos nitrogenados por processo biológico é necessário que ocorra a combinação dos seguintes processos: amonificação, oxidação da NOx, em ambiente aeróbio e redução para N₂, em ambiente anóxico. Na maioria dos sistemas de tratamento atualmente existentes, os processos de nitrificação e desnitrificação ocorrem separadamente, o que requer maior capital para implantação, manutenção e operação. Para que haja combinação dos processos aeróbios e anaeróbios em apenas uma unidade é necessário que tenha manutenção adequada das condições ambientais tanto para as

populações nitrificantes quanto para desnitrificantes. A aeração intermitente e/ou formação de biofilme possibilita a ocorrência de ambientes aeróbios e anaeróbios em um reator, gerando economia de álcali, espaço e instalações de recalque por exemplo. Quando é usada biomassa imobilizada no material suporte do reator, o resultado é satisfatório para manutenção de microrganismos adaptados no sistema, possibilitando aumento da velocidade de fluxo, somado ao melhor contato entre substrato e biomassa. Sistemas que utilizam crescimento aderido têm alto tempo de retenção celular e menor sensibilidade às mudanças de condições ambientais, devido a isto são mais robustos para tratamento de águas residuárias que contém elevadas concentrações de nitrogênio (KIM et al., 2006).

As equações 1 a 4 representadas abaixo, mostram os processos de nitrificação (1 e 2) e desnitrificação (3 e 4).



O sistema com nitrificação e desnitrificação simultânea está relacionado à difusão de oxigênio no biofilme ou nos flocos de microrganismos (ZHANG & ZHOU 2007). Segundo o modelo proposto pelo autor citado, para que ocorra a nitrificação e desnitrificação simultânea é necessário à estratificação dos microrganismos no material suporte ou no biofilme. Na parte externa que está em contato com o meio aerado, se desenvolve a biomassa nitrificante do processo. Já na área interna, onde o oxigênio não tem capacidade de chegar por difusão, a biomassa desnitrificante se desenvolve (POCHANA, KELLER, 1999). A manutenção de baixas concentrações e OD, que possibilitaria a estratificação requerida para os processos nem sempre é possível em escala reduzida. A aeração intermitente tem como objetivo limitar o aporte de oxigênio ao sistema.

Uma grande motivação nesta pesquisa é adequar corretamente às condições ambientais para manutenção de grupos de microrganismos nitrificantes e desnitrificantes ativos em apenas uma unidade, para obtenção do processo de nitrificação e desnitrificação simultâneas.

2. OBJETIVO

Dessa forma, o objetivo da presente pesquisa foi avaliar a remoção simultânea de matéria carbonácea e nitrogenada da mistura de efluente proveniente da fábrica de ração animal pré-tratado em reator UASB com esgoto sanitário, advindo da área de tratamento de esgoto do Laboratório de Processos Biológicos (LPB) da Escola de Engenharia de São Carlos (EESC-USP). Um reator de leito estruturado, submetida à aeração intermitente no meio reacional, utilizando biomassa imobilizada em cilindros de espuma foi utilizado no experimento. Como objetivo secundário, foram avaliadas diferentes estratégias de aeração, com relação à concentração de oxigênio introduzido no meio reacional utilizando apenas do esgoto sanitário.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Saneamento básico no Brasil

Segundo Mota (1997), o esgoto sanitário é composto por água, sólidos (orgânicos e inorgânicos), e possui composição conhecida, variando em concentração em função das características da cidade, do clima da região e hábitos locais. Além disso, o esgoto contém microrganismos patogênicos.

O uso da água para abastecimento urbano tem como consequência a geração de esgotos sanitários. A destinação final desse esgoto de forma inadequada propicia a contaminação das águas subterrâneas, superficiais e solos. A construção de um sistema de esgotos sanitários numa cidade tem como objetivo: afastamento rápido e seguro do esgoto, tratamento e disposição final adequada.

O tratamento do esgoto sanitário possui benefícios em várias áreas: conservação dos recursos naturais, eliminação dos focos de poluição, melhorias nas condições sanitárias locais, redução nos casos de doenças causadas pela contaminação da água, redução nos gastos com saúde, diminuição nos gastos com tratamento de água para abastecimento e eliminação de problemas estéticos na cidade.

3.2 Nitrificação e Desnitrificação

A remoção de nitrogênio em águas residuárias pode ser feita por diversas combinações de processos biológicos e físico-químicos. Contudo entre os tipos de sistemas citados para que os compostos nitrogenados sejam removidos o que apresenta maior eficiência e menor custo é o biológico, sendo o mais utilizado (Ahn, 2006).

O ciclo convencional do nitrogênio (Figura 1) contém os processos que removem biologicamente o nitrogênio das águas residuárias: nitrificação e desnitrificação. A remoção começa com o nitrogênio amoniacal (NH_4^+ e NH_3) sendo oxidado, em condições aeróbias, a nitrito e em seguida a nitrato. Os processos que transformam essa forma de nitrogênio em nitrito e nitrato são chamados de nitrificação e nitratação, respectivamente. O nitrato é reduzido

a gás nitrogênio em condições anóxicas, no processo chamado de desnitrificação. Tanto as fases aeróbia, anaeróbia e anóxica podem ser alcançadas em escala temporal ou espacial (Iamamoto, 2006).

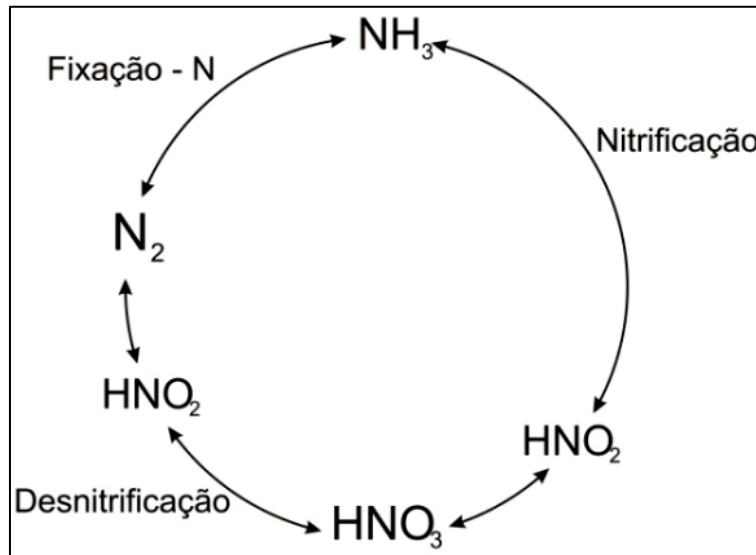
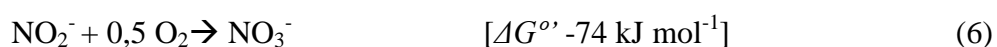
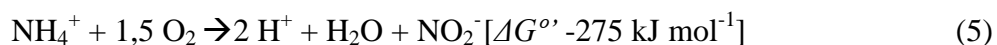


Figure 1 -- Ciclo convencional do nitrogênio
(Adaptado Ahn, 2006)

O processo de nitrificação é de certa maneira complexo, pois ocorre em ambiente estritamente aeróbio. Na nitrificação, os organismos quimioautotrófos usam oxigênio como receptor final de elétrons, dióxido de carbono como matéria prima de carbono e a energia para síntese celular e manutenção provem da oxidação da amônia.

Cada etapa específica da nitrificação contém distintos tipos de bactérias. Na primeira parte da nitrificação que é a nitritação, os gêneros apontados são: *Nitrosococcus*, *Nitrosospira*, *Nitrosovibrio*, *Nitrosomonas* e *Nitrolobus* (Rittmann e McCarty, 2001). Na nitratação o principal gênero é o *Nitrobacter*, além de *Nitrospira*, *Nitrospina* e *Nitrococcus*. As fases da nitrificação estão representadas nas equações 5 e 6, representando nitritação e nitratação, respectivamente.

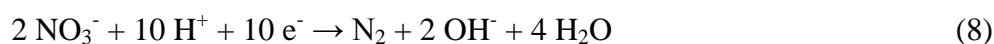
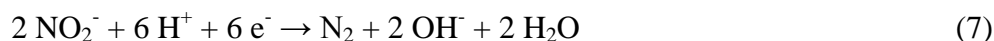


Na equação 5, a quantidade estequiométrica requerida de oxigênio é 3,43 mg de O₂ para a nitritação de 1 mg de NH₄⁺, já na equação 6, a proporção é de 1,14 mg de O₂ para a

nitratação de 1 mg de NO_2^- , totalizando 4,57mg de O_2 por mg de NH_4^+ oxidado a nitrato (Sharma e Ahlert, 1977; Metcalf e Eddy, 2003). Um fator de alta relevância na nitrificação é a alcalinidade, porque ajuda a manter o pH do meio, além do bicarbonato que serve como matéria prima carbonácea para os microrganismos quimioautotrófos.

A última etapa do processo biológico de remoção de nitrogênio de águas residuárias é a desnitrificação. Nessa etapa ocorre a conversão anóxica em que os nitratos e os nitritos são reduzidos à forma gasosa do nitrogênio, em reação mediada por microrganismos heterotróficos. Esses microrganismos utilizam o nitrito e/ou nitrato como receptor final de elétrons e matéria orgânica como fonte de energia e carbono. A fonte de carbono pode estar disponível na água residuária ou ser adicionada.

A desnitrificação pode ocorrer via nitrito (via curta) ou nitrato, como mostra as equações 7 e 8 a seguir.



Geralmente os microrganismos que estão na fase da desnitrificação são gram-negativos pertencendo às classes alfa e beta das *Proteobactéria*, como exemplo *Alcaligenes*, *Paracoccus*, *Pseudomonas* e *Thiobacillus*. Porém, existem outras bactérias que não são gram-negativas que também são capazes de fazer a desnitrificação, citando como exemplo algumas *Archeahalofílicas* e algumas bactérias gram-positivas (Rittmann e McCarty, 2001).

Determinados organismos são capazes de realizar a desnitrificação autotroficamente usando compostos reduzidos, H_2S , S , $\text{S}_2\text{O}_3^{2-}$, $\text{S}_4\text{O}_6^{2-}$, NH_4^+ , HS^- , como doadores de elétrons e alguns compostos inorgânicos, HCO_3 , CO_2 , como fonte de carbono (Villaverde, 2004; Ahn, 2006).

Dentre os organismos que realizam o processo de remoção de nitrogênio, alguns estão sendo estudados por pesquisadores pela capacidade de nitrificar heterotroficamente e desnitrificar aerobicamente, com isso eles têm capacidade de resolver alguns problemas referentes aos processos convencionais de remoção de nitrogênio. Os organismos em questão são: *Thiosphaerapantotropha*, *Comamonassp.* e *Alcaligenesfaecalis*, *Paracoccusdenitrificans*, *Pseudomonasstutzeri* (Joo et al., 2005; Joo et al., 2006).

Os sistemas de tratamento de efluentes para remoção de matérias orgânica e nitrogenada em escala real, em sua grande maioria, usam unidades aeróbias para promover a

remoção de matéria orgânica (oxidação a CO₂ e produção celular) e oxidação do nitrogênio produzindo nitrato e nitrito. Sequencialmente, o efluente é levado a um reator sem aeração, onde se adiciona uma fonte externa de carbono, e o nitrato e o nitrito são reduzidos ao gás nitrogênio. O custo de operação e de construção do sistema é considerado elevado em condições normais, em função dos gastos com energia e obtenção de fonte externa de carbono e necessidade de mais de um tanque. Devido aos custos envolvidos, muitas pesquisas têm como objetivo tentar combinar essas duas etapas de conversão (nitrificação e desnitrificação) em apenas um reator (Morita et al., 2008).

3.3 Nitrificação e desnitrificação em um mesmo reator

A remoção de nitrogênio de águas residuárias em apenas um reator é um processo chamado de nitrificação e desnitrificação simultânea (NDS). Diversos estudos demonstraram a viabilidade do método (Munchel al., 1996; Pochana e Keller, 1999; Zhang e Zhou, 2007; Zhu et al., 2007; Canto et al., 2008). No sistema de NDS, as reações de nitrificação e desnitrificação acontecem ao mesmo tempo e em espaços diferentes – nitrificação da superfície do biofilme e desnitrificação no interior, devido à ausência de oxigênio. A espessura do biofilme deve permitir a redução da difusão do oxigênio ao interior proporcionando a zona anóxica, necessária para desnitrificação.

Pochana e Keller (1999) notaram que o floco pode influenciar na eficácia do processo de nitrificação e desnitrificação simultânea dependendo de seu tamanho, pelo fato de poder criar uma zona anóxica dentro do floco, devido ao fenômeno de difusão do oxigênio dissolvido, promovendo condições para desnitrificação e nitrificação. Além do tamanho do floco, a concentração de oxigênio dissolvido no meio líquido pode influenciar na nitrificação e na desnitrificação, sendo outro fator que tem o poder de influenciar no processo.

Zhang e Zhou (2007) estudaram o sistema NDS em um sistema de lodos ativados convencional operado com baixa concentração de OD. Os autores observaram que a máxima eficiência de remoção de nitrogênio de 66,7% e concluíram que o fenômeno físico de difusão de oxigênio dissolvido no interior dos flocos de lodo controlou o sistema NDS, sendo influenciados pelo tamanho dos flocos. Zhu et al.(2007) notaram a periodicidade de nitrificação e desnitrificação simultânea quando operada com flocos de lodo menores, mostrando que o fenômeno físico de difusão não foi de suma importância em seu sistema.

Entre as vantagens do sistema SND está a da construção e operação de um único reator e a disponibilidade de fonte orgânica para desnitrificação, além do retorno de alcalinidade fornecido na etapa de desnitrificação (Munchet al., 1996; Canto et al., 2008).

A nitrificação e desnitrificação em uma mesma unidade pode ser obtida pela aplicação de aeração intermitente com fase aerada (aeróbia) e sem aeração (anóxica), como observado por MOURA et al. (2012). A atuação de um sistema com aeração intermitente é definida em dois períodos alternados nos quais o aerador é ligado e desligado em intervalos de tempos predefinidos. Para que esse sistema tenha uma boa eficiência é essencial que as duas fases aeróbia e anaeróbia sejam determinadas. A recirculação do efluente, mantendo o sistema em mistura completa, é essencial para manutenção da qualidade constante no efluente. No período de aeração, o nitrogênio amoniacal que está presente na água residuária é oxidado a nitrato e nitrito. Já no período de não aeração, o reator atua basicamente em condições anóxicas, com o nitrito e nitrato atuando como receptor de elétrons na oxidação da matéria orgânica (Metcalf e Eddy, 2003). Nesses sistemas observam-se pH estável por causa da desnitrificação, melhoria no tratamento de remoção de nitrogênio, baixa geração de lodo comparado aos sistemas tradicionais de lodos ativados e economia de energia (Chen et al. 2000). Segundo Yoo et al. (1999) em sistema de aeração intermitente, no começo da fase aeróbia ocorreu o processo de desnitrificação, pois a concentração de oxigênio dissolvido foi menor que 1,0 mg/L. O processo de nitrificação ocorreu de forma mais participante na fase de aeração, pois a concentração de oxigênio dissolvido foi maior que 1,0 mg/L. Quando o aerador for desligado, o processo de desnitrificação foi iniciado novamente, com a diminuição de concentração de OD do meio. A recirculação foi necessária para que o sistema fosse mantido em mistura completa e o efluente apresente qualidade equalizada.

Segundo Zhao et al. (1999) sistemas com aeração intermitente que operam com baixas concentrações de oxigênio dissolvido apresentam melhor eficiência na remoção de nitrogênio total quando comparado com sistemas de aeração contínua.

Na pesquisa realizada por Horntvedt et al. (1998) observou-se competição entre bactérias aeróbias heterotróficas, organismos nitrificantes e desnitrificantes em função da variação na taxa de concentração de oxigênio dissolvido. Segundo o estudo, valores constantes de OD apresentam taxas de crescimento de organismos heterotróficos 16% maiores quando comparado com valores de OD variando entre 0 mg/L e 2,0mg/L. Com essa variação na concentração de OD, há ainda um crescimento de 59% na taxa de aumento dos organismos desnitrificantes, podendo causar um aumento na retirada de nitrogênio total do sistema.

Um sistema operado com condições de alternância entre condições aerada e não aeradas, foi estudado para explorar as características da nitrificação, desnitrificação e remoção de fósforo desse sistema (Zeng et al.2003). Zenget al.(2003) concluíram que fósforo e nitrogênio puderam ser removidos simultaneamente em um reator operado sob baixa concentração de oxigênio, entretanto, o sistema gerou como principal produto final um dos gases causadores do efeito estufa: N_2O , ao invés de produzir gás nitrogênio como desejado.

Os mecanismos de nitrificação e desnitrificação em uma mesma unidade em sistemas contínuos têm sido buscados como opção importante para a remoção de nitrogênio de águas residuárias. Entre as estratégias que estão sendo pesquisadas estão à aeração intermitente, recirculação do efluente, desnitrificação por via curta e imobilização de biomassa (Canto et al., 2008; Nocko, 2008; Moura et al., 2011).

3.4 Sistemas de tratamento de esgoto sanitário

A remoção combinada de nitrogênio e carbono de esgotos sanitários é um tema de recente estudo, tendo como objetivo ter sistemas eficientes. Algumas pesquisas com reatores em escala de bancada foram realizadas, e devido aos bons resultados em menor escala houve um posterior aumento de escala (Chowdhuryet al., 2009; Chowdhuryet al., 2010; Liu et al., 2010).

Liu et al. (2010) estudaram condições operacionais para nitrificação e desnitrificação simultânea em um sistema de tratamento que contém um canal de oxidação. Para TDH entre 4-6 horas, obteve-se eficiência de remoção de nitrogênio total de 60-70%, sendo que o sistema foi operado em escala piloto (esgoto sanitário) e escala de bancada (afluente sintético).

Chowdhuryet al. (2009) em estudos em escala de bancada para tratamento de esgoto sanitário, utilizaram um reator de leito fluidificado com recirculação da fase líquida e da fase sólida, apresentando eficiências na remoção de nitrogênio total, fósforo e DQO de 78%, 85% e 91%, respectivamente. Pelo sucesso dos resultados apresentados em escala de bancada, há um estudo em escala piloto sendo desenvolvido e segundo os resultados iniciais, há uma tendência parecida aos resultados conseguidos nos estudos em escala de bancada.

Dessa forma, a implantação de sistemas de tratamento de águas residuárias alternativos para remoção combinada de matéria orgânica de nitrogênio está sendo fortemente considerada.

De acordo com Sartiet al. (2001), os reatores que contém biomassa imobilizada são uma opção vantajosa quando aplicados a sistemas para tratamento de efluentes. Esse tipo de reator possibilita elevado tempo de retenção celular ainda que opere com baixo tempo de detenção hidráulica, o que gera uma grande estabilidade do sistema e um aumento do desempenho.

Quando se compara sistemas de biomassa imobilizada com sistemas de biomassa suspensa para remoção de nitrogênio, conclui-se que sistemas com biomassa imobilizada mostram vantagens na eficiência. Isso ocorre, pelo fato de ocorrer aumento do tempo de retenção celular devido à presença de um meio suporte que ajuda no acúmulo dos organismos no reator. Com a grande concentração de microrganismos no reator, ocorre um aumento na eficiência de retirada de nitrogênio de todos os tipos de reatores, até mesmo em reatores com pequenas dimensões (Wijffels e Tramper, 1995; Rostronet al., 2001).

Em um sistema composto por um reator biológico com aeração intermitente que é seguido por um filtro de membrana, Yamagiwa et al. (1995) fez um estudo que visou explorar o efeito da biomassa aderida para remoção de nitrogênio e matéria orgânica. Com as respostas, concluiu-se que o meio suporte não teve relevância no rendimento da remoção de matéria orgânica. Porém, houve um aumento de 56% para 85% na eficiência de remoção de nitrogênio total com a presença de um meio suporte.

Segundo Nocko (2008) em estudo sobre nitrificação e desnitrificação em uma mesma unidade, a espuma possui uma maior aderência dos microrganismos no suporte de espuma de poliuretano do que nos anéis de plástico comerciais utilizados como suporte para microrganismos.

Um tema de grande destaque na remoção biológica de nitrogênio é a aplicação de distintas estratégias operacionais nesses sistemas de tratamento. Isso ocorre pelo fato de se ter poucas informações ou informações conflitantes sobre condições operacionais que interferem nos processos de nitrificação e desnitrificação em reator com biomassa aderida a suporte. Por isso, as pesquisas têm como meta fazer uma avaliação do desempenho dos sistemas que usam

medidas operacionais recentes, no intuito de desenvolver novas tecnologias que procuram sistemas economicamente viáveis e que tenham uma alta eficiência.

A lacuna de conhecimento que permita a operação estável na eficiência desejada por longos intervalos de tempo, o controle dos processos envolvidos e a garantia da produção de N_2 como produto final, requerem estudos que contribuam para os seus esclarecimentos. O objetivo da presente pesquisa é contribuir no desenvolvimento desses processos, utilizando reator de leito estruturado submetido a ciclos curtos de aeração, tratando a mistura de esgoto sanitário com efluente industrial de elevada carga nitrogenada.

3.5 Influência da matéria orgânica na desnitrificação

Barana et al. (2013) avaliaram a remoção de matéria orgânica e nitrogenada do efluente de um reator UASB. Foram realizadas diferentes condições de aeração intermitente no experimento, sendo que em todas as etapas as eficiências de nitrificação foram superiores a 90%. Contudo, apenas no período com maior tempo sem aeração no reator, que houve aumento da eficiência de remoção de N-Total, chegando a 62%. Esta baixa eficiência de desnitrificação está relacionada a baixa disponibilidade de matéria orgânica. Ou seja, além do equilíbrio nos períodos de aeração e não aeração, é necessário que haja doadores de elétrons para garantir o sucesso do processo de nitrificação e desnitrificação simultâneas.

De acordo com Zhang & Zhou (2007), pode acontecer a inibição dos microrganismos desnitrificantes heterotróficos, se a matéria carbonácea presente no sistema for insuficiente. Os microrganismos heterotróficos aeróbios concorrem com os desnitrificantes pelos doadores de elétrons, sendo observado que a maior parte do carbono foi consumido por esses microrganismos, limitando a desnitrificação. A confirmação da influência do carbono na desnitrificação, foi através da inserção de fonte externa de carbono, em que os resultados mostraram a remoção total de nitrito e nitrato, confirmando a influência da presença de carbono disponível para sucesso da desnitrificação.

As bactérias nitrificantes possuem taxa de crescimento específica e o rendimento celular menor que os microrganismos heterótrofos. Dessa forma, o metabolismo das heterótrofas é mais rápido que das nitrificantes, resultando em necessidade de um tempo de retenção celular menor dos organismos heterótrofos.

Segundo Pochana e Keller (1999), a adição de uma fonte de matéria orgânica com fácil biodegradação na fase anóxica, resulta no aumento da eficiência do processo de nitrificação e desnitrificação simultânea. Eles operaram reator em batelada com objetivo de remoção de matéria nitrogenada de efluente de lagoa de estabilização. Contudo, Liu et al. (2010) relataram que a eficiência de nitrificação diminui com o aumento da carga afluyente de DQO, se a adição da fonte de matéria orgânica não for realizada no período anóxico. Os microrganismos heterótrofos estimulam sua atividade metabólica pela disponibilidade de O₂ e aumento da carga, ganhando a competição pelo oxigênio dissolvido.

Chiuet al. (2007) e Hooper et al. (1997) afirmam que ocorre acúmulo de nitrito e nitrato, se há baixa relação C/N no sistema. Quando houve aumento da relação, observou-se que houve diminuição dos componentes nitrogenados oxidados, podendo-se afirmar que a relação C/N é um fator importante para o processo de NDS.

Menget al. (2008) observou os efeitos da concentração de OD sobre o processo de NDS e a relação C/N em um reator de membrana, sendo um efluente sintético parecido com esgoto doméstico. Houve três testes com diferentes relações de C/N, a partir da variação da carga nitrogenada. A remoção de nitrogênio foi quase completa quando a relação C/N foi de 9,59.

Os resultados apresentados na literatura indicam o potencial de utilização de sistema NDS para tratamento de águas residuárias com conteúdo orgânico e nitrogenado, em especial para esgoto sanitário. Diversos sistemas de tratamento têm sido pesquisados, entre eles os reatores com biomassa imobilizada, que têm se mostrado como alternativa promissora, merecendo estudos com aumento de escala, o que contribui para a transformação do conhecimento científico em tecnologia.

4. MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 Reator

Para realização da pesquisa foi construído um reator em acrílico com formato cilíndrico, que constitui as seguintes medidas: 14,5 cm de diâmetro interno, 80 cm de comprimento e capacidade de aproximadamente 11,6 L, conforme MOURA et al. (2012). O volume útil do reator é de 5,8 L e a porosidade do leito de 50%. A Figura 2 o esquema ilustrativo do sistema operado.

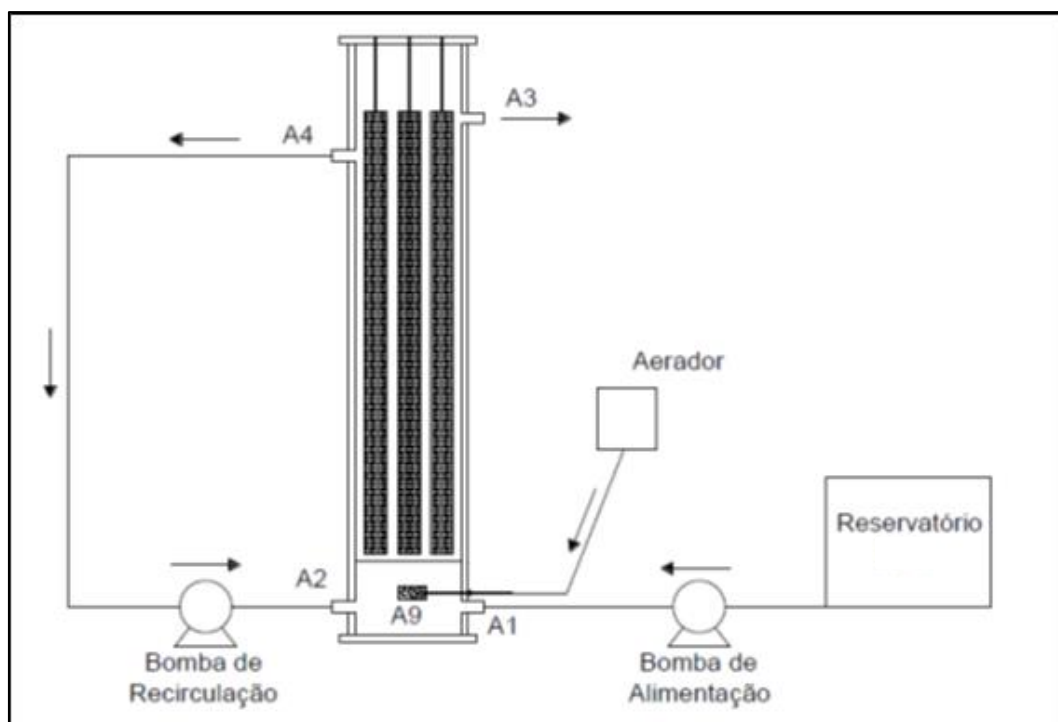


Figure 2 - Esquema ilustrativo do reator. Fonte: MOURA ET AL., 2012

A Tabela 1 descreve a função das aberturas no sistema reacional. E a Figura 3 apresenta o reator utilizado durante o experimento.

Tabela 1 - Funções das aberturas no reator

Parâmetro	Função
A1	Entrada para alimentação
A2	Entrada para recirculação
A3	Coleta de amostra do efluente
A4	Saída para recirculação
A5	Coleta de amostra de lodo



Figure 3- Experimento instalado

O sistema possui duas bombas dosadoras peristálticas que são utilizadas para alimentação e recirculação do efluente no reator, sendo a razão de recirculação igual a 5

($Q_R:Q_A$), conforme trabalho de Moura (2011). Esta razão foi considerada suficiente para garantir regime de mistura completa dentro do reator.

Para que haja aeração no sistema, foi utilizado um aerador de aquário provido de difusor de microbolhas, com duas pedras porosas na extremidade da mangueira de distribuição do ar. O dispositivo foi ligado a um timer, para permitir que o sistema operasse 2 horas com aeração e 1 hora sem aeração. Contudo, houve dificuldade na manutenção da concentração de oxigênio dissolvido durante o experimento devido a problemas no aparelho que realiza a leitura e a pequena variação da carga afluente ao reator. A localização das pedras porosas é próxima à base do reator. A Figura 4 mostra as bombas utilizadas e a estrutura de distribuição de oxigênio no sistema.



Figure 4 - Bombas e estrutura de distribuição de ar

O sistema foi operado com alimentação contínua e escoamento ascendente. Para que o sistema se mantenha a uma temperatura constante, o reator foi revestido com uma serpentina que circulava a parte externa do reator (Figura 3).

4.2 Material suporte e inóculo

O material suporte do reator era composto por espumas de poliuretano. O formato da espuma é cilíndrico, com comprimento de 70 cm e diâmetro de 3 cm. O número total destas estruturas utilizadas foi 13. Hastes de PVC foram utilizadas para fixação da destas espumas dentro do reator.

As características da espuma são: densidade 22 g.L⁻¹ e porosidade 92%. A Figura 5 apresenta a espuma de poliuretano inoculada que foi utilizada no experimento.



Figure 5 – Espuma de poliuretano

O lodo foi imobilizado nas estruturas cilíndricas de acordo com a metodologia de Zaiat et al. (1994). Adicionou-se lodo até que todo o meio suporte estivesse em contato, depois de 24 horas, a biomassa pode ser inserida no reator.

O inóculo utilizado na pesquisa foi o lodo biológico proveniente da fábrica de motores da Volkswagen de São Carlos. Este lodo é frequentemente utilizado no Laboratório de Processos Biológicos (LPB) da EESC-USP.

4.3 Substrato

Devido à similaridade em composição qualitativa entre o esgoto sanitário e o efluente industrial em questão (relações DQO/Nitrogênio e nutrientes similares, porém em concentrações mais elevadas), estabeleceu-se como protocolo a partida do sistema com esgoto sanitário. Em função dos dados obtidos, com respeito ao desempenho do sistema em função da concentração de OD introduzida no reator, optou-se por dar prosseguimento ao projeto com o esgoto sanitário e posteriormente substituir, gradualmente, por efluente industrial.

O esgoto sanitário da área de tratamento de esgoto do Laboratório de Processos Biológicos (LPB) da Escola de Engenharia de São Carlos (EESC-USP), que apresenta as características similares aos resíduos gerados nas indústrias de ração animal. A água residuária passa pelo Campus Universitário 2 da Universidade, e é proveniente de bairros vizinhos do Campus na cidade de São Carlos.

Como efluente industrial, foi usado o efluente gerado pela empresa INCOFAP que produz insumos para a fabricação de ração animal a partir de resíduos de abatedouros de aves, após pré-tratamento em Reator UASB. As amostras recebidas de efluente foram armazenadas sob congelamento a $-15\text{ }^{\circ}\text{C}$. A tabela 2 apresenta as características do efluente industrial pré tratado e do esgoto sanitário.

Tabela 2 – Efluente industrial pré-tratado e esgoto sanitário

Parâmetro	Efluente industrial	Esgoto sanitário
DQO Total ($\text{mg O}_2\cdot\text{L}^{-1}$)	476,0	380,5
DQO Filtrada ($\text{mg O}_2\cdot\text{L}^{-1}$)	199,5	184,4
N-Amoniaco ($\text{mg N-NH}_3^+\cdot\text{L}^{-1}$)	707,0	24,9
DBO($\text{mg O}_2\cdot\text{L}^{-1}$)	221,0	-

Se compararmos o efluente industrial ao esgoto sanitário, o efluente pré tratado em Reator UASB da fábrica de ração animal pode ser considerado 29 vezes mais poluidor em relação N-amoniacal, contudo a DQO Total é similar nos dois efluentes. Será necessário verificar se o tratamento prévio em Reator UASB não foi prejudicial ao SND, em relação a possível falta de doadores de elétrons ao meio reacional.

4.4 Análises físico-químicas

Para obtenção satisfatória de dados na pesquisa foi realizada uma série de análises semanalmente. E as análises requeridas durante o experimento estão representadas na Tabela 3 abaixo.

Tabela 3 – Análises realizadas durante a pesquisa

Parâmetro/Unidade	Método/Referência
Alcalinidade (mg CaCO ₃ .l ⁻¹)	Titulométrico / Dilallo e Albertson (1961)
pH	Potenciométrico / APHA (2005)
NTK(mg N.l ⁻¹)	Kjedahl / APHA (2005)
DQO	Colorimétrico / APHA (2005)
Oxigênio Dissolvido (mg.l ⁻¹)	Luminescência
N-NO ₃ ⁻ (mg N.l ⁻¹)	Íons/ APHA (2005)
N-NO ₂ ⁻ (mg N.l ⁻¹)	Íons/ APHA (2005)
N-NH ₄ ⁺ (mgN.l ⁻¹)	Íons/ APHA (2005)

O oxigênio dissolvido foi medido com sonda de medidor por luminescência, modelo LDO HD10. As análises de nitrogênio foram realizadas em cromatógrafo de íons Dionex, equipado com duas colunas distintas e detector de condutividade. As análises de N-amoniacal foram realizadas no início da pesquisa pelo método de análise por Injeção de Fluxo e apenas

depois passou a ser realizada por cromatografia. As análises foram realizadas de acordo com os padrões expostos no Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (1998).

4.5 Fase de adaptação da biomassa

Depois da fixação do lodo no meio suporte, os cilindros foram colocados no reator para começar a fase de adaptação da biomassa ao sistema. Essa fase foi de suma importância, porque a biomassa que foi utilizada para inoculação tem características anaeróbias, tendo pouca concentração de microrganismos nitrificantes que são fundamentais para SND.

A fase de adaptação foi iniciada com aeração contínua, para a adaptação e desenvolvimento da biomassa nitrificante em um ambiente aeróbio. O TDH de 24 horas usado na fase de adaptação foi o mesmo utilizado no resto do experimento, sendo necessário um baixo TDH na fase de adaptação para um melhor desenvolvimento dos microrganismos nitrificantes, que tem velocidade de crescimento menor quando comparado com os microrganismos desnitrificantes heterotróficos.

4.6 Procedimento experimental

Com o final do período de adaptação da biomassa, ou seja, observação dos processos de remoção de matéria orgânica, de nitrificação e de desnitrificação, iniciou-se o estudo do sistema propriamente dito. O fluxograma da Figura 6 representa as etapas concluídas durante todo o experimento.

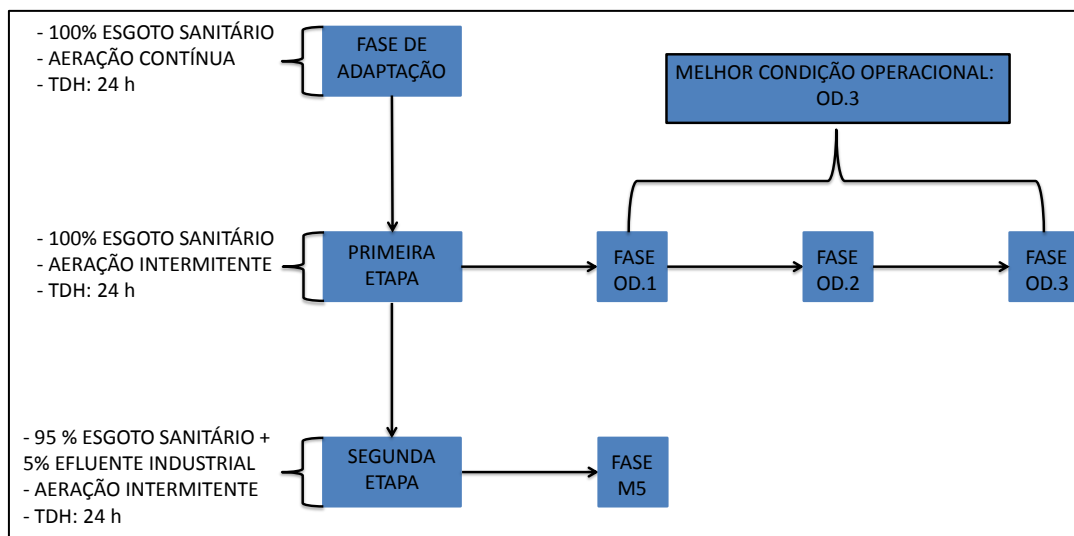


Figure 6 – Esquema ilustrativo das etapas

Durante a primeira etapa do experimento foi utilizado apenas esgoto sanitário como afluente. Primeiramente usou-se uma condição com oxigênio dissolvido na faixa entre 2,5-7,5 (mgO₂/L) com ciclos de aeração ligada e aeração desligada de 2 horas e 1 hora, respectivamente. Depois das análises dos resultados alcançados na primeira fase operacional (OD.1), foi considerada a diminuição do oxigênio dissolvido do sistema para melhorar as condições para desnitrificação. Dessa maneira, foram utilizadas outras duas fases operacionais distintas, sendo a primeira (OD.2) com O.D na faixa de 1-3,5(mgO₂/L) e a segunda (OD.3) com O.D 0,4-2,5(mgO₂/L). É necessário relatar que o tempo de cada fase operacional foi estabelecida segundo os resultados alcançados em análises periódicas no decorrer da pesquisa, ou seja, as fases operacionais foram mudadas depois de terem sido obtidos quantidades suficientes de dados para caracterizá-las.

Na última fase operacional (OD.3) desta primeira etapa, foi inserida uma válvula de aquário para regular a entrada de ar no reator. Esse acréscimo foi julgado necessário devido à quantidade elevada de O.D que estava entrando no reator, mesmo com o aerador de aquário estando na menor velocidade de propagação.

Durante a segunda etapa, foi utilizada a mistura com as seguintes características: 95% de esgoto sanitário e 5% de efluente industrial. A condição ideal para operação do sistema operacional foi determinada com os resultados da primeira etapa do experimento e a partir das referências utilizadas.

A ideia inicial era acrescentar gradualmente maior porcentagem do efluente industrial na mistura ao longo do experimento, contudo não foi possível devido à instabilidade do meio reacional. O sistema operacional está representado na Figura 7.

A instabilidade do sistema, dificultou os primeiros meses de pesquisa, sobretudo pela fragilidade do sistema a mudança repentina das concentrações do afluente e as variações climáticas. Estas diferentes concentrações de cargas nitrogenadas e carbonáceas foram decorrentes das variações da eficiência do pré tratamento em Reator UASB. Eram necessários ajustes pontuais da concentração de oxigênio dissolvido após a preparação da mistura.



Figure 7 – Sistema operacional : Container de armazenamento e balde onde foi realizada a mistura do experimento

4.7 Cálculo das eficiências

Para realizar os cálculos das eficiências do reator na remoção de Nitrogênio Total, de nitrificação e de desnitrificação foram usadas as equações 9 a 11. A fórmula de desnitrificação é específica para esta pesquisa, pois foram desconsideradas as formas de nitrogênio na forma

de nitrito e nitrato do afluente, em decorrência das baixas concentrações encontradas destas formas no afluente utilizado.

$$\text{Nitrificação (\%)} = \frac{NTK_{\text{afluente}} - NTK_{\text{efluente}}}{NTK_{\text{afluente}}} \times 100 \quad (9)$$

Onde:

NTK_{afluente} = concentração NTK afluente;

NTK_{efluente} = concentração NTK efluente.

$$\text{Desnitrificação (\%)} = \frac{NTK_{\text{afluente}} - NTK_{\text{efluente}} - N_{\text{nitrito}} - N_{\text{nitrato}}}{NTK_{\text{afluente}} - NTK_{\text{efluente}}} \times 100 \quad (10)$$

Onde:

NTK_{afluente} = concentração NTK afluente;

NTK_{efluente} = concentração NTK efluente;

N_{nitrito} = concentração de nitrito no efluente;

N_{nitrato} = concentração de nitrato no efluente.

$$\text{Remoção de Nitrogênio Total (\%)} = \frac{N_{\text{Taf luente}} - N_{\text{Tef luente}}}{N_{\text{Taf luente}}} \times 100 \quad (11)$$

Onde:

$N_{\text{Taf luente}}$ = $([NTK] + [N-NO_2] + [N-NO_3])_{\text{af luente}}$ = soma das concentrações de N-nitrito, N-nitrato e NTK no afluente;

$[N_{\text{Tef luente}}]$ = $([NTK] + [N-NO_2] + [N-NO_3])_{\text{ef luente}}$ = soma das concentrações de N-nitrito, N-nitrato e NTK no efluente.

5. RESULTADOS E DISCUSSÕES

Nesse capítulo são mostrados os resultados obtidos nas duas etapas de operação do reator. O experimento teve quatro fases operacionais diferentes na primeira etapa, que foram divididas cronologicamente em: fases de adaptação, OD.1, OD.2 e OD.3. Durante a segunda etapa teve apenas uma fase, caracterizada como: M5. As características durante a operação em cada condição e os resultados obtidos serão apresentadas nos itens a seguir. Para cada fase de operação estudada durante a primeira etapa, foi realizado o monitoramento do oxigênio dissolvido excetuando-se a fase de adaptação. Os resultados do parâmetro oxigênio dissolvido e o tempo de operação de todas as fases estão apresentados na Tabela 3.

Tabela 4- Faixa de Oxigênio Dissolvido medido nas fases operacionais OD.1, OD.2, OD.3 e M5 e tempo de operação em cada etapa.

<i>Fase</i>	<i>OD(mg/L)</i>	<i>Período (dia)</i>
<i>Adaptação</i>		<i>1 – 15</i>
<i>OD.1</i>	<i>2,5 – 7,5</i>	<i>15 – 94</i>
<i>OD.2</i>	<i>1,0 – 3,5</i>	<i>94 – 150</i>
<i>OD.3</i>	<i>0,4 – 2,5</i>	<i>150 – 185</i>
<i>M5</i>	<i>0,4 – 3,5</i>	<i>1 – 114</i>

Na fase de adaptação do primeiro período foi usada aeração contínua, sendo que nas outras fases a aeração intermitente foi utilizada. A faixa de valores que se encontram OD.1, OD.2 e OD.3 são referentes ao máximo e mínimo valor de oxigênio encontrado em um ciclo de 3 horas, sendo 2 horas com aeração ligada e 1 hora desligada. Em todas as fases foram mantidos os parâmetros constantes, conforme mostrado na Tabela 4.

Tabela 4– Parâmetros mantidos constante durante o período de operação do reator

<i>Parâmetros</i>	<i>Valor</i>
Vazão (L/h)	0,255
TDH (h)	24
Volume Útil (L)	6,1

5.1 Fase de adaptação

O reator iniciou seu funcionamento e as primeiras duas semanas foram destinadas para adaptação do sistema (controle de vazão, temperatura e demais ajustes no equipamento). As condições que o reator operava no começo não eram as propostas pela pesquisa, pois não havia revestimento de mangueira com câmara climatizada para se manter a temperatura esperada durante a pesquisa. O controle de temperatura, realizado com serpentina e banho termostaticado, foi instalado após duas semanas do início da operação.

O reator foi operado com aeração contínua durante as duas primeiras semanas para estabelecimento da nitrificação. A figura 8 apresenta a variação da concentração de N-nitrato, N-nitrito e N-amoniacal durante a fase de adaptação.

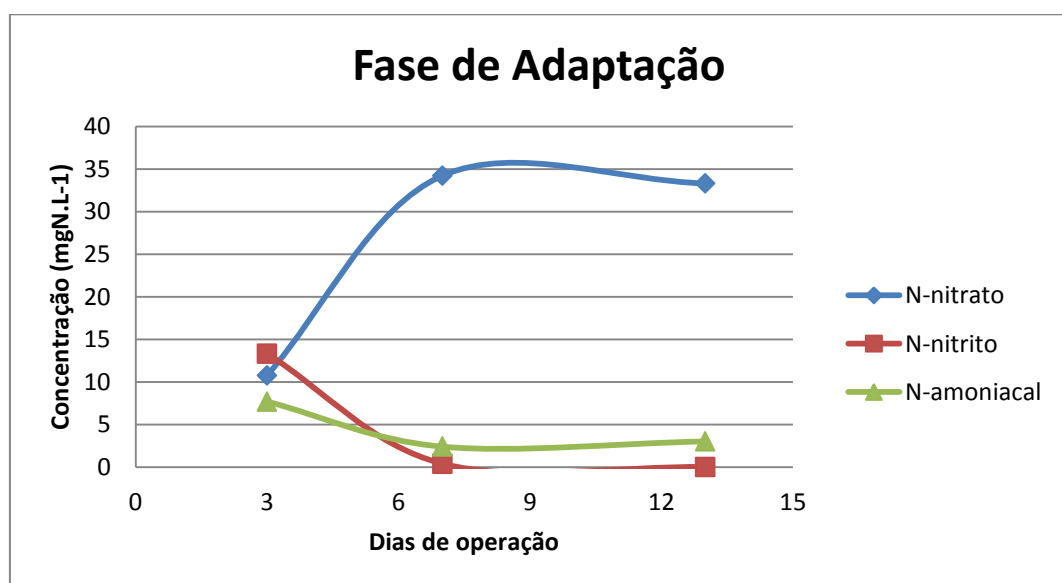


Figure 8 -Variação da concentração de N-amoniacal, N-nitrato e N-nitrito no efluente do reator na fase de adaptação

Como pode ser visto na Figura 8, houve um crescimento da concentração de N-nitrato até o sétimo dia de operação, tendo uma variação pequena após essa data. Após esse período, a concentração de N-amoniacal estabilizou próximo ao valor zero, e a concentração de N-nitrito ficou praticamente igual à zero. A formação do nitrato está associada à oxidação do nitrogênio amoniacal, que no esgoto afluyente estava na forma de nitrogênio orgânico, não detectada nas análises realizadas. Para tanto, deveriam ter sido realizadas análises de nitrogênio total (NTK). Com esses dados pode-se dizer que houve oxidação de parte do N-amoniacal (amonificado a partir da fração orgânica do esgoto) do meio à N-nitrato, o que indica o aumento dos microrganismos nitrificantes. Depois do desenvolvimento desses microrganismos, iniciou-se a operação do reator com aeração intermitente.

5.2 Remoção de DQO

Mesmo com a variação de oxigênio dissolvido, a remoção de DQO durante as quatro fases do experimento apresentou valores médios de remoção maiores que 86%. A Tabela 5 ilustra os valores médios de DQO efluente e afluyente do reator, e a eficiência do reator durante o período de operação.

Tabela 5 - Concentração de DQO do efluente, afluyente e eficiência de remoção para condições operacionais OD.1, OD.2 E OD.3

<i>Fase operacional</i>	<i>DQO efluente (mgO₂/L)</i>	<i>DQO afluyente (mgO₂/L)</i>	<i>Eficiência de remoção (%)</i>
<i>OD.1</i>	21	344	92±4,6
<i>OD.2</i>	30	479	95±4,4
<i>OD.3</i>	24	440	94±1,8
<i>M5</i>	54	414	86±3,7

As Figuras 9 e 10 ilustram as variações nas concentrações de efluente e afluente no sistema, além da eficiência na remoção de matéria orgânica durante a primeira e a segunda etapa do experimento, respectivamente.

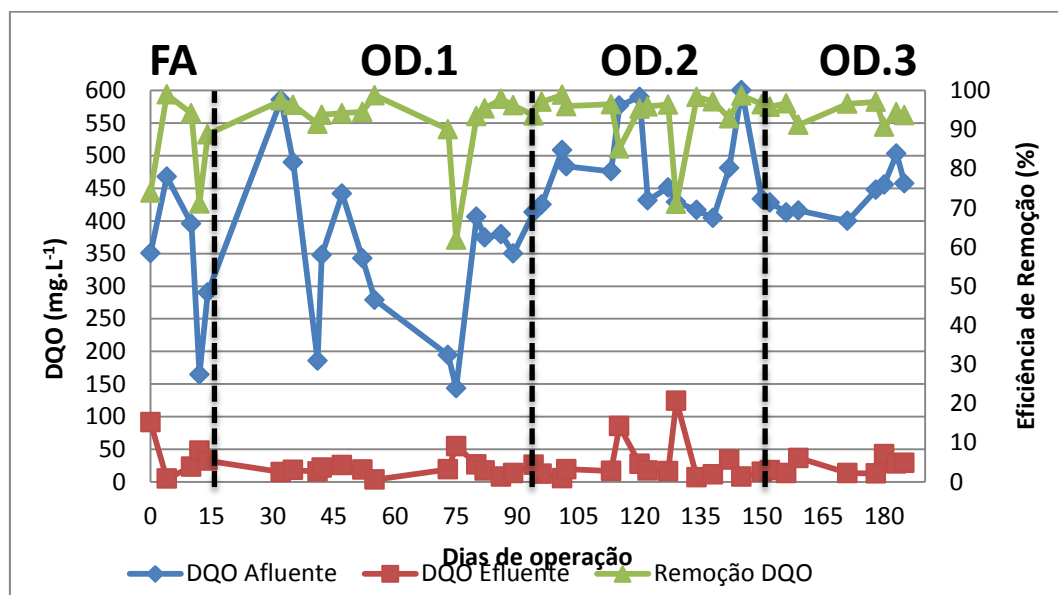


Figure 9- Variação da concentração DQO no efluente, afluente e eficiência de remoção de DQO durante as fases de adaptação, OD.1, OD.2 e OD.3

Na figura 9, observa-se uma grande variação na DQO afluente principalmente no início desta primeira etapa, apresentando variação de concentração maior que 400 mg/L. Essa diferença está associada a dificuldade de coleta do esgoto sanitário por problemas no sistema de captação, ocasionando não homogeneidade das amostras de afluente, o que proporcionou interferência na concentração de DQO afluente e um maior desvio padrão. Depois que o problema foi solucionado, as variações foram diminuindo gradativamente, gerando estabilidade na eficiência de remoção do sistema. Outras possíveis variações na DQO afluente são possíveis devido à sazonalidade, em períodos chuvosos a tendência é a diminuição da concentração pela maior diluição, ou o acúmulo de matéria orgânica no fundo do recipiente de captação, que pode causar aumento da concentração.

Outros dados que podemos observar na Figura 9 são da DQO efluente. Como a curva de calibração do espectrofotômetro é para valores de concentração entre 50 mg/L a 800 mg/L, e a concentração de DQO efluente foi na maioria das análises inferior a 50 mg/L, os valores medidos tem certa imprecisão. Em todos os períodos analisados, a eficiência da remoção foi

semelhante (como se observa na Tabela 5) devido à quantidade disponível de oxigênio ser compatível com a requerida.

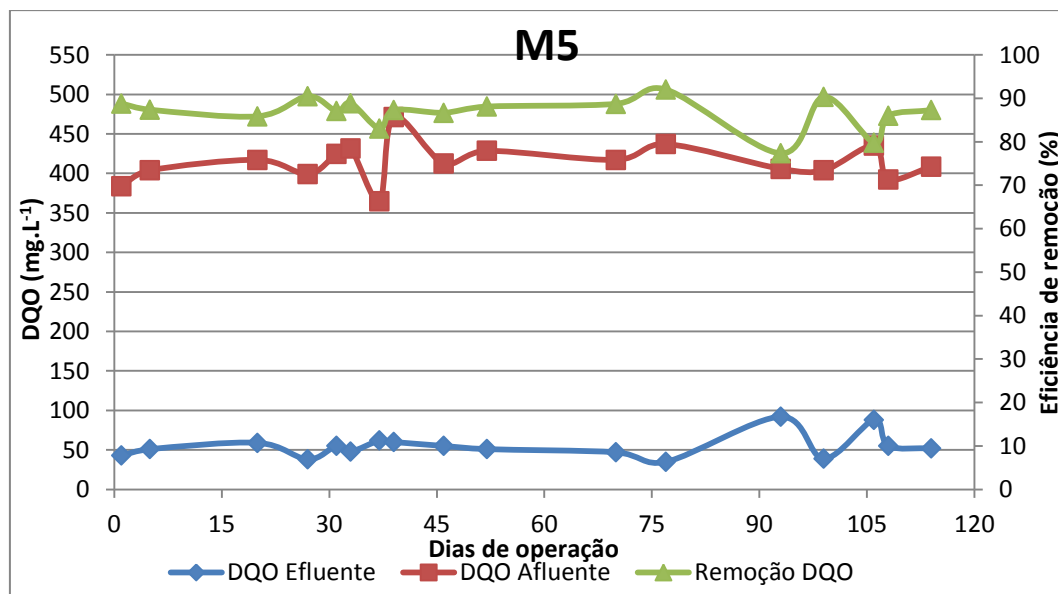


Figure 10 - - Variação da concentração DQO no efluente, afluente e eficiência de remoção de DQO durante fase M5 do experimento

Conforme a Figura 10, durante esta fase do experimento foram observadas remoções elevadas de DQO, acima de 86%, demonstrando uma participação intensa de bactérias heterotróficas aeróbias. A elevada carga nitrogenada inserida no sistema aumentou a demanda por doadores de elétrons para o processo de desnitrificação, entretanto não houve aumento da carga orgânica no sistema, possivelmente prejudicando a desnitrificação. A concorrência, devido a pequena disponibilidade de carga orgânica no sistema, entre as bactérias heterotróficas aeróbias e os microrganismos desnitrificantes deve ter ajudado a manter a alta remoção de DQO.

A parcela de DQO afluente restante é maior na fase M5 do que nas fases da primeira etapa do período operacional. A fase M5 teve a menor média de remoção do experimento. O provável motivo para o aumento da DQO afluente durante esta fase é a presença de matéria orgânica não oxidável. Com isso, a relação carbono/nitrogênio é menor nesta fase, o que pode ter afetado a eficiência de desnitrificação do sistema operacional.

5.3 pH e Alcalinidade

A variação do pH durante as duas etapas de operação pode ser visualizado nas Figura 11 e 12.

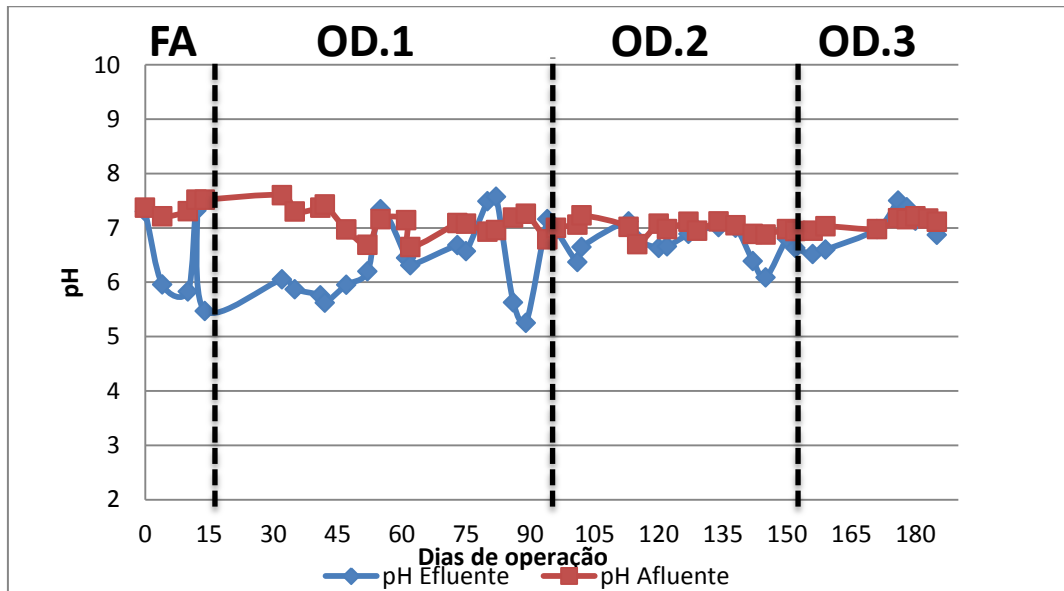


Figure 11 - Variação do pH no efluente e no afluente durante as fases de adaptação, OD.1, OD.2 e OD.3

Segundo a Figura 11, o pH do afluente apresentou baixa variação durante todas as fases desta primeira etapa, mantendo-se no intervalo de 6,6 a 7,6. Observou-se o aumento do pH durante o experimento e a diminuição da sua variação. De acordo com os resultados apresentados na Tabela 6, na fase OD.1, observou-se uma variação muito maior dos valores de pH comparado às outras etapas. Essa variação é devida à dificuldade de operação no começo do experimento, enfrentando problemas como: difícil regulagem de baixa vazão e do aerador de aquário.

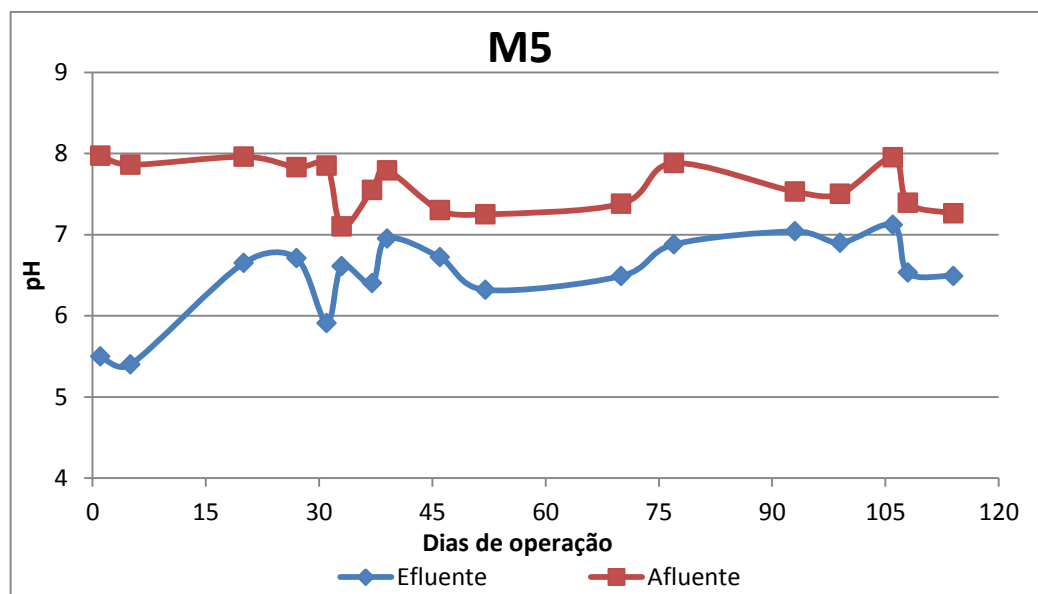


Figure 12 - Variação do pH no efluente e no afluente durante fase M5 do experimento

De acordo com a Figura 12, o pH do afluente apresentou pequena variação durante a fase M5 do experimento, mantendo-se no intervalo de 7,1 a 8. Observou-se uma variação muito grande dos valores de pH efluente. Durante a nitrificação houve consumo da alcalinidade disponível, conforme Figura 13. A variação do pH efluente foi de 5,4 a 7,1 durante esta fase. Segundo Ahn (2006), as taxas de nitrificação são reduzidas à medida que o pH é abaixo de 7,0 e para as taxas de desnitrificação a faixa ideal é de 6,5 a 7,5. Estas faixa de pH podem ter sido um fator limitante para sucesso da nitrificação e desnitrificação simultânea do sistema.

Tabela 6 - Intervalos de pH efluente em todas as fases do experimento

<i>Fase</i>	<i>Efluente</i>
<i>OD.1</i>	<i>5,25 – 7,57</i>
<i>OD.2</i>	<i>6,09 – 7,12</i>
<i>OD.3</i>	<i>6,52 – 7,50</i>
<i>M5</i>	<i>5,4 – 7,12</i>

A variação da alcalinidade durante as duas etapas de operação do sistema podem ser ilustradas nas Figuras 13 e 14.

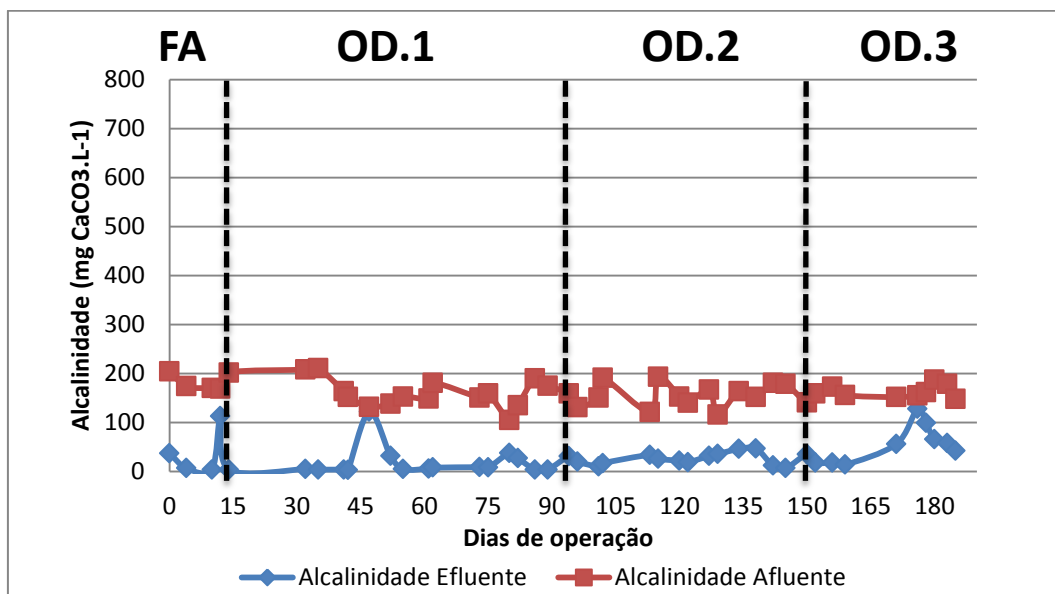


Figure 13 - Variação da alcalinidade no efluente e no afluente durante as fases de adaptação, OD.1, OD.2 e OD.3

Observa-se pela Tabela 7 e pela Figura 13 que o consumo de alcalinidade durante o período experimental esteve associado ao processo de nitrificação, que consome alcalinidade, conforme demonstrado na equação 5, sendo que foi crescente durante a fase experimental. O incremento da alcalinidade efluente esteve associado à diminuição do fornecimento de oxigênio dissolvido durante as fases, ou seja, associado à diminuição da nitrificação ao longo do experimento ou à ocorrência de desnitrificação que devolve alcalinidade aos sistemas. Segundo METCALF & EDDY (2003), o processo de nitrificação consome 7,14 mg de alcalinidade em função de CaCO₃ por 1 mg de amônia oxidada. ZHU *et al* (2007), afirma que o processo de desnitrificação repõe alcalinidade, portanto é possível afirmar que o aumento da alcalinidade nas condições OD.2 e OD.3 pode ter ocorrido pelo aumento da desnitrificação devido a melhoria nas condições (conforme a Figura 13).

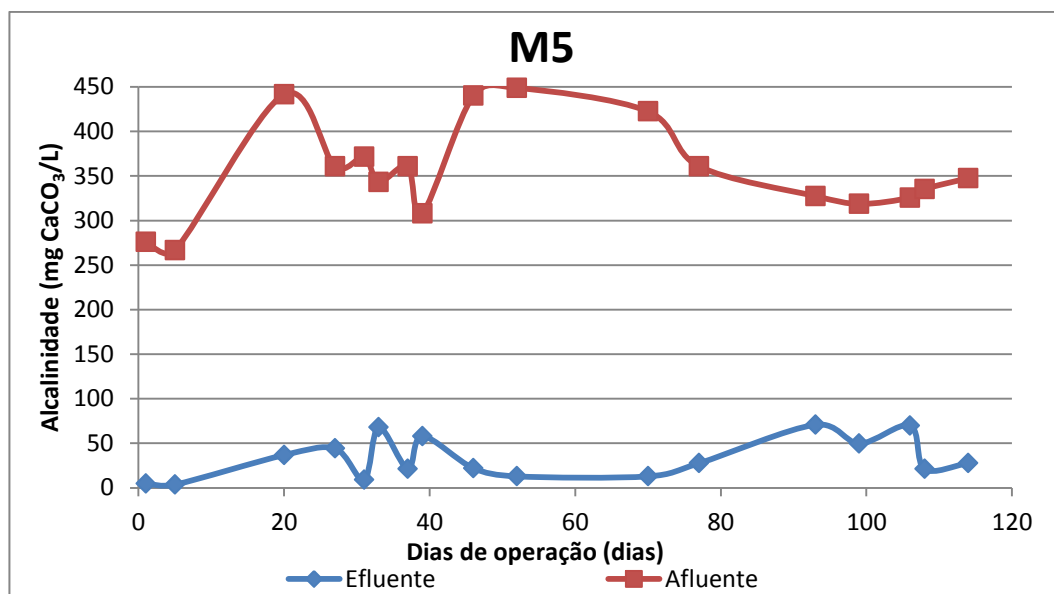


Figure 14 - Variação da alcalinidade no efluente e no afluente durante fase M5 do experimento

Nota-se pela Figura 14 e pela Tabela 8 que o consumo de alcalinidade foi decorrente da nitrificação. As variações das concentrações da alcalinidade afluente foram provocadas por variações deste parâmetro tanto no esgoto sanitário quanto no efluente industrial que passa por pré-tratamento. A alcalinidade que o efluente chega para realização da mistura, depende entre outros fatores da eficiência do reator UASB que é o responsável pelo pré-tratamento.

As concentrações da alcalinidade efluente foram baixas durante todo este período experimental. Estes baixos valores podem indicar que não houve reposição de alcalinidade no sistema pelo processo de desnitrificação, podendo ser analisado posteriormente os motivos por estas pequenas taxas.

Tabela 7 - Concentração da Alcalinidade no efluente e afluente durante a fase experimental

	<i>Efluente (mgCaCO₃.L⁻¹)</i>	<i>Afluente (mgCaCO₃.L⁻¹)</i>
<i>OD.1</i>	<i>19</i>	<i>160</i>
<i>OD.2</i>	<i>25</i>	<i>157</i>
<i>OD.3</i>	<i>53</i>	<i>161</i>
<i>M5</i>	<i>33</i>	<i>356</i>

5.4 Remoção de Nitrogênio

Depois da fase de adaptação, começou a operação do reator com aeração intermitente e TDH de 24 horas. O ciclo de 3 horas se inicia com aeração em 2 horas, seguido de um período sem aeração de 1 hora. As Figuras 15 e 16 mostram a variabilidade da concentração de NTK do efluente, afluente e a eficiência de oxidação do NTK ao longo do período operacional.

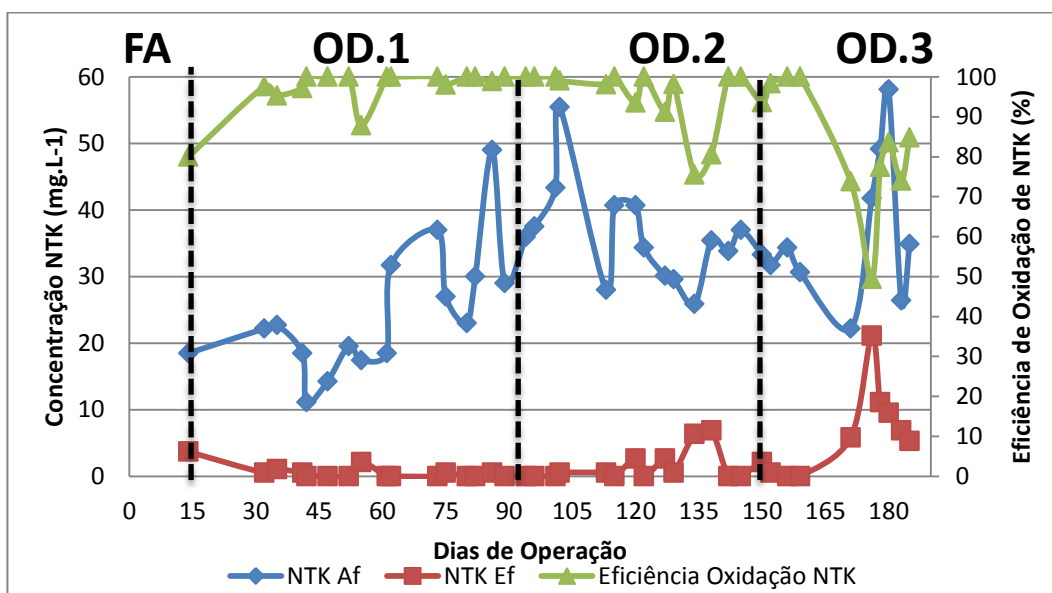


Figure 15 - Variação da concentração de NTK no efluente, afluente e eficiência de oxidação de NTK as fases de adaptação, OD.1, OD.2 e OD.3

A Figura 15 ilustra a eficiência de oxidação nas três primeiras fases do experimento, tendo uma remoção quase total de NTK. Quando ocorreu a mudança para última fase (OD.3) desta etapa houve uma queda brusca da eficiência de aproximadamente 95% para 80%. Essa queda foi ocasionada pela diminuição do excedente de oxigênio dissolvido que estava presente nas outras etapas, tendo menor poder de nitrificação a fase OD.3.

Na última fase da primeira etapa (OD.3) foi instalada uma válvula de aquário, como explicado anteriormente, para ajuste do oxigênio dissolvido. O experimento tem como característica alta TDH e por isso existe dificuldade em ajustar a válvula para quantidade

desejada de oxigênio dissolvido requerida no reator, estando susceptível a erros que podem ocasionar a falta de OD. O dia 176 do experimento foi um exemplo de dificuldade no ajuste do fornecimento de oxigênio, caindo a eficiência de 74% para 49% (menor eficiência durante o experimento). A Tabela 8 ilustra a eficiência de oxidação do NTK média em cada fase do experimento.

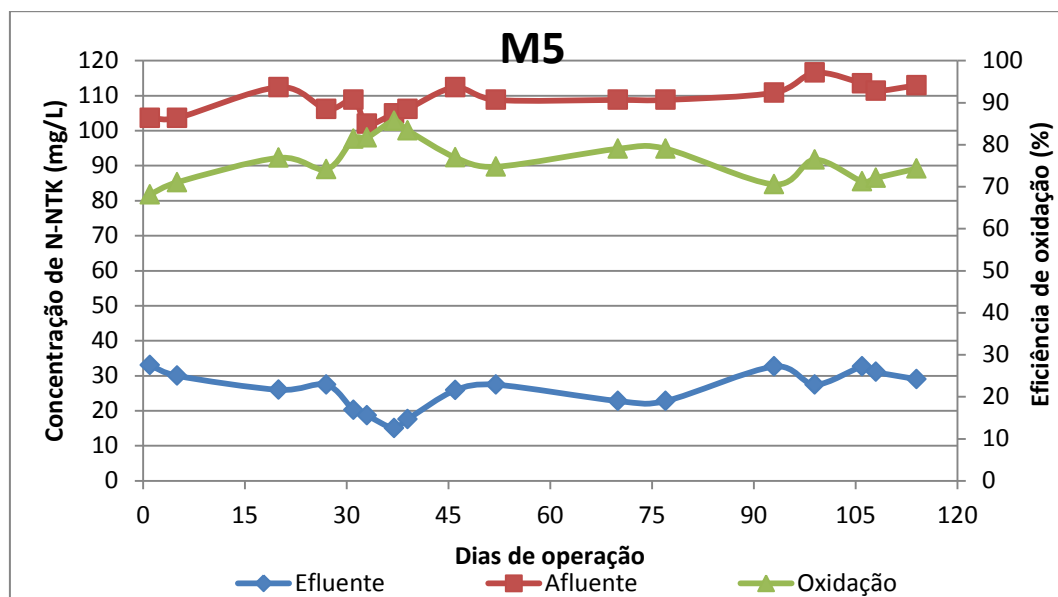


Figure 16 - Variação da concentração de NTK no efluente, afluente e eficiência de oxidação de NTK durante a fase M5

A Figura 16 mostra que a eficiência de oxidação durante esta fase foi constante, com desvio padrão de 4,98%. Não houve valores menores que 65% de eficiência de oxidação, confirmando que a nitrificação foi a responsável pelo consumo de alcalinidade dentro do sistema. Apesar da alta taxa de nitrificação, a eficiência não foi completa. Um dos possíveis motivos da não obter eficiência total pode estar relacionado à indisponibilidade de alcalinidade a bicarbonato, evidenciada no intervalo de pH ideal e ao aumento da concentração de oxigênio dissolvido no sistema que pode ter estimulado o crescimento de bactérias aeróbias, inibindo as nitrificantes. Segundo a Tabela 8, nota-se que as eficiências de nitrificação nas duas últimas fases (OD.3 e M5) do experimento foram similares.

Tabela 8 - Eficiência de Oxidação de NTK (%) em todas as fases analisadas

<i>Fase</i>	<i>Eficiência de Oxidação de NTK (%)</i>
<i>OD.1</i>	97,4
<i>OD.2</i>	95,0
<i>OD.3</i>	80,3
<i>M5</i>	76,3

Com a inserção da válvula para controlar a entrada de ar no sistema, a eficiência de nitrificação diminuiu, como é ilustrado na Tabela 8. As Figuras 17 e 18 ilustram as concentrações de N-amoniacal e N-nitrito, respectivamente.

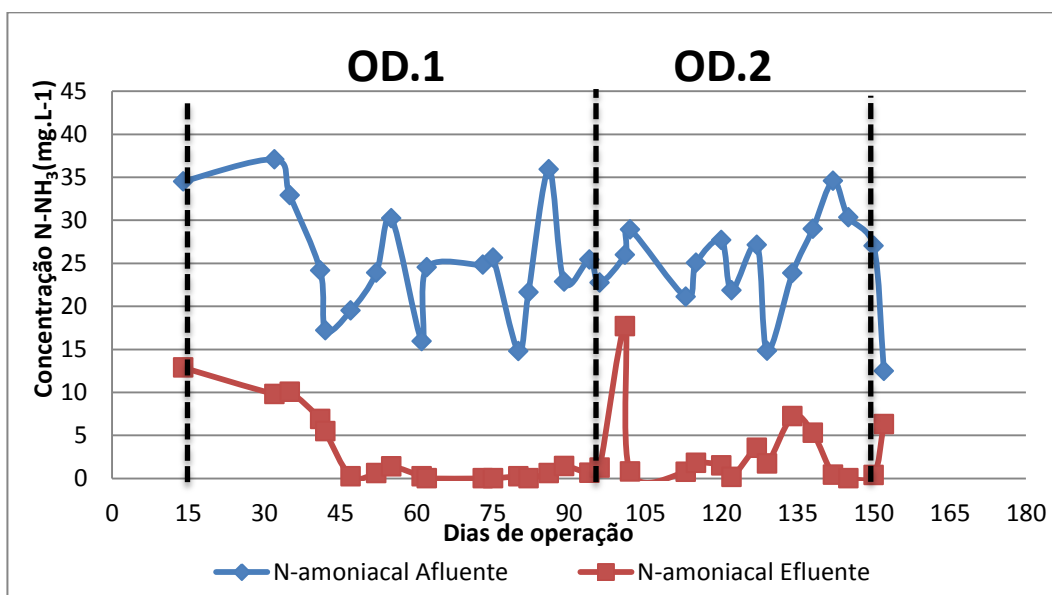


Figure 17 - Variação da concentração de N-amoniacal do efluente e do afluente durante as fases OD.1 e OD.2

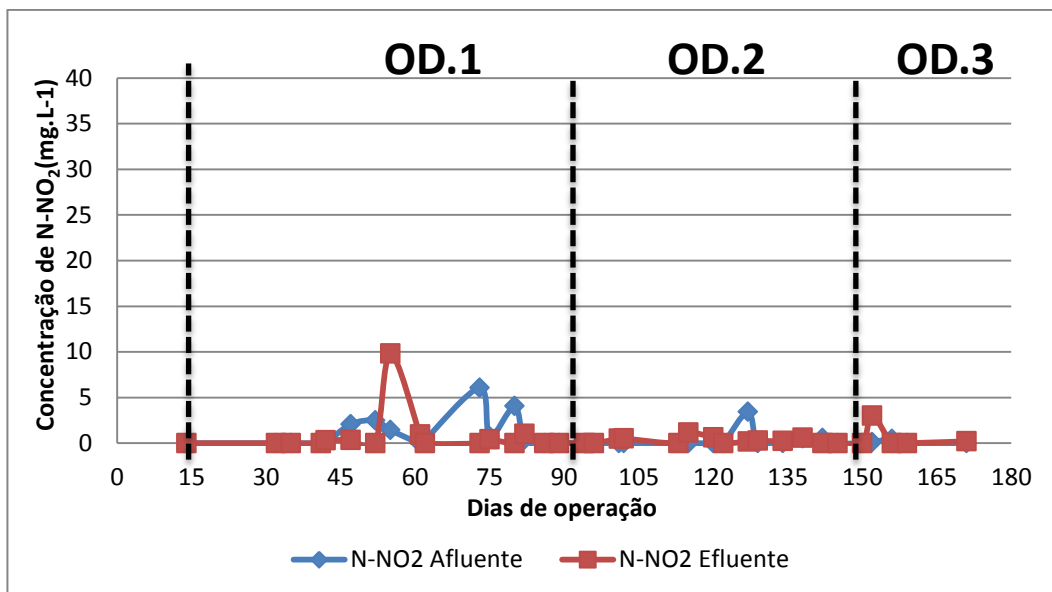


Figure 18 - Variação da concentração de N-nitrito do efluente e do afluente durante as fases OD.1, OD.2 e OD.3

Observa-se na Figura 17, que as concentrações de N-nitrito foram praticamente iguais e próximas a zero durante todas fases desta primeira etapa. As concentrações de N-amoniaco também foram baixas, não ultrapassando 10 mg/L na grande maioria dos pontos. Com as baixas concentrações de N-nitrito e N-amoniaco é confirmado a eficiência do processo de nitrificação, como analisado acima.

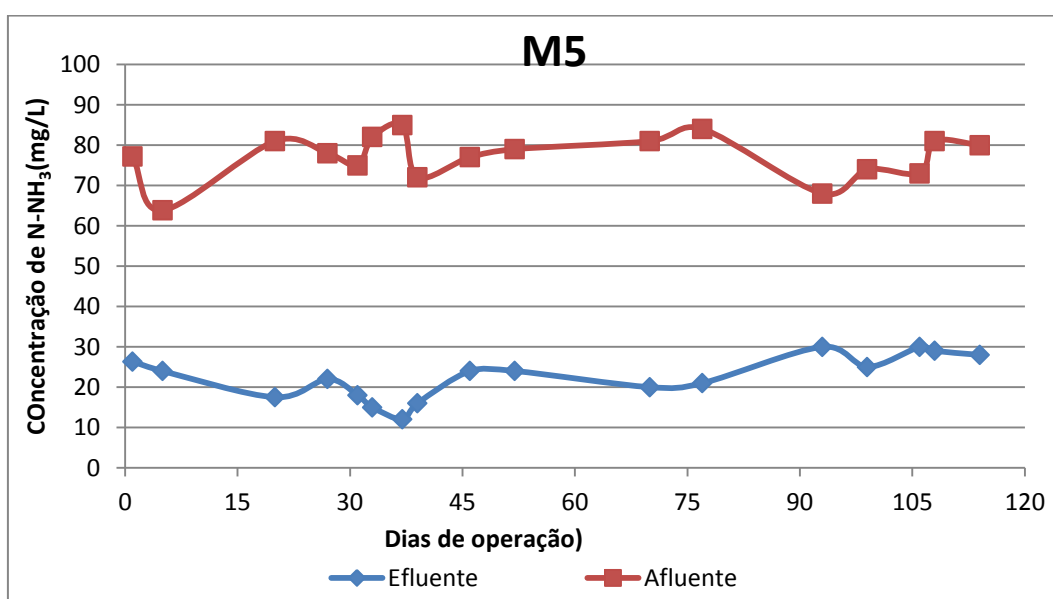


Figure 19 - Variação da concentração de N-amoniaco do efluente e do afluente durante a fase M5

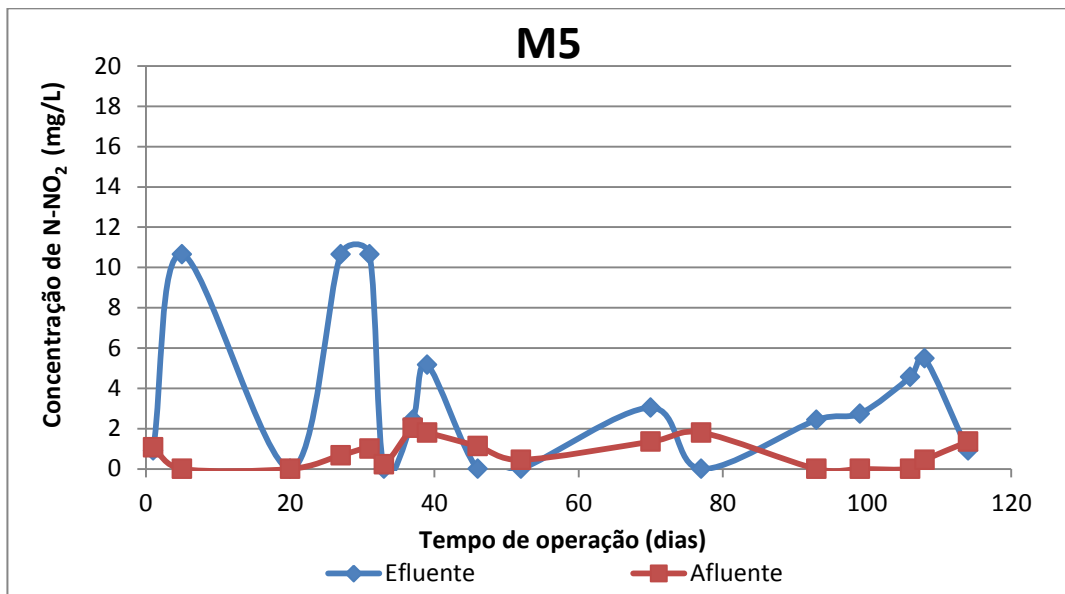


Figure 20 - Variação da concentração de N-nitrito do efluente e do afluente durante a fase M5

Durante a fase M5 foi possível observar uma concentração variável de nitrito e uma concentração média de 22,5 mg/L de nitrogênio amoniacal no efluente do reator. O processo de nitritação e nitratação foi falho, pelas altas concentrações de nitrogênio amoniacal e nitrito observadas nas Figuras 19 e 20, refletindo na média de porcentagem de nitrificação de 76,3%. O processo pode ter sido inibido pelas bactérias heterotróficas aeróbias. As Figuras 21 e 22 apresentam as concentrações de N-Nitrato durante todo o experimento.

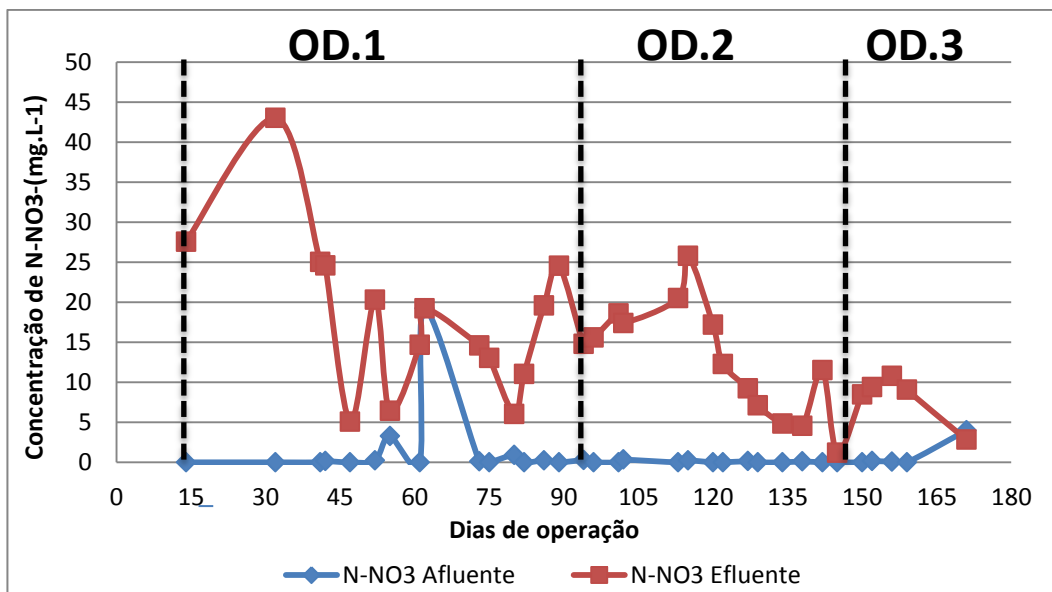


Figure 21 - Variação da concentração de N-nitrato do efluente e do afluente durante as fases OD.1, OD.2 e OD.3

Pela Figura 21, observa-se que o processo de desnitrificação não foi eficaz por sobrar altas concentrações de N-nitrato durante as condições OD.1 e OD.2. Quando as condições foram favoráveis a desnitrificação, ou seja, condições com baixas concentrações de oxigênio dissolvido no sistema, houve menores quantidades de N-nitrato saindo do sistema (condição OD.3).

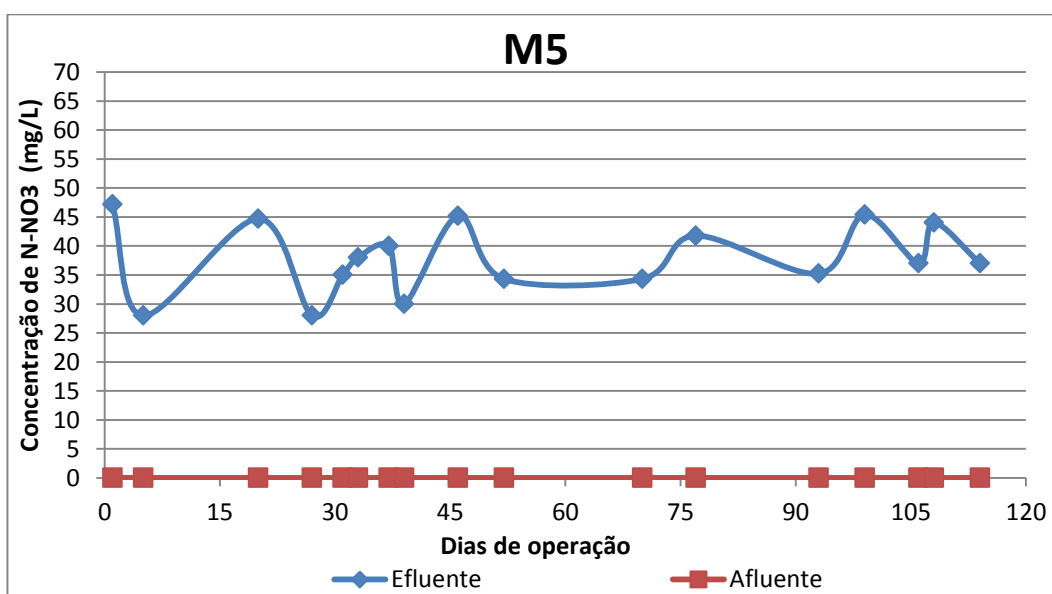


Figure 22 - Variação da concentração de N-nitrato do efluente e do afluente durante a fase M5 do experimento

Pela Figura 22, observa-se que o processo de desnitrificação foi ineficaz conforme as altas concentrações de N-nitrato efluente durante a fase M5 operacional. As condições não foram favoráveis a desnitrificação, ou seja, houve possíveis fatores limitantes para o insucesso da desnitrificação do sistema. A baixa disponibilidade de elétrons e a concorrências de microrganismos aeróbios podem ter prejudicado a desnitrificação. A figura 23 mostra a eficiências de nitrificação e desnitrificação da segunda etapa do experimento.

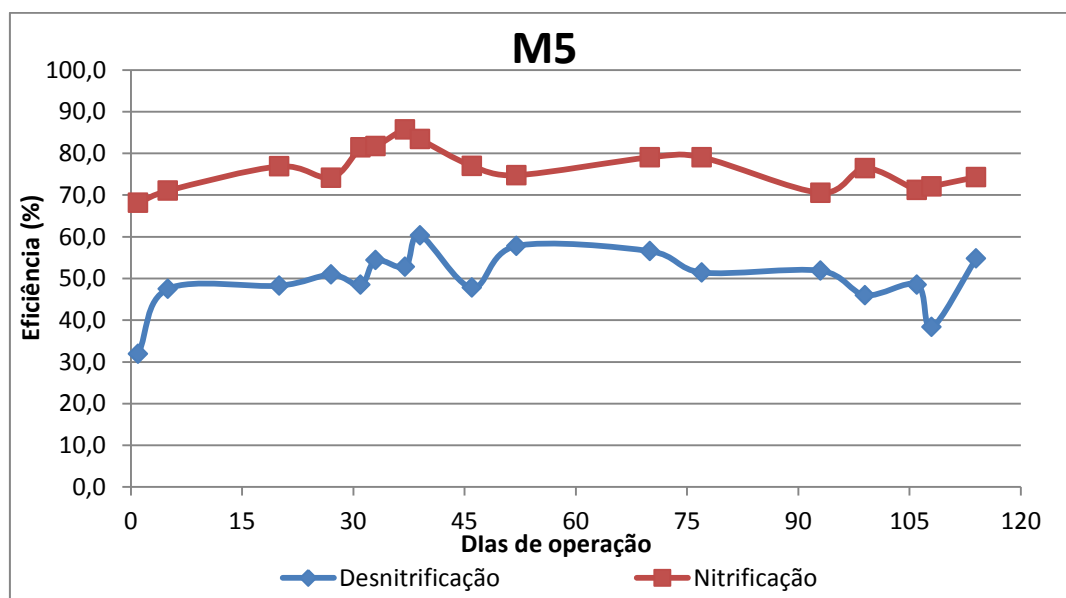


Figure 23 – Eficiência de nitrificação e desnitrificação da fase M5 do experimento

Conforme observamos na Figura 23, o processo de desnitrificação não obteve o mesmo desempenho do processo de nitrificação. A desnitrificação teve uma média de eficiência de 49,9%, enquanto a nitrificação obteve uma média acima dos 75%. As Figuras 24 e 25 apresentam as eficiências de remoção de nitrogênio total do sistema.

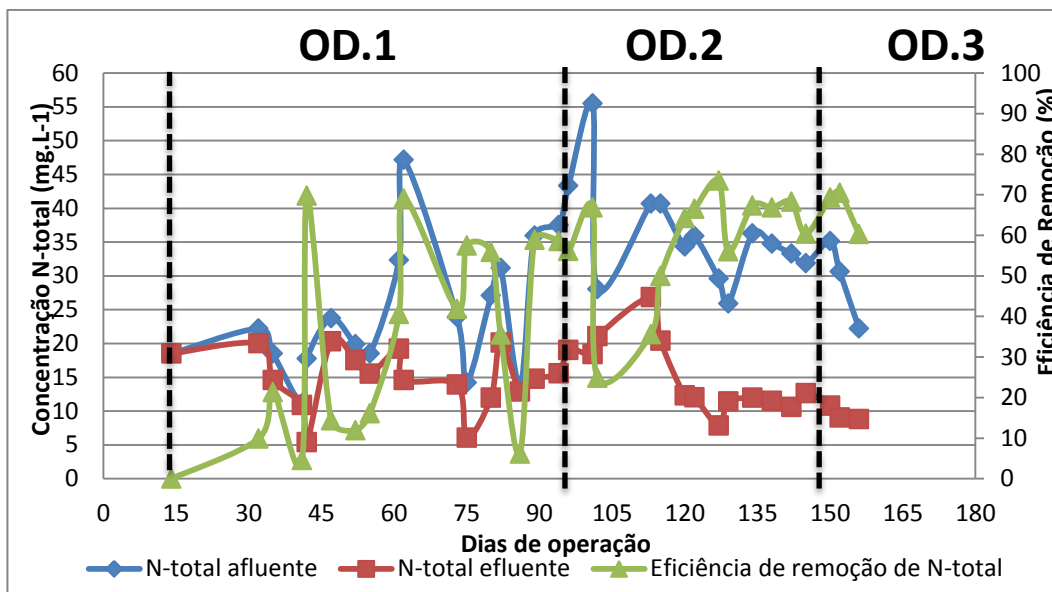


Figure 24 - Variação da concentração de N-total no efluente, afluente e eficiência de remoção de N-total durante as fases OD.1, OD.2 e OD.3 do experimento

Analisando a Figura 24, observa-se grande variação na eficiência de remoção do N-Total até o início da fase OD.2. Na terceira condição (OD.3), a remoção média de N-Total foi de 65% segundo a Tabela 9. As Figuras 21 e 24 permitem observar que a partir da fase OD.2 inicia-se uma diminuição do N-total efluente e as variações bruscas de eficiência são reduzidas em relação a fase anterior, evidenciando o aumento da eficiência da nitrificação e desnitrificação simultânea.

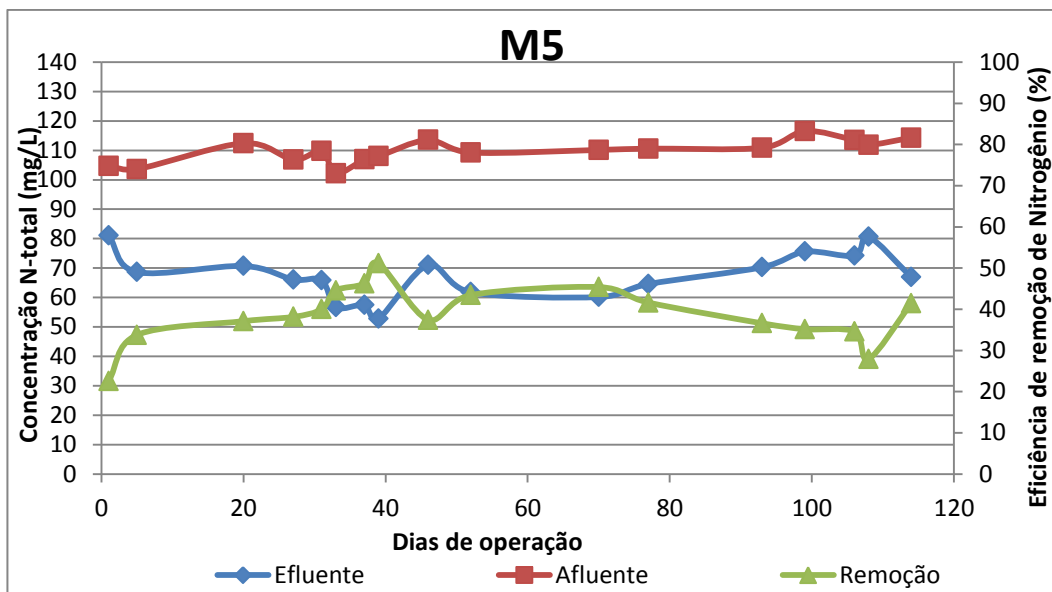


Figure 25 - Variação da concentração de N-total no efluente, afluente e eficiência de remoção de N-total durante fase M5 do experimento

Analisando a Figura 25, houve grande variação na eficiência da remoção do N-Total durante a fase M5 do experimento. No dia 37 de operação, observou-se a maior eficiência de remoção com taxa de 51%. Enquanto que em dois pontos (dias 1 e 108) as eficiências foram menores que 30%. Observa-se pela Tabela 9 que a eficiência de desnitrificação do sistema foi baixa, comprometendo a nitrificação e desnitrificação simultânea.

Tabela 9 - Concentrações de NTK, N-amoniacal, N-nitrito, N-nitrato e N-total do efluente e afluente e eficiência de remoção de N-total para todas as fases do experimento

<i>Fase</i>	<i>NTK</i> (mg/L)	<i>N-NH₄</i> (mg/L)	<i>N-NO₂</i> (mg/L)	<i>N-NO₃</i> (mg/L)	<i>N-Total</i> (mg/L)	<i>Eficiência</i> <i>remoção</i> <i>N-Total</i> (%)	<i>Eficiência</i> <i>Desnitri-</i> <i>Ficação</i> (%)
<i>OD.1 (Ef)</i>	0,52	2,97	0,75	18,08	14,73	32	6,7
<i>OD.1 (Af)</i>	21,69	25,35	1,03	1,52	22,63		
<i>OD.2 (Ef)</i>	1,71	3,24	0,31	12,74	14,9	58	62
<i>OD.2 (Af)</i>	36,07	25,61	0,34	0,06	36,54		
<i>OD.3 (Ef)</i>	6,69	3,34	0,64	8,09	10,3	65	71
<i>OD.3 (Af)</i>	36,57	27,00	0,11	0,84	29,95		
<i>M5 (Ef)</i>	25,87	22,46	3,51	37,95	67,33	39	50
<i>M5 (Af)</i>	108,93	77,12	0,79	0,00	109,72		

Ao analisar a Tabela 9, ficou evidente que a concentração de oxigênio dissolvido ficou intimamente relacionada à oxidação de nitrogênio amoniacal e, portanto, à eficiência de remoção de nitrogênio presente no esgoto sanitário. O NTK no efluente aumentou durante as três primeiras fases (OD.1, OD.2 e OD.3), porém o N-total diminuiu, indicando que estabeleceu-se uma condição de equilíbrio entre os processos de nitrificação e desnitrificação durante o período.

O problema analisado na segunda etapa (fase M5) do período operacional foi a baixa eficiência (50%) de desnitrificação do sistema, que acabou prejudicando a nitrificação e desnitrificação simultânea. O processo de nitrificação também foi inibido de alguma forma, observando a alta concentração de amônia na fase M5.

6. CONCLUSÃO

Como conclusões da primeira etapa do trabalho, pode-se destacar:

A aplicação da configuração do reator para o sistema de nitrificação e desnitrificação simultânea apresentou eficiência média de remoção de N-total foi de 65% com desvio padrão médio de 3,7% para concentração média de OD variando de 2,5 a 0,4 durante cada ciclo (fase aerada e sem aeração), TDH de 24 horas e taxa de recirculação do efluente de 5 vezes. A remoção média de DQO nessa condição foi de 94% com desvio padrão médio de 1,8%. A nitrificação foi de 74%, porém não houve completa desnitrificação, possivelmente em função da baixa disponibilidade de doadores de elétrons.

Nas fase OD1, variando de 2,5 a 7,5, a oxidação de NTK foi completa porém a desnitrificação foi reduzida levando a eficiência média de remoção de nitrogênio a 32%. Para faseOD.2, variando de 1,0 a 3,5, a remoção de nitrogênio foi de 58%, entretanto o desvio padrão médio de 9,7 %. os resultados permitem concluir que o no fornecimento de oxigênio foi determinante para que ambos os processos de nitrificação e desnitrificação ocorressem, levando à remoção de nitrogênio presente no esgoto sanitário.

Como conclusões da segunda etapa do trabalho, pode-se destacar:

A remoção de DQO foi de 86% e a eficiência de remoção de nitrogênio de 39%, com eficiência média de nitrificação de 75% e de desnitrificação de 50%. O pH da água residuária, associado á limitação de alcalinidade foram fatores limitantes para o processo de nitrificação, além do aumento da carga de nitrogênio aplicada, que limitou o desempenho dos microrganismos nitrificantes.

A desnitrificação foi afetada pela baixa relação carbono/ nitrogênio. A falta de doadores de elétrons para desnitrificar toda a parcela nitrificada implica que o pré-tratamento da água residuária em reator UASB não contribuiu para a eficiência do processo de remoção dos compostos nitrogenados.

7. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

AHN, Y. H. Sustainable nitrogen elimination biotechnologies: A review. *Process Biochemistry*, v.41, n.8, p.1709-1721, 2006.

APHA, AWWA, WEF. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 20 th. Edition, Washington, 1998.

BARANA, A. C.; LOPES, D. D.; MARTINS, T. H.; POZZI, E.; DAMIANOVIC, M. H. R. Z.; DEL NERY, V.; FORESTI, E. Nitrogen and organic matter removal in na intermittently aerated fixed-bed reactor for post-treatment of anaerobic effluent from a slaughterhouse wastewater treatment plant. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, v.1, n. 3, p 453 – 459, jun 2013.

CANTO, C. S.; RODRIGUES, J. A.; RATUSZNEI, S. M.; ZAIAT, M.; FORESTI, E. Feasibility of nitrification/denitrification in a sequencing batch biofilm reactor with liquid circulation applied to post-treatment. *Bioresource Technology*, v.99, n.3, p.644-654, 2008.

CHEN, K.C.; CHEN, J.J.; YOUNG, J.U. Improvement of nitrogen-removal efficiency using immobilized microorganisms with oxidation-reduction potencial monitoring. *Journal of Industrial Microbiology and Biotechnology*, v.25, n.25, p.229-234, 2000.

CHIU, Y. -C.; LEE, L-L.; CHANG, C-N.; CHAO, A.C. Control of carbon and ammonium ratio for simultaneous nitrification and denitrification in a sequencing batch bioreactor. *International Biodeterioration & Biodegradation*, v. 59, n.1, p. 1-7, jan. 2007.

CHOWDHURY, N.; ZHU, J.; NAKHLA, G. Effect of dynamic loading on biological nutrient removal in a pilot-scale liquid-solid circulating fluidized bed bioreactor. *Journal of Environmental Engineering*, v.136, n.9, p.906, 2010.

CHOWDHURY, N.; ZHU, J.; NAKHLA, G.; PATEL, A.; ISLAM, M. A Novel liquid-solid circulating fluidized-bed bioreactor for biological nutrient removal from municipal wastewater. *Chemical Engineering & Technology*, v.32, n.3, p.364-372, 2009. Environmental Protection Agency (EPA). Nitrogen control. Washington (DC): US EPA; 1993.

HOOPER, A. B.; VANNELI, T.; BERGMANN, D. J.; ARCIERO, D.M. Enzymology of the oxidation of ammonia to nitrite by bacteria. *Antonie van Leeuwenhoek*, v. 71, p. 59-67, 1997.

HORNTVEDT, B. R.; RAMBEKK, M.; BAKKE, R. Oscillating conditions for influencing the composition of mixed biological cultures. *Water Science and Technology*, v. 37, n. 4-5, p. 259-262, 1998.

IAMAMOTO, C. Y. Remoção de Nitrogênio de Águas Residuárias com Elevada Concentração de Nitrogênio Amoniacal em Reator Contendo Biomassa em Suspensão Operado em Batelada Sequenciais e Sob Aeração Intermitente. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2006.

JOO, H.; HIRAI, M.; SHODA, M. Characteristics of ammonium removal by heterotrophic nitrification-aerobic denitrification by *Alcaligenesfaecalis* No. 4. *Journal of Bioscience and Bioengineering*, v.100, n.2, p.184-191, 2005.

JOO, H.; HIRAI, M.; SHODA, M. Piggery wastewater treatment using *Alcaligenesfaecalis* strain No. 4 with heterotrophic nitrification and aerobic denitrification. *Water Research*, v.40, n.16, p.3029-3036, 2006.

LIU, Y.; SHI, H.; XIA, L.; ET AL. Study of operational conditions of simultaneous nitrification and denitrification in a Carrousel oxidation ditch for domestic wastewater treatment. *Bioresource Technology*, v.101, n.3, p.901-906, 2010.

METCALF E EDDY. *Wastewater Engineering: Treatment and reuse*. 4 ed. New York, McGraw-Hill International edition, 2003.

MENG, Q.; YANG, F.; LIU, L.; MENG, F. Effects of COD / N ratio and DO concentration on simultaneous nitrification and denitrification in an airlift internal circulation membrane bioreactor. *Journal of Environmental Sciences*, v. 20, n. 2, p. 933-939, 2008.

MORITA, M.; UEMOTO, H.; WATANABE, A. Nitrogen-removal bioreactor capable of simultaneous nitrification and denitrification for application to industrial wastewater treatment. *Biochemical Engineering Journal*, v.41, n.1, p.59-66, 2008.

MOTA, S. (1997) *Introdução à Engenharia Ambiental*, 1ª edição. Rio de Janeiro: ABES.

MOURA, R. B.; DAMIANOVIC, M. H. R. Z.; FORESTI, E. Nitrogen and carbon removal from synthetic wastewater in a vertical structured-bed reactor under intermittent aeration. *Journal of Environmental Management*, v. 98, p. 163-167, 2012.

MOURA, R. B. Desempenho de um reator vertical de fluxo contínuo e leito estruturado com recirculação do efluente, submetido à aeração intermitente, na remoção de carbono e nitrogênio de um efluente sintético. 2011. 92 f. Dissertação (Mestre em Engenharia). Universidade de São Paulo. 2011.

MUNCH, E. V.; LANT, P.; KELLER, J. Simultaneous nitrification and denitrification in bench-scale sequencing batch reactors. *Wat. Sci. Tech*, v.30, n.2, p.277-284, 1996.

NOCKO, L. M. Remoção de carbono e nitrogênio em reator de leito móvel submetido a aeração intermitente. Dissertação (Mestrado), Escola de Engenharia de São Carlos, Departamento de Hidráulica e Saneamento, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2008.

POCHANA, K.; KELLER, J. Study of factors affecting simultaneous nitrification and denitrification (SND). *Wat. Sci. Tech*, v.39, n.6, p.61-68, 1999.

RITTMANN, B. E.; MCCARTY, P. L. *Environmental biotechnology: principles and applications*. 10020, New York, NY: McGraw-Hill; 2001.

ROSTRON, W. M.; STUCKEY, D. C.; YOUNG, A. A. Nitrification of high strength ammonia wastewaters: comparative study of immobilization media. *Water Research*, v.35, n.5, p.1169-1178, 2001.

SARTI, A.; VIEIRA, L. G.; FORESTI, E.; ZAIAT, M. Influence of the liquid-phase mass transfer on the performance of a packed-bed bioreactor for wastewater treatment. *Bioresource Technology*, v.78, n.3, p.231-238, 2001.

SHARMA, B.; AHLERT, R. C. Nitrification and nitrogen removal. *Water Research*, v.11, n.10, p.897-925, 1977.

VILLAVARDE, S. Recent developments on biological nutrient removal process for wastewater treatment. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, v.3, n.2, p.171-183, 2004.

WIJFFELS, R.; TRAMPER, J. (1995). Nitrification by immobilized cells. *Enzyme and Microbial Technology*, v.17, n.6, p.482-492, 1995.

YAMAGIWA, K.; OOHIRA, Y.; OHKAWA, A. Simultaneous removal of carbonaceous and nitrogenous pollutants by a plunging liquid jet bioreactor with crossflow filtration operated under intermittent aeration. *Bioresource Technology*, v.53, n.1, p.57-62, 1995.

YOO, H.; et al. Nitrogen removal from synthetic wastewater by simultaneous nitrification and denitrification (SND) via nitrite in an intermittently-aerated reactor. *Water Research*, v.33, n.1, p.145-154, 1999.

ZAIAT, M.; CABRAL, A. K. A.; FORESTI, E. Reator anaeróbio de leito fixo para tratamento de águas residuárias: Concepção e avaliação preliminar do desempenho. *Revista Brasileira de Engenharia – Caderno de Engenharia Química*, v.11, p.33, 1994.

ZENG, J. R.; LEMAIRE, R.; YUAN, Z.; KELLER, J. Simultaneous nitrification, denitrification, and phosphorus removal in a lab-scale sequencing batch reactor. *Biotechnology and Bioengineering*, v.84, n.2, p. 170-178, 2003.

ZHANG, P.; ZHOU, Q. Simultaneous nitrification and denitrification in activated sludge system under low oxygen concentration. *Environmental Science Engineering*, v.1, n.1, p.49-52, 2007.

ZHAO, H. W.; MAVINIC, D. S.; OLDHAM, W. K.; KOCH, F. A. Controlling factors for simultaneous nitrification and denitrification in a two-stage intermittent aeration process treating domestic sewage. *Water Research*, v.33, n.4, p.961-970, 1999.

ZHU, G.; PENG, Y.; WU, S.; WANG, S.; XU, S. Simultaneous nitrification and denitrification in step feeding biological nitrogen removal process. *Journal of Environmental Sciences*, v.19, n.9, p.1043-1048, 2007.