

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

CARLA CAROLINA DA CUNHA

**REMOÇÃO BIOLÓGICA DE MATÉRIA CARBONÁCEA,
NITROGENADA E FOSFORADA, UTILIZANDO BIOCÁRVÃO COMO
MEIO SUPORTE EM REATOR ANAERÓBIO-AERÓBIO**

TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO

CAMPO MOURÃO
2015

CARLA CAROLINA DA CUNHA

**REMOÇÃO BIOLÓGICA DE MATÉRIA CARBONÁCEA,
NITROGENADA E FOSFORADA, UTILIZANDO BIOCARVÃO COMO
MEIO SUPORTE EM REATOR ANAERÓBIO-AERÓBIO**

Trabalho de conclusão de curso 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-Orientador: Prof. Dr. Fernando Hermes Passig

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

REMOÇÃO BIOLÓGICA DE MATÉRIA CARBONÁCEA, NITROGENADA E FOSFORADA, UTILIZANDO BIOCARVÃO COMO MEIO SUPORTE EM REATOR ANAERÓBIO-AERÓBIO

por

CARLA CAROLINA DA CUNHA

Este Trabalho de Conclusão de Curso foi apresentado em 07 de dezembro de 2015 como requisito parcial para a obtenção do título de Bacharel em Engenharia Ambiental. A candidata foi arguida pela Banca Examinadora composta pelos professores abaixo assinados. Após deliberação, a banca examinadora considerou o trabalho APROVADO.

Prof^a Dr^a Cristiane Kreutz

Prof. Dr. Fernando Hermes Passig

Prof^a Dr^a Karina Querne de Carvalho Passig

Prof. Dr. Morgana Suszek Gonçalves

O Termo de Aprovação assinado encontra-se na Coordenação do Curso de Engenharia Ambiental.

Dedico este trabalho à Carolina, uma luz de Deus em minha vida.

AGRADECIMENTOS

À Deus, por perfeitamente cuidar de cada detalhe sempre. Por consolar, amar, e guardar cada passo meu na caminhada com Ele.

À minha amada mãe Carolina Cunha, que no jeito mais doce de ser, sempre me apoiou e acreditou em mim, sendo verdadeiramente uma luz em minha vida.

Ao meu eterno herói, Oscar da Cunha.

À Sheila Cunha, Valkyria Cunha e Guilherme Procópio, pelo cuidado e amor que me ofereceram desde que nasci. Ao Daniel Ayres, exemplo de pessoa.

Ao meu namorado Gustavo Oliveira, que se juntou a mim nessa caminhada, pelo amor e paciência dedicados, e por me ensinar a viver um dia de cada vez.

Aos meus amigos de estrada e irmãos de coração, Felipe Martins, Santiago Pereira, Rafaela Reis e Vinicius de Oliveira, por me proporcionarem o conhecimento do que é a verdadeira amizade.

À Lidia Ana Araújo, por ser enviada por Deus para me suportar nos momentos mais difíceis, por me lembrar sempre sobre “olhar para cima”, e por sempre ser a irmã mais nova.

À Esméria de Jesus Franco, pela dedicação e amor de mãe com que me recebeu em sua casa e em sua vida.

À Valéria Ramos, pela amizade, conselhos, apoio, e pelo seu jeito único de ser. Agradeço ainda ao Carlos Ramos, Victor Ramos, Jonathan Ramos e Joshua Ramos, que se tornaram parte da família.

À Priscila Santos, por além de dividir o quarto comigo ao longo de 5 anos, dividiu pensamentos, sonhos e ainda, uma amizade eterna.

Aos meus amigos da igreja Calvary Campo, verdadeiras bênçãos em minha vida.

À minha orientadora e amiga, Cristiane Kreutz, pelos conselhos, ensinamentos, carinho e atenção dados. Ao meu co-orientador Fernando Passig, pelas contribuições dadas. Agradeço ainda à Karina Querne e Morgana Gonçalves, por aceitarem fazer parte da banca, e por contribuírem para a conclusão deste trabalho.

Agradeço à minha professora e amiga, Maria Cristina Rodrigues Halmeman, pelo carinho, pelos ensinamentos e pelo exemplo de pessoa que é.

RESUMO

CUNHA, C. C. **Remoção Biológica De Matéria Carbonácea, Nitrogenada e Fosforada, Utilizando Biocarvão Como Meio Suporte Em Reator Anaeróbio-Aeróbio**. 2015. 80f. 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, nitrogenada e fosforada, 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 utilizou-se o biocarvão, produto da combustão da casca do coco. O reator foi operado em escala de bancada com volume útil de 5 L e Tempo de Detenção Hidráulica (TDH) de 24h. Na primeira etapa o RCAALF foi operado com recirculação nula. Na segunda etapa, foi analisada recirculação de 150% da vazão de entrada. As amostras foram coletadas ao longo da altura do reator, para análise dos seguintes parâmetros físico-químicos: temperatura (T), oxigênio dissolvido (OD), pH, nitrogênio total kjeldahl (NTK), nitrogênio amoniacal (N-AMON), nitrito (N-NO₂-), nitrato (N-NO₃-), fósforo total (P), sólidos totais (ST), sólidos suspensos totais (SST), alcalinidade à bicarbonato (AB), ácidos voláteis (AVT), demanda química de oxigênio bruta e filtrada (DQO). Os resultados indicaram que sob condições de recirculação de 150% o reator apresentou melhor desempenho, com eficiência de remoção de matéria orgânica, em termos de DQO bruta e filtrada, de 80% e 71%, respectivamente. Quanto à remoção de matéria nitrogenada, em termos de NTK e Namon, os resultados apresentaram eficiências de 71% e 95%, respectivamente. As concentrações de nitrito e nitrato para a etapa de recirculação nula, foram de 0,05 a 0,13 mg.L⁻¹ e 20,27 a 23,70mg.L⁻¹, e para a etapa de recirculação de 150% foram de 0,007 a 0,012 mg.L⁻¹ e 7,58 a 8,20mg.L⁻¹. Foram obtidas baixas remoções de fósforo do efluente final, de 25% com concentração média de 87 mgPO₄-L⁻¹ durante a Etapa 1, e 1,17% e 155,5 mgPO₄-L⁻¹ na Etapa 2. O modelo cinético de degradação que melhor se ajustou aos dados experimentais de remoção de matéria orgânica para as duas etapas analisadas foi o de ordem zero, cujos valores de constante cinética de degradação (k) obtidos foram de -65,91 h⁻¹, -58,57 h⁻¹, com r² de 0,9045 e 0,9235, respectivamente. Quanto à cinética de remoção de nitrogênio, o modelo de degradação que melhor se ajustou foi de ordem zero quando analisada a recirculação nula, com valores de k igual a -1,69 h⁻¹ e r² de 0,6016. Quando analisada a recirculação de 150%, o modelo que melhor se ajustou foi o de primeira ordem, apresentando valor de k de 5,56h⁻¹ com r² de 0,9828. Diante dos dados apresentados, verificou-se a boa capacidade do biocarvão com meio suporte à biomassa.

Palavras-chave: efluente bovino; cinética de degradação; nitrificação.

ABSTRACT

CUNHA, C. C. **Biological Removal of Carbonaceous, Nitrogenated and Phosphoresced Material Utilizing Bio Coal as Half Support in an Anaerobic-Aerobic Reactor**. 2015. 80f. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Ambiental) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Campo Mourão, 2015.

The focus of this article was to evaluate the efficiency of carbonaceous, nitrogenated and phosphoresced material in a combined anaerobic-aerobic reactor of fixed bed (RCAALF), submitted to distinct recirculated reasons, treating the brute effluent from bovine slaughterhouse. As a half support, for immobilization of the biomass, was utilized bio coal resulted from the combustion of the coconut husk. The reactor was operated in bench scale with a useful volume of 5L and hydraulic detention time (TDH) of 24h. In the first phase the RCAALF was operated with a null recirculation. In the second phase was analyzed the recirculation with 150% entry flow. The samples were collected over the height of the reactor, for the analysis of the following physico-chemical parameters: temperature (T), dissolved oxygen (OD), pH, total kjeldahl nitrogen (NTK), ammoniac nitrogen (N-AMON), nitrite (N-NO₂-), nitrate (N-NO₃-), total phosphor (P), total solids (ST), total suspended solids (SST), alkalinity to bicarbonate (AB), volatile acids (AVT), chemical demand of brute and filtered oxygen (DQO). The results indicated that under recirculation conditions under 150%, the reactor presented better performance, with efficiency at the removal of organic material in terms of brute and filtered DQO of 80% and 71% respectively. As for the removal of nitrogenated material in terms of NTK and Namon, the results presented efficiency of 71% to 95% respectively. The nitrite and nitrate concentrations for the null recirculation phase went from 0.05 to 0,13 mg.L⁻¹ and 20,27 to 23,70mg.L⁻¹, and for the recirculation phase of 150% went from 0.007 to 0.012 mg.L⁻¹ and 7,58 to 8,20mg.L⁻¹. Was obtained low effluent phosphor removal in the final effluent, from 25% with average concentration of 87 mgPO₄-L⁻¹ during Stage one, and 1,17% and 155,5 mgPO₄-L⁻¹ for Stage two. The kinetic model of degradation that was better adjusted to the experimental data removal of organic material for the two analyzed phases was the order zero, which values of constant kinetic degradation (k) obtained went from -65,91 h⁻¹, -58,57 h⁻¹, with r² of 0,9045 and 0,9235, respectively. As for the kinetic of nitrogen removal, the degradation model that was better adjusted was of order zero when analyzed the null recirculation, with k value equal to 1,69 h⁻¹ and r² of 0,6016. When analyzed the recirculation of 150%, the model that was better adjusted was the first order model, presenting a k value of 5,56h⁻¹ with r² of 0,9828. With the presented data, was verified the good capacity of the bio coal with biomass support.

Key-words: bovine effluent; degradation kinetics; nitrification.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Desenho esquemático do RCAALF	26
Figura 2 – Biocarvão produzido a partir da queima da casca do coco	27
Figura 3 – Variação da temperatura ao longo da altura do RCAALF durante a Etapa 1	36
Figura 4 – Variação nas concentrações de oxigênio dissolvido ao longo da altura do RCAALF durante a Etapa 1	37
Figura 5 – Variação do pH ao longo da altura do RCAALF durante a Etapa 1	38
Figura 6 – Variação nas concentrações de AB ao longo da altura do RCAALF durante a Etapa 1	39
Figura 7 – Variação nas concentrações de AV ao longo da altura do RCAALF durante a Etapa 1	40
Figura 8 – Variação nas concentrações de ST (a) e SST (b) ao longo da altura do RCAALF durante a Etapa 1	42
Figura 9 – Variação nas concentrações de DQO bruta (a) e DQO filtrada (b) ao longo da altura do RCAALF durante a Etapa 1	43
Figura 10 – Variação nas concentrações de NTK ao longo da altura do RCAALF durante a Etapa 1	45
Figura 11 – Variação nas concentrações de N-AMON ao longo da altura do RCAALF durante a Etapa 1	46
Figura 12 – Variação nas concentrações de Nitrito ao longo da altura do RCAALF durante a Etapa 1	47
Figura 13 – Variação nas concentrações de Nitrato ao longo da altura do RCAALF durante a Etapa 1	47
Figura 14 – Variação nas concentrações de Fósforo Total ao longo da altura do RCAALF durante a Etapa 1	49
Figura 15 – Variação nas concentrações de Temperatura ao longo da altura do RCAALF durante a Etapa 2	51
Figura 16 – Variação nas concentrações de Oxigênio Dissolvido ao longo da altura do RCAALF durante a Etapa 2	52
Figura 17 – Variação nas concentrações de pH ao longo da altura do RCAALF durante a Etapa 2	52
Figura 18 – Variação nas concentrações de AB ao longo da altura do RCAALF durante a Etapa 2	53
Figura 19 – Variação nas concentrações de AV ao longo da altura do RCAALF durante a Etapa 2	54
Figura 20 – Variação nas concentrações de ST (a) e SST (b) ao longo da altura do RCAALF durante a Etapa 2	56
Figura 21 – Variação nas concentrações de DQO bruta (a) e DQO filtrada (b) ao longo da altura do RCAALF durante a Etapa 2	57
Figura 22 – Variação nas concentrações de NTK ao longo da altura do RCAALF durante a Etapa 2	60
Figura 23 – Variação nas concentrações de N-AMON ao longo da altura do RCAALF durante a Etapa 2	61
Figura 24 – Variação nas concentrações de Nitrito ao longo da altura do RCAALF durante a Etapa 2	62
Figura 25 – Variação nas concentrações de Nitrato ao longo da altura do RCAALF durante a Etapa 2	62
Figura 26 – Variação nas concentrações de Fósforo Total ao longo da altura do RCAALF durante a Etapa 2	64
Figura 27 – Curva de decaimento de matéria orgânica ao longo tempo ajustada ao modelo de ordem zero: (a) Etapa 1; (b) Etapa 2	65
Figura 28 – Curva de decaimento de matéria orgânica ao longo tempo ajustada ao modelo de primeira ordem: (a) Etapa 1; (b) Etapa 2	66
Figura 29 – Curva de decaimento de N-amon ao longo tempo ajustada ao modelo de ordem zero: (a) Etapa 1; (b) Etapa 2	68

Figura 30 – Curva de decaimento de N-amon ao longo tempo ajustada ao modelo de primeira ordem: (a) Etapa 1; (b) Etapa 2.....69

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Caracterização do biocarvão de casca do coco.....	28
Tabela 2 – Condições operacionais as quais o RCAALF será submetido.....	28
Tabela 3 – Parâmetros físico-químicos utilizados no monitoramento do RCAALF.....	29
Tabela 4 – Resultado da estatística descritiva do afluente do RCAALF.....	33
Tabela 5 – Estatística descritiva dos resultados de temperatura, oxigênio dissolvido e pH do efluente do RCAALF na Etapa 1.....	35
Tabela 6 – Estatística descritiva dos resultados de alcalinidade à bicarbonato e ácidos voláteis do efluente do RCAALF na Etapa 1.....	38
Tabela 7 – Estatística descritiva dos resultados de sólidos totais, sólidos suspensos totais e DQO de amostras bruta e filtrada do efluente do RCAALF na Etapa 1.....	41
Tabela 8 – Estatística descritiva dos resultados de NTK e N-amon do efluente do RCAALF na Etapa 1.....	44
Tabela 9 – Estatística descritiva dos resultados de Nitrito, Nitrato e Fósforo Total do efluente do RCAALF na Etapa 1.....	45
Tabela 10 – Resumo das eficiências de desnitrificação do RCAALF durante a Etapa 1.....	48
Tabela 11 – Estatística descritiva dos resultados de Temperatura, Oxigênio Dissolvido e pH do efluente do RCAALF na Etapa 2.....	50
Tabela 12 – Estatística descritiva dos resultados de Alcalinidade a bicarbonato e Ácidos Voláteis do efluente do RCAALF na Etapa 2.....	53
Tabela 13 – Estatística descritiva dos resultados de Sólidos Totais, Sólidos Suspensos Totais, DQO bruta e DQO filtrada do efluente do RCAALF na Etapa 2.....	55
Tabela 14 – Estatística descritiva dos resultados de NTK e N-amon do efluente do RCAALF na Etapa 2.....	58
Tabela 15 – Estatística descritiva dos resultados de Nitrito, Nitrato e Fósforo Total do efluente do RCAALF na Etapa 2.....	59
Tabela 16 – Resumo das eficiências de desnitrificação do RCAALF durante a Etapa 2.....	63
Tabela 17 – Resumo dos parâmetros cinéticos de degradação de matéria orgânica obtidos com ajuste dos modelos de ordem zero e primeira ordem.....	66
Tabela 18 – Resumo dos parâmetros cinéticos de degradação de N-amon obtidos com ajuste dos modelos de ordem zero e primeira ordem.....	69
Tabela 19 – Comparativo da eficiência do biocarvão com dados da literatura.....	71

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	11
2 OBJETIVOS	13
2.1 OBJETIVO GERAL	13
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	13
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	14
3.1 ABATE BOVINO: ASPECTOS E IMPACTOS AMBIENTAIS.....	14
3.3 REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA	15
3.4 REMOÇÃO BIOLÓGICA DE NITROGÊNIO.....	18
3.3.1 Nitrificação.....	19
3.3.2 Desnitrificação.....	20
3.4 REMOÇÃO BIOLÓGICA DE FÓSFORO.....	21
3.5 REATORES COMBINADOS ANAERÓBIO-AERÓBIOS	22
3.6 BIOMASSA IMOBILIZADA	22
3.7 CINÉTICA DE REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA E NITROGENADA.....	23
4 MATERIAL E MÉTODOS	26
4.1 REATOR ANAERÓBIO-AERÓBIO DE LEITO FIXO (RCAALF).....	26
4.2 PROCEDIMENTO EXPERIMENTAL.....	28
4.3 REMOÇÃO DE NITROGÊNIO	30
4.4 DETERMINAÇÃO DOS PARÂMETROS CINÉTICOS	32
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	33
5.1 CARACTERIZAÇÃO DO SUBSTRATO	33
5.2 AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DO RCAALF NA ETAPA 1	35
5.3 AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DO RCAALF NA ETAPA 2	50
5.4 DETERMINAÇÃO DOS PARÂMETROS CINÉTICOS	64
5.4.1 Parâmetros Cinéticos de Remoção de Matéria Orgânica.....	64
5.4.2 Parâmetros Cinéticos de Remoção de Matéria Nitrogenada.....	67
5.5 AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DO BIOCÁRVÃO	70
6 CONCLUSÃO	73
REFERÊNCIAS	75

1 INTRODUÇÃO

Os subprodutos e resíduos originados nos processos produtivos do abate bovino incluem: couros, sangue, ossos, gorduras, aparas de carne, tripas, animais ou suas partes condenadas pela inspeção sanitária, dentre outros. Além disso, os processos inseridos na indústria de abate demandam grande quantidade de água para serem efetuados adequadamente, considerando condições de higiene e qualidade exigidas legalmente. Dessa forma, o efluente é produto de atividades como consumo e lavagem de animais, lavagem da frota transportadora, lavagem de carcaças, vísceras e intestinos, limpeza e esterilização de equipamentos e limpeza dos ambientes de trabalho (PACHECO; YAMANAKA, 2006).

Geralmente as águas residuárias têm como destino o lançamento em corpos hídricos, o que contribui significativamente para o comprometimento do ambiente, visto que tais resíduos são potencialmente impactantes por disporem de alta carga orgânica (devido à presença de gordura, sangue, e conteúdo estomacal não digerido), além de altas cargas de nitrogênio, fósforo e sal; causando fenômenos como a eutrofização.

Haja vista o potencial de impacto que apresentam, somado ao crescente desenvolvimento industrial no país, mostra-se necessária a realização de prévio tratamento, de forma a evitar a contaminação dos recursos hídricos, a morte da flora e fauna aquáticas e o comprometimento da saúde da população que usufrui do recurso; conforme o amparo dado pela Lei 6938/81, que institui em seu artigo 4º parágrafo VI a preservação e restauração dos recursos ambientais com vistas a sua utilização racional e disponibilidade permanente, concorrendo para a manutenção do equilíbrio ecológico propício à vida.

Considerando os possíveis impactos ambientais advindos do lançamento inadequado deste tipo de efluente, é necessária a realização de monitoramento, de forma a contemplar métodos de tratamentos mais eficientes, visando atender às exigências estabelecidas pela legislação vigente, previstas nas Resoluções nº 357/2005 e 430/2011 do Conselho Nacional do Meio Ambiente.

Existem diversas alternativas para tratar águas residuárias, fazendo uso de processos físicos, químicos, biológicos ou ainda, a combinação desses. O tratamento biológico vem ganhando destaque, em razão do custo relativamente mais

baixo e ainda a alta eficiência na remoção de matéria orgânica. Neste processo, ocorre ação de agentes biológicos como bactérias, protozoários e algas, onde a degradação pode se fazer mediante tratamento biológico aeróbio ou anaeróbio.

Dentre os vários processos que possibilitam o tratamento, há diferenças quanto ao desenvolvimento microbiano. Em se tratando de sistemas que envolvem o uso de materiais suporte, de acordo com Azevedo et al. (2008), tais fatores auxiliam no melhor desempenho hidrodinâmico, além de disporem de capacidade de aplicação de alta carga orgânica por volume de material suporte.

Dessa forma, têm sido realizados diversos estudos acerca de novos tipos de meio suporte para crescimento de biofilme, tais como: pedras britadas, elementos cerâmicos, bambu, blocos modulares de plástico, entre outros, com o intuito de se otimizar a eficiência de reatores no tratamento de águas residuárias, quanto à remoção de matéria carbonácea, nitrogenada e fosforada.

Lima (2006) aponta que, para que o material suporte represente suas funções satisfatoriamente, deve dispor de uma superfície de contato de dimensões médias, de modo a não reter os sólidos suspensos nem favorecer o aumento gradativo na perda de carga. Huysman et al. (1983) afirmam que para melhor aderência do biofilme são recomendados materiais inertes que disponham de superfícies porosas e rugosas, considerando ainda, que o tamanho dos poros interfere na eficiência.

Nesse contexto, o biocarvão produto da carbonização da casca de coco, apresenta-se como boa opção para uso como meio suporte, visto que o maior número de micro-organismos tende a se agregar nas partículas do mesmo, em razão de suas características, como porosidade na região interna e rugosidade na superfície.

Diante de tal temática, a presente pesquisa visa avaliar o tratamento de efluente de abatedouro bovino, em reator combinado anaeróbio-aeróbio de leito fixo (RCAALF) que apresenta o biocarvão como meio suporte à biomassa; na eficiência de remoção das cargas carbonácea, nitrogenada e fosforada de efluente de abatedouro bovino.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar a eficiência de um reator combinado anaeróbio-aeróbio de leito fixo (RCAALF), utilizando biocarvão como meio suporte; empregado no tratamento de efluente de abatedouro bovino.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Caracterizar o afluente do RCAALF;
- Avaliar o comportamento do RCAALF quanto à eficiência na remoção de matéria carbonácea, nitrogenada e fosforada, operado com TDH de 24 h e submetido a uma vazão de recirculação;
- Determinar as constantes cinéticas de degradação da matéria orgânica e nitrogenada, usando modelos cinéticos de ordem zero e primeira ordem;
- Comparar a eficiência do biocarvão utilizado como meio suporte, com dados da literatura.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 ABATE BOVINO: ASPECTOS E IMPACTOS AMBIENTAIS

No processamento da carne, desde a lavagem de carcaças, remoção de pêlos, evisceração, até a limpeza de salas e equipamentos; é necessária grande quantidade de água para suprir a demanda industrial. Segundo Sperling (1997), a quantidade e as características dos resíduos gerados variam em função de fatores como: tipo e porte físico do animal a ser abatido, tipo de planta industrial, técnicas utilizadas durante o abate, técnicas de limpeza e higienização de equipamentos e ambientes.

Pacheco e Yamanaka (2006) acrescentam que o consumo de água é em torno de 2500L por cabeça de boi abatida. Dentro de abatedouros o fator que mais consome água são as práticas de lavagem, haja vista a necessidade de a empresa garantir padrões de higiene e qualidade estabelecidos legalmente.

As águas residuárias provenientes de agroindústrias são caracterizadas por dispor de alta carga orgânica, em razão da presença de sangue, gordura, esterco, conteúdo estomacal não digerido e conteúdo intestinal; altas concentrações de nitrogênio, fósforo e sal; variações constantes em parâmetros como pH (pelo uso de agentes de limpeza) e temperatura (uso de água quente e fria). Dessa forma, tais resíduos líquidos apresentam altos valores de DBO, de aproximadamente 200 g.L⁻¹ e DQO em torno de 400 g.L⁻¹ (PACHECO; YAMANAKA, 2006).

Considerando as características supracitadas, quando lançados em corpos hídricos sem o devido tratamento prévio, efluentes de abatedouros podem representar ameaça à saúde pública, podendo ainda deixar o recurso hídrico impróprio para usos agrícolas e industriais.

Quando o corpo d'água possui capacidade de autodepuração, ou seja, retorna ao estado de qualidade que possuía antes do despejo do efluente; a carga recebida consegue ser diluída sem representar grandes prejuízos ao meio. Porém, quando o efluente dispõe de alta carga orgânica, é responsável por grandes impactos no corpo hídrico e na fauna e flora aquáticas.

Ao analisar a dimensão de tais impactos ambientais e a proporção que vem adquirindo ao longo das últimas décadas, em termos de efluentes gerados, a poluição do meio ambiente tornou-se assunto de interesse público, com vistas à necessidade de implantações de sistemas de controle e fiscalização que sejam efetivamente executados, de forma a minimizar a ocorrência de prejuízos.

Reconhecendo a importância da manutenção da qualidade do meio, atenta-se para a realização de tratamento do efluente antes do despejo nos corpos hídricos. De forma a fornecer embasamento legal, a Resolução CONAMA nº 357/2005 dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, e em complemento, a Resolução CONAMA nº 430/2011 estabelece os padrões para o lançamento de efluente em corpos hídricos, visando o não prejuízo à capacidade de autodepuração, bem como a minimização de impactos aos meios físico, biótico e socioeconômico.

Através do reconhecido pela Resolução nº 430 de 2011 do CONAMA, estabelece-se em seu art. 3 que os efluentes de qualquer fonte poluidora somente poderão ser lançados diretamente nos corpos receptores após o devido tratamento e desde que obedeçam às condições, padrões e exigências dispostos nesta Resolução e em outras normas aplicáveis. Acrescido a isso, em seu art. 5, esclarece que os efluentes não poderão conferir ao corpo receptor características de qualidade em desacordo com as metas obrigatórias progressivas, intermediárias e final, do seu enquadramento, metas estas, que se encontram estabelecidas por parâmetros específicos.

3.3 REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA

De acordo com Teixeira (2006), efluentes da indústria de abatedouros apresentam elevado teor de material orgânico, elevada demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e demanda química de oxigênio (DQO), devido à presença de sangue, fezes, e gordura, caracterizados como fontes primárias da DBO. Dessa forma, é importante o estabelecimento de tratamento adequado, que ofereça alto nível de eficiência em termos de remoção de nutrientes e de carga orgânica carbonácea, com o intuito de garantir padrões de lançamento satisfatórios.

A eficiência da remoção da matéria orgânica carbonácea é expressa por meio dos valores de DQO bruta e filtrada, que devem ser monitorados ao longo do tratamento.

O tratamento anaeróbio tem a função de converter os poluentes orgânicos (DQO, DBO) presentes nos efluentes, em pequena quantidade de lodo e uma grande quantidade de biogás (metano e dióxido de carbono).

Os compostos orgânicos complexos presentes no sistema são degradados biologicamente mediante a ocorrência de processos bioquímicos, cada qual realizado por grupos específicos de micro-organismos. Conforme defendido por Rajeshwari et al. (2000), como são continuamente gerados e processados produtos intermediários, há a necessidade de que os estágios (dentro da digestão anaeróbia) ocorram na mesma velocidade, de forma a evitar possíveis distúrbios, como o acúmulo de ácidos, que pode resultar na acidificação do sistema e consequente comprometimento do tratamento.

Dessa forma, torna-se imprescindível o monitoramento de variáveis como temperatura, pH, nutrientes, entre outros, com vistas à garantir a ocorrência dos processos para a degradação da matéria orgânica. Dentro do processo de degradação, os principais estágios são quatro: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese.

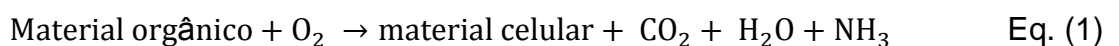
Conforme abordado por Chernicharo (2007), a hidrólise é realizada com vistas à conversão de materiais particulados complexos em materiais mais simples (moléculas menores), para a absorção dos mesmos às paredes celulares das bactérias que realizam a fermentação. Dentre os gêneros de bactérias, destacam-se *Clostridium*, *Micrococcus* e *Staphylococcus* como produtores de lipases, os gêneros *Bacteroides*, *Proteus*, *Bacillus*, *Peptococcus*, dentre outros, como produtores de proteases e os gêneros *Acetivibrio*, *Eubacterium*, *Clostridium* e *Staphylococcus* como produtores de amilases. Os principais subprodutos desse processo, são os ácidos graxos. De acordo com o mesmo autor, em condições anaeróbias, fatores como a temperatura, composição do substrato e tempo de residência interferem diretamente no processo de hidrólise.

Os produtos oriundos da hidrólise, o que inclui a presença de ácidos graxos, açúcares e aminoácidos, são então metabolizados no interior das células, através do metabolismo fermentativo; em que são produzidos compostos mais simples, tais como ácidos orgânicos, alcoóis, cetonas e dióxido de carbono e hidrogênio;

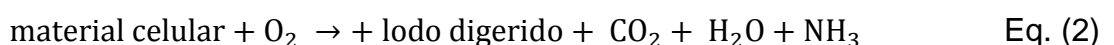
denominando-se o processo de acidogênese. Durante a fase acetogênica, as bactérias realizam a oxidação dos produtos gerados na fase acidogênica em substrato que possa ser utilizado pelas bactérias metanogênicas. Nessa etapa, são gerados o hidrogênio, o dióxido de carbono e o acetato como subprodutos. (CHERNICHARO, 2007).

O estágio final do processo de degradação anaeróbia consiste na metanogênese, em que através da atuação de bactérias arqueas, são obtidos como subprodutos o metano e o CO₂. As metanogênicas se encontram divididas em dois grandes grupos: a acetoclásticas e hidrogenotróficas. O primeiro grupo forma metano a partir do ácido acético ou metanou, enquanto que o segundo gera metano a partir do CO₂ e H₂. De acordo com Lettinga; Hulshof; Zeeman (1996), as arqueias metanogênicas são muito sensíveis à variação de pH, atuando preferivelmente na faixa de 7,0 e 7,2. Quando o pH do meio decresce a valores inferiores a 6,3 ou ainda é superior a 7,8, a atividade destes microrganismos é comprometida.

O processo aeróbio de oxidação de matéria orgânica dispõe de vantagens como: custos iniciais de investimento inferiores aos da digestão anaeróbia; maior facilidade na operação; entre outros. As bactérias responsáveis por este processo são, geralmente, heterótrofas aeróbias e facultativas e promovem a remoção da matéria orgânica com mais eficiência. De acordo com Teixeira e Sobrinho (2007), os aspectos bioquímicos do processo de estabilização de matéria orgânica mediante fermentação aeróbia incluem duas etapas: na primeira, é oferecido OD ao sistema, para a ocorrência de oxidação dos compostos orgânicos complexos, conforme apresentado na equação (1):



Nessa etapa, há um crescimento de bactérias aeróbias, e aumenta-se o consumo de OD. Se a taxa de alimento disponível diminui, pode ocorrer a oxidação do material celular, denominando-se respiração endógena (Fase 2). Os compostos e materiais envolvidos nessa fase estão apresentados na equação (2):



3.4 REMOÇÃO BIOLÓGICA DE NITROGÊNIO

O nitrogênio se encontra presente em águas residuárias sob diversas formas, tais como: nitrogênio orgânico, nitrogênio amoniacal (N-NH_3 , N-NH_4^+), nitrito (N-NO_2^-) e nitrato (N-NO_3^-) (SPERLING, 1997).

Quando apresentado em sua forma amoniacal, o nitrogênio é considerado tóxico para algumas espécies aquáticas, além disso, consome o oxigênio dissolvido presente nos corpos hídricos. Quando encontrado nas formas de nitrito e nitrato, o nitrogênio pode ser responsável pela incidência de patogenicidades à população consumidora do recurso (DALLAGO, 2009). Diante da necessidade de manutenção da qualidade do meio, a quantidade de nitrogênio deve ser monitorada e controlada, haja vista sua importância como um facilitador do processo de eutrofização.

Durante o tratamento do efluente, o nitrogênio passa por várias transformações, nas quais o nitrogênio amoniacal é convertido em produtos que podem ser facilmente removidos. Os principais mecanismos na remoção de nitrogênio são a assimilação e nitrificação/desnitrificação.

Metcalf e Eddy (2003) apontam que a remoção biológica do nitrogênio se faz mediante dois processos: a nitrificação e desnitrificação. O produto de tais etapas é o gás nitrogênio (N_2), uma forma menos agressiva ao meio.

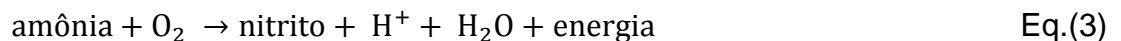
3.3.1 Amonificação e assimilação

O processo de amonificação diz respeito à conversão biológica do nitrogênio orgânico, presente na matéria orgânica dos efluentes, como proteínas, aminoácidos e ureia; em nitrogênio amoniacal, enquanto que a assimilação consiste no processo inverso. Os valores nas concentrações de pH e temperatura do líquido influenciam diretamente na variação da amônia (NH_3) e do íon amônio (NH_4^+).

3.3.1 Nitrificação

Conforme explicita SPERLING (1997), o processo denominado nitrificação corresponde a transformação de amônia em nitritos, e estes posteriormente em nitratos.

O primeiro estágio de conversão da amônia em nitrito se dá na presença de bactérias dos gêneros *Nitrosomonas*, *Nitrosococcus*, *Nitrospira*, *Nitrosolobus* e *Nitrosorobio*, que são micro-organismos autótrofos quimiossintetizantes (onde o CO_2 é a principal fonte de carbono), conforme expresso de maneira simplificada pela equação 3.



Em seu estudo, Chen et al. (2006) observou que a taxa de crescimento das bactérias *Nitrossomonas* é independente do OD em concentrações superiores a 1 mg.L^{-1} . Segundo os mesmos autores, a turbulência no interior do reator, ocasionada pela injeção de ar, pode afetar positivamente a eficiência de nitrificação.

O segundo estágio é feito na presença de bactérias dos gêneros *Nitrobacter*, *Nitrococcus*, *Nitrospira*, *Nitrospina* e *Nitroeystis*, onde há a conversão de nitrito em nitrato (equação 4).



Oliveira Neto (2007) ressalta a importância de considerar que a velocidade de crescimento das bactérias nitrificantes é mais lenta que as que realizam a remoção de matéria carbonácea, de forma que necessitam de mais tempo no reator para oxidar o nitrogênio amoniacal.

De acordo com Chen et al. (2006), há inúmeros fatores podem ser limitantes ao desenvolvimento e atuação de micro-organismos responsáveis pela nitrificação,

sendo divididos em três grandes grupos: a primeira categoria inclui parâmetros como pH, temperatura e salinidade, que podem afetar diretamente os processos bioquímicos. A segunda categoria diz respeito aos parâmetros que afetam o suprimento de nutrientes, tais como OD e regime de turbulência. A última categoria é representada pelo nível de compostos orgânicos, que pode ocasionar a competição por nutrientes e espaço.

3.3.2 Desnitrificação

A desnitrificação consiste na conversão biológica de compostos oxidados de nitrogênio como nitrito e nitrato em compostos mais reduzidos como óxido nítrico (NO), óxido nitroso (N₂O) e nitrogênio gasoso (N₂); ocorrendo por meio de dois mecanismos biológicos, denominados processos assimilativos e dissimilativos de redução de nitrato.

Na redução assimilativa, o nitrato é absorvido e convertido a nitrito e depois a forma gasosa de nitrogênio. Já a redução dissimilativa é uma respiração anaeróbia, onde o nitrato atua como aceptor final de elétrons, sendo este reduzido a óxido nitroso e gás nitrogênio (METCALF; EDDY, 2003).

De acordo com Wiesmann, Choi e Dombrowski (2007), a desnitrificação é menos sensível às condições ambientais do que a nitrificação. No entanto, determinados parâmetros devem ser monitorados para que a reação ocorra em elevada extensão, tais como: o controle do intervalo do pH entre 7 e 7,5 e da temperatura até os 35°C. Além disso, conforme observado por Kaufman et al. (2005), a eficiência da desnitrificação depende da disponibilidade de carbono no sistema, sendo que a relação carbono/nitrogênio deve ser suficiente para desnitrificar todo o nitrato surgido no processo de nitrificação. Dessa forma, deve ser disponibilizada fonte de carbono prontamente biodegradável diretamente à zona anóxica.

3.4 REMOÇÃO BIOLÓGICA DE FÓSFORO

Por ter participação dentro de processos metabólicos fundamentais, o fósforo dispõe de grande importância. Em corpos d'água, no entanto, é tido como fator limitante, sendo considerado como um dos principais responsáveis pela ocorrência do fenômeno da eutrofização. Encontra-se na água nas formas de fosfato, ortofosfato e polifosfato. Considerando suas fontes naturais, é encontrado em rochas e em materiais particulados presentes na atmosfera. Sob a interferência do meio antrópico, o elemento em suas diversas formas se encontra associado a esgotos domésticos e industriais (SECRETARIA NACIONAL DE SANEAMENTO AMBIENTAL, 2008).

De acordo com Santos (2011), a remoção parcial ou total de fósforo tem se tornado obrigatório em muitos países, em razão de problemas decorrentes de sua presença em suas diversas formas, nos corpos hídricos.

O sistema de tratamento consiste em converter o fósforo a um produto que não represente riscos ao meio, e possa posteriormente ser utilizado para outros fins. A remoção biológica é efetuada por micro-organismos que realizam a absorção do fósforo, estocando o mesmo como polifosfato na biomassa microbiana (MAURER; BOLLER, 1999).

Santos (2011) ao realizar a avaliação do desempenho de processo anaeróbio, aeróbio e anóxico, utilizando dois reatores instalados em série, o primeiro compartimentado com duas câmaras, um filtro aerado submerso e preenchido com anéis de bambu e anéis de plástico de eletroduto conjugado, e o segundo, de fluxo ascendente com manta de lodo anóxico, tratando efluente de suinocultura, verificou que o sistema apresentou boa capacidade na remoção de fósforo, com eficiência de 88%. Tal eficiência, de acordo com a autora, pode ser justificada pela realização de alternância das fases anaeróbia, aeróbia e anóxica, que leva à liberação de fósforo pela biomassa e acumulação do ortofosfato na forma de polifosfato, conforme defendido por Daumer et al. (2007).

3.5 REATORES COMBINADOS ANAERÓBIO-AERÓBIOS

Os processos anaeróbios são considerados apropriados para depurar águas residuárias provenientes de abatedouros bovinos, considerando a presença altas cargas de DBO e sólidos em suspensão nos despejos. As bactérias atuam na degradação da matéria orgânica, produzindo gases como o metano e gás carbônico (BRAILE E CAVALCANTI,1993).

No entanto, de acordo com Chernicharo (2006), os sistemas de tratamento anaeróbio por si só não são capazes de atender os padrões de lançamentos exigidos na legislação ambiental vigente. Considerando a necessidade de cumprimento legal e da garantia da qualidade do meio, recomenda-se um pós-tratamento complementar. Logo, a combinação de sistemas anaeróbio-aeróbio em um único reator apresenta-se como uma boa opção na remoção de matéria orgânica, nitrogênio e organismos patogênicos.

Além disso, Abreu e Zaiat (2008) acrescentam que o sistema combinado permite a obtenção de vantagens de ambos os sistemas, tais como menor produção de lodo somada à sistemas compactos que caracterizam processos anaeróbios, e fatores típicos de processos aeróbios, como remoção de matéria orgânica e redução de custos quanto à implantação do sistema.

Kreutz (2012), em um estudo a cerca da eficiência de reator combinado anaeróbio-aeróbio de leito fixo com recirculação da fase líquida da zona aeróbia para a zona anaeróbia, tratando efluente bruto proveniente de abatedouro bovino, obteve um melhor desempenho no TDH de 11 h, com eficiência de remoção de DQO bruta, DQO filtrada, ST, SST e N-amon de 59, 60, 56, 76 e 16%, respectivamente.

3.6 BIOMASSA IMOBILIZADA

De acordo com Bryers e Characklis (1990), a utilização de meio suporte para imobilização de biomassa confere maior eficiência aos reatores, no que diz respeito a: aumento do tempo de retenção celular e da concentração de biomassa do reator; aumento da velocidade de conversão dos substratos; a redução no volume de

reatores e à menor susceptibilidade a fatores como choques de cargas orgânicas e temperatura.

Haja vista tal importância, a escolha do material inerte a ser utilizado para a formação do biofilme no interior do reator deve considerar tanto o efluente a ser tratado quanto as características que o material suporte apresenta, visto que a distribuição espacial dos microrganismos e a forma da biomassa nos materiais suporte são distintas.

De acordo com Borges et al. (2003), quando o material sofre decomposição térmica, de forma a produzir uma massa de carbono fixa com estrutura porosa, denomina-se carbonização. Em se tratando dessa característica, o carvão se mostra uma boa opção para ser utilizado como meio suporte, visto que a porosidade auxilia na fixação dos micro-organismos.

Dessa forma, verificou-se a possibilidade do uso do biocarvão como meio suporte, produzido a partir da fibra da casca de coco. Azevedo et al. (2008), realizou um levantamento a cerca das características físicas do endocarpo da casca do coco, como densidade e absorção de água, apresentando respectivamente valores de 0,23 g/mL, de 2,4 mLágua/g. De acordo com o mesmo autor, o endocarpo apresenta uma boa superfície de contato, o que, em termos de tratamento, contribui para uma maior fixação dos micro-organismos necessários ao processo. Além disso, conforme abordado por Borges et al. (2003), após passar pelo processo de carbonização, a massa carbonizada final dispõe de considerável estrutura porosa, dispondo ainda mais de características desejáveis à um meio suporte.

3.7 CINÉTICA DE REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA E NITROGENADA

O conhecimento da cinética das reações bioquímicas ocorrentes nos sistemas de tratamento auxilia na concepção de técnicas que aprimorem a operação de reatores combinados, visando otimizar os processos de tratamento, e consequentemente melhorar a qualidade do efluente final.

De acordo com Pinheiro (2006), há diversos parâmetros que podem influenciar a cinética, tais como pH, reologia, temperatura, ou ainda por fatores como adaptabilidade das populações celulares, transferência de nutrientes, produtos e

calor entre a massa celular e o ambiente. Diante do exposto, é difícil realizar a formulação de modelos que incluam todos os aspectos acima mencionados.

Segundo o mesmo autor, os modelos utilizados para avaliação da cinética consideram a relação entre a velocidade de reação, a concentração do reagente e a ordem da reação, dados pela Equação (5), onde r é a velocidade da reação, k é a constante da reação, C é a concentração do reagente e n é a ordem da reação.

$$r = kC^n \quad \text{eq. (5)}$$

Dessa forma, para diferentes valores de n , são obtidas as reações de ordem zero, primeira ordem e segunda ordem. Para o primeiro modelo, a velocidade de reação independe da concentração do substrato (Equação 6), enquanto que para o segundo (Equação 7), a velocidade é diretamente proporcional à concentração do substrato, e para o terceiro, a velocidade de reação é proporcional ao quadrado da concentração do substrato (Equação 8).

$$\frac{dC}{dt} = -kC^0 \quad \text{eq. (6)}$$

$$\frac{dC}{dt} = -kC^1 \quad \text{eq. (7)}$$

$$\frac{dC}{dt} = -kC^2 \quad \text{eq. (8)}$$

Geralmente, ao se avaliarem processos no tratamento de efluentes, os modelos que melhor se ajustam são os de ordem zero e primeira ordem (PINHEIRO, 2006).

Conforme defendido por Silva (2011), a determinação da constante cinética de remoção da matéria orgânica (k) é de grande importância, visto que através de seus resultados observa-se a biodegradabilidade da matéria orgânica do efluente bruto. Além disso, através de sua determinação, tem-se a representação da velocidade na qual o oxigênio é consumido nos processos de estabilização da matéria orgânica.

Kreutz (2012) também avaliou em seu trabalho a cinética de remoção de matéria orgânica, em que os valores o RAALF apresentou comportamento cinético similar entre as etapas operacionais analisadas, representado pelo modelo de primeira ordem, com aumento dos parâmetros k e v_r ao longo da altura da fase anaeróbia, e diminuição da constante cinética e da velocidade de degradação na fase aeróbia.

Gatti (2013), ao avaliar o tratamento de efluente de abatedouro bovino mediante uso de RCAALF, usando como meios suporte *Luffa cylindrica* e Matrizes cúbicas de espuma de poliuretano observou em seus resultados que, em termos de nitrogênio amoniacal, o modelo que melhor se ajustou foi o de ordem zero, com valores de R^2 igual a 0,985, 0,9345, 0,9616 para os TDH's 22, 16 e 10, respectivamente.

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 REATOR ANAERÓBIO-AERÓBIO DE LEITO FIXO (RCAALF)

Para o desenvolvimento do projeto de pesquisa, utilizou-se um reator combinado anaeróbio-aeróbio de leito fixo (RCAALF), confeccionado em um tubo de *plexiglass* com formato cilíndrico (90 mm de diâmetro interno e 1000 mm de comprimento), com volume total de aproximadamente 6,6 L e volume útil de 5L (Figura 1).

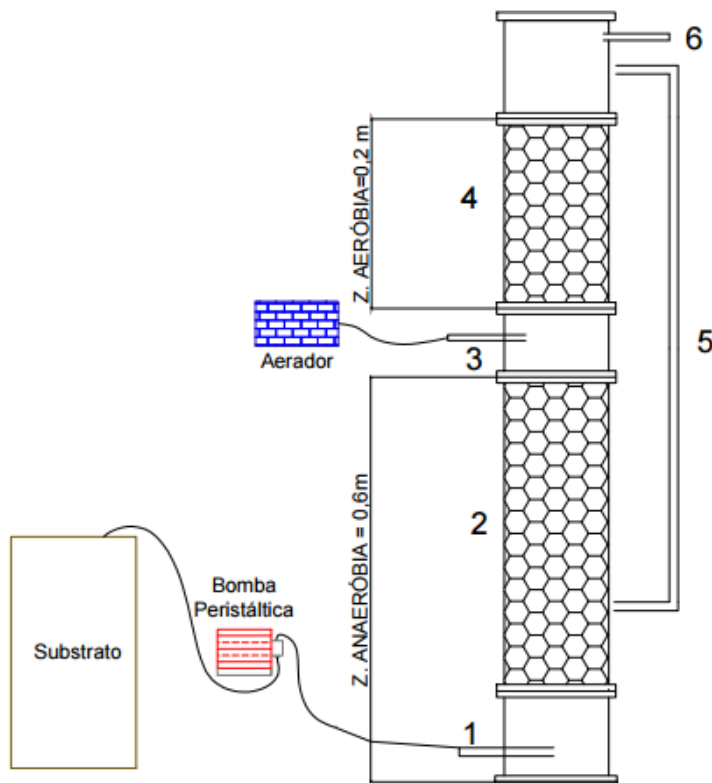


Figura 1 – Desenho esquemático do RCAALF

Legenda: (1) Entrada do afluente; (2) Zona anaeróbia; (3) Aeração; (4) Zona aeróbia; (5) Recirculação; (6) Saída do efluente tratado

A operação do reator deu-se através de regime de escoamento ascendente e fluxo contínuo, cuja alimentação foi feita por bomba peristáltica da marca Prominent® modelo Solenoide Concept Plus PVDF; e a aeração por um compressor de ar da marca Boyu® modelo S2000A de volume de 4 L.m^{-1} , o qual tem 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.

A inoculação do reator foi realizada por meio da coleta de lodo presente na primeira lagoa de tratamento de efluentes de um abatedouro bovino (lagoa anaeróbia), localizado no município de Campo Mourão – PR.

Para a alimentação do reator, utilizou-se efluente agroindustrial proveniente do mesmo abatedouro supracitado, coletado na entrada do tanque de sedimentação, logo após o sistema de gradeamento. A frequência de coleta ocorreu semanalmente.

Os compartimentos que caracterizam as zonas anaeróbia e aeróbia foram preenchidos com material suporte. Para a imobilização da biomassa, utilizou-se biocarvão (Figura 2), produzido a partir da queima da casca do coco.



Figura 2 – Biocarvão produzido a partir da queima da casca do coco

A caracterização do biocarvão foi realizada no laboratório de solos da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, campus Campo Mourão, por Devens (2015). Os parâmetros analisados e seus respectivos valores constam na Tabela 1.

Tabela 1 – Caracterização do biocarvão de casca do coco verde.

Parâmetro	Biocarvão
pH	8,41
Teor de Umidade (%)	2,5
Material Volátil (%)	29,53
Teor de Cinzas (%)	33,56
Capacidade de Troca Catiônica (mmol/Kg)	1.300
Condutividade Elétrica (mS/cm)	2,875

Fonte: Devens (2015).

4.2 PROCEDIMENTO EXPERIMENTAL

Para avaliar o processo de remoção biológica da matéria orgânica, nitrogênio e fósforo, o reator foi operado em duas etapas distintas, que se distinguem por diferentes razões de recirculação. Na primeira, o reator será submetido a uma vazão de recirculação nula da vazão de entrada e na segunda etapa com vazão de recirculação de 150% da vazão de entrada.

As condições operacionais do reator estão apresentadas na Tabela 2.

Tabela 2 – Condições operacionais as quais o RCAALF foi submetido

Etapa	Operação (dias)	Van	Vae	Qe	Qr	Qt	R	Va	TDH		
		(L)	(L)	(L.h ⁻¹)	(L.h ⁻¹)	(L.h ⁻¹)	(Qr/Q)	(m.h ⁻¹)	Anaeróbio	Aeróbio	Total
1	30	4,1	2,50	0,28	0,00	0,28	0,0	0,04	14,9	9,1	24,0
2	30	4,1	2,50	0,28	0,41	0,60	1,5	0,09	14,9	9,1	24,0

Legenda: (Van) = Volume da zona anaeróbia; (Vae) = Volume da zona aeróbia; (Qe) = Vazão de entrada; (Qr) = Vazão de recirculação; (Qt) = Vazão total; (R) = Razão de recirculação; (Va) = Velocidade ascensional; (TDH) = Tempo de detenção hidráulico;

A operação das etapas de recirculação foi contabilizada em 30 dias para cada, dando-se início na contagem a partir da estabilização do reator. Ao final da primeira etapa, as bombas peristálticas foram ajustadas, e esperou-se 1 semana para o início das análises da segunda etapa, de forma que o reator pudesse se estabilizar às novas condições.

A fim de garantir condições ótimas para o desenvolvimento das bactérias degradadoras de matéria orgânica, redutoras do nitrogênio e oxidadoras do fósforo, parâmetros como pH, temperatura, alcalinidade e oxigênio dissolvido foram controlados no início da partida do RCAALF, de forma a garantir temperatura entre 25 e 35 °C, pH entre 7,0 e 9,0, alcalinidade de 7,14 mg CaCO₃ por mg de nitrogênio amoniacal e 4,5 mg de oxigênio dissolvido por mg de nitrogênio amoniacal a ser convertido, segundo Metcalf e Eddy (2003).

Para avaliar o desempenho do RCAALF, foram realizadas análises físico-químicas do substrato e do efluente, conforme parâmetros apresentados na Tabela 3.

Tabela 3 – Parâmetros físico-químicos utilizados no monitoramento do RCAALF

Parâmetros	Método de Análise	Referência
pH	Potenciométrico	Eaton et al. (2005)
Temperatura do líquido (°C)	Termométrico	-
Oxigênio Dissolvido (mg.L ⁻¹)	Polarográfico	Eaton et al. (2005)
Demanda Química de Oxigênio (mg.L ⁻¹)	Espectrofotométrico	Eaton et al. (2005)
Alcalinidade a bicarbonato (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	Titulométrico	Ripley et al.(1986)
Ácidos voláteis (mgHAc.L ⁻¹)	Titulométrico	Dillalo e Albertson (1961)
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)
Fósforo Total (mg.L ⁻¹)	Espectrofotométrico	Eaton et al. (2005)

Para análise das etapas de operação foram realizados 3 perfis de amostragem espacial para cada fase de recirculação, realizando-se coletas de amostras do efluente ao longo da altura do reator. A frequência de monitoramento foi realizada semanalmente e as análises necessárias à pesquisa foram executadas no Laboratório de Saneamento da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, campus Campo Mourão.

Baseando-se nas afirmações de Chernicharo (2006), que defende que a alcalinidade do sistema deve atuar como fator neutralizante dos ácidos formados durante o processo; foram monitorados a produção e consumo desse parâmetro, medidos em termos de carbonato de cálcio (CaCO_3), de forma a avaliar sua variação e disponibilidade durante período experimental, e verificar possíveis desequilíbrios no processo de tamponamento do sistema. Caso fossem observados valores de alcalinidade abaixo do recomendado, foi introduzido alcalinizante no meio, de forma a reequilibrar o sistema.

Diante da interpretação dos dados experimentais referentes às diferentes condições as quais o RCAALF foi submetido, realizou-se a análise das melhores condições operacionais oferecidas para remoção das cargas carbonácea, nitrogenada e fosforada do efluente.

A fim de observar a influência do biocarvão como meio suporte, realizou-se a comparação dos resultados da eficiência global do sistema com dados apresentados na literatura, em condições similares de operação.

4.3 REMOÇÃO DE NITROGÊNIO

De forma a quantificar a eficiência do processo de desnitrificação foi realizado o cálculo de acordo com as Equações 9 e 10, onde N_{nitri} é a concentração de nitrogênio nitrificado N_e é o somatório das concentrações de nitrito e nitrato no efluente tratado

$$E_{\text{Desnitrificação}} = \frac{N_{\text{nitri}} - N_e}{N_{\text{nitri}}} \quad \text{Eq. (9)}$$

$$N_{nitri} = NTK_{af lu} - NTK_{ef lu} \quad \text{Eq.(10)}$$

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 11. Nesse caso, foi considerado que todo nitrito e nitrato que passasse pela zona anaeróbia era desnitrificado.

$$Q \cdot N_{nitri} = N_e(Q + R \cdot Q) \quad \text{Eq.(11)}$$

A partir desse balanço pode-se definir a eficiência teórica de desnitrificação em função da razão de recirculação, conforme as Equações 12 e 13.

$$\frac{N_{nitri} - N_e}{N_{nitri}} = 1 - \frac{1}{1+R} \quad \text{Eq.(12)}$$

$$E_{Desnitrificação} = 1 - \frac{1}{1+R} \quad \text{Eq.(13)}$$

Para comprovar a eficiência do RCAALF no processo de remoção global do nitrogênio foi realizado o cálculo de acordo com a Equação 14, em que [Na] e [Ne] representam o somatório das concentrações de N-amon, nitrito e nitrato no afluente e no efluente do RCAALF.

$$Eficiência (\%) = \left[\frac{[Na] - [Ne]}{Na} \right] \times 100 \quad \text{Eq. (14)}$$

A equação 14 também foi utilizada para obter-se as eficiências de remoção das matérias carbonácea e fosforada.

4.4 DETERMINAÇÃO DOS PARÂMETROS CINÉTICOS

Os coeficientes cinéticos (k), de degradação da matéria orgânica e de nitrogênio, foram determinados por meio do ajuste dos dados de DQO filtrada e nitrogênio amoniacal, pelo modelo cinético de ordem zero e de primeira ordem, em função da altura do reator, conforme apresentado nas equações 15 e 16, respectivamente (LEVENSPIEL, 2000).

$$C = C_0 - K.d/v \quad \text{Eq.(15)}$$

$$C = C_0.e^{-K.d/v} \quad \text{Eq.(16)}$$

Em que:

C : concentração do substrato no efluente (mg.L^{-1});

k : taxa de remoção do substrato (d^{-1});

e : exponencial

C_0 : concentração do substrato no afluente (mg.L^{-1});

d/v : distância/velocidade

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 CARACTERIZAÇÃO DO SUBSTRATO

Para caracterizar a água residuária sob estudo, se encontram dispostos os resultados da estatística descritiva com valores, mínimo, máximo, média, mediana e desvio padrão (DP) das variáveis: 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^-); apresentados na Tabela 4.

Tabela 4 – Resultado da estatística descritiva do afluente do RCAALF

Parâmetros	N	Mín	Máx	Mediana	Média	DP
pH	6	6,5	7,4	7,2	7,1	0,3
TL (°C)	6	17,0	28,3	26,7	25,1	4,3
OD	6	0,1	1,0	0,6	0,5	0,3
ST (mg.L^{-1})	6	1164,0	2966,0	2086,0	2083,7	906,9
SST (mg.L^{-1})	6	355,0	1250,0	607,5	757,5	437,2
AB (mg.L^{-1})	6	1162,2	9641,7	6800,5	5727,5	3604,7
AV (mg.L^{-1})	6	60,8	262,2	113,2	131,9	79,1
DQO bruta (mg.L^{-1})	6	2565,5	5490,5	3358,0	3633,8	1009,5
DQO filtrada (mg.L^{-1})	6	1365,5	4250,5	2518,0	2678,8	1035,2
NTK (mg.L^{-1})	6	15,7	241,9	70,6	96,7	86,5
N-amon (mg.L^{-1})	6	49,3	295,7	154,6	160,2	119,2
Nitrito (mg.L^{-1})	6	0,0	0,3	0,2	0,2	0,1
Nitrato (mg.L^{-1})	6	0,0	3,8	3,0	2,4	1,4
Fósforo Total (mg.L^{-1})	6	3,3	144,0	131,0	102,7	57,2

Legenda: N: número de amostras; Mín: valor mínimo; Máx: valor máximo; DP: desvio padrão.

O pH do substrato obteve valor médio de 7,10 durante o período de monitoramento, com variações de 6,53 a 7,36, o que, em termos de tratamento, não foram consideradas como problema ao desenvolvimento e atuação de micro-organismos. Além disso, o valor médio assemelha-se com o defendido por Lettinga

(1999), em que o pH ideal para a ocorrência do crescimento bacteriano e produção de metano é de 7,5.

A temperatura apresentou variações de 16,96 °C a 28,31 °C, que acordam com o apresentado por Pacheco e Yamanaka (2006), em que, devido à utilização de águas quentes e frias durante os processos produtivos, é ocasionada essa variação na temperatura do substrato. No entanto, tal parâmetro pode atuar como fator limitante, visto que, valores de temperatura inferiores a 20°C tornam o desempenho das bactérias anaeróbias e aeróbias crítico (GERARDI, 2006).

Para todas as amostras do substrato analisadas ao longo do período de operação do reator, as concentrações de oxigênio dissolvido apresentaram variação de 0,12 mg.L⁻¹ a 0,98 mg.L⁻¹, valores considerados abaixo do necessário para garantir a ocorrência do processo de nitrificação (2,0 mg.L⁻¹). No entanto, pode-se verificar que tal condição foi atendida quando analisadas outras regiões do reator (considerando-se a vazão de ar injetada pelo aerador na altura 0,8m do reator).

Com média de 5727,50 mgCaCO₃.L⁻¹ para alcalinidade a bicarbonato e 131,93 mgHA_c.L⁻¹ para ácidos voláteis, apresentando valores mínimos de 1162,20 mgCaCO₃.L⁻¹ e 60,80 mgHA_c.L⁻¹ e máximos de 9641,7 mgCaCO₃.L⁻¹ e 262,20 mgHA_c.L⁻¹, observa-se grandes variações do afluente para esses parâmetros. É importante frisar que altos valores de AB na entrada do reator conferem ao sistema global uma boa capacidade de tamponamento.

A concentração de matéria orgânica no substrato foi um dos parâmetros que obteve maiores variações ao longo do período experimental. Em termos de Sólidos Totais e Sólidos Suspensos Totais, foram observados valores médios de 2083,67±906,85 mg.L⁻¹ e 757,5±437,23 mg.L⁻¹ respectivamente

As concentrações de DQO bruta e filtrada atingiram valores médios de 3633,83±1009,49 mg.L⁻¹ e 2678,83±1035,17 mg.L⁻¹ respectivamente. Essas variações observadas são resultado da descontinuidade das atividades realizadas no abatedouro, incluindo a variação na quantidade de bovinos abatidos por dia.

Em relação às concentrações de NTK e N-amon nas amostras brutas, foram obtidas médias de 96,69±86,48 mg.L⁻¹ e 160,16±119,18 mg.L⁻¹, respectivamente. Para o parâmetro fósforo total, o afluente apresentou uma média de concentrações de 102,7±57,2 mg.L⁻¹, com variações de 3,3 mg.L⁻¹ a 144 mg.L⁻¹.

5.2 AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DO RCAALF NA ETAPA 1

Os resultados mínimo, máximo, médios, desvio padrão e mediana das análises físico-químicas para os parâmetros de temperatura, oxigênio dissolvido e pH, referente aos 3 perfis espaciais realizados na Etapa 1, estão apresentados na Tabela 5.

Tabela 5 – Estatística descritiva dos resultados de temperatura, oxigênio dissolvido e pH do efluente do RCAALF na Etapa 1

Temperatura (°C)					
Altura do reator (m)	Mín	Máx	Mediana	Média	DP
0,0	16,96	28,14	24,00	23,03	5,65
0,13	16,80	27,90	23,70	22,80	5,60
0,68	16,61	28,40	23,70	22,90	5,94
0,84	16,78	28,40	23,30	22,83	5,82
1,0	16,99	28,60	23,40	23,00	5,82
Oxigênio Dissolvido (mg.L ⁻¹)					
Altura do reator (m)	Mín	Máx	Mediana	Média	DP
0,0	0,12	0,50	0,22	0,28	0,20
0,13	0,05	1,48	0,20	0,58	0,79
0,68	0,26	0,70	0,43	0,46	0,22
0,84	0,90	2,65	1,97	1,84	0,88
1,0	0,71	2,04	1,01	1,25	0,70
pH					
Altura do reator (m)	Mín	Máx	Mediana	Média	DP
0,0	6,53	7,36	7,11	7,00	0,43
0,13	6,21	7,80	7,45	7,15	0,84
0,68	6,45	7,87	7,64	7,32	0,76
0,84	6,95	8,47	8,32	7,91	0,84
1,0	6,96	8,42	8,30	7,89	0,81

Legenda: Mín: valor mínimo; Máx: valor máximo; DP: desvio padrão.

A temperatura é um fator limitante quanto ao desenvolvimento de micro-organismos, e dessa forma, é importante que esse parâmetro esteja, de acordo com o estabelecido por Gerardi (2006), entre 25°C e 35°C, a fim de garantir as condições ótimas à ocorrência dos processos de nitrificação. Considerando os resultados obtidos (Figura 3), ao analisar a mediana, nota-se que não houve grandes variações

da temperatura ao longo da altura do reator. No início da região anaeróbia foram registrados valores inferiores à 25°C, porém, observa-se um leve aumento na temperatura, apresentando no efluente tratado, valores médios de $23,0 \pm 5,82$ °C.

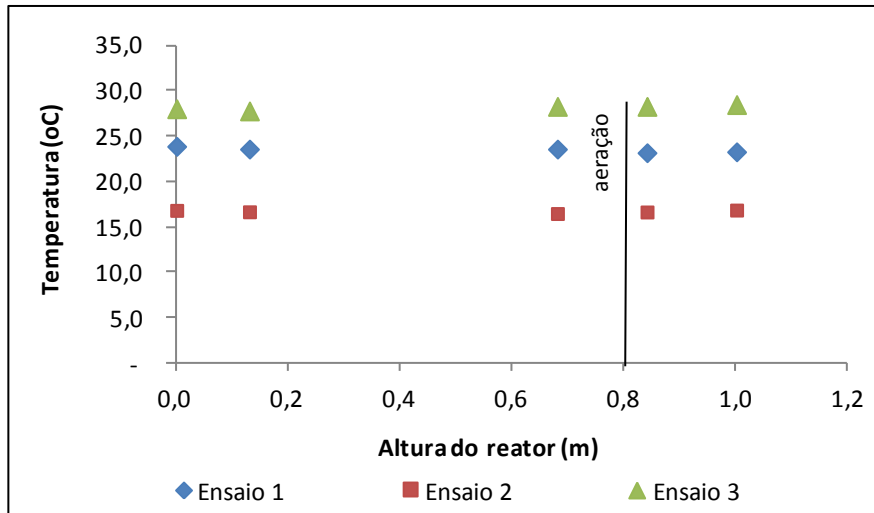


Figura 3 – Variação da temperatura ao longo da altura do RCAALF durante a Etapa 1

De acordo com Gerardi (2006), o oxigênio dissolvido também pode ser limitante aos processos de nitrificação, recomendando-se a manutenção de valores de OD acima de $2,0 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$, para que não ocorra inibição do processo. No período de estudo, considerando a recirculação nula, foram observados valores abaixo do previsto pela literatura (Figura 4), sendo que, na altura 1 do reator, a mediana observada foi de $1,01 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$. Tal fator pode ser explicado pela recente inoculação do reator, ou ainda por possíveis problemas associados ao aerador utilizado, pois, mesmo na região em que é introduzida a aeração, foram obtidos valores baixos de OD.

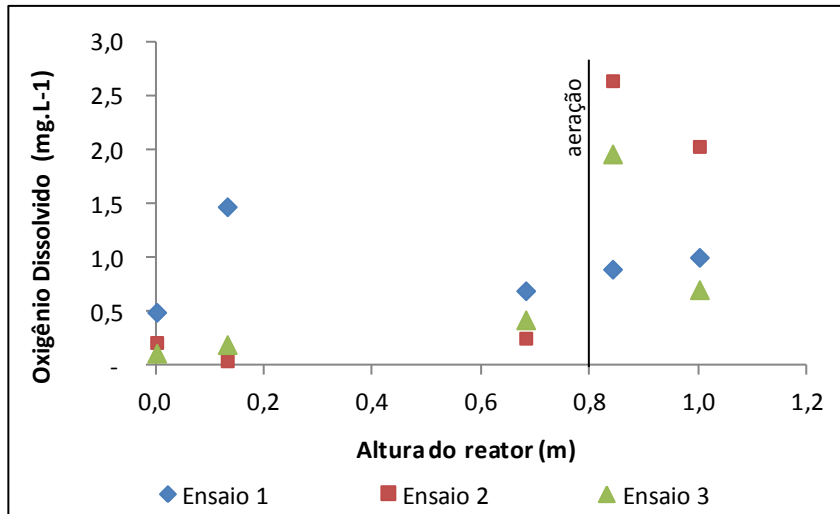


Figura 4 – Variação nas concentrações de oxigênio dissolvido ao longo da altura do RCAALF durante a Etapa 1

O pH das amostras líquidas, coletadas ao longo da altura do reator, apresentou mínima e máxima de 6,53 e 8,42. Nessa primeira etapa, em que o RCAALF foi operado com recirculação nula, foi possível observar um aumento nos valores de pH (Figura 5), da fase anaeróbia para a fase aeróbia, com diminuição dos valores no efluente final (último ponto de coleta). Tal aumento indica que o sistema dispõe de boa capacidade de tamponamento, e o declínio no efluente final pode ser justificado pelo consumo de CO_2 , durante o processo de oxidação da amônia na etapa de nitrificação, conforme aponta Bitton (2005).

Belini (2012), utilizando RCAALF, com esponja de poliuretano envolta por estrutura rígida de polipropileno como meio suporte, operado com TDH de 24, 18 e 14 horas, observou para todas as condições estabelecidas, uma leve diminuição nos valores de pH no efluente tratado, com mínimas e máximas de 8,2 e 8,5; 8,4 e 8,6; 7,6 e 8,4 para os TDHs de 24 h, 18 h e 14 h respectivamente.

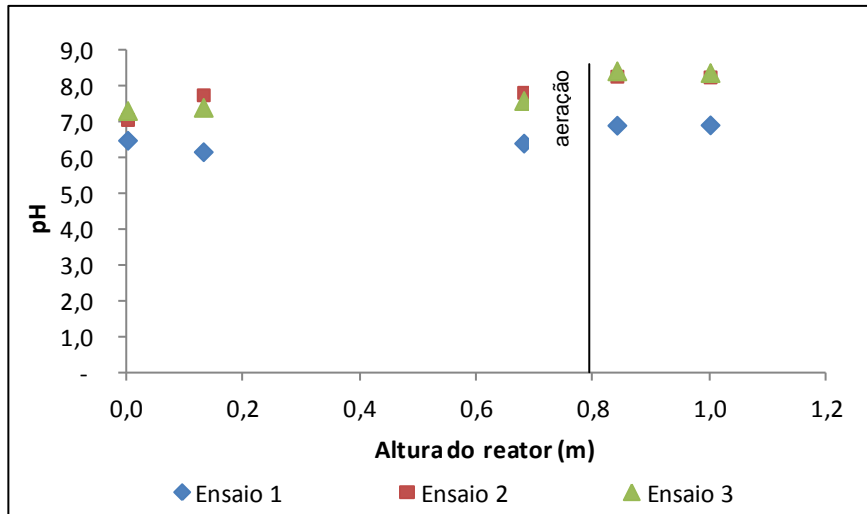


Figura 5 – Variação do pH ao longo da altura do RCAALF durante a Etapa 1

Os resultados mínimo, máximo, médios, mediana e desvio padrão das análises físico-químicas de alcalinidade a bicarbonato e ácidos voláteis referente aos 3 perfis espaciais realizados no RCAALF, operado com TDH de 24 h, estão apresentados na Tabela 6.

Tabela 6 – Estatística descritiva dos resultados de alcalinidade à bicarbonato e ácidos voláteis do efluente do RCAALF na Etapa 1

Alcalinidade à Bicarbonato (mg.L ⁻¹)					
Altura do reator (m)	Mín	Máx	Mediana	Média	DV
0,0	1162,20	9641,70	1657,00	4.153,63	4759,24
0,13	1544,70	10007,80	1750,70	4.434,40	4827,80
0,68	809,20	9254,40	1673,70	3.912,43	4646,43
0,84	526,90	9182,20	1586,80	3.765,30	4721,01
1,0	949,80	8946,30	1287,30	3.727,80	4522,50
Ácidos Voláteis (mg.L ⁻¹)					
Altura do reator (m)	Mín	Máx	Mediana	Média	DV
0,0	60,80	262,20	152,80	158,60	100,83
0,13	66,50	100,90	91,60	86,33	17,79
0,68	65,50	82,50	77,60	75,20	8,75
0,84	56,80	69,50	65,30	63,87	6,47
1,0	37,50	69,40	49,40	52,10	16,12

Legenda: Mín: valor mínimo; Máx: valor máximo; DP: desvio padrão;

A alcalinidade é um importante parâmetro a ser analisado, visto que fornece respostas a cerca da capacidade de tamponamento do sistema. Caso não apresente os valores mínimos previstos pela literatura, o processo de nitrificação pode ser comprometido. Souza (1984) defende que, para manter uma boa capacidade de tamponamento são desejáveis valores de AB na faixa de 2500 a 5000 $\text{mgCaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$ na etapa anaeróbia. Na Etapa 1 foi possível verificar valores médios de $4153,63\pm 4759,24 \text{ mgCaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$ e $3727,80\pm 4522,50 \text{ mgCaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$ para o efluente bruto e o tratado, respectivamente. Conforme visualizado na Figura 6, do primeiro ponto de coleta, para o segundo, há um aumento nos valores da AB, indicando sua produção. Na região aeróbia esses valores sofrem uma ligeira queda, que indica, de acordo com Gerardi (2006), o consumo de alcalinidade nos processos de síntese celular e produção de ácido nitroso.

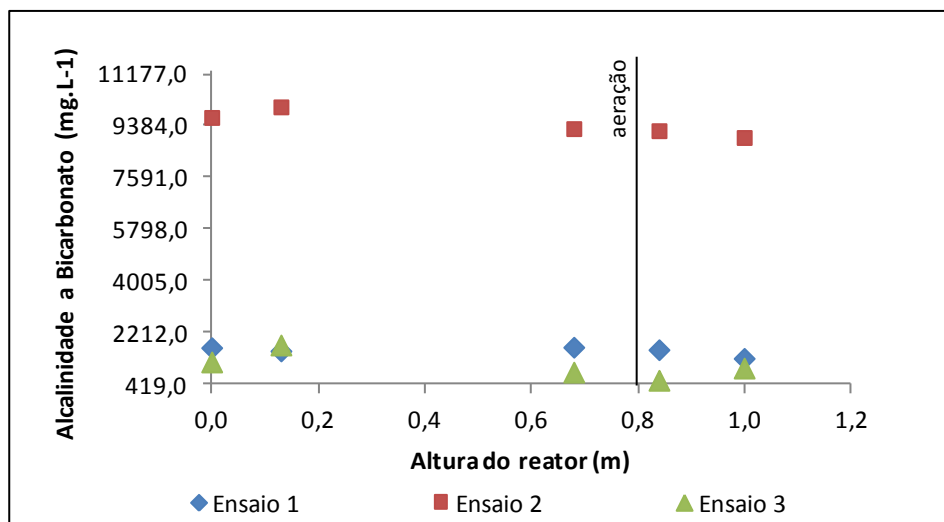


Figura 6 – Variação nas concentrações de AB ao longo da altura do RCAALF durante a Etapa 1

Analisando-se a Figura 7, em relação aos ácidos voláteis nota-se a diminuição dos valores ao longo da altura do reator, com resultado médio de $158,6\pm 100,83 \text{ mg.L}^{-1}$. Gatti (2013), ao analisar um RCAALF tendo como meio suporte matrizes cúbicas de poliuretano e bucha vegetal, operado com TDHs de 22, 16 e 10 horas, obteve dados semelhantes quanto à diminuição dos AV do primeiro para o último ponto de coleta, em que, o comportamento de tal parâmetro indica estabilidade do sistema.

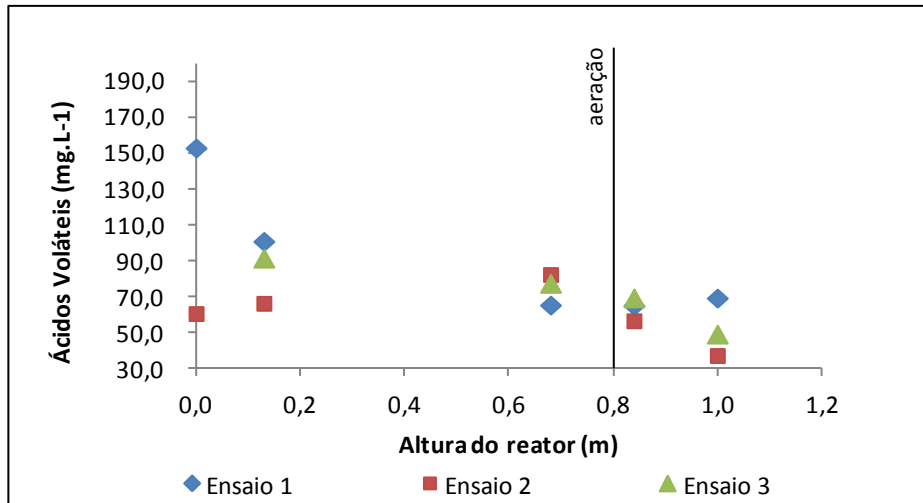


Figura 7 – Variação nas concentrações de AV ao longo da altura do RCAALF durante a Etapa 1

A estatística descritiva para tais parâmetros contendo o valor mínimo, valor máximo, resultados médios, mediana e desvio padrão das análises físico-químicas está apresentada na Tabela 7.

A variação dos Sólidos Totais e Sólidos Suspensos Totais e o comportamento da matéria orgânica, em termos de DQO bruta e filtrada, de durante a operação do RAALF para o TDH de 24 h, está graficamente representado nas Figuras 8 e 9, respectivamente.

Em termos de sólidos totais, as maiores concentrações foram observadas na altura de 0,2 m do reator. Tal valor pode estar associado à presença do lodo gerado nessa zona, que sedimenta por gravidade na forma de flocos, acumulando-se no primeiro compartimento do reator, ou ainda pelo arraste de sólidos ocasionado durante a alimentação do reator. Conforme observado na Figura 8b, as maiores concentrações de SST também estão presentes na altura 0,2 do reator. Ao longo da altura do reator, nota-se a diminuição destes valores, indicando a atuação microbiológica na degradação de tais compostos. O efluente final, apresentou medianas para ST e SST de 1338,00 mg.L⁻¹ e 55 mg.L⁻¹, cujas eficiências de remoção foram de 53% e 95% respectivamente, na etapa de recirculação nula, com TDH de 24 horas.

Tabela 7 – Estatística descritiva dos resultados de sólidos totais, sólidos suspensos totais e DQO de amostras bruta e filtrada do efluente do RCAALF na Etapa 1

Sólidos Totais (mg.L⁻¹)					
Altura do reator (m)	Mín	Máx	Mediana	Média	DP
0,0	2824,00	2966,00	2936,00	2908,67	74,84
0,13	14984,00	15822,00	15224,00	15343,33	431,56
0,68	1264,00	1982,00	1570,00	1605,33	360,30
0,84	1162,00	1546,00	1288,00	1332,00	195,74
1,0	1210,00	1554,00	1338,00	1367,33	173,87
Sólidos Suspensos Totais (mg.L⁻¹)					
Altura do reator (m)	Mín	Máx	Mediana	Média	DP
0,0	615,00	1350,00	1255,00	1073,33	399,76
0,13	5620,00	17220,00	8520,00	10453,33	6036,83
0,68	76,70	290,00	245,00	203,90	112,43
0,84	76,70	359,00	90,00	175,23	159,29
1,0	3,30	75,00	55,00	44,43	37,00
DQO bruta (mg.L⁻¹)					
Altura do reator (m)	Mín	Máx	Mediana	Média	DP
0,0	3885,50	5490,50	4688,00	4688,00	1134,91
0,13	5615,50	14350,50	9983,00	9983,00	6176,58
0,68	1650,50	3945,50	2798,00	2798,00	1622,81
0,84	1080,50	1980,50	1530,50	1530,50	636,40
1,0	1855,50	2110,50	1983,00	1983,00	180,31
DQO filtrada (mg.L⁻¹)					
Altura do reator (m)	Mín	Máx	Mediana	Média	DP
0,0	2930,50	4250,50	3330,50	3503,83	676,86
0,13	1395,50	1800,50	1545,50	1580,50	204,76
0,68	2020,50	3930,50	2530,50	2827,17	988,96
0,84	990,50	3905,50	2030,50	2308,83	1477,30
1,0	1120,50	2665,50	1590,50	1792,17	792,00

Legenda: Mín: valor mínimo; Máx: valor máximo; DP: desvio padrão

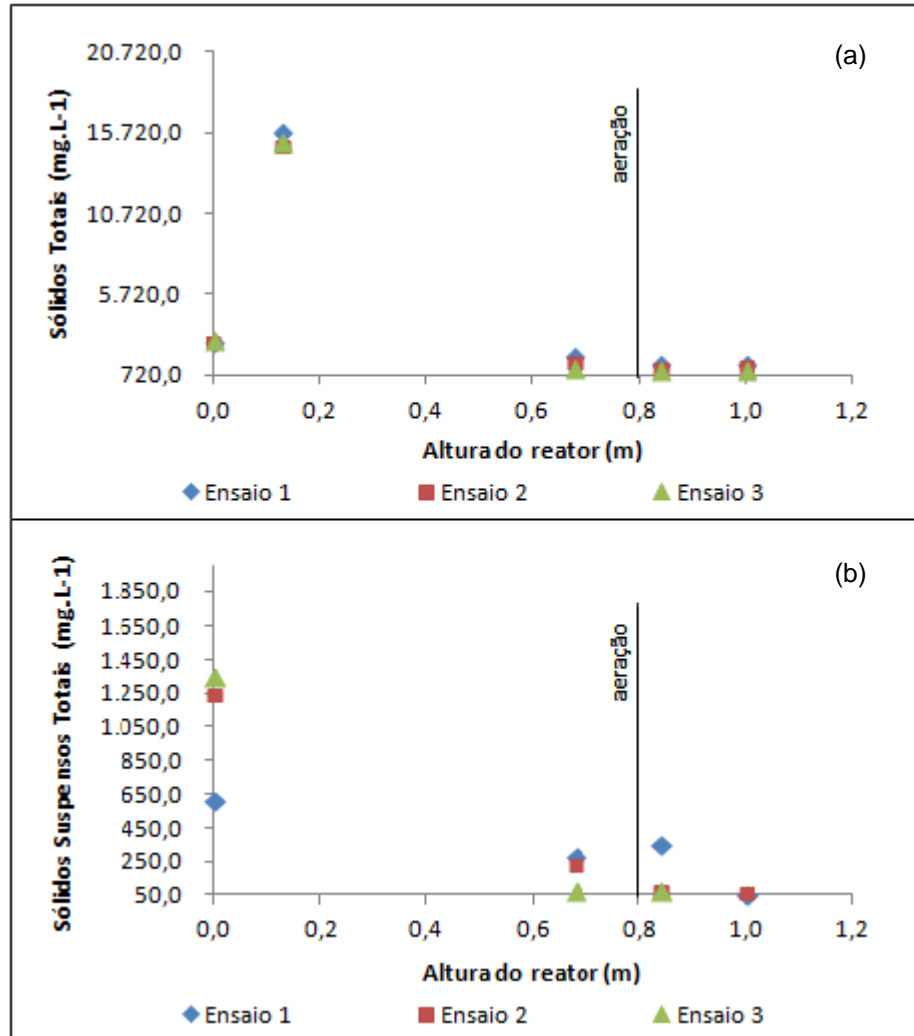


Figura 8 – Variação nas concentrações de ST (a) e SST (b) ao longo da altura do RCAALF durante a Etapa 1

Ferro (2015), ao avaliar os processos de nitrificação e desnitrificação em um RCAALF, tratando efluente de abatedouro bovino e analisando duas razões de recirculação distintas (de $R=1,0$ e $R=2,0$), obteve remoções em termos de ST e SST de 38% e 73% (Etapa 1), e 54% e 69% (Etapa 2). Freitas (2013), estudando o comportamento hidrodinâmico de um RCAALF no tratamento de efluente de abatedouro bovino, utilizando como meio suporte espuma de poliuretano e argila expandida, alcançou melhores eficiências médias na remoção de ST e SST, com valores de 74,6 e 92,2% para o TDH de 24 h; 89,2 e 88,2% para o TDH de 18 h; e de 73,9 e 92,4% para o TDH de 12 h.

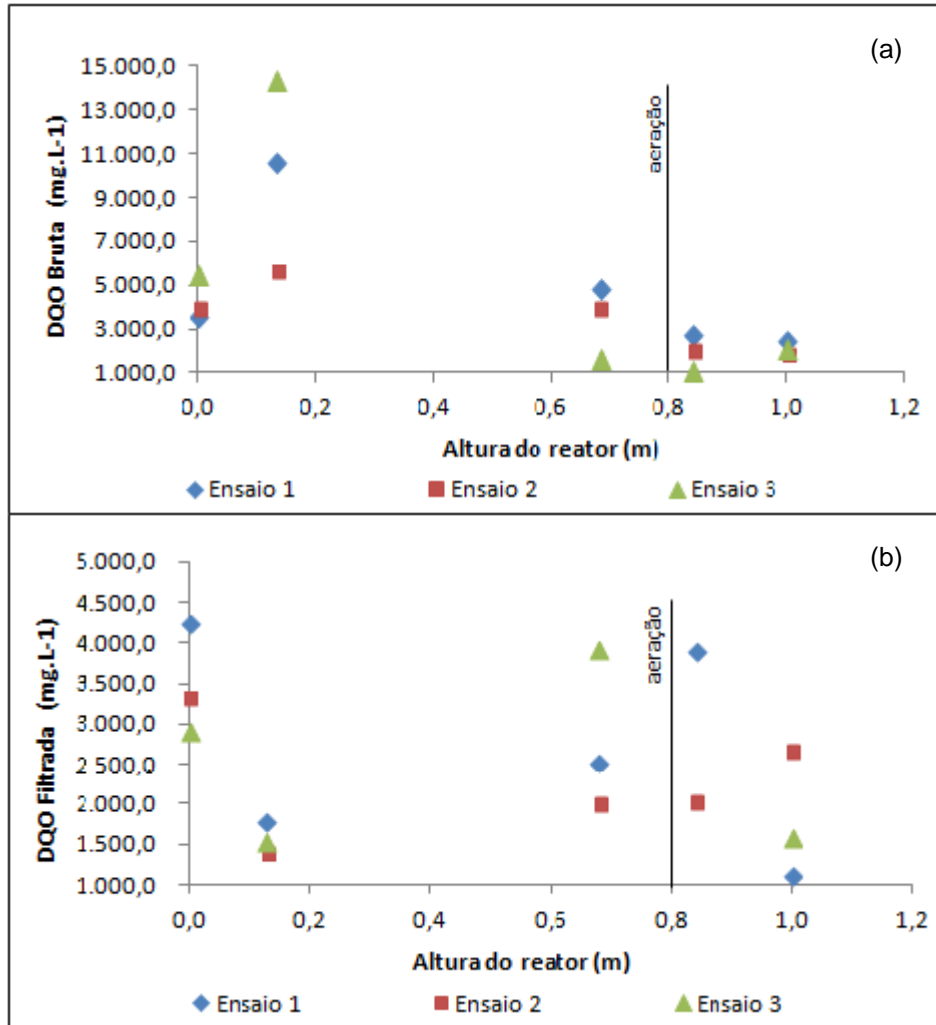


Figura 9 – Variação nas concentrações de DQO bruta (a) e DQO filtrada (b) ao longo da altura do RCAALF durante a Etapa 1

A remoção de matéria orgânica, medida em termos de DQO bruta e filtrada, apresentou eficiências médias de 48% e 46%, respectivamente, com valores medianos no efluente tratado de 2110,50 mg.L⁻¹ e 2665,50 mg.L⁻¹. Conforme apresentado na Figura 9a, pode-se observar a diminuição nas concentrações a partir da altura 0,2 do reator. Belini (2012) e Freitas (2012) também reportaram essa queda nos valores para o parâmetro DQO. Tal ocorrência pode estar associada à fatores como a retenção da matéria orgânica no meio suporte e à atuação de micro-organismos no tratamento.

Em relação à DQO filtrada, observou-se uma grande variação nas concentrações ao longo da altura do reator, condição que refletiu nas eficiências de remoção obtidas para esta etapa de recirculação, que quando comparadas a demais trabalhos realizados na mesma área de pesquisa, são consideradas baixas. Gatti

(2013) obteve valores de 98 e 95% para o TDH de 22 horas, 95 e 94% para TDH de 16 horas e de 87 e 83% para o TDH de 10 horas. Oliveira Netto (2007) obteve remoção de 95% de DQO no tratamento de esgoto sanitário utilizando reator combinado anaeróbio-aeróbio operado com TDH de 11 h realizando recirculação da fase líquida.

Os resultados médios obtidos nos perfis espaciais do RCAALF para os parâmetros de NTK, Nitrogênio Amoniacal (N-amon) estão apresentados na Tabela 8, enquanto os resultados de Nitrito, Nitrato e Fósforo Total estão apresentados na Tabela 9.

Tabela 8 – Estatística descritiva dos resultados de NTK e N-amon do efluente do RCAALF na Etapa 1

NTK (mg.L⁻¹)					
Altura do reator (m)	Mín	Máx	Mediana	Média	DP
0,0	89,60	241,90	152,30	161,27	76,54
0,13	378,60	479,40	412,20	423,40	51,32
0,68	49,30	58,20	56,00	54,50	4,64
0,84	9,00	22,40	13,40	14,93	6,83
1,0	6,70	100,80	40,30	49,27	47,69
N-amon (mg.L⁻¹)					
Altura do reator (m)	Mín	Máx	Mediana	Média	DP
0,0	49,30	56,00	51,50	52,27	3,42
0,13	49,30	53,80	51,50	51,53	2,25
0,68	44,80	58,20	49,30	50,77	6,82
0,84	9,00	13,40	11,20	11,20	2,20
1,0	9,00	15,70	11,20	11,97	3,42

As concentrações médias de NTK e N-amon foram de $49,27 \pm 47,69$ mg.L⁻¹ e $11,97 \pm 3,42$ mg.L⁻¹, respectivamente; apresentando eficiência de remoção de 70%. Conforme observado nas Figuras 10 e 11, ao longo da altura do reator houve uma redução significativa em suas concentrações, o que remete à boa capacidade do reator em oxidar amônia e indica a ocorrência do processo de nitrificação.

Tabela 9 – Estatística descritiva dos resultados de Nitrito, Nitrato e Fósforo Total do efluente do RCAALF na Etapa 1

Nitrito (mg.L ⁻¹)					
Altura do reator (m)	Mín	Máx	Mediana	Média	DP
0,0	0,27	0,29	0,27	0,28	0,01
0,13	0,10	0,31	0,31	0,24	0,12
0,68	0,12	0,20	0,20	0,18	0,05
0,84	0,03	0,13	0,12	0,09	0,05
1,0	0,05	0,13	0,13	0,10	0,05
Nitrato (mg.L ⁻¹)					
Altura do reator (m)	Mín	Máx	Mediana	Média	DP
0,0	0,00	3,75	3,05	2,27	1,99
0,13	0,00	4,20	4,02	2,74	2,37
0,68	0,00	3,94	3,66	2,53	2,20
0,84	0,00	5,33	4,59	3,31	2,89
1,0	0,00	7,40	6,64	4,68	4,07
Fósforo (mg.L ⁻¹)					
Altura do reator (m)	Mín	Máx	Mediana	Média	DP
0,0	3,28	144,00	64,10	70,46	70,58
0,13	1,44	155,00	17,01	57,82	84,52
0,68	1,06	194,00	38,60	77,89	102,29
0,84	0,67	174,00	66,20	80,29	87,52
1,0	0,92	173,00	67,20	80,37	86,79

Legenda: Mín: valor mínimo; Máx: valor máximo; DP: desvio padrão

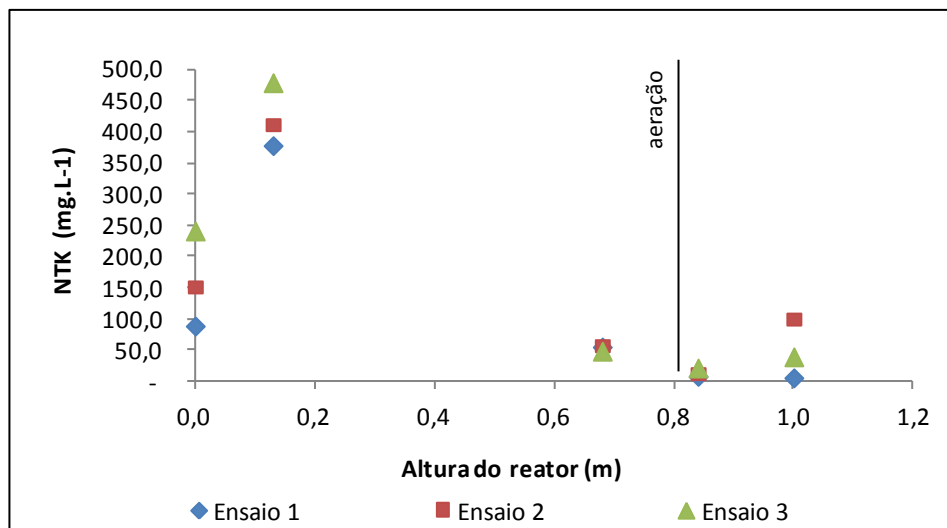


Figura 10 – Variação nas concentrações de NTK ao longo da altura do RCAALF durante a Etapa 1

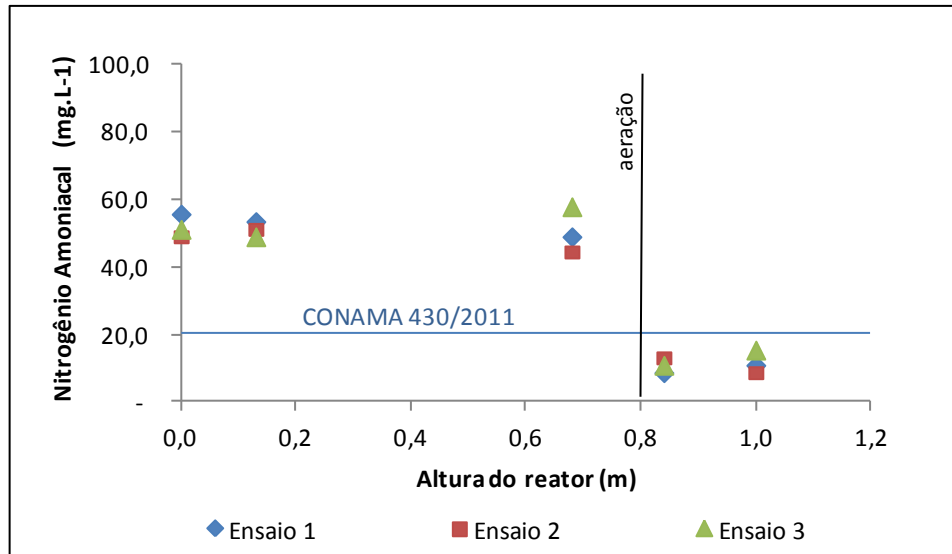


Figura 11 – Variação nas concentrações de N-AMON ao longo da altura do RCAALF durante a Etapa 1

De forma a reduzir os impactos sobre o meio, considerando que quando apresentado em altas concentrações, o nitrogênio amoniacal pode ter efeitos tóxicos sobre os organismos, o CONAMA estabeleceu através da Resolução 430/2011 valores máximos permitidos para a emissão, e de acordo com a referida lei acordo, o N-amon tem um valor máximo permitido de 20 mg.L⁻¹. Para a primeira etapa analisada, foi verificada uma eficiência média de 77% de remoção de N-amon, portanto o efluente tratado apresentou concentração média de 11,97±3,42 mg.L⁻¹, enquadrando-se dentro do padrão de lançamento legalmente exigido.

Em um estudo a cerca do tratamento de efluente de abatedouro bovino, utilizando um RCAALF, com meio suporte composto de matrizes cúbicas de poliuretano e bucha vegetal; Gatti (2013) avaliou os processos de nitrificação e desnitrificação, utilizando de diferentes condições operacionais. Para os três tempos de detenção hidráulicos avaliados, obteve boas eficiências na remoção de NTK e N-amon, apresentando valores de 91% e 96% para o TDH de 22 horas, 95% e 94% para o TDH de 16 horas, e 80% e 93% para o TDH de 10 horas.

A concentração média de nitrito (Figura 12) no efluente do RCAALF foi de 0,10±0,05 mgN-NO₂.L⁻¹ para o THD de 24, enquanto que para nitrato, a concentração média final detectada foi de 4,68±4,07 mg.L⁻¹ (Figura 13).

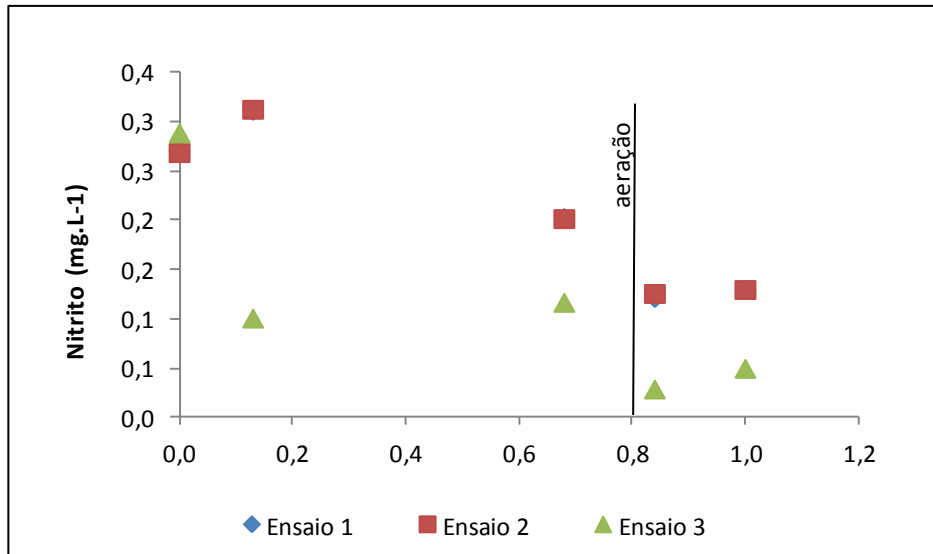


Figura 12 – Variação nas concentrações de Nitrito ao longo da altura do RCAALF durante a Etapa 1

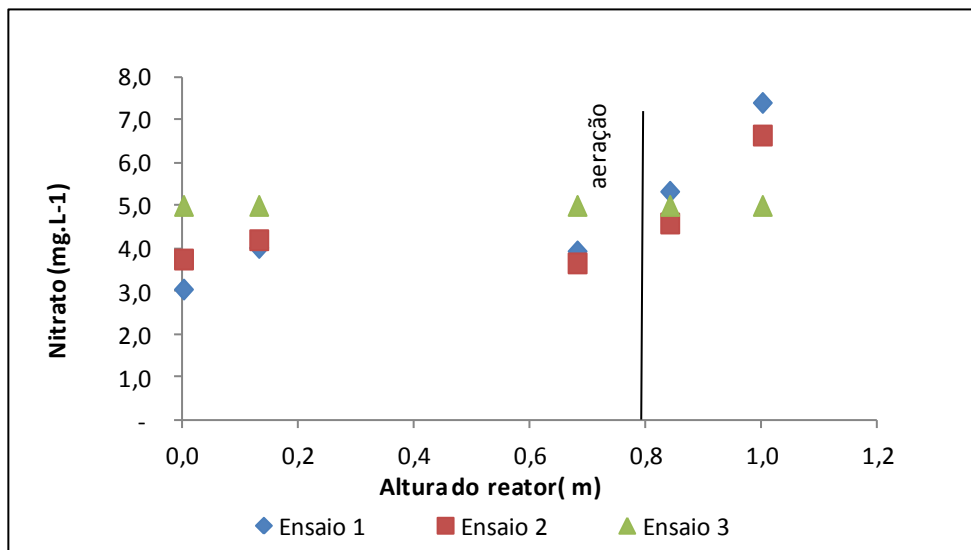


Figura 13 – Variação nas concentrações de Nitrato ao longo da altura do RCAALF durante a Etapa 1

Ao analisar os dados apresentados na Tabela 9 e expressos graficamente na Figura 13, pode-se observar um acréscimo nas concentrações de nitrato ao longo da altura do reator, o que, juntamente com o decréscimo nos valores de N-amon, indica a ocorrência do processo de nitrificação.

A fim de verificar a ocorrência do processo de desnitrificação na primeira etapa de recirculação, foram calculadas a eficiências com base nas concentrações de NTK, N-amon, nitrito e nitrato; estando apresentadas na Tabela 10.

Tabela 10 – Resumo das eficiências de desnitrificação do RCAALF durante a Etapa 1

Desnitrificação	Primeira Etapa
	R=0
Eficiência Teórica (%)	50
Eficiência Real (%)	80
Remoção de NTK (%)	70
Remoção de Nt (%)	58

De posse dos dados, pode-se observar que a eficiência real de desnitrificação foi maior do que a teórica. É importante observar que mesmo sob condições de recirculação nula, o processo de desnitrificação ocorreu efetivamente, apresentando uma eficiência de 80%. No entanto, em relação ao Nt, foi observada uma baixa eficiência de 58%. Ferro (2015), ao analisar duas etapas de recirculação distintas ($r=1,0$ e $r=2,0$), também verificou que as eficiências teóricas eram inferiores as reais. Ao realizar uma análise comparativa entre as condições, obteve melhor eficiência no processo de desnitrificação para $r=1,0$, sendo a mesma de 91%.

Para o parâmetro de fósforo, foi obtido um valor médio no efluente de $80,37 \pm 86,79 \text{ mg,L}^{-1}$, apresentando uma baixa eficiência (25%) de remoção para a vazão de recirculação analisada. Conforme observado na Figura 14, não foram observadas grandes variações para o parâmetro ao longo da altura do reator, para os três perfis analisados. O que pode ser observado, é que durante o ensaio 2, o substrato dispunha de maiores concentrações de fósforo, do que nos demais ensaios, fator que pode se encontrar associado à descontinuidade das atividades realizadas no abatedouro bovino.

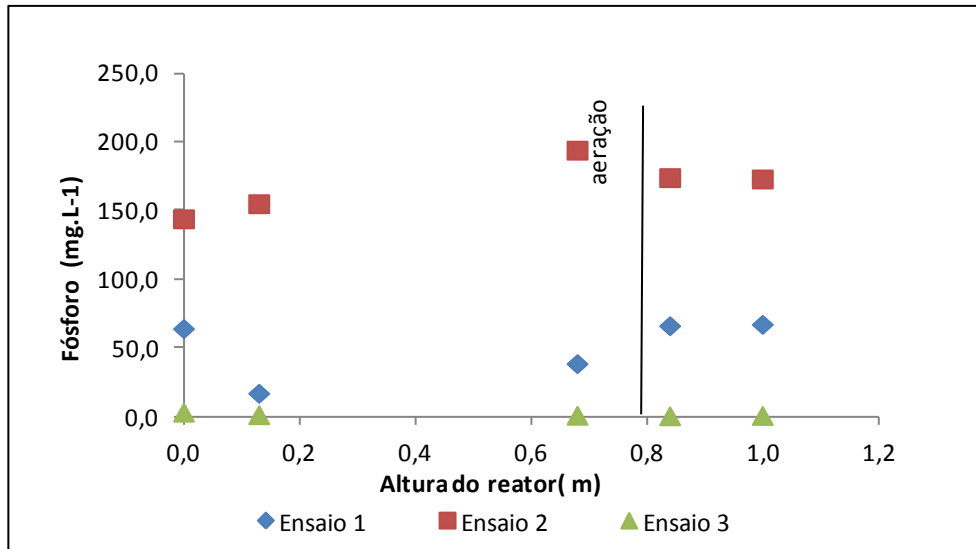


Figura 14 – Variação nas concentrações de Fósforo Total ao longo da altura do RCAALF durante a Etapa 1

Considerando que a fermentação na zona anaeróbia é importante na produção de substratos apropriados para as bactérias armazenadoras de fósforo, a deficiência na produção de tais substratos (principalmente acetato e propionato) pode afetar diretamente a eficiência de remoção do nutriente. Dessa forma, de acordo com Li et al. (2005) a inibição do processo de remoção de fósforo no efluente pode indicar que o mesmo não foi suficientemente utilizado pelo metabolismo microbiano na fase anaeróbia, sendo somente armazenado na forma de fosfatos e polifosfatos, como compostos de reserva, para em seguida serem liberados em função do metabolismo celular, fato que pode justificar a reduzida eficiência na remoção fósforo total neste trabalho.

De acordo com Pickbrenner (2002), a concentração de OD pode afetar sua eficiência de remoção, o qual recomenda concentração de no mínimo 2 mg.L de OD para que o processo seja efetivamente realizado, porém, conforme analisado anteriormente, os valores indicados pela literatura em termos de oxigênio dissolvido não foram atendidos na primeira fase analisada.

Em seu trabalho, Gatti (2013) observou situação similar, ao avaliar 3 tempos de detenção hidráulicos distintos, obteve eficiências de remoção de 42% para o TDH de 22 horas, 18% para TDH de 16 horas e 5% para TDH de 10 horas.

5.3 AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DO RCAALF NA ETAPA 2

Finalizadas as análises da primeira etapa, a bomba de recirculação foi reajustada, de forma a avaliar a estabilidade e o tratamento do RCAALF mediante aplicação de vazão de recirculação de 150% da vazão de entrada.

Os resultados mínimo, máximo, mediana, médio e desvio padrão das análises físico-químicas para os parâmetros de temperatura, oxigênio dissolvido e pH, referente aos 3 perfis espaciais realizados na Etapa 2, que compreende a fase de recirculação de 150% da vazão de entrada, estão apresentados na Tabela 11.

Tabela 11 – Estatística descritiva dos resultados de Temperatura, Oxigênio Dissolvido e pH do efluente do RCAALF na Etapa 2

Temperatura (°C)					
Altura do reator (m)	Mín	Máx	Mediana	Média	DP
0,0	26,53	28,31	26,89	27,24	0,94
0,13	26,27	27,71	26,36	26,78	0,81
0,68	26,59	28,02	26,60	27,07	0,82
0,84	26,53	26,95	26,57	26,68	0,23
1,0	26,67	27,84	26,68	27,06	0,67
Oxigênio Dissolvido (mg.L⁻¹)					
Altura do reator (m)	Mín	Máx	Mediana	Média	DP
0,0	0,63	0,98	0,77	0,79	0,18
0,13	0,54	0,69	0,61	0,61	0,08
0,68	3,65	4,87	4,18	4,23	0,61
0,84	5,76	5,99	5,98	5,91	0,13
1,0	6,22	6,49	6,38	6,36	0,14
pH					
Altura do reator (m)	Mín	Máx	Mediana	Média	DP
0,0	7,01	7,31	7,28	7,20	0,17
0,13	6,88	7,40	7,36	7,21	0,29
0,68	7,50	7,86	7,80	7,72	0,19
0,84	7,44	8,00	7,94	7,79	0,31
1,0	7,19	8,96	7,99	8,05	0,89

Legenda: Mín: valor mínimo; Máx: valor máximo; DP: desvio padrão

Na Etapa 2, a temperatura sofreu baixas variações ao longo da altura do reator (Figura 15), com exceção do ensaio 3, que apresentou valores superiores de

temperatura, e maiores variações. Mesmo sobre diferentes condições verificadas durante essa etapa da pesquisa, todos os valores obtidos, desde a altura 0 do reator, se encontraram dentro do recomendado pela literatura. Foram obtidos os valores mínimo de 26,67°C, máximo de 27,84°C e mediano de 26,68 °C para o efluente tratado. De acordo com Souza (1984), a baixa variação favorece o desenvolvimento e atuação das áruqueas metanogênicas que são sensíveis a elevações de temperatura.

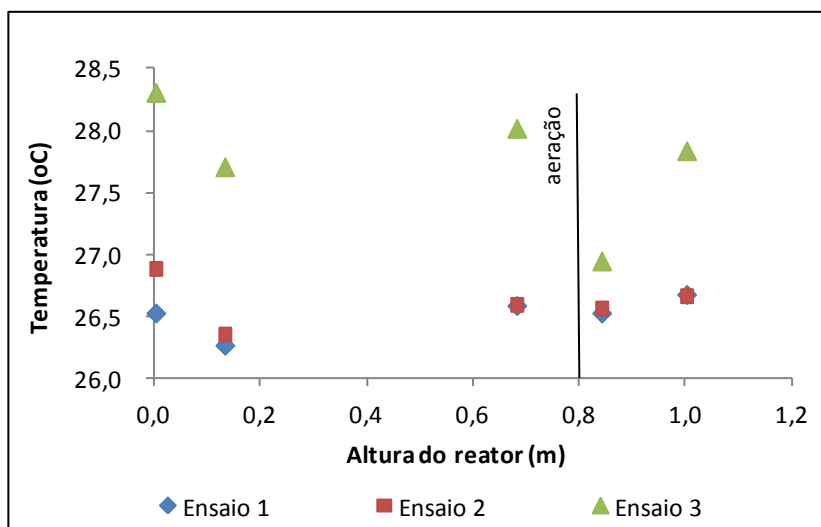


Figura 15 – Variação nas concentrações de Temperatura ao longo da altura do RCAALF durante a Etapa 2

Conforme observado na Figura 16, as concentrações de oxigênio dissolvido aumentaram significativamente ao longo da altura do reator para os três ensaios realizados, o que permite observar que, para esta etapa, o processo de nitrificação não foi limitado pelo oxigênio dissolvido, visto que o mesmo manteve-se em concentrações no efluente, que variaram de 6,22 mg.L⁻¹ a 6,49 mg.L⁻¹.

Quanto ao pH, nota-se um gradual aumento nos valores de acordo com cada região do reator (Figura 17), o que indica estabilização do mesmo frente a mudança na vazão de recirculação, favorecendo ainda a atuação dos micro-organismos nitrificantes. Além disso, para os três ensaios realizados, o pH do efluente tratado apresentou valores maiores do que o verificado na entrada, com média de 7,20±0,17 para o afluente e 8,05±0,89 para o efluente tratado.

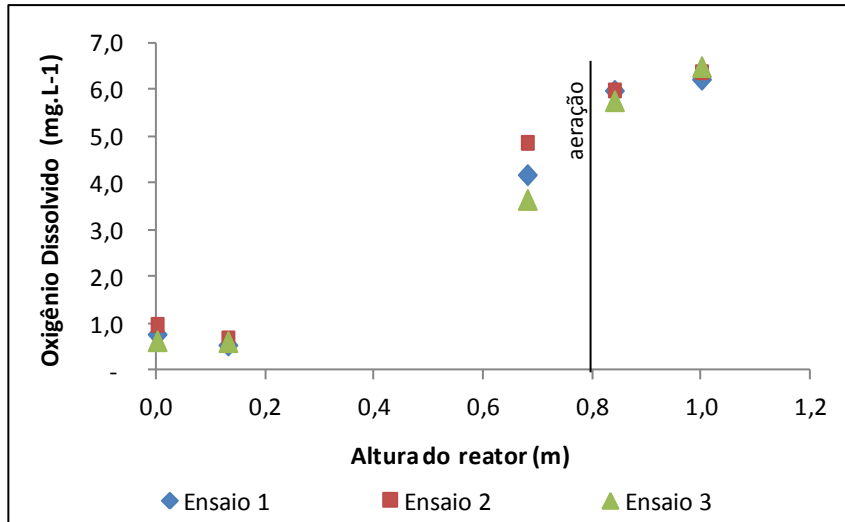


Figura 16 – Variação nas concentrações de Oxigênio Dissolvido ao longo da altura do RCAALF durante a Etapa 2

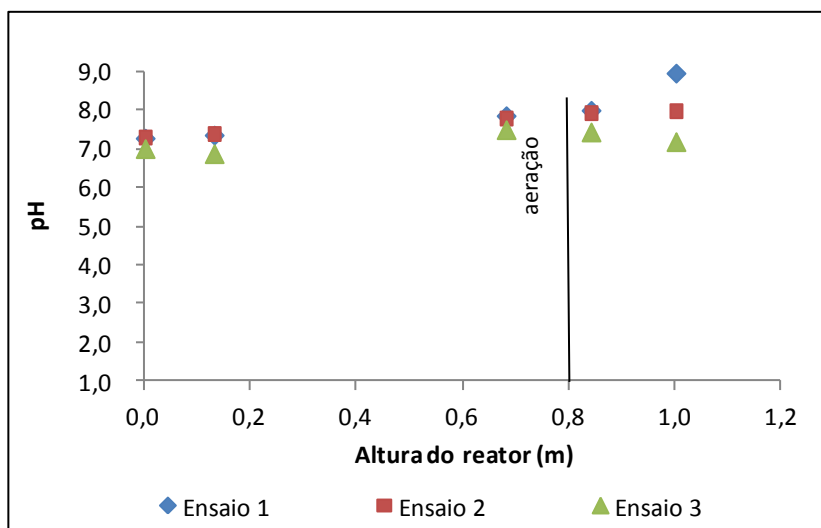


Figura 17 – Variação nas concentrações de pH ao longo da altura do RCAALF durante a Etapa 2

Os valores mínimo, máximo, mediana, médios e desvio padrão dos parâmetros de alcalinidade a bicarbonato e ácidos voláteis referente aos 3 perfis espaciais para a Etapa 2, estão apresentados na Tabela 12.

Tabela 12 – Estatística descritiva dos resultados de Alcalinidade a bicarbonato e Ácidos Voláteis do efluente do RCAALF na Etapa 2

Alcalinidade a bicarbonato (mg.L ⁻¹)					
Altura do reator (m)	Mín	Máx	Mediana	Média	DP
0,0	5516,00	8303,20	8084,90	7301,37	1550,02
0,13	4641,30	7532,70	7360,20	6511,40	1621,85
0,68	3504,50	4239,70	4207,20	3983,80	415,40
0,84	3446,10	3929,90	3834,00	3736,67	256,17
1,0	2775,60	3332,00	3219,40	3109,00	294,17
Ácidos Voláteis (mg.L ⁻¹)					
Altura do reator (m)	Mín	Máx	Mediana	Média	DP
0,0	70,50	171,80	73,50	105,27	57,64
0,13	52,10	82,30	63,40	65,93	15,26
0,68	46,60	72,70	57,20	58,83	13,13
0,84	51,00	60,90	59,10	57,00	5,27
1,0	54,10	61,20	60,80	58,70	3,99

Legenda: Mín: valor mínimo; Máx: valor máximo; DP: desvio padrão

Assim como na Etapa 1, os valores de AB foram suficientes para garantir o adequado tamponamento no sistema (Figura 18), apresentando concentração mínima do efluente tratado foi de 2775,60 mgCaCO₃.L⁻¹ e máxima de 3332,0 mgCaCO₃.L⁻¹. Quando a alcalinidade é elevada, evita-se o acúmulo de ácidos no interior do reator, e o pH não sofre quedas bruscas.

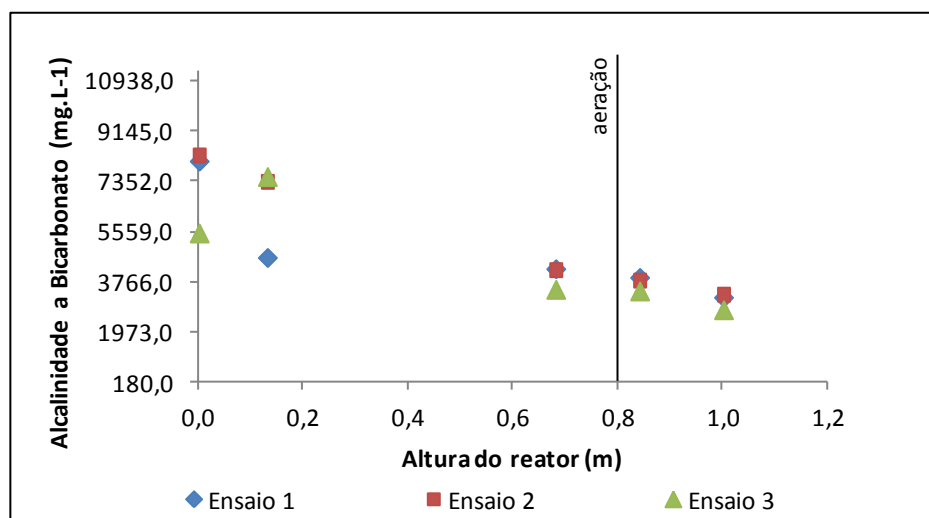


Figura 18 – Variação nas concentrações de AB ao longo da altura do RCAALF durante a Etapa 2

Os resultados mostraram diminuição nas concentrações de AB durante a Etapa 2 (Figura 18) indicando o consumo da mesma para a ocorrência de tamponamento no sistema (impedindo a acidificação do meio), e conseqüentemente para a ocorrência do processo de oxidação da matéria orgânica na fase anaeróbia, com equilíbrio entre as bactérias acidogênicas e arqueas metanogênicas. As concentrações de ácidos voláteis no efluente sempre foram menores que as do afluente, para os três perfis analisados (Figura 19), de forma a não serem observados acúmulos de ácidos voláteis no interior do RCAALF.

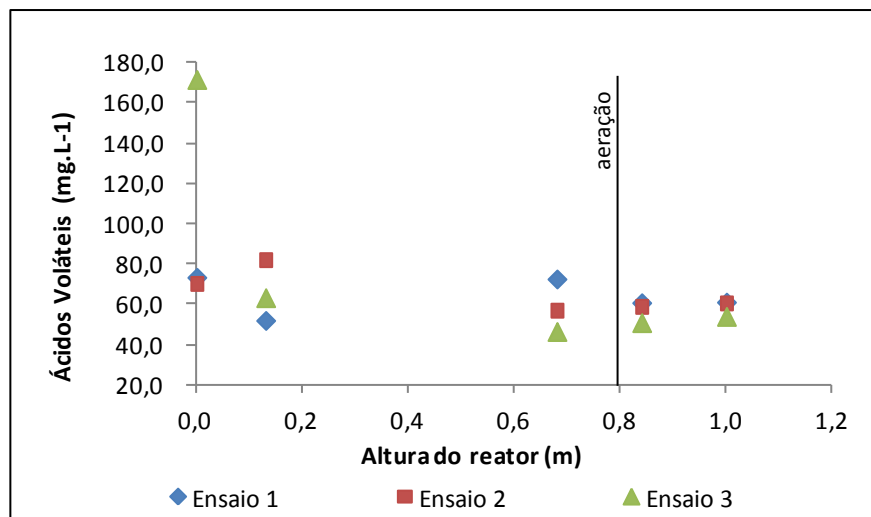


Figura 19 – Variação nas concentrações de AV ao longo da altura do RCAALF durante a Etapa 2

Os resultados da estatística descritiva, referente aos parâmetros de ST, SST, DQO bruta e DQO filtrada, dos 3 perfis espaciais realizados com TDH de 24 h e recirculação de 150% da vazão de entrada, estão apresentados na Tabela 13.

Tabela 13 – Estatística descritiva dos resultados de Sólidos Totais, Sólidos Suspensos Totais, DQO bruta e DQO filtrada do efluente do RCAALF na Etapa 2

Sólidos Totais (mg.L⁻¹)					
Altura do reator (m)	Mín	Máx	Mediana	Média	DP
0,0	1164,00	1348,00	1264,00	1258,67	92,12
0,13	1180,00	1604,00	1310,00	1364,67	217,22
0,68	486,00	902,00	852,00	746,67	227,12
0,84	712,00	896,00	860,00	822,67	97,52
1,0	826,00	948,00	908,00	894,00	62,19
Sólidos Suspensos Totais (mg.L⁻¹)					
Altura do reator (m)	Mín	Máx	Mediana	Média	DP
0,0	355,00	600,00	370,00	441,70	137,30
0,13	450,00	4740,00	2440,00	2543,30	2146,90
0,68	-	55,00	35,00	30,00	27,80
0,84	30,0	60,0	30,00	40,00	17,30
1,0	2,0	70,0	5,00	25,70	38,40
DQO bruta (mg.L⁻¹)					
Altura do reator (m)	Mín	Máx	Mediana	Média	DP
0,0	2565,50	3195,50	2880,50	2880,50	445,48
0,13	3775,50	3920,50	3848,00	3848,00	102,53
0,68	305,50	1170,50	738,00	738,00	611,65
0,84	590,50	1120,50	855,50	855,50	374,77
1,0	415,50	900,50	658,00	658,00	342,95
DQO filtrada (mg.L⁻¹)					
Altura do reator (m)	Mín	Máx	Mediana	Média	DP
0,0	1365,50	2105,50	2090,50	1853,83	422,98
0,13	805,50	3340,50	965,50	1703,83	1419,65
0,68	350,50	955,50	385,50	563,83	339,64
0,84	255,50	1465,50	410,50	710,50	658,43
1,0	310,50	710,50	395,50	472,17	210,73

Legenda: Mín: valor mínimo; Máx: valor máximo; DP: desvio padrão

Para os parâmetros ST e SST, foram obtidas eficiências de remoção de 29% e 93%, apresentando valores mínimos de 826 mg.L⁻¹ e 2mg.L⁻¹ e máximos de 948 mg.L⁻¹ e 70mg.L⁻¹, respectivamente, para o efluente tratado. Analogamente à primeira etapa, as concentrações apresentadas na altura 0,2 do reator são superiores as demais (Figura 20) para os dois parâmetros analisados. Tais dados indicam o possível carreamento de partículas (em razão da introdução de substrato pelo uso da bomba peristáltica).

Kreutz (2012), ao analisar um RAALF com fluxo ascendente, operado em escala de bancada e preenchido com argila expandida e matrizes cúbicas de

espuma de poliuretano como meio suporte para imobilização da biomassa, no tratamento de efluente bruto proveniente de um matadouro bovino, ao avaliar três TDH distintos, obteve as melhores eficiências médias de remoção para ST e SST no TDH de 14 horas, apresentando 66% e 84% de remoção, respectivamente.

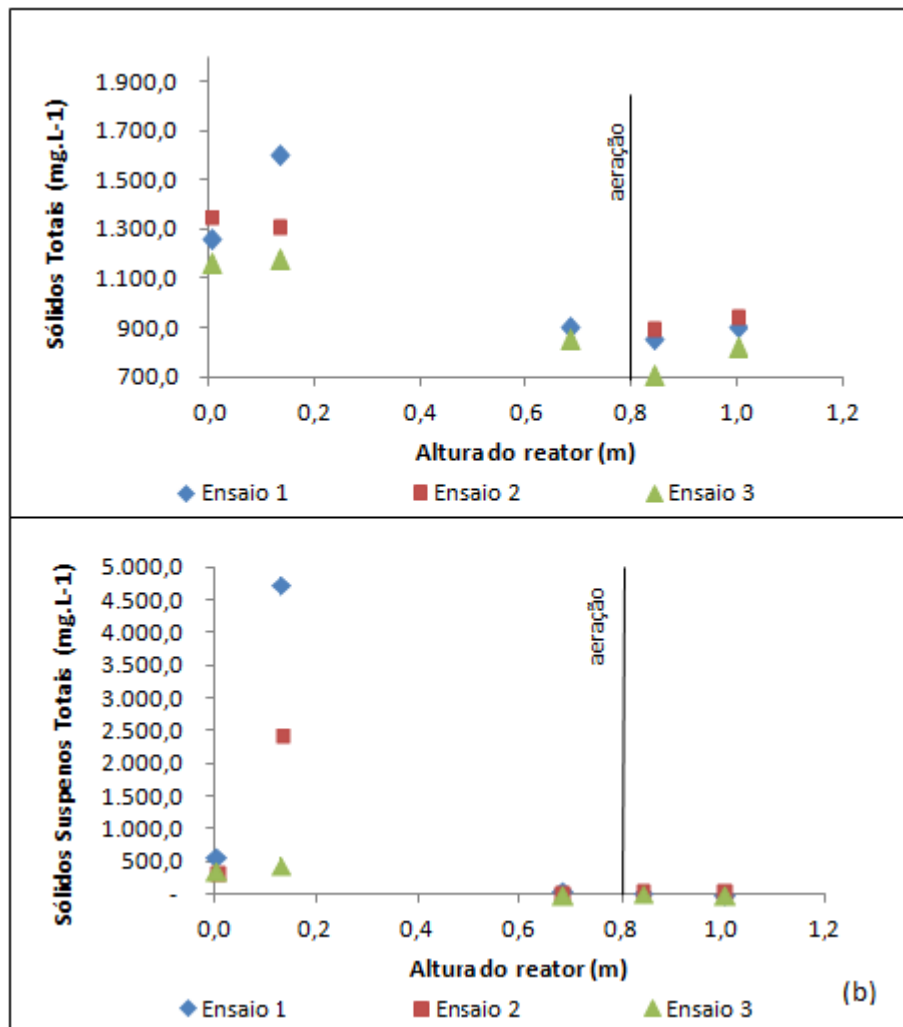


Figura 20 – Variação nas concentrações de ST (a) e SST (b) ao longo da altura do RCAALF durante a Etapa 2

Os valores médios obtidos para os parâmetros de DQO bruta e filtrada foram de $658 \pm 342,95 \text{ mg.L}^{-1}$ e $472,17 \pm 210,73 \text{ mg.L}^{-1}$ na Etapa 2. Assim como na primeira etapa, foram observadas grandes variações nas concentrações de matéria orgânica (Figura 21), comprovadas pelos altos valores no desvio padrão calculados para cada altura do reator. Mesmo assim, foram obtidas eficiências médias de remoção de 80%

para DQO bruta e 71% para a DQO filtrada, o que indica que o reator combinado apresenta-se robusto, e resistente à altas variações de cargas orgânicas. No entanto, ainda observa-se que mesmo com diminuição nas concentrações de MO em termos de DQO, os valores do efluente final ainda se encontram fora do padrão de lançamento, de acordo com a CEMA 070/2009, em que o máximo permitido é de 200mg.L^{-1} . Diante de tais dados, há a necessidade de um tratamento complementar que possibilite enquadramento do efluente no estabelecido pela legislação.

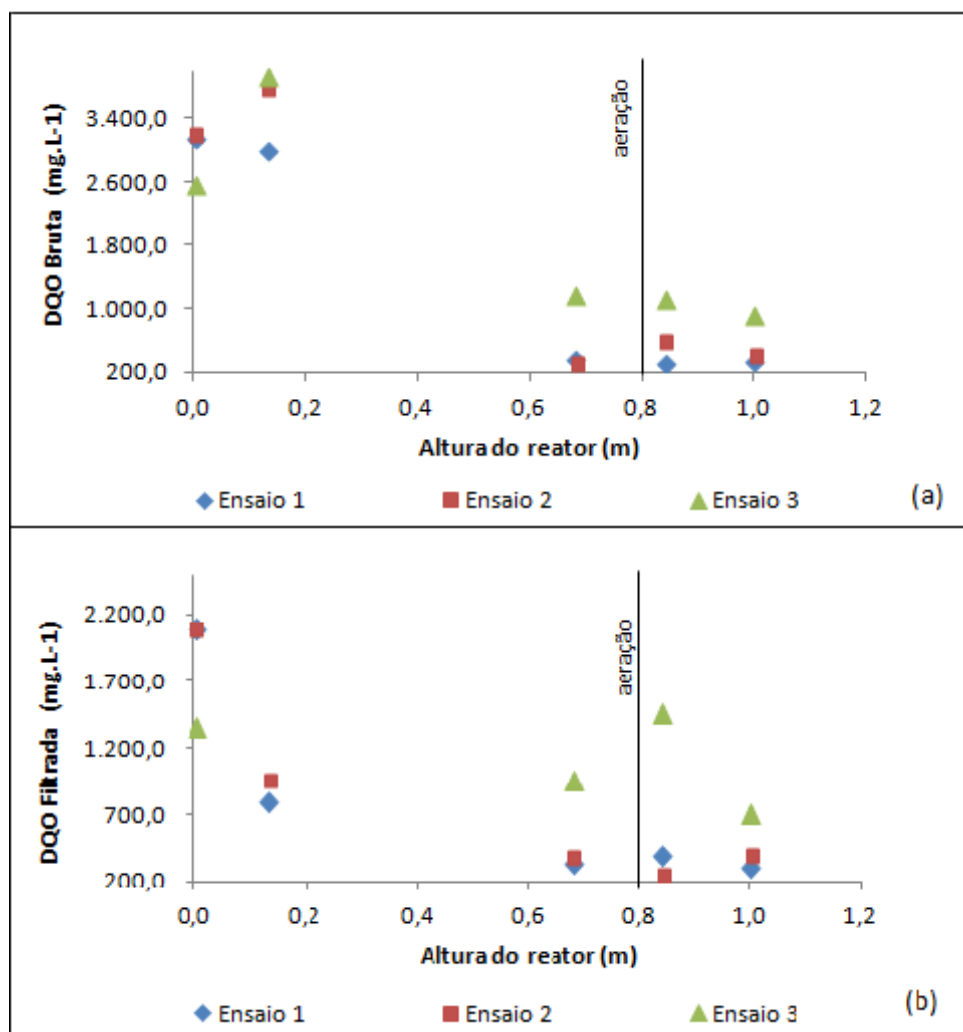


Figura 21 – Variação nas concentrações de DQO bruta (a) e DQO filtrada (b) ao longo da altura do RCAALF durante a Etapa 2

Diante do exposto, nota-se que o reator apresentou melhores condições sob a recirculação de 150% do que quando submetido à condições de recirculação nula. A utilização da recirculação pode estar diretamente relacionada ao aumento na

eficiência, por promover maior contato do substrato com os micro-organismos. Ferro (2015) avaliou duas condições de recirculação em seu trabalho, a de razão de recirculação igual a 1,0 e igual a 2,0, obtendo melhores eficiências de remoção de MO para DQO bruta e filtrada, na primeira fase analisada (82% e 56%), visto que para a segunda condição avaliada, a autora obteve eficiências de 46% e 68%. Na presente pesquisa, ao estudar-se o comportamento do sistema frente à razão de recirculação igual a 1,5, foram obtidas eficiências próximas ao observado por Ferro (2015) em sua primeira etapa analisada.

Oliveira Netto (2007), ao combinar os processos anaeróbio e aeróbio para avaliar o tratamento de esgoto sanitário, utilizando reator em escala de bancada, com argila expandida e espuma de poliuretano como meios suporte, alcançou até 90% de eficiência na remoção de matéria orgânica (TDH de 11 horas), com DQO do efluente abaixo de 50mg.L^{-1} . Santos (2011) avaliou o desempenho de processo anaeróbio, aeróbio e anóxico, utilizando dois reatores instalados em série, o primeiro compartimentado com duas câmaras, um filtro aerado submerso e preenchido com anéis de bambu e anéis de plástico de eletroduto conjugado, e o segundo, de fluxo ascendente com manta de lodo anóxico, tratando efluente de suinocultura, cujos resultados atingiram eficiência de remoção de matéria orgânica de aproximadamente 99%.

Os resultados de NTK e N-amon, referentes a Etapa 2, estão apresentados na forma de estatística descritiva e podem ser visualizados na Tabela 14.

Tabela 14 – Estatística descritiva dos resultados de NTK e N-amon do efluente do RCAALF na Etapa 2

Altura do reator (m)	NTK (mg.L^{-1})				
	Mín	Máx	Mediana	Média	DP
0,0	15,68	51,52	29,12	32,11	18,11
0,13	13,44	13,44	13,44	13,44	0,00
0,68	8,96	20,16	11,20	13,44	5,93
0,84	6,72	11,20	8,96	8,96	2,24
1,0	6,72	8,96	6,72	7,47	1,29
Altura do reator (m)	N-amon (mg.L^{-1})				
	Mín	Máx	Mediana	Média	DP
0,0	253,12	295,68	255,40	268,07	23,94
0,13	253,10	284,48	259,84	265,81	16,52
0,68	17,92	38,08	33,60	29,87	10,59
0,84	13,40	17,92	15,68	15,67	2,26

1,0 6,70 20,16 13,44 13,43 6,73

Legenda: Mín: valor mínimo; Máx: valor máximo; DP: desvio padrão

Quanto aos resultados de Nitrito, Nitrato e Fósforo Total, os mesmos podem ser visualizados na Tabela 15, a qual apresenta dados de valores mínimo, máximo, mediana, média e desvio padrão.

Tabela 15 – Estatística descritiva dos resultados de Nitrito, Nitrato e Fósforo Total do efluente do RCAALF na Etapa 2

Nitrito (mg.L⁻¹)					
Altura do reator (m)	Mín	Máx	Mediana	Média	DP
0,0	0,043	0,114	0,045	0,067	0,040
0,13	0,071	0,111	0,104	0,095	0,021
0,68	0,006	0,008	0,007	0,007	0,001
0,84	0,004	0,008	0,005	0,006	0,002
1,0	0,007	0,015	0,012	0,011	0,004
Nitrato (mg.L⁻¹)					
Altura do reator (m)	Mín	Máx	Mediana	Média	DP
0,0	1,24	3,12	2,99	2,45	1,05
0,13	1,54	2,38	2,36	2,09	0,48
0,68	4,15	8,71	4,30	5,72	2,59
0,84	7,05	10,30	9,22	8,86	1,66
1,0	7,58	11,00	8,20	8,93	1,82
Fósforo Total (mg.L⁻¹)					
Altura do reator (m)	Mín	Máx	Mediana	Média	DP
0,0	127,00	143,00	135,00	135,00	8,00
0,13	126,00	129,00	128,00	127,67	1,53
0,68	136,00	140,00	136,00	137,33	2,31
0,84	129,00	136,00	130,00	131,67	3,79
1,0	136,00	173,00	138,00	149,00	20,81

Legenda: Mín: valor mínimo; Máx: valor máximo; DP: desvio padrão

As concentrações médias de NTK e N-amon foram de $7,47 \pm 1,29$ mg.L⁻¹ e $13,43 \pm 6,73$ mg.L⁻¹, apresentando eficiências médias de remoção de 71% e 95%, respectivamente. Araújo Jr (2006), ao avaliar o desempenho de um reator combinado anaeróbio-aeróbio vertical de leito fixo para o tratamento de água residuária de indústria produtora de lisina, constatou que a melhor condição

operacional na qual foi submetido o reator, foi com TDH de 35 h e razão de recirculação igual a 3,5, apresentando eficiência de 94% na remoção de NTK.

Para essa etapa analisada, as concentrações de NTK apresentadas (Figura 22) são inferiores aos dados obtidos na primeira etapa de recirculação. Associada às altas concentrações de N-amon observadas, têm-se que a maior parte do nitrogênio presente no sistema se encontra na forma de N-amon, e não nitrogênio orgânico.

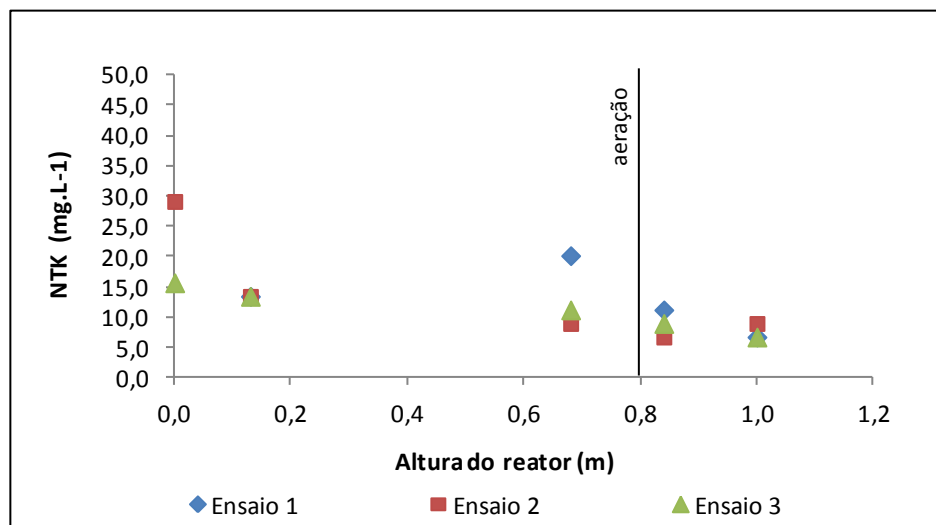


Figura 22 – Variação nas concentrações de NTK ao longo da altura do RCAALF durante a Etapa 2

Comparando-se as concentrações de N-amon obtidas nessa etapa 2 com o máximo exigido pela Resolução CONAMA 430/2011 para esse parâmetro, nota-se que os valores do efluente nos três perfis analisados acordaram com o previsto pela lei (Figura 23), apresentando uma média de $13,43 \pm 6,73 \text{ mg.L}^{-1}$. Gatti (2013) obteve eficiências semelhantes em relação ao N-amon, sendo 96% para o TDH de 22 h, 95% para o TDH de 16 h e 93% para o TDH de 10 h. Kreutz (2012), ao incluir o processo de recirculação (utilizando razão de recirculação igual a 0,5) em seu estudo no RAALF, obteve melhora no processo de conversão do nitrogênio amoniacal, com eficiência de 50%.

Para a conversão do nitrogênio amoniacal é requerida pelo sistema significativa quantidade de oxigênio dissolvido, bem como de alcalinidade. Ao confrontar as informações apresentadas nas figuras 18, 16 e 23, a diminuição nas concentrações de alcalinidade, somada à presença de OD em quantidades

superiores a 2 mg.L^{-1} e à diminuição nos níveis de N-amon, indicam que as condições para a ocorrência do processo de conversão dos íons amônia em nitrito e nitrato, foram garantidas.

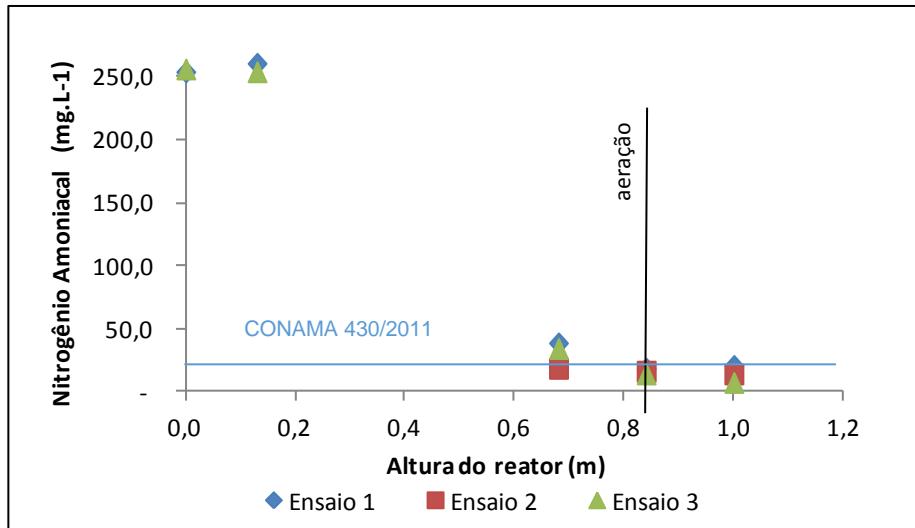


Figura 23 – Variação nas concentrações de N-AMON ao longo da altura do RCAALF durante a Etapa 2

As concentrações de nitrito variaram de $0,007 \text{ mg.L}^{-1}$ a $0,015 \text{ mg.L}^{-1}$ no efluente tratado (Figura 24), apresentando média de $0,011 \pm 0,004 \text{ mg.L}^{-1}$ e eficiência de conversão de 77,5%. Em relação ao nitrato, foram obtidos valores mínimo de $7,58 \text{ mg.L}^{-1}$ e máximo de $11,00 \text{ mg.L}^{-1}$, sendo que, para os três perfis analisados, as concentrações de nitrato na saída se apresentaram maiores do que no efluente bruto (Figura 25), indicando a ocorrência do processo de nitrificação. Tal comportamento também foi verificado por Belini (2012) em seu trabalho com um RCAALF, tratando efluente de abatedouro bovino, avaliando os TDH's de 24, 18 e 14 horas. A autora observou o aumento nos valores de nitrato ao longo da altura do reator, principalmente após a câmara de aeração.

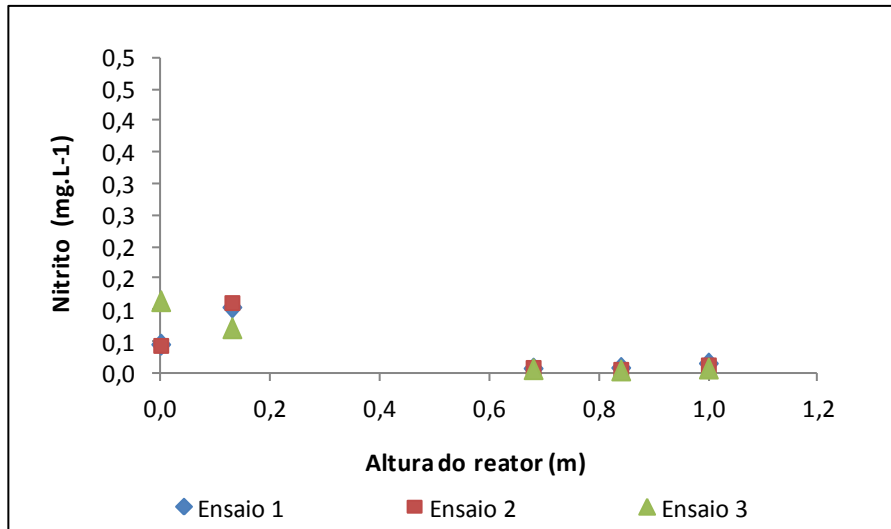


Figura 24 – Variação nas concentrações de Nitrito ao longo da altura do RCAALF durante a Etapa 2

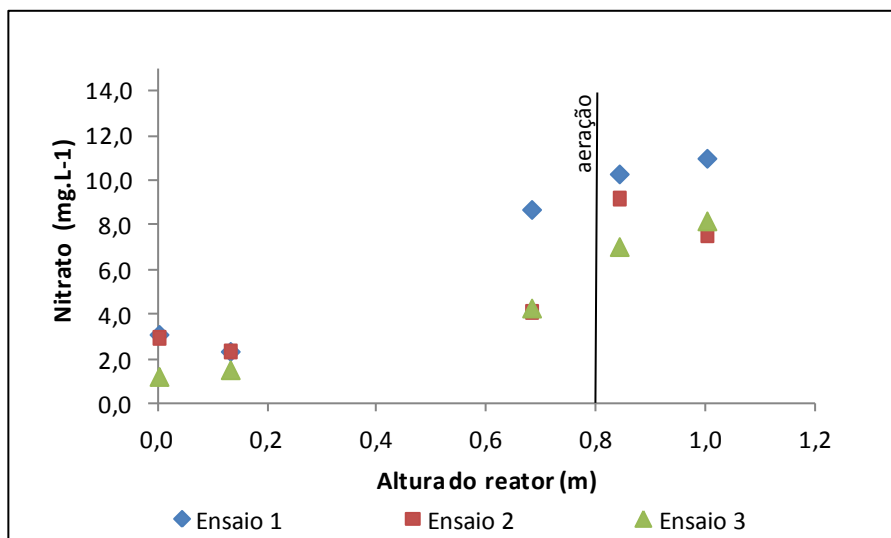


Figura 25 – Variação nas concentrações de Nittrato ao longo da altura do RCAALF durante a Etapa 2

Sob condições anóxicas, os micro-organismos heterotróficos podem utilizar o nitrato como aceptor de elétrons em substituição ao oxigênio, constituindo o processo de desnitrificação. Para as condições estabelecidas, a fim de avaliar o processo de desnitrificação no sistema, foram calculadas as eficiências do processo, para a Etapa 2, conforme observado na Tabela 16.

Tabela 16 – Resumo das eficiências de desnitrificação do RCAALF durante a Etapa 2

Desnitrificação	Segunda Etapa
	R=1,5
Eficiência Teórica (%)	40
Eficiência Real (%)	67
Remoção de NTK (%)	71
Remoção de Nt (%)	92

Para esta etapa, a eficiência real de desnitrificação também foi superior à teórica, porém foi inferior à eficiência observada na Etapa 1. Tal fator pode se encontrar associado ao aumento na velocidade ascensional dentro do reator, ocasionado pelo aumento na razão de recirculação. Em termos de Nt, foi verificada uma boa eficiência de remoção, com valor de 92%. Pontes (2009), ao calcular as eficiências do processo de desnitrificação de um reator combinado anaeróbio-aeróbio, tratando efluente de abatedouro de aves, para duas etapas de recirculação distintas (R=0,5 e R=1,5); obteve melhores eficiências na segunda etapa, com valores de 60% para eficiência teórica e 89% para a eficiência real.

A presença de recirculação é imprescindível para a ocorrência da desnitrificação. Gatti (2013), ao verificar inibição no processo de desnitrificação de seu RCAALF, associou tal resultado a um possível comprometimento de recirculação no sistema, considerando que bactérias desnitrificantes necessitam de uma fonte externa de carbono para realizar a degradação do nitrito e nitrato.

Analogamente a Etapa 1, a remoção de fósforo foi considerada baixa (Figura 26), com concentrações mínima de 136,00 mg,L⁻¹ e máxima de 173,00 mg,L⁻¹ no tratado e eficiência de 1,17%. Tal fator pode estar associado à presença de concentrações mais altas de oxigênio dissolvido e temperatura, onde, de acordo com Sperling (2002) pode ocorrer a introdução de oxigênio na zona anóxica, (causando diminuição na eficiência de desnitrificação), e a introdução de nitrato na zona anaeróbia, conseqüentemente interferindo no desempenho da remoção biológica de fósforo.

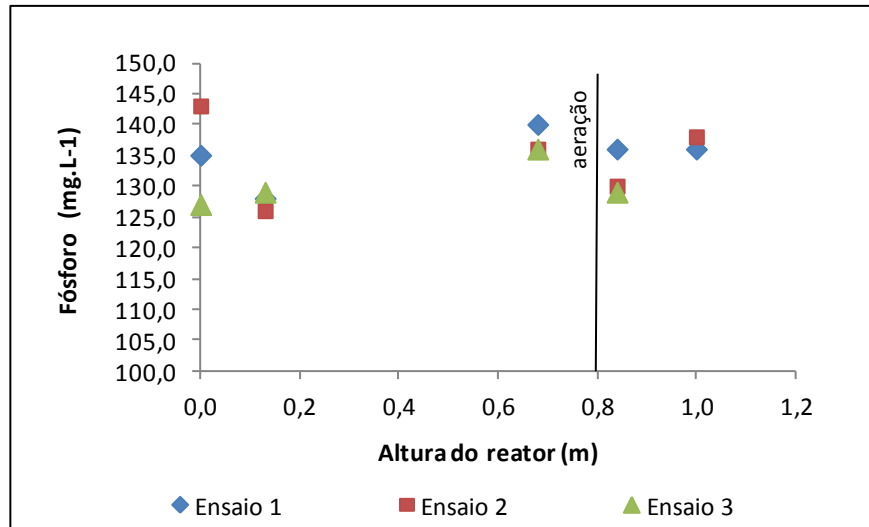


Figura 26 – Variação nas concentrações de Fósforo Total ao longo da altura do RCAALF durante a Etapa 2

Belini (2012) obteve em seu trabalho eficiências e concentrações médias de fósforo de 47,5% e 0,18 mgPO₄-L⁻¹ para o TDH de 24 h; 69,1% e 0,4 mgPO₄-L⁻¹ para o TDH de 18 h; e de 33,6% e 0,07 mgPO₄-L⁻¹ para o TDH de 14 h. De acordo com a autora, as baixas eficiências na remoção de fósforo para os TDHs de 24 h e 14 h podem ser justificadas pelas baixas temperaturas e concentração de OD presente no meio.

5.4 DETERMINAÇÃO DOS PARÂMETROS CINÉTICOS

5.4.1 Parâmetros Cinéticos de Remoção de Matéria Orgânica

As curvas de decaimento da matéria orgânica, em termos de DQO filtrada, ao longo do tempo, obtidas experimentalmente nas Etapas 1 e 2, com o ajuste ao modelo de cinética de ordem zero, são apresentadas na Figura 27.

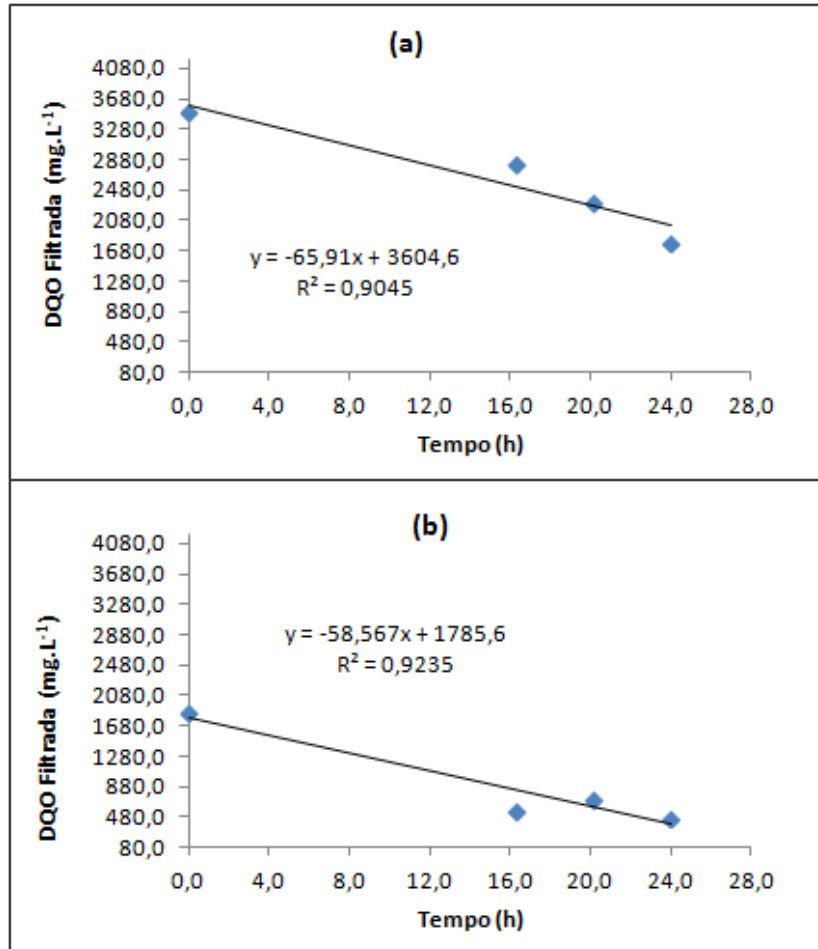


Figura 27 – Curva de decaimento de matéria orgânica ao longo tempo ajustada ao modelo de ordem zero: (a) Etapa 1; (b) Etapa 2

As curvas de decaimento da matéria orgânica, em termos de DQO filtrada, ao longo do tempo, obtidas experimentalmente nas Etapas 1 e 2, com o ajuste ao modelo de cinética de primeira ordem, são apresentadas na Figura 28.

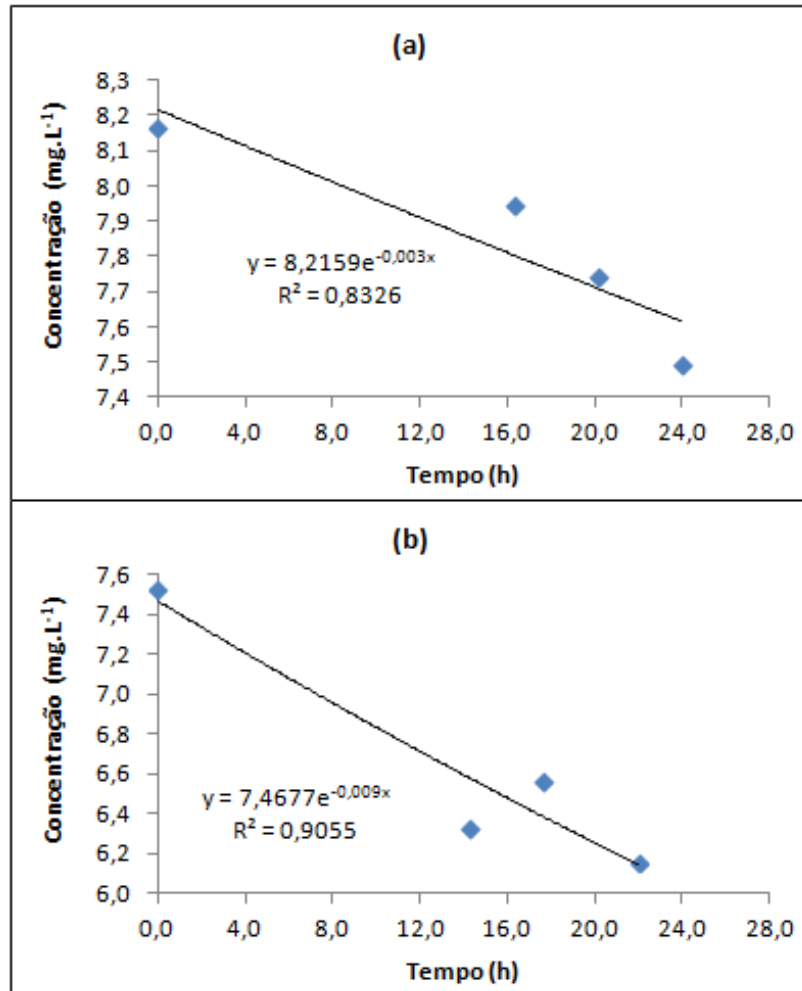


Figura 28 – Curva de decaimento de matéria orgânica ao longo tempo ajustada ao modelo de primeira ordem: (a) Etapa 1; (b) Etapa 2

O resumo dos parâmetros cinéticos de degradação de matéria orgânica, em termos de DQO filtrada, é apresentado na Tabela 17.

Tabela 17 – Resumo dos parâmetros cinéticos de degradação de matéria orgânica obtidos com ajuste dos modelos de ordem zero e primeira ordem

Parâmetros cinéticos	Etapa 1		Etapa 2	
	Ordem zero	Primeira Ordem	Ordem zero	Primeira Ordem
k (h ⁻¹)	65,91	0,003	58,56	0,009
C_o (mg.L ⁻¹)	3604,60	8,22	1785,60	7,47
r^2	0,9045	0,8326	0,9235	0,9055

Para a Etapa 1, o modelo que melhor se ajustou aos dados apresentados foi o modelo de ordem zero, com um coeficiente de determinação igual a 0,9045. Similarmente, na Etapa 2, o modelo de ordem zero também apresentou-se mais adequado ao ajuste dos dados, com um $k = 58,56$ e $R^2 = 0,9235$. A partir de tais resultados atende-se a premissa de que a concentração do substrato não interfere na velocidade de degradação.

Diferentemente do observado para a realidade deste trabalho, Fazolo (2003) e Gatti (2012) tiveram seus dados de constante cinética ajustados ao modelo de primeira ordem. O primeiro autor ao avaliar parâmetros cinéticos e transferência de massa de um reator radial de leito fixo, em escala piloto, com biomassa imobilizada em espuma de poliuretano, no tratamento de esgoto sanitário; encontrou valores da constante cinética de remoção de matéria orgânica que variaram de $1,58 \text{ h}^{-1}$ a $2,78 \text{ h}^{-1}$, enquanto que o segundo autor, analisando o comportamento de um RAALF, obteve valores de (k) de $0,133 \text{ h}^{-1}$, $0,158 \text{ h}^{-1}$ e $0,156 \text{ h}^{-1}$ para o TDH de 22, 16 e 10 h, com r^2 de 0,9544, 0,9211 e 0,7262, respectivamente.

Kreutz et al. (2014), ao verificarem as constantes cinéticas de remoção de matéria orgânica em um RCAALF, tratando efluente de abatedouro bovino, observaram que o modelo de primeira ordem indicou bom ajuste, e descreveu adequadamente a cinética para o THD de 11 horas, com um r^2 igual a 0,9734 e 0,9591 para as duas etapas analisadas, respectivamente.

Na literatura são mais comumente encontrados trabalhos em que os dados de DQO filtrada melhor se ajustam ao modelo de primeira ordem. Porém, é importante observar que, conforme defendido por Fia (2009), as constantes de reação tendem a apresentar grandes variações, em função dos diferentes tipos de tratamento analisados, das configurações, das características do efluente e ainda, dos modelos ajustados.

5.4.2 Parâmetros Cinéticos de Remoção de Matéria Nitrogenada

As curvas de decaimento de nitrogênio amoniacal ao longo do tempo, obtidas experimentalmente nas Etapas 1 e 2, com o ajuste aos modelos de cinética

de ordem zero e primeira ordem, estão apresentadas nas Figura 29 e 30, respectivamente.

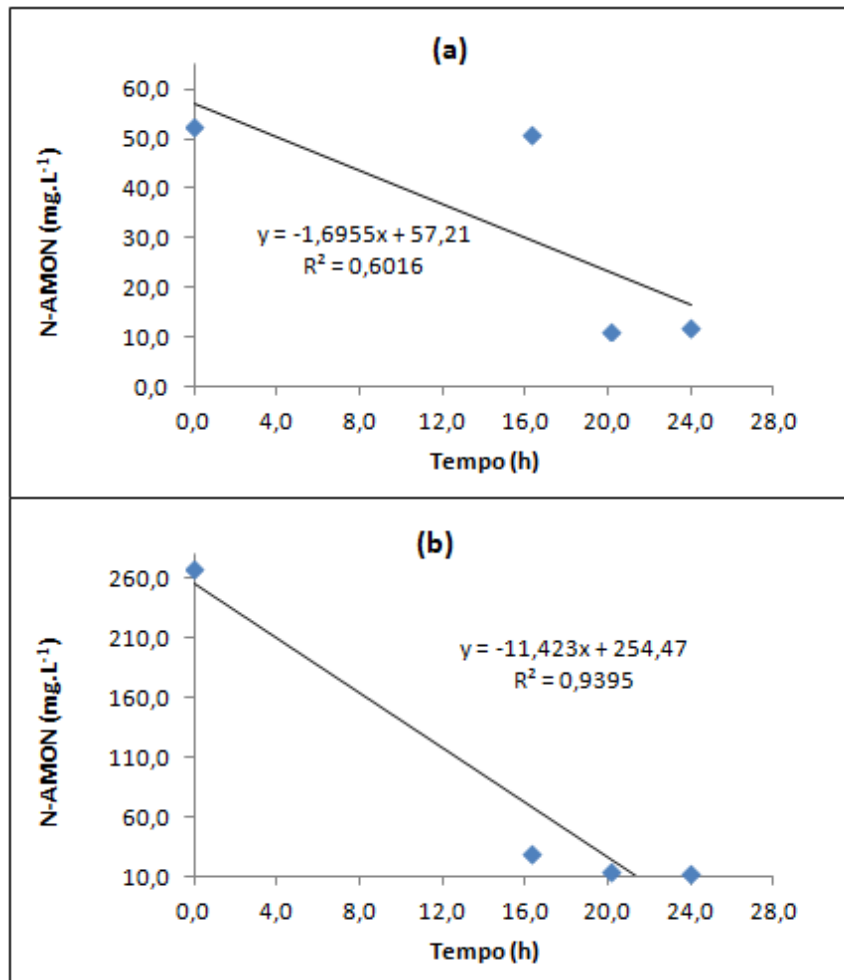


Figura 29 – Curva de decaimento de N-amon ao longo tempo ajustada ao modelo de ordem zero: (a) Etapa 1; (b) Etapa 2

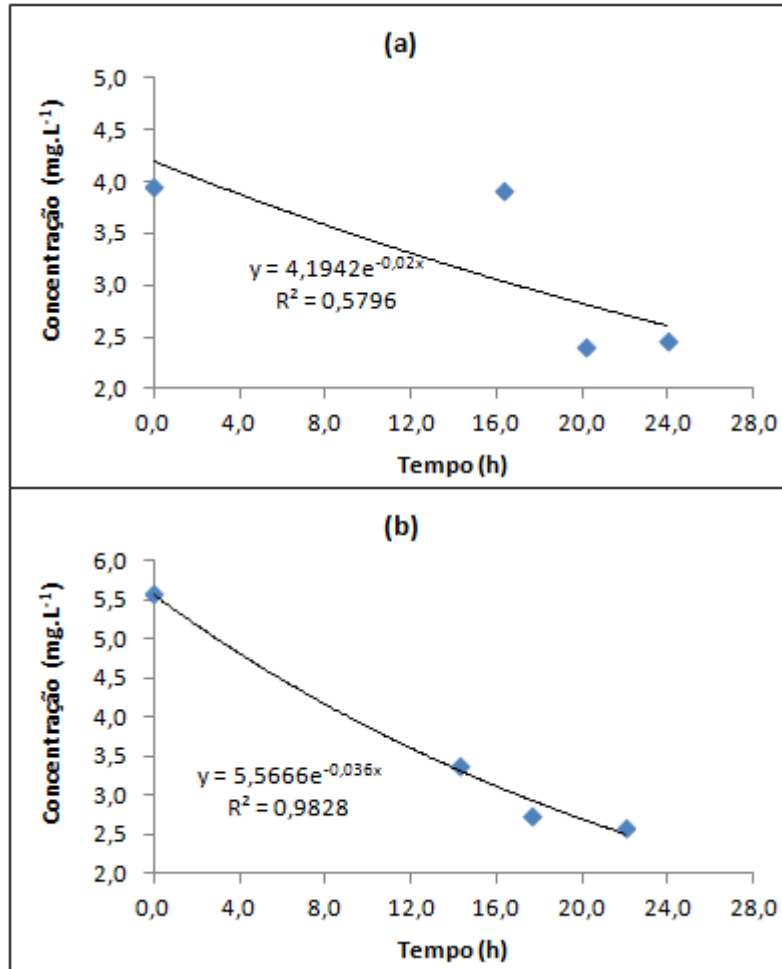


Figura 30 – Curva de decaimento de N-amon ao longo tempo ajustada ao modelo de primeira ordem: (a) Etapa 1; (b) Etapa 2

O resumo dos parâmetros cinéticos de degradação de nitrogênio amoniacal é apresentado na Tabela 18.

Tabela 18 – Resumo dos parâmetros cinéticos de degradação de N-amon obtidos com ajuste dos modelos de ordem zero e primeira ordem

Parâmetros cinéticos	Etapa 1		Etapa 1I	
	Ordem zero	Primeira Ordem	Ordem zero	Primeira Ordem
k (h ⁻¹)	1,70	0,02	11,42	0,04
C_0 (mg.L ⁻¹)	57,21	4,19	254,47	5,57
r^2	0,60	0,58	0,94	0,98

Os parâmetros cinéticos de degradação de matéria nitrogenada apresentaram comportamento diferente em relação aos de degradação de matéria orgânica. O maior valor de k obtido foi na Etapa 2, com um valor de $11,423 \text{ h}^{-1}$. Para essa fase avaliada, o modelo em que melhor se ajustaram os dados foi o de primeira ordem, com um r^2 igual a 0,9828. Em relação à recirculação nula, notou-se que, para ambos os modelos verificados, os valores do coeficiente de determinação foram baixos (0,6 e 0,58, respectivamente), não traduzindo as verdadeiras condições de degradação do N-amon. Dessa forma, através do uso de outros modelos, pode-se identificar a qual melhor se ajustam os dados de N-amon.

A diferença apresentada entre os modelos de degradação de matéria orgânica e nitrogenada pode ocorrer em função de diversos parâmetros, dentre eles como pH do meio, alcalinidade, OD, ácidos voláteis e temperatura; visto que a alteração nas concentrações dos mesmos influi diretamente na ação microbiológica e conseqüentemente na velocidade das reações bioquímicas.

Gatti (2013), também observou em sua pesquisa a cinética de degradação de matéria nitrogenada, e de acordo com seus resultados, em termos de nitrogênio amoniacal, o modelo que melhor se ajustou foi o de ordem zero, com valores de R^2 igual a 0,985, 0,9345, 0,9616 para os TDH's 22, 16 e 10, respectivamente.

5.5 AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DO BIOCARVÃO

Na Tabela 19 se encontra disposto um resumo comparativo de trabalhos, em que são apresentados o meio suporte, o TDH (que apresentou melhor eficiências), tipo de efluente tratado, e as eficiências na remoção de DQO e nitrogênio.

Considerando as análises realizadas neste trabalho, foram obtidas boas remoções em termos de NTK, N-amon e nitrito (71%, 95% e 77,5%, respectivamente). Condições como pH, alcalinidade, OD foram atendidas ao longo da altura do reator, de forma a garantir a ocorrência dos processos microbiológicos.

Tabela 19 – Comparativo da eficiência do biocarvão com dados da literatura

Autor(es)	Configuração do reator	TDH (h)	Tipo de efluente	Meio suporte	Remoção de DQO	Remoção de N
Estudo atual	Reator combinado anaeróbio-aeróbio	24	Abatedouro bovino	Biocarvão da casca do coco	71%	71%
Araújo Jr (2006)	Reator combinado anaeróbio-aeróbio	35	Indústria produtora de lisina	Argila expandida e espuma de poliuretano	97%	94%
Oliveira Neto (2007)	Reator anaeróbio-aeróbio	11	Esgoto Sanitário	Argila expandida e espuma de poliuretano	90%	95%
Pontes (2009)	Reator combinado anaeróbio-aeróbio	6,7	Abatedouro avícola	Argila expandida e espuma de poliuretano	90%	44%
Kreutz (2012)	Reator combinado anaeróbio-aeróbio	11	Abatedouro bovino	Espuma de poliuretano e argila expandida	59%	16%
Gatti (2013)	Reator combinado anaeróbio-aeróbio	10	Abatedouro bovino	<i>Luffa cylindrica</i> e espuma de poliuretano	98%	95%
Ferro (2015)	Reator combinado anaeróbio-aeróbio	24	Abatedouro bovino	Espuma de poliuretano envolta em polipropileno	56%	95%

As eficiências obtidas equiparam-se a de trabalhos na mesma linha de pesquisa, como os de Kreutz (2012), Belini (2012) e Gatti (2013), que também utilizaram reatores combinados anaeróbio-aeróbio de leito fixo. A primeira autora utilizou argila expandida e matrizes cúbicas de espuma de poliuretano como meios suportes, e obteve bons resultados em termos de remoção de matéria orgânica, com eficiências de remoção de DQO bruta, DQO filtrada, ST, SST e N-amon de 59, 60, 56, 76 e 16%, respectivamente.

Belini (2012) também avaliou o sistema utilizando como suporte à biomassa, espuma de poliuretano e argila expandida, obtendo como melhores eficiências, os valores de 83,9% para DQO bruta e 83,3% para DQO filtrada (TDH de 18 horas), 37,1% e 54,5% para os parâmetros de NTK e N-amon no TDH de 18 horas. E terceiro autor (Gatti, 2013), analisou em seu trabalho o uso de espuma de poliuretano e *Luffa cylindrica*, como meios suportes, apresentando as melhores eficiências de remoção de matéria orgânica no TDH de 10 horas.

Desta forma, pode-se constatar que o biocarvão apresenta-se como boa opção de meio suporte à formação de biofilme. No entanto, para maiores comprovações acerca da capacidade do mesmo como meio suporte, são necessárias pesquisas complementares, avaliando o comportamento de sistema frente a outros tempos de detenção hidráulicos, conjuntamente com a análise do comportamento hidrodinâmico, utilizando-se diferentes tipos de traçadores.

6 CONCLUSÃO

Na caracterização do substrato, em termos de Sólidos Totais e Sólidos Suspensos Totais, foram observados valores médios de $2083,67 \pm 906,85 \text{ mg.L}^{-1}$ e $757,5 \pm 437,23 \text{ mg.L}^{-1}$ respectivamente. As concentrações de DQO bruta e filtrada atingiram valores médios de $3633,83 \pm 1009,49 \text{ mg.L}^{-1}$ e $2678,83 \pm 1035,17 \text{ mg.L}^{-1}$. Em relação às concentrações de NTK e N-amon nas amostras brutas, foram obtidas médias de $96,69 \pm 86,48 \text{ mg.L}^{-1}$ e $160,16 \pm 119,18 \text{ mg.L}^{-1}$, respectivamente. Para o parâmetro fósforo total, o afluente apresentou uma média de concentrações de $102,7 \pm 57,2 \text{ mg.L}^{-1}$, com variações de $3,3 \text{ mg.L}^{-1}$ a 144 mg.L^{-1} .

Na Etapa 1 foram obtidas eficiências médias para os parâmetros de ST, SST, DQO bruta e filtrada de 53%, 95%, 48% e 46%, respectivamente. Para a Etapa 2, observou-se as eficiências de 29%, 93%, 80% e 71%, respectivamente. Em termos de remoção de matéria orgânica, a Etapa 2 que representa $R=1,5$, apresentou melhor desempenho.

As eficiências médias de remoção de NTK, Nitrogênio Amoniacal do efluente do RCAALF foram de 70% e 77% na Etapa 1 e 71% e 95% para a Etapa 2. Nas duas condições analisadas as concentrações de N-amon presentes no efluente tratado apresentaram-se menores do que o valor máximo permitido pela Resolução CONAMA 430/2011. Foram observadas concentrações médias no efluente tratado para os parâmetros nitrito e nitrato, de $0,0910 \text{ mg.L}^{-1}$ e $5,820 \text{ mg.L}^{-1}$ na Etapa I, e $0,011 \text{ mg.L}^{-1}$ e $8,927 \text{ mg.L}^{-1}$ na Etapa 2.

Em relação ao fósforo as eficiências e concentrações médias do efluente final foram de 25% e $87 \text{ mgPO}_4^{3-} \cdot \text{L}^{-1}$ na Etapa 1 e de 1,17% e $155,5 \text{ mgPO}_4^{3-} \cdot \text{L}^{-1}$ na Etapa 2.

O modelo cinético de degradação que melhor se ajustou aos dados de remoção de matéria orgânica para as duas etapas analisadas foi o de ordem zero, respectivamente, Quanto à cinética de remoção de nitrogênio, quando analisada a recirculação nula, nenhum dos modelos expressou as reais condições de remoção de N-amon. Quando analisada a razão de recirculação $R=1,5$ o modelo que melhor se ajustou foi o de primeira ordem, cujos valores de constante cinética de degradação (k) obtidos foram de $65,91 \text{ h}^{-1}$ e $58,57 \text{ h}^{-1}$, com r^2 de 0,9045 e 0,9235, apresentando k de $5,56 \text{ h}^{-1}$ com r^2 de 0,9828.

Ao realizar comparação com outros estudos que fazem uso de distintos meios suporte, pode-se observar que o biocarvão se apresenta como boa opção para uso como meio suporte à biomassa.

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.

AZEVEDO, B. S. M.; RIZZO, A. C. L.; FERREIRA LEITE, S. G.; SOBRAL, L. G. S.; REICHWALD, D.; WALCHAN, G. M. **Utilização da fibra da casca de coco verde como suporte para a formação de biofilme visando o tratamento de efluentes**. CETEM/MCT. Rio de Janeiro. 2008. Disponível em: < http://www.cetem.gov.br/publicacao/series_sta/sta-51.pdf >. Acesso em: 01 mai. 2015.

BELINI, A. D. **Avaliação do comportamento de um reator anaeróbio aeróbio de leito fixo submetido à variação de carga hidráulica tratando efluente de abatedouro bovino**. Trabalho de conclusão de curso. Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Campo Mourão. 2012.

BITTON, G. **Wastewater microbiology**. 3. ed. Florida: John Wiley & Sons. 2005.

BORGES, F. M.; SILVA, F. P.; CARVALHO, M. C.; GUALBERTO FILHO, A. **Desenvolvimento de uma unidade produtiva de carvão ativado**. ENEGEP. XXIII Encontro Nacional de Engenharia de Produção. Ouro Preto. outubro de 2003.

BRAILE, P. M.; CAVALCANTI, J. E. W. A. **Manual de Tratamento de Águas Residuárias Industriais**. São Paulo: Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental – CETESB, 1993.

BRASIL. Resolução CONAMA nº 430. de 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**. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646> >. Acesso em: 18 mar. 2015.

BRASIL. Resolução CONAMA 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 as condições e padrões de lançamento de efluentes. e dá outras providências. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>>. Acesso em: 21 abr. 2015.

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

CEMA. Resolução CEMA nº 070 de 11 de agosto de 2009. **Dispõe sobre o licenciamento ambiental, estabelece condições e critérios e dá outras providências, para empreendimentos industriais.** Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>>. Acesso em: 25 nov. 2015.

CHEN, S.; LING, J.; BLANCHETON, J.P. Nitrification kinetics of biofilm as affected by water quality factors. **Aquacultural engineering.** v.34. p.179-197. 2006.

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

CHERNICHARO, C. A. L. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias: Reatores Anaeróbios.** 2. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, 2007.

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.

DAUMER, M. L.; BÉLINE, F.; GUIZIOU, F. ; SPERANDIO, M. Effect of Nitrification on Phosphorus dissolving in a Piggery Effluent treated by a Sequencing Batch Reactor. **Biosystems Engineering.** v. 96. n. 4. p. 551-557. 2007.

DEVENS, K. U. **Estudo Cinético Da Remoção De Zinco De Água Residuária De Suinocultura Utilizando Biochar.** 2015. 48f. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Ambiental) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Campo Mourão, 2015.

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

DRINKWATER, L. E.; SNAPP, S. S. **Nutrientes in agroecosystems: rethinking the panagement paradigm**. Michigan State University. East Lansing. Michigan. 2007. Disponível em:< <https://www.kbs.msu.edu/images/stories/docs/snapp/nutrientinagroecosystemsrethinkingthemanagementparadigm.pdf>>. Acesso em: 01 mai. 2015.

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

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

FAZOLO, A. **Determinação de parâmetros cinéticos e de transferência de massa em reator radial aeróbio-anóxico alimentado com esgoto sanitário tratado em reator anaeróbio**. 2003. 198 f. Tese (Doutorado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 2003, São Carlos, 2003.

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.

FIA, F. R. L. **Modelos de remoção de matéria orgânica e nutrientes de águas residuárias da suinocultura em sistemas alagados construídos**. 2009. 146f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola)-Universidade Federal de Viçosa. Viçosa. 2009.

FREITAS, D. C. **Estudo do comportamento hidrodinâmico de reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo tratando efluente bovino**. 2013. 50 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Ambiental) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Campo Mourão, 2013.

GERARDI, M.H. **Wastewater Bacteria**. Williamsport. Pennsylvania: A John Wiley & Sons. Inc.. 2006.

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

KAUFMAN, M. K.; MAJCHEREK, H.; KLACZYNSKI, E. Factors affecting the biological nitrogen removal from wastewater. **Process Biochemistry Journal.** Poland, 2006.

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

KREUTZ, C.; PASSIG, F. H.; CARVALHO, K. Q.; MEES, J. B. R. GOMES, S. D. Performance of an anaerobic aerobic reactor and kinetic study of organic matter removal of cattle slaughterhouse effluent. **Revista Engenharia Agrícola.** V.34, n.2. Jaboticabal, 2014.

LETTINGA, G.; HULSHOF POL, L. W.; ZEEMAN, G. **Biological wastewater treatment: anaerobic wastewater treatment.** Wageningen Agricultural University, 1996.

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

LEVENSPIEL, O. **Engenharia das Reações Químicas.** 3 ed. São Paulo: Edgard Blücher Ltda. 2000.

LI, X.-B.; ZHAO, G.-R.; YUAN, Y.-J.. A strategy of phosphorus feeding for repeated fed-batch fermentation of penicillin G. **Biochemical Engineering Journal.** [s.l.]. p. 53-8. 2005.

LIMA, A. B. B. V. **Pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio em sistema sequencial constituído de ozonização em processo biológico aeróbio.** 2006. 99 f. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento). Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo. São Carlos. 2006.

MAURER, M.; BOLLER, M. Modelling of phosphorus precipitation in wastewater treatment plants with enhanced biological phosphorus removal. **Water Science and Technology.** Vol 39 No 1 pp 147–163. 1999.

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

OLIVEIRA NETTO, A. P. **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.

PACHECO, J. V. F; YAMANAKA, H. 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 Anaeróbio Anóxico de Leito Fixo (RAALF) aplicado ao pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio**. 2011. 173f. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo. São Carlos. 2011.

PICKBRENNER, K. **Uso de reator sequencial em batelada (RSB) para pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio**. 2002. 208 f. Dissertação (Mestrado) - Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental. da Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 2002.

PINHEIRO, D. M. **Influência da velocidade de recirculação no tratamento anaeróbio de esgoto sintético em biorreator operado em batelada sequencial contendo biomassa granulada**. São Caetano do Sul. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia Mauá. Instituto Mauá de Tecnologia. 2006.

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.

RAJESHWARI, K. V.; BALAKRISHNAN, M.; KANSAL, A.; LATA, K.; KISHORE, V. V. N. State of the art of anaerobic digestion technology for industrial wastewater treatment. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**. New Delhi, India. 2000.

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.

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, W. R. B. **Remoção de nitrogênio ou fósforo presente em efluentes agroindustriais pela precipitação de estruvita**. 2011. 89 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Processos). Universidade Federal de Santa Maria. Santa Maria. 2011.

SECRETARIA NACIONAL DE ESGOTAMENTO SANITÁRIO. **Esgotamento sanitário: qualidade da água e controle da poluição**. Guia do profissional em treinamento: nível 2. Salvador: ReCESA, 87 p. 2008.

SILVA, O. A. L. **Remoção de 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.

SOUZA, M. E. Fatores que influenciam na digestão anaeróbia. **Revista DAE**. Vol. 44. Viçosa, Minas Gerais. Junho, 1984.

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

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. 148 f. Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Santa Catarina – Florianópolis. 2006.

TEIXEIRA, S. M. V.; SOBRINHO, P. A. Digestão aeróbia de lodo de esgoto doméstico. **Revista DAE**. Edição nº 125. 2007.

WIESMANN, U.; CHOI, I.S.; DOMBROWSKI, E. M. **Fundamentals of Biological Wastewater Treatment**. 1º edição. Wiley-VCH Verlag GmG & Co. KGaA. Weinheim. 2007.