

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

DAVI DE ANDRADE CORDEIRO GADELHA

**Desempenho de reator vertical de fluxo contínuo e leito estruturado com recirculação do efluente, submetido à aeração intermitente, para a remoção de nitrogênio de efluente de UASB tratando águas residuárias domésticas.**

Dissertação apresentada à Escola de Engenharia de São Carlos, da Universidade de São Paulo, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Engenharia.

Orientador: Prof. Dr. Eugenio Foresti

VERSÃO CORRIGIDA

São Carlos, SP  
2013

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.

G124d Gadelha, Davi de Andrade Cordeiro  
Desempenho de reator vertical de fluxo contínuo e  
leito estruturado com recirculação do efluente,  
submetido à aeração intermitente, para a remoção de  
carbono e nitrogênio de efluente de UASB tratando águas  
residuárias domésticas / Davi de Andrade Cordeiro  
Gadelha; orientador Eugenio Foresti. São Carlos, 2013.

Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação  
e Área de Concentração em Hidráulica e Saneamento --  
Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de  
São Paulo, 2013.

1. Pós-tratamento. 2. Nitrogênio. 3. Nitrificação e  
Desnitrificação Simultâneas. 4. Aeração intermitente.  
5. Leito estruturado. I. Título.

## FOLHA DE JULGAMENTO

Candidato: Engenheiro **DAVÍ DE ANDRADE CORDEIRO GADÊLHA.**

Título da dissertação: "Desempenho de reator vertical de fluxo contínuo e leito estruturado com recirculação do efluente, submetido à aeração intermitente, para a remoção de nitrogênio de efluente de UASB tratando águas residuárias domésticas".

Data da defesa: 18/06/2013

### Comissão Julgadora:

### Resultado:

Prof. Titular **Eugenio Foresti - (Orientador)**  
(Escola de Engenharia de Mauá)

APROVADO

Profª. Drª. **Márcia Helena Rissato Zamariolli Damianovic**  
(Universidade Federal de São Carlos/UFSCar)

APROVADO

Prof. Dr. **Edson Aparecido Abdul Nour**  
(Universidade Estadual de Campinas/UNICAMP)

APROVADO

Coordenador do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Hidráulica e Saneamento:

Prof. Titular **Edson Cezar Wendland**

Presidente da Comissão de Pós-Graduação:  
Prof. Titular **Denis Vinicius Coury**



## AGRADECIMENTOS

Aos meus pais pela atenção, apoio e principalmente porque sem eles nada teria acontecido.

Ao chefe Eugenio Foresti pela eterna boa vontade, disponibilidade, paciência e orientação nem que ele perdesse os momentos do café da tarde pra isso.

Aos meus colegas de pós-graduação com os quais compartilhei bons e maus momentos nesses dois últimos anos. Desculpem-me por não citá-los uma a um pois daria muito trabalho, então se estiverem lendo isso sintam-se elogiados.

À Antonio, David, Daniel, Gustavo e Andra. Pessoas estas com quem dividi residência em São Carlos pela companhia agradável e por não me negarem ajuda em momentos de dificuldade.

A Sá por toda a ajuda no meio de tanta burocracia.

Ao professor Marcelo Zaiat pela ajuda com os problemas do dia-a-dia do laboratório (que não foram poucos!).

A professora Marcia Damianovic pela colaboração e conselhos (infelizmente nem sempre seguidos por mim) dados ao longo do trabalho.

Aos meus colegas de laboratório por terem me mostrado o caminho das pedras no meio de tantos reagentes e equipamentos

Aos companheiros de equipe Rafael “Basola” e Tiago Martins por me ensinarem a lidar com meus experimentos.

A “casinha”, espaço onde trabalhavam alguns de nós, por nunca deixar meus dias fossem monótonos. Sempre surgia algo desagradável para manter o raciocínio funcionando.

Ao programa de pós-graduação em hidráulica e saneamento da escola de engenharia de São Carlos pela estrutura disponível aos alunos.

Ao CNPQ pela bolsa.



## RESUMO

GADELHA, D. A. C. **Desempenho de reator vertical de fluxo contínuo e leito estruturado com recirculação do efluente, submetido à aeração intermitente, para a remoção de carbono e nitrogênio de efluente de UASB tratando águas residuárias domésticas.** Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Departamento de Hidráulica e Saneamento, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2013.

Um Reator com Aeração Intermitente e Leito Estruturado (RAILE) foi testado como pós-tratamento de UASB tratando efluente doméstico. O RAILE foi submetido a ciclos de uma hora de aeração e duas de anoxia, visando obtenção de Nitrificação e Desnitrificação Simultâneas (NDS) para remoção de nitrogênio. A recirculação aplicada foi de 3 vezes a vazão de entrada, para equalização da qualidade do efluente. O reator tem formato cilíndrico e seu meio suporte é espuma de poliuretano na forma de cilindros dispostos verticalmente, suportados por hastes de cloreto de polivinila (PVC) presas nas extremidades. O estudo foi dividido em duas fases em que o RAILE recebeu efluentes de UASB com diferentes relações de DQO/N-Total. Na primeira fase a relação foi 2,44 e na segunda fase a relação foi 4,01. As remoções de N-Total foram 23,7% e 65,3%, respectivamente para primeira e segunda fase. As remoções de DQO para todo o sistema foram 94,8%, para a primeira fase, e 93,4%, para a segunda fase. A alcalinidade se mostrou um parâmetro efetivo pra monitorar a ocorrência de NDS. Embora tenha se mostrado viável como pós-tratamento de UASB em sistemas tratando efluente doméstico, a relação DQO/N-Total precisa ser controlada para garantir o processo de NDS.

Palavras chaves: Pós-tratamento; Nitrogênio; Nitrificação e Desnitrificação Simultâneas; Aeração intermitente; Leito estruturado.





## ABSTRACT

GADELHA, D. A. C. **Performance of vertical reactor with continuous flow, structured bed and recirculation submitted to intermittent aeration for removal of carbon and nitrogen in effluent of UASB treating domestic wastewater.** Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Departamento de Hidráulica e Saneamento, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2013.

A Structured Bed Intermittently Aerated reactor (SBIA) was tested as post-treatment for UASB treating domestic wastewater. The SBIA underwent cycles of one hour of aeration and two hour of anoxia to obtain Simultaneous Nitrification and Denitrification (SND) for the removal of nitrogen. The recirculation flow applied was 3 times the input flow to equalize the effluent quality. The reactor had a cylindrical shape and its support medium is polyurethane foam in the form of cylinders arranged vertically, supported by polyvinyl chloride (PVC) rods attached at the ends. The study was divided into two stages in which the SBIA received the UASB reactor effluent with different COD/Total-N ratios. The first COD/Total-N ratio was 2,44 and the second was 4,01. The removal of N-total were 23.7% and 65.3% respectively for the first and second stages. The removal of COD, in all the system, was 94.8% for the first stage and 93.4% for the second stage. The alkalinity proved to be an effective parameter to monitor the occurrence of SND. Although the SBIA proved to be feasible as post-treatment of UASB systems treating domestic wastewater the ratio COD/N-total must be controlled to ensure the process of SND.

Keywords: Post-treatment; Nitrogen; Simultaneous Nitrification and Denitrification; Intermittent Aeration; Structured Bed.



## LISTA DE FIGURAS

Figura 4.1: Detalhes do RAILE.....	15
Figura 4.2: Detalhes do UASB.....	16
Figura 4.3: Representação do sistema. ....	16
Figura 4.4: Detalhe da haste de PVC com espuma de poliuretano. ....	17
Figura 4.5: Haste com espuma de poliuretano. ....	17
Figura 4.6: Hastes de fixadas ao topo do RAILE.....	18
Figura 4.7: Aeradores no interior do RAILE.....	18
Figura 4.8: RAILE antes da inoculação.....	18
Figura 5.1: Perfil de OD durante um ciclo de 3 horas na Fase 1 .....	24
Figura 5.2: Perfil de Nitrogênio durante um ciclo de 3 horas na Fase 1 .....	25
Figura 5.3: Comportamento dos compostos nitrogenados durante a Fase 1 .....	26
Figura 5.4: Proporção dos compostos nitrogenados no N-Total de cada efluente líquido .....	27
Figura 5.5: Perfil de OD durante um ciclo de 3 horas na Fase 2 .....	28
Figura 5.6: Perfil de Nitrogênio durante um ciclo de 3 horas na Fase 1 .....	29
Figura 5.7: Comportamento dos compostos nitrogenados na fase 2.....	30
Figura 5.8: Proporção dos compostos nitrogenados no N-Total na fase 2.....	31
Figura 5.9: Comportamento do fosfato nas fases 1 e 2 .....	33
Figura 5.10: Perfis de fosfato para o efluente ao RAILE nas fases 1 e 2.....	33
Figura 5.11: Comportamento do pH ao longo das fases 1 e 2.....	35
Figura 5.12: Alcalinidade durante as fases 1 e 2.....	35
Figura 5.13: Valores de DQO durante as fases 1 e 2 .....	37

## LISTA DE TABELAS

Tabela 4.1: Descrição dos reatores.....	15
Tabela 4.2: Parâmetros e métodos de análise. ....	20
Tabela 5.1: Compostos nitrogenados presentes no Afluente, no efluente ao UASB e no efluente ao RAILE.....	22
Tabela 5.2: Concentrações do Fosfato.....	32
Tabela 5.3: Alcalinidade e pH.....	34
Tabela 5.4: Sólidos .....	36
Tabela 5.5: DQO nas Fases 1 e 2 .....	36

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ANAMMOX – Anaerobic ammonium oxidation

CANON – Completely autotrophic nitrogen removal over nitrite

$C_N$  – Concentração de nitrogênio por unidade de massa de SSV no tempo t

DQO – Demanda química de oxigênio

NDS – Nitrificação e desnitrificação simultânea

$N-NH_4^+$  – Nitrogênio na forma amoniacal (N-amoniacal)

$N-NO_2^-$  – Nitrogênio na forma de nitrito (N-nitrito)

$N-NO_3^-$  – Nitrogênio na forma de nitrato (N-nitrato)

N-Total – Nitrogênio total

NTK – Nitrogenio Total Kjeldahl

OD – Oxigênio dissolvido

pH – Potencial Hidrogeniônico

$P-PO_4^{-3}$  – Fósforo na forma de fosfato

RAILE – Reator de Leito Estruturado e Aeração Intermitente

SHARON – Single reactor system for high ammonia removal over nitrite

SST – Sólidos suspensos totais

SSV – Sólidos suspensos voláteis

ST – Sólidos totais

STV – Sólidos totais voláteis

t – Tempo

TDH – Tempo de detenção hidráulica

UASB – Upflow anaerobic sludge blanket



# SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO .....</b>	<b>1</b>
<b>2</b>	<b>OBJETIVOS .....</b>	<b>3</b>
<b>3</b>	<b>REVISÃO BIBLIOGRÁFICA .....</b>	<b>4</b>
3.1	Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios.....	4
3.2	Novos processos para remoção de compostos nitrogenados .....	5
3.2.1	ANAMMOX.....	5
3.2.2	Desnitrificação autotrófica com compostos de enxofre .....	6
3.2.3	Desnitrificação pela via curta.....	7
3.2.4	Nitrificação-Desnitrificação simultâneas .....	8
3.3	Novas tecnologias para remoção de compostos nitrogenados.....	9
3.3.1	ANAMMOX, SHARON, CANON, aplicação de NO <sub>x</sub> e OLAND.....	9
3.3.2	Uso de compostos reduzidos de enxofre .....	11
3.3.3	Aeração intermitente .....	12
<b>4</b>	<b>MATERIAL E MÉTODOS.....</b>	<b>14</b>
4.1	Reatores .....	14
4.2	Inoculação da biomassa .....	19
4.3	Análises Físico-Químicas .....	20
4.4	Análise estatística dos dados.....	21
<b>5</b>	<b>RESULTADOS .....</b>	<b>22</b>
5.1	Nitrogênio .....	22
5.1.1	Fase 1 .....	23

5.1.2	Fase 2.....	27
5.2	Fósforo.....	32
5.3	Alcalinidade e pH.....	34
5.4	DQO E Sólidos.....	36
<b>6</b>	<b>CONCLUSÕES.....</b>	<b>38</b>
<b>7</b>	<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>39</b>



# 1 INTRODUÇÃO

A presença de compostos nitrogenados, em suas diversas formas, nas águas residuárias a serem dispostas, é um problema devido aos danos ambientais causados. Os principais danos estão relacionados com prejuízos diretos a saúde humana, caso ocorra ingestão desses compostos, e geração de desequilíbrio ecológico, seja por aumento de toxicidade dos corpos d'água ou por dar início ao processo de eutrofização.

A forma de tratamento biológico mais viável e adequada para tratamento de efluentes domésticos, devido à relação custo-benefício, é o tratamento anaeróbio através de reatores com filtros biológicos ou UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket). Embora essas formas de tratamento removam matéria orgânica de forma eficiente, não removem nitrogênio orgânico e amônia, que são as formas de compostos nitrogenados mais presente em efluentes domésticos.

O nitrogênio pode ser removido em sistemas biológicos nas formas de  $N_2$  gasoso ou pelo acúmulo na biomassa. Normalmente, se opta pelo processo que leva a  $N_2$ , pois o acúmulo de biomassa implica em problemas para disposição de lodo, o que eleva os custos do processo de tratamento.

A forma clássica de pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios para remoção de nitrogênio é uma unidade com aeração constante para nitrificação, seguida de outra unidade anóxica e com adição de matéria orgânica para desnitrificação. Esta forma de tratamento normalmente não é aplicada devido a seus custos.

Esforços têm sido feitos por pesquisadores na busca de novos processos que possam viabilizar a remoção de matéria orgânica e de nutrientes em uma única unidade de tratamento, submetida à alimentação contínua.

Um desses novos processos é nitrificação-denitrificação simultâneas (NDS), em que nitrificação e desnitrificação ocorrem em um mesmo ambiente.

Uma alternativa de pós-tratamento para efluentes de reatores anaeróbios tratando efluentes domésticos é o uso de NDS provocada por aeração intermitente. Desse modo, ocorre economia de espaço, pois somente um reator é necessário.

Moura (2011) conseguiu remoção de 82% de nitrogênio total através de NDS em reator de aeração intermitente e leito estruturado (RAILE) tratando efluente doméstico sintético.

Esse estudo é uma continuidade do trabalho de Moura (2011) no qual se deseja avaliar o potencial de remoção de nitrogênio por NDS em efluentes de UASB com o uso de reator tipo RAILE.

## 2 OBJETIVOS

Estabelecer condição operacional viável em um sistema com reator UASB seguido de reator de aeração intermitente e leito estruturado para remoção de nitrogênio total e redução da demanda química de oxigênio (DQO) de águas residuárias domésticas através da variação da relação DQO/N-Total no efluente do UASB.

Objetivos específicos:

- a. Verificar o desempenho do RAILE na remoção de compostos nitrogenados e DQO submetido às relações de DQO/N-Total de 2 e 4.
- b. Avaliar a influência do sistema UASB-RAILE nos parâmetros: fósforo, sólidos, alcalinidade e pH.

## 3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

### 3.1 Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios

Reatores anaeróbios apresentam vantagens econômicas com relação aos sistemas aeróbios devido à menor produção de lodo e menor custo associado ao consumo de energia, pois não necessita de aeração.

Essas características tornaram vantajoso o uso de sistemas anaeróbios para tratamento de efluentes industriais e domésticos.

Contudo, vários outros poluentes não participam do ciclo de digestão de reatores anaeróbios. Dentre estes poluentes, os que mais chamam a atenção, devido à sua presença constante e impactos já conhecidos, são os nutrientes – nitrogênio e fósforo – em suas diversas formas.

Os processos de tratamento para a remoção de nitrogênio podem ser físico-químicos ou biológicos. Como exemplo de tratamento físico-químico pode-se citar a volatilização da amônia que, embora consiga remover amônia, apresenta, como um dos problemas, a dificuldade para regular o pH.

Algumas vantagens dos métodos biológicos são:

- custos geralmente mais baixos que os dos métodos físico-químicos;
- os subprodutos normalmente são mais fáceis de tratar e/ou dispor no meio ambiente.

As maneiras tradicionais de remoção biológica de nitrogênio consistem nos processos de nitrificação autotrófica e desnitrificação heterotrófica em unidades destinadas a cada processo. Na nitrificação autotrófica, a amônia é oxidada a nitrito e depois nitrato. Na desnitrificação heterotrófica, o nitrato é reduzido a nitrito e depois ao gás nitrogênio utilizando matéria orgânica como doador de elétrons.

Esses processos apresentam eficiência satisfatória. No entanto, os custos com aeração, adição de matéria orgânica e aumento do espaço ocupado pelo sistema os tornam inviáveis para tratamento de efluentes com concentrações de nitrogênio elevadas e/ou com grandes volumes a serem tratados.

### **3.2 Novos processos para remoção de compostos nitrogenados**

Os novos processos consistem na exploração das novas rotas de nitrificação e desnitrificação, como as várias formas de desnitrificação autotrófica, ou em novas formas de interação entre organismos nitrificantes e desnitrificantes como a Nitrificação e Desnitrificação Simultâneas (NDS).

É importante destacar que, além dos aqui apresentados, existem outros processos menos estudados, como o encontrado no trabalho de Raghoebarsing *et al.* (2006), em que um consórcio de microrganismos capazes de acoplar desnitrificação e oxidação anaeróbia do metano (anaerobic oxidation of methane - AOM) foram cultivados.

#### **3.2.1 ANAMMOX**

O anammox (Anaerobic Ammonium Oxidation) é um processo no qual as bactérias do tipo planctomycete, em condições anóxicas, oxidam amônio utilizando nitrito como receptor de elétrons e produzem gás nitrogênio.

Além de conseguir remover grandes quantidades de nitrogênio, a presença de matéria orgânica não é necessária para esse processo.

O processo necessita de uma fonte de nitrito na proporção estequiométrica de aproximadamente “um para um” com amônia. Embora a quantidade de aeração para oxidação somente até nitrito seja bem menor do que em um sistema com nitrificação completa, o controle do processo é mais delicado. Em reator visando realização de anammox mantido por Dapena-Mora (2006), as variações da composição afluenta não afetaram o funcionamento do sistema.

Somente quando a quantidade de  $\text{NO}_2^- - \text{N}$  foi maior que a quantidade de  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  o reator apresentou liberação de nitrito em seu efluente e não conseguiu recuperar o desempenho anterior.

Segundo Jetten *et al.* (2001), o tempo de duplicação de culturas enriquecidas para realização do processo anammox é de aproximadamente três semanas. Assim, os sistemas de tratamento que buscam desenvolver comunidade bacteriana capaz de realizar o processo anammox devem operar com tempo de retenção celular elevado para possibilitar o desenvolvimento de tal comunidade.

Embora os estudos sobre anammox sejam recentes, apresentam grande aprofundamento. Este processo é bastante promissor para efluentes com alta quantidade de nitrogênio e baixa concentração de matéria orgânica.

### **3.2.2 Desnitrificação autotrófica com compostos de enxofre**

Os ciclos do nitrogênio e do enxofre podem interagir de várias formas. A desnitrificação autotrófica com compostos reduzidos de enxofre consiste na oxidação destes compostos usando compostos oxidados de nitrogênio como receptores de elétrons.

Entre os compostos reduzidos de enxofre estão: sulfeto ( $\text{S}_2^-$ ), enxofre elementar ( $\text{S}^0$ ), tiosulfato ( $\text{S}_2\text{O}_3^{2-}$ ) e sulfito ( $\text{SO}_3^{2-}$ ) (CARDOSO *et al.*, 2006)

Cardoso *et al.* (2006) realizaram ensaio em batelada para descobrir qual composto de enxofre ocasionaria a maior velocidade de desnitrificação. O tiosulfato apresentou o melhor resultado, seguido por sulfeto e ambos foram melhores que o enxofre elementar.

Deve-se tomar cuidado ao se utilizar as formas mais reduzidas de enxofre já que pode ocorrer formação de enxofre elementar no reator. O enxofre elementar formado no reator se deposita e colmata no leito, prejudicando o funcionamento do reator.

O potencial desse processo está no fato de que o enxofre é um doador de elétrons mais barato do que fontes de carbono, como o acetato, e pode estar presente no próprio efluente (SOUZA, 2011). A geração de lodo na desnitrificação autotrófica utilizando enxofre é menor do que a geração de lodo da desnitrificação heterotrófica.

### ***3.2.3 Desnitrificação pela via curta***

Na nitrificação, a amônia é oxidada a nitrito e então a nitrato. Em seguida, na desnitrificação, o nitrato é reduzido a nitrito e então ao gás nitrogênio. Na desnitrificação pela via curta, o passo de formação do nitrato é suprimido, levando a seguinte sequência: amônia – nitrito – gás nitrogênio.

Segundo revisão realizada por Villaverde (2004), as vantagens são: economia de 25% na aeração, redução de 40% na fonte de carbono e redução entre 30% e 40% no volume dos reatores.

Para manter esse processo em funcionamento, as bactérias oxidantes de amônia precisam ser favorecidas e as oxidantes de nitrito precisam ser inibidas. Para isso, as condições de pH, de temperatura e a concentração de amônia livre tem de ser controladas (VILLAVERDE, 2004). Temperaturas elevadas aceleram a oxidação de amônia acima da oxidação de nitrito. Valores de pH entre 7 e 8 favorecem o aumento da concentração de amônia livre. Amônia livre é o fator mais influente, pois inibe as oxidantes de nitrito. No entanto, no longo prazo – 6 meses – Villaverde (2000) observou que as oxidantes de nitrito se adaptavam e o nitrato foi novamente identificado no efluente.

### 3.2.4 *Nitrificação-Desnitrificação simultâneas*

A ocorrência de desnitrificação em unidades de tratamento aeróbio levou a crer que nitrificação e desnitrificação pudessem ocorrer ao mesmo tempo em um mesmo reator. Esse processo foi chamado de Nitrificação-Desnitrificação Simultâneas (NDS).

Em trabalho de revisão realizado por Munch *et al.* (1996), duas explicações foram apontadas para a ocorrência de NDS - a física e a biológica. A explicação física é que um gradiente de concentração de OD é formado no interior do floco de microrganismos devido a limitações na difusão, gerando zonas anóxicas no seu interior. Assim, a nitrificação ocorreria nas regiões mais externas, onde o oxigênio é mais disponível, e a desnitrificação nas zonas internas, onde a anoxia prevalece. No mesmo trabalho, Munch *et al.* (1996) constataram a presença de desnitrificação aeróbia. No entanto, a desnitrificação era mais presente logo antes da aeração ser ligada e decrescia durante o período de aeração, indicando que, mesmo ocorrendo desnitrificação durante a fase aeróbia, a fase anaeróbia favorecia o processo. Também não foi avaliada a influência do tamanho do floco na remoção de nitrogênio.

Pochana & Keller (1999), em experimento com reator em batelada sequencial, testaram a influência do tamanho do floco, da carga orgânica e do oxigênio dissolvido na NDS, e fizeram as seguintes observações:

- Com maiores flocos obteve-se uma melhoria na desnitrificação. Já a nitrificação não foi afetada, o que reforça a teoria de que a NDS ocorre devido a um gradiente na difusão de oxigênio no floco gerando zonas anóxicas internas onde a desnitrificação ocorre. Com o aumento do tamanho do floco, houve um provável aumento das zonas anóxicas, enquanto as zonas aeróbias do floco não aumentaram já que estas dependem da capacidade de difusão do oxigênio.

- O aumento na quantidade de matéria orgânica melhora os índices de desnitrificação, pois aumenta a quantidade de doadores de elétrons e, conseqüentemente, a NDS.



- Quanto maior a quantidade de oxigênio dissolvido, melhores os índices de nitrificação. Não foi observada inibição da desnitrificação devido ao aumento do oxigênio dissolvido, pois a desnitrificação foi beneficiada devido ao aumento na concentração das formas oxidadas de nitrogênio (nitrito e nitrato).

Gupta & Gupta (2001) obtiveram 90% de remoção de carbono e 43% de remoção de nitrogênio utilizando biodiscos com *Thiosphaera pantotropha*, uma bactéria que pode desempenhar as funções de nitrificação heterotrófica e desnitrificação aeróbia. Embora o tratamento não tenha atingido a remoção de nitrogênio pretendida, a influência que os organismos facultativos podem ter na NDS ficou clara.

Holman & Wareham (2005) realizaram experimentos em reator sequencial em batelada com tempos de anoxia e aeração. Variando a concentração de amônia afluente e de oxigênio dissolvido, atribuiu-se 75% da eliminação de oxigênio à NDS. A hipótese de que a desnitrificação ocorre em microzonas de anoxia dentro dos flocos de microrganismos foi reforçada já que houve supressão da NDS com o aumento de OD, que ocasionaria a redução das microzonas anóxicas devido a maior difusão de oxigênio no floco bacteriano.

Holman & Wareham (2005) não excluíram a possibilidade da participação, no processo, de organismos utilizadores de amônia que permanecem em condições de baixo OD. A ausência de nitrato e presença de nitrito indicou a possibilidade de desnitrificação pela via do nitrito.

As explicações - física e biológica - não são excludentes e, aparentemente, tanto o gradiente de OD nos flocos quanto a existência de microrganismos facultativos auxiliam a NDS.

### **3.3 Novas tecnologias para remoção de compostos nitrogenados**

#### **3.3.1 ANAMMOX, SHARON, CANON, aplicação de $NO_x$ e OLAND**

Reatores que buscam aplicar o processo anammox são mantidos em temperaturas entre 30°C e 40°C e com o maior tempo de retenção celular possível. Segundo revisão realizada por

Schmidt *et al.* (2003) sobre o processo em escala laboratorial, vários sistemas foram aplicados como: leito fixo, leito fluidizado e em batelada. O maior desafio é o tempo de partida, que pode ser entre 100 e 150 dias, devido ao crescimento lento das bactérias.

Para a nitrificação parcial foi criado o sistema SHARON (Single reactor system for High-rate Ammonium Removal Over Nitrite) que é um sistema aerado operado em temperaturas maiores que 26°C, para favorecer o crescimento das bactérias oxidantes de amônia, tempo de detenção hidráulica de aproximadamente 1 dia e sem retenção de biomassa.

Como a biomassa não é retida, o tempo de retenção celular é igual ao tempo de detenção hidráulica. Logo, o tempo de detenção hidráulica de 1 dia é maior que o tempo necessário para crescimento das oxidantes de amônia e menor que o tempo de crescimento das oxidantes de nitrito. Assim, as bactérias oxidantes de nitrito não tem tempo para se desenvolver e o efluente ao reator apresenta apenas amônia e nitrito.

Periodicamente, a aeração é desligada, enquanto metanol é adicionado no SHARON para reduzir nitrito a gás nitrogênio. Segundo Schmidt *et al.* (2003) a retirada de CO<sub>2</sub> pela aeração e a adição de metanol ajudam a neutralizar o pH.

Um reator SHARON pode ser seguido de um reator anaeróbio para desnitrificação com menores custos energéticos e espaciais pois nele se realizará a desnitrificação pela via curta.

Em um sistema SHARON-ANAMMOX, o reator SHARON é adaptado para converter somente 50% da amônia a nitrito. De acordo com Schmidt *et al.* (2003), essa adaptação se dá simplesmente pela retirada dos períodos anóxicos com adição de metanol. Assim, quando 50% da amônia é convertida, o pH diminui (6,7) e a amônia não é mais convertida a nitrito. Logo, um reator SHARON é um pré-tratamento bastante adequado para um reator anammox.

De acordo com revisão de Jetten *et al.* (2002), bactérias nitrossomonas, predominantes em um reator SHARON, podem coexistir em uma mesma unidade com bactérias responsáveis

pelo processo anammox, mediante baixas concentrações de oxigênio dissolvido. Esse tipo de reator é chamado de CANON (Completely Autotrophic Nitrogen removal Over Nitrite).

Schmidt *et al.* (2003) comentam a existência de uma técnica para aplicação de  $\text{NO}_x$  nas formas gasosas ( $\text{NO}$  e  $\text{NO}_2$ ) em reatores com bactérias nitrossomonas. As nitrossomonas são capazes de nitrificar amônia a nitrito e desnitrificar nitrito a  $\text{N}_2$ . As formas gasosas de  $\text{NO}_x$  são justamente o gatilho para essa troca entre nitrificação e desnitrificação. Assim, com a aplicação de quantidades traço de  $\text{NO}_x$  é possível acoplar os processos de nitrificação pela via curta e NDS em um único reator. No entanto, uma unidade de desnitrificação ainda se faz necessária para atingir as remoções exigidas.

Pynaert *et al.* (2003) conseguiram remover nitrogênio de um efluente sintético rico em amônia e de baixa DQO (demanda química de oxigênio) utilizando condições de baixa oxigenação em um reator do tipo disco de contato biológico. Foi identificada a coexistência de bactérias oxidantes de amônia aeróbias e anaeróbias, o que caracteriza um sistema OLAND (oxygen-limited autotrophic nitrification-denitrification). Contudo, segundo Schmidt *et al.* (2003), não é claro se o OLAND é um processo semelhante ao CANON ou à aplicação de  $\text{NO}_x$  gasoso.

### **3.3.2 Uso de compostos reduzidos de enxofre**

A desnitrificação autotrófica com compostos reduzidos de enxofre é um conceito interessante para efluentes que já possuem esses compostos, como o esgoto doméstico ou efluentes de indústrias petrolíferas.

Reyes-Avila *et al.* (2004) concluíram que a remoção conjunta de matéria orgânica, nitrogênio e enxofre é um processo viável. Mesmo com a competição entre o consumo de matéria orgânica e de enxofre a desnitrificação foi melhor do que se tivesse somente uma das

duas fontes disponíveis. Assim, a desnitrificação autotrófica parece ser um processo complementar a outras formas de desnitrificação.

Contudo, utilizar o enxofre presente na água residuária a ser tratada apresenta dificuldades, pois quando se aplica aeração para oxidar o nitrogênio as formas reduzidas de enxofre também são oxidadas. Souza (2011) aplicou um sistema onde parte do efluente de um reator anaeróbio é submetido à aeração em um segundo reator e, posteriormente, misturado com a parte não aerada em um terceiro reator. As remoções atingidas foram de 50% de nitrogênio total, o que indica a viabilidade para efluentes com pequenas cargas de nitrogênio que não se encontram nas especificações ambientais, como efluente doméstico.

### **3.3.3 Aeração intermitente**

Villaverde (2004) registra as primeiras tentativas de acoplar os processos de nitrificação e desnitrificação em um único reator. Em princípio, foram testados sistemas que acoplavam câmaras aeróbias e anóxicas em um único reator buscando economizar espaço. No entanto, a separação temporal entre nitrificação e desnitrificação apresentou resultados mais promissores que a separação espacial.

Através de observações no potencial de oxi-redução, a aeração era desligada ou ligada para favorecer desnitrificação ou nitrificação, respectivamente. Contudo, os tempos de detenção hidráulica exigidos tornavam essa tecnologia inviável.

A partir do princípio de NDS, foram realizados ajustes nos tempos de aeração e anoxia para promover a coexistência de microrganismos nitrificantes e desnitrificantes.

Zhao *et al.* (1999) utilizaram reatores de mistura completa e aeração intermitente para verificar as influências da presença de matéria orgânica e dos períodos de aeração e anoxia na NDS. Verificaram que a NDS somente ocorria quando pequenos períodos de aeração e anoxia eram utilizados. Caso esses períodos durassem muitos minutos, a tendência era a ocorrência de

nitrificação e desnitrificação sequenciais. Assim, sistemas com longos períodos de aeração e anoxia poderiam ser aplicados somente em reatores em batelada, caso contrário o efluente tratado apresentaria formas de nitrogênio oxidado.

Nesse contexto, Callado & Foresti (2001) utilizaram um sistema de dois reatores em batelada sequencial, um anaeróbio e outro com aeração intermitente, para tratar água residuária doméstica sintética. Obtiveram 94% de remoção para DQO e 96% de remoção para nitrogênio.

Moura (2011) utilizou um reator de fluxo contínuo com recirculação de efluente e aeração intermitente. A recirculação garantia que as formas oxidadas de nitrogênio retornassem ao início do reator para serem desnitrificadas. A aeração intermitente tinha períodos de 2 horas de aeração intercalados por períodos de anoxia de 1 hora. Mesmo com períodos longos entre aeração e anoxia houve remoção de 82% de nitrogênio e 88% de DQO.

O diferencial do estudo realizado por Moura (2011) foi o uso de leito estruturado composto por cilindros de espuma de poliuretano, fixos na base e no topo do reator, como meio suporte para a biomassa. Logo, mesmo com períodos de 2hs de aeração por 1h de anoxia, não ocorreu acúmulo de nitrito e nitrato no efluente do reator em nenhum momento. A suposição do autor é que ocorria um gradiente de OD da parte externa para a parte interna dos cilindros ocasionando assim a NDS. Tal suposição não é estranha, já que Satoh *et al.* (2004) utilizaram microeletrodos para determinar perfis de OD dentro de biofilme em um sistema com membrana aerada onde a aeração ocorria de dentro para fora do biofilme. Satoh *et al.* (2004) encontraram nitrificação até espessura de 60µm para 0,01 e 0,04 MPa, e constataram que o desenvolvimento de zonas anóxicas coincidiu com o aumento na desnitrificação.

## 4 MATERIAL E MÉTODOS

### 4.1 Reatores

O sistema é composto por dois reatores em série: UASB e RAILE.

O UASB possui forma prismática, altura de manta de lodo aproximada de 42cm e visa o tratamento anaeróbio do efluente doméstico disponível na área 2 da USP de São Carlos proveniente da comunidade no entorno do Campus.

O RAILE possui fluxo ascendente e forma cilíndrica com diâmetro interno de 14,5cm e altura de 80cm. O RAILE foi submetido à aeração intermitente para estimular tanto a nitrificação, quanto a desnitrificação. O reator apresenta leito estruturado de forma a facilitar o escoamento e permitir espaçamento entre as peças do meio suporte para que tanto os compostos nitrogenados quanto o oxigênio tenham acesso rápido à superfície das unidades do leito fixo.

Ambos os reatores foram confeccionados em acrílico e suas principais características estão na Tabela 4.1. O esgoto sanitário passa pelo UASB, e seu efluente é armazenado em recipiente para controle de vazão de onde é bombeado para o RAILE. O foco do trabalho é a verificação de nitrificação e desnitrificação no RAILE. As Figuras 4.1, 4.2 e 4.3 apresentam o desenho esquemático dos reatores e do sistema.

Tabela 4.1: Descrição dos reatores

Reator	UASB	RAILE
Configuração	UASB	Fluxo ascendente aeração intermitente e leito estruturado
Função	Tratamento secundário	Nitrificação e desnitrificação simultâneas
Inóculo	Biomassa suspensa granulada	Biomassa imobilizada
TDH	12 h (volume total)	12 h (volume útil)
Altura	70 cm	80 cm
Volume total	11,20 L	11,5 L
Volume útil	-	6,0 L
Porosidade do leito	-	50%

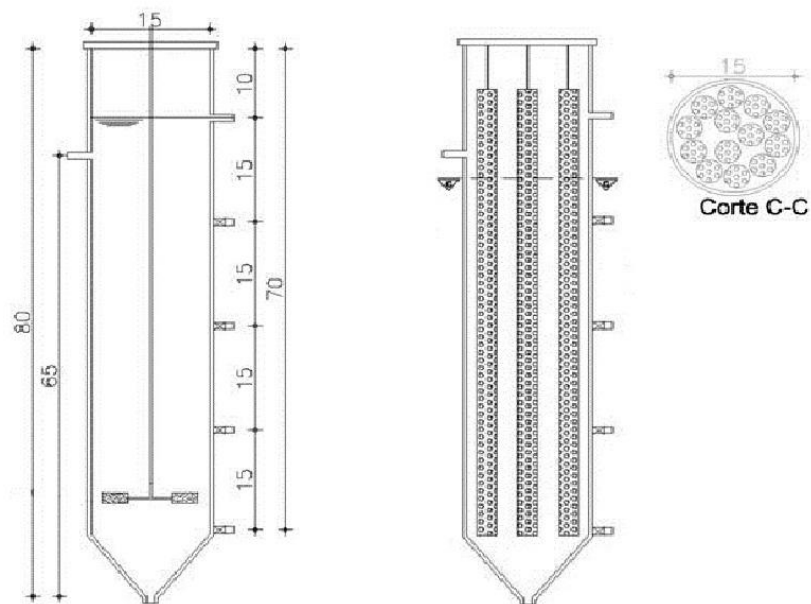


Figura 4.1: Detalhes do RAILE.

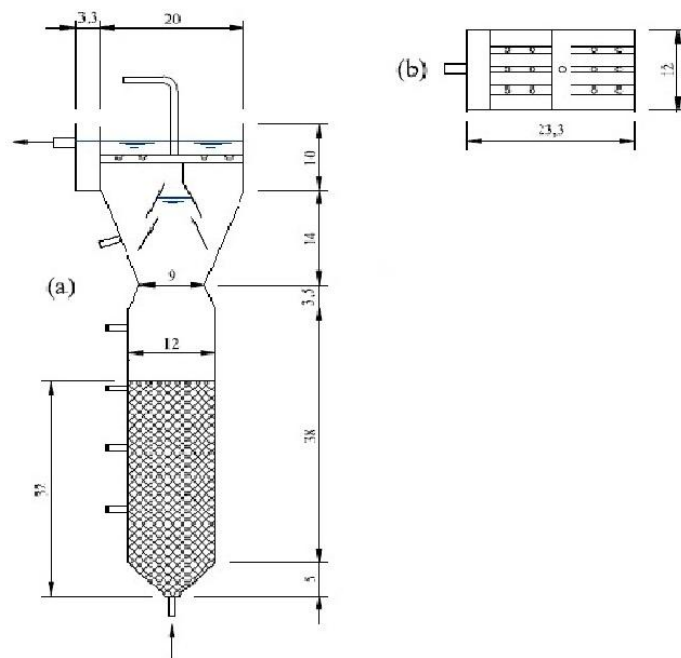


Figura 4.2: Detalhes do UASB.

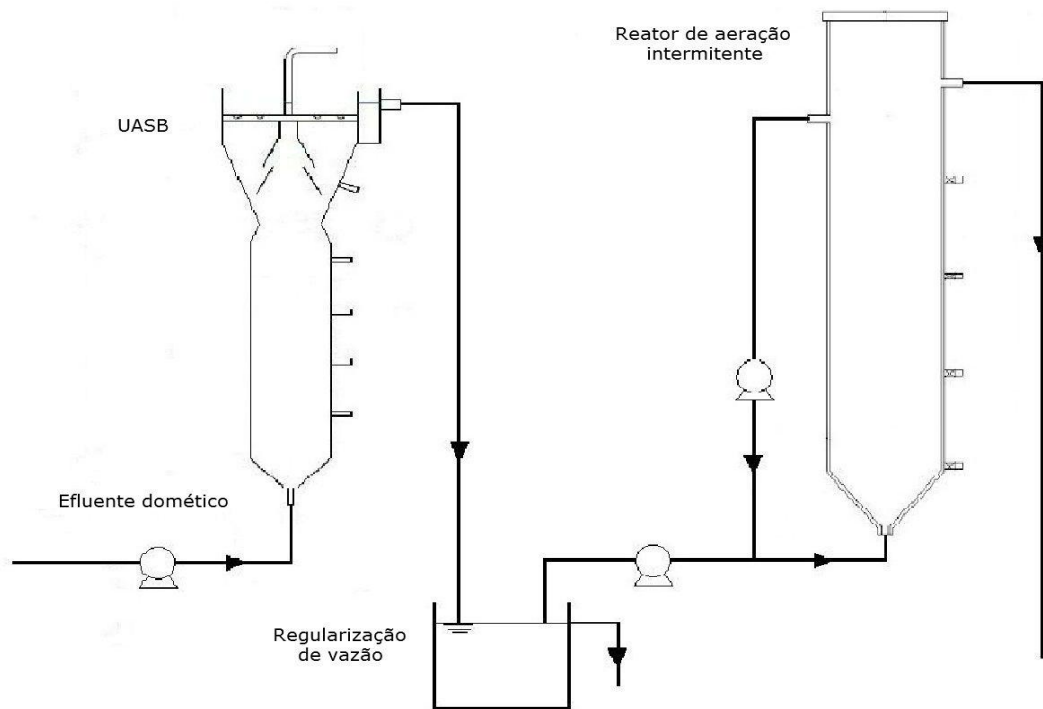


Figura 4.3: Representação do sistema.



O recipiente para regularização de vazão é necessário, pois a vazão de UASB será sempre maior que a do RAILE para que o efluente esteja sempre disponível. O volume do recipiente é de aproximadamente de 5L e as limpezas foram semanais para evitar crescimento de biomassa.

O meio suporte de RAILE é espuma de poliuretano em formato cilíndrico com 3cm de diâmetro, altura de 60 cm e porosidade de 92%. No total, são 13 estruturas fixadas em hastes de PVC no interior do reator, totalizando uma porosidade total de aproximadamente 50%.

As Figuras 4.4 à 4.8 mostram fotos do RAILE antes da inoculação.

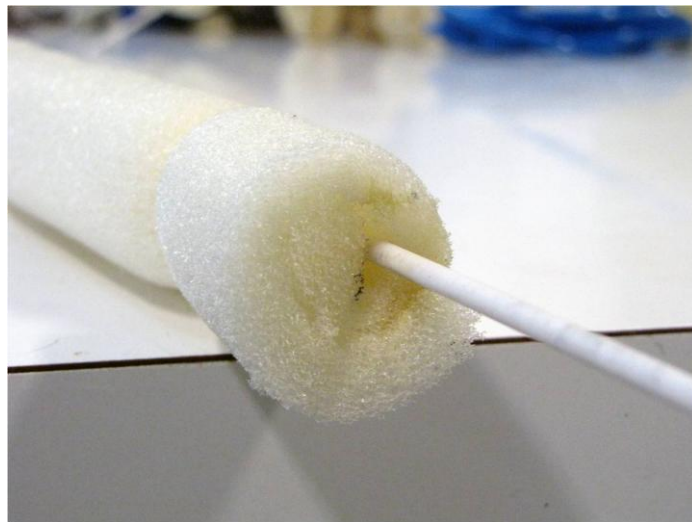


Figura 4.4: Detalhe da haste de PVC com espuma de poliuretano.



Figura 4.5: Haste com espuma de poliuretano.

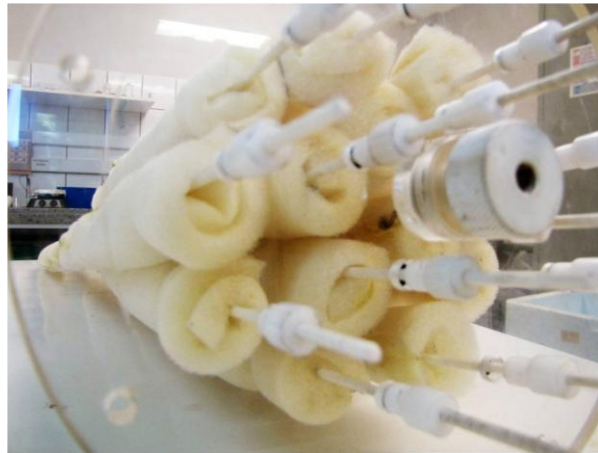


Figura 4.6: Hastes de fixadas ao topo do RAILE

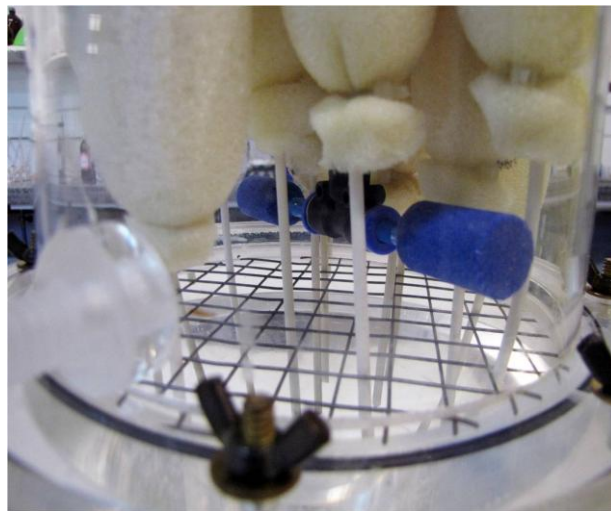


Figura 4.7: Aeradores no interior do RAILE



Figura 4.8: RAILE antes da inoculação

## 4.2 Inoculação da biomassa

Os reatores foram inoculados com lodo biológico anaeróbio da estação de tratamento de águas residuárias da Avícola Dacar, localizada no município de Tietê, estado de São Paulo.

O UASB foi preenchido com 6,0L do inóculo, aproximadamente 50% do volume do reator.

No RAILE, o lodo foi fixado no meio suporte de acordo com metodologia proposta por Zaiat *et al.* (1994). O meio suporte foi imerso em um recipiente preenchido com o inóculo até que todo o meio suporte estivesse em contato com o mesmo. Após 24 horas o excesso do lodo foi retirado e o meio suporte foi inserido no RAILE.

No período de adaptação da biomassa, o RAILE recebeu o efluente do UASB e foi submetido à aeração contínua. Como o lodo era de origem anaeróbia, essa etapa foi fundamental para o desenvolvimento da comunidade bacteriana nitrificante. O lodo anaeróbio foi escolhido para o RAILE devido à facilidade logística de coleta, já que este já havia sido coletado para a inoculação do UASB.

Quando aproximadamente 90% do nitrogênio total foi nitrificado a nitrato, foi dado início ao experimento em que aplicou-se aeração intermitente.

A aeração intermitente teve ciclos de 3 horas, intercalando 1 hora de aerobiose com 2 horas de anoxia, pois esta foi a melhor condição obtida por Barana *et al.* (2012) utilizando reator com configuração RAILE para o pós-tratamento de reator UASB tratando efluente de abatedouro de frango.

A vazão de recirculação foi de três vezes a vazão de entrada. A recirculação é importante por 3 motivos:

- Garantir o retorno dos compostos nitrificados para desnitrificação.

- Estabelecer a condição de mistura completa para facilitar o contato dos compostos nitrogenados com todo o biofilme, já que existe a possibilidade de que a nitrificação ocorra na parte externa das unidades do meio suporte enquanto a desnitrificação se dá na parte interna.

- Equalizar as concentrações dos compostos presentes no efluente, também devido ao regime de mistura completa.

### 4.3 Análises Físico-Químicas

Foram realizadas análises de NTK, n-amoniaco, n-nitrito, n-nitrato, DQO, pH e alcalinidade 3 vezes por semana. Também foram feitas análises de fósforo total, sólidos totais, sólidos suspensos totais e sólidos suspensos voláteis 1 vez por semana.

As análises foram efetuadas para: o afluente de UASB, o tanque de passagem e o efluente de RAILE, totalizando 3 amostras.

Os procedimentos adotados estão descritos no Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (1998).

A Tabela 4.2 apresenta os parâmetros analisados e a metodologia adotada para cada parâmetro.

Tabela 4.2: Parâmetros e métodos de análise.

<b>Parâmetro</b>	<b>Metodologia</b>
pH	Potenciométrico
Alcalinidade (mg CaCO <sub>3</sub> .L <sup>-1</sup> )	Titulométrico
NTK	Método Semi-micro- Kjeldahl
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mgN.L <sup>-1</sup> )	Método do Fenato (FIA)
N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg N.L <sup>-1</sup> )	Cromatografia
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg N.L <sup>-1</sup> )	Cromatografia
P-PO <sub>4</sub> <sup>-3</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	Colorimétrico
ST (mg.L <sup>-1</sup> )	Sólidos Totais
SST (mg.L <sup>-1</sup> )	Sólidos Suspensos Totais
SSV (mg.L <sup>-1</sup> )	Sólidos Suspensos Voláteis
DQO	Colorimétrico

#### **4.4 Análise estatística dos dados**

Foi utilizado teste t de student para comparação dos dados com nível de significância de 5%.

Para a exibição dos dados optou-se pelo formato de média  $\pm$  desvio padrão.

## 5 RESULTADOS

A fase de adaptação durou em torno de 45 dias. Ao fim desse período, deu-se início à fase 1.

A pesquisa foi dividida em duas fases nomeadas fase 1 e fase 2. A relação média de DQO/N-Total afluente ao RAILE foi 2,44 para a fase 1 e 4,01 para a fase 2.

O aumento da relação DQO/N-Total afluente ao RAILE, de 2,44 para 4,01, se deu através de mudanças graduais na operação do UASB, visando diminuir a remoção de DQO nesse reator para deixá-la disponível ao RAILE.

As condições operacionais alteradas no UASB entre a fase 1 e a fase 2 foram o TDH e a quantidade de biomassa fixa. O TDH foi reduzido de 12h para 5h. A quantidade de biomassa fixa foi reduzida a, aproximadamente, um quarto da quantidade presente na fase 1.

### 5.1 Nitrogênio

Os resultados obtidos para compostos nitrogenados, DQO e alcalinidade estão na Tabela 5.1

Tabela 5.1: Compostos nitrogenados presentes no Afluente, no efluente ao UASB e no efluente ao RAILE

média ± des.padrão		NTK (mg/l)	N-NH <sub>4</sub> (mg/l)	N-NO <sub>2</sub> (mg/l)	N-NO <sub>3</sub> (mg/l)	N-Total (mg/l)
Fase 1	Afluente	49,10±12,76	34,24±9,13	0,23±0,46	0,16±0,66	49,61±12,50
	UASB	40,47±7,13	23,69±7,22	0,32±1,00	3,22±5,40	44,02±8,02
	RAILE	15,57±7,51	10,17±6,09	1,26±6,06	16,74±8,38	33,58±9,59
Fase 2	Afluente	40,84±8,28	10,37±7,49	1,63±3,07	5,05±7,90	57,89±6,27
	UASB	34,54±3,38	19,16±4,24	0,16±0,20	3,42±4,95	38,12±6,13
	RAILE	7,92±2,36	0,31±0,41	0,26±0,27	5,05±5,02	13,24±4,38

### 5.1.1 Fase 1

Os valores de compostos nitrogenados obtidos indicaram comportamento atípico do UASB durante a fase 1. Registrou-se remoção de 30,8% de N-NH<sub>4</sub> e 8,0% do N-Total restante estava na forma de N-NO<sub>2</sub> e N-NO<sub>3</sub>.

As amostras eram retiradas do recipiente para controle de vazão, que apresentava crescimento de biomassa aderida às paredes entre as limpezas semanais. Como a biomassa entrava em contato com o ar, é provável que tenha sido responsável pela remoção de N-Total, através dos processos de assimilação e nitrificação. Como as limpezas do recipiente de controle de vazão eram semanais, a biomassa aderida no recipiente de controle de vazão não foi caracterizada. Mesmo com a interferência da biomassa, o ponto de coleta foi mantido já que esse é o ponto de entrada do efluente ao UASB no RAILE.

Na fase 1, a eficiência média de remoção de N-Total, NTK, NTK-ORG e N-NH<sub>4</sub> no RAILE foram respectivamente 23,7%, 61,5%, 62,1% e 57,1%.

Devido à persistência de valores de N-Total elevados, concluiu-se que a desnitrificação foi restrita. Como parte desse N-total estava na forma de N-NH<sub>4</sub>, a nitrificação também foi limitada.

A inibição da nitrificação pode ter sido causada tanto pela depleção da alcalinidade, como pela insuficiência de oxigênio dissolvido (OD). Os impedimentos à desnitrificação seriam o excesso de OD, durante a etapa anóxica, e a falta de doador de elétrons.

Como é possível observar na Figura 5.1, o OD não era totalmente consumido durante a etapa aeróbia, permitindo que se exclua a hipótese de que a inibição da nitrificação tenha ocorrido por deficiência de OD durante a fase aeróbia. Por outro lado, o OD permanecia “zero” por mais de uma hora durante a fase anóxica. Portanto, a desnitrificação não foi inibida pela presença de OD durante a fase anóxica.

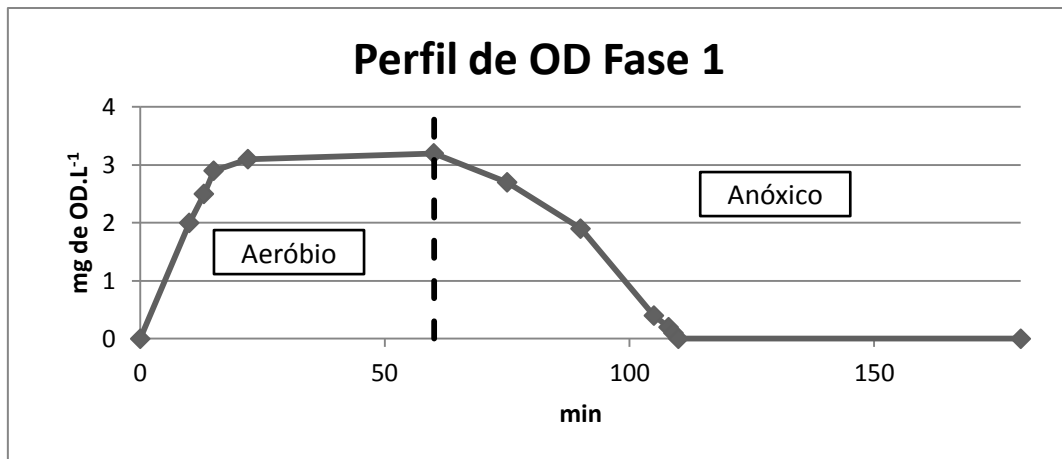


Figura 5.1: Perfil de OD durante um ciclo de 3 horas na Fase 1

Contudo, a análise do perfil de OD não elimina outras possíveis causas para a inibição dos processos de nitrificação e desnitrificação, como: resistência á transferência de OD, inibição da nitrificação durante a última hora da etapa anóxica e inibição da desnitrificação durante a fase aeróbia.

Durante a nitrificação, é sabido que 7,14g de alcalinidade (como CaCO<sub>3</sub>) são consumidos para cada grama de N-NH<sub>4</sub> nitrificado a N-NO<sub>3</sub>. Já na desnitrificação, 3,57g de alcalinidade são produzidos para cada grama de N-NO<sub>3</sub> convertido a N<sub>2</sub>.

Considerando que no RAILE os processos predominantes de conversão do nitrogênio são a nitrificação e a desnitrificação, pode-se fazer o cálculo do consumo teórico de alcalinidade pela nitrificação, bem como do ganho de alcalinidade gerada pela desnitrificação.

$$\text{Consumo estequiométrico} = 7,14 * \text{NTK}_{\text{removido}}$$

$$\text{Retorno estequiométrico} = 3,57 * \text{N-Total}_{\text{removido}}$$

Como parte do N-NH<sub>4</sub> nitrificado ainda se encontrava na forma de nitrogênio orgânico ao entrar no RAILE, o cálculo do consumo usa NTK no lugar de N-NH<sub>4</sub>. Como o nitrato é



gerado e consumido no mesmo reator, a desnitrificação precisa ser medida pela quantidade de N-Total que é convertida a  $N_2$ .

O consumo teórico de alcalinidade devido à nitrificação na fase 1 foi  $182,94 \text{ mg CaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$ . O ganho de alcalinidade devido à desnitrificação foi  $37,59 \text{ mg CaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$ .

O consumo teórico final de alcalinidade na fase 1 foi  $145,35 \text{ mg CaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$ , que não apresenta diferença estatística significativa do consumo real  $159,23 \text{ mg CaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$ .

Estudos em diferentes sistemas com NDS obtiveram suas melhores remoções de N-Total com relações DQO/N-Total entre 10,4 e 13,4 (Chiu et al. 2007; Fu et al. 2010; Liu et al. 2010; Meng et al. 2008; Moura et al. 2012). Como a relação de DQO/N-Total na fase 1 foi apenas 2,44, atribuiu-se a presença de nitrato e nitrito à falta de doadores de elétrons para a desnitrificação.

O perfil dos compostos nitrogenados inorgânicos foi realizado para verificar as variações durante o ciclo de 3 horas (Figura 5.2).

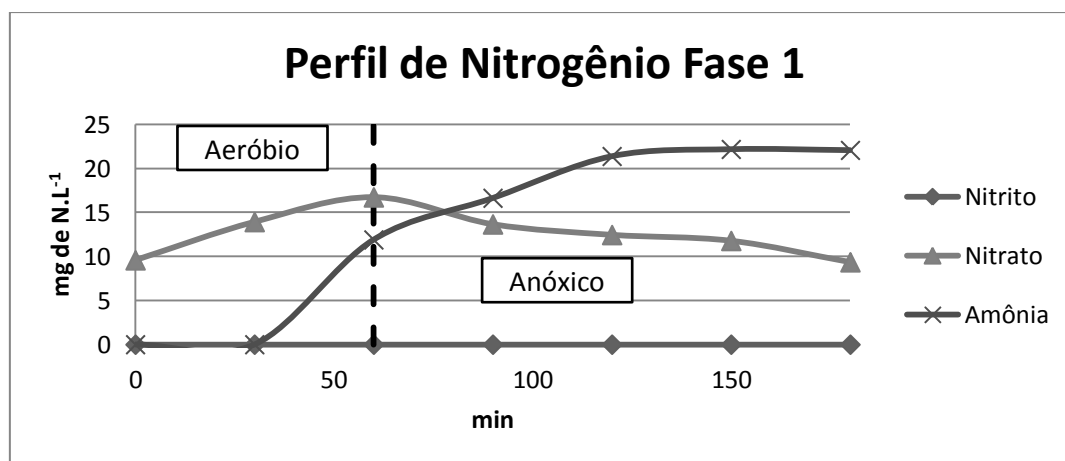


Figura 5.2: Perfil de Nitrogênio durante um ciclo de 3 horas na Fase 1

Os níveis de nitrato sofreram variação, aumentando durante o período de aeração e diminuindo durante o período de anoxia.

Devido a um aporte repentino de amônia ao sistema, pode-se observar que mesmo o OD se mantendo constante, a nitrificação não foi suficiente para eliminar o crescente nível de amônia, reforçando a hipótese sobre a limitação da nitrificação pela deficiência de alcalinidade.

A Figura 5.3 apresenta os gráficos do comportamento dos compostos nitrogenados durante a fase 1 e a Figura 5.4 a composição do N-Total para Afluente, UASB e RAILE.

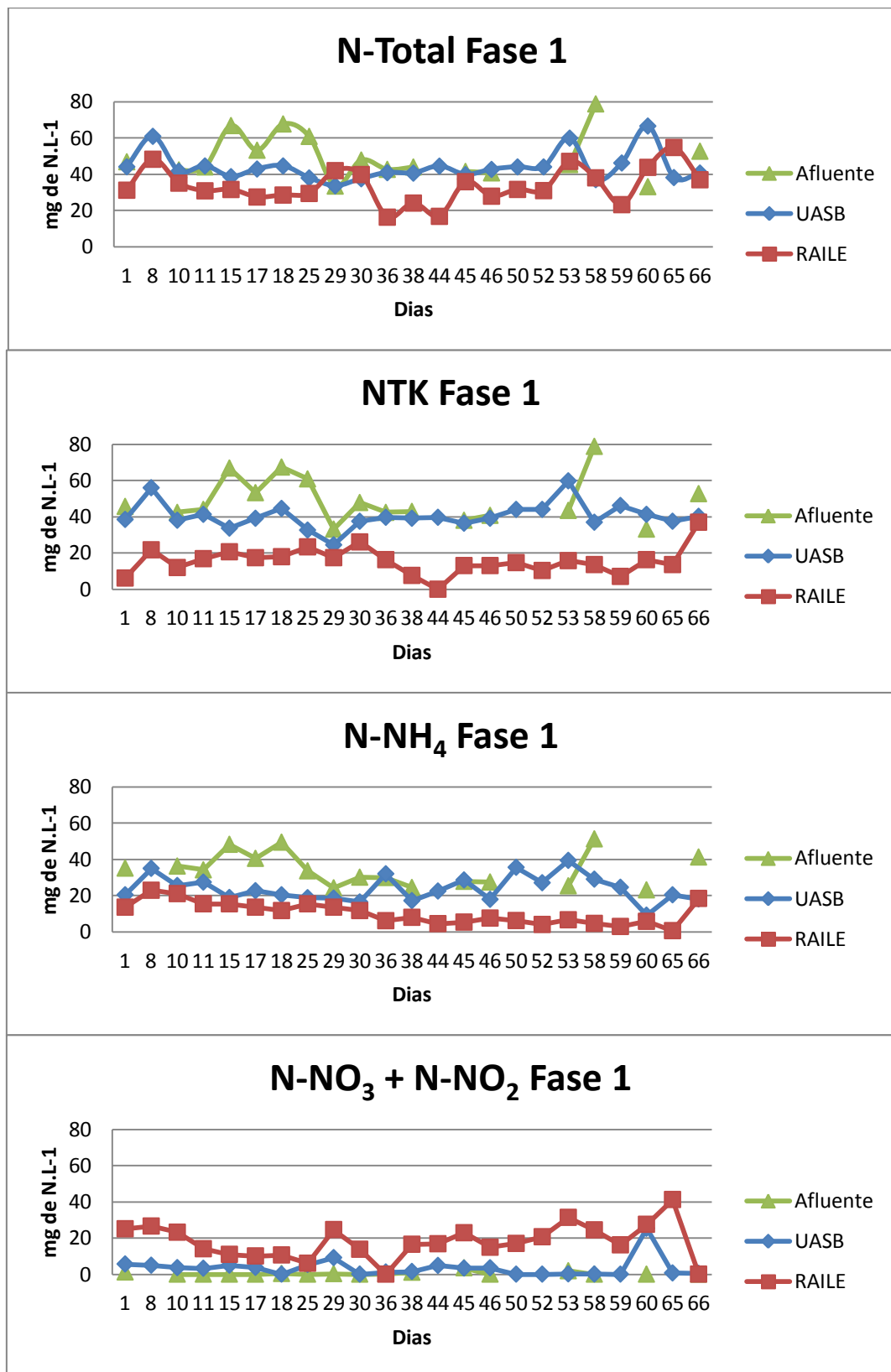


Figura 5.3: Comportamento dos compostos nitrogenados durante a Fase 1

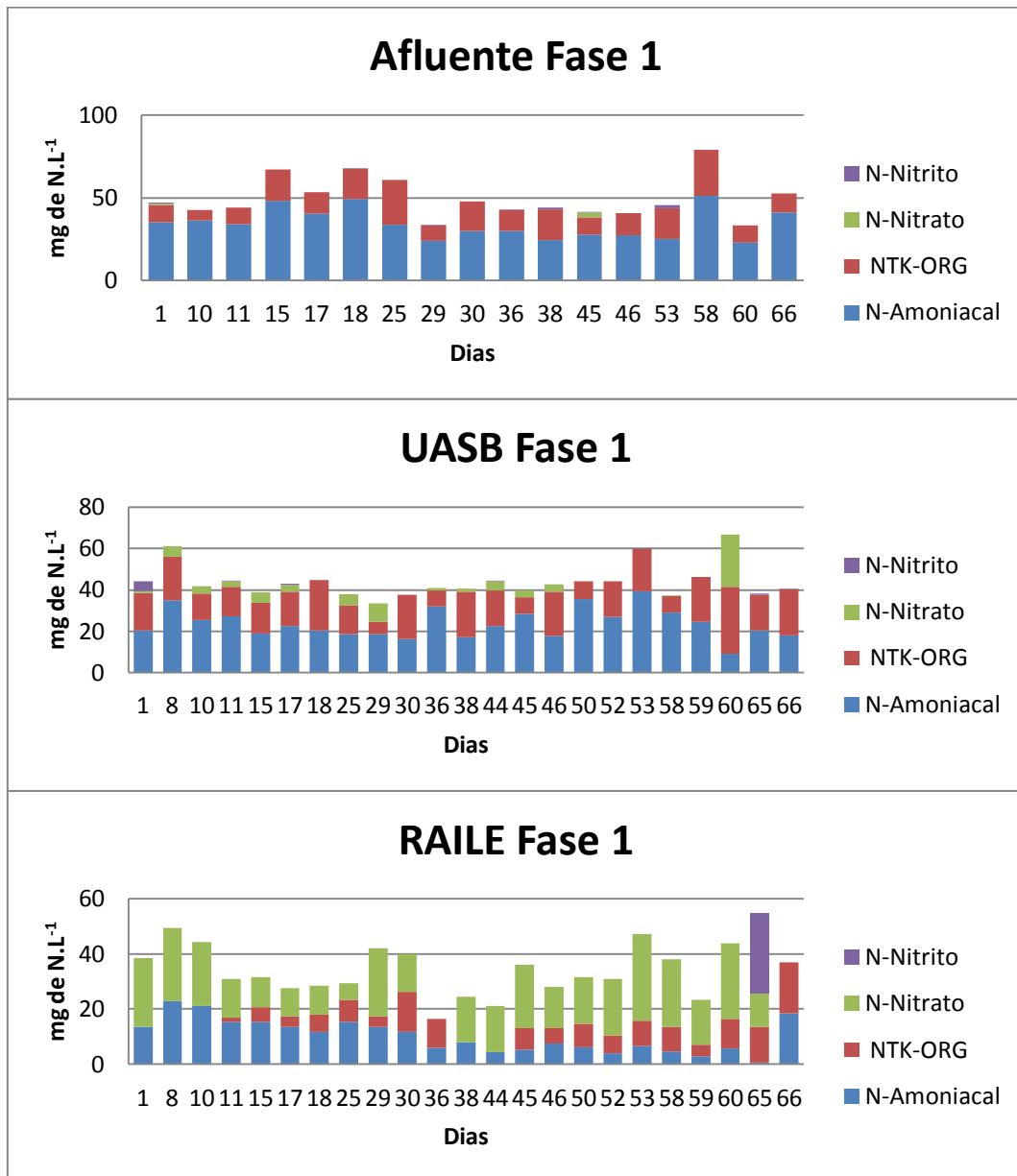


Figura 5.4: Proporção dos compostos nitrogenados no N-Total de cada efluente líquido

### 5.1.2 Fase 2

Na fase 2, o reator UASB apresentou um comportamento condizente com sistemas anaeróbios. O NTK não apresentou diferença significativa entre afluente e saída do reator UASB e houve um aumento de 84,7% no N-NH<sub>4</sub>, demonstrando amonificação de NTK-ORG.

Houve uma redução de 19,8% no N-Total correspondente ao NTK-ORG. É possível que tenha ocorrido assimilação do nitrogênio, já que o volume de biomassa no reator aumentou durante a fase 2.

No RAILE, as remoções de N-Total, NTK, NTK-ORG e N-NH<sub>4</sub> no RAILE foram respectivamente 65,3%, 77,1%, 50,5% e 98,4%.

A desnitrificação gerou ganho de alcalinidade. Logo, a nitrificação pôde ser completa. Mantendo-se a consideração que no RAILE os processos predominantes de conversão do nitrogênio são a nitrificação e a desnitrificação, pode-se estimar o consumo estequiométrico de alcalinidade, assim como na fase 1.

O consumo estequiométrico de alcalinidade devido a nitrificação foi 190,10 mg CaCO<sub>3</sub>·L<sup>-1</sup>. O retorno estequiométrico devido a desnitrificação foi 88,86 mg CaCO<sub>3</sub>·L<sup>-1</sup>. Logo, o consumo estequiométrico final foi 101,23 mg CaCO<sub>3</sub>·L<sup>-1</sup>, que não apresenta diferença estatística significativa do consumo médio obtido nas determinações analíticas de 116,60 mg CaCO<sub>3</sub>·L<sup>-1</sup>.

O perfil de OD apresentado na Figura 5.5 é semelhante ao perfil da fase 1. Assim, o OD não foi limitante para a nitrificação e nem inibidor da desnitrificação.

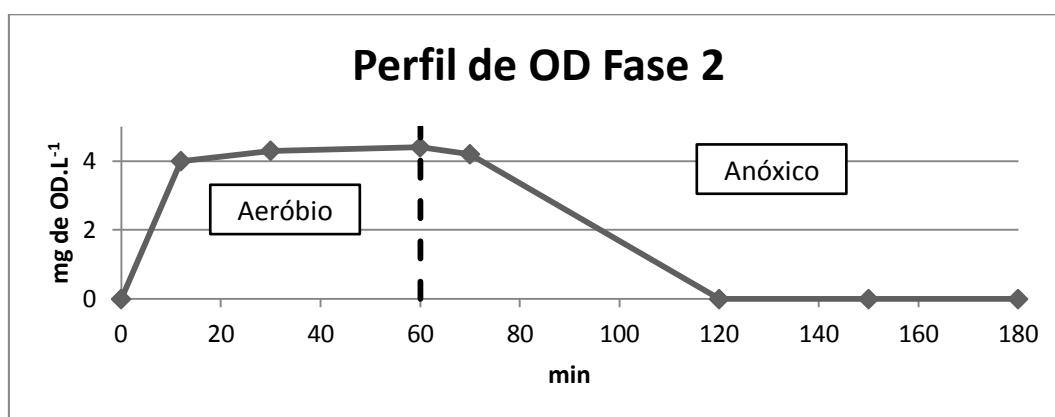


Figura 5.5: Perfil de OD durante um ciclo de 3 horas na Fase 2

Com os resultados do perfil de OD das fases 1 e 2, pode-se observar que o ciclo com uma hora de aeração e duas de anóxia foi adequado para a nitrificação com relação DQO/N-Total de 4,01.

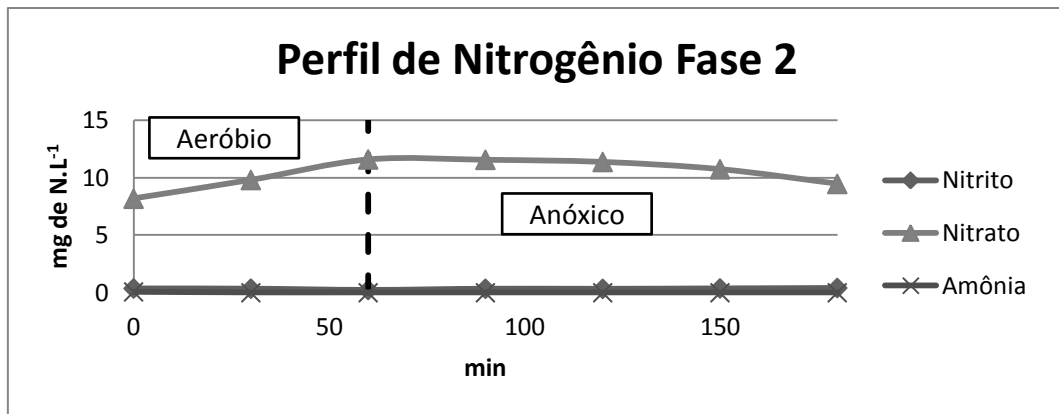


Figura 5.6: Perfil de Nitrogênio durante um ciclo de 3 horas na Fase 1

O perfil de compostos nitrogenados da fase 2 (Figura 5.6) mostra a presença de nitrato mesmo durante o período de anoxia. Isso se deveu às condições hidrodinâmicas aplicadas ao reator que, devido à recirculação do efluente, apresentou comportamento semelhante ao de um reator de mistura completa, conforme já observado por Moura (2011).

A Figura 5.7 apresenta os gráficos do comportamento dos compostos nitrogenados durante a fase 2 e a Figura 5.8 a composição do N-Total para afluente, UASB e RAILE.

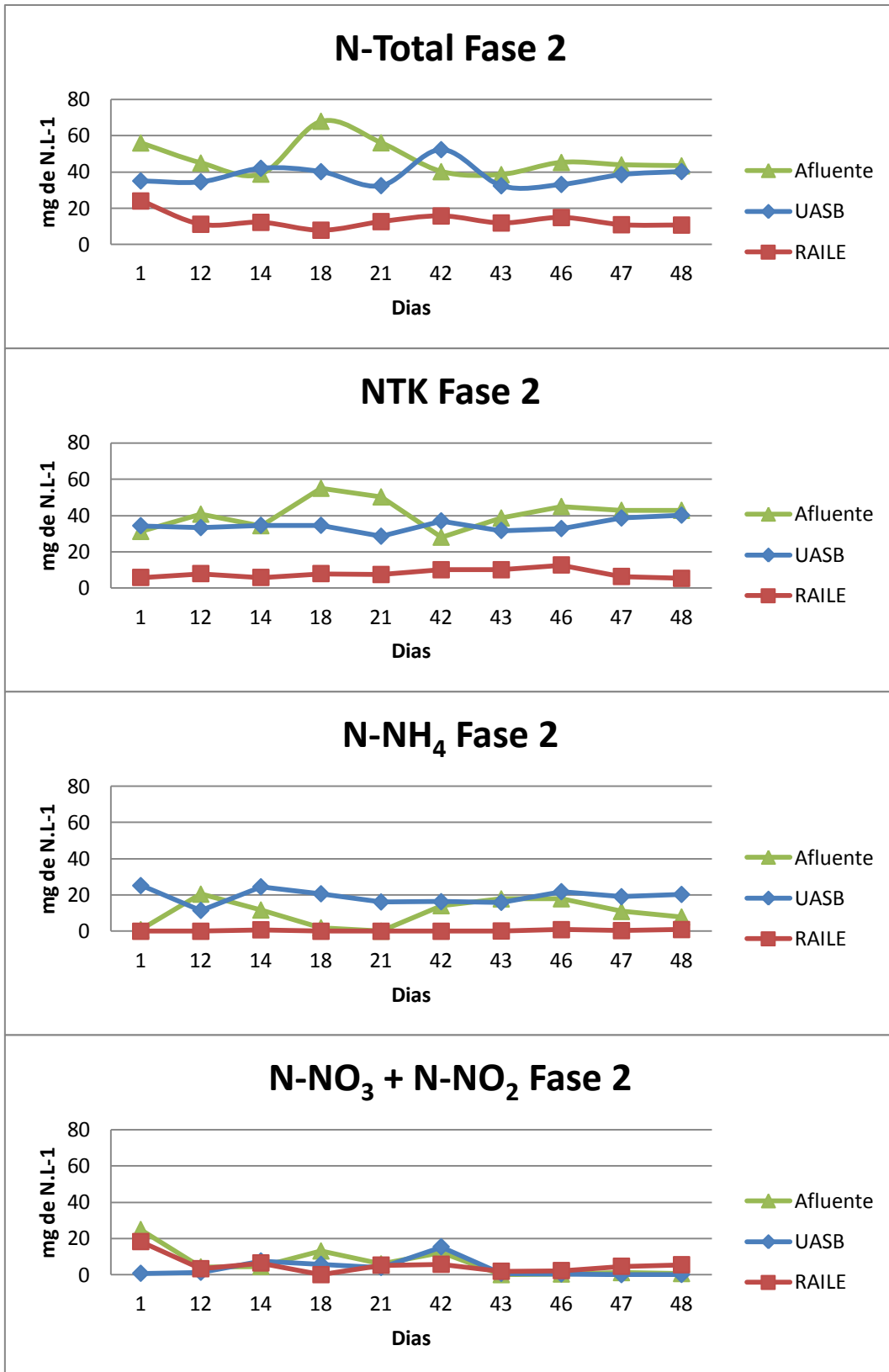


Figura 5.7: Comportamento dos compostos nitrogenados na fase 2

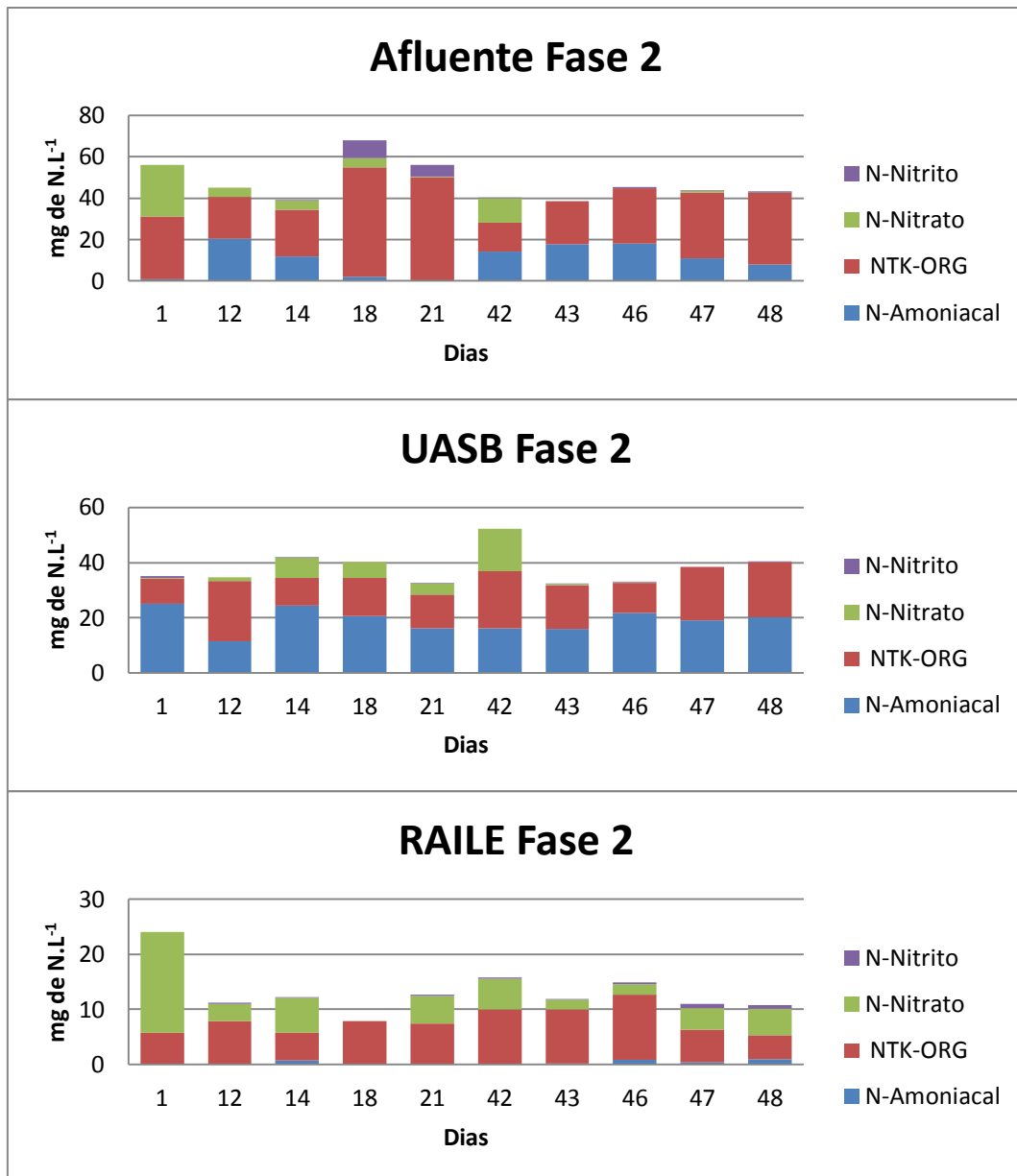


Figura 5.8: Proporção dos compostos nitrogenados no N-Total na fase 2

A remoção de N-Total obtida no RAILE com relação DQO/N-Total de 4,01 foi semelhante à obtida por outros sistemas com relações de DQO/N-Total entre 4,5 e 5,3 (FU et al. 2010; LIU et al.2010; MENG et al. 2008). No entanto, a nitrificação apresentou melhores resultados, indicando que o leito estruturado pode ter favorecido as bactérias nitrificantes, possivelmente por proporcionar adesão eficiente da biomassa nitrificante, propiciando a operação com TRC (Tempo de Retenção Celular) adequado para a nitrificação.

## 5.2 Fósforo

O sistema não apresentou remoção biológica de fósforo significativa. A Tabela 5.2 apresenta as médias obtidas e a Figura 5.9 o desempenho do sistema durante as duas fases.

Tabela 5.2: Concentrações do Fosfato

média ± des.padrão	PO <sub>4</sub> <sup>-3</sup> (mg/l)	
	Fase 1	Fase 2
Afluente	4,88±1,43	2,55±0,80
UASB	3,09±1,50	1,90±1,10
RAILE	-	2,83±1,10

A fase 1 apresentou picos aleatórios de descarga de fosfato na saída do RAILE, enquanto a fase 2 nenhum pico foi registrado.

Durante a fase 1, os valores de fosfato na saída do RAILE não foram detectados, com exceção de cinco pontos que obtiveram valores maiores que os presentes no afluente ao sistema. Esses pontos extremos foram descartados, pois foram causados por problemas operacionais e não apresentam relevância estatística.

Na fase 2 não houve diferença estatística significativa entre os valores presentes no afluente ao sistema, no efluente ao UASB e no efluente ao RAILE. Esse comportamento é esperado para um sistema aeróbio/anóxico.

Os perfis de fosfato durante o ciclo de aeração/anoxia para o RAILE estão apresentados na Figura 5.10. No perfil da fase 1 o RAILE não apresentou fosfato, assim como em diversos pontos ao longo do experimento. Já o perfil da fase 2 não demonstra variação nos valores de fosfato durante as 3 horas, indicando que o sistema não interferia nesse parâmetro.



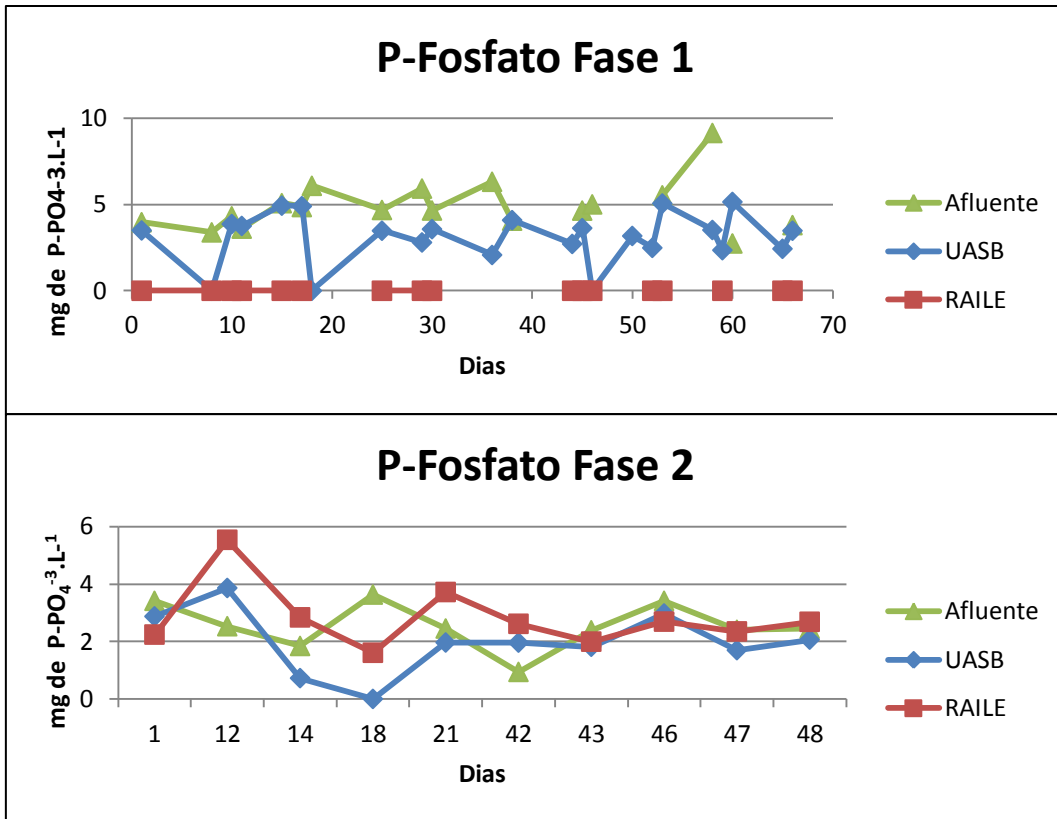


Figura 5.9: Comportamento do fosfato nas fases 1 e 2

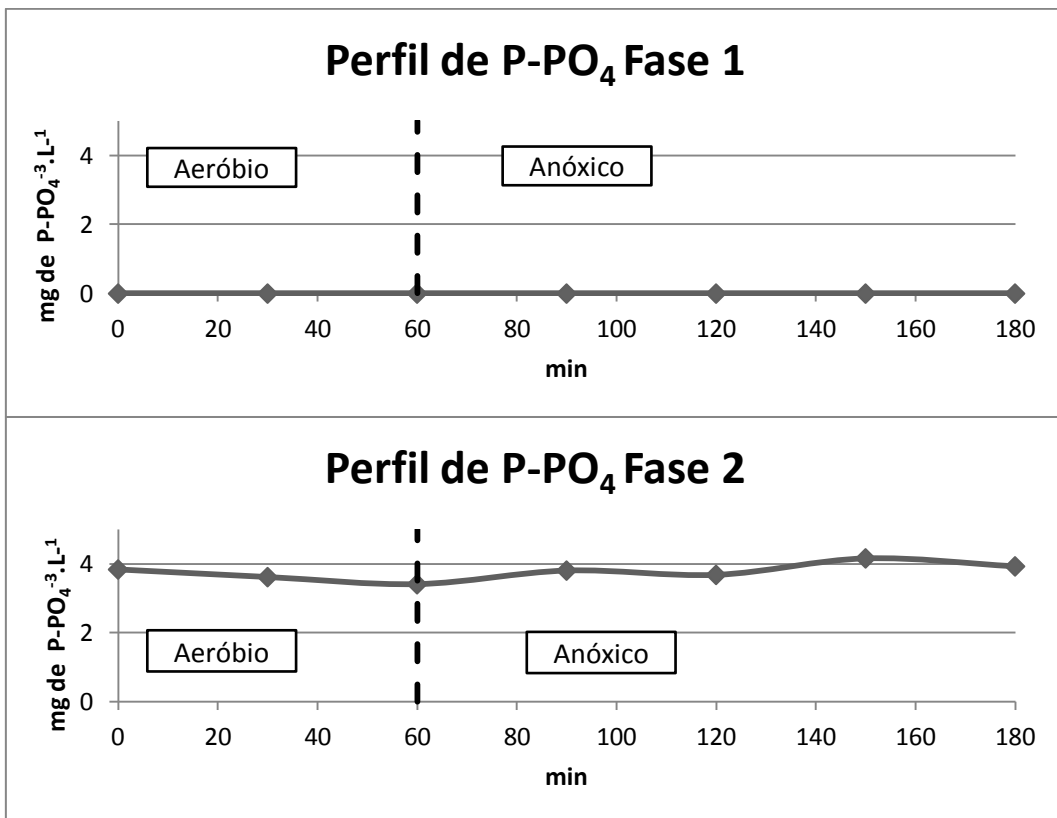


Figura 5.10: Perfis de fosfato para o efluente ao RAILE nas fases 1 e 2

### 5.3 Alcalinidade e pH

A alcalinidade foi muito influente no experimento, já que foi limitante para a nitrificação.

Em sistemas com SND, o nitrato produzido na nitrificação é convertido a  $N_2$  pela desnitrificação. Logo, para saber se outros fenômenos, como anammox e assimilação, não estariam ocorrendo, seria necessário medir o  $N_2$  liberado pelo sistema ou acompanhar a alcalinidade deste.

Embora a amostragem e análise dos gases forneça um balanço de nitrogênio mais preciso e informações sobre produção de outros gases, como o óxido nitroso, o acompanhamento da alcalinidade é mais simples e normalmente realizado em estações de tratamento.

O pH se manteve neutro, com exceção do pH do RAILE na fase 1, onde alguns valores foram próximos à 5.

A Tabela 5.3 e as Figuras 5.11 e 5.12 apresentam os resultados obtidos.

Tabela 5.3: Alcalinidade e pH

Alcalinidade (mg CaCO <sub>3</sub> /l)		
média ± des.padrão	Fase 1	Fase 2
Afluentes	169,80±41,02	161,11±23,33
UASB	201,50±25,41	175,28±23,56
RAILE	39,79±42,67	58,68±19,03
pH		
	Fase 1	Fase 2
	Max / Min	Max / Min
Afluentes	7,20 / 6,55	7,24 / 6,50
UASB	7,28 / 6,69	7,05 / 6,63
RAILE	7,40 / 4,88	7,13 / 6,36

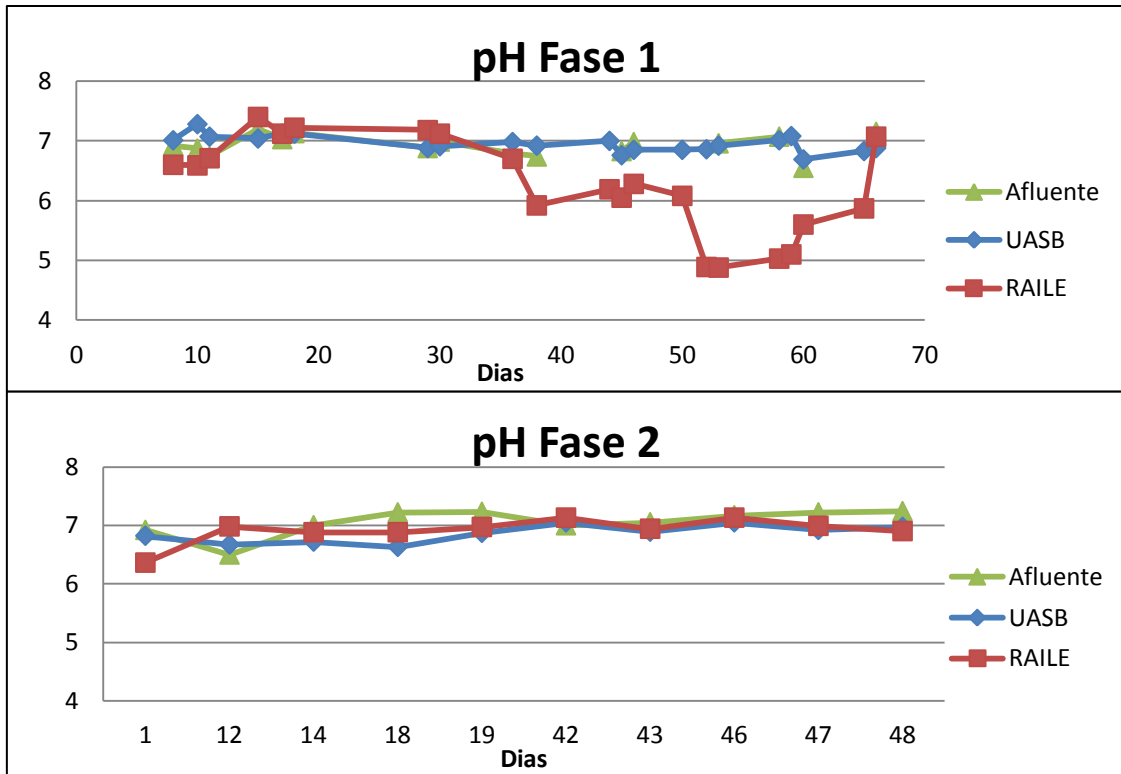


Figura 5.11: Comportamento do pH ao longo das fases 1 e 2

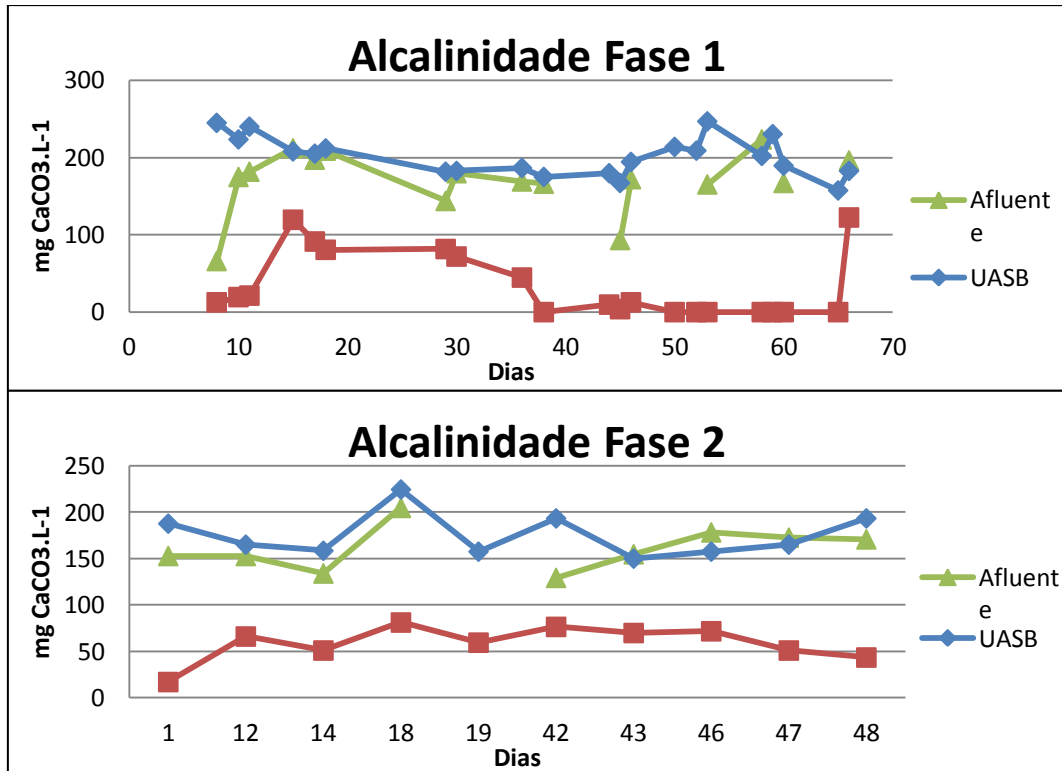


Figura 5.12: Alcalinidade durante as fases 1 e 2

## 5.4 DQO E Sólidos

O descarte de lodo não foi necessário no RAILE e pouco acúmulo de lodo foi observado.

O baixo acúmulo de lodo era esperado, já que a matéria orgânica consumida em sistemas anaeróbios gera menores quantidades de lodo. O RAILE é um sistema aeróbio/anóxico que gera maiores quantidades de lodo que os sistemas anaeróbios, mas, devido à baixa carga de DQO, esta foi consumida pelos microrganismos no meio suporte. A geração de baixos volumes de lodo pode ser uma vantagem do RAILE como pós-tratamento de UASB.

As remoções de DQO foram: 80,0% e 52,8%, respectivamente para as fases 1 e 2 do UASB, e 74,0% e 86,1% para as fases 1 e 2 do RAILE.

Houve redução de 39,5% nos valores de DQO entre as fases 1 e 2. O sistema de coleta do afluente foi modificado entre as fases e houve uma redução no valor de Sólidos Suspensos Voláteis (SSV) do afluente.

Os valores de DQO e Sólidos estão apresentados nas Tabelas 5.4 e 5.5.

Tabela 5.4: Sólidos

Fase 1				
	ST (mg/L)	STV (mg/L)	SS (mg/L)	SSV (mg/L)
Afluente	677,0	411,0	224,0	162,0
UASB	560,0	300,0	20,0	14,0
RAILE	540,0	340,0	2,0	2,0
Fase 2				
	ST (mg/L)	STV (mg/L)	SS (mg/L)	SSV (mg/L)
Afluente	404,0	404,0	78,0	78,0
UASB	508,0	508,0	40,0	40,0
RAILE	374,0	374,0	8,0	8,0

Tabela 5.5: DQO nas Fases 1 e 2

DQO (mg OD/L)		
média ± des.padrão	Fase 1	Fase 2
Afluente	535,22±143,01	323,74±52,14
UASB	107,31±23,15	152,83±23,15
RAILE	27,95±14,22	21,22±3,34

Na fase 2, a partir do dia 43, a DQO na saída do reator UASB apresentou média de 104,46 mg OD\*L<sup>-1</sup>, valor semelhante ao encontrado para a primeira fase, 107,31 mg OD\*L<sup>-1</sup>. Mesmo com a retirada de aproximadamente 75% do lodo e com a redução do TDH de 12hs para 5hs, a DQO voltou a apresentar valores próximos aos obtidos anteriormente.

Como pode ser verificado em PROSAB (1999), quanto menor o TDH de um reator UASB menor a remoção de DQO e maior a quantidade de Sólidos Suspensos (SS) não retida por este. No entanto, se houver uma remoção de sólidos maior antes do reator UASB a porcentagem de DQO devido aos sólidos não precisa ser removida. Assim, reatores UASB antecedidos por sistemas de remoção de sólidos eficientes podem atingir os mesmos valores de DQO no efluente que reatores UASB com TDHs elevados, como pode ser visto comparando-se a fase 1 com a fase 2. Os valores de DQO ao longo das fases 1 e 2 estão na Figura 5.13.

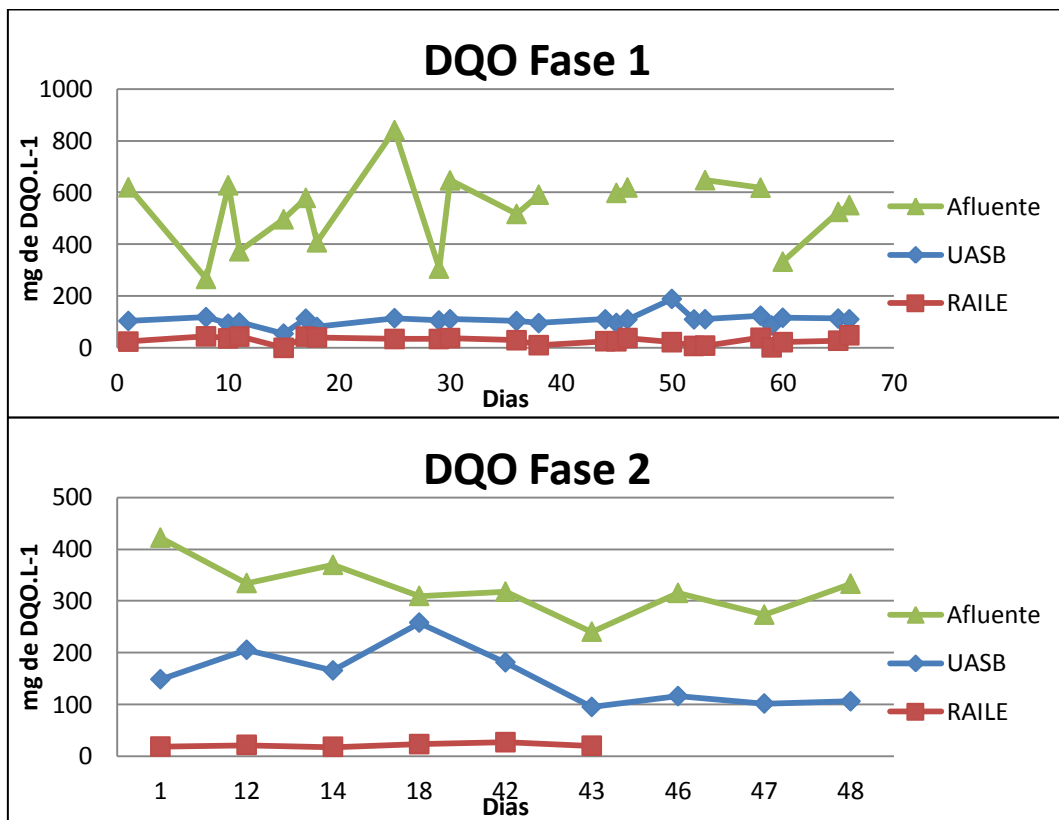


Figura 5.13: Valores de DQO durante as fases 1 e 2

## 6 CONCLUSÕES

O uso do RAILE é viável para remoção de DQO e N-Total em pós-tratamento de UASB tratando efluente doméstico.

Faixas mais elevadas de DQO/N-Total precisam ser testadas para verificar quando as bactérias aeróbias heterotróficas começam a influenciar na NDS com aeração intermitente em ciclos com uma hora de aeração e duas de anoxia.

A razão de recirculação de 3 vezes a vazão de entrada foi suficiente para manter a nitrificação e a desnitrificação.

O RAILE apresentou baixa produção de sólidos.

O Fósforo não é removido pelo RAILE, mas pode sofrer influência deste em baixas relações de DQO/N-Total, prejudicando o desempenho de unidades de tratamento aplicadas após o RAILE que visem remover fósforo ou que sejam influenciadas pelas concentrações de fósforo.

A comunidade de bactérias desnitrificantes consegue se estabelecer bem no RAILE sendo necessário somente que ocorra aporte de matéria orgânica para que a desnitrificação ocorra.

O monitoramento de alcalinidade é essencial para acompanhar o processo de NDS.

## 7 REFERÊNCIAS

APHA; AWWA; WEF. Standard Methods for Examination of Water and Wastewater. 20ª edição. Washington, D.C. APHA. 1998.

BARANA, A. C.; LOPES, D. D.; DAMIANOVIC, M. H. R. Z.; FORESTI, E. Remoção de DQO e nitrogênio de efluente de UASB de abatedouro de frango em reator de leito ordenado com aeração intermitente. In: OFICINA E SIMPÓSIO LATINO-AMERICANO DE DIGESTÃO ANAERÓBIA, 10, 2011, Ouro Preto. *Anais eletrônicos...* Ouro Preto: UFMG e UFOP, 2011. Disponível em: <<http://www.desa.ufmg.br/daal2011/anais/>>.

CALLADO, N. H.; FORESTI, E.; Removal of organic carbon, nitrogen and phosphorus in sequential batch reactors integrating the aerobic/anaerobic processes. *Water Science and Technology*, v. 44, n. 4, p. 263-270, 2001

CARDOSO, R. B. et al. Sulfide oxidation under chemolithoautotrophic denitrifying conditions. *Biotechnology and Bioengineering*, v. 95, n. 6, p. 1148-1151, 2006. DOI: 10.1002/bit.21084

CHIU, Y. et al. (2007) Control of carbon and ammonium ratio for simultaneous nitrification and denitrification in a sequencing batch bioreactor. *International Biodeterioration & Biodegradation* 59, 1–7

DAPENA-MORA, A.; CAMPOS, J. L.; MOSQUERA-CORRAL, A.; MÉNDEZ, R. Anammox process for nitrogen removal from anaerobically digested fish canning effluents. *Water science & Technology*, v. 53, n. 12, p. 265-274, 2006.

FU, B. et al. (2010) Characterization of microbial community in an aerobic moving bed biofilm reactor applied for simultaneous nitrification and denitrification. *World J Microbiol Biotechnol* (2010) 26:1981–1990 DOI: 10.1007/s11274-010-0382-y

GUPTA, A. B.; GUPTA, S. K. Simultaneous carbon and nitrogen removal from high strength domestic wastewater in an aerobic RBC biofilm. *Water Research*, v. 35, n. 7, p. 1714-1722, 2001.

HOLMAN, J. B.; WAREHAM, D. G. Cod, ammonia and dissolved oxygen time profiles in the simultaneous nitrification/denitrification process. *Biochemical Engineering Journal*, v. 22, n. 2, p. 125-133, 2005.

JETTEN, M. S. M.; WAGNER, M.; FUERST, J.; LOOSDRECHT, M.; KUENEN, G.; STROUS, M. Microbiology and application of the anaerobic ammonium oxidation ('anammox') process. *Environmental biotechnology*, v. 12, p. 283-288, 2001.

JETTEN, M. S. M. et al. Improved nitrogen removal by application of new nitrogen-cycle bacteria. *Re/Views in Environmental Science & Bio/Technology*, v. 1, p. 51-63, 2002.

LIU, Y. et al. (2010) Study of operational conditions of simultaneous nitrification and denitrification in a Carrousel oxidation ditch for domestic wastewater treatment. *Bioresource Technology* 101, 901–906 DOI:10.1016/j.biortech.2009.09.015

MENG, Q. et al. (2008) Effects of COD/N ratio and DO concentration on simultaneous nitrification and denitrification in an airlift internal circulation membrane bioreactor. *Journal of Environmental Sciences* 20, 933–939

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*. Dissertação (Mestrado), Escola de Engenharia de São Carlos, Departamento de Hidráulica e Saneamento, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2011.

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.

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

POCHANA, K.; KELLER, J. Study of factors affecting simultaneous nitrification and denitrification (snd). *Water Science and Technology*, v. 39, n. 6, p. 61-68, 1999.

PROGRAMA DE PESQUISAS EM SANEAMENTO BÁSICO (PROSAB). *Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição de esgoto no sol*. Rio de Janeiro, 1999. p.169-172.

PYNAERT, K. et al. Characterization of an autotrophic nitrogen-removing biofilm from a highly loaded lab-scale rotating biological contactor. *Applied and Environmental Microbiology*, v. 69, n. 6, p. 3626-3635, 2003. DOI: 10.1128/AEM.69.6.3626–3635.2003

RAGHOEBARSING, A. A. et al. A microbial consortium couples anaerobic methane oxidation to denitrification. *Nature*, v. 440, 2006. DOI:10.1038/nature04617

REYES-AVILA, J. S.; RAZO-FLORES, E.; GOMEZ, J. Simultaneous biological removal of nitrogen, carbon and sulfur by denitrification. *Water Research*, v. 38, n. 14-15, p. 3313-3321, 2004.

SATOH, H. et al. Macroscale and microscale analyses of nitrification and denitrification in biofilms attached on membrane aerated biofilm reactors. *Water Research*, v.38, p.1633-1641, 2004. DOI: 10.1016/j.watres.2003.12.020

SCHMIDT, I.; et al. New concepts of microbial treatment processes for the nitrogen removal in wastewater. *FEMS Microbiology Reviews*, v. 27, n. 4, p. 481-492, 2003.

SOUZA, T. S. O. *Desnitrificação autotrófica usando sulfeto como doador de elétrons para remoção de nitrogênio de efluentes de reatores anaeróbios utilizados no tratamento de esgotos sanitários*. 167f. Tese (Doutorado), Escola de Engenharia de São Carlos, Departamento de Hidráulica e Saneamento, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2011.

TORRES, P. *Desempenho de um reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) de bancada no tratamento de substrato sintético simulando esgotos sanitários*. Dissertação (Mestrado), Escola de Engenharia de São Carlos, Departamento de Hidráulica e Saneamento, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1992.



VAN DE GRAAF, A. A. V.; DE BRUIJN, P.; ROBERTSON, L. A.; JETTEN, M. S. M.; KUENEN, J. G. Autotrophic growth of anaerobic ammonium-oxidizing micro-organisms in a fluidized bed reactor. *Microbiology-Uk*, v. 142, Aug, p. 2187-2196, 1996.

VILLAVERDE, S.; FDZ-POLANCO, F.; GARCÍA, P. A. Nitrifying biofilm acclimation to free ammonia in submerged biofilters. Start-up influence. *Water Research*, v. 34, n. 2, p. 602-610, 2000.

VILLAVERDE, 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.

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.

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.