

UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ
DEPARTAMENTO ACADÊMICO DE AMBIENTAL
CURSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL

THAYSE NATHALIE FERRO

**AVALIAÇÃO DO PROCESSO DE NITRIFICAÇÃO E
DESNITRIFICAÇÃO DE EFLUENTE DE ABATEDOURO BOVINO EM
REATOR COMBINADO ANAERÓBIO-AERÓBIO**

TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO

CAMPO MOURÃO

2015

THAYSE NATHALIE FERRO

**AVALIAÇÃO DO PROCESSO DE NITRIFICAÇÃO E
DESNITRIFICAÇÃO DE EFLUENTE DE ABATEDOURO BOVINO EM
REATOR COMBINADO ANAERÓBIO-AERÓBIO**

Trabalho apresentado à disciplina de Trabalho de Conclusão de Curso II do curso de Engenharia Ambiental, do Departamento Acadêmico de Ambiental (DAAMB) do Câmpus Campo Mourão, da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR), como requisito parcial para a obtenção do título de Bacharel em Engenharia Ambiental.

Orientadora: Prof^a. Dra. Cristiane Kreutz

Co-Orientadora: Prof^a. Dra. Karina Querne de Carvalho

CAMPO MOURÃO

2015



Ministério da Educação
Universidade Tecnológica Federal do Paraná
Campus Campo Mourão
Diretoria de Graduação e Educação Profissional
Departamento Acadêmico de Ambiental - DAAMB
Curso de Engenharia Ambiental



TERMO DE APROVAÇÃO

AVALIAÇÃO DO PROCESSO DE NITRIFICAÇÃO E DESNITRIFICAÇÃO DE EFLUENTE DE ABATEDOURO BOVINO EM REATOR COMBINADO ANAERÓBIO-AERÓBIO

por

THAYSE NATHALIE FERRO

Este Trabalho de Conclusão de Curso foi apresentado em 09 de julho de 2015 como requisito parcial para a obtenção do título de Bacharel em Engenharia Ambiental. O candidato foi arguido pela Banca Examinadora composta pelos professores abaixo assinados. Após deliberação, a banca examinadora considerou o trabalho APROVADO.

Prof. Dra. CRISTIANE KREUTZ

Prof. Dra. KARINA QUERNE DE CARVALHO PASSIG

Prof. Dra. SÔNIA BARBOSA DE LIMA

Prof. Dr. FERNANDO HERMES PASSIG

O Termo de aprovação assinado encontra-se na coordenação do curso

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, agradeço a Deus, por estar sempre presente em minha vida, me concedendo a graça de cumprir mais essa etapa, sendo minha fonte de força e inspiração para seguir, mesmo nos momentos mais difíceis dessa jornada.

Aos meus pais, João e Natalina, por todo amor incondicional, dedicação e confiança que vocês depositaram em mim. Pela educação que vocês me deram e pelo exemplo de honestidade e caráter que são. Obrigada por tudo o que vocês fazem por mim, dedico todas minhas conquistas a vocês. Agradeço também a minha irmã Thayara, pelo amor, amizade e incentivo, e a todos os meus familiares que me apoiaram e acreditaram em mim para que eu pudesse chegar até aqui. Amo vocês.

A todos os professores da DAAMB, que contribuíram para minha formação acadêmica, e se colocaram sempre dispostos em ajudar. Agradeço em especial a professora Cristiane Kreutz, pela orientação, por todo conhecimento adquirido, pela confiança e por todo empenho dedicado a elaboração deste trabalho. À co-orientadora Karina Querne de Carvalho, pela contribuição, auxílio e confiança.

Aos meus colegas de trabalho Carolina Morales, Carla Carolina Cunha, Rafaela Reis, Rafael Carard e Mariane Macieski, e a todos que frequentaram o LABSAN durante a realização da pesquisa, vocês me auxiliaram muito.

A todos os amigos que cativei durante a graduação, os quais foram a minha segunda família durante esses cinco anos, com vocês comemorei todas as minhas conquistas e chorei todas as minhas tristezas. Agradeço também a todos os amigos de Maringá, que torceram por mim e me apoiaram durante essa fase.

Enfim, agradeço a todos que de alguma forma fizeram parte dessa etapa da minha formação profissional.

A todos, muito obrigada!

RESUMO

FERRO, T. N. **Avaliação do Processo de Nitrificação e Desnitrificação de Efluente de Abatedouro Bovino em Reator Combinado Anaeróbio-Aeróbio**. 2015. 60f. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Ambiental) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Campo Mourão, 2015.

O enfoque deste trabalho foi avaliar a eficiência de remoção da matéria carbonácea e nitrogenada, esta última através dos processos de nitrificação e desnitrificação, em reator combinado anaeróbio-aeróbio de leito fixo (RCAALF), submetido a duas razões de recirculações distintas, tratando efluente bruto proveniente de um abatedouro bovino. Como meio suporte, para imobilização da biomassa, foram utilizadas matrizes cúbicas de poliuretano envoltas por estrutura rígida de polipropileno. O reator foi operado em escala de bancada com volume útil de 4,75 L e Tempo de Detenção Hidráulica (TDH) de 24h. Na primeira etapa o RCAALF foi operado com razão de recirculação igual a 1. Na segunda etapa a razão de recirculação aplicada foi igual a 2. As amostras foram coletadas ao longo da altura do reator. Os resultados da avaliação, na primeira etapa, apresentaram melhores rendimentos, com eficiência de remoção de DQO bruta, DQO filtrada, ST e SST de 56%, 82%, 38% e 73%, respectivamente, enquanto que na segunda etapa a eficiência de remoção para os mesmos parâmetros foi de 46%, 68%, 54% e 69%, respectivamente. Quanto a eficiência de remoção de matéria orgânica nitrogenada, em termos de NTK e N-amon, o reator apresentou eficiências de 95% e 98%, na primeira etapa e 76% e 81% na segunda etapa. As concentrações de nitrito e nitrato no efluente foram de 0,37 mg.L⁻¹ e 34,4mg.L⁻¹, para a primeira etapa respectivamente e 0,73 mg.L⁻¹ e 61,9 mg.L⁻¹, para segunda etapa. A maior eficiência de oxidação do nitrito foi de 75%, sob razão de recirculação de 200%, e 35,4% também sob recirculação de 200% da entrada. Assim é possível observar que o processo de nitrificação apresentou maior eficiência na segunda etapa, a qual o reator foi submetido, haja vista a maior concentração de nitrito nessa fase. Em relação ao processo de desnitrificação, se comparadas as etapas, observa-se que mesmo com o aumento da recirculação houve uma diminuição na eficiência de desnitrificação, passando de 91% na primeira etapa para 67,5% na segunda etapa.

Palavras-chave: Matéria Nitrogenada; Razão de Recirculação; Remoção carbonácea;

ABSTRACT

FERRO, T. N. **Evaluation of Nitrification and Denitrification process from bovineslaughterhouse wastewater in anaerobic-aerobic reactor.**2015. 60f. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Ambiental) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Campo Mourão, 2015.

The focus of this study was evaluate the efficiency removal of carbonaceous and nitrogen matter, the second through of nitrification and denitrification process, in anaerobic-aerobic packed-bed reactor, subjected to two different recirculation ratio, treating raw wastewater of bovine slaughterhouse. As a support to biomass immobilization, it was used matrices polyurethane under a rigid structure polypropylene. The reactor was operated on bench scale with a useful volume of 4,75L and Hydraulic Retention Time (HRT) of 24h. In the first step, the reactor was operated with recirculation ratio equal to 1. In the second step, the recirculation ratio was equal to 2. The samples were collected along the reactor height. The first step showed better results, with removal efficiency of raw COD, filtered COD, TS and TSS of 56%, 82%, 385 e 73%, respectively, while in second step the removal efficiency to the same parameters were 46%, 68%, 54% e 69%, respectively. As to efficiency removal nitrogen organic matter, of NTK e N-amon, the reactor showed efficiency of 95% e 98%, in the first step and 76% e 81%, in the second step. The concentration of nitrite and nitrate were 0,37 mg.L⁻¹ e 34,4 mg.L⁻¹, in the first step respectively and 0,73 mg.L⁻¹ e 61,9 mg.L⁻¹, in the second step. The most efficiency nitrite oxidation was 75%, under recirculation ratio of 200%, and 35.4% also in recycle 200% of the input. Therefore is possible regard that the nitrification process showed higher efficiency in the second stage which the reactor was submitted, due to the higher concentration of nitrite in that stage. In relation to the denitrification process, if the steps are compared, it is observed that even with the increased recirculation, there was a reduction in the efficiency denitrification, from to 91% in the first step to 67,5% in the second step.

Key word: Nitrogen Matter; Recirculation Ratio; Removal of Carbonaceous.

LISTA DE FIGURA

Figura 1- Etapas da transformação do nitrogênio em processos biológicos.	15
Figura 2- Desenho esquemático do RCAALF Fonte: Autoria própria	22
Figura 3 - Meio suporte: espuma de poliuretano, envoltas por estruturas de polipropileno.....	23
Figura 4 - Variação do pH com razão de recirculação de 100%	31
Figura 5- Variação da Temperatura do Líquido com razão de recirculação de 100%.....	32
Figura 6 - Variação da concentração de OD com razão de recirculação de 100%.....	32
Figura 7 - Variação das concentrações de ST (a) e SST (b) com vazão de recirculação de 100%	33
Figura 8– Variação da concentração de DQO nas amostras bruta (a) e nas amostras filtrada (b) com vazão de recirculação de 100%	35
Figura 9– Variação da concentração de AB com razão de recirculação de 100%	36
Figura 10 –Variação da concentração de AV com razão de recirculação de 100%	37
Figura 11- Variação da concentração com razão de NTK de recirculação de 100%.....	38
Figura 12 - Variação da concentração de N-amon com razão de recirculação de 100%.....	38
Figura 13 – Variação do pH com razão de recirculação de 200%	40
Figura 14 – Variação da Temperatura do Líquido com razão de recirculação de 200%.....	41
Figura 15 – Variação da concentração de OD com razão de recirculação de 200%.....	41
Figura 16 – Variações das concentrações de ST (a) e SST (b) com razão de recirculação de 200%	43
Figura 17 – Variação da concentração das amostras de DQO bruta (a) e filtrada (b) com razão de recirculação de 200%	44
Figura 18 – Variação da concentração de AB com razão de recirculação de 200%	45
Figura 19 – Variação da concentração de AV com razão de recirculação de 200%	46
Figura 20 – Variação da concentração de NTK com razão de recirculação de 200%	47
Figura 21 – Variação da concentração de N-amon com razão de recirculação de 200%	47
Figura 22 – Variação de Nitrito na primeira etapa (a) e Variação de Nitrito na segunda etapa (b).....	49
Figura 23 – Variação de Nitrato na primeira etapa (a) e Variação de Nitrato na segunda etapa (b).....	50

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Condições operacionais ao qual o RCAALF foi submetido.....	24
Tabela 2 - Parâmetros analisados e metodologia empregada na avaliação do RCAALF.	25
Tabela 3 - Resultado da estatística descritiva do afluente do RCAALF	28
Tabela 4 – Resultados da estatística descritiva do efluente na primeira etapa operacional	30
Tabela 5– Resultados da estatística descritiva do efluente na segunda etapa operacional	39
Tabela 6 - Resultados da eficiência de remoção de matéria carbonácea e nitrogenada	48
Tabela 7 - Eficiência de desnitrificação para as razões de recirculação aplicadas	50
Tabela 8 – Demanda e aporte de alcalinidade durante a nitrificação e a desnitrificação	51

LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

AB - Alcalinidade a Bicabornato
AV - Ácidos Voláteis
CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente
DQO - Demanda Química de Oxigênio;
EEDA - Estado De Equilíbrio Dinâmico Aparente
ETA - Estação de Tratamento de Água
N-amon - Nitrogênio Amoniacal
N₂ - Nitrogênio Molecular;
N-org - Nitrogênio Orgânico;
NH₄⁺ - Íon Amônio
NH₃ - Amônia
(NO₂⁻) - Nitrito
(NO₃⁻) - Nitrato
N₂O - Óxido Nitroso
Nt - Nitrogênio Total
NTK - Nitrogênio Total Kjedahl
OD - Oxigênio Dissolvido
pH - Potencial Hidrogeniônico
R - Razão de Recirculação
RCAALF - Reator Combinado Anaeróbio-Aeróbio de Leito Fixo;
ST - Sólidos Totais
SST - Sólidos Suspensos Totais
T - Temperatura do Líquido
TDH - Tempo de Detenção Hidráulico
UASB - *Upflow Anaerobic Sludge Blanket*;

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	9
2 OBJETIVOS	11
2.1 OBJETIVO GERAL	11
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	11
3 REVISÃO DE LITERATURA	12
3.1 EFLUENTES DE ABATEDOURO BOVINO	12
3.2 REMOÇÃO DE COMPOSTOS NITROGENADOS	13
3.2.2 Nitrificação	17
3.2.2 Desnitrificação	18
3.4 REATORES COMBINADOS ANAERÓBIO-AERÓBIOS	19
4 MATERIAL E MÉTODOS	22
4.1 APARATO EXPERIMENTAL	22
4.2 PROCEDIMENTO EXPERIMENTAL	23
4.3 MÉTODOS ANALÍTICOS PARA CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DO EFLUENTE	25
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	28
5.1 CARACTERIZAÇÃO FÍSICO QUÍMICA DO SUBSTRATO	28
5.2 AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DO RCAALF NA PRIMEIRA ETAPA	30
5.3 AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DO RCAALF NA SEGUNDA ETAPA	39
5.4 AVALIAÇÃO COMPARATIVA DAS ETAPAS OPERACIONAIS	48
6 CONCLUSÃO	53
REFERÊNCIAS	55

1 INTRODUÇÃO

A bovinocultura é um dos principais destaques do agronegócio brasileiro no cenário mundial. Desde 2004 o Brasil vem se destacando no ranking de exportações, com um quinto da carne comercializada internacionalmente em mais de 180 países (BRASIL, 2014). Contudo, a inserção no mercado internacional intensifica as reivindicações dos países importadores com relação aos processos industriais, sendo necessário o enquadramento em normas e exigências de âmbito mundial, as quais levam em consideração, principalmente, a qualidade do produto e as questões ambientais (TEIXEIRA, 2006).

Os impactos causados ao meio ambiente pela bovinocultura estão diretamente relacionados ao processo do abate, haja vista que são consumidos cerca de 2.500 litros de água por animal abatido, sendo toda esta convertida em efluentes. O efluente gerado é caracterizado pela quantidade de sólidos em suspensão, matéria orgânica, que pode apresentar valores superior a 100.000 mg/L, além de proteína, a qual é responsável pela elevada concentração de nutrientes, principalmente nitrogênio em suas diferentes formas (DALLAGO, 2009).

Uma das problemáticas encontradas no lançamento desse tipo de efluente, está nas concentrações de nitrogênio, que mesmo após o tratamento convencional aplicado nas indústrias, apresenta-se com valores maiores que 15 mg/L, acima dos padrões previstos pela resolução 430/2011 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Conseqüentemente, a presença deste composto pode causar danos à saúde pública e à vida aquática, como o consumo do oxigênio dissolvido nos corpos d'água (OLIVEIRA NETTO, 2007).

Para evitar esses impactos e alcançar os limites de lançamento, de águas residuárias, estabelecido na legislação ambiental vigente, é necessária utilização de processos de tratamento. A escolha do processo ideal dependerá principalmente das características do efluente. Como já mencionado, os efluentes de abatedouro bovino apresentam elevadas concentrações de matéria orgânica favorecendo o tratamento biológico, que pode ser anaeróbio, aeróbio ou combinado anaeróbio-aeróbio (ARRUDA, 2004).

No presente trabalho foi implantado um sistema de tratamento biológico combinado, o qual acopla os processos anaeróbio e o aeróbio em um reator de leito

fixo (RCAALF), visando aproveitar as vantagens de cada processo e minimizar seus aspectos negativos.

O efluente bruto utilizado no tratamento foi submetido a diferentes razões de recirculação buscando maximizar os processos de nitrificação e desnitrificação, para promover maior eficiência na remoção de compostos nitrogenados. Diante disto, busca-se conhecer os limites deste sistema anaeróbio-aeróbio, quanto a remoção de matéria carbonácea e nitrogenada, empregado no tratamento de efluente bruto, proveniente de um abatedouro bovino, coletado em uma unidade industrial localizada no município de Campo Mourão, Estado do Paraná.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar a remoção biológica de matéria carbonácea e nitrogenada, em reator combinado anaeróbio-aeróbio de leito fixo (RCAALF), em escala de bancada, tratando efluente bruto de abatedouro bovino.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Proporcionar as condições ótimas para o processo de nitrificação e desnitrificação para a partida do reator;
- Avaliar a estabilidade e a eficiência do reator combinado quanto à remoção de matéria carbonácea e nitrogenada, quando submetido a diferentes vazões de recirculação;
- Monitorar a disponibilidade de alcalinidade no processo de remoção de matéria orgânica e nitrogenada;
- Definir a condição operacional mais adequada ao processo de nitrificação e desnitrificação.

3 REVISÃO DE LITERATURA

3.1 EFLUENTES DE ABATEDOURO BOVINO

Aliado ao crescimento econômico que os empreendimentos agroindustriais representam para o Brasil estão os impactos ambientais relacionados à essas atividades, dentre eles, o mais significativo está relacionado ao consumo de água e ao volume de efluente gerado (SILVA, 2011). Sabe-se que a quantidade de efluente proveniente dessas atividades é decorrente, principalmente, do número de animais abatidos e seu porte físico, e também do processamento utilizado durante o abate (PACHECO; YAMANAKA, 2006).

Para o abate de bovinos são utilizados, em média, 2500 litros de água por cabeça, sendo que cerca de 90% desse volume é descartado como efluente (SCARASSATI et al., 2003). Os principais constituintes dessas águas residuárias são orgânicos e biodegradáveis, compostos principalmente por matéria orgânica carbonácea e nitrogenada, que compreendem também, gorduras e proteínas presentes tanto na forma particulada quanto dissolvida (ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 2012; ISOLD; KOETZ, 2004).

Devido à sua constituição, pode-se considerá-los como altamente putrescíveis, ou seja, têm a capacidade de começar a se decompor em poucas horas e acabam gerando fortes odores. Isso pode ser justificado pelas concentrações de matéria orgânica em termos de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) que variam entre 800 a 32.000 mg/L, e também pelas quantidades de sólidos em suspensão e de nitrogênio orgânico que giram em torno de 1.600 mg/L e 600 mg/L, respectivamente (SCARASSATI et al, 2003; PACHECO E YAMANAKA, 2006).

Estes resíduos, se não forem gerenciados e tratados de forma correta, provocam danos ambientais como desoxigenação de rios e contaminação de mananciais subterrâneos, além de danos à saúde pública (PACHECO; YAMANAKA, 2006). Além do mais, a presença de compostos nitrogenados, em suas diferentes formas, quando lançados continuamente nos corpos d'água, podem causar prejuízos à vida aquática. Quando o nitrogênio é apresentado em sua forma amoniacal, além de tóxico para algumas espécies aquáticas, em sua oxidação, acaba consumindo o

oxigênio dissolvido presente nos corpos hídricos. Na forma de nitrito e nitrato, o nitrogênio pode ser responsável pela incidência de patogenicidades à população, visto que as águas do corpo receptor são também destinadas ao abastecimento das populações (SEDLAK, 1991).

Com o intuito de minimizar os impactos que o lançamento de compostos nitrogenados causa, tanto ao ambiente quanto à sociedade, os órgãos ambientais regulamentaram os padrões de lançamento de efluentes (QUEIROZ, 2006). Na Resolução nº 430/2011 em complemento com a Resolução 357/2005 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) são dispostos os padrões de lançamento de efluentes industriais, e também estabelecidos os limites individuais para cada substância em cada classe de água pré-estabelecida (BRASIL, 2011).

Além de atender aos padrões estabelecidos no CONAMA, para o lançamento de efluente, é necessário que este proporcione condições adequadas ao corpo receptor sem que a qualidade do mesmo seja alterada (IAMAMOTO, 2006).

3.2 REMOÇÃO DE COMPOSTOS NITROGENADOS

O nitrogênio constitui 78% da atmosfera e se apresenta sob muitas formas devido ao seu alto poder de oxidação. Além do mais, é um nutriente fundamental para a manutenção dos organismos vivos, uma vez que compõe moléculas orgânicas tais como proteínas e ácidos nucleicos, tornando-se um componente limitante à vida. Em águas residuárias, a matéria orgânica nitrogenada apresenta-se principalmente nas formas de nitrogênio molecular (N_2), nitrogênio orgânico (N-org) e nitrogênio amoniacal (N-amon), este por sua vez pode ser encontrado nas formas de íon amônio (NH_4^+) ou amônia (NH_3), e ainda nitrito (NO_2^-) e nitrato (NO_3^-) (SPERLING, 1996).

Quando presentes nos corpos hídricos, a matéria orgânica nitrogenada é convertida em produtos inertes por oxidação, através de diferentes vias metabólicas - aeróbias e anaeróbias. O excesso desses compostos nos corpos receptores pode influenciar a dinâmica da vida aquática, visto que intensifica o fenômeno de autodepuração (METCALF; EDDY, 2003).

Neste contexto, as diferentes formas e concentrações dos compostos nitrogenados encontrados em um corpo receptor, pode indicar o estágio de poluição do mesmo. Se a poluição for recente, o nitrogênio estará em sua forma orgânica ou amoniacal, por outro lado, se ocorrer a presença de nitratos pode-se dizer que a poluição é antiga e que o processo de nitrificação já ocorreu (SPERLING, 2005).

Vale ressaltar que o lançamento indiscriminado dos compostos em questão, causam danos muitas vezes irreversíveis ao meio ambiente. Howarth (2004) cita alguns prejuízos causados:

- Toxicidade à vida aquática, pois a amônia livre (NH_3), impede as trocas gasosas nas guelras dos peixes.
- Consumo do oxigênio do meio aquático no processo de oxidação da amônia (nitrificação).
- Aumenta a demanda pelo desinfetante nas Estações de Tratamento de Águas (ETA's) que utilizam cloro na desinfecção da água, uma vez que o cloro reage com o íon amônio (NH_4^+) formando cloraminas. Essas são desinfetantes menos eficazes que o ácido hipocloroso.
- Causa um grave problema à saúde pública, a Metahemoglobinemia, popularmente conhecida como “doença dos bebês azuis”, que resulta na morte prematura de recém-nascidos.
- Algumas pesquisas epidemiológicas sugerem que a ingestão de elevadas concentrações de nitrato pode favorecer o desenvolvimento de câncer no aparelho digestivo, aborto e outros problemas de saúde como distúrbio no sistema neurológico.
- Prejudicam o reuso da água, principalmente para fins industriais.

Howarth (2004) sugere ainda que a poluição por nitrogênio está diretamente vinculada à acidificação dos solos, eutrofização em ecossistemas marinhos próximos à costa e perda da biodiversidade em vários ecossistemas aquáticos e terrestres.

Diante disso, torna-se fundamental a escolha de um tratamento adequado para águas residuárias, objetivando-se corrigir as características indesejáveis, de tal forma que sua disposição final possa ocorrer de acordo com a legislação ambiental vigente (FERRETTI, 2005).

Segundo o mesmo autor, os processos de remoção biológica reproduzem os processos que ocorrem naturalmente na biosfera, porém nas estações de

tratamento esses processos acontecem sob condições controladas, a fim de evidenciar a eficiência do processo.

Em águas residuárias a remoção biológica do nitrogênio acontece em quatro etapas fundamentais: amonificação, assimilação, nitrificação e desnitrificação (Figura 1). Estas etapas levam a formação do nitrogênio molecular (N_2) como produto final, considerada a forma menos ofensiva para o ambiente (METCALF; EDDY, 2003).

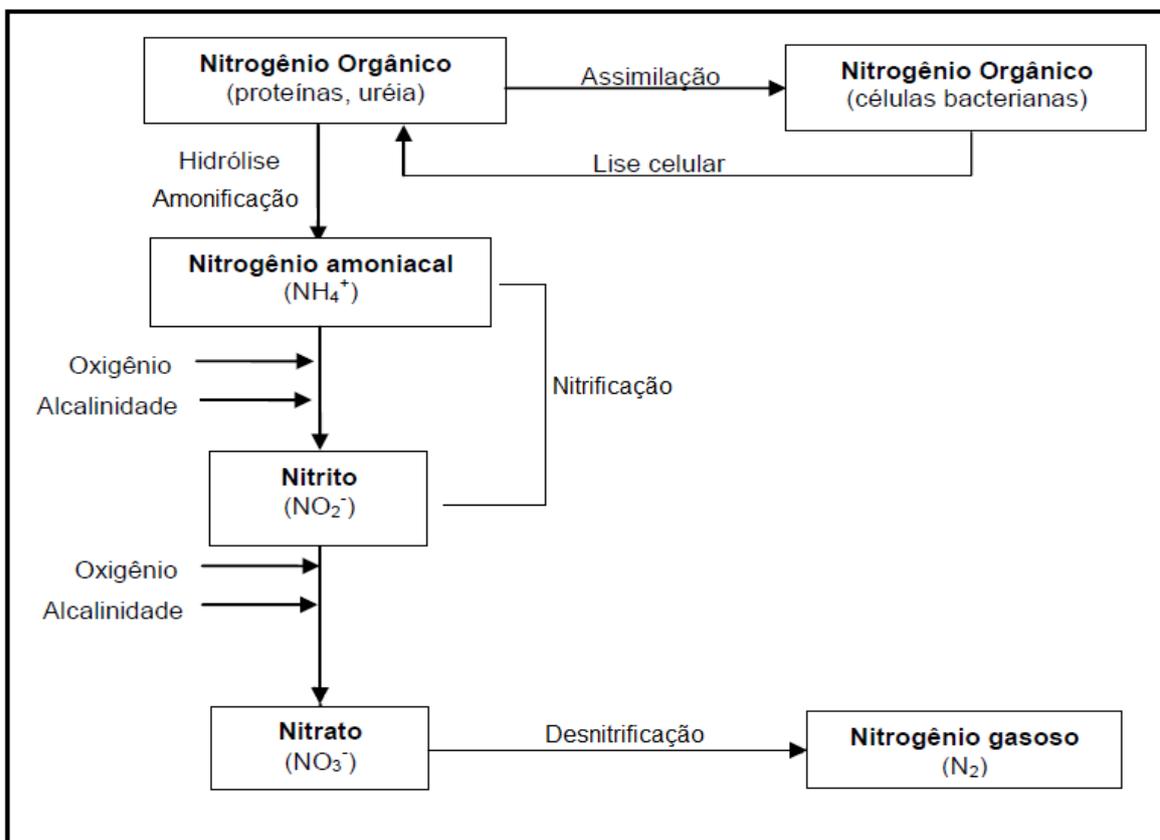
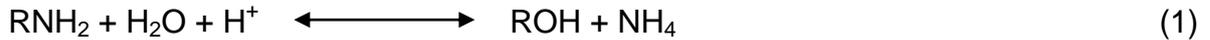


Figura 1- Etapas da transformação do nitrogênio em processos biológicos.
Fonte: adaptado de Metcalf e Eddy (2003).

3.2.1 Amonificação e Assimilação

Amonificação é o processo que consiste nas transformações biológicas sofridas pelos compostos orgânicos nitrogenados, encontrados sob a forma de

proteínas, aminoácidos e ureia, que levam à formação do nitrogênio amoniacal, enquanto que a assimilação é o processo inverso, conforme é demonstrado na Equação 1. (METCALF; EDDY 2003).



Ainda segundo o mesmo autor, o nitrogênio amoniacal pode se apresentar na forma de amônia (NH_3) ou íon amônio (NH_4^+), sendo que a concentração de cada composto varia de acordo com o pH do meio, como descrita na Equação 2.

$$\text{NH}_3 \% = \frac{100 \times [\text{NH}_3]}{[\text{NH}_3] + [\text{NH}_4^+]} = \frac{100}{1 + [\text{H}^+]/K_a} \quad (2)$$

Em que:

Ka: constante de dissociação = $5,62 \cdot 10^{-10}$

[NH3]: concentração de amônia

[NH4+]: concentração do íon amônio

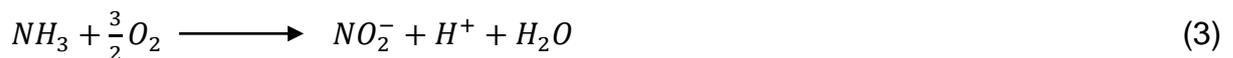
Portanto, em grande parte dos reatores anaeróbios, cujo o pH permanece em torno da neutralidade e a temperatura por volta de 25°C , o íon amônio é predominante. Já para valores de pH superiores a 9,5 o nitrogênio amoniacal se apresenta na forma de amônia (NH_3) (METCALF; EDDY 2003)

Para Araújo Junior (2006) a importância do processo de assimilação na remoção de nitrogênio é pequena. Por isso, os fenômenos nitrificação e desnitrificação são considerados primordiais para que haja a remoção biológica do nitrogênio.

3.2.2 Nitrificação

A nitrificação consiste no processo microbiológico de oxidação do nitrogênio amoniacal (N-amon) a nitrato, via nitrito, utilizando o oxigênio molecular como acceptor final de elétrons. A remoção do nitrogênio amoniacal torna-se fundamental devido a sua demanda de oxigênio e sua toxicidade (RITTMANN; MCCARTY, 2001).

O processo de nitrificação ocorre em duas etapas distintas, nitritação e nitratação. Na primeira etapa ocorre a oxidação da amônia por bactérias autotróficas do gênero *Nitrossomonas*, nessa etapa acontece a liberação de um íon de hidrogênio o que provoca a queda no pH do efluente (Equação 3), fato que pode inibir o processo de nitrificação (HAANDEL; MARAIS, 1999).



Na segunda etapa ocorre à oxidação do nitrito por bactérias do gênero *Nitrobacter*, como apresentado na Equação 4.



Para garantir a eficiência do processo de nitrificação é fundamental monitorar alguns fatores, tais como temperatura, pH, alcalinidade, concentração de oxigênio dissolvido (OD), concentração de nitrogênio amoniacal, relação carbono/nitrogênio (C/N) e também a presença de compostos inibidores.

A temperatura, assim como o pH, exerce forte influência na velocidade de nitrificação, pois acaba interferindo nas funções básicas dos microrganismos. Sendo esses, fatores limitantes no processo, estima-se que a faixa ideal de temperatura se situe entre 25 e 36 °C. Em relação ao pH ótimo, afere-se que a faixa oscile entre 7 e 9. É importante considerar que a oxidação biológica do íon amônio a nitrato produz

efeito sobre a alcalinidade do processo, assim se não for fornecida alcalinidade suficiente tem início a diminuição do pH que pode causar a inibição dos microrganismos (METCALF; EDDY 2003).

Metcalf e Eddy (2003) e Gray (2004), mencionam que para ocorrer uma constância na velocidade da reação de nitrificação é necessário garantir uma concentração de oxigênio dissolvido (OD) acima de 2mg.L^{-1} , caso a concentração seja inferior a $0,5\text{ mg.L}^{-1}$, a velocidade da reação é reduzida à ponto de o processo ser interrompido.

Já se a relação carbono/nitrogênio (C/N) for baixa, as bactérias heterotróficas ficam limitadas pelo carbono, disponibilizando amônia em excesso para que ocorra o processo de nitrificação. Para as altas relações C/N, o processo é interrompido pelo excesso de carbono e a concentração de nitrato diminui, podendo chegar a zero (CALLADO, 2001).

É importante considerar que além dos fatores já mencionados existem algumas substâncias que são capazes de inibir o processo de nitrificação, podendo estas serem o próprio substrato, em função da sua concentração e dos meios em que elas se encontram. O processo pode adaptar-se a muitos inibidores, onde a aclimatação pode remover o efeito inibitório (DALLAGO, 2009).

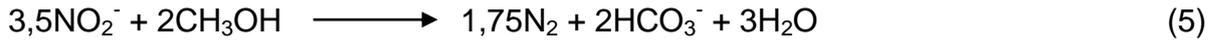
3.2.2 Desnitrificação

A desnitrificação compreende a última etapa no processo de redução do nitrogênio por vias biológicas e consiste na redução do nitrato e do nitrito a óxido nítrico, óxido nitroso e gás nitrogênio. Este processo é realizado por bactérias heterotróficas e autotróficas, sendo muitas aeróbias facultativas, podendo consumir tanto o oxigênio como o nitrogênio. Os mecanismos biológicos fundamentais para o processo de desnitrificação são chamados de assimilativos e dissimilativos (RITTMANN; MCCARTY, 2001).

Na redução assimilativa, o nitrito (NO_2^-) é reduzido a nitrato (NO_3^-) e também a formas intermediárias gasosas de nitrogênio. Este estágio é realizado por bactérias heterotróficas em condições anóxicas, ou seja, em baixa ou praticamente nula concentração de oxigênio dissolvido (HAANDEL; MARAIS, 1999). Já a redução

dissimilativa é uma respiração anaeróbia, onde o NO_3^- atua como acceptor final de elétrons, sendo este reduzido a óxido nitroso (N_2O) e gás nitrogênio (N_2) (BITTON, 2005).

As etapas metabólicas de redução do nitrito e do nitrato, podem ser descritas pelas Equações 5 e 6, respectivamente.



Segundo Pontes (2009), a remoção total de nitrogênio das águas residuárias por meio da desnitrificação é fundamental para a proteção dos corpos d'águas contra a eutrofização.

Sabe-se que os organismos desnitrificantes são menos sensíveis aos fatores ambientais se comparados aos nitrificantes, porém algumas condições são fundamentais para a eficiência do processo. A concentração de oxigênio dissolvido é um dos parâmetros críticos do processo, sua presença inibi o sistema enzimático responsável pela desnitrificação. A alcalinidade que é produzida durante a conversão de nitrato a nitrogênio gasoso provoca um aumento do pH, assim o controle dessa condição é importante para garantir a estabilização das populações microbianas, sendo a faixa ótima de pH entre 7 e 8. A temperatura é um fator que afeta sensivelmente o crescimento microbiano e também a velocidade de remoção do nitrato (METCALF; EDDY 2003).

Ainda segundo os mesmos autores, é fundamental promover uma fonte de energia para que o processo de desnitrificação aconteça. O carbono pode ser considerado como uma fonte ideal, podendo este ser promovido por meio de adição de fonte de interna através de uma recirculação de parte do efluente.

3.4 REATORES COMBINADOS ANAERÓBIO-AERÓBIOS

Os avanços tecnológicos e a modernização dos setores produtivos interferem diretamente nas características físicas químicas e biológicas do efluente gerado. Assim, a aplicação do tratamento ideal para as variações de efluente, devem ser estudadas a fim de alcançar propostas mais sustentáveis, bem como reduzir os impactos causados ao meio ambiente (ARAÚJO, 2013).

Dentre as diversas opções de tratamento de efluentes, os sistemas combinados anaeróbio-aeróbio são cada vez mais recomendados, visto que se apresentam como uma alternativa eficiente e relativamente barata quando comparado a outros tratamentos que utilizam os processos físico-químicos, além do mais, são capazes de alcançar maior eficiência global de conversão da matéria orgânica e remoção de nutrientes, como nitrogênio e fósforo (ZAIAT, 2003; DOMINGUES, 2005; CHERNICHARO, 2006).

Segundo Zaiat (2003), ao utilizar somente reatores anaeróbios o tratamento se torna menos eficiente, quando comparado ao sistema combinado, além do mais, os reatores anaeróbios apresentam necessidade de maiores tempos de detenção hidráulica, uma vez que as velocidades de conversão da matéria orgânica são mais lentas devido às baixas taxas de crescimento dos microrganismos anaeróbios.

Assim, a combinação dos processos anaeróbio e aeróbio tem como objetivo minimizar os aspectos negativos, aproveitando as vantagens de cada processo (ABREU; ZAIAT 2008).

Araújo Junior (2006) operou um reator combinado anaeróbio-aeróbio de leito fixo e recirculação da zona aeróbia para a zona anaeróbia no tratamento de efluentes provenientes de uma indústria de lisina. A recirculação proposta retornava o efluente nitrificado no início da zona anaeróbia, aproveitando os ácidos orgânicos produzidos como fonte de carbono para o processo de desnitrificação. Os dados obtidos pelo autor sugerem que a melhor condição operacional do reator foi conseguida aplicando-se um tempo de detenção hidráulico (TDH) de 35 horas e razão de recirculação (R) igual a 3,5 apresentando eficiências na remoção de DQO, NTK e NT de 97,94 e 77%, respectivamente.

Oliveira Netto (2011), avaliou um sistema combinado anaeróbio- aeróbio de leito fixo e fluxo ascendente, com recirculação da fase líquida, para tratamento de esgoto sanitário. O autor constatou benefícios provenientes da associação dos sistemas biológicos com recirculação. Os melhores resultados operacionais foram encontrados para a condição com tempo de detenção hidráulico total (TDH) de 12

horas, apresentando eficiências médias de remoção de DQO, NTK e SST de $92 \pm 3\%$; $68 \pm 11\%$ e $75 \pm 7\%$, respectivamente. Como conclusão o autor observou a capacidade de alta remoção de matéria orgânica e nitrogênio, sem a necessidade de adição de fonte externa de carbono, para promover o processo de desnitrificação.

A eficiência dos reatores combinados também foi avaliada por Pontes (2009) e Kreutz (2012), em ambos estudos as autoras utilizaram um reator combinado anaeróbio-aeróbio de leito fixo com recirculação da fase líquida da zona aeróbia para a zona anaeróbia. Nessa configuração a primeira autora, tratou efluente bruto de abatedouro bovino, obteve um melhor desempenho com TDH de 6,7 horas, apresentando eficiências médias de remoção matéria orgânica, nitrogênio e óleos e graxas entorno de 92%, 71% e 41%, respectivamente. A segunda autora, tratou efluente avícola, obteve seus melhores resultados para remoção da matéria orgânica, sólidos e nitrogênio, quando o reator foi operado com TDH de 11 horas, apresentando valores de 56%, 59%, 50%, 52% e 50% para DQO bruta, DQO filtrada, ST e SST, nitrogênio, respectivamente.

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 APARATO EXPERIMENTAL

Para realização da pesquisa foi utilizado um reator combinado anaeróbio-aeróbio de leito fixo (RCAALF), confeccionado em um tubo de *plexiglass* em formato cilíndrico (90 mm de diâmetro interno e 1000 mm de comprimento), com volume total de aproximadamente 6,5 L e volume útil de aproximadamente 4,75L (Figura 2), formado por uma câmara de alimentação e um leito reacional, sendo dividido em duas zonas de atividade: zona anaeróbia e zona aeróbia.

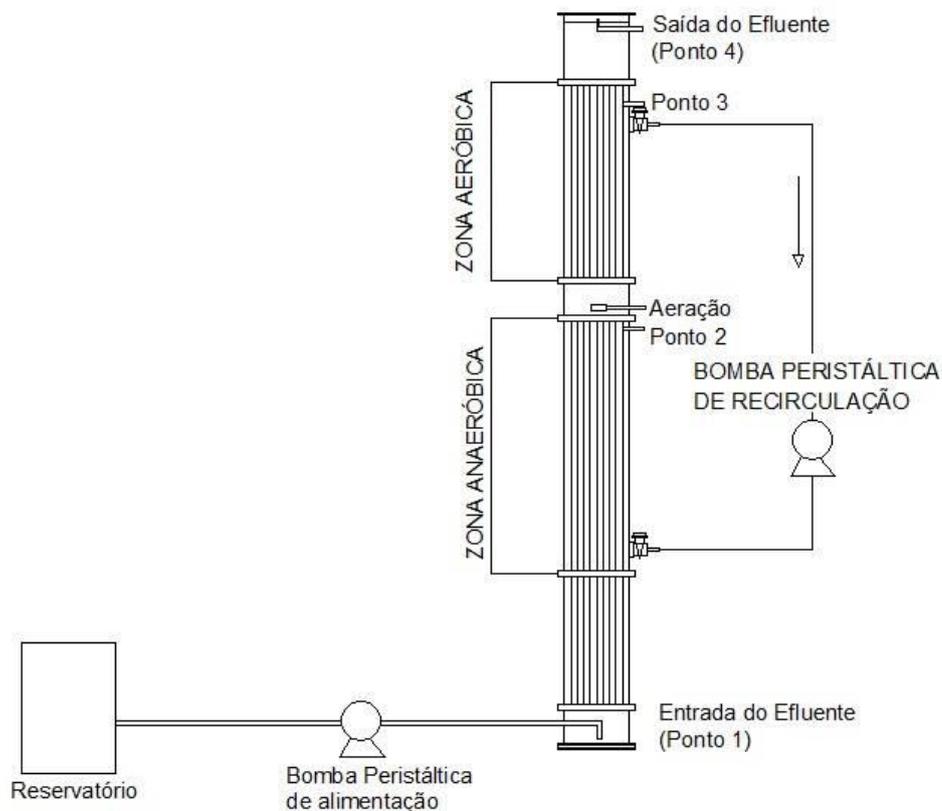


Figura 2- Desenho esquemático do RCAALF
Fonte: Autoria própria

Os compartimentos que caracterizam as zonas anaeróbia e aeróbia foram preenchidos com material suporte. Para a imobilização da biomassa, foram utilizadas matrizes cúbicas de espuma de poliuretano envoltas por uma estrutura rígida de polipropileno (Figura 3), tendo como principal característica uma alta área superficial, o que lhe garante boa afinidade e eficiência na imobilização celular.



Figura 3 - Meio suporte: espuma de poliuretano, envoltas por estruturas de polipropileno

O reator foi operado com regime de escoamento ascendente e fluxo contínuo e a alimentação foi feita por bomba peristáltica da marca Provitec[®] e a aeração por um compressor de ar da marca Boyu[®] modelo S2000A, o qual teve a função de injetar ar na câmara de aeração por meio de uma pedra porosa, responsável por promover a difusão do mesmo na parte aeróbia do reator.

O substrato utilizado na alimentação do reator era composto de efluente bovino bruto, coletado na entrada de um tanque de sedimentação do sistema de tratamento da unidade industrial, localizado na cidade de Campo Mourão - PR.

4.2 PROCEDIMENTO EXPERIMENTAL

Para avaliar a eficiência do processo de remoção biológica do nitrogênio, utilizando o RCAALF, o reator foi operado em duas etapas distintas, que se

distinguem por diferentes razões de recirculação. Na primeira, o reator foi submetido a uma vazão de recirculação de 100% da vazão de entrada, ou seja, uma razão de recirculação de $R=1$ e na segunda etapa com vazão de recirculação de 200% da vazão de entrada ($R=2$).

As condições operacionais no qual o reator foi submetido para avaliação do processo de remoção de nitrogênio estão apresentadas na Tabela 1.

Tabela 1 - Condições operacionais ao qual o RCAALF foi submetido

Etapa	Operação (dias)	Van (L)	Vae (L)	Q (L/h)	Qr (L/h)	Qt (L/h)	R (Qr/Q)	Va (m.h ⁻¹)	TDH (horas)		
									An.	Ae.	Total
1	30	2,85	1,90	0,20	0,20	0,40	1	0,08	14,4	9,6	24,0
2	30	2,85	1,90	0,20	0,40	0,60	2	0,13	14,4	9,6	24,0

Legenda: (Van) = Volume da zona anaeróbia; (Vae) = Volume da zona aeróbia; (Q) = Vazão; (Qr) = Vazão de recirculação; (Qt) = Vazão total; (R) = Razão de recirculação; (Va) = Velocidade de ascensão; (TDH) = Tempo de detenção hídrico; (An.) = Anaeróbio; (Ae.) = Aeróbio.

Fonte: Adaptado de Kreutz (2012).

O TDH adotado neste experimento foi de 24 horas, para ambas as etapas operacionais.

A fim de garantir condições ótimas para o desenvolvimento das bactérias redutoras do nitrogênio, parâmetros como pH, temperatura, alcalinidade e oxigênio dissolvido foram controlados no início da partida do RCAALF, com o intuito de proporcionar temperatura entre 25 e 35°C, pH entre 7,0 e 9,0, alcalinidade de 7,14 mg CaCO₃ por mg de nitrogênio amoniacal oxidado e 4,5 mg de oxigênio dissolvido por mg de nitrogênio amoniacal convertido, conforme descrevem Metcalf e Eddy (2003). Para isso, análises físico-químicas foram realizadas, a fim de verificar o estado de equilíbrio dinâmico aparente do sistema, e somente a partir de sua estabilidade, iniciar o período de operação de cada fase (Tabela 1).

4.3 MÉTODOS ANALÍTICOS PARA CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DO EFLUENTE

Para avaliar o desempenho do RCAALF, foram realizados 5 perfis de amostragens espacial para cada uma das condições operacionais avaliadas. As coletas das amostras foram realizadas ao longo da altura do RCAALF, nos seguintes pontos de amostragem: P1 (compartimento da câmara de alimentação, equivalente à altura 0); P2 (final da zona anaeróbia, equivalente à altura 0,6 m); P3 (início da zona aeróbia, equivalente à altura 0,7 m) e P4 (efluente final, altura de 1,0 m).

O intervalo entre cada perfil foi de 7 dias, sendo que após a alteração da vazão de recirculação também foi esperado 7 dias para início da segunda etapa.

Para a avaliação do comportamento operacional do RCAALF foram realizadas determinações físico-químicas dos parâmetros operacionais (Tabela 2), compreendendo a coleta de amostras afluente e efluente por meio de perfis de amostragens temporal.

Tabela 2 - Parâmetros analisados e metodologia empregada na avaliação do RCAALF.

Parâmetros	Método de Análise	Referência
pH	Potenciométrico	Eaton et al. (2005)
Temperatura do líquido (°C)	Termométrico	-
Oxigênio Dissolvido (mg.L ⁻¹)	Polarográfico	-
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)
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)

A produção e consumo de alcalinidade, medida em termos de carbonato de cálcio (CaCO₃), foi monitorada para avaliar a variação e disponibilidade ao longo do período do experimento, a fim de verificar possíveis desequilíbrios no processo de tamponamento do sistema e garantir as condições mínimas para que o processo de nitrificação aconteça. Sabendo que para a oxidação de 1 mg de N-amon é

necessário $7,14 \text{ mg.L}^{-1}$ de alcalinidade, a carga de alcalinidade requerida para oxidar o N-amon do sistema foi calculada a partir da Equação 7.

$$\frac{7,1 \text{ mg.L}^{-1} \text{CaCO}_3}{1 \text{ mg.L}^{-1} \text{NH}_4^+} x [\text{NH}_4^+] = x \text{ mg.L}^{-1} \text{CaCO}_3 \quad (7)$$

Para quantificar a eficiência do processo de desnitrificação foi realizado o cálculo de acordo com a Equação 8 e 9, em que N_{nitri} é a concentração de nitrogênio nitrificado N_e é o somatório das concentrações de nitrito e nitrato no efluente tratado

$$E_{\text{Desnitrificação}} = \frac{N_{\text{nitri}} - N_e}{N_{\text{nitri}}} \quad (8)$$

$$N_{\text{nitri}} = NTK_{\text{aflu}} - NTK_{\text{eflu}} \quad (9)$$

A fim de comparar a eficiência real com a eficiência teórica do processo de desnitrificação, foi realizado um balanço de massa a partir da Equação 10. Nesse caso, foi considerado que todo nitrito e nitrato que passasse pela zona anaeróbia era desnitrificado.

$$Q \cdot N_{\text{nitri}} = N_e (Q + R \cdot Q) \quad (10)$$

A partir desse balanço pode-se definir a eficiência teórica de desnitrificação em função da razão de recirculação, conforme as Equações 11 e 12.

$$\frac{N_{\text{nitri}} - N_e}{N_{\text{nitri}}} = 1 - \frac{1}{1+R} \quad (11)$$

$$E_{Desnitrificação} = 1 - \frac{1}{1+R} \quad (12)$$

Para comprovar a eficiência do RCAALF no processo de remoção global do nitrogênio foi realizado o cálculo de acordo com a Equação 13, em que [Na] e [Ne] representam o somatório das concentrações de N-anom, nitrito e nitrato no afluente e no efluente do RCAALF.

$$Eficiência (\%) = \left[\frac{[Na] - [Ne]}{[Na]} \right] \times 100 \quad (13)$$

De posse dos dados experimentais das diferentes etapas ao qual o RCAALF foi submetido, a análise da melhor condição operacional foi realizada, para efeitos de comparação dos resultados físico-químicos obtidos.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados obtidos durante o período experimental, ao qual o RCAALF foi submetido, são apresentados a seguir, além de discussões pertinentes aos principais dados referentes ao desempenho de remoção de matéria carbonácea e nitrogenada.

5.1 CARACTERIZAÇÃO FÍSICO QUÍMICA DO SUBSTRATO

Primeiramente, são apresentados os resultados da estatística descritiva com valores máximo, mínimo, média, desvio padrão (DP) e coeficiente de variação (CV) das variáveis analisadas: pH, temperatura do líquido (TL), oxigênio dissolvido (OD), sólidos totais (ST), sólidos suspensos totais (SST), alcalinidade a bicarbonato (AB), ácidos voláteis (AV), matéria orgânica em termos de DQO (bruta e filtrada), nitrogênio total Kjeldhal (NTK), nitrogênio amoniacal (N-amon), nitrito (NO_2^-) e nitrato (NO_3^-). Esses resultados correspondem ao afluente do RCAALF e são apresentados na Tabela 3.

Tabela 3 - Resultado da estatística descritiva do afluente do RCAALF

PARÂMETROS (N=5)	Méd.	DP	CV	Mín	Máx
pH	7,0	0,4	17,5	6,6	7,9
TL (°C)	20,4	2,1	9,7	17,3	24,3
OD (mg.L ⁻¹)	0,6	0,2	3,0	0,3	1,0
ST (mg.L ⁻¹)	5234,5	8314,6	0,6	325,0	24990,0
SST (mg.L ⁻¹)	3647,4	2178,7	1,7	1342,0	7022,0
AB (mg.CaCO ₃ .L ⁻¹)	2370,6	2203,8	1,1	473,2	6005,2
AV (mg.L ⁻¹)	181,4	107,6	1,7	96,8	414,3
DQO bruta (mg.L ⁻¹)	1071,4	425,3	2,5	556,9	1933,1
DQO filtrada (mg.L ⁻¹)	483,8	167,5	2,9	250,6	791,9
NTK (mg.L ⁻¹)	266,3	131,8	2,0	26,9	389,8
N-amon (mg.L ⁻¹)	60,5	11,6	5,2	38,1	80,6
Nitrito (mg.L ⁻¹)	0,2	0,2	1,0	0,1	0,5
Nitrato (mg.L ⁻¹)	33,8	13,7	2,5	24,2	60,6

Legenda: Méd: média aritmética; DP: desvio padrão; CV: coeficiente de variação; Mín: valor mínimo; Máx: valor máximo; N: número de amostras analisadas.

Pelos dados apresentados pode-se observar que os valores de pH do afluente mantiveram-se entre 6,6 a 7,9, sendo variações aceitáveis do valor ideal (7,5), não causando assim prejuízo a atividade microbiana (LETTINGA, 1999).

Os valores das concentrações de OD apresentaram-se abaixo do que é sugerido pela literatura para garantir o processo de nitrificação ($2,0 \text{ mg.L}^{-1}$). Porém essa condição foi atendida ao longo do reator, com a injeção de oxigênio na fase aeróbia do processo.

A temperatura do líquido (substrato) ficou entre $20,5 \pm 2,1^\circ\text{C}$, não alcançando a temperatura ideal, próximo à 30°C , para o bom desempenho dos processos biológicos. Segundo Campos (1999), em temperaturas inferiores à 20°C ocorre uma sensível diminuição das atividades metabólica dos microrganismos, podendo levar o processo a falência.

As concentrações de matéria orgânica do substrato, medida em termos de amostras DQO bruta e amostras de DQO filtrada, foram as que apresentaram maiores variações ao longo do período operacional do sistema, apresentando médias de $1071,4 \pm 425,3 \text{ mg.L}^{-1}$ e $483,8 \pm 167,5 \text{ mg.L}^{-1}$, respectivamente. Quanto a concentração de sólidos, medida em termo de sólidos totais e sólidos suspensos totais, as médias foram de $5234,5 \pm 8314,6 \text{ mg.L}^{-1}$ para ST e $3647,4 \pm 2178,7 \text{ mg.L}^{-1}$ para SST. Vale mencionar que essas diferenças são ocasionadas pelas variações de vazão de carga orgânica em função do número de animais abatidos por dia na unidade industrial.

A alcalinidade a bicarbonato e os ácidos voláteis presentes no substrato apresentaram variações significativas durante o período de operação dos reatores, com mínimas e máximas de $473,2 \text{ mg.L}^{-1}$ e $6005,2 \text{ mg.L}^{-1}$ para alcalinidade e $96,8 \text{ mg.L}^{-1}$ e $414,3 \text{ mg.L}^{-1}$ para ácidos voláteis.

As concentrações mínimas e máximas de NTK e nitrogênio amoniacal foram $26,9 \text{ mg.L}^{-1}$, $389,8 \text{ mg.L}^{-1}$ e $38,1 \text{ mg.L}^{-1}$, $80,6 \text{ mg.L}^{-1}$, respectivamente. Já as concentrações média de nitrito e nitrato foi de $0,2 \pm 0,2 \text{ mg.L}^{-1}$ e $33,8 \pm 13,7 \text{ mg.L}^{-1}$, respectivamente.

A relação necessária entre a alcalinidade e o N-amon para sua oxidação é 7:1, para confirmarmos se a alcalinidade produzida no sistema foi suficiente para garantir a oxidação do nitrogênio orgânico presente no afluente foi realizado o cálculo com base na equação 7, apresentada anteriormente. O valor máximo de N-amon presente no substrato foi $80,6 \text{ mg.L}^{-1}$, para esse valor a quantidade de

alcalinidade mínima necessária para oxidar o N-amon é de 575,5 mg.L⁻¹. A média da concentração de AB foi 2370,6 ± 2203,8 mg.L⁻¹, assim podemos afirmar que houve alcalinidade suficiente para garantir a eficiência no processo de nitrificação.

As variações dos parâmetros analisados são justificadas pelas características do processo industrial e alterações no número de animal abatido por dia, considerando que se trata de uma unidade industrial de pequeno porte.

5.2 AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DO RCAALF NA PRIMEIRA ETAPA

Na primeira etapa operacional, o sistema foi submetido a recirculação contínua com razão de recirculação de 100% da vazão de entrada do reator, ou seja, vazão de recirculação igual a 1. O período de adaptação do reator para essa etapa foi de 7 dias. Tais condições foram adotadas para garantir a adaptação dos microrganismos e foram baseadas na interpretação dos resultados dos parâmetros físico-químico analisados, face ao estado de equilíbrio dinâmico aparente (EEDA).

O resultado da estatística descritiva com valores de máxima, mínimo, médias, desvio padrão dos parâmetros do efluente analisados ao longo do reator, durante a primeira etapa, podem ser observadas na Tabela 4.

Tabela 4 – Resultados da estatística descritiva do efluente na primeira etapa operacional

PARAMÊTROS (N=5)	Méd.	DP	CV	Mín	Máx
pH	7,3	0,4	18,2	6,8	7,9
TL (°C)	21,8	1,9	11,5,2	18,7	25,0
OD (mg.L ⁻¹)	3,3	2,7	1,2	0,5	7,3
ST (mg.L ⁻¹)	3755,0	4641,2	0,8	720,0	20882,0
SST (mg.L ⁻¹)	1085,7	1108,3	1,0	70,0	3660,0
AB (mg.L ⁻¹)	3830,9	3139,1	1,2	420,1	11281,5
AV (mg.L ⁻¹)	105,6	76,0	1,3	41,6	414,3
DQO bruta (mg.L ⁻¹)	1320,6	1230,6	1,1	93,1	4160,6
DQO filtrada (mg.L ⁻¹)	204,4	179,0	1,1	58,1	320,6
NTK (mg.L ⁻¹)	246,3	250,5	1,0	0,0	873,6
N-amon (mg.L ⁻¹)	28,3	28,3	1,0	0,0	82,9
Nitrito (mg.L ⁻¹)	0,1	0,1	1,0	0,0	0,4
Nitrato (mg.L ⁻¹)	27,3	4,0	6,8	20,7	34,4

Legenda: Méd: média aritmética; DP: desvio padrão; CV: Coeficiente de variação; Mín: valor mínimo; Máx: valor máximo; N: número de amostras analisadas.

Durante a operação da primeira etapa, o pH do efluente variou de 6,7 a 7,9. As variações dos valores adquiridos durante esse período em todos os ensaios são apresentadas na Figura 4. Pode-se perceber que o pH variou ao longo da altura do reator, aumentando sensivelmente na fase aeróbia do sistema, variando de 7,2 a 7,8, essa situação indica que o RCAALF produziu alcalinidade suficiente para manter a capacidade de tamponamento do sistema.

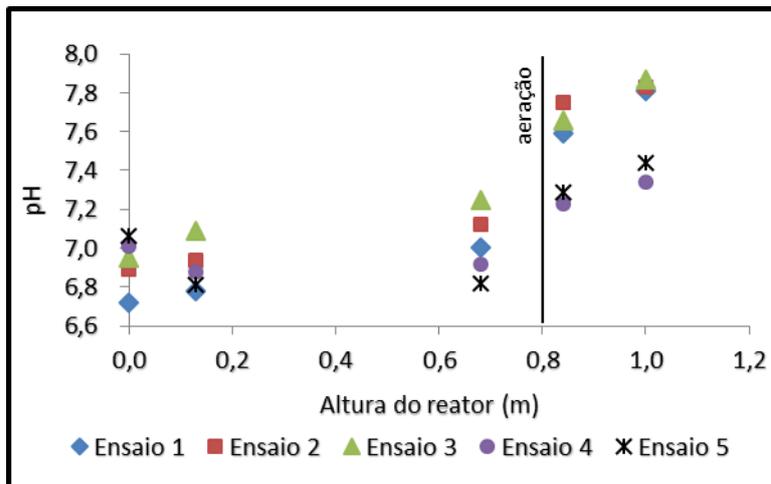


Figura 4 - Variação do pH com razão de recirculação de 100%

Segundo a literatura, para que o processo de nitrificação ocorra em condições ótimas é necessário que o pH esteja entre 7,2 e 8,6, podendo ser inibido o processo se o pH estiver menor que 6,3 (AHMED et al. 2007). Analisando os resultados obtidos nesse trabalho, pode-se afirmar que as condições operacionais estão na faixa adequada para promover o processo de nitrificação.

As temperaturas do efluente variaram entre mínimo e máxima de 18,7 e 25°C, apresentado um média de $21,8 \pm 1,9$ °C. As variações de temperatura ao decorrer dos ensaios mantiveram-se estáveis, com diferenças de substrato e efluente de no máximo 1 °C, como apresentado na Figura 5. Assim como pH, a temperatura também é um fator limitante no processo de nitrificação, sendo ideal mantê-la entre 25 e 35°C (METCALF; EDDY 2003).

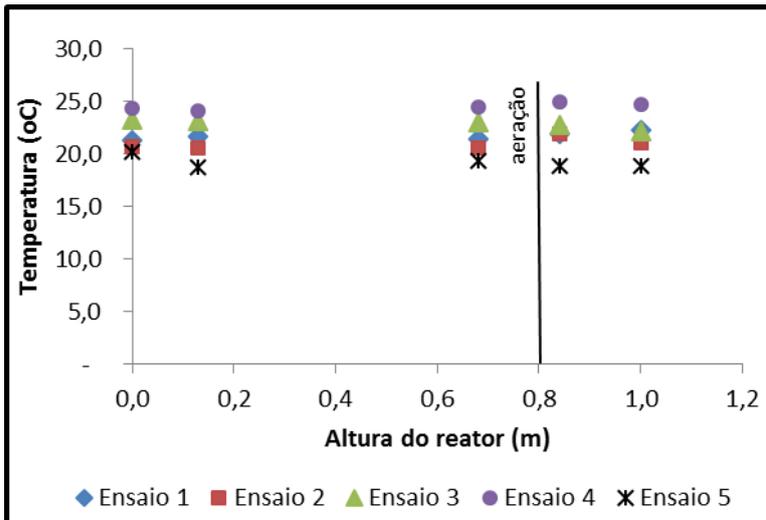


Figura 5- Variação da Temperatura do Líquido com razão de recirculação de 100%

A variação da concentração de oxigênio dissolvido (OD), obtidos ao longo dos ensaios estão apresentados na Figura 6. No efluente, as variações de OD foram de 0,34 a 1,55 na fase anaeróbia e 5,60 a 6,49 na fase aeróbia. Segundo Metcalf e Eddy (2003), para que ocorra a degradação da matéria orgânica e o processo de nitrificação é necessário garantir ao sistema uma demanda de O_2 superior a $2,0 \text{ mg. L}^{-1}$, sendo necessário $4,6 \text{ g}$ de O_2 para cada grama de nitrogênio orgânico oxidado.

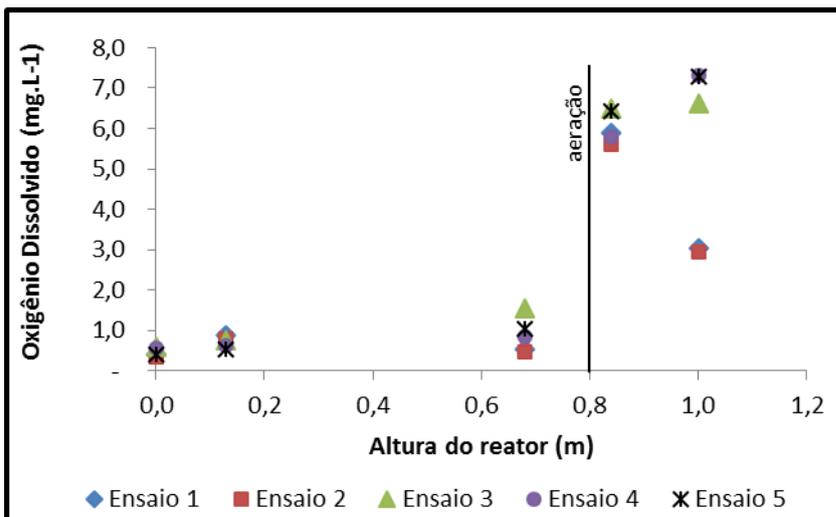


Figura 6 - Variação da concentração de OD com razão de recirculação de 100%

Em relação a remoção de matéria orgânica, medidas em termos de ST e SST, foram observadas variações das concentrações no efluente ao longo do RCAALF, os valores médios obtidos foram de $3755,0 \pm 4641,2 \text{ mg.L}^{-1}$ e $1085,7 \pm 1108,3 \text{ mg.L}^{-1}$, respectivamente. Mesmo apresentando significativa diferença de concentração do substrato, o sistema foi capaz de remover significativamente os sólidos em suspensão, apresentando uma eficiência de remoção de 72,7% de ST e 96,7% de SST.

Como pode ser observado na Figura 7 existem expressivas variações nas concentrações de ST e SST, cuja diferença mais significativa apresentou-se no P2, próximo a injeção da recirculação no sistema. Essa alteração pode ser justificada pelo revolvimento da biomassa e conseqüente arraste de sólidos, provocado pela injeção da recirculação.

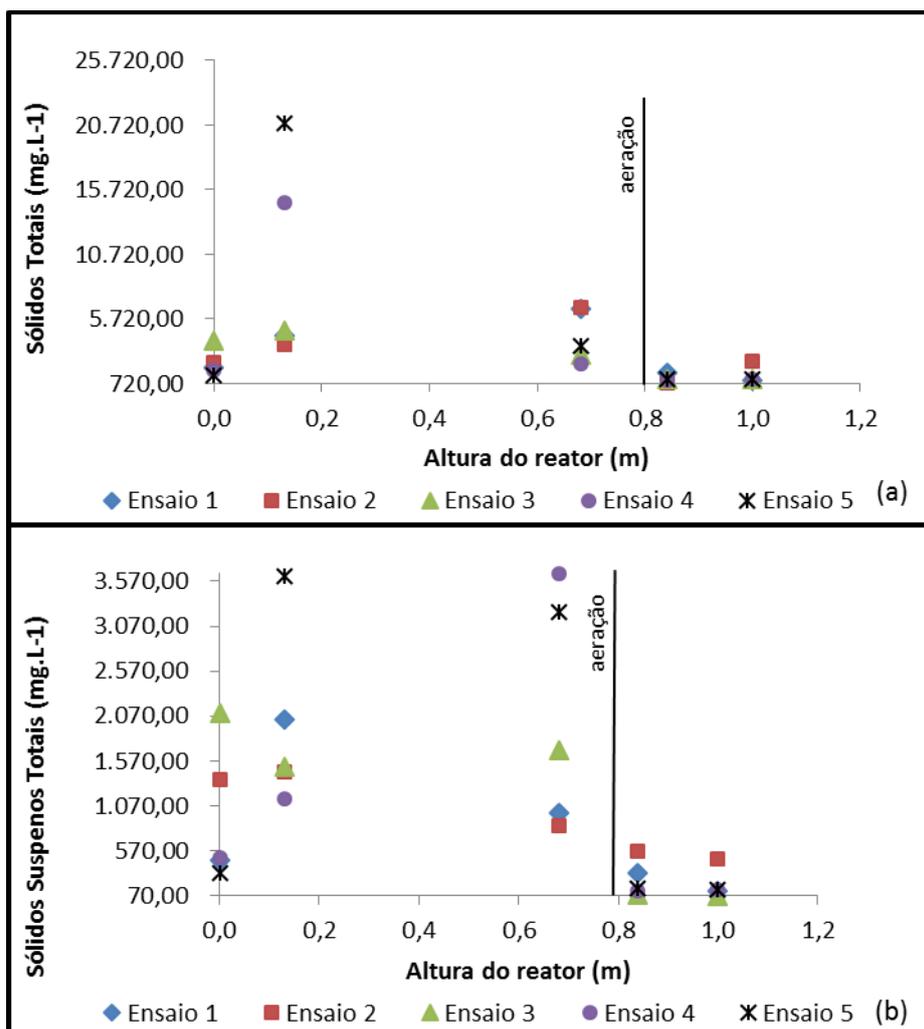


Figura 7 - Variação das concentrações de ST (a) e SST (b) com vazão de recirculação de 100%

As alterações nas concentrações de ST e SST também foram retratadas por Belini (2013), em sua pesquisa a autora analisou o desempenho de um reator combinado anaeróbio-aeróbio de leito fixo (RCAALF) com espumas de poliuretano e argila expandida como meio suporte. A autora justificou o aumento das concentrações de ST e SST pela injeção de ar decorrente do aerador inserido no processo, tal efeito provoca o revolvimento da biomassa e conseqüentemente o arraste de sólidos.

Domingues (2005) avaliou um sistema combinado anaeróbio-aeróbio aplicado ao tratamento de esgoto sanitário. Em seu estudo a autora verificou que a remoção de matéria orgânica alcançou uma eficiência de remoção dos ST de até 90% com TDH de 5,9 h, para o TDH de 4,2 h a autora observou uma redução na eficiência de remoção dos ST, a autora justificou essa instabilidade de remoção pelo excesso de lodo no reator anaeróbio.

O comportamento da matéria orgânica em termos de DQO, nas amostras bruta e filtrada, também foi analisado ao longo da altura do reator. Os valores médios das concentrações de DQO foram de $1320,6 \pm 1230,6 \text{ mg.L}^{-1}$ para as amostras brutas e $204,2 \pm 179,0 \text{ mg.L}^{-1}$ para as amostras filtradas, apresentando eficiência de remoção de 56% e 82%, respectivamente. A variação, dos valores médios obtidos, é apresentada na Figura 8.

Pode-se observar na Figura 8, que as amostras brutas coletadas no início da zona anaeróbia apresentaram maiores concentrações de matéria orgânica se comparadas aos do afluente, essa variação também pode ser explicada pela influência da recirculação, visto que essa condição provoca um revolvimento dos sólidos em suspensão e também o desprendimento da biomassa aderida no material suporte, formada por flocos mais densos que o efluente, que se acumulam no primeiro compartimento do reator.

A eficiência de remoção da matéria orgânica em termos de DQO, neste estudo, podem ser consideradas baixas, se comparadas aos resultados obtidos por Araújo Junior. (2006), o autor tratou efluente proveniente da indústria de lisina e obteve melhores resultados para remoção de DQO com TDH de 35 h, alcançando 96% de eficiência de remoção. Nos estudos de Pontes (2009), a eficiência de remoção de matéria orgânica, expressa em DQO, foi de aproximadamente 90%, a autora utilizou um reator combinado anaeróbio-aeróbio no tratamento de efluente avícola.

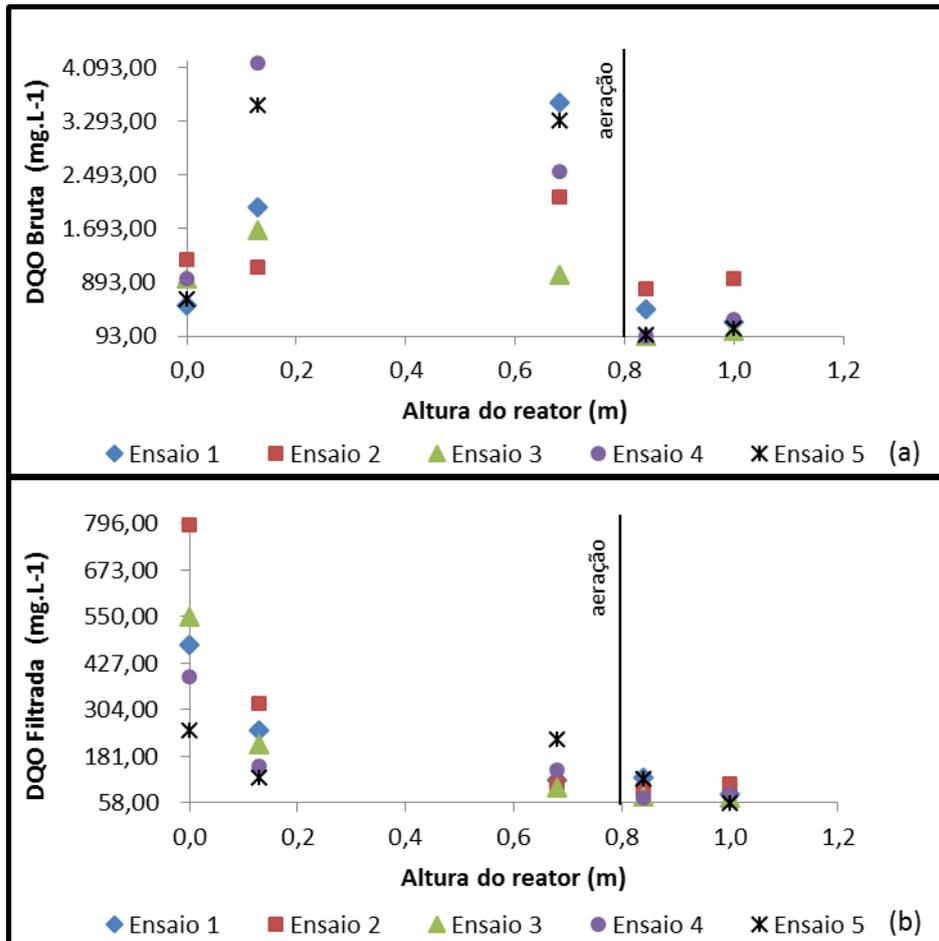


Figura 8– Variação da concentração de DQO nas amostras bruta (a) e nas amostras filtrada (b) com vazão de recirculação de 100%

Kreutz (2012) e Gatti (2013) analisaram o comportamento de um reator combinado anaeróbio-aeróbio de leito fixo (RCAALF). A primeira autora utilizou espumas de poliuretano e argila expandida como material suporte, e obteve melhor remoção de DQO bruta e filtrada com TDH de 14 h, alcançando eficiências médias de 58% e 66%, respectivamente. O segundo autor utilizou espuma de poliuretano e esponja de celulose como meio suporte e obteve melhores eficiências de remoção de 98% para DQO bruta e 95 % para DQO filtrada, operando o reator com TDH de 22 h, ambos trataram efluente proveniente de um abatedouro bovino.

Apesar da variação da concentração de matéria orgânica, em termos de DQO, a DQO nas amostras filtradas apresentou em um dos perfis uma eficiência de remoção, considerada satisfatória, com 87% de remoção da matéria orgânica. Assim, pode-se considerar que o reator demonstra-se robusto para suportar

choques de cargas hidráulicas e orgânicas quando operados nas condições as quais foi submetido.

A alcalinidade a bicarbonato do efluente apresentou grande variação durante o período operacional, apresentando variações médias de $3830,9 \pm 3139,1 \text{ mg. L}^{-1}$. Essa variação pode ser observada na Figura 9.

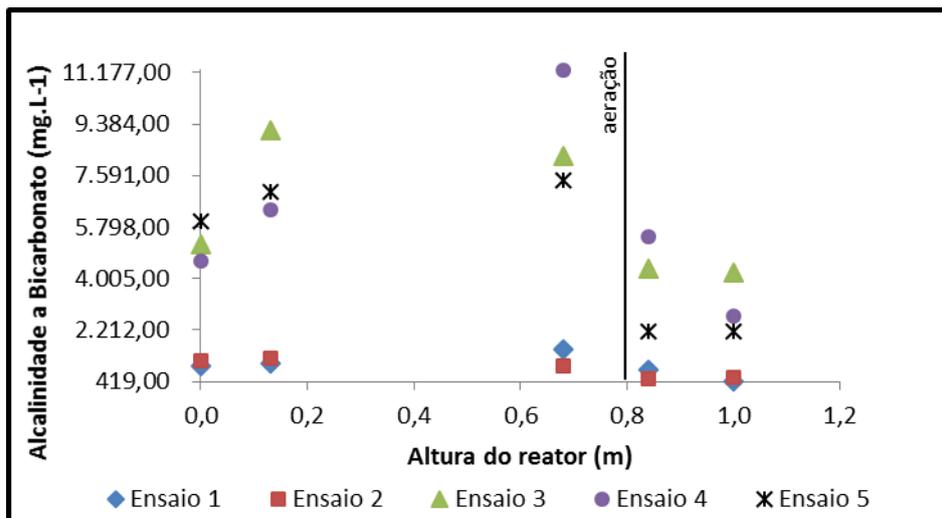


Figura 9– Variação da concentração de AB com razão de recirculação de 100%

Se comparados os resultados das concentrações médias de alcalinidade no sistema, sendo $3.569,4 \pm 2370,1 \text{ mg.L}^{-1}$ no afluente, $5900,2 \pm 4471,1 \text{ mg.L}^{-1}$ na fase anaeróbia e $2.019,4 \pm 1588,0 \text{ mg.L}^{-1}$ no efluente final, pode-se notar que houve uma produção de alcalinidade na fase anaeróbia, fator primordial para que as condições do seu processo de digestão sejam atendidas, garantindo assim a capacidade de tamponamento do sistema. No início da fase aeróbia notou-se um decaimento na concentração de AB, fato atribuído ao consumo de carbono inorgânico pelas bactérias autotróficas, responsáveis pelo o processo de nitrificação.

Situação semelhante foi reportado por Gatti (2013), que observou uma estabilização na produção de AB na zona anaeróbia e um decréscimo na zona aeróbia, indicando a ocorrência do processo de nitrificação no sistema avaliado.

Em relação a concentração de AV do efluente, a variação foi de $105,6 \pm 76,0 \text{ mg. L}^{-1}$, cujos resultados podem ser observados na Figura 10.

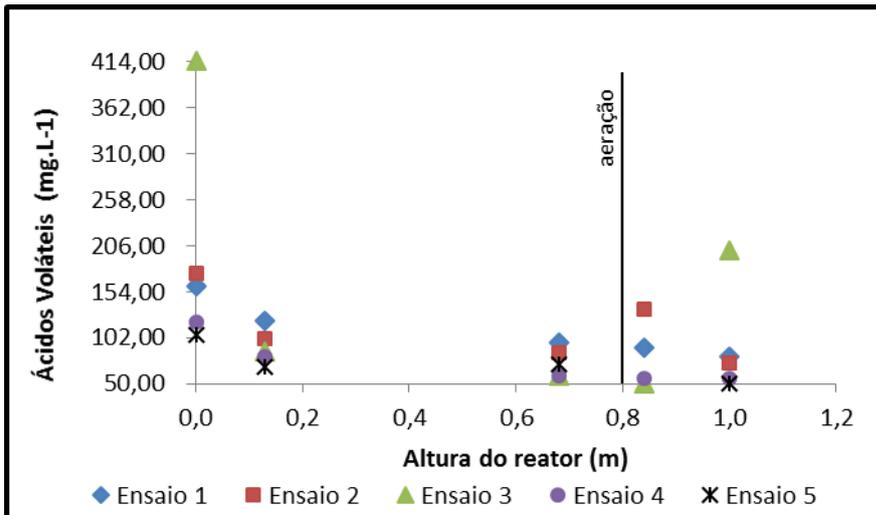


Figura 10 –Variação da concentração de AV com razão de recirculação de 100%

Com base nos resultados analisados é possível constatar que não houve um acúmulo de ácidos no interior do reator, visto que os valores de AV obtidos na saída do reator apresentaram-se sempre inferiores aos do afluente, garantindo a estabilidade do sistema quanto a remoção de matéria orgânica. Situação também reportada por Kreutz (2012), que observou valores menores, na concentração de AV, na saída do sistema analisado.

Para comprovar a estabilidade do reator e capacidade de tamponamento do sistema foi realizada uma relação entre ácidos voláteis e alcalinidade a bicarbonato (AV/AB), a qual deve apresentar valores inferiores a 0,3 para que os processos anaeróbios apresentem estabilidade. Durante todo o período analisado a relação AV/AB apresentou uma média de 0,1, comprovando a o equilíbrio do RCAALF.

As varrições das concentrações de NTK e N-amon podem ser observadas nas Figuras 11 e 12, respectivamente.

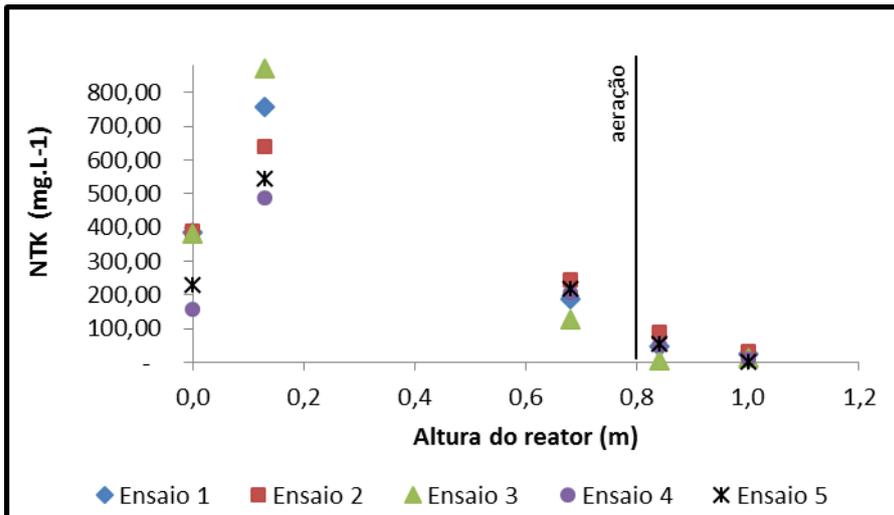


Figura 11- Variação da concentração com razão de NTK de recirculação de 100%

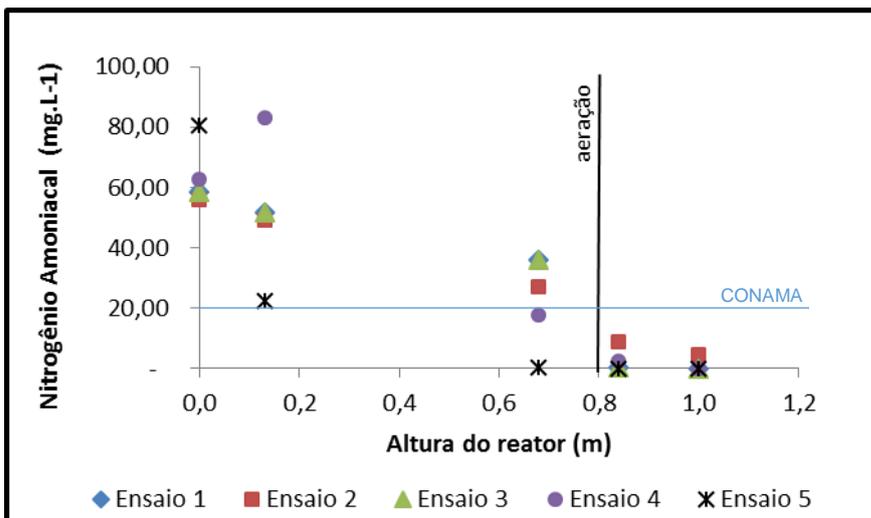


Figura 12 - Variação da concentração de N-amon com razão de recirculação de 100%

Durante o primeiro período de operação do RCAALF, as concentrações médias de NTK e N-amon foram de $246,3 \pm 250,5 \text{ mg.L}^{-1}$ e $28,3 \pm 28,3 \text{ mg.L}^{-1}$, respectivamente. É possível observar que ao longo da altura do reator houve uma redução significativa das concentrações, apresentando uma eficiência de remoção de 95 e 98%, comprovando a eficiência do reator em oxidar nitrogênio orgânico.

Teixeira (2006) estudou o processo de nitrificação e desnitrificação em um biorreator, com razão de recirculação de 1,8, tratando efluente de uma indústria frigorífica. Ao final do período de operação o reator apresentou uma eficiência de 100% na nitrificação e uma remoção global de nitrogênio de 63%.

Segundo Metcalf e Eddy (2003), para que o processo de nitrificação aconteça é necessário disponibilizar uma concentração mínima de carbono no sistema, fundamental para oxidar o nitrogênio. A relação carbono por nitrogênio (C/N) tem que ser próximo a 7 em reatores que se deseja oxidar a matéria orgânica e alcançar a nitrificação. No presente estudo, a relação C/N foi calculada em função da DQO bruta e NTK, obtendo uma relação de C/N 5.

Santos (2014), avaliou a influência da relação C/N no processo de nitrificação e desnitrificação, em reatores de fluxo contínuo e leito fixo estruturado com hastas cilíndricas verticais de espuma de poliuretano como material suporte. Em seu estudo a autora constatou que para maior eficiência de remoção de Nitrogênio Total ($84,6 \pm 10,1\%$) foi obtida para a relação C/N de $2,9 \pm 1$.

5.3 AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DO RCAALF NA SEGUNDA ETAPA

Para essa etapa o sistema foi submetido a razão de recirculação de 200% da saída do reator. O início do período de operação desta etapa foi dado após 7 dias da alteração da razão de recirculação, com o intuito de avaliar o equilíbrio do sistema.

O resultado da estatística descritiva com máxima, mínimo, médias, desvio padrão e coeficiente de variação dos parâmetros do efluente analisados ao longo do reator, durante a primeira etapa, podem ser observadas na Tabela 5.

Tabela 5– Resultados da estatística descritiva do efluente na segunda etapa operacional

PARÂMETROS (N = 5)	Méd.	DP	CV	Mín	Máx
pH	7,5	0,4	18,7	6,6	8,2
TL (°C)	18,5	0,8	23,1	17,2	20,1
OD (mg.L ⁻¹)	2,7	0,3	9,0	0,2	7,3
ST (mg.L ⁻¹)	3943,7	2260,0	1,7	1080,0	11508,0
SST (mg.L ⁻¹)	5687,4	4816,5	1,2	60,0	24990,0
AB (mg.L ⁻¹)	1192,4	867,4	1,4	189,0	6662,0
AV (mg.L ⁻¹)	122,0	51,2	2,4	63,6	336,2
DQO bruta (mg.L ⁻¹)	1744,1	968,1	1,8	363,1	4239,4
DQO filtrada (mg.L ⁻¹)	254,2	97,0	2,6	74,4	574,4
NTK (mg.L ⁻¹)	132,5	80,1	1,7	6,7	416,6
N-amon (mg.L ⁻¹)	58,6	43,0	1,4	0,0	385,3

(continua)

PARÂMETROS (N = 5)	Méd.	DP	CV	(conclusão)	
				Mín	Máx
Nitrito (mg.L^{-1})	0,3	0,2	1,5	0,0	0,7
Nitrato (mg.L^{-1})	44,1	9,1		26,9	61,9

Legenda: Méd: média aritmética; DP: desvio padrão; CV: coeficiente de variação; Mín: valor mínimo; Máx: valor máximo; N: número de amostras

Durante a operação da segunda etapa, o pH também apresentou um aumento na fase aeróbia, indicativo da capacidade de tamponamento do sistema. As variações apresentadas durante esse período em todos os ensaios são apresentadas na Figura 13.

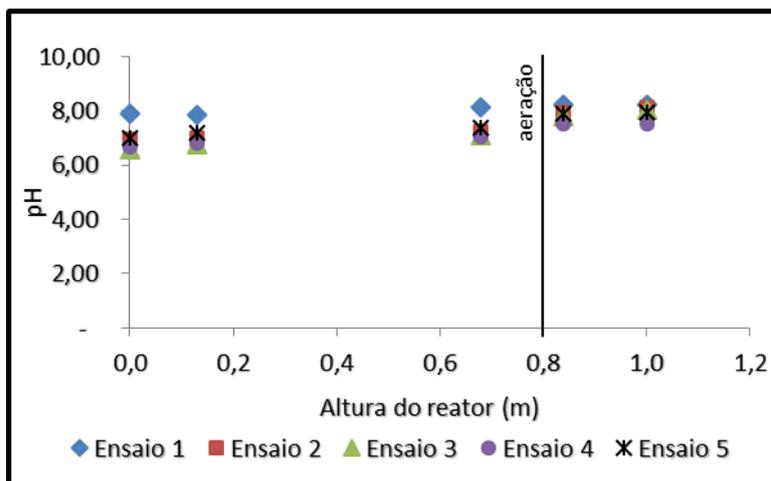


Figura 13 – Variação do pH com razão de recirculação de 200%

Pode-se perceber que o pH do efluente apresentou um pequeno aumento na variação em relação a primeira etapa, oscilando entre 6,6 e 8,2. Os valores obtidos na fase aeróbia do reator, nessa etapa, apresentaram-se próximo a 8,0, em todos os perfis analisando. Essa situação garante uma maior eficiência para as bactérias nitrificantes, visto que a faixa ideal de pH para as atividades nitrificantes encontra-se entre 7,2 e 8,6, como cita Ahmed et al. (2007).

O aumento do pH, pode ser justificado pelo aumento das atividades metabólicas das bactérias, influenciado pelo aumento da razão de recirculação. Oliveira Netto (2011), também constatou, em seu estudo, um aumento do pH com o aumento da vazão de recirculação de 1,5 para 3,0.

As temperaturas nos perfis analisados nessa etapa apresentaram um decréscimo, variando entre mínimo e máxima de 17,2 e 20,1°C, apresentado uma média de $18,5^{\circ} \pm 0,8$ °C, como apresentado na Figura 14. Esse decréscimo é justificado pela estação do ano a qual a etapa foi procedida, outono.

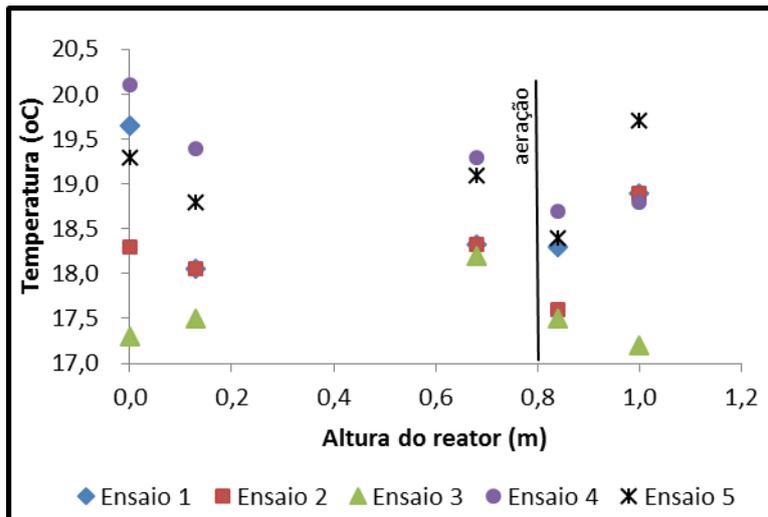


Figura 14 – Variação da Temperatura do Líquido com razão de recirculação de 200%

A concentração de oxigênio dissolvido na fase anaeróbio do reator foi de 0,2 a 0,8, e na fase aeróbia foi de 4,2 a 7,3, como apresentado na Figura 15.

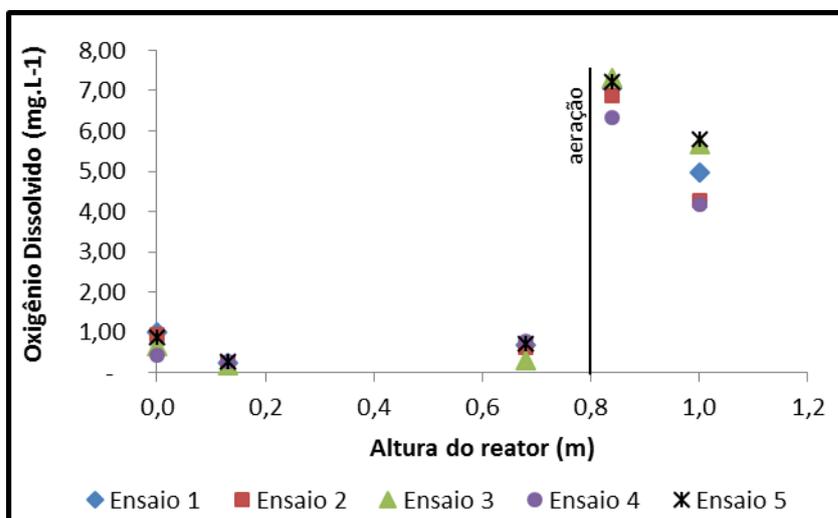


Figura 15 – Variação da concentração de OD com razão de recirculação de 200%

Analogamente a primeira etapa, foi garantida a concentração mínima de OD na fase aeróbia para promover o processo de nitrificação. Com a recirculação imposta nesta etapa, pode-se observar um maior revolvimento do material inoculado no reator, diminuindo consideravelmente a concentração de OD no ponto 1, onde houve maior acúmulo do material mais denso. Essa condição teve reflexo na remoção de matéria orgânica, as variações de ST e SST no efluente ao longo do RCAALF são apresentadas na Figura 16.

Durante o período operacional as concentrações de ST e SST no efluente ao longo do RCAALF apresentaram médias de $3943,7 \pm 2260,0 \text{ mg. L}^{-1}$ e $5687,4 \pm 4816,5 \text{ mg. L}^{-1}$, respectivamente. Mesmo com a grande diferença de concentração do substrato, a condição imposta nessa etapa não alcançou a eficiência esperada, apresentando uma remoção de 54% para ST e 69% para SST.

Pereira (2004), avaliou a influência da recirculação em um reator UASB, no tratamento de efluente de suinocultura. Em seu estudo o autor afirma que o aumento da recirculação facilitou o desempenho bacteriano por promover maior contato com o substrato, porém o aparato não se manteve estável, devido à constituição do efluente, por possuir uma expressiva concentração de proteína, dificultando a manutenção dos grânulos de biomassa. Esses fatores permitiram ao sistema proporcionar uma eficiência de remoção de ST e SST de 70 e 66%, respectivamente. O autor ainda vincula o decréscimo de remoção, com a baixa velocidade de sedimentação do lodo floculento, fator que favorece a flotação da biomassa, aumentando a concentração de sólidos na saída do aparato.

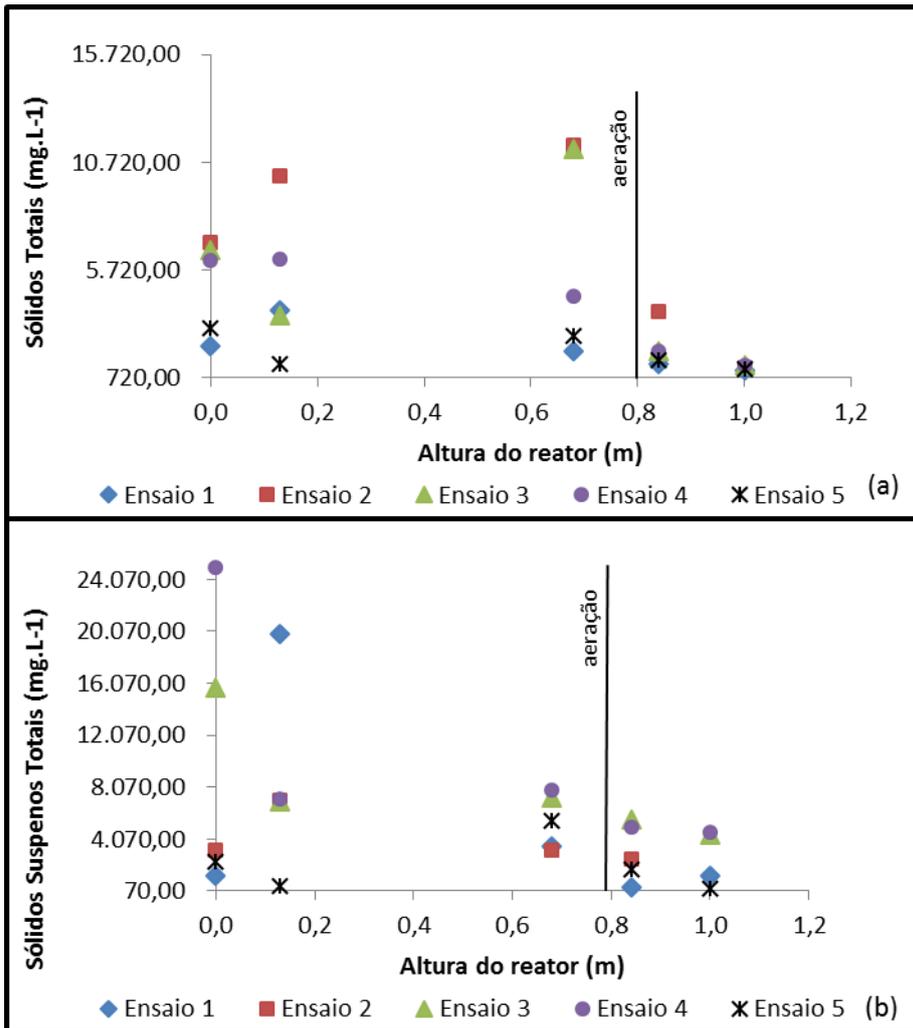


Figura 16 – Variações das concentrações de ST (a) e SST (b) com razão de recirculação de 200%

Situação semelhante foi observada em termos de remoção de DQO nas amostras bruta e filtrada. As variações das concentrações de DQO obtidas ao longo da altura do RCAALF, desta segunda etapa operacional, são apresentadas na Figura 17.

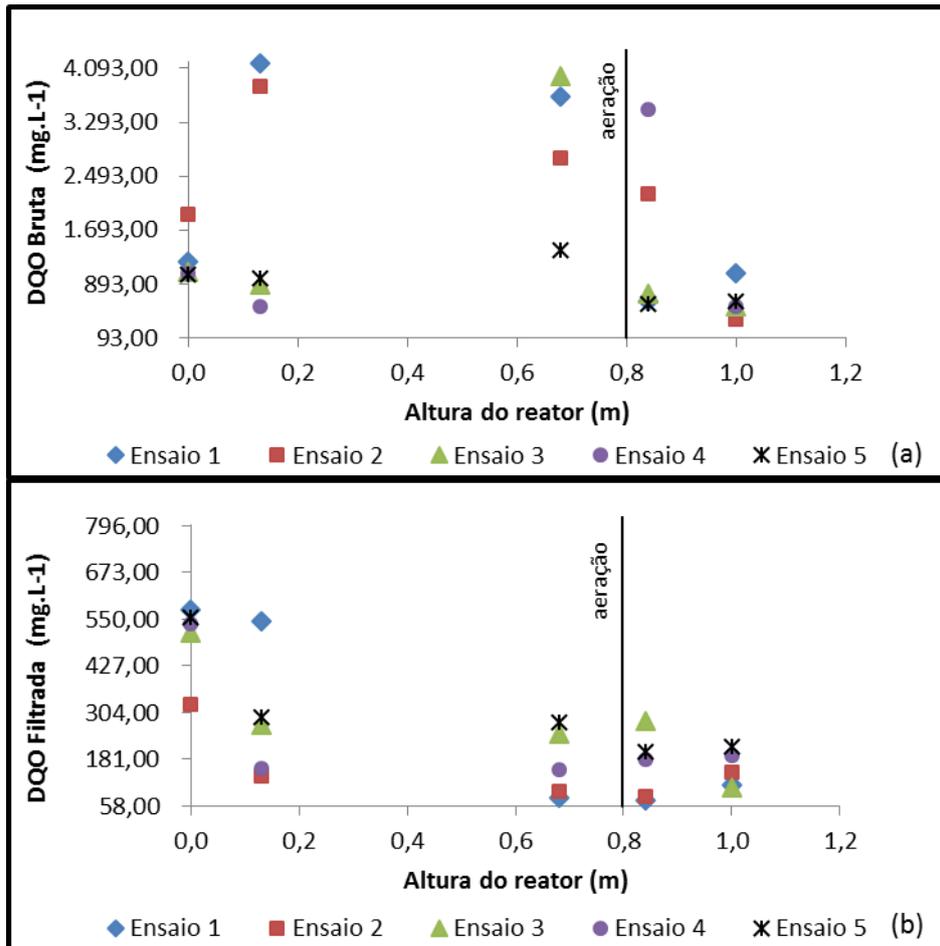


Figura 17 – Variação da concentração das amostras de DQO bruta (a) e filtrada (b) com razão de recirculação de 200%

Os dados deste estudo revelaram que as eficiências de remoção da matéria orgânica, em termos de DQO, foram de 46% para amostras brutas e 68% para amostras filtradas, indicando que há matéria orgânica remanescente.

Kreutz (2012), obteve menores eficiência de remoção de DQO bruta e ST na III etapa de seu estudo, a qual trabalhou com a recirculação da fase líquida. Essa redução foi justificada pelo desprendimento de biomassa devido ao aumento da velocidade ascensional do líquido provocado pelo início da recirculação. No entanto, em termos de remoção DQO filtrada a autora observou um avanço na eficiência de remoção e justificou pelo aumento da velocidade superficial do líquido, influenciado pela recirculação.

Em termos de concentração da alcalinidade a bicarbonato, os valores médios observados nos perfis temporais são apresentados na Figura 18.

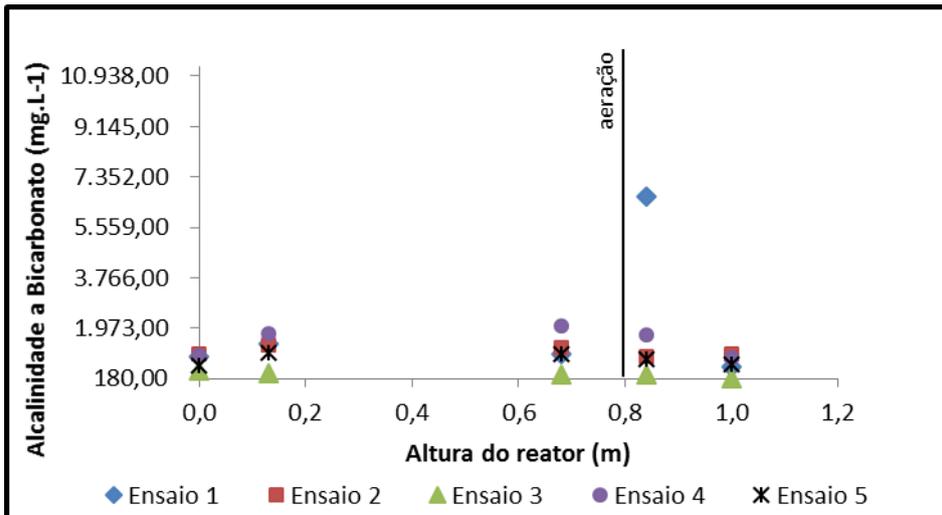


Figura 18 – Variação da concentração de AB com razão de recirculação de 200%

As variações de alcalinidade a bicarbonato durante o período operacional da segunda etapa foram de $1192,4 \pm 867,4 \text{ mg.L}^{-1}$. Se comparados as concentrações de AB obtidas ao longo do RCAALF nessa fase, pode-se notar que houve uma produção da alcalinidade até o início da fase aeróbia do reator, fator associado aos processos de digestão anaeróbia, o consumo da AB na fase aeróbia é atribuído aos processos metabólicos das bactérias nitrificantes. Vale ressaltar, que assim como na primeira fase, a concentração mínima de alcalinidade estabelecida pela literatura foi garantida durante todo o processo. Oliveira Netto (2007), em seu estudo, também notou o consumo da alcalinidade no início do processo de nitrificação.

Com relação a concentração de ácidos voláteis, as alterações ao longo do RCAAL estão apresentadas na Figura 19.

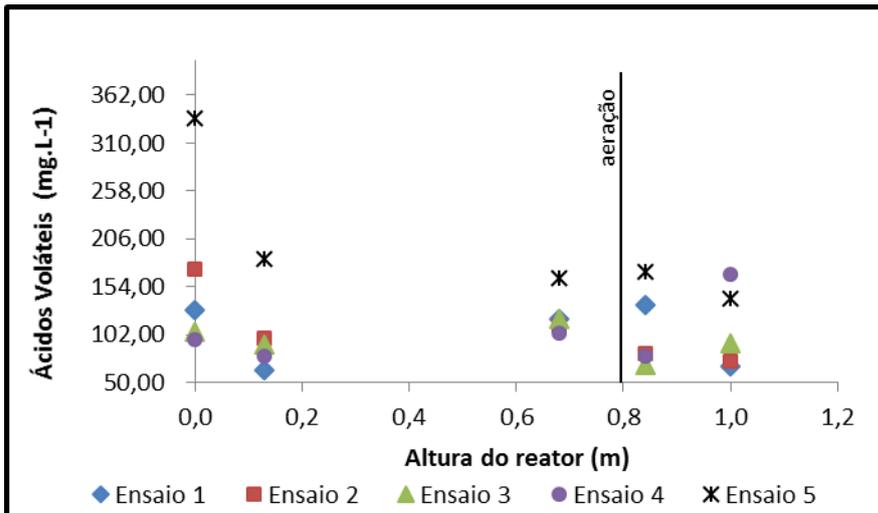


Figura 19 – Variação da concentração de AV com razão de recirculação de 200%

As variações dos valores mínimos e máximos obtidas ao longo do período operacional da segunda etapa foram de 67,48 mg.L⁻¹ e 336,19 mg.L⁻¹, respectivamente. Semelhante a primeira etapa, os valores indicam que não houve acúmulo de ácidos no sistema, visto que os valores da saída do reator foram sempre inferiores ao da entrada. A relação entre ácidos voláteis e alcalinidade a bicarbonato (AV/AB), apresentou um média maior que na primeira etapa, de 0,2, porem manteve-se dentro da faixa ideal para que os processos anaeróbios não fossem comprometidos, 0,3.

Em termos de NTK e N-amon as concentrações médias obtidas foram de 132,5 ± 80,1 mg.L⁻¹ e 58,6 ± 43,0 mg.L⁻¹, respectivamente. As variações desses parâmetros durante o período operacional são apresentadas nas Figuras 20 e 21.

É possível observar que ao longo da altura do reator houve uma redução significativa das concentrações, apresentando uma eficiência de remoção um pouco menor que na primeira fase de 76% e 81%. Esses valores apresentaram-se dentro do esperado, pois continuam comprovando a eficiência do reator em oxidar nitrogênio orgânico.

Nessa etapa, a relação carbono nitrogênio (C/N), calculada em função da DQO bruta e do NTK, foi de 8, apresentando-se próximo do que é sugerido pela literatura, 7 (METCALF; EDDY 2003).

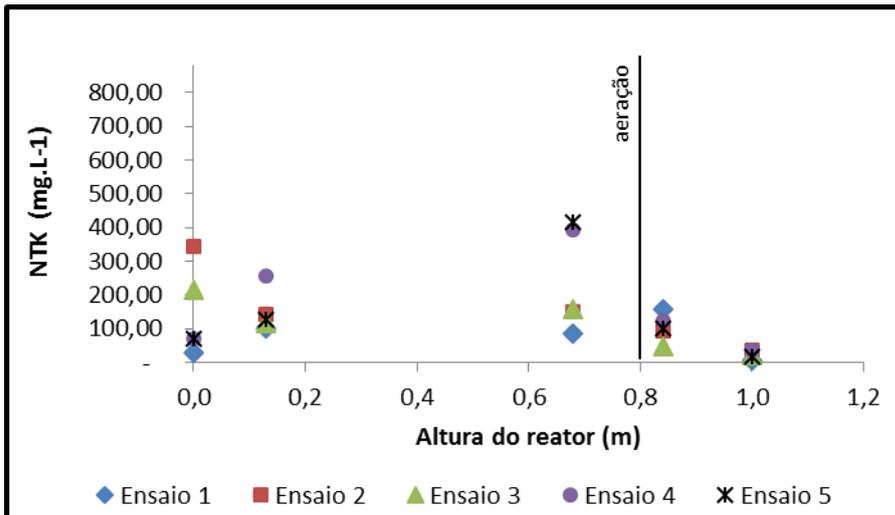


Figura 20 – Variação da concentração de NTK com razão de recirculação de 200%

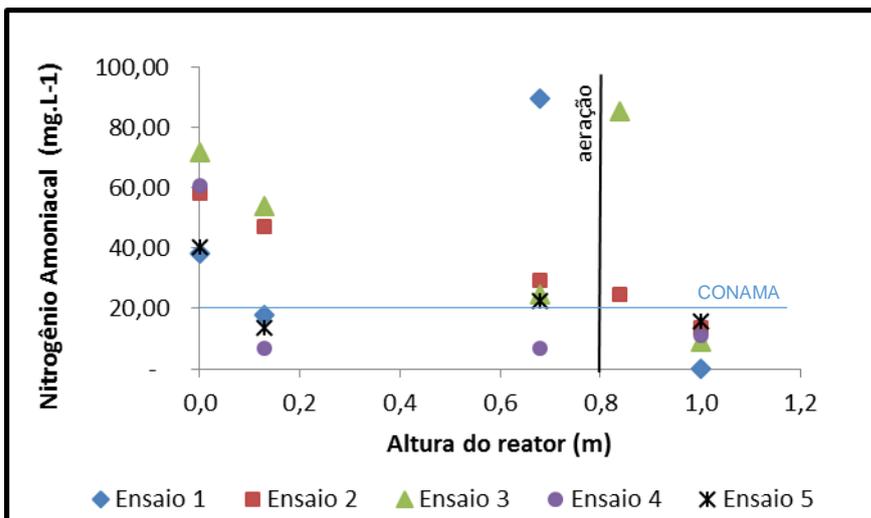


Figura 21 – Variação da concentração de N-amon com razão de recirculação de 200%

A recirculação imposta nesse trabalho teve por finalidade injetar o efluente nitrificado no início da zona anaeróbia, a fim de aproveitar os ácidos orgânicos produzidos no processo de nitrificação como fonte de carbono para a desnitrificação.

Vale ressaltar que o aumento da razão de recirculação, proposto na segunda etapa, influenciou significativamente na eficiência de remoção de alguns parâmetros analisados, isso porque a recirculação tem o propósito de modificar o regime hidráulico do sistema, promover o crescimento microbiano, reduzir os caminhos preferenciais e diminuir a variação da carga orgânica (LOMAS et. al., 2000).

As comparações referentes aos processos de nitrificação e desnitrificação, nas duas etapas analisada durante o estudo, serão discutidas na sequência.

5.4 AVALIAÇÃO COMPARATIVA DAS ETAPAS OPERACIONAIS

Os resultados obtidos, quanto a eficiência do processo remoção de matéria carbonácea e do processo de nitrificação e desnitrificação, em todos os perfis realizados, são apresentados na Tabela 6.

Tabela 6 - Resultados da eficiência de remoção de matéria carbonácea e nitrogenada

Perfis	Remoção de DQO bruta (%)	Remoção de DQO filtrada (%)	NH ₄ ⁺ (mg.L ⁻¹)	Nitrificação	Desnitrificação	Processo Completo		
				Oxidação de NH ₄ ⁺ (%)	Remoção de NO ₂ ⁻ (%)	Remoção de NO ₃ ⁻ (%)	Remoção de N total (%)	
Etapa 1	1	44	82	58,2	100	0	0	94
	2	22	87	56,0	92	0	14	92
	3	82	87	58,2	100	0	33	96
	4	64	79	62,7	100	0	0	94
	5	69	77	80,6	100	65	0	100
Etapa 2	1	15	81	38,1	100	74	22	75
	2	81	55	58,2	77	79	0	90
	3	48	79	71,7	88	40	0	91
	4	46	64	60,5	81	52	37	48
	5	39	61	40,3	61	67	20	75

A partir dos resultados apresentados, pode-se observar grandes oscilações na concentração de nitrogênio amoniacal no afluente, variando entre valores mínimos e máximos de 38,1 mg.L⁻¹ e 80,6 mg.L⁻¹, esse fato está intimamente relacionado à variação do processo no abatedouro. Porém, com o tratamento proposto, pode-se notar uma eficiência de oxidação do N-amon de até 100%, na maioria dos perfis analisados.

As variações na concentração de nitrito, ao longo do RCAALF nas análises foram de 0,4 a 0,02 mg.L⁻¹, na primeira etapa e 0,7 a 0,1 mg.L⁻¹ na segunda etapa,

vale mencionar que no começo das análises a eficiência de remoção de nitrito foi nula, porém na segunda etapa analisada a eficiência de oxidação do nitrito chegou a 79%.

As variações de nitrato ao longo do reator foram de mínimas e máximas de $10,7 \text{ mg.L}^{-1}$ e $34,4 \text{ mg.L}^{-1}$ na primeira etapa e de $26,9 \text{ mg.L}^{-1}$ a $61,9 \text{ mg.L}^{-1}$ na segunda etapa.

As alterações das concentrações de nitrito e nitrato ao longo do reator, em ambas as etapas são apresentadas nas Figuras 22 e 23, respectivamente.

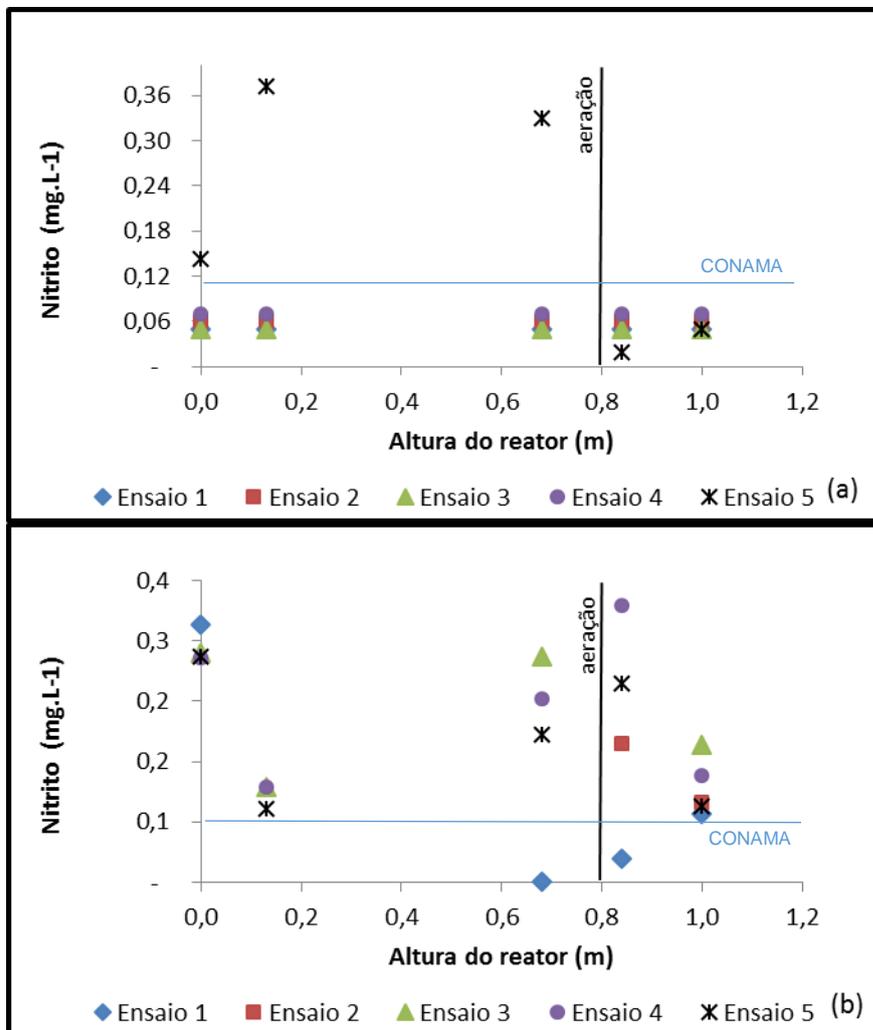


Figura 22 – Variação de Nitrito na primeira etapa (a) e Variação de Nitrito na segunda etapa (b)

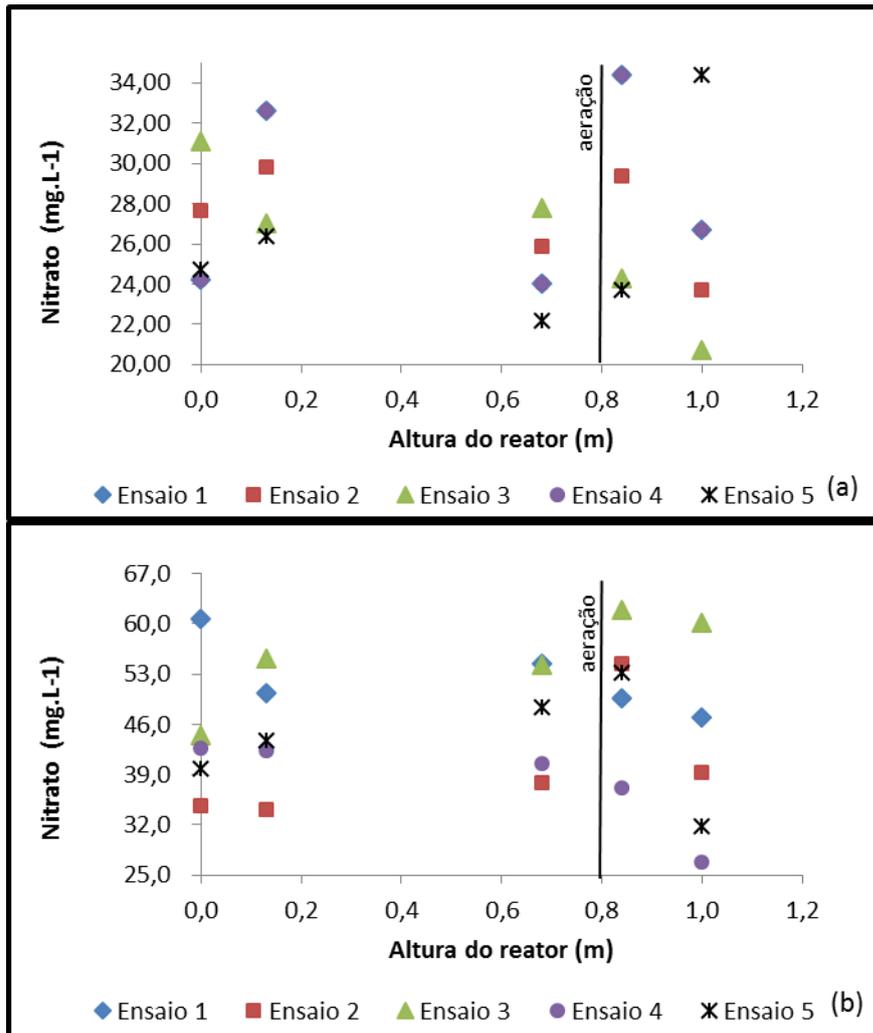


Figura 23 – Variação de Nitrato na primeira etapa (a) e Variação de Nitrato na segunda etapa (b)

Para comprovar a existência e a eficiência do processo de desnitrificação foram realizados cálculos baseadas nas equações 8, 9, 10, 11 e 12, os quais permitiram obter a comparação entre a eficiência real e a eficiência teórica no processo de desnitrificação, como demonstrado na Tabela 7.

Tabela 7 - Eficiência de desnitrificação para as razões de recirculação aplicadas

	Primeira Etapa (R=1)	Segunda Etapa (R=2)
Eficiência Teórica (%)	50	67
Eficiência Real (%)	91	67
Remoção de NTK (%)	95	76
Remoção de Nt (%)	65	24

Pode-se observar que as eficiências reais de desnitrificação foram maiores do que as teóricas calculadas. Situação semelhante foi reportada por Pontes (2009), a autora obteve 33 % de desnitrificação teórica para $R = 0,5$ e 60% para $R = 1,5$, enquanto a desnitrificação real apresentou-se com valores de 63% e 89%, para $R = 0,5$ e $R = 1,5$, respectivamente. A autora justifica os maiores valores na desnitrificação teórica aos processos de nitrificação e desnitrificação simultâneos.

Observando a Tabela 7, nota-se ainda uma redução significativa na eficiência de desnitrificação e de remoção de nitrogênio quando a recirculação aumenta de 1 para 2. Tal fato pode ser associado ao aumento da velocidade ascensional do líquido que pode ter provocado maior desprendimento da biomassa aderida.

Dentre os parâmetros monitorados, a fim de promover o equilíbrio do sistema e os processos de nitrificação e desnitrificação, um cuidado especial foi dado a alcalinidade. Segundo Netto (2012), para garantir as condições ideais nos processos de nitrificação e desnitrificação é necessário atender a relação estequiométrica entre a alcalinidade e o nitrogênio a ser oxidado. Para o processo de desnitrificação é necessário gerar 3,57 mg CaCO_3 / mg N, enquanto que para a nitrificação é necessário gerar 7,14 mg CaCO_3 / mg N. Diante disso, a Tabela 8 expõe o consumo e a produção de alcalinidade nos processos de nitrificação e desnitrificação.

Tabela 8 – Demanda e aporte de alcalinidade durante a nitrificação e a desnitrificação

Variação da Alcalinidade (mg CaCO_3 L ⁻¹)	R = 1		R = 2	
	Requerido	Disponível	Requerido	Disponível
Nitrificação	575,5	2.179,0	511,9	2.600,0
Desnitrificação	287,7	4.471,7	256,0	616,9

Dessa forma, é possível observar que o equilíbrio da alcalinidade a bicarbonato no sistema manteve-se sempre maior do que o necessário, fato atribuído ao aumento da velocidade ascensional do líquido, provocado pela recirculação imposta no sistema. Essa situação reforça a existência dos processos de nitrificação e desnitrificação.

Quanto a eficiência global de remoção de nitrogênio alcançada nesse estudo, os valores apresentados foram de 65,2% e 24,3%, para primeira e segunda etapa,

respectivamente. Portanto, pode-se dizer que o reator apresentou-se maior eficácia no processo de oxidação dos compostos carbonáceos e nitrogenados, na primeira etapa do período operacional.

Teixeira (2006), que avaliou os processos de nitrificação e desnitrificação em biorreatores, no tratamento de efluente frigorífico. Em seu estudo o autor obteve uma eficiência no processo de nitrificação de 100%, porém o processo de desnitrificação foi comprometido, possivelmente, pela recirculação proposta, devido a migração de microrganismo aeróbio e oxigênio dissolvido.

6 CONCLUSÃO

Com base nos resultados apresentados durante o período operacional e nos objetivos propostos, pode-se concluir que:

Para proporcionar as condições necessárias para que os processos de nitrificação e desnitrificação acontecesse, parâmetros como pH, Alcalinidade e Ácidos Voláteis foram monitorados e se apresentaram conforme o previsto, garantindo a realização dos processos. Como reflexo da nitrificação houve a redução da alcalinidade e conseqüentemente do pH, no início da fase aeróbia, do dolo da oxidação do nitrogênio amoniacal a nitrito e a nitrato.

Apesar das variações nas concentrações de matéria orgânica no substrato, em termos de DQO bruta e filtrada, Sólidos Totais (ST) e Sólidos Suspensos Totais (SST), o reator mostrou-se robusto para suportar os choques de carga, em ambas as condições operadas, visto que os resultados referentes a eficiência de remoção foram satisfatórios, apresentando-se em torno de 56 e 82% para DQO bruta e filtrada, com razão de recirculação de 100% e 46 e 68% para DQO bruta e filtrada, com razão de recirculação de 200%. Em termos de ST e SST a eficiência apresentada para razão de recirculação 100% foi de 38 e 73% respectivamente, enquanto para razão de recirculação de 200% a eficiência apresentada foi de 54 e 69%, respectivamente.

As eficiências médias de remoção de NTK e Nitrogênio Amoniacal do efluente na primeira etapa de operação foram de 95 e 98 %; enquanto que na segunda etapa foram de 76 e 81%. As concentrações de nitrito e nitrato foram de 0,37 mg.L⁻¹ e 34,4mg.L⁻¹, para a primeira etapa respectivamente e 0,73 mg.L⁻¹ e 61,9 mg.L⁻¹, para segunda etapa. A maior eficiência de oxidação do nitrito foi de 75% sob razão de recirculação de 200%, com relação a nitrato foi de 35,4% também sob razão de recirculação de 200%.

Com relação a eficiência de remoção global do nitrogênio, a segunda etapa de operação apresentou-se menos satisfatória, expondo 24,3% de eficiência, enquanto na primeira etapa, com recirculação de 100% da vazão de entrada, a eficiência foi de 65,2%.

A disponibilidade de alcalinidade no afluente, ao longo do período experimental, manteve-se sempre maior do que a quantidade mínima necessária

para oxidação do N-amon, garantindo condições para os processos de nitrificação e desnitrificação.

Analisando os parâmetros monitorados em ambas as condições de operação a qual o RCAALF foi submetido, observou-se que aumento da razão de recirculação dificultou o desempenho bacteriano, por promover maior revolvimento do substrato, provocando um arraste maior da biomassa. Essa situação reduziu a eficiência de remoção tanto dos compostos nitrogenados quanto da matéria orgânica carbonácea. Assim, pode-se concluir que para o aparato experimental em questão, a condição mais adequada para garantir a eficiência nos processos de nitrificação e desnitrificação, é operá-lo com razão de recirculação igual a 1.

REFERÊNCIAS

- ABREU, S. B; ZAIAT M, Desempenho de reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo no tratamento de esgoto sanitário. **Resonline**. São Paulo, v.13,n 2, p. 181-188,abr/jun 2008.
- ARAÚJO JUNIOR, M. M. **Reator Combinado Anaeróbio-Aeróbio de Leito Fixo para Remoção de Matéria Orgânica e Nitrogenada de Água Residuária de Indústria Produtora de Lisina**. Teses (Doutorado) - Escola de Engenharia de São Carlos – Universidade de São Paulo, 2006.
- ARAÚJO, F. J. F. **Tratamento de Águas Residuárias da Bacia de Sedimentação com Uso de um Sistema Combinado de Reatores Anaeróbio e Aeróbio em uma Fazenda de Carcinicultura no Município de Aracati - CE**. Teses (Doutorado) - Coordenação do Curso de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal do Ceará. Fortaleza, 2013.
- ARRUDA, Valmir Cristiano Marques. **Tratamento anaeróbio de efluentes gerados em matadouros de bovinos**. 2004. 109 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Departamento Acadêmico de Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2004.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DAS INDUSTRIAS EXPORTADORAS DE CARNE – ABIEC. **Pecuária Brasileira**. São Paulo, Setembro 2014. Disponível em:<http://www.abiec.com.br/3_pecuaria.asp>. Acesso em: 22 Nov.2014.
- AHMED, M.; IDRIS, A.; ADAM, A. Combined anaerobic-aerobic system for treatment of textile wastewater. **Journal of Engineering Science and Technology**, Melbourne, [s.l.], p.55-69. 2007
- BELINI, Aldria Diana. **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. Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campo Mourão, 2012.
- BITTON, G. **Wastewater microbiology**. 3. ed. Florida: John Wiley & Sons, 2005.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução Nº 430, 13 de Maio de 2011.** Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. Diário Oficial da Republica Federativa do Brasil. Poder Legislativo, Brasília, DF,, 2011.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução Nº 357, 17 de Março de 2005.** Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece condições e padrões de lançamento de efluente, e dá outras providencias. Diário Oficial da Republica Federativa do Brasil. Poder Legislativo, Brasília, DF, 2005.

BRASIL. Ministério da Agricultura e Pecuária. Disponível em:<<http://www.agricultura.gov.br/animal>>. Acesso em 14 nov. 2014.

BUENO R. F. **Nitrificação e desnitrificação Simultânea em Reator com Biomassa em Suspensa e Fluxo Contínuo de Esgoto.** 2011. 115 f. Dissertação (Mestrado em Saúde Pública) – Faculdade de Saúde Pública, Universidade de São Paulo. São Paulo, 2011.

CALLADO, N. H. **Reatores Sequenciais em Batelada em Sistema Aneróbio-Aeróbio Tratando Esgoto Sanitário Sintético e com a Remoção de Nutrientes.** Tese (Doutorado) – Escola Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, SP. 2001.

CAMPOS, José Roberto. **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo.** PROSAB – Rede Corporativa de Pesquisas. Rio de Janeiro: ABES, 1999.

CAMPOS, M. J. A., PORFIRIO, L. N., POZZATTI, P. N., JÚNIOR. D. S. **Sistema de Tratamento de Efluentes do Matadouro Municipal de Alegre, Es - Estudo de Caso.** In: XIII Encontro Latino Americano de Iniciação Científica IX Encontro Latino Americano de Pós-Graduação – Universidade do Vale do Paraíba. 2009. Paraíba. **Anais Eletrônico...** Espírito Santo. 2009. P. 1-5. Disponível em:
<http://www.inicepg.univap.br/cd/INIC_2009/anais/arquivos/RE_0413_0750_01.pdf>. Acesso em: 21. nov.2014

CHERNICHARO, Carlos .A. de L. Post-treatment options for the anaerobic treatment of domestic wastewater. **Environmental Science and Biotechnology.** v.5. p.73-92. 2006.

DALLAGO, R. C. **Remoção Biológica de Nitrogênio de Efluente Avícola Usando Reator em Batelada Sequencial**. 63 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola)- Universidade Estadual do Oeste do Paraná. Cascavel, 2009.

DILLALO, R., ALBETSON, O.E. Volatile acids by direct titration. **Journal of Water Pollution Control Federation**, p. 356-65. 1961.

DOMINGUES, L.M. **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, A.D.; CLESCERI, L.S.; RICE, E.W.; GREENBERG, A.B. (Ed.). **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21st ed. Washington: American Public Health Association, American Water Works Association and Water Environment Federation, 2005. 1368p.

EPA. Development Document for the Proposed Effluent Limitations Guidelines and Standards for the Meat and Poultry Products Industry Point Source Category (40 CFR 432). Office of Water Mail Code 4303 T. Washington, DC, Jan., 2002.

FERRETTI, E. C. **Estudos da Influência da Relação S_0/X_0 na Determinação da Atividade Específica de Bactérias Nitrificantes**. 2005. 123 f. dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2005.

GATTI, Raphael A. F. **Avaliação da remoção orgânica e nitrogenada de reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo para o tratamento de efluente bovino**. 2013. 95 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Campo Mourão, 2013

GRAY, N. F. **Biology of Wastewater Treatment**. 2. ed. Imperial College Press, 2004.
(Series on Environmental Science and Management).

HAANDEL, A.C. van; MARAIS, G. **O comportamento do sistema de lodo ativado**. Campina Grande: Epgraf, 488p. 1999.

HOWARTH, R, W. Human acceleration of the nitrogen cycle: divers, consequences, and steps toward solutions. **Water Science ant Technology**, Londres, v.49, n 5-6, p7-13, 2004.

IAMAMOTO, C. Y. **Remoção de nitrogênio de águas residuais com elevada concentração de nitrogênio amoniacal em reator contendo biomassa em suspensão operando em batelada sequenciais e sob aeração intermitente.** 2006. 157 f. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. São Carlos, 2006.

ISOLDI, L. A., KOETZ. Tratamento Biológico para Remoção de Matéria Carbonada e Nitrogenada. **Revista Eletrônica do Mestrado em Educação Ambiental.** Rio Grande - RS, v.12, n.1, p.12, 2004.

KREUTZ, Cristiane. **Comportamento de reator anaeróbio-aeróbio no tratamento de efluente bovino.** 2012. 116 f. Tese (Doutorado) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 2012.

LETTINGA, G. **Lecture Notes Biological Wastewater Treatment Part I: Anaerobic Wasterwater Treatment.** Wageningen University. 1999.

LOMAS, J.M.; URBANO, C; CAMARERO, L.M. Influencia de la Recirculación en un Reactor Anaerobio de Película Fijada para Purines Porcinas. In: VI Oficina e Seminário Latino-americano de Digestão Anaeróbia. **Anais.** Recife-Brasil, 2000. p17-20.

METCALF, L.; EDDY, H. **Wastewater Engineering: treatment and reuse.** 4 ed. Revisado por George Tchobanoglous, Franklin L. Burton, H. David Stensel. New York: McGraw-Hill, 2003.

OLIVEIRA NETTO, A. P; ZAIAT M. Treatment of Domestic Sewage in an Anaerobic–Aerobic Fixed-bed Reactor with Recirculation of the Liquid Phase. **Biological Processes Laboratory, Center for Research, Development and Innovation in Environmental Engineering,** São Carlos School of Engineering (EESC), University of São Paulo (USP), São Carlos, Brazil. 2012.

OLIVEIRA NETTO, A. P. **Reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo em escala piloto, com recirculação da fase líquida, aplicado ao tratamento de esgoto sanitário.** São Carlos, Tese (Doutorado) – Departamento de Hidráulica e Saneamento, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. São Carlos, 2011.

OLIVEIRA NETTO, Antônio 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.

RIPLEY, L.E.; BOYLE, W.C.; CONVERSE, J.C. Improved alkalimetric monitoring for anaerobic digestion of high-strength wastes. **Journal Water Pollution Control Federation**, p. 406-11. 1986.

RITTMANN, B.E; MCCARTY, P. L. **Environmental Biotechnology: Principles and Application.** McGraw-Hill Book, New York, (2001).

PACHECO, José V. F; YAMANAKA, Hélio T. **Guia técnico ambiental de abates (bovino e suíno).** São Paulo: CETESB, 2006. 98 p. (Série P + L). Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/tecnologia/producao_limpa/documentos/abate.pdf>. Acesso em: 23 nov. 2014.

PANTOJA FILHO, J. L. R. **Remoção de Matéria Orgânica Carbonácea e Nitrogênio em Reator Aeróbio-Anóxico de Leito Fixo (RAALF) Aplicado ao Pós-Tratamento de Efluente de Reator Anaeróbio.** Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, SP. 2011.

PEREIRA, E. R. **Desempenho e caracterização microbiana do processo de dois estágios com reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo de (UASB) tratando águas residuárias de suinocultura.** São Carlos. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo, 2004

PONTES, A. F. V. **Avaliação de desempenho de reator anaeróbio-aeróbio com recirculação da fase líquida no tratamento de águas residuais proveniente de abatedouros de aves.** São Carlos. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. 2009.

QUEIROZ, L. N. **Estudos da Remoção Biológica de Nitrogênio Via Nitrito Utilizando Fenol Como Fonte De Carbono Operando um Reator em Batelada Sequencial (SBR) Em Escala Piloto.** 206. 198 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Escola de engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. São Carlos, 2006.

SANTOS, K. D. **Remoção Biológica de Nitrogênio em Águas Residuais Através do Reator Anaeróbio.** 2007. 99 f. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento em Meio Ambiente)- Universidade Federal da Paraíba. Campina Grande – PB, 2007.

SANTOS, C. E. D. Influência da relação carbono/nitrogênio e da fonte de carbono no processo de nitrificação desnitrificação simultânea em reator de leito estruturado. São Carlos. Dissertação(Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. 2014

SCARASSATI, D.; CARVALHO, R.F.;DELGADO, V.L. CONEGLIAN, C.M.R.; BRITO,N.N.; TONSO, S.; DOBRINHO, G.D.; PELEGRINI,R. **Tratamento de efluentes de Matadouros e Frigoríficos**. III Fórum de Estudos Contábeis. UNICAMP.Rio Claro, 2003.

SEDLAK, R. Phosphorus and nitrogen from municipal wastewater: principles and practice. Chelsea: Lewis Publisher, 1991.

SILVA , O. A de L.. **Remoção da Matéria Orgânica em Sistemas de Lagoas de estabilização no Nordeste Brasileiro**. Dissertação (Mestrado) – Engenharia Sanitária da Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, RN. 2011.

SPERLING, M. V. **Princípios dos Tratamento Biológicos de Águas Residuais**. v.1, p. 243, 2ª Edição. Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos,1996.

SPERLING, M. V. **Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos**. 3ed. v.1.Belo Horizonte: departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (DESA); Universidade Federal de Minas Gerais, 2005. 452 p.

TEIXEIRA, R. M. **Remoção De Nitrogênio De Efluentes Da Indústria Frigorífica Através Da Aplicação Dos Processos De Nitrificação E Desnitrificação Em Biorreatores Utilizados Em Um Sistema De Lagoas De Tratamento**. 2006. 54 f. Tese (Doutorado em Engenharia Química) -, Departamento de Engenharia Química e Engenharia de Alimentos, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2006.

ZAIAT, Marcelo. **Desenvolvimento e análise de biorreatores anaeróbios contendo células imobilizadas para tratamento de águas residuárias**. 135f.Texto apresentado para Concurso Público de Título de Livre-Docente – Departamento de Hidráulica e Saneamento – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. São Carlos, 2003.