

UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ
CÂMPUS CAMPO MOURÃO
COORDENAÇÃO DE ENGENHARIA AMBIENTAL
CURSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL

ALDRIA DIANA BELINI

**AVALIAÇÃO DO COMPORTAMENTO DE UM REATOR ANAERÓBIO
AERÓBIO DE LEITO FIXO SUBMETIDO À VARIAÇÃO DE CARGA
HIDRÁULICA TRATANDO EFLUENTE DE ABATEDOURO BOVINO**

TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO

CAMPO MOURÃO
2012

ALDRIA DIANA BELINI

**AVALIAÇÃO DO COMPORTAMENTO DE UM REATOR ANAERÓBIO
AERÓBIO DE LEITO FIXO SUBMETIDO À VARIAÇÃO DE CARGA
HIDRÁULICA TRATANDO EFLUENTE DE ABATEDOURO BOVINO**

Trabalho de Conclusão de Curso de graduação, do Curso Superior de Engenharia Ambiental da Coordenação de Engenharia Ambiental – COEAM - da Universidade Tecnológica Federal do Paraná - UTFPR, câmpus Campo Mourão – PR, como requisito parcial de obtenção de nota.

Orientadora: Prof. Dr. Karina Querne de Carvalho

Co-orientadora: Prof. Dr. Cristiane Kreutz

CAMPO MOURÃO
2012



Ministério da Educação
Universidade Tecnológica Federal do Paraná
Campus Ponta Grossa
Nome da Diretoria
Nome da Coordenação
Nome do Curso



TERMO DE APROVAÇÃO

**AVALIAÇÃO DO COMPORTAMENTO DE UM REATOR ANAERÓBIO AERÓBIO
DE LEITO FIXO SUBMETIDO À VARIAÇÃO DE CARGA HIDRÁULICA TRATANDO
EFLUENTE DE ABATEDOURO BOVINO**

por

ALDRIA DIANA BELINI

Este Trabalho de Conclusão de Curso foi apresentado em 20 de Dezembro de 2012 como requisito parcial para a obtenção do título de Bacharel em Engenharia Ambiental. A candidata foi arguido pela Banca Examinadora composta pelos professores abaixo assinados. Após deliberação, a Banca Examinadora considerou o trabalho aprovado.

Karina Querne de Carvalho
Prof.(a) Orientador(a)

Fernando Hermes Passig
Membro titular

Thiago Morais Castro
Membro titular

Dedico aos meus pais Edino e Janete e ao meu
querido irmão Jairo, por todo carinho,
compreensão, força e amor dedicados ao longo
de todo a minha vida.

E aos professores Cristiane Kreutz, Karina
Querne de Carvalho e Fernando Hermes
Passig pelo exemplo de profissionais que são.

AGRADECIMENTOS

A Deus pela dádiva da vida.

Aos meus pais Edino Carlos Belini e Janete Oliveira Belini que me guiaram e ensinaram a não desistir, ter fé, força para lutar e chegar até aqui, e por todo apoio, amor e compreensão dedicado.

A Professora Doutora Karina Querne de Carvalho que me adotou praticamente como sua orientada em diversos momentos devido o afastamento da Professora Doutora Cristiane Kreutz na realização do doutorado, e que mesmo assim sempre me deu apoio, incentivo e ensinamentos tanto nas ICs como também para a realização deste trabalho, tornando-se uma pessoa muito especial na minha vida ao qual tenho imenso carinho.

A Professora Doutora Cristiane Kreutz pela orientação e coorientação em tantos trabalhos, fica até difícil dizer o quanto você foi importante na minha vida, foram tantas coisas que passamos juntas que pra mim você se tornou a minha irmã de coração.

Aos participantes da banca de defesa Professor Doutor Fernando Hermes Passig e Professor Mestre Thiago Morais Castro, que aceitaram compor a banca mesmo com um curto espaço de tempo entre a entrega do trabalho e a defesa.

Aos amigos e companheiros de laboratório que foram fundamentais para a minha formação: Maria Aparecida Silva Porfirio, Regiane Cristina Ferreira, Andreia Dos Santos Goffi, Daiane Cristina Freitas, Raphael Augusto Gatti, Ellen Caroline Baetker e Rafael Rosiello.

Aos Técnico de Laboratório Marcelo Nunes de Jesus e a Kassia Ayumi Amaral por toda atenção prestada e pelas dúvidas sanadas.

A Universidade Tecnológica Federal do Paraná Câmpus Campo Mourão pelos equipamentos e espaço físico cedido, e a Fundação Araucária pelas bolsas cedidas.

Por fim agradeço a Deus por ter colocado no meu caminho pessoas tão especiais como as Professoras Doutoras Karina Querne de Carvalho e Cristiane Kreutz e ao Professor Doutor Fernando Hermes Passig que são mais que exemplos de profissionais são verdadeiros amigos que sempre estiveram presentes pra tudo mesmo.

“Alguns homens vêem as coisas como são, e dizem ‘Por quê’? Eu sonho com as coisas que nunca foram e digo ‘Por que não?’”

Geroge Bernard Shaw

RESUMO

BELINI, A. D. **Avaliação do comportamento de um reator anaeróbio aeróbio de leito fixo submetido à variação de carga hidráulica tratando efluente de abatedouro bovino.** 2012. XXf. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Ambiental) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Campo Mourão, 2012.

A quantidade e as características dos resíduos gerados em abatedouros variam de forma significativa, desde o tipo de animal a ser abatido, porte físico do mesmo, tipo de planta industrial, técnicas utilizadas durante o abate e grau de automação, além das técnicas de limpeza e higienização de equipamentos e ambientes. Portanto, propõe-se o uso de um reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo (RAALF), com fluxo ascendente e biomassa imobilizada, no tratamento de efluente bovino, com intuito de avaliar seu desempenho na remoção de matéria carbonácea e nitrogenada em diferentes Tempos de Detenção Hidráulica de 24 h, 18 h e 14 h. O RAALF tem volume útil de 4,75 L sendo seccionado em seis compartimentos. Foram testados os seguintes parâmetros para cada TDH (24 h, 18 h e 14h) ao longo da altura do reator: Temperatura do líquido, oxigênio dissolvido, pH, alcalinidade a bicarbonato, ácidos voláteis, DQO bruta e filtrada, Sólidos totais, Sólidos suspensos voláteis, NTK, nitrogênio amoniacal, nitrito, nitrato e fósforo. À concentração de matéria orgânica presente no substrato foi um dos parâmetros com maiores variações ao longo do período de operação. Na remoção de matéria orgânica obteve-se as seguintes médias de eficiências para DQO bruta e filtrada 70,3 e 70,7% para o TDH de 24 h; 83,9 e 83,3% para o TDH de 18 h; 78,9 e 63,4% para o TDH de 14 h. Apesar da grande variação da concentração de DQO bruta e filtrada no substrato do RAALF o mesmo não aconteceu com seus efluentes, indicando que o RAALF apresenta-se robusto para absorver variações de carga orgânica. A alcalinidade a bicarbonato do efluente do RAALF variou de 230 a 1260 mgCaCO₃.L⁻¹ durante o período de operação, com médias de 776,3; 754,9 e 890,7 mgCaCO₃.L⁻¹ para os TDHs de 24 h, 18 h e 14 h respectivamente. As eficiências médias de remoção de NTK e Nitrogênio Amoniacal do efluente do RAALF foram de 52,3 e 26,0 % para o TDH de 24h; 37,1 e 54,5 % para o TDH de 18 h; quanto ao TDH de 14 h os resultados para NTK ficaram abaixo da concentração mínima de detecção enquanto que a eficiência média de nitrogênio amoniacal foi de 39,6 %. As médias de concentração de nitrito e nitrato no efluente do RAALF foram de 0,54 mgN-NO₂⁻.L⁻¹ e 27,50 mgN-NO₃⁻.L⁻¹ para o TDH de 24 h; 0,64 mgN-NO₂⁻.L⁻¹ e 3,2 mgN-NO₃⁻.L⁻¹ para o TDH de 18 h; quanto ao TDH de 14 h os resultados para nitrato ficaram abaixo da concentração mínima de detecção enquanto que a concentração média de nitrito foi de 0,05 mgN-NO₂⁻.L⁻¹. As eficiências e concentrações médias de fósforo total no RAALF foram de: 47,5% e 0,18 mgPO₄³⁻.L⁻¹ para o TDH de 24 h; 69,1% e 0,4 mgPO₄³⁻.L⁻¹ para o TDH de 18 h; e de 33,6% e 0,07 mgPO₄³⁻.L⁻¹ para o TDH de 14 h.

Palavras-chave: Sistemas combinados, remoção de matéria carbonácea e nitrogenada

ABSTRACT

BELINI, A. D. **Avaliação do comportamento de um reator anaeróbio aeróbio de leito fixo submetido à variação de carga hidráulica tratando efluente de abatedouro bovino.** 2012. XXf. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Ambiental) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Campo Mourão, 2012.

The quantity and characteristics of the waste generated in slaughterhouses vary significantly from the type of animal being slaughtered, the same physical size, type of plant, techniques used during slaughter and degree of automation, in addition to cleaning techniques and sanitizing of equipment and environments. Therefore, we propose the use of an anaerobic-aerobic fixed bed (RAALF), with upstream and biomass immobilized in bovine effluent treatment, in order to assess their performance in the removal of carbonaceous matter and nitrogen at different times Hydraulic Detention 24 h, 18 h and 14 h. The RAALF useful volume of 4.75 L being sectioned into six compartments. The following parameters were tested for each TDH (24 h, 18 h and 14h) along the reactor height: Liquid temperature, dissolved oxygen, pH, bicarbonate alkalinity, volatile acids, crude and filtered COD, total solids, volatile suspended, NTK, ammonia, nitrite, nitrate and phosphorus. The concentration of organic matter present in the substrate was a larger variation in the parameters over the period of operation. On removal of organic matter obtained the following average efficiencies for COD and filtered gross 70.3 and 70.7% for the HRT of 24 hours, 83.9 and 83.3% for the HDT of 18 h; 78.9 and 63.4% for the HDT of 14 h. Despite the wide variation of the concentration of COD in raw and filtered substrate RAALF did not happen with their effluent, indicating that the RAALF presents robust to absorb variations in organic load. The bicarbonate alkalinity in the effluent ranged from RAALF 230-1260 mgCaCO₃.L⁻¹ during the operating period, averaging 776.3, 754.9 and 890.7 mgCaCO₃.L⁻¹ TDHS for 24 h, 18 h and 14 h respectively. The average removal efficiencies of NTK and ammonia nitrogen from effluent RAALF were 52.3 and 26.0% for the HRT of 24, 37.1 and 54.5% for the HDT of 18 h, as the HDT of 14 h results for NTK concentrations were below the minimum detection efficiency while will average ammonia nitrogen was 39.6%. The average concentration of nitrite and nitrate in the effluent were RAALF 0.54 mgN-NO₂⁻.L⁻¹ and 27.50 mgN-NO₃⁻.L⁻¹ for 24 h HDT, 0.64 mgN-NO₂⁻.L⁻¹ and 3.2 mgN-NO₃⁻.L⁻¹ for HRT of 18 h as the HDT of 14 hours results for nitrate concentration were below the minimum detection while the average concentration of nitrite was 0.05 mgN-NO₂⁻.L⁻¹. The efficiencies and mean concentrations of total phosphorus in RAALF were: 47.5% to 0.18 mgPO₄³⁻.L⁻¹ for HDT of 24 hours, 69.1% and 0.4 mgPO₄³⁻.L⁻¹ for HDT of 18 h, and 33.6% and 0.07 mgPO₄³⁻.L⁻¹ with HDT of 14 h.

Keywords: Combined Systems, removal of carbonaceous and nitrogenous matter

LISTA DE FIGURAS

Figura 1	Etapas de transformações do nitrogênio.....	19
Figura 2	Vista lateral do RAALF.....	23
Figura 3	Variação da temperatura do líquido ao longo da altura do RAALF.....	33
Figura 4	Variação da concentração de oxigênio dissolvido ao longo da altura do RAAL.....	34
Figura 5	Variação da concentração de pH ao longo da altura do RAALF.....	36
Figura 6	Variação da concentração de alcalinidade a bicarbonato ao longo da altura do RAALF.....	37
Figura 7	Variação da concentração de ácidos voláteis ao longo da altura do RAALF....	38
Figura 8	Variação da concentração de DQO bruta ao longo da altura do RAALF.....	40
Figura 9	Variação da concentração DQO filtrada ao longo da altura do RAALF.....	41
Figura 10	Variação da concentração de Sólidos Totais ao longo da altura do RAALF....	42
Figura 11	Variação da concentração de sólidos suspensos Totais ao longo da altura do RAALF.....	43
Figura 12	Variação da concentração de NTK ao longo da altura do RAALF.....	45
Figura 13	Variação da concentração de nitrogênio amoniacal ao longo da altura do RAALF.....	46
Figura 14	Variação da concentração de nitrito ao longo da altura do RAALF.....	47
Figura 15	Variação da concentração de nitrato ao longo da altura do RAALF.....	48
Figura 16	Variação da concentração de fósforo ao longo da altura do RAALF.....	49

LISTA DE TABELAS

Tabela 1	Parâmetros analisados e metodologia empregada na avaliação do comportamento do reator.....	25
Tabela 2	Caracterização físico-química do substrato.....	27
Tabela 3	Resultados físico-químicos do efluente gerado no TDH de 24 h.....	29
Tabela 4	Resultados físico-químicos do efluente gerado no TDH de 18 h.....	30
Tabela 5	Resultados físico-químicos do efluente gerado no TDH de 14 h.....	31

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

AB	Alcalinidade a Bicarbonato
Amon	Nitrogênio amoniacal
AV	Ácidos Voláteis
C	Carbono
CaCO ₃	Carbonato de Cálcio
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DP	Desvio Padrão
DQO	Demanda Química de Oxigênio
H ₂	Hidrogênio
HAc	Ácido Acético
N	Nitrogênio
NH ₃	Amônia
NH ₄ ⁺	Íon Amônio
N ₂	Nitrogênio Gasoso
N ₂ O	Óxido Nitroso
N-Amon	Nitrogênio Amoniacal
N-NH ₃	Nitrogênio Orgânico
N-NH ₄ ⁺	Nitrogênio Amoniacal
N-NO ₂ ⁻	Nitrito
N-NO ₃ ⁻	Nitrato
NO	Óxido Nítrico
Nt	Nitrogênio Total
NTK	Nitrogênio Total Kjeldahl
O	Oxigênio Molecular
O ₂	Oxigênio Molecular
OD	Oxigênio Dissolvido
P	Fósforo
R	Razão de Recirculação
RAALF	Reator Anaeróbio-Aeróbio de Leito Fixo
SST	Sólidos Suspensos Totais
ST	Sólidos Totais
TDH	Tempo de Detenção Hidráulica
TL	Temperatura do Líquido
UASB	<i>Upflow Anaerobic Sludge Blanket</i>

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	14
2	OBJETIVOS.....	16
2.1	OBJETIVO GERAL.....	16
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	16
3	FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.....	17
3.1	SISTEMAS COMBINADOS.....	17
3.2	REMOÇÃO BIOLÓGICA DE NITROGÊNIO.....	18
3.2.1	Amonificação e assimilação.....	19
3.2.2	Nitrificação.....	20
3.2.3	Desnitrificação.....	20
3.3	BIOMASSA IMOBILIZADA.....	21
4	MATERIAL E MÉTODOS.....	23
4.1	REATOR ANAERÓBIO-AERÓBIO DE LEITO FIXO.....	23
4.2	MATERIAL SUPORTE DE IMOBILIZAÇÃO DE BIOMASSA.....	24
4.3	MONITORAMENTO DO REATOR.....	25
5	RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	27
5.1	CARACTERIZAÇÃO DO SUBSTRATO.....	27
5.2	RESULTADOS FÍSICO-QUÍMICOS.....	28
5.2.1	Temperatura do líquido e Oxigênio Dissolvido.....	32
5.2.2	pH, Alcalinidade a Bicarbonato e Ácidos Voláteis.....	35
5.2.3	Matéria Orgânica, Sólidos Totais e Sólidos Suspensos Totais.....	39
5.2.4	Série Nitrogenada e Fosfórica.....	44
6	CONCLUSÕES.....	51
	REFERÊNCIAS.....	53

1 INTRODUÇÃO

A quantidade e as características dos resíduos gerados em abatedouros variam de forma significativa, desde o tipo de animal a ser abatido, porte físico do mesmo, tipo de planta industrial, técnicas utilizadas durante o abate e grau de automação, além das técnicas de limpeza e higienização de equipamentos e ambientes. O consumo de água é de aproximadamente 2500 L por boi abatido (SPERLING, 1997).

Tanto os teores de matéria orgânica quanto de nutrientes como nitrogênio e fósforo presentes nos efluentes gerados em abatedouros são nocivos ao ambiente se dispostos irregularmente. Os frigoríficos e abatedouros estão entre as principais atividades agroindustriais que necessitam de rigorosa atenção quanto à disposição de seus dejetos devido ao potencial poluidor (BRAILE; CAVALCANTI, 1993).

Os sistemas de tratamento devem ser projetados tendo em vista a legislação ambiental e as características dos despejos gerados pelo abatedouro, a fim de reduzir custos com implementação, operação e manutenção e ao mesmo tempo melhorar a qualidade dos efluentes gerados, sem ocasionar maiores danos aos corpos hídricos receptores.

Embora o sistema anaeróbio seja amplamente utilizado devido a sua capacidade de suportar variações de cargas orgânicas e de vazão; o mesmo mostra-se ineficiente na remoção de nitrogênio e fósforo como destaca Haandel e Lettinga (1994). Para que o tratamento desse tipo de efluente seja eficiente, uma das alternativas é o emprego de técnicas que combinam sistemas anaeróbio-aeróbio.

Domingues (2005) cita que a grande vantagem desta combinação reside na obtenção dos melhores resultados na remoção de matéria carbonácea, nitrogenada e fosfórica ao mesmo tempo em que também se minimizam deficiências individuais, convertendo-se em maior facilidade operacional com menor necessidade de manutenção a custos mais baixos.

Um dos problemas encontrados no sistema combinado anaeróbio-aeróbio é encontrar a condição ótima de funcionamento para cada sistema de forma integrada (BODIK et al., 2003). Desta forma, um estudo aprofundado sobre o mesmo torna-se fundamental, a fim de compreender as reações químicas existentes, dentre elas, a velocidade de degradação, como ocorrem às reações e o tempo necessário para ocorrência.

Portanto, propõe-se o uso de um reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo (RAALF), com fluxo ascendente e biomassa imobilizada, no tratamento de efluente bovino, com intuito

de avaliar seu desempenho na remoção de matéria carbonácea e nitrogenada em diferentes Tempos de Detenção Hidráulica (TDH).

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

O objetivo geral deste trabalho foi avaliar o comportamento de um reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo (RAALF) submetido á variação de carga hidráulica no tratamento de efluente de abatedouro bovino.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Os objetivos específicos correspondem a:

- Caracterizar o substrato e efluente do RAALF por meio de determinações de parâmetros de físico-químicos operado com TDH de 24 h, 18 h e 14 h;
- Realizar perfis de amostragem espacial com determinações dos mesmos parâmetros físico-químicos da caracterização com TDH de 24 h, 18 h e 14 h;
- Realizar a comparação dos resultados físico-químicos entre os TDHs testados afim de verificar em qual TDH o RAALF obteve melhores resultados.

3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

3.1 SISTEMAS ANAERÓBIO-AERÓBIOS

Os efluentes gerados em um abatedouro na sua maioria são compostos por elevada concentração de matéria orgânica, gordura, nutrientes, sólidos e micro-organismos patogênicos com variação significativa de pH e temperatura devido principalmente aos produtos químicos utilizados nos processos de limpeza e higienização (PACHECO; YAMANAKA, 2006).

Os sistemas de tratamento anaeróbio por si só não são capazes de atender os padrões de lançamentos exigidos na legislação ambiental vigente, necessitando de pós-tratamento complementar. Portanto, a combinação de sistemas anaeróbio-aeróbio em um único reator mostra-se vantajosa, tendo destaque para a menor geração de lodo, menor potência requerida de aeração na fase aeróbia, menores custos de implementação e operação (CHERNICHARO, 2006).

Operando um reator combinado anaeróbio-aeróbio de leito fixo no tratamento de água residuária proveniente de uma indústria produtora de lisina com carga orgânica entorno de $1400 \text{ mgDQO.L}^{-1}$ e nitrogênio entorno de 160 mg N/L , Araujo Jr. (2006) constatou a viabilidade técnica deste tipo de tratamento, cujos resultados apontaram a melhor condição operacional com TDH de 35 h (21 h na zona anaeróbia e 14 h na zona aeróbia), e razão de recirculação (R) igual a 3,5, com eficiências de remoção de DQO (Demanda Química de Oxigênio), NTK (Nitrogênio Total Kjeldahl) e NT (Nitrogênio Total) de 97%, 94% e 77%, respectivamente. Já operando com o reator de leito fixo unicamente em condição anaeróbia, apresentou eficiências médias na remoção de DQO de $43 \pm 9\%$, $60 \pm 9\%$ e $70 \pm 6\%$, respectivamente para TDH aplicados de 11 h, 17 h e 21 h.

Em pesquisas desenvolvidas por Aisse et al. (2000), Chernicharo e Nascimento (2001) e Pontes et al. (2003) seus resultados demonstraram que a utilização de filtros percoladores como unidade de pós-tratamento de reator UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket) vem a ser uma alternativa viável para o tratamento de esgoto sanitário, com valores médios de efluente final de DQO, DBO (demanda bioquímica de oxigênio) e SST (Sólidos Suspensos Totais) de aproximadamente $120 \text{ mg DQO.L}^{-1}$, 40 mg DBO/L e 30 mg de SST/L .

Pontes (2009) trabalhando com reator combinado de leito fixo e escoamento ascendente, utilizando argila expandida e espuma de poliuretano para imobilização da biomassa e operando de forma contínua no tratamento de efluentes de abatedouro avícola obteve na segunda fase de operação onde é feita a recirculação do efluente da parte aeróbia para a anaeróbia as eficiências médias de remoção de DQO e NT de $90 \pm 4\%$ e $44 \pm 10\%$, respectivamente, e eficiência de desnitrificação de $89 \pm 6\%$ para o reator anaeróbio-aeróbio com razão de recirculação do efluente líquido igual a 1,5, demonstrando bom desempenho na remoção de matéria orgânica e nutrientes, desde que seja precedido por sistema de pré-tratamento para remoção parcial de sólidos e óleos e graxas.

Devido a significativa capacidade de remoção de matéria orgânica, os efluentes dos reatores anaeróbios em geral podem ter relação N/DQO e P/DQO muito alta para uma posterior remoção de nutrientes, fazendo-se necessário a adição de compostos orgânicos na etapa de desnitrificação e remoção de fósforo segundo Foresti et al. (2006).

Oliveira Netto (2007) trabalhou com reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo, com e sem recirculação da fase líquida, operado de modo contínuo no tratamento de esgoto sanitário, em três diferentes TDH (6, 8 e 10 h), na fase anaeróbia, chegando a eficiência de 80% de remoção de matéria orgânica, e valores de DQO de saída abaixo de 150 mg/L com TDH de 10 h. Na fase anaeróbia-aeróbia sem recirculação com TDH aproximado de 11 h (8 horas na fase anaeróbia e 3 horas na fase aeróbia), a eficiência subiu para 90% de remoção com DQO de saída abaixo de 50 mg/L. Já na fase anaeróbia-aeróbia com razão de recirculação de 1,5 a eficiência de remoção de matéria orgânica e nitrogênio foi respectivamente de 95% e 75%. No geral o reator apresentou estabilidade operacional, alta remoção de matéria orgânica e nitrogênio não tendo a necessidade de fonte exógena de carbono e de suplementação de alcalinidade.

3.2 REMOÇÃO BIOLÓGICA DE NITROGÊNIO

Existem várias formas de o nitrogênio estar presente em águas residuárias bem como em meios aquáticos sendo elas: nitrogênio orgânico, nitrogênio amoniacal (N-NH_3 , N-NH_4^+), nitrito (N-NO_2^-) e nitrato (N-NO_3^-). A quantidade de nitrogênio presente em corpos hídricos deve ser controlada devido o mesmo ser um facilitador do processo de eutrofização. Durante o

processo de remoção/conversão biológica do nitrogênio existe quatro três etapas básicas: amonificação, assimilação, nitrificação e desnitrificação (ARAUJO Jr, 2006). (Figura 1).

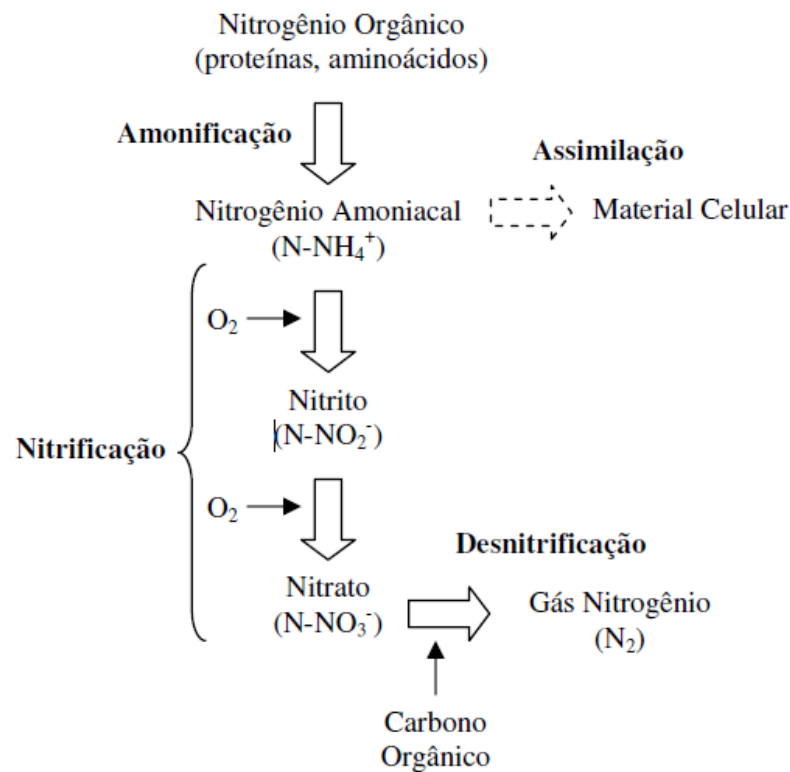


Figura 1: Etapas de transformações do nitrogênio.
Fonte: Adaptado de ARAUJO JR (2006, p. 31).

3.2.1 Amonificação e assimilação

O processo de amonificação consiste na conversão biológica do nitrogênio orgânico, presente na matéria orgânica de águas residuárias, como proteínas, aminoácidos e uréia em nitrogênio amoniacal. A amônia (NH₃), bem como o íon amônio (NH₄⁺), tem suas concentrações variadas de acordo com os valores de pH e temperatura do líquido.

Se a biomassa bacteriana for representada pela fórmula empírica C₅H₇NO₂, estima-se que para cada 1 g de células formadas cerca de 0,12 g de N-NH₄⁺ (14 gN/113 gC₅H₇NO₂) é assimilado. Embora uma parcela do nitrogênio amoniacal possa ser assimilada na síntese celular, sua importância é pequena sendo consideradas preponderantes as etapas de nitrificação e desnitrificação. (METCALF; EDDY, 2003)

3.2.2 Nitrificação

A nitrificação é um processo microbiológico de oxidação do nitrogênio amoniacal (N-NH_4^+) a nitrato (N-NO_3^-), via nitrito (N-NO_2^-), utilizando o oxigênio molecular (O_2) como aceptor final de elétrons. Por sua toxicidade e requerimento de oxigênio do meio, o nitrogênio amoniacal deve ser obrigatoriamente removido de águas residuárias (RITTMANN; MCCARTY, 2001).

A primeira etapa da nitrificação, a oxidação de N-NH_4^+ a N-NO_2^- , é chamada de nitrificação e ocorre em duas fases. Primeiramente, a amônia é oxidada a hidroxilamina (NH_2OH), por meio da ação da enzima amônia mono-oxigenase, na presença de oxigênio molecular e energia para promover a reação. A seguir, a hidroxilamina é convertida a nitrito, por meio da ação da enzima hidroxilamina oxidoreductase. A segunda etapa da nitrificação, a oxidação de N-NO_2^- a N-NO_3^- , é definida como nitratação e é realizada pela enzima nitrito oxidoreductase.

Em sistemas convencionais de tratamento, bactérias aeróbias quimioautotróficas são responsáveis pelo processo de nitrificação utilizando, quase que exclusivamente, o gás carbônico como fonte de carbono. Bactérias do gênero *Nitrossomonas*, *Nitrosococcus*, *Nitrosospira*, *Nitrosolobus* e *Nitrosorobio* participam da etapa de nitrificação (oxidação de N-NH_4^+ a N-NO_2^-). A etapa de nitratação (oxidação de N-NO_2^- a N-NO_3^-) envolve os gêneros *Nitrobacter*, *Nitrococcus*, *Nitrospira*, *Nitrospina* e *Nitroeystis* (METCALF; EDDY, 2003).

3.2.3 Desnitrificação

A conversão biológica de compostos oxidados de nitrogênio como nitrito e nitrato em compostos mais reduzidos como óxido nítrico (NO), óxido nitroso (N_2O) e nitrogênio gasoso (N_2) é denominada desnitrificação. Em processos convencionais de tratamento de águas residuárias, a desnitrificação é processada por bactérias heterotróficas aeróbias facultativas, incluindo os gêneros *Achromobacter*, *Acinetobacter*, *Agrobacterium*, *Alcaligenes*, *Arthrobacter*, *Bacillus*, *Chromobacterium*, *Corynebacterium*, *Flavobacterium*, *Hypomicrobium*, *Moraxella*, *Neisseria*, *Paracoccus*, *Propionibacterium*, *Pseudomonas*,

Rhizobium, *Rhodopseudomonas*, *Spirillum*, *Vibrio*, *Halobacterium* e *Methanomonas* (METCALF; EDDY, 2003).

A velocidade de desnitrificação é dependente da natureza e concentração da fonte de carbono, sendo que os doadores de elétrons típicos são: 1) a matéria orgânica solúvel presente na água residuária; 2) a matéria orgânica solúvel produzida durante o decaimento endógeno celular; e 3) uma fonte externa de carbono tal como metanol, etanol ou ácido acético. Entretanto existe a possibilidade de se utilizar doadores de elétrons alternativos, como os próprios produzidos durante a operação de reatores anaeróbios, tais como ácidos orgânicos, alcoóis, metano, compostos reduzidos de enxofre, entre outros (FORESTI et al., 2006).

3.3 BIOMASSA IMOBILIZADA

A utilização de suporte inerte para imobilização de biomassa demonstra-se como uma alternativa viável e vantajosa para o aprimoramento de reatores. Dentre as vantagens destacam-se: o aumento do tempo de retenção celular e da concentração de biomassa do reator; aumento das velocidades globais de conversão dos substratos, devido às altas concentrações de biomassa; a redução no volume de reatores e a redução na susceptibilidade a choques de cargas orgânicas e temperatura. Sua principal desvantagem é a resistência à transferência de massa, inerentes a processos que envolvam duas fases: sólida e líquida; sendo um fator limitante durante o processo de conversão de biomassa (BRYERS; CHARACKLIS, 1990).

Torna-se então de fundamental importância a escolha do material inerte a ser utilizado para a formação do biofilme no interior do reator. Devem-se levar em conta as características físicas e químicas do material suporte bem como o tipo de água residuária a ser tratada. De acordo com Huysman et al. (1983), verificou que as superfícies porosas e rugosas são mais propícias para a aderência do biofilme do que as lisas e, ainda, o tamanho e o número de poros também influenciará no processo.

Em estudos realizados por Zaiat et al. (1997) e Varesche et al. (1997) demonstraram que o uso da espuma de poliuretano como material suporte para a imobilização da biomassa proporcionou um curto período de partida. Ela facilita o fluxo de substratos e produtos intermediários e requer baixa organização do biofilme. Entretanto ela apresenta desvantagens quanto ao aspecto hidrodinâmico, devido a sua compressibilidade e ao acúmulo de sólidos

retidos no leito, constituindo a origem dos problemas operacionais observados em reatores de leito fixo operados por Lima et al. (2005); Ribeiro et al. (2005) e Zaiat et al. (2000).

Em trabalhos realizados por Chang et al. (2003) e Ortega et al. (2001), com materiais menos porosos e compressíveis, os mesmos indicaram a argila expandida como sendo uma boa opção para evitar a obstrução do leito reacional devido ao acúmulo de sólidos, presentes em elevadas concentrações em águas residuárias, dentre elas as provenientes de abatedouros.

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 REATOR ANAERÓBIO-AERÓBIO DE LEITO FIXO

O RAALF é constituído de um tubo de *plexiglass* de diâmetro interno de 90 mm e comprimento de 1000 mm, formado por uma câmara de alimentação e um leito reacional, subdividido em uma zona anaeróbia e uma zona aeróbia. O volume útil do reator é de aproximadamente 4,75 L e o volume total de aproximadamente 6,5 L (Figura 2).

O RAALF está dividido em seis compartimentos, sendo o compartimento 1 para entrada do efluente, o compartimento 2 com argila expandida, o compartimento 3 com espuma de poliuretano, o compartimento 4 como zona de reação, o compartimento 5 com espuma de poliuretano e o compartimento 6 para saída do efluente tratado.

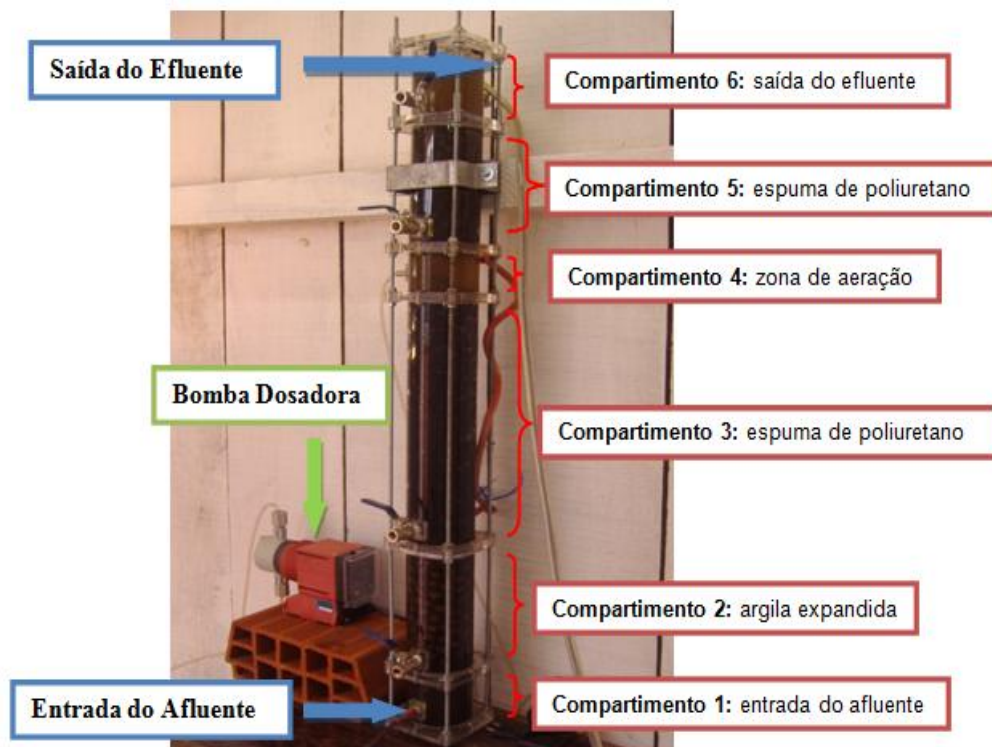


Figura 2: Vista lateral do RAALF.

Fonte: Autoria própria.

A alimentação do RAALF foi realizada por bomba dosadora modelo DM5000, marca Provitec®, com efluente coletado na linha verde do no ultimo tanque de sedimentação do pré-tratamento empregado no frigorífico. A aeração foi feita por um compressor de ar, modelo Boyler® S2000 que injeta ar na câmara de aeração através de uma pedra porosa, com o objetivo de promover a difusão do ar na parte aeróbia do reator. Os pontos de coleta ao longo do RAALF para as análises físico-químicas foram as seguintes: ponto 1 local de coleta no compartimento 2, ponto 2 local de coleta compartimento 3 e ponto 3 local de coleta compartimento 5 sendo sempre também coletados o substrato antes da bomba de alimentação e o efluente tratado após a saída do RAALF.

4.2 MATERIAL SUPORTE DE IMOBILIZAÇÃO DE BIOMASSA

O RAALF foi seccionado em um módulo de argila expandida (densidade aparente $2,035 \text{ g.mL}^{-1}$ e granulometria variando de 10 mm e 20 mm) e um módulo de espuma de poliuretano (densidade aparente $0,026 \text{ g.mL}^{-1}$ e aresta entorno de 20 mm) como material suporte de biomassa. A argila expandida foi utilizada no compartimento 2 por ser menos compressível e porosa do que a espuma de poliuretano, uma vez que tais características proporcionam menor retenção de sólidos vindo a minimizar a colmatação do leito reacional.

Outro fator que contribuiu para essa escolha dos meios suportes foi à aderência preferencial de organismos acidogênicos, geradores de ácidos orgânicos que podem vir a servir como fonte de carbono e energia para os micro-organismos que atuam no processo de desnitrificação, no leito subsequente preenchido por espuma de poliuretano (ORTEGA et al., 2001).

A espuma de poliuretano do compartimento 3 foi inoculada com 4 L de lodo proveniente da lagoa anaeróbia tratando água residuária do abatedouro bovino. A espuma de poliuretano do compartimento 5 e a argila expandida do compartimento 2 não foram previamente inoculadas.

4.3 MONITORAMENTO DO REATOR

Para avaliar o comportamento do RAALF, foram realizadas análises físico-químicas do substrato e do efluente, de acordo com os parâmetros apresentados na Tabela 1, e o mesmo foi submetido a três tempos de detenção hidráulicos distintos, sendo de 24 h, 18 h e 14 h.

O substrato foi coletado semanalmente no final do tanque de sedimentação do sistema de tratamento do abatedouro bovino e mantido em temperatura ambiente. O RAALF foi operado com fluxo ascendente e modo contínuo num período de 45 dias para cada TDH (24 h, 18 h e 14 h) após a estabilização da biomassa.

Tabela 1 - Parâmetros analisados e metodologia empregada na avaliação do comportamento do reator

Parâmetros	Método de Análise	Referência
pH	Potenciométrico	Eaton et al. (2005)
Temperatura do líquido (°C)	Termômetro	-
Oxigênio Dissolvido (mg.L ⁻¹)	Polarográfico	Eaton et al.. (2005)
Demanda Química de Oxigênio (mg.L ⁻¹)	Espectrofotométrico	Eaton et al.. (2005)
Alcalinidade a bicarbonato (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	Titulométrico	Ripley et al.. (1986)
Ácidos voláteis (mgHAc.L ⁻¹)	Titulométrico	Dillalo e Albertson (1961)
Fósforo Total (mgPO ₄ ³⁻ .L ⁻¹)	Espectrofotométrico	Eaton et al.. (2005)
NTK (mgN-NTK.L ⁻¹)	Titulométrico	Eaton et al.. (2005)
Nitrogênio amoniacal (mgN-NH ₄ ⁺ .L ⁻¹)	Titulométrico	Eaton et al.. (2005)
Nitrito (mgN-NO ₂ ⁻ .L ⁻¹)	Espectrofotométrico	Eaton et al.. (2005)
Nitrato (mgN-NO ₃ ⁻ .L ⁻¹)	Espectrofotométrico	Eaton et al.. (2005)
Sólidos totais (mg.L ⁻¹)	Gravimétrico	Eaton et al.. (2005)
Sólidos suspensos (mg.L ⁻¹)	Gravimétrico	Eaton et al.. (2005)
Sólidos suspensos voláteis (mg.L ⁻¹)	Gravimétrico	Eaton et al.. (2005)

Para cada TDH testado foram realizados quatro perfis de amostragem espacial com coletas de amostras do efluente realizadas ao longo da altura do reator. Todas as análises

físico-químicas foram realizadas no Laboratório de Saneamento da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, câmpus Campo Mourão.

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.1 CARACTERIZAÇÃO DO SUBSTRATO

O resultado da caracterização físico-química do substrato, realizada durante o período de operação do RAALF, está detalhado na Tabela 2.

Tabela 2: Caracterização físico-química do substrato

Parâmetros	N	Máx	Min	Méd	DP
TL (°C)	20	27	16	22	4,5
OD (mg.L ⁻¹)	20	0,5	0,0	0,1	0,1
pH	20	7,9	6,5	-	0,3
AB (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	20	1.174	354	671	256,0
AV (mgHAc.L ⁻¹)	20	389	98	245	88,4
NTK (mg N-NTK.L ⁻¹)	20	605	231	317	119,6
N-AMON (mg NH ₄ ⁺ .L ⁻¹)	20	315	98	197	73,1
N-NO ₂ ⁻ (mg.L ⁻¹)	20	0,42	0,02	0,08	0,11
N-NO ₃ ⁻ (mg.L ⁻¹)	20	15,0	1,7	7,3	5,7
P (mgPO ₄ ³⁻ .L ⁻¹)	20	2,9	0,1	0,5	0,7
DQO bruta (mg.L ⁻¹)	20	4.331	1.516	2.647	829
DQO filtrada (mg.L ⁻¹)	20	1.439	446	982	256
ST (mg.L ⁻¹)	20	6.188	2.596	4.409	1.169
SST (mg.L ⁻¹)	20	4.020	980	2.382	1.009
SSV (mg.L ⁻¹)	20	2168	1616	2027	160

Legenda: N = número de amostras, **Máx** = máximo, **Min** = mínimo, **Méd** = média, **DP** = Desvio padrão.

A temperatura média do substrato foi de 22 °C e embora tenha alcançado máxima de 27,4 °C essas temperaturas não são favoráveis para o processo anaeróbio e aeróbio tornando-

se um fator limitante no desempenho do RAALF. Gerardi (2006) relata que a temperatura ótima para o pleno desempenho das bactérias anaeróbias e aeróbias é entorno de 30 °C sendo crítico para temperaturas inferiores a 20 °C.

O pH do substrato variou de 6,5 a 7,9 ficando próximos ao ideal para o crescimento bacteriano e a produção de metano que é de 7,5 (LETTINGA, 1999). Com média de 670 mgCaCO₃.L⁻¹ para alcalinidade a bicarbonato e 245 mgHA_c.L⁻¹ para ácidos voláteis o substrato apresentou variação significativa desses parâmetros com mínimas de 354 mgCaCO₃.L⁻¹ e 98 mgHA_c.L⁻¹ e com máximas de 1174 mgCaCO₃.L⁻¹ e 389 mgHA_c.L⁻¹ aproximadamente.

Quanto à concentração de matéria orgânica presente no substrato este foi um dos parâmetros com maiores variações ao longo do período de operação. As concentrações de DQO bruta e filtrada tiveram médias de 2.647 mg.L⁻¹ e 982 mg.L⁻¹ respectivamente, quanto á sólidos totais e sólidos suspensos totais as medias foram de 4410 mg.L⁻¹ e 2380 mg.L⁻¹. Essas variações são ocasionadas principalmente pelo funcionamento descontínuo do abatedouro e pela variação na quantidade de bovinos abatidos por dia.

As concentrações mínimas e máximas de NTK e nitrogênio amoniacal foram 230 mg N-NTK.L⁻¹, 99 mg N-NH₄⁺.L⁻¹ e 605 mg N-NTK.L⁻¹, 315 mg N-NH₄⁺.L⁻¹ respectivamente. Já as concentrações mínimas e máximas de fósforo foi de 0,1 mgPO₄³⁻.L⁻¹ e 2,90 mgPO₄³⁻.L⁻¹. A relação C/N foi determinada em função da DQO bruta e Nitrogênio total (Nt), que é a soma do nitrogênio orgânico, amoniacal, nitrito e nitrato, obtendo uma relação de C/Nt 8, sendo que Metcalf e Eddy (2003) apontam que tal relação C/Nt tem que ser superior a 5 em reatores que se deseja oxidar a matéria orgânica e alcançar a nitrificação.

5.2 RESULTADOS FÍSICO-QUÍMICOS

Os resultados das análises físico-químicas do efluente obtidos durante o período de operação do RAALF, referente aos TDHs de 24 h, 18 h e 14 h estão detalhados nas Tabelas 3, 4 e 5 respectivamente.

Tabela 3: Resultados físico-químicos do efluente do RAALF para TDH de 24 h.

Parâmetros	Perfil 1					Perfil 2					Resumo Efluente			
	Aflu	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Eflu	Aflu	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Eflu	Máx	Min	Média	DP
TL (°C)	16	17	17	17	17	20	21	20	21	20	20	17	18	2
OD (mg.L ⁻¹)	0,1	0,4	0,6	4,9	3,6	0,0	0,0	0,6	4,7	3,8	3,8	3,0	3,5	0,4
pH	7,2	7,1	7,9	8,4	8,2	7,3	7,2	8,1	8,6	8,5	8,5	8,2	8,4	0,1
AB (mgCaCO3.L ⁻¹)	619	656	750	711	736	714	733	751	853	876	876	729	776	68
ÁV (mgHAc.L ⁻¹)	206	146	114	78	101	243	164	106	101	87	114	87	100	11
NTK (mgN.L ⁻¹)	311	185	302	215	118	284	213	211	183	125	142	119	127	10
AMON (mgN.L ⁻¹)	132	117	111	105	86	144	123	114	134	122	92	125	102	25
N-NO ₂ ⁻ (mg.L-1)	0,10	0,08	0,05	0,05	0,70	0,08	0,11	0,04	0,12	0,69	0,70	0,24	0,54	0,21
N-NO ₃ ⁻ (mgN.L ⁻¹)	10,00	16,00	11,00	9,00	20,00	12,00	18,00	15,00	22,00	38,00	38,00	20,00	27,50	7,72
P (mgPO ₄ ³⁻ .L ⁻¹)	0,51	0,46	0,55	0,28	0,23	0,22	0,16	0,15	0,14	0,12	0,23	0,12	0,18	0,05
DQO bruta (mg.L-1)	3114	999	1319	1019	652	2457	994	994	919	527	652	514	560	63
DQO filtrada (mg.L-1)	939	582	369	369	234	859	542	337	312	232	277	232	251	22
ST (mg.L-1)	6188	1716	3348	2510	1302	4698	2394	2002	1300	1372	1372	992	1245	171
SST (mg.L-1)	3980	2890	3180	1125	160	3100	1280	1005	485	140	160	73	130	39
Parâmetros	Perfil 3					Perfil 4								
	Aflu	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Eflu	Aflu	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Eflu				
TL (°C)	18	17	17	18	19	16	16	16	16	17				
OD (mg.L ⁻¹)	0,5	1,0	1,2	4,5	3,0	0,0	0,3	0,0	6,4	3,5				
pH	7,1	7,3	8,1	8,5	8,5	7,3	7,3	8,1	8,6	8,4				
AB (mgCaCO3.L ⁻¹)	354	646	664	705	729	491	674	710	837	764				
ÁV (mgHAc.L ⁻¹)	238	148	101	90	98	258	160	116	105	114				
NTK (mgN.L ⁻¹)	244	218	202	175	142	231	188	237	180	124				
AMON (mgN.L ⁻¹)	144	135	129	131	125	131	119	114	87	74				
N-NO ₂ ⁻ (mg.L-1)	0,05	0,07	0,05	0,11	0,54	0,06	0,07	0,05	0,08	0,24				
N-NO ₃ ⁻ (mgN.L ⁻¹)	15,00	14,00	19,00	21,00	28,00	13,00	12,00	14,00	18,00	24,00				
P (mgPO ₄ ³⁻ .L ⁻¹)	0,24	0,20	0,19	0,14	0,17	0,39	0,36	0,34	0,28	0,20				
DQO bruta (mg.L-1)	1704	969	984	854	514	1517	974	1032	1002	549				
DQO filtrada (mg.L-1)	807	517	342	324	262	827	604	372	317	277				
ST (mg.L-1)	3164	1524	1432	1072	992	3574	1818	2286	1938	1312				
SST (mg.L-1)	1630	930	705	385	73	4020	1365	1325	810	148				

Tabela 4: Resultados físico-químicos do efluente do RAALF para TDH de 18 h.

Parâmetros	Perfil 1					Perfil 2					Resumo Efluente			
	Aflu	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Eflu	Aflu	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Eflu	Máx	Min	Média	DP
TL (°C)	27	25	25	25	26	27	24	23	23	23	20	17	25	1
OD (mg.L ⁻¹)	0,1	0,3	1,7	4,6	4,7	0,2	1,0	3,2	4,8	5,0	3,8	3,0	4,7	0,4
pH	7,9	7,9	8,6	8,7	8,6	6,5	6,9	8,1	8,6	8,4	8,5	8,2	8,5	0,1
AB (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	1090	1106	1213	1206	1213	434	616	650	651	619	876	729	755	306
ÁV (mgHAc.L ⁻¹)	351	256	207	190	134	133	98	89	58	38	114	87	81	40
NTK (mgN.L ⁻¹)	606	572	573	577	583	272	161	170	146	93	142	119	231	235
AMON (mgN.L ⁻¹)	188	158	141	128	92	190	127	118	92	73	92	125	76	17
N-NO ₂ ⁻ (mg.L-1)	0,08	0,10	0,12	0,13	0,76	0,05	0,07	0,12	0,37	0,74	0,70	0,24	0,64	0,13
N-NO ₃ ⁻ (mgN.L ⁻¹)	2,56	2,32	2,72	3,20	3,44	1,76	1,92	1,20	2,88	2,56	38,00	20,00	3,20	0,48
P (mgPO ₄ ³⁻ .L ⁻¹)	2,95	0,98	0,79	0,94	0,41	0,85	0,94	0,94	0,86	0,69	0,23	0,12	0,40	0,21
DQO bruta (mg.L-1)	3172	4007	2249	1132	912	3257	2442	2779	1122	372	652	514	568	269
DQO filtrada (mg.L-1)	982	944	594	532	274	1162	869	534	249	162	277	232	205	60
ST (mg.L-1)	4938	2010	4122	4078	1618	2596	990	2212	1178	798	1372	992	1132	401
SST (mg.L-1)	1530	1030	2830	2140	176	2400	480	670	573	140	160	73	119	54
Parâmetros	Perfil 3					Perfil 4								
	Aflu	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Eflu	Aflu	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Eflu				
TL (°C)	25	24	24	24	24	25	25	25	25	25				
OD (mg.L ⁻¹)	0,2	1,0	2,4	4,8	5,0	0,1	1,0	2,4	4,3	4,2				
pH	7,0	7,1	8,1	8,6	8,5	7,1	7,3	8,3	8,6	8,5				
AB (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	520	584	586	625	592	492	526	571	607	596				
ÁV (mgHAc.L ⁻¹)	208	132	104	70	75	196	149	120	100	77				
NTK (mgN.L ⁻¹)	289	227	182	157	125	301	254	217	179	121				
AMON (mgN.L ⁻¹)	98	95	132	91	54	192	162	142	131	86				
N-NO ₂ ⁻ (mg.L-1)	0,04	0,06	0,22	0,49	0,50	0,07	0,09	0,14	0,48	0,55				
N-NO ₃ ⁻ (mgN.L ⁻¹)	2,32	2,08	2,56	3,68	3,68	2,00	2,16	2,16	2,80	3,12				
P (mgPO ₄ ³⁻ .L ⁻¹)	0,64	0,38	0,47	0,26	0,25	0,75	0,59	0,52	0,28	0,25				
DQO bruta (mg.L-1)	4332	1844	1039	932	337	3364	1249	1319	1019	652				
DQO filtrada (mg.L-1)	1327	829	344	304	149	1439	832	619	369	234				
ST (mg.L-1)	3746	1214	1414	1174	808	6188	1716	3348	2510	1302				
SST (mg.L-1)	2670	750	843	437	48	3100	1280	1005	323	112				

Tabela 5: Resultados físico-químicos do efluente do RAALF para TDH de 14 h.

Parâmetros	Perfil 1					Perfil 2					Resumo Efluente			
	Aflu	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Eflu	Aflu	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Eflu	Máx	Min	Média	DP
TL (°C)	27	28	28	27	28	27	28	28	29	28	20	17	24	5
OD (mg.L ⁻¹)	0,1	0,4	0,6	4,9	3,6	0,0	0,0	0,6	4,7	3,8	3,8	3,0	3,5	0,4
pH	7,8	7,5	7,5	8,6	8,5	7,3	7,4	8,0	8,3	8,4	8,5	8,2	8,2	0,4
AB (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	1175	1027	1135	1146	1263	798	845	1069	1167	1180	876	729	891	469
ÁV (mgHAc.L ⁻¹)	365	454	255	133	111	390	418	271	125	120	114	87	89	37
NTK (mgN.L ⁻¹)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
AMON (mgN.L ⁻¹)	296	-	-	-	217	315	-	-	-	181	92	125	174	42
N-NO ₂ ⁻ (mg.L-1)	0,02	-	-	-	0,03	0,03	-	-	-	0,05	0,70	0,24	0,05	0,01
N-NO ₃ ⁻ (mgN.L ⁻¹)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
P (mgPO ₄ ³⁻ .L ⁻¹)	0,12				0,07	0,13				0,09	0,23	0,12	0,07	0,01
DQO bruta (mg.L-1)	2184	1037	949	569	564	2457	1174	1019	989	502	652	514	467	97
DQO filtrada (mg.L-1)	986	977	872	484	342	1059	962	894	619	362	277	232	316	51
ST (mg.L-1)	5180	3573	2763	4377	1113	4698	5243	3683	3350	1111	1372	992	918	274
SST (mg.L-1)	980	720	233	527	98	1350	753	687	887	100	160	73	84	21
Parâmetros	Perfil 3					Perfil 4								
	Aflu	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Eflu	Aflu	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Eflu				
TL (°C)	17	16	16	17	17	24	24	24	24	24				
OD (mg.L ⁻¹)	0,2	1,0	1,2	4,5	3,0	0,1	0,3	1,9	6,4	3,5				
pH	7,7	7,1	7,2	7,8	7,6	7,5	7,3	7,6	8,3	8,2				
AB (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	571	544	531	361	230	801	805	912	892	891				
ÁV (mgHAc.L ⁻¹)	99	54	41	36	37	258	308	189	98	89				
NTK (mgN.L ⁻¹)														
AMON (mgN.L ⁻¹)	273				181	269				116				
N-NO ₂ ⁻ (mg.L-1)	0,42				0,06	0,03				0,05				
N-NO ₃ ⁻ (mgN.L ⁻¹)														
P (mgPO ₄ ³⁻ .L ⁻¹)	0,10				0,06	0,10				0,07				
DQO bruta (mg.L-1)	1704	1617	874	292	334	2517	2276	947	617	467				
DQO filtrada (mg.L-1)	447	219	274	204	244	963	719	680	436	316				
ST (mg.L-1)	3164	1897	2215	858	531	4782	2837	2221	2862	918				
SST (mg.L-1)	2156	1940	874	156	55	1679	1138	925	523	84				

5.2.1 Temperatura do Líquido e Oxigênio Dissolvido

O comportamento das temperaturas do efluente, obtidas nos perfis espaciais do RAALF, durante a operação dos TDHs de 24 h (a), 18 h (b) e 14h (c) está apresentada na Figura 3.

Durante a operação do RAALF as temperaturas do efluente variaram entre 17 e 28°C, com médias de 18, 24, e 24 °C para os TDHs de 24 h, 18 h, e 14 h respectivamente. A maior variação de temperatura ao longo da altura do reator foi observada no TDH de 18 h, em que a diferença de temperatura do substrato para o efluente em um dos perfis foi de 3,5 °C, enquanto que nos demais TDHs elas se mantiveram estáveis com diferenças de substrato e efluente de no máximo 1 °C. A temperatura é um fator limitante no processo de nitrificação, o ideal é manter entre 25 e 35°C (NEUFELD; GREENFIELD; RIEDER, 1986; BITTON, 2005; GERARDI, 2006).

Além da temperatura outro fator tão limitante quanto é a concentração de oxigênio dissolvido presente no meio, para a ocorrência do processo de nitrificação. A demanda necessária para a oxidação da amônia é de 4,6 gO₂ para cada gN-NH₄⁺, afim de que não ocorra inibição do processo é preciso manter os valores de OD acima de 2,0 mgO₂/L (NOQUEIRA, 1998; GERARDI, 2006).

A variação da concentração de OD no efluente do RAALF foi de 2,9 a 6,3 mgO₂.L⁻¹, ficando acima do limite mínimo descrito em literatura. As concentrações médias de OD para os TDHs de 24 h, 18 h e 14 h foram de 3,4; 4,7 e 3,4 mgO₂.L⁻¹ respectivamente. O ponto 2 (Fase anaeróbia) apresentou ligeiro aumento da concentração de OD em todos os TDHs testados, tal aumento é ocasionado pela influência da câmara de aeração. As maiores concentrações de OD ao longo do reator foram observados no ponto de coleta logo após a câmara de aeração mantendo-se estável no efluente do TDH de 18 e ligeira queda nos TDHs de 24 h e 14 h.

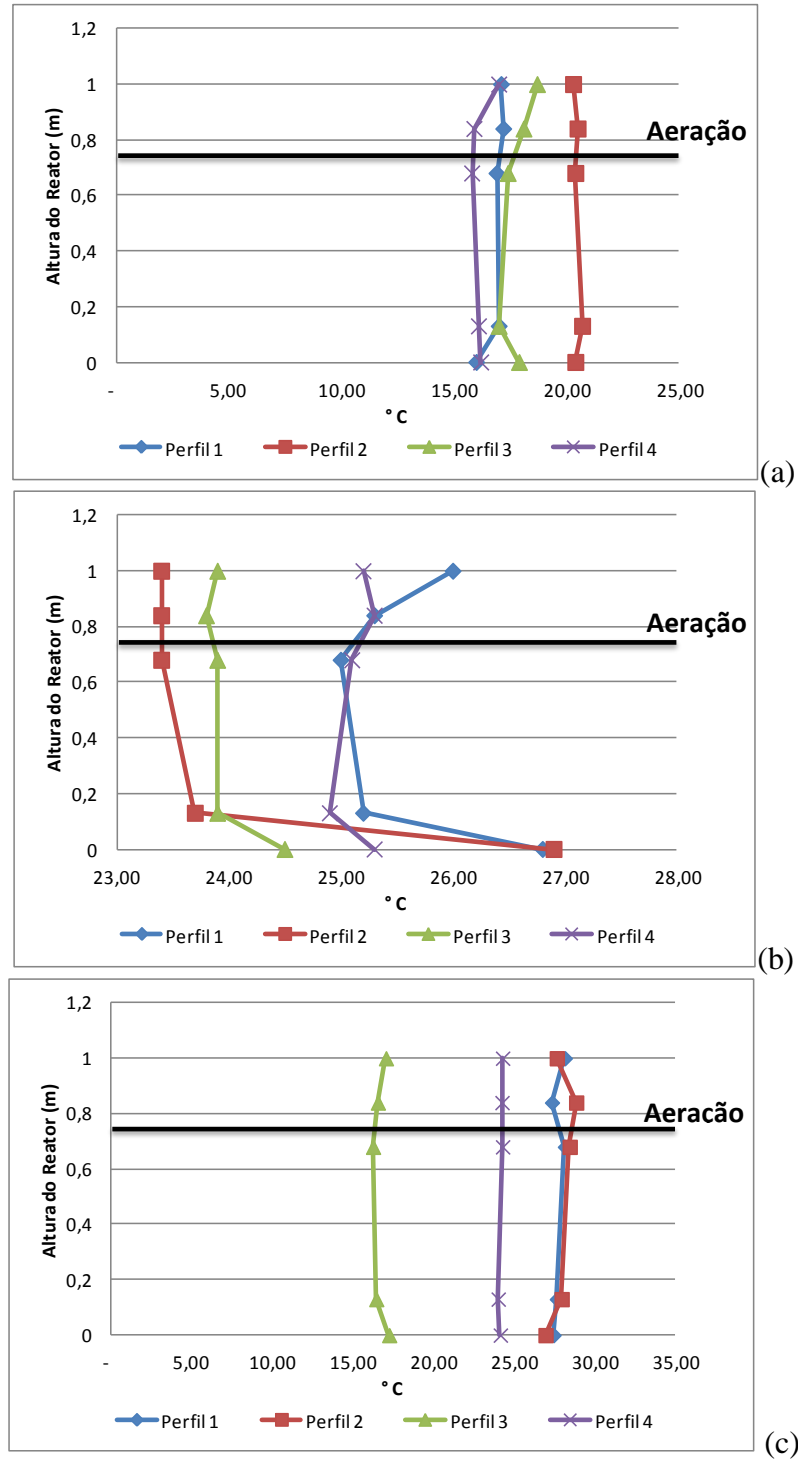


Figura 3: Variação da temperatura ao longo da altura do RAALF.
Fonte: Autoria própria.

A variação da concentração de oxigênio dissolvido, obtidos nos perfis espaciais, durante a operação do RAALF, para os TDHs de 24 h (a), 18 h (b) e 14 h (c) estão apresentados na Figura 4.

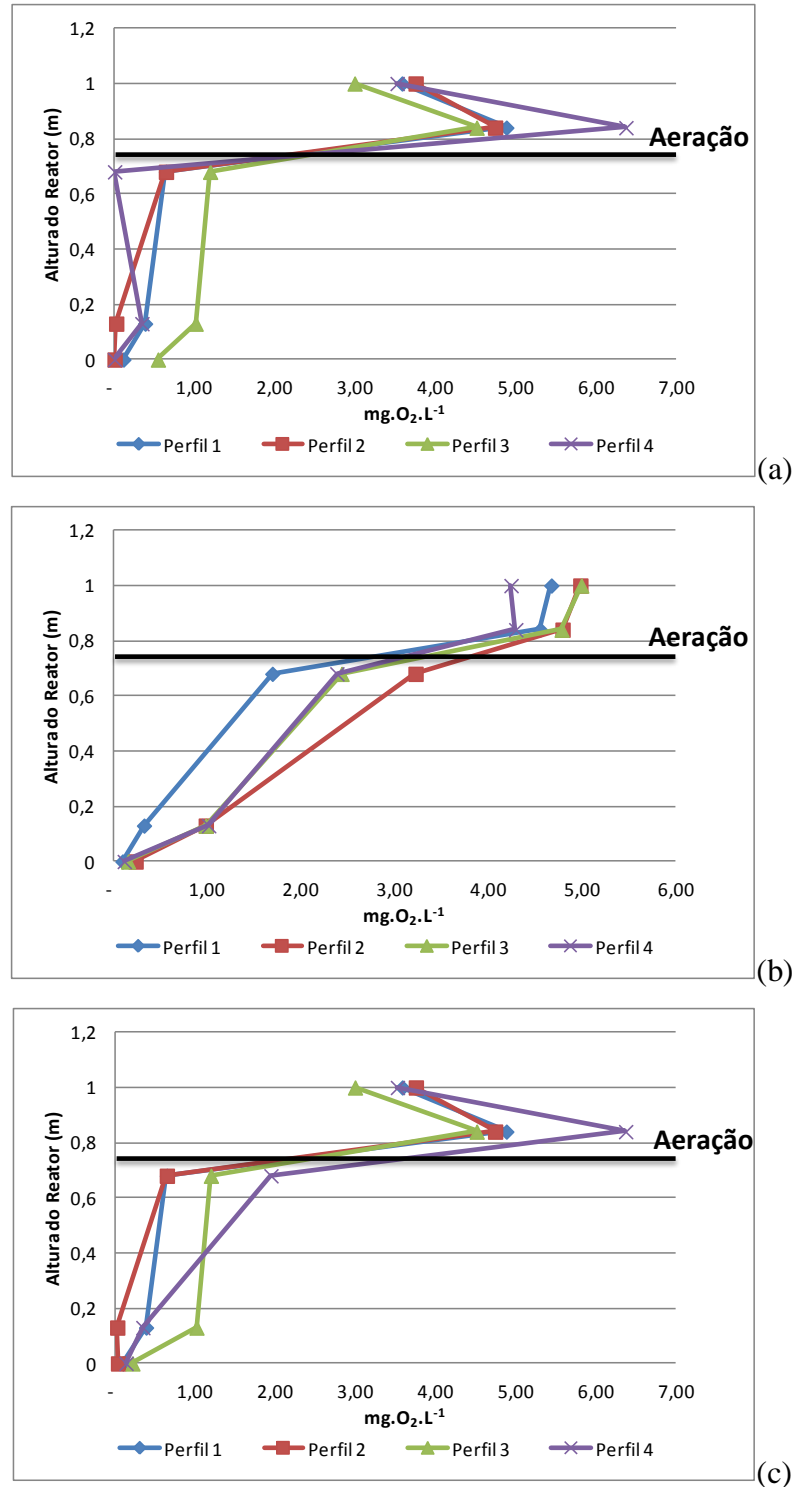


Figura 4: Variação da concentração de oxigênio dissolvido ao longo da altura do RAALF.
Fonte: Autoria própria.

Além da temperatura outro fator tão limitante quanto é a concentração de oxigênio dissolvido presente no meio, para a ocorrência do processo de nitrificação. A demanda necessária para a oxidação da amônia é de 4,6 gO₂ para cada gN-NH₄⁺, afim de que não

ocorra inibição do processo é preciso manter os valores de OD acima de 2,0 mgO₂/L (NOQUEIRA, 1998; GERARDI, 2006).

A variação da concentração de OD no efluente do RAALF foi de 2,9 a 6,3 mgO₂.L⁻¹, ficando acima do limite mínimo descrito em literatura. As concentrações médias de OD para os TDHs de 24 h, 18 h e 14 h foram de 3,4, 4,7 e 3,4 mgO₂.L⁻¹ respectivamente. O ultimo ponto de coleta na fase anaeróbia apresentou ligeiro aumento da concentração de OD em todos os TDHs testados, tal aumento é ocasionado pela influência da câmara de aeração. As maiores concentrações de OD ao longo do reator foram observados no ponto de coleta logo após a câmara de aeração mantendo-se estável no efluente do TDH de 18 e ligeira queda nos TDHs de 24 h e 14 h.

5.2.2 pH, Alcalinidade a bicarbonato e Ácidos Voláteis

A variação dos valores de pH, alcalinidade a bicarbonato e ácidos voláteis obtidos nos perfis espaciais durante a operação do RAALF nos TDHs de 24 h (a), 18 h (b) e 14 h (c), estão ilustrados nas figuras 5, 6 e 7 respectivamente.

O pH do efluente durante a operação do RAALF variou de 8,6 e 7,6, com mínimas e máximas de 8,2 e 8,5; 8,4 e 8,6; 7,6 e 8,4 para os TDHs de 24 h, 18 h e 14 h respectivamente. Durante o monitoramento do pH ao longo da altura do reator foi possível observar um aumento na fase anaeróbia em relação a fase aeróbia, com diminuição dos valores no efluente final (último ponto de coleta) em todos os TDHs. Esse aumento é um indicativo da capacidade de tamponamento do RAALF, já o declínio no efluente final é justificado pelo consumo de CO₂, durante a oxidação da amônia no processo de nitrificação (BITTON, 2005).

A alcalinidade a bicarbonato do efluente do RAALF variou de 230 a 1260 mgCaCO₃.L⁻¹ durante o período de operação, com médias de 776; 754 e 890 mgCaCO₃.L⁻¹ para os TDHs de 24 h, 18 h e 14 h respectivamente. Para Gujer (1984) valores de alcalinidade menores que 100 mgCaCO₃.L⁻¹ são limitantes para o processo de nitrificação, já Biesterfeld et al. (2003) observaram que para alcalinidade menor que 45 mgCaCO₃.L⁻¹ as taxas de produção de nitritos e nitratos são afetadas em biofilmes nitrificantes.

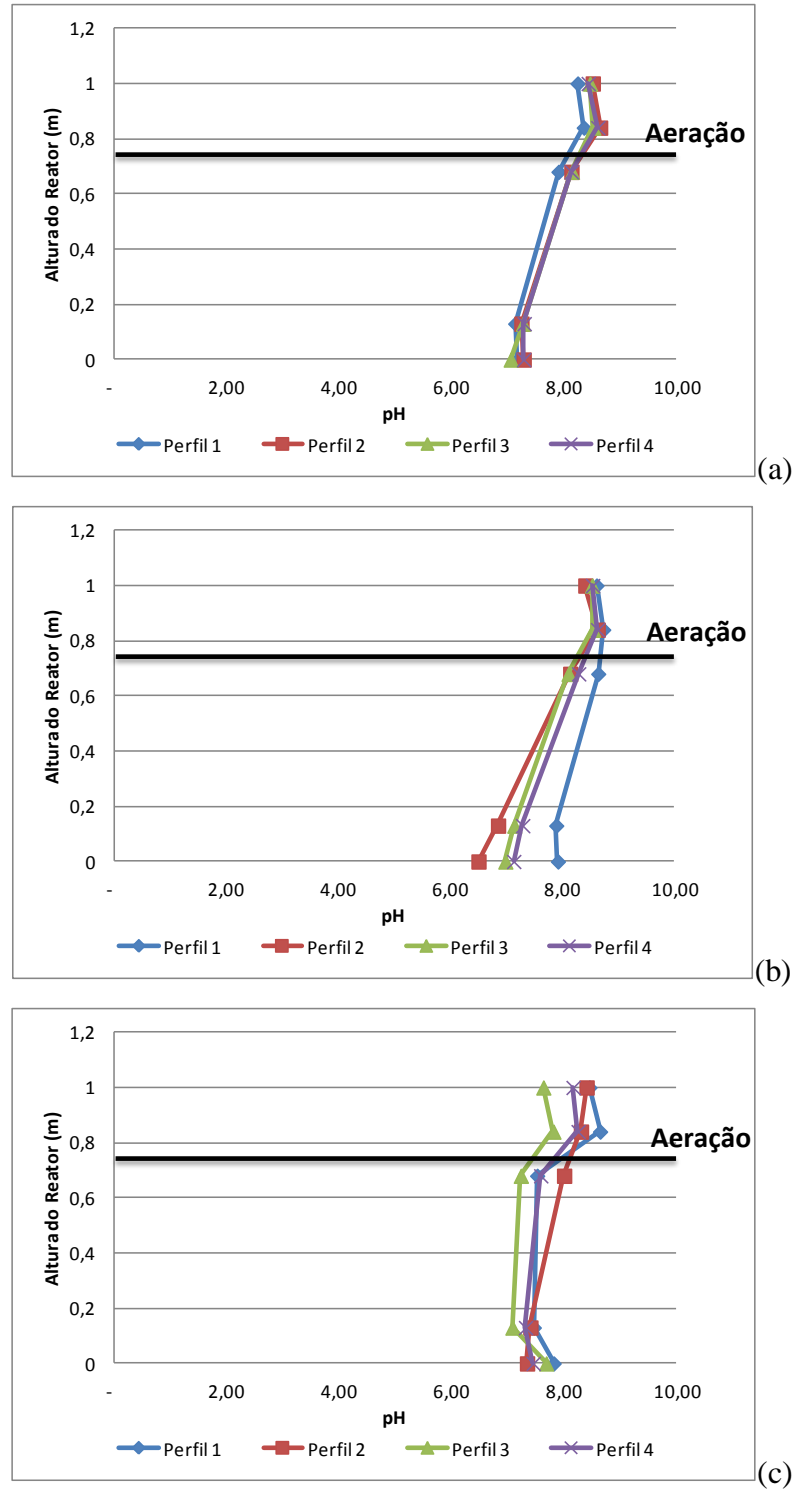


Figura 5: Variação do pH ao longo da altura do RAALF.

Fonte: Autoria própria.

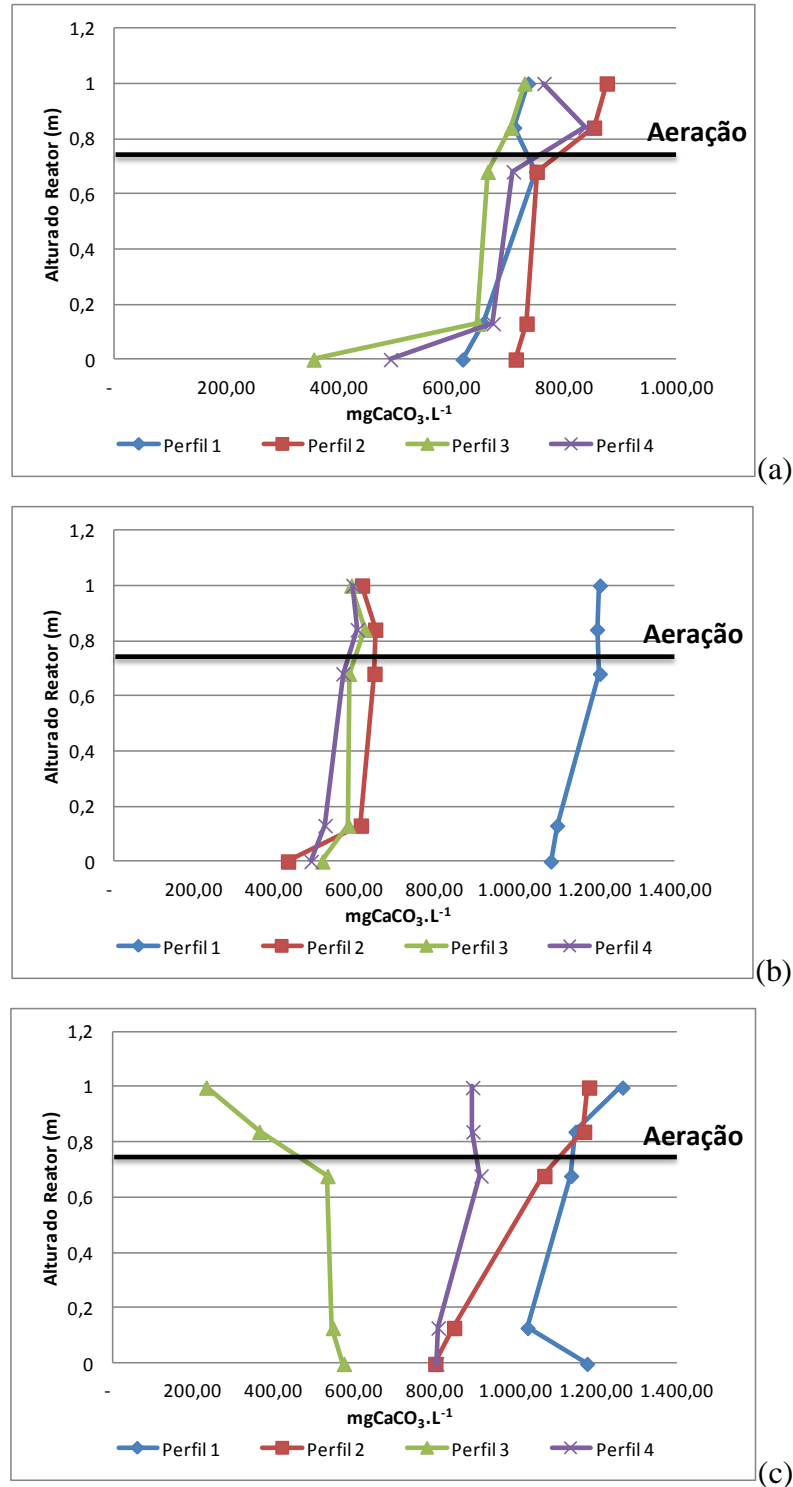


Figura 6: Variação da concentração de alcalinidade a bicarbonato ao longo da altura do RAALF.
Fonte: Autoria própria.

Quanto a concentração de ácidos voláteis do efluente, a variação foi de 37 a 134 mgHAc.L⁻¹ durante o período de operação, e médias de 100; 80 e 89 mgHAc.L⁻¹ para os TDHs de 24 h, 18 h e 14 h respectivamente. A relação média de AV/AB foi de 0,12, 0,1 e 0,1

para os TDHs de 24 h, 18 h e 14 h, respectivamente. Ripley et al. (2003) destacam que em processos anaeróbios a relação AV/AB não deve ultrapassar 0,3.

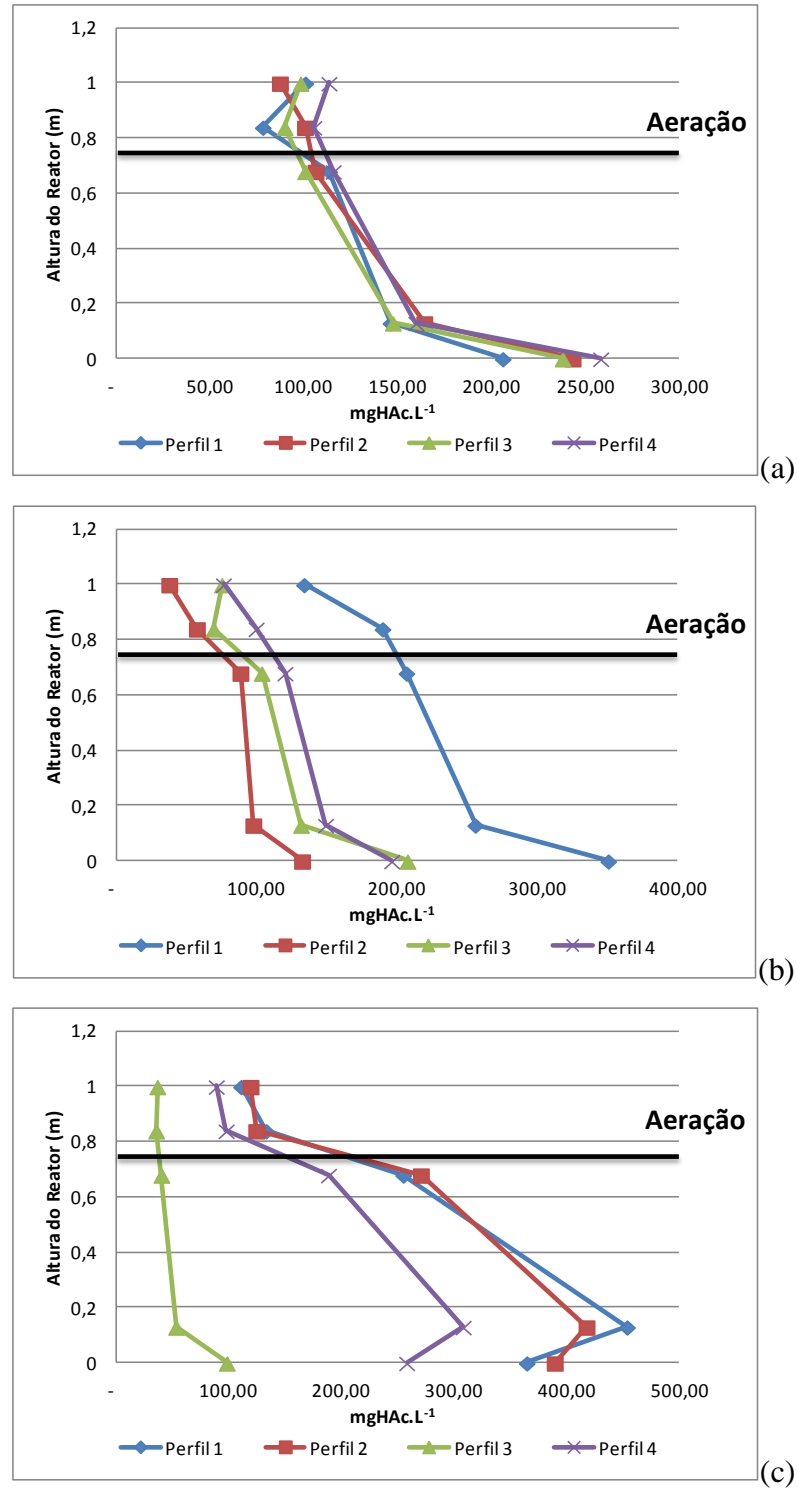


Figura 7: Variação da concentração de ácidos voláteis ao longo da altura do RAALF.
Fonte: Autoria própria.

Com o monitoramento ao longo da altura do reator foi possível observar que a alcalinidade a bicarbonato aumentou do substrato para o efluente na maioria dos perfis, sendo que apenas em um dos perfis do TDH de 14 houve uma queda significativa da fase anaeróbia para a aeróbia. O inverso ocorreu com ácidos voláteis havendo a diminuição do mesmo ao longo da altura do reator.

Ficou evidente também o aumento da concentração de alcalinidade a bicarbonato até o início da fase aeróbia e que em seguida a mesma passa a ter ligeira queda na maioria dos perfis. Na ocorrência do processo de nitrificação existem duas reações responsáveis pelo consumo de alcalinidade, a primeira seria o consumo de alcalinidade a bicarbonato como fonte de carbono para síntese celular e a segunda é a produção de ácido nitroso (HNO_2) (GERARDI, 2006).

Um efeito observado foi o aumento da concentração de ácidos voláteis no ponto 1 de coleta ao longo do RAALF em três dos quatro perfis realizados no TDH de 14 h. Pontes (2009) trabalhando com reator de leito fixo combinado anaeróbio aeróbio, com argila expandida e espuma de poliuretano como suportes de imobilização de biomassa, no tratamento de águas residuárias de abatedouro de aves, também relatou esse aumento na região do leito de argila expandida sendo que o mesmo era esperado servindo como fonte de carbono no processo de desnitrificação no reator anaeróbio-aeróbio com recirculação da fase líquida.

5.2.3 Matéria orgânica, Sólidos Totais e Sólidos Suspensos Totais

O comportamento da matéria orgânica, em termos de DQO bruta e filtrada, de Sólidos Totais e Sólidos Suspensos Totais durante a operação do RAALF para os TDHs de 24 h (a), 18 h (b) e 14 h (c) estão graficamente representados nas Figuras 8, 9, 10 e 11, respectivamente.

As eficiências médias de remoção de DQO bruta e filtrada foram de 70,3 e 70,7% para o TDH de 24 h; 83,9 e 83,3% para o TDH de 18 h; 78,9 e 63,4% para o TDH de 14 h, tendo concentrações médias de DQO bruta e filtrada de 560 e 250 mg.L^{-1} para o TDH de 24 h; 567 e 204 mg.L^{-1} para o TDH de 18 h, e 466 e 315 mg.L^{-1} para o TDH de 14 h. Apesar da grande variação da concentração de DQO bruta e filtrada no substrato do RAALF o mesmo não

aconteceu com seus efluentes, indicando que o RAALF apresenta-se robusto para absorver variações de carga orgânica.

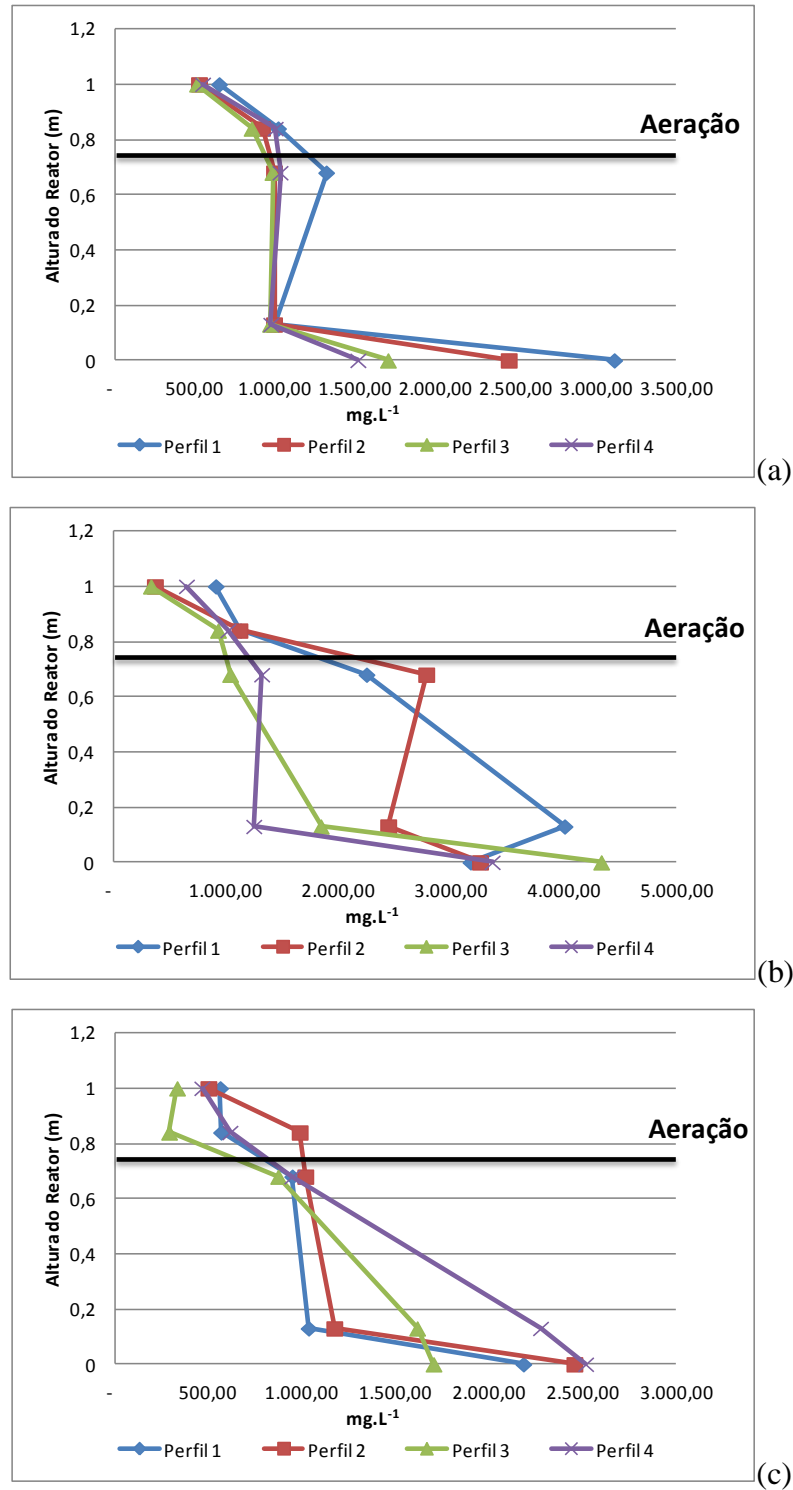


Figura 8: Variação da concentração de DQO bruta ao longo da altura do RAALF.
Fonte: Autoria própria.

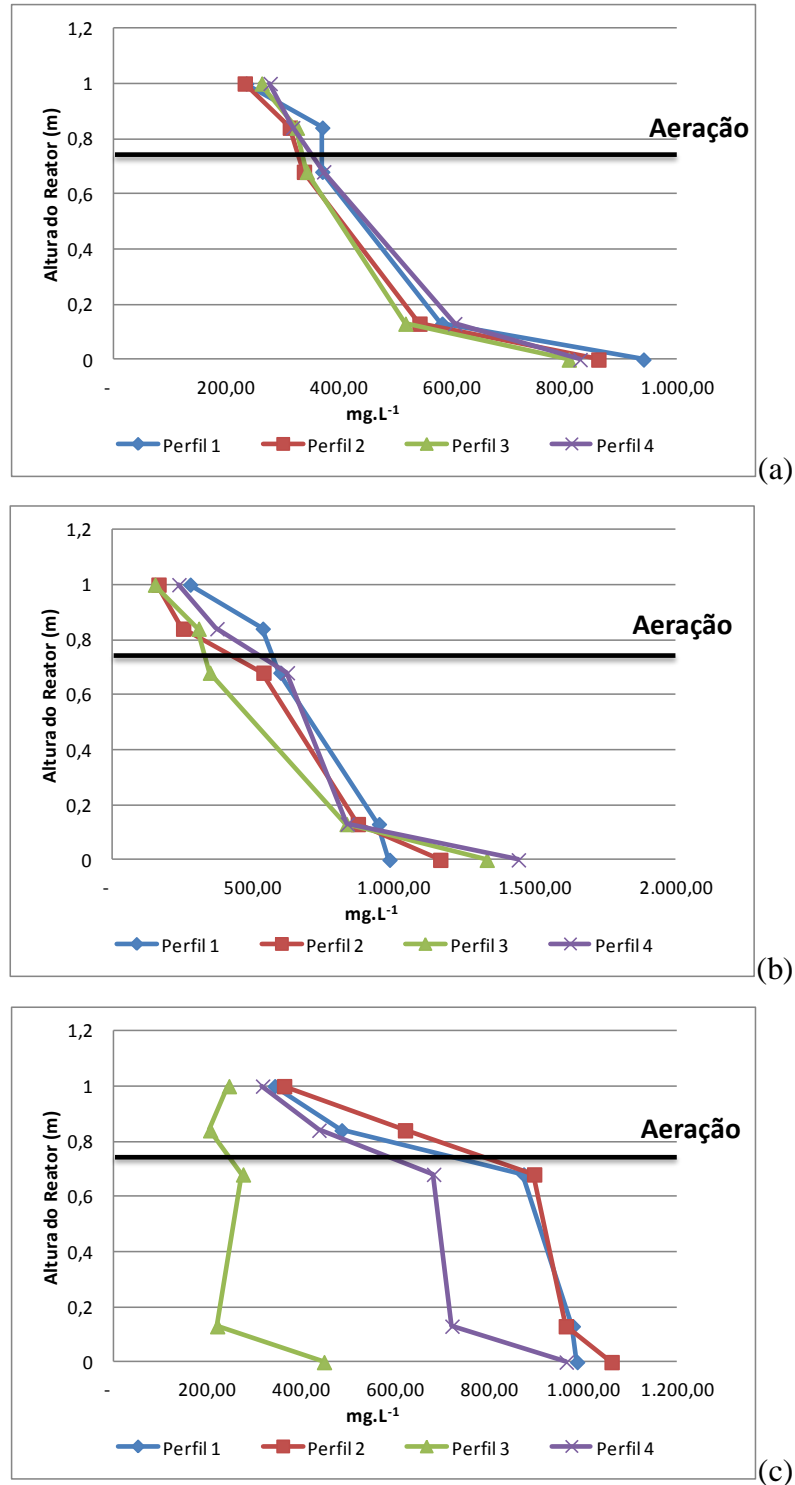


Figura 9: Variação da concentração de DQO filtrada ao longo da altura do RAALF **Fonte:** Autoria própria.

As eficiências médias de remoção de Sólidos Totais e Sólidos Suspensos Totais foram de 71,5 e 95,9% para o TDH de 24 h; 74,0 e 95,0% para o TDH de 18 h; e de 79,3 e 94,5% para o TDH de 14 h, cujas concentrações médias de ST e SST foram de 1244 e

130 mg.L⁻¹ para o TDH de 24 h; 1131 e 119 mg.L⁻¹ para o TDH de 18 h; e 918 e 84 mg.L⁻¹ para o TDH de 14 h.

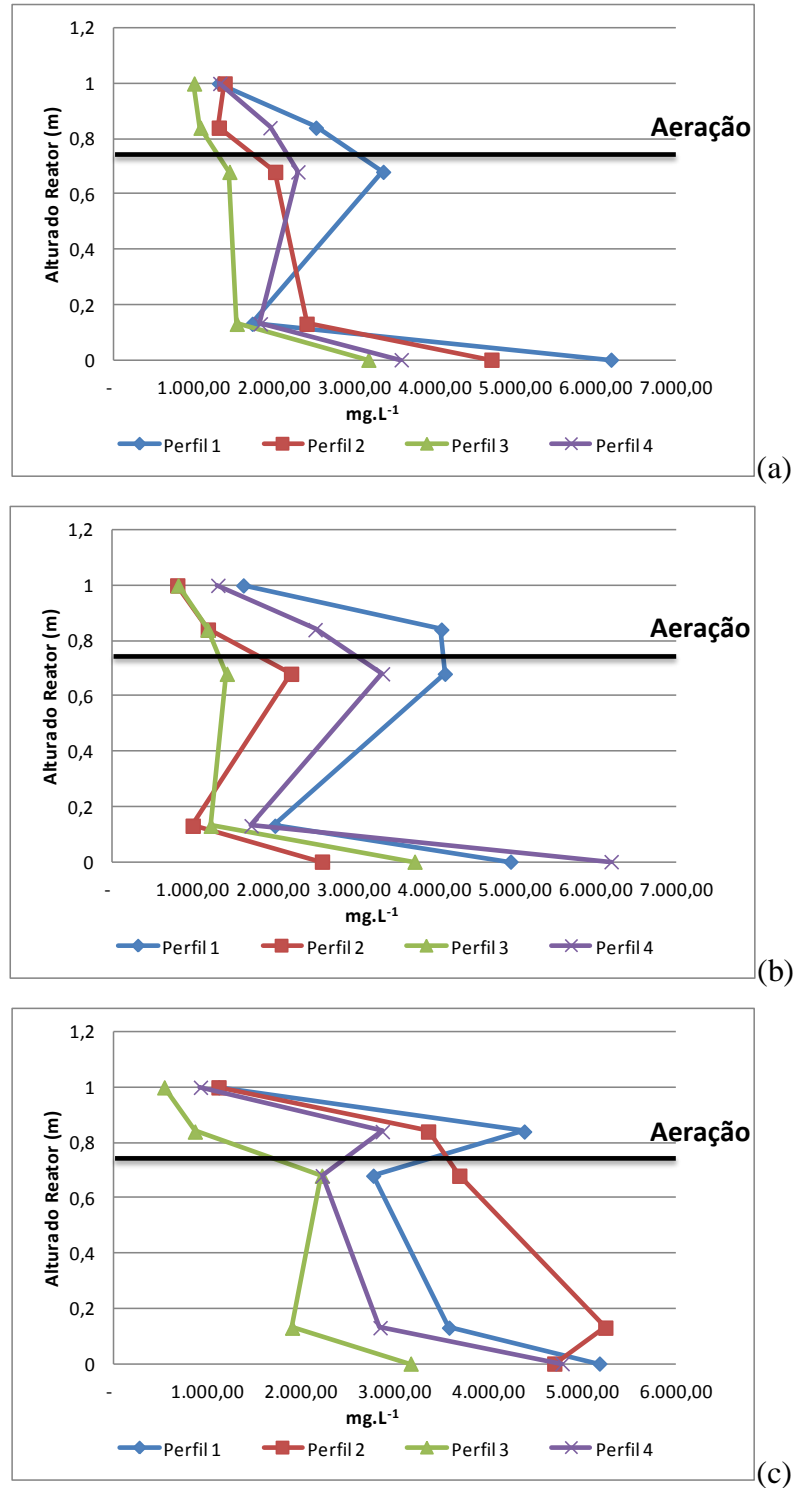


Figura 10: Variação da concentração de sólidos totais ao longo da altura do RAALF.
Fonte: Autoria própria.

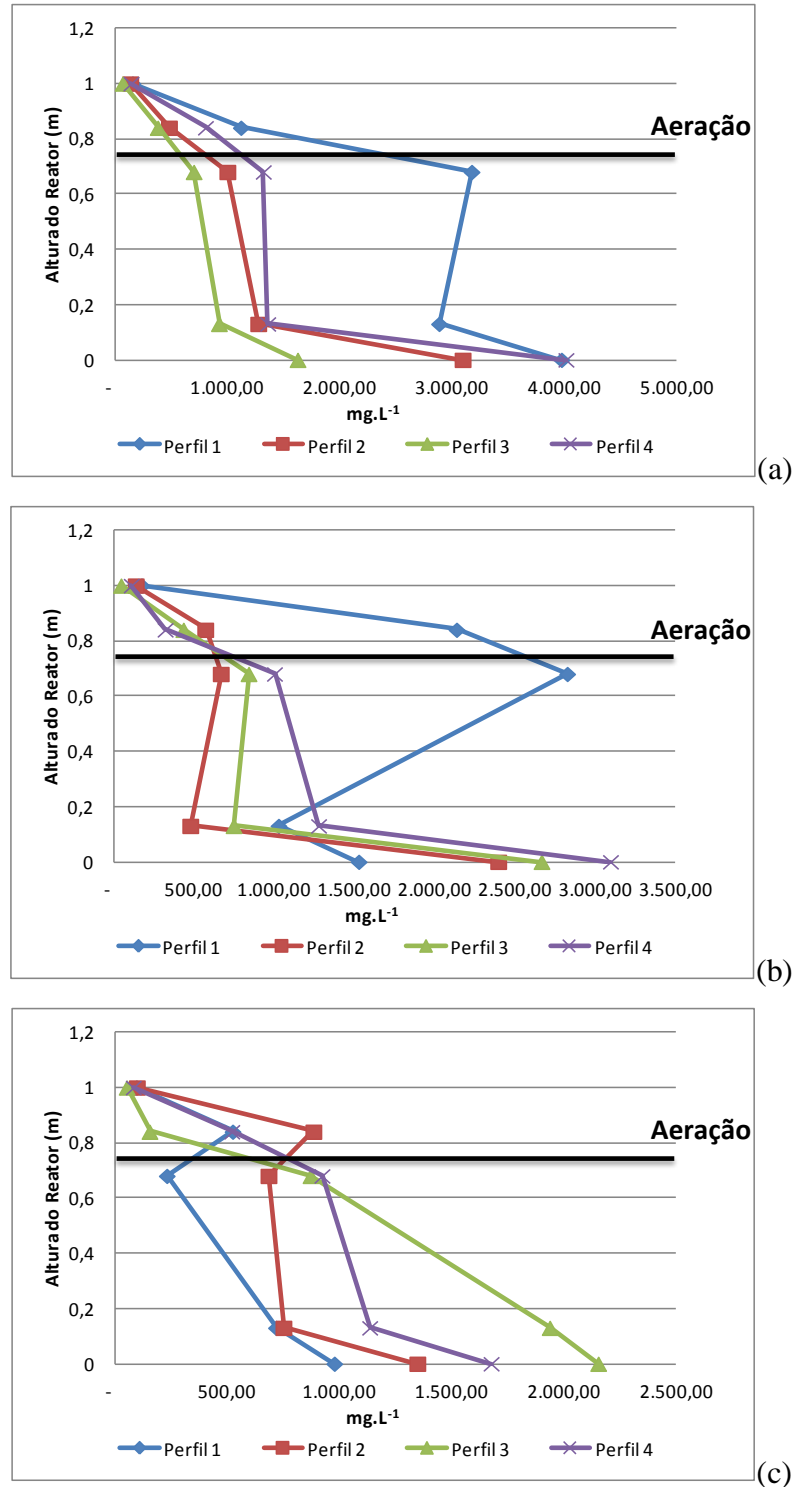


Figura 11: Variação da concentração de sólidos suspensos totais ao longo da altura do RAALF.
Fonte: Autoria própria.

Na maioria dos TDHs principalmente no TDH de 24 h pode-se observar uma queda significativa da concentração de DQO bruta e filtrada logo no primeiro ponto de coleta, tal fato indica que provavelmente grande parte da matéria orgânica foi retida no material suporte

e não degradada pelos micro-organismos. Pontes (2009) ao analisar o comportamento de um reator anaeróbio aeróbio de leito fixo no tratamento de águas residuárias proveniente de abatedouro de aves constatou que 70% da DQO eram removidas até o final do trecho preenchido com argila expandida (equivalente a um TDH teórico de 2,08 h), indicando que a degradação anaeróbia da matéria orgânica é extremamente favorecida nesse reator ou que ocorreu o acúmulo nesse segmento por simples retenção no meio poroso.

Foi observado que na maioria dos perfis, independente do TDH aplicado, o último ponto de coleta da fase anaeróbia (ponto 2) e o primeiro da fase aeróbia (ponto 3) tiveram aumento da concentração de ST e SST. Um fator que pode ter colaborado para esse aumento é que ambos os pontos estão separados pela câmara de aeração, sendo que com a injeção de ar ocorre o revolvimento da biomassa e conseqüentemente o arraste de sólidos.

5.2.4 Série nitrogenada e fosfórica.

Os resultados obtidos nos perfis espaciais do RAALF para NTK e Nitrogênio Amoniacal, quando o mesmo foi submetido a variações do TDHs de 24 h (a) e 18 h (b), estão representados nas figuras 12 e 13, respectivamente.

Durante o período de operação com TDH de 14 h não foram realizadas análises de NTK, Nitrogênio Amoniacal, Nitrito, Nitrato e fósforo ao longo da altura do reator sendo apenas realizados testes para o substrato e efluente gerado, devido a ideia de monitorar esses parâmetros surgir após a finalização do mesmo.

As eficiências médias de remoção de NTK e Nitrogênio Amoniacal do efluente do RAALF foram de 52,3 e 26,0 % para o TDH de 24h; 37,1 e 54,5 % para o TDH de 18 h; quanto ao TDH de 14 h os resultados para NTK ficaram abaixo da concentração mínima de detecção enquanto que a eficiência media de nitrogênio amoniacal foi de 39,6 %. Com relação a capacidade de remoção/conversão de NTK e Nitrogênio Amoniacal o RAALF demonstrou-se instável, com baixa eficiência.

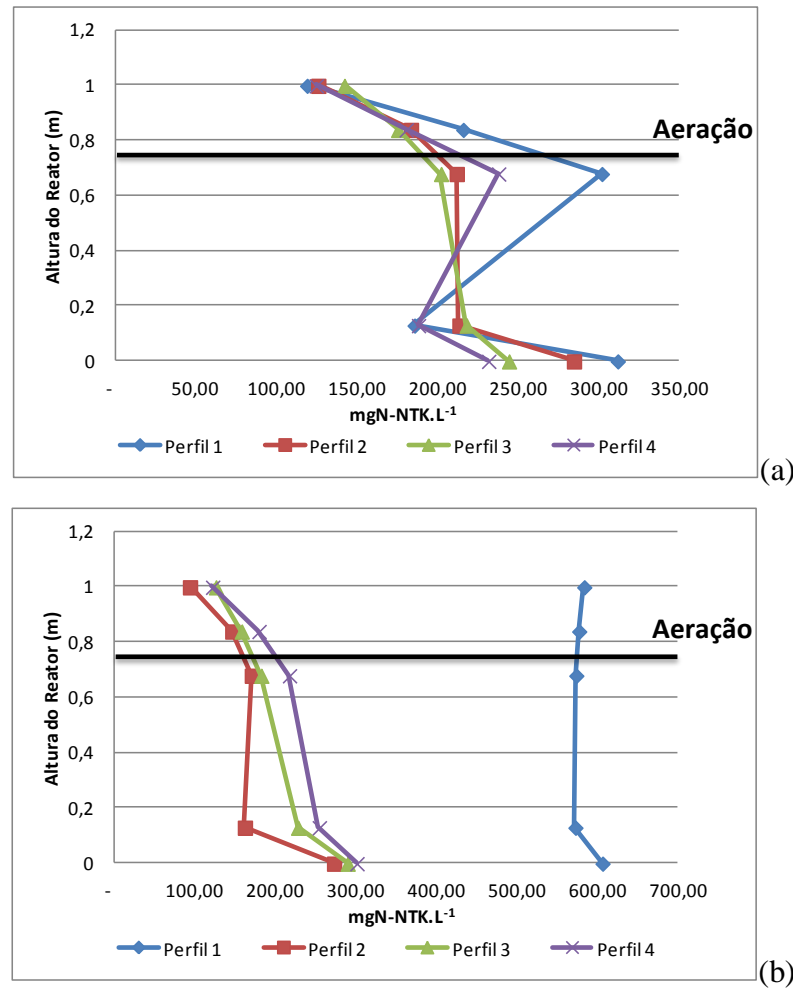


Figura 12: Variação na concentração de NTK ao longo da altura do RAALF.
Fonte: Autoria própria.

As concentrações médias de NTK e Nitrogênio Amoniacal foram de: 127 mgN-NTK.L⁻¹ e 101 mgN-NH₄⁺.L⁻¹ para o TDH de 24 h; 230 mgN-NTK.L⁻¹ e 76 mgN-NH₄⁺.L⁻¹ para o TDH de 18 h; e 173 mgN-NH₄⁺.L⁻¹ para o TDH de 14 h.

As variações na concentração de NTK e Nitrogênio amoniacal no substrato do RAALF que foram de 231 a 605 mgN-NTK.L⁻¹ e de 98 a 315 mgN-NH₄⁺.L⁻¹, respectivamente, possivelmente influenciaram diretamente os resultados obtidos no efluente, referente a estes parâmetros.

A amônia pode se comportar como uma toxina para muitos organismos aquáticos, dependendo de sua concentração no meio, ela pode afetar desde pequenos invertebrados até peixes de grande porte, impedindo a regulação osmótica e mecanismos de transporte de nutrientes (CUTROFELLO; DURANT, 2007; ROMANO, ZENG, 2007).

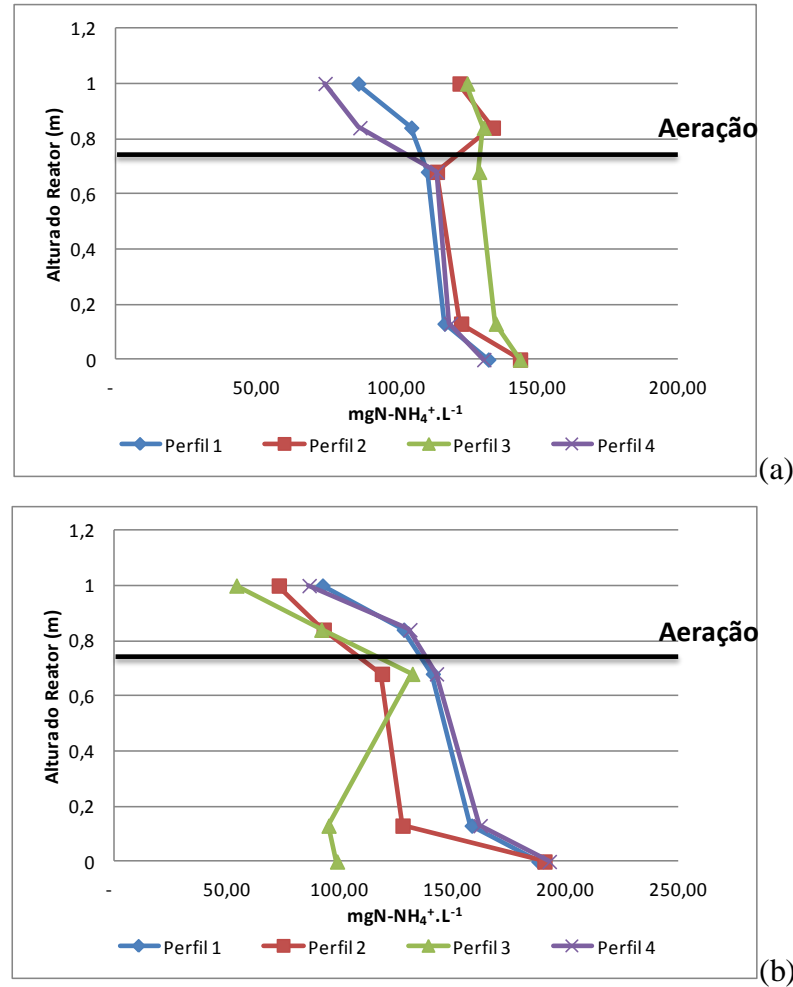


Figura 13: Variação da concentração de nitrogênio amoniacal ao longo da altura do RAALF
Fonte: Autoria própria.

Com relação aos resultados obtidos ao longo da altura do reator foi possível observar a diminuição das concentrações de NTK e Nitrogênio Amoniacal logo no primeiro ponto de coleta na fase anaeróbia. Como relatado anteriormente isso se deve, possivelmente, ao fato da retenção de sólidos e não a degradação do mesmo. Consequentemente ocorre um aumento nos pontos entre a câmara de aeração, que com a inserção de ar no meio ocasiona o revolvimento de biomassa, sendo que no efluente final essas concentrações decaem.

Além da grande variação da concentração de NTK e nitrogênio amoniacal presente no substrato, outro fator que contribuiu para a baixa eficiência do RAALF é a relação DQO/NTK ser muito alta com valor médio de 8,3 tornando-se um fator limitante do processo de nitrificação.

Carvalho et al. (2002) em seus trabalhos testaram a relação DQO/NTK variando os valores de 1 a 8, e constataram que a medida que a relação DQO/NTK aumentou, as

eficiências de remoção diminuíram de 99% a 65%. Ao operar numa relação DQO/NTK menor que 3, a eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal foi de 99,4%, convertendo 81,2% do NTK em nitrato e estabilizando os compostos orgânicos em 91,8%. Com melhor desempenho durante o processo de nitrificação a relação média 1,3/1 de DQO/NTK, concluindo que a relação DQO/NTK do substrato é uma importante variável, pois uma alta relação DQO/NTK favorece o crescimento das heterotróficas, devido a sua maior taxa de crescimento específico quando comparada as nitrificantes.

Os resultados obtidos nos perfis espaciais do RAALF para nitrito e nitrato, quando o mesmo foi submetido a variações do TDHs de 24 h e 18 h, estão representados nas figuras 14 e 15, respectivamente.

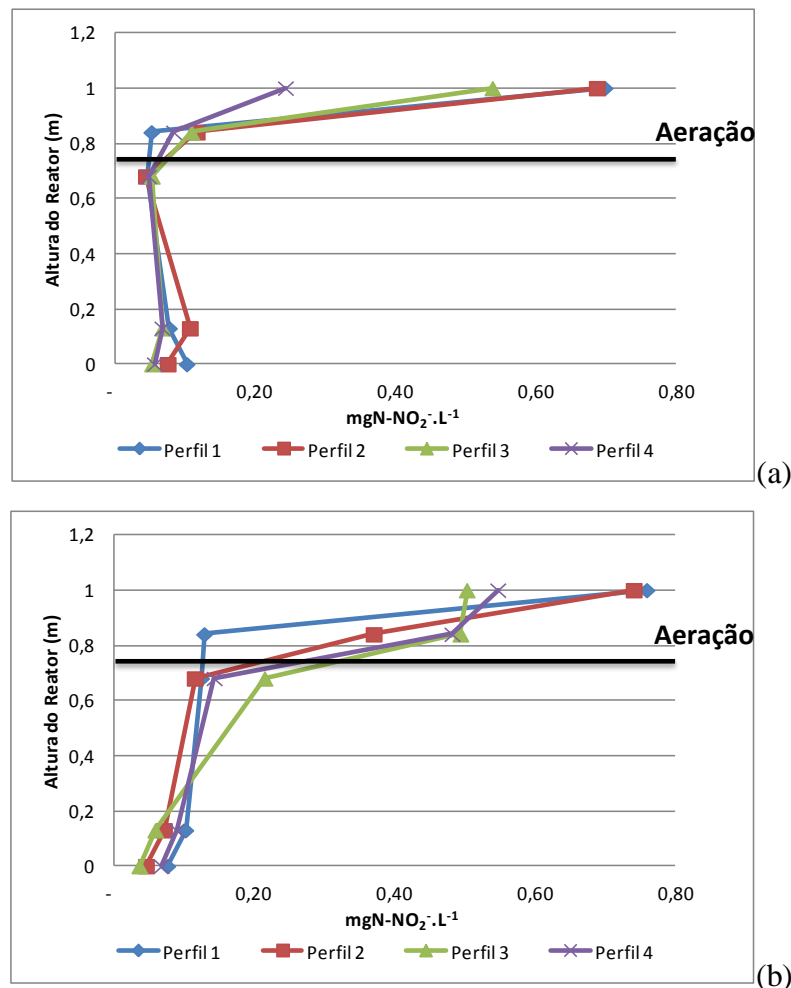


Figura 14: Variação da concentração de nitrito ao longo da altura do RAALF.

Fonte: Autoria própria.

As médias de concentração de nitrito e nitrato no efluente do RAALF foram de $0,54 \text{ mgN-NO}_2^- \cdot \text{L}^{-1}$ e $27,50 \text{ mgN-NO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$ para o TDH de 24 h; $0,64 \text{ mgN-NO}_2^- \cdot \text{L}^{-1}$ e $3,2 \text{ mgN-NO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$ para o TDH de 18 h; quanto ao TDH de 14 h os resultados para nitrato ficaram abaixo da concentração mínima de detecção enquanto que a concentração média de nitrito foi de $0,05 \text{ mgN-NO}_2^- \cdot \text{L}^{-1}$.

Ao analisar a concentração de nitrito e nitrato ao longo do reator para os TDHs de 24 h e 18 h, fica evidente que o início do processo de nitrificação começa logo após a câmara de aeração aumentando de forma significativa até a saída do RAALF, atingindo as maiores concentrações.

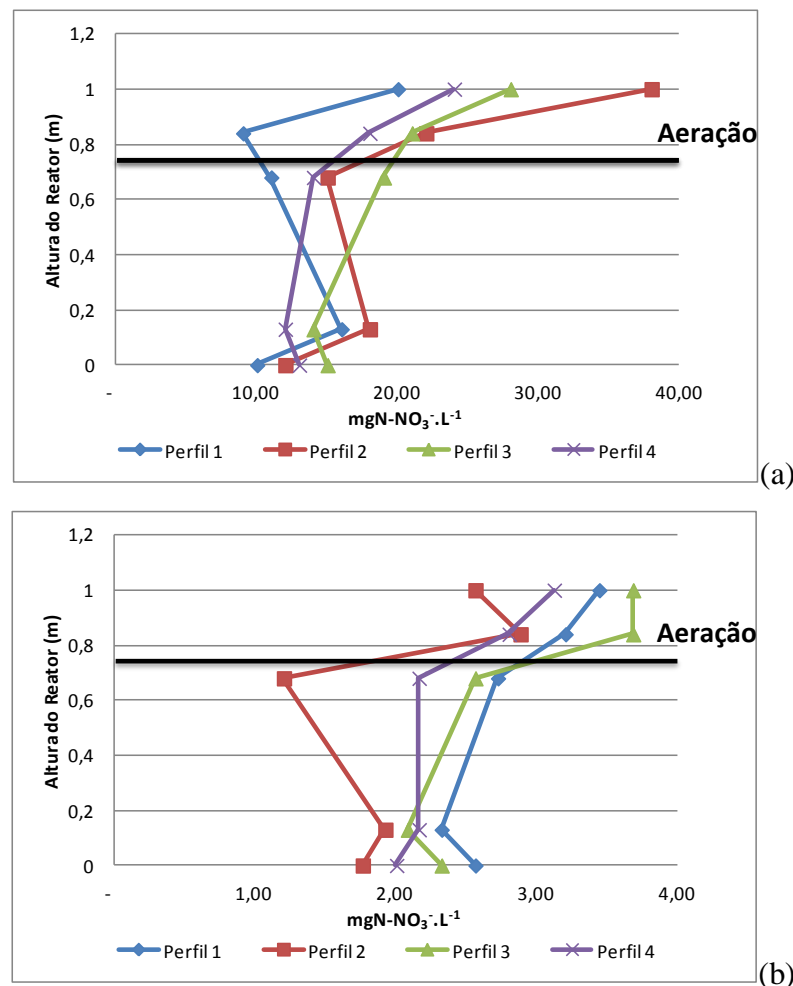


Figura 15: Variação da concentração de nitrato ao longo da altura do RAALF.
Fonte: Autoria própria.

Durante o período de operação do RAALF em todos os TDHs não foi possível observar a ocorrência do processo de desnitrificação devido não ter coleta de gases no RAALF e equipamentos para medição de nitrogênio gasoso que possam vir a ser gerados durante o processo.

Os resultados obtidos nos perfis espaciais do RAALF para fósforo, quando o mesmo foi submetido a variações do TDHs de 24 h (a) e 18 h (b), estão representados na figura 16.

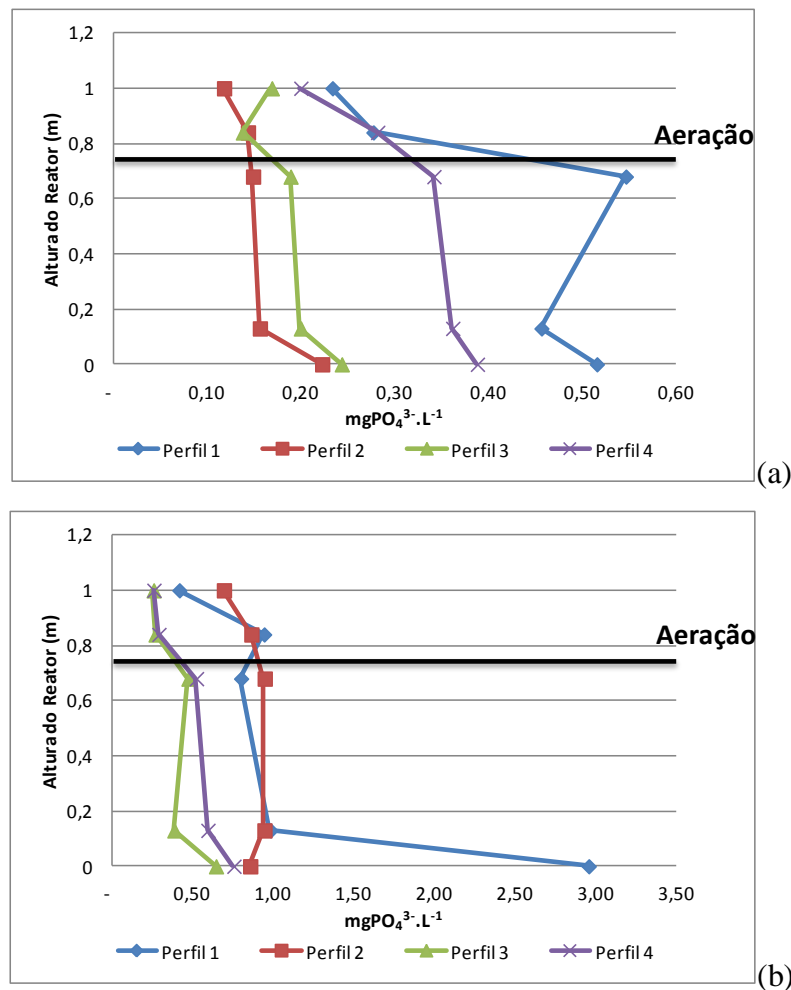


Figura 16: Variação da Concentração de fósforo ao longo da altura do RAALF.
Fonte: Autoria própria.

As eficiências e concentrações médias de fósforo total no RAALF foram de: 47,5% e 0,18 mgPO₄³⁻.L⁻¹ para o TDH de 24 h; 69,1% e 0,4 mgPO₄³⁻.L⁻¹ para o TDH de 18 h; e de 33,6% e 0,07 mgPO₄³⁻.L⁻¹ para o TDH de 14 h. De modo geral apenas no TDH de 18 h obteve-se bons resultados na remoção de fósforo total. As baixas eficiências de remoção de

fósforo obtidas nos TDHs de 24 h e 14 h pode ser justificada pelas baixas temperaturas e concentração de oxigênio dissolvido presente no meio. Sperling (2002) afirma que valores muito baixos de temperatura e OD podem afetar a nitrificação, enquanto que, para concentrações mais altas de OD e Temperatura pode ocorrer a introdução de oxigênio na zona anóxica, diminuindo a eficiência de desnitrificação e, ocorrendo a introdução de nitrato na zona anaeróbia, prejudicando o desempenho dos sistemas com remoção biológica de fósforo.

6 CONCLUSÕES

A concentração de matéria orgânica presente no substrato foi um dos parâmetros com maiores variações ao longo do período de operação. Essas variações são ocasionadas principalmente pelo funcionamento descontínuo do abatedouro e pela variação na quantidade de bovinos abatidos por dia. Apesar da grande variação da concentração de DQO bruta e filtrada no substrato do RAALF o mesmo não aconteceu com seus efluentes, indicando que o RAALF apresenta-se robusto para absorver variações de carga orgânica.

A alcalinidade a bicarbonato do efluente do RAALF variou de 230 a 1260 $\text{mgCaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$ durante o período de operação, com médias de 776, 754 e 890 $\text{mgCaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$ para os TDHs de 24 h, 18 h e 14 h respectivamente. Houve aumento da concentração de alcalinidade a bicarbonato ao longo do RAALF até o início da fase aeróbia e que em seguida a mesma passa a ter ligeira queda na maioria dos perfis tal efeito é justificado pelo início do processo de nitrificação na parte aeróbia, sendo que o inverso ocorre com ácidos voláteis.

Na remoção de matéria orgânica obteve-se a seguintes médias de eficiências para DQO bruta e filtrada 70,3 e 70,7% para o TDH de 24 h; 83,9 e 83,3% para o TDH de 18 h; 78,9 e 63,4% para o TDH de 14 h. Na maioria dos TDHs principalmente no TDH de 24 h pode-se observar uma queda significativa da concentração de DQO bruta e filtrada logo no primeiro ponto de coleta, tal fato indica que provavelmente grande parte da matéria orgânica foi retida no material suporte e não degradada pelos micro-organismos.

As eficiências médias de remoção de NTK e Nitrogênio Amoniacal do efluente do RAALF foram de 52,3 e 26,0 % para o TDH de 24h; 37,1 e 54,5 % para o TDH de 18 h; quanto ao TDH de 14 h os resultados para NTK ficaram abaixo da concentração mínima de detecção enquanto que a eficiência média de remoção de nitrogênio amoniacal foi de 39,6 %. Com relação a capacidade de remoção/conversão de NTK e Nitrogênio Amoniacal o RAALF demonstrou-se instável, com baixa eficiência. As variações na concentração de NTK e Nitrogênio amoniacal no substrato do RAALF que foram de 231 a 605 $\text{mgN-NTK}\cdot\text{L}^{-1}$ e de 98 a 315 $\text{mgN-NH}_4^+\cdot\text{L}^{-1}$, respectivamente, possivelmente influenciaram diretamente os resultados obtidos no efluente, referente a estes parâmetros.

As médias de concentração de nitrito e nitrato no efluente do RAALF foram de 0,54 $\text{mgN-NO}_2^-\cdot\text{L}^{-1}$ e 27,50 $\text{mgN-NO}_3^-\cdot\text{L}^{-1}$ para o TDH de 24 h; 0,64 $\text{mgN-NO}_2^-\cdot\text{L}^{-1}$ e 3,2 $\text{mgN-NO}_3^-\cdot\text{L}^{-1}$ para o TDH de 18 h; quanto ao TDH de 14 h os resultados para nitrato ficaram abaixo da concentração mínima de detecção enquanto que a concentração média de nitrito foi

de $0,05 \text{ mgN-NO}_2^- \cdot \text{L}^{-1}$. As eficiências e concentrações médias de fósforo total no RAALF foram de: 47,5% e $0,18 \text{ mgPO}_4^{3-} \cdot \text{L}^{-1}$ para o TDH de 24 h; 69,1% e $0,4 \text{ mgPO}_4^{3-} \cdot \text{L}^{-1}$ para o TDH de 18 h; e de 33,6% e $0,07 \text{ mgPO}_4^{3-} \cdot \text{L}^{-1}$ para o TDH de 14 h. De modo geral apenas no TDH de 18 h obteve-se bons resultados na remoção de fósforo total. As baixas eficiências de remoção de fósforo obtidas nos TDHs de 24 h e 14 h podem ser justificadas pelas baixas temperaturas e concentração de oxigênio dissolvido presente no meio.

REFERÊNCIAS

AISSE, Miguel Mansur; NOLASCO, Marcelo Antunes; ANDREOLI, Fabiana De Nadai; LOBATO, Marllon Boamorte; SAVELI, Celso S.; JURGENSEN, Décio; ALEM SOBRINHO, Pedro. **Pós-tratamento de efluentes provenientes de reatores anaeróbios tipo UASB**. Proc. VI Latin-American Workshop and Seminar on Anaerobic Digestion. Recife, Brasil, 321-327, 2000.

ARAÚJO JR. Moacir Messias. **Reator combinado anaeróbio-aeróbio de leito fixo para remoção de matéria orgânica e nitrogênio de água residuária de indústria produtora de lisina**. São Carlos, 2006. 136p. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Paulo. Universidade de São Paulo.

BIESTERFELD, Sidney; FARMER, Greg; RUSSELL, Phil; FIGUEROA, Linda. **Effect of alkalinity type and concentration on nitrifying biofilm activity**. Water Environment Research. V. 75, n. 3. P. 196-204, 2003.

BITTON, Gabriel. **Role of microorganisms in biogeochemical cycles**. In: Wasterwater Microbiology. Estados Unidos: Wiley-Liss, Inc. cap.3 p. 51-73. 2005.

BODIK, Igor; KRATOTCHVÍL, Karol; GASPARIKOVÁ, Eva; HUTNAN, Miroslav. **Nitrogen removal in an anaerobic baffled filter reactor with aerobic post-treatment**. *Bioresource Technology*, (2003). v. 86, p. 79-84.

BRAILE, Pedro Márcio; CAVALCANTI, José Eduardo W.A. **Manual de tratamento de águas residuárias**. São Paulo: CETESB, 1993. 764 p.

BREYERS, James D.; CHARACKLIS, William. G. **Biofilms in Water and Wastewater treatment**. IN: CHARACKLIS, William. G., MARSHALL, K. C. (Editors). *Biofilms*. John Wiley & Sons, Inc. U.S.A.: 671 -696 p. 1990.

CARVALLO, Lorena.; CARRERA, Julian.; CHAMY, Rolando. **Nitrifying activity monitoring and kinetic parameters determination in a biofilm airlift reactor by respirometry**. *Biotechnology Letters*, Toronto, v.24, n.24, p. 2063-2066, 2002.

CHANG, Jo Shu; LEE, Kuo Shing; LIN, Pin Jei. **“Biohydrogen Production with Fixed-Bed Bioreactors”**. *International Journal of Hydrogen energy*, Vol. 27, 1167-1174 p. 2003.

CHERNICHARO, Carlos Augusto Lemos; **Post-treatment options for the anaerobic treatment of domestic wastewater.** Reviews in Environmental Science and Bio/Technology; 5:73-92. 2006

CHERNICHARO, Carlos Augusto Lemos; NASCIMENTO, Mauro César Pinto. **Feasibility of a pilot-scale UASB/trickling filter system for domestic sewage treatment.** Water Science & Technology. 44(4): 221-228. 2001.

CUTROFELLO, Michel; DURANT, John L. **Fate of high loads of ammonia in a pond and wetland downstream from a hazardous waste disposal site.** Chemosphere, v. 68, p. 1365-1376. Doi: 10.1026/j.chemosphere.2007.01.026, 2007.

DOMINGUES, Lígia Maria. **Sistema combinado filtro anaeróbio – biofiltro aerado submerso: avaliação da partida e da nitrificação de esgoto sanitário.** 2005. 166 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo, Campinas, 2005.

EATON, Andrew. D; CLESCERI, Lenore. S; RICE, Eugeni.W.; GREENBERG, Arnold. E. **Standard methods for the examination of water and wastewater.** 21th ed. Washington: American Public Health Association; American Water Works Association; Water Pollution Control Federation, 2005.

FORESTI, Eugênio; ZAIAT, Marcelo; VALLERO, Marcus. **Anaerobic processes as the core technology for sustainable domestic water treatment: Consolidated applications, new trends, perspectives, and challenges.** Reviews in Environmental Science and Bio/Technology, 5:3-19. 2006.

GERARDI, Michael H. **Wastewater Bacteria.** Wasterwater Microbiology Ser. Wiley & sons, Incorporated, John. 272 p. 2006.

GUJER, Willi. **Operation experience with plastic media tertiary trickling filters for nitrifications.** Water Science and Technology. V. 16, p. 201-208. 1984.

HAANDEL, Adrianus Cornelius Van, LETTINGA, Gatze (1994). **Tratamento anaeróbio de esgotos: Um manual para regiões de clima quente.** Campina Grande: Epgraf, 240 p.

HUYSMAN, Peter; VAN MEENEN, Pierre; VAN ASSCHE, Pieter; VERSTRATE, Willy. **Factors affecting colonization of nonporous packing materials in model upflow methane reactors.** Biotechnology Letters, 5: 643-648 p. 1983.

LIMA, Cláudio. Antonio Andrade; RIBEIRO, Rogers; FORESTI, Eugênio; ZAIAT, Marcelo. **“Morphological Study of Biomass During the Start-Up Period of a Fixed-Bed Anaerobic**

Reactor Treating Domestic Sewage". Brazilians Archives of Biology and Technology, 48, 841-849 p. 2005.

METCALF, Leonard; EDDY, Harrison. **Wastewater Engineering: Treatment and Reuse**. McGraw Hill, 4th edition, 1819p. Inc. 2003.

NEUFELD, Ronald; GREENFIELD, John.; RIEDER, Barden. **Temperature, cyanide and phenolic nitrification inhibition**. Water Research, v. 20, n. 5, p. 633-642, 1986.

NOGUEIRA, Regina Maria De Oliveira Barros; LAZAROVA, V.; MANEM, J.; MELO, L. F. **Influence of dissolved oxygen on the nitrification kinetics in a circulating bed biofilm reactor**. Bioprocess Eng. 19:441-9. 1998.

OLIVEIRA NETTO, Antonio Pedro. **Reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo, com recirculação da fase líquida, aplicado ao tratamento de esgoto sanitário**. Dissertação de (Mestrado) 207 p. – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. São Carlos. 2007.

ORTEGA, Fernando S.; ROCHA, Kênia M.; ZAIAT, Marcelo; PANDOLFELLI, Victor Carlos. **“Aplicação de Espumas Cerâmicas Via ‘Gelcasting’ em Bioreator para tratamento Anaeróbio de Águas Residuárias”**. Cerâmica 47(304), 199-203 p. 2001.

PACHECO, José Wagner Faria; YAMANAKA, Hélio Tadashi (Org.). (2006). **Guia técnico ambiental de abates (bovino e suíno)**. São Paulo: CETESB, 98 p. (Série P + L).

PONTES, Ana Flávia Vieira. **Avaliação de desempenho de Reator Anaeróbio-Aeróbio com Recirculação da Fase Líquida no tratamento de Água Residuária Proveniente de Abatedouro de Aves**. Dissertação (Mestrado) 126 p. - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. São Carlos, 2009.

PONTES, Patrícia Procópio.; CHERNICHARO, Carlos Augusto Lemos; FRADE, Emerson Cristiano.; PORTO, Marco Túlio Rocha. **Performance evaluation of na UASB reactor used for combined treatment of domestic sewage and excess aerobic sludge from a trickling filter**. Water Science & Technology, 48(6): 227-234. 2003.

RIBEIRO, Renato; VARESCHE, Maria Bernadete Amancio; FORESTI, Eugênio; ZAIAT, Marcelo. **“Influence of the Carbon Source on the Anaerobic Biomass Adhesion on Polyurethane Foam Matrices”**. Journal of Environmental Management, Vol. 74, 187-194 p. 2005.

RITTMANN, Bruce E.; MCCARTY, Perry L. **“Environmental Biotechnology: Principles and Applications”**. McGraw-Hill Book, New York. 2001.

RIPLEY, Leonard E.; BOUYLE, William C.; CONVERSE, James C. **Improved alkalimetric monitoring for anaerobic digestion of high-strength wastes**. Journal Water Pollution Control Federation, v. 58, n. 5, p. 406-411. 1986

RIPLEY, Tamzin. L.; O'SHEA, Michael; STEPHENS, David N. **Repeated withdrawal from ethanol impairs acquisition but not expression of conditioned fear**. Eur. J. Neurosci. **18**, 441–448. 2003

ROMANO, Nicholas; ZENG, Chaoshu. **Acute toxicity of ammonia and its effects on the haemolymph osmolality, ammonia-N, pH and ionic composition of early juvenile mud crabs, *Scylla serrata* (Forsk.) Comparative Biochemistry and Physiology – Part A: Molecular and Integrative Physiology**, Volume 148, Issue 2, Pages 278-285, 2007.

SONABE, Henrique Gamon. **Influência da carga orgânica no desempenho de reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo aplicado ao tratamento de esgoto sanitário**. Monografia (Trabalho de Graduação). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2011.

SPERLING, Marcos Von. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias**, Universidade Federal de Minas Gerais - 1997 – Volume 1, 3 e 4

SPERLING, Marcos Von. **Princípio de tratamento biológico de águas Residuárias. Volume 3, lagoa de estabilização**. 2ª ed. Departamento de Eng. Sanitária e Ambiental – UFMG. 196 p, 2002.

SPERLING, Marcos Von. **Princípios básicos do tratamento de esgotos**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – Universidade de Minas Gerais, 1997.

VARESCHE, Maria Bernadete Amancio; ZAIAT, Marcelo; VIEIRA, Lorena Grein Tavares; VAZOLLER, Rosana Filomena; FORESTI, Eugenio. **“Microbial Colonization of polyurethane foam Matrices in Horizontal-Flow Anaerobic Immobilized-Sludge Reactor”**. Applied Microbiology Biotechnology, Vol. 48, 534-538 p. 1997.

ZAIAT, Marcelo; VIEIRA, Lorena Grein Tavares; FORESTI, Eugenio. **“Spatial and Temporal Variations in Monitoring Performance Parameters in Horizontal-Flow Anaerobic Immobilized Sludge (HAIS) Reactor Treating Synthetic Substrate”**. Water Research, Vol. 31, nº 7, 1760-1766 p. 1997.

ZAIAT, Marcelo; RODRIGUES, José Adalberto Domingues; FORESTI, Eugenio. **“External and Internal Mass Transfer Effects in na Anaerobic Fixed-Bed Reactor for Wastewater Treatment”**. Process Biochemistry, Vol. 35, 943-949 p. 2000.