

UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ

ARUANI LETÍCIA DA SILVA TOMOTO

**AVALIAÇÃO DE DESEMPENHO DE REATOR COMBINADO
ANAERÓBIO-AERÓBIO NO TRATAMENTO DE ÁGUA RESIDUÁRIA
PROVENIENTE DE ABATEDOURO DE AVES**

CAMPO MOURÃO

2017

ARUANI LETÍCIA DA SILVA TOMOTO

**AVALIAÇÃO DE DESEMPENHO DE REATOR COMBINADO
ANAERÓBIO-AERÓBIO NO TRATAMENTO DE ÁGUA RESIDUÁRIA
PROVENIENTE DE ABATEDOURO DE AVES**

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

Orientador: Prof.^a Dr^a. Cristiane Kreutz

Co-orientador: Prof. Dr. Eudes Arantes

CAMPO MOURÃO

2017



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



TERMO DE APROVAÇÃO

Avaliação de desempenho de reator combinado anaeróbio-aeróbio no tratamento de água residuária proveniente de abatedouro de aves

por

Aruani Letícia da Silva Tomoto

Este Trabalho de Conclusão de Curso foi apresentado em 28 de novembro de 2017 como requisito parcial para a obtenção do título de Bacharel em Engenharia Ambiental. O candidato foi arguido pela Banca Examinadora composta pelos professores abaixo assinados. Após deliberação, a banca examinadora considerou o trabalho APROVADO.

Prof. Dra. Cristiane Kreutz

Prof. Dr. Eudes José Arantes

Prof. Dra. Morgana Suszek Gonçalves

Prof. Dr. Marcos Antônio Piza

O Termo de Aprovação assinado encontra-se na coordenação do curso de Engenharia Ambiental.

Dedico esse trabalho de conclusão de curso,
aos meus pais, Yoshio Paulo Tomoto e Maria
da Silva Tomoto.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus, acima de tudo, por estar sempre presente na minha vida, nos momentos mais difíceis, me dando força para seguir os meus sonhos.

Aos meus pais, Yoshio Paulo e Maria do Socorro, pelo dom da vida, amor incondicional, dedicação e confiança que depositaram em mim. Obrigada por serem a luz dos meus dias, o meu porto seguro e a melhor parte de mim, dedico todas as minhas conquistas a vocês.

Aos meus irmãos Ângela e Fernando, que são meus companheiros e confidentes. Obrigada, por sempre estarem comigo, por todo o amor e carinho. Aos meus sobrinhos, Paulo, Lincoln e Miguel, vocês são a alegria da minha vida. Agradeço também a todos os meus familiares que me apoiaram e acreditaram que eu pudesse chegar até aqui.

Ao Fernando Freire, pelo amor, carinho e compreensão. Obrigada por me acompanhar, por me dar força, por sempre acreditar no meu potencial, por me ajudar a manter a fé em meus objetivos e sonhos.

A todos os professores da DAAMB, que contribuíram na minha vida acadêmica e pessoal. Agradeço em especial àqueles que me orientaram durante a graduação, sendo o professor Eudes José Arantes, Thiago Castro e Cristiane Kreutz, obrigada pela orientação, pelo conhecimento adquirido e pela confiança.

Aos meus amigos que ganhei durante a graduação, em especial ao Leandro Conti, Gabriel Bragion, Pedro Henrique Jandreice, Gleici Pérola, Rafael Carard, Amanda Medeiros, Guilherme Redondo, Gustavo Medeiros, Igor José e Rodrigo Ramos. Às minhas amigas que tive a oportunidade de morar junto durante a graduação, Raissa Amadeo, Laís Vernasqui, Ana Clara e Lorena Amaral, vocês são incríveis.

Aos meus amigos que tive a oportunidade de conhecer durante o intercâmbio, em especial aos que se tornaram minha segunda família, William Girundi, Hugo Leite, Fernanda Bastos e Julia Frozoni. Aos meus amigos de longa data, que estiveram todo esse tempo comigo, Marcos Fernando, Fabiane China, Vanessa Martins, Keila Hadama e Mariana Oliveira.

Enfim, agradeço a todos que torceram por mim e me ajudaram de alguma forma nessa etapa da minha formação profissional.

A todos, muito obrigada.

RESUMO

Na economia atual nacional o consumo de carne de frango exerce um papel importante, sendo uma das cadeias produtivas que mais se desenvolveu. No entanto, uma vez que o elevado número de empreendimentos, usualmente, lançam águas residuais diretamente nos cursos d'água, os mesmos são incapazes de diluir os efluentes devido ao elevado volume e características, tornando a água receptora imprópria ao equilíbrio dos ecossistemas aquáticos. Uma maneira de tratar a água residuária de abate de frango é utilizando o Reator Combinado Anaeróbio-Aeróbio de Leito Fixo (RCAALF), preenchido com matrizes cúbicas de poliuretano envoltas por estrutura rígida de polipropileno como meio suporte para imobilização da biomassa, o reator foi operado em escala de bancada com volume útil de 5,2 L, utilizando um Tempo de Detenção Hidráulica (TDH) de 22h em uma recirculação de 150%. Os resultados do desempenho do RCAALF durante o período de operação indicaram eficiências de remoção da matéria orgânica em termos de ST, SST, DQO bruta e filtrada de 93%, 97%, 98%, 98%, respectivamente. A remoção dos compostos nitrogenados em termos de NTK e N-amon, atingiu eficiência de 89% e 76%, tendo uma eficiência de desnitrificação em torno de 99%, porém, a remoção da matéria fosforada apresentou uma eficiência baixa de aproximadamente 7%. O modelo matemático do comportamento cinético da degradação da matéria orgânica e nitrogenada no RCAALF que melhor se ajustou foi o de ordem zero, tendo R^2 de 0,969 e 0,998, respectivamente.

PALAVRAS-CHAVE: compostos nitrogenados; remoção de matéria carbonácea; matéria fosforada; processo combinado; reator de leito fixo.

ABSTRACT

In the current national economy poultry farming is one of the most developed productive chains, it generates employment and has economic value and social importance. However, because of the large amount of wastewater discharge on rivers from the concentration of farming in a small, the rivers can't dilute the effluent compounds, causing pollution of soil, air and water. One way to treat wastewater from poultry farming is to use the combined anaerobic-aerobic reactor of fixed bed (RCAALF), and polyurethane matrices under a rigid structure polypropylene as support material for immobilization of the biomass, the reactor was operated on bench scale with a useful volume of 5,2L, Hydraulic Retention Time (HRT) OF 22Hh and with recirculation of 150%. The results of the RCAALF during the operation period indicate high efficiencies for the removal of the organic matter in terms of ST,SST, raw COD and filtered COD at an efficiency of 93%, 97%, 98%, 98%, respectively. The removal of the nitrogen compounds in terms of NTK and N-amon was of 89% and 76%, with a denitrification efficiency around 99%, but the removal of the phosphorous was low, with an efficiency around 7%. The mathematical model of kinetic behavior of organic and nitrogen matter degradation from RCAALF that best fit was zero order, which showed values equal of r^2 0,969 and 0,998, respectively.

KEY-WORDS: nitrogen matter; removal of carbonaceous; removal of phosphorus; combined process; fixed bed reactor.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Transformação do nitrogênio em processos biológicos.....	20
Figura 2 - Processo de nitrificação e desnitrificação.....	21
Figura 3 - Sequência metabólica e grupos microbianos envolvidos na digestão anaeróbia. 1,2: bactérias hidrolíticas fermentativas; 3: bactérias acetogênicas produtoras de hidrogênio; 5: bactérias metanogênicas utilizadoras de hidrogênio e 6: bactérias metanogênicas acetoclásticas.....	24
Figura 4 - Desenho esquemático do projeto do reator combinado anaeróbio-aeróbio de leito fixo.....	29
Figura 5 - Materiais suporte utilizados no experimento: 1) Matrizes cúbicas de espuma de poliuretano envoltas por uma estrutura rígida de polipropileno; 2) Estrutura rígida de polipropileno; 3) Espuma de poliuretano.....	30
Figura 6 - Variação da temperatura ao longo da altura do RCAALF durante o período de operação.....	37
Figura 7 - Variação nas concentrações de pH ao longo da altura do RCAALF durante o período de operação.....	38
Figura 8 - Variações nas concentrações de AB ao longo da altura do RCAALF durante o período de operação.....	40
Figura 9 - Variações nas concentrações de AV ao longo da altura do RCAALF durante o período de operação.....	40
Figura 10 - Variação da concentração de NTK ao longo da altura do RCAALF durante o período de operação.....	42
Figura 11 - Variação da concentração de N-amon ao longo da altura do RCAALF durante o período de operação.....	42
Figura 12 - Variação nas concentrações de Nitrito ao longo da altura do RCAALF durante o período de operação.....	44
Figura 13 - Variação nas concentrações de Nitrato ao longo da altura do RCAALF durante o período de operação.....	44
Figura 14 - Variação nas concentrações de ST ao longo da altura do RCAALF durante o período de operação.....	47
Figura 15 - Variação nas concentrações de SST ao longo da altura do RCAALF durante o período de operação.....	48
Figura 16 - Variação da DQO bruta ao longo da altura do RCAALF durante o período de operação.....	49
Figura 17 - Variação da DQO filtrada ao longo da altura do RCAALF durante o período de operação.....	49
Figura 18 - Variação do fósforo ao longo da altura do RCAALF durante o período de operação.....	51
Figura 19 - Curva de decaimento de matéria orgânica ao longo tempo ajustada ao modelo de ordem zero.....	52
Figura 20 - Curva de decaimento de matéria orgânica ao longo tempo ajustada ao modelo de primeira ordem.....	52
Figura 21 - Curva de decaimento de matéria nitrogenada ao longo tempo ajustada ao modelo de ordem zero.....	54
Figura 22 - Curva de decaimento de matéria nitrogenada ao longo tempo ajustada ao modelo de primeira zero.....	54

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Condições operacionais as quais o RCAALF foi submetido	31
Tabela 2 – Parâmetros físico-químicos analisados e metodologia empregada na avaliação do desempenho do RCAALF	32
Tabela 3 - Resultado da estatística descritiva da caracterização físico-química do afluente do RCAALF	35
Tabela 4 - Estatística descritiva dos resultados de temperatura e pH do efluente do RCAALF ..	37
Tabela 5 - Estatística descritiva dos resultados de alcalinidade a bicarbonato e ácidos voláteis do efluente do RCAALF no período de operação	39
Tabela 6 - Estatística descritiva dos resultados de NTK e N-amon do efluente do RCAALF no período de operação	41
Tabela 7- Estatística descritiva dos resultados de Nitrito e Nitrato do efluente do RCAALF no período de operação	43
Tabela 8 - Resumo das eficiências de desnitrificação do RCAALF durante o período de operação	45
Tabela 9 - Estatística descritiva dos resultados de ST e SST do RCAALF durante o período de operação.....	46
Tabela 10 - Estatística descritiva dos resultados de DQO bruta e filtrada durante o período de operação.....	48
Tabela 11 - Estatística descritiva dos resultados de fósforo durante o período de operação	50
Tabela 12- Resumo dos parâmetros cinéticos de degradação de matéria orgânica obtidos com ajuste dos modelos de ordem zero e primeira ordem.....	52
Tabela 13 - Resumo dos parâmetros cinéticos de degradação de N-amon obtidos com ajuste dos modelos de ordem zero e primeira ordem.....	54

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AB - Alcalinidade a Bicabornato

AV - Ácidos Voláteis

CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente

DBO – Demanda Biológica de Oxigênio;

DQO - Demanda Química de Oxigênio;

N-amon - Nitrogênio Amoniacal

N_2 - Nitrogênio Molecular;

N-org - Nitrogênio Orgânico;

NH_4^+ - Íon Amônio

NH_3 - Amônia

NO_2^- - Nitrito

NO_3^- - Nitrato

NTK - Nitrogênio Total Kjeldahl

OD - Oxigênio Dissolvido

pH - Potencial Hidrogeniônico

R - Razão de Recirculação

RCAALF - Reator Combinado Anaeróbio-Aeróbio de Leito Fixo;

ST - Sólidos Totais

SST - Sólidos Suspensos Totais

T° - Temperatura do líquido

TDH - Tempo de Detenção Hidráulico

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	11
2 OBJETIVOS	13
2.1 Objetivo geral	13
2.2 Objetivos específicos.....	13
3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	14
3.1 Abate avícola: Consumo de água e geração de efluentes.....	14
3.2 Reator combinado anaeróbio-aeróbio de leito fixo (RCAALF).....	15
3.3 Meio suporte para imobilização da biomassa	17
3.4 Remoção biológica de nitrogênio	18
3.4.1 Amonificação e assimilação	20
3.4.2 Nitrificação.....	21
3.4.3 Desnitrificação	22
3.6 Remoção da matéria orgânica	24
3.7 Remoção biológica de fósforo	26
3.7 Cinética de remoção de matéria orgânica e nitrogenada	27
4 MATERIAL E MÉTODOS	29
4.1 Aparato experimental.....	29
4.1.1 Substrato	30
4.1.2 Material suporte para imobilização da biomassa.....	30
4.1.3 Inóculo.....	30
4.2 Delimitação experimental	31
4.4 Remoção do nitrogênio	33
4.5 Determinação dos parâmetros cinéticos aparentes	34
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	35
5.1 Caracterização do substrato	35
5.2 Desempenho do RCAALF ao longo do tempo	36
5.2.1 Remoção de compostos nitrogenados	41
5.2.2 Remoção da matéria orgânica	46
5.2.2 Remoção da matéria fosforada	50
5.3 Parâmetros cinéticos aparentes	51
5 CONCLUSÃO	56
6 RECOMENDAÇÕES	57
REFERÊNCIAS	58

1 INTRODUÇÃO

A produção de carne de frango exerce um papel importante na economia brasileira. Segundo a Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA), 2016, o Brasil foi o maior exportador de carne de frango em 2014, bem como foi eleito o terceiro maior produtor mundial.

O aumento mundial do consumo de carne de frango ocasionou aumento na quantidade de água residuária nos abatedouros. A mesma apresenta como característica altas concentrações de sólidos suspensos, matéria orgânica, bem como macronutrientes (nitrogênio e o fósforo), podendo acarretar danos ao meio ambiente, quando não tratadas e manejadas adequadamente (PONTES, 2009).

Segundo Lima (2010) as águas residuárias de abatedouros são ricas em nutrientes e moléculas orgânicas biodegradáveis, constituídas, geralmente de elevados níveis de gordura e proteínas, as quais apresentam substâncias com baixo coeficiente de biodegradabilidade. Esse efluente, quando não tratado, indica níveis de demanda química e bioquímica de oxigênio elevado.

Em muitos países, os efluentes provenientes da produção animal são considerados a principal fonte de poluição dos corpos hídricos, superando os índices industriais que outrora eram elencados como os grandes causadores de degradação ambiental (CAMPOS, 2001).

Isso ocorre, uma vez que um elevado número de empreendimentos, usualmente, lança águas residuais diretamente nos cursos d'água, sendo que, quando em rios de pequeno porte, os mesmos são incapazes de diluir os efluentes devido ao elevado volume e concentração, tornando a água receptora imprópria ao equilíbrio dos ecossistemas aquáticos e qualquer forma de abastecimento agrícola, comercial, industrial ou recreativo (FEISTEL, 2011).

Concomitante ao aumento do consumo hídrico pela avicultura aumentou a preocupação com as formas de tratamento e destinação final dos dejetos gerados, uma vez que os produtores devem adequar-se as legislações vigentes, podendo ser mais restritivas na esfera estadual e municipal (LIMA, 2010). Uma alternativa viável para o tratamento desse efluente dá-se por meio de processos biológicos utilizando o sistema combinado anaeróbio-aeróbio.

Sonobe (2011) aponta que a combinação de um sistema anaeróbio-aeróbio possibilita o aproveitamento das vantagens dos dois processos em um único reator,

melhorando conseqüentemente os resultados operacionais, utilizando menor área de implantação, menor gasto energético, baixa geração do lodo e elevada remoção da matéria orgânica e nutrientes.

A remoção dos nutrientes nesse sistema baseia-se no processo biológico de nitrificação e desnitrificação, onde ocorre a oxidação dos compostos orgânicos nitrogenados pela ação das bactérias quimiossintetizantes que convertem, aerobicamente, a amônia à nitrito e à nitrato (nitrificação) e em seguida a redução do nitrato a nitrogênio gasoso em condições anaeróbias (SCHATZMANN, 2009).

A fim de aperfeiçoar o sistema anaeróbio-aeróbio utiliza-se de meio suporte para aderir à biomassa, uma vez que possibilita o aumento da eficiência de reatores no tratamento de águas residuárias.

Diante do exposto, este estudo teve por objetivo avaliar a eficiência da remoção de matéria orgânica, nitrogenada e fosforada, por meio de um reator combinado anaeróbio-aeróbio de leito fixo (RCAALF), empregado no tratamento de efluente de frigorífico avícola.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Avaliar a eficiência de um reator combinado anaeróbio-aeróbio de leito fixo (RCAALF) com biomassa imobilizada, empregado no tratamento de efluente de frigorífico de aves.

2.2 Objetivos específicos

- Caracterizar o substrato afluente do RCAALF;
- Avaliar o comportamento do RCAALF quanto à eficiência de remoção de matéria carbonácea, nitrogenada e fosforada.
- Determinar as constantes cinéticas de degradação da matéria orgânica e nitrogenada, usando modelos cinéticos de ordem zero e primeira ordem.

3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

3.1 Abate avícola: Consumo de água e geração de efluentes

De acordo com a Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (2016) o Brasil está entre os maiores produtores e exportadores de carne de frango de corte no mundo, sendo produzidos em 2016 13.605 mil toneladas, onde destas 4.110 mil toneladas foram exportadas.

O abate comercial de aves no Brasil deve ocorrer conforme estabelecido pelo Regulamento de Inspeção Industrial e Sanitária de Produtos de Origem Animal (RIISPOA) e no Regulamento Técnico da Inspeção Tecnológica e Higiênico-Sanitária de Carne de Aves. Os regulamentos abrangem as seguintes áreas: pré-abate (captura e transporte de animais) e o abate (insensibilização, sangria, depenagem, evisceração, pré-resfriamento, resfriamento, gotejamento, classificação, embalagem, tempo de armazenamento (SARCINELLI et al., 2007).

A quantidade e as características dos resíduos gerados no abate variam em função do: tipo e porte físico, tipo de planta industrial, técnicas utilizadas durante o abate, técnicas de limpeza e higienização de equipamentos e ambientes (VON SPERLING, 1996). As diversas etapas do processo de abate demandam de elevado volume de água, como pode ser visto no quadro um. No estudo de caso Camargo et al. (2016) verificou que são consumidos 3455 m³/dia de água em um abatedouro com capacidade de abate de 360.000 frangos por dia).

Quadro 1 – Efluentes líquidos gerados em matadouros de aves

Operação		Despejos
Área de recepção	Recepção	Água de lavagem de pisos e paredes
Área suja	Sangria	Água de lavagem de pisos e do túnel de sangria
	Escaldagem	Água de extravassamento e drenagem dos tanques no fim do período de processamento
	Depenagem	Água utilizada para o transporte de penas e lavagem de carcaça
	Remoção de cutículas	Água de lavagem dos pés
Área limpa	Evisceração	Água utilizada para o transporte de vísceras e lavagem de carcaça
	Pré-resfriamento e resfriamento	Água de extravassamento e drenagem dos tanques no fim do período de processamento
	Gotejamento	Água removida das carcaças

Fonte: CETESB (1980).

Os efluentes gerados no processamento de carne são caracterizados pela presença de fósforo, alto teor de proteína e conseqüentemente exacerbada concentração de nutrientes, principalmente o nitrogênio em suas diferentes formas, assim como elevada carga de matéria orgânica e conseqüentemente elevada taxa de demanda química de oxigênio (DQO) e demanda biológica de oxigênio (DBO) (TEIXEIRA, 2006).

O sangue é um dos principais poluentes dissolvidos nas águas residuárias nos abatedouros, sendo fonte primária de DBO, do nitrogênio e do fósforo. Além do sangue, o fósforo é proveniente de fezes, produtos de limpeza e componentes de sanitização (fosfato trissódico) (EPA, 2002; TEIXEIRA, 2006).

Efluentes de abatedouros lançados em corpos hídricos sem o devido tratamento prévio representam ameaça à saúde pública, impossibilitando a utilização do mesmo para usos agrícolas e industriais. Isto ocorre, uma vez que o efluente dispõe de alta carga orgânica e o corpo d'água poderá ser incapaz de autodepurar-se (CUNHA, 2015).

Segundo Hokka (1984) a redução da carga poluidora dos abatedouros avícolas é realizada por dois enfoques distintos, sendo: (i) melhoria e modificações das operações de abate e processamento das aves e (ii) o tratamento apropriado das águas residuárias, antes do lançamento nos corpos hídricos.

Usualmente, para esse tipo de água residuária, é utilizado um tratamento preliminar, seguido de um tratamento biológico. O tratamento preliminar depende, basicamente, da remoção de sólidos grosseiros ou suspensos e o tratamento secundário remove a matéria orgânica e os nutrientes (JÚNIOR, MENDES, 2006).

Desse modo, um sistema adequado de tratamento da água residuária de abate de aves deve abranger a redução das elevadas carga orgânica e lipídica, remoção de nutrientes e resistência para suportar as variações de vazão do efluente no processo produtivo.

3.2 Reator combinado anaeróbio-aeróbio de leito fixo (RCAALF)

O avanço tecnológico nas últimas décadas viabilizou a operação de sistemas de tratamento biológico em reatores combinados anaeróbio-aeróbio de leito fixo (RCAALF), com o intuito de avaliar a eficiência e a possibilidade da sua aplicação em

escala industrial para tratar efluentes de forma a atender os requisitos legais e propiciar a proteção dos corpos hídricos (REIS, 2015).

O reator anaeróbio propicia baixa formação de lodo e elevado grau de estabilização, enquanto o aeróbio apresenta maior eficiência no tratamento do efluente. Dessa forma, a combinação desses biorreatores fomenta um sistema de tratamento e de manutenção relativamente simples e de baixo custo (SILVA; NOUR, 2002).

Segundo Abreu e Zaiat (2008) a utilização de processos combinados anaeróbio-aeróbios possui o objetivo de aproveitar as vantagens de cada sistema, minimizando os seus aspectos negativos, tornando possível: maior remoção da matéria orgânica, baixos custos de implantação e operação do sistema, menor produção de lodo, bem como a remoção de nitrogênio orgânico e amoniacal.

Os efluentes industriais são tratados, em geral, por sistemas anaeróbios devido a alta concentração de DQO, baixa produção de lodo excedente e potencial de geração de energia. Porém, na aplicação prática, esse tratamento se torna ineficiente uma vez que gera baixa taxa de redução da matéria orgânica e baixo crescimento microbiano, necessitando de um pós-tratamento (CHAN et al, 2009).

Diversos autores têm estudado diferentes configurações de reatores combinados, dentre eles, Oliveira Netto (2007) utilizou um RAALF para tratamento de esgoto sanitário. Os resultados obtidos na fase anaeróbia indicaram eficiência da remoção da matéria orgânica de 80%, com valores de DQO abaixo de 150 mg/L e tempo de detenção hidráulica (TDH) de 6,8 e 10 h. Já na fase anaeróbio-aeróbia, obteve-se eficiência de 90%, com DQO abaixo dos 50 mg/L e TDH de 11 h (8 h na fase anaeróbia e 3 h na fase aeróbia) e remoção de nitrogênio em 75% com razão de recirculação de 1,5.

Araújo Junior (2006) obteve a melhor condição operacional usando o RAALF em águas residuárias industriais aplicando o TDH de 35 h (21 h na fase anaeróbia e 14 h na fase aeróbia) com razão de recirculação de 3,5 tendo um resultado na remoção de DQO, nitrogênio amoniacal e nitrogênio total de 97%, 94% e 77%, respectivamente. O reator vertical de leito fixo, operando somente na fase anaeróbia obteve 70% a 76% de remoção de DQO com TDH de 21 h.

Rodrigues (2015) utilizando dois RCAALF, operados ao mesmo tempo, tratando água residuária de abate bovino, com TDH de 12 h, observou remoção de 68% da DQO para o primeiro reator e 57% no segundo. Vale ressaltar que um

aumento no TDH ocasionou redução nos percentuais de eficiência do mesmo, sendo que, quando realizados ensaios de 18 horas notou-se redução de 49% no primeiro e 52% no segundo.

Nesse sentido, verifica-se que a utilização da combinação do reator proporciona diferentes processos de operações para o tratamento de águas residuárias oferecendo diversas vantagens, uma vez que no próprio sistema há a junção dos benefícios da fase anaeróbia e fase aeróbia.

3.3 Meio suporte para imobilização da biomassa

De acordo com Araújo Junior (2006), a utilização da biomassa imobilizada em um meio suporte tem sido uma alternativa para aprimorar o uso de reatores. Decorre nesse caso a formação de biofilme aderido à superfície do suporte, com predomínio deste sobre culturas livres em suspensão que criam microambientes especiais, ajudando na interação entre as espécies, propiciando estabilidade nas colônias. Além disso, permite a operação do reator com tempo de retenção celular elevado, além de retenção da biomassa, aumentando a eficiência do reator.

Além do crescimento da biomassa imobilizada há o crescimento suspenso, porém, os processos que utilizam o crescimento aderido apresentam maior estabilidade, sendo especialmente importante quando as águas residuárias possuem consideráveis variações na taxa de vazão e concentrações (CHEN et al., 2006).

A utilização de meio suporte para imobilização de biomassa, segundo Bryers e Characklis (1990), possui as seguintes vantagens: aumento da concentração da biomassa no reator; aumento das velocidades globais de conversão de substrato; velocidade de crescimento dos micro-organismos não é um fator limitante; redução no volume dos reatores; menor susceptibilidade a fatores como choques de cargas orgânicas e temperatura. Porém, os mesmos afirmam que, como desvantagem está a falta de mecanismos efetivos para controle da espessura do biofilme.

Lima et al. (2005) aponta que é essencial o uso de material suporte para imobilização da biomassa nos sistemas de tratamento, uma vez que o tempo de retenção celular está associado a imobilização, como também a concentração da biomassa e a diversidade microbiana. Os resultados do autor, utilizando espuma de poliuretano como material suporte, demonstraram a relevância e utilidade do monitoramento da dinâmica de formação do biofilme durante o start de reatores.

Tendo em vista sua importância, é fundamental a escolha do material a ser utilizado para a formação do biofilme e retenção da biomassa no interior do reator. Para uma boa escolha devem ser consideradas as características físicas e químicas do meio suporte e da água residuária, visto que a distribuição espacial dos microorganismos e a forma da biomassa nos materiais são diferentes (PONTES, 2009; CUNHA, 2015).

De acordo com Zaiat et al. (1997) o uso da espuma de poliuretano como meio suporte para imobilização da biomassa propicia um curto período de start no reator, uma vez que a espuma necessita de um baixo nível de organização do biofilme, facilitando o fluxo de substratos produtos intermediários entre as espécies fixadas nas matrizes.

Considerando os aspectos positivos do uso de meio suporte para imobilização, utilizou-se de matrizes cúbicas de poliuretano envoltas por uma estrutura rígida de polipropileno, sendo este um material eficiente para fixação de uma gama bacteriológica bastante diversificada.

3.4 Remoção biológica de nitrogênio

O nitrogênio presente nas águas residuárias encontra-se em diversos estados, tais como: nitrogênio molecular (N_2), nitrogênio orgânico (N-org) e nitrogênio amoniacal (N-amon), este por sua vez pode ser encontrado nas formas de íon amônio (NH_4^+) ou amônia (NH_3), e ainda nitrito (NO_2^-) e nitrato (NO_3^-) (VON SPERLING, 1997).

A concentração, em excesso, desses nutrientes nos ecossistemas aquáticos possui como consequência a transformação de um ambiente oligotrófico em eutrófico. Dessa forma, não basta reduzir a matéria carbonácea, material em suspensão e patógenos no tratamento, é relevante realizar a remoção completa (CHIES, 2014).

No meio ambiente a forma mais estável é a amônia e a forma mais oxidada é o nitrato, ambos possuem alta solubilidade em água (BAILEY et al., 2002). As diferentes concentrações encontradas em um corpo receptor podem indicar o estágio de poluição do mesmo, caso seja recente o nitrogênio encontra-se em sua forma orgânica ou amoniacal, se ocorrer a existência de nitratos pode-se dizer que a poluição é antiga e que o processo de nitrificação já sucedeu (VON SPERLING, 2005).

Segundo Howarth (2004) o nitrogênio quando exposto na forma amoniacal é considerado tóxico para algumas espécies aquáticas, como também é facilmente

oxidado por organismos nitrificantes, consumindo o oxigênio dissolvido o que pode transformar a vida aquática aeróbia inexistente.

Já o nitrato em águas de abastecimento pode ser considerado o responsável pela incidência da doença infantil chamada metahemoglobinemia, uma vez que quando ocorre a redução do nitrato a nitrito, há a oxidação do ferro II a ferro III nas moléculas de hemoglobina, impossibilitando a troca de oxigênio e matando por asfixia. Além disso, a ingestão de elevadas concentrações de nitrato favorecem o desenvolvimento de câncer no aparelho digestivo, aborto e distúrbios no sistema neurológico (HOWARTH, 2004).

Os padrões de qualidade determinados na Resolução nº 430/2011 do Conselho nacional do meio ambiente (CONAMA) estabelece que efluentes de qualquer fonte poluidora somente poderão ser lançados nos mananciais caso o nitrogênio amoniacal total esteja com um valor máximo de 20,0 mg/L N.

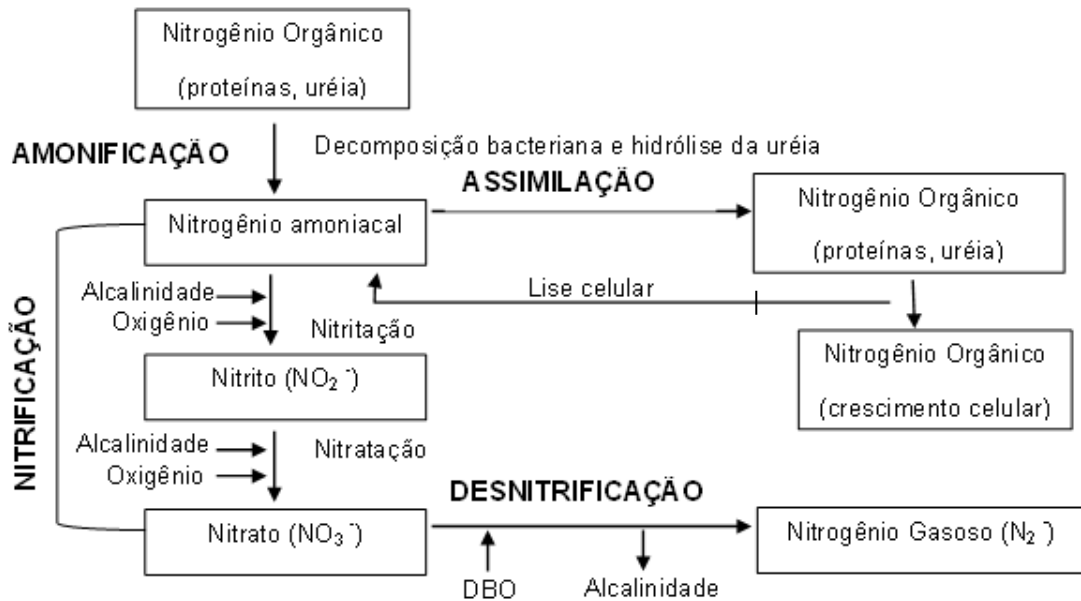
Diante do exposto o conhecimento do fluxo de nitrogênio nas águas residuárias é de extrema importância para o manejo correto dos dejetos nos abatedouros, tanto para o uso agrícola como também para o tratamento ou estimativa do potencial poluidor nos corpos hídricos.

O tratamento de compostos nitrogenados nos efluentes pode ser realizado por meio de processos físicos, químicos e biológicos. Contudo, a eficiência da remoção do nitrogênio por processos biológicos é preferencialmente utilizada, uma vez que, demandam menos mão de obra e apresentam vantagens econômicas em relação aos demais processos (VIVAN, 2012).

O processo biotecnológico da remoção do nitrogênio mais comumente utilizado, denominado como processo convencional, baseia-se em duas etapas principais: a nitrificação autotrófica aeróbia seguida pelo processo de desnitrificação heterotrófica aeróbia (AHN, 2006).

O sistema completo da nitrificação/desnitrificação possui duas etapas anteriores denominadas amonificação e assimilação (Figura 1). As quatro etapas levam a formação do nitrogênio molecular como produto final, sendo este considerado a forma menos ofensiva de poluição ambiental (METCALF, EDDY, 2003).

Figura 1 - Transformação do nitrogênio em processos biológicos



Fonte: Adaptado Metcalf, Eddy (2003)

3.4.1 Amonificação e assimilação

A assimilação é o processo de conversão do nitrogênio amoniacal em nitrogênio orgânico, sendo este formado principalmente por ureia e proteínas. Já a amonificação é o processo inverso, conforme é demonstrado (Equação 1): (METCALF; EDDY 2003).



Em que: R é um radical orgânico.

O processo é denominado de amonificação devido a formação de amônia como produto de reação, conjuntamente há a produção de hidroxila (OH), o que pode inferir no processo de nitrificação uma vez que a próxima etapa tende a consumir alcalinidade e reduzir o pH (SILVA FILHO, 2009).

De acordo com Silva Filho (2009) a amonificação pode suceder em sistemas de tratamento primário, na rede coletora de esgotos e em reatores anaeróbios, nos quais a maior porcentagem dos compostos nitrogenados presentes no esgoto é convertida a NH_3 e NH_4^+ .

A remoção de nitrogênio total via assimilação depende da produção diária de lodo, da idade do lodo no sistema e da proporção entre o material orgânico e

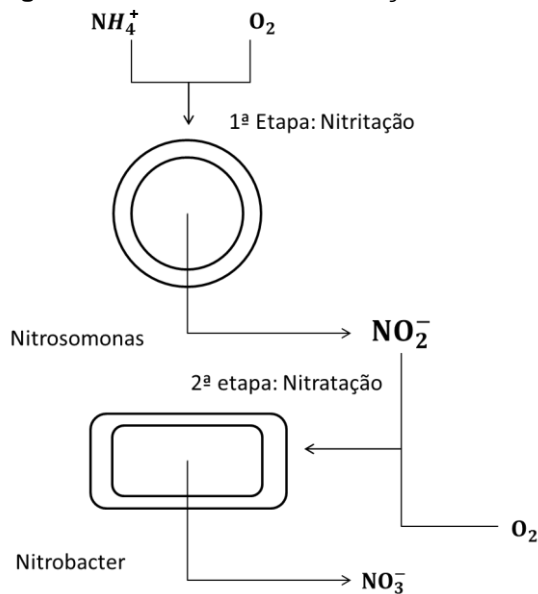
nitrogenado. Em sistemas de altas taxas, a assimilação do nitrogênio pode alcançar valores significativos, principalmente quando se trata de água residuárias (KUJAWA-ROELEVELD, 2000).

3.4.2 Nitrificação

A nitrificação é o processo de oxidação da amônia a nitrato em um ambiente aeróbio, com a formação de nitrito como produto intermediário, envolvendo microorganismos quimioautotróficos, para os quais o gás carbônico é a principal fonte de carbono e, a energia é obtida através da oxidação de um substrato inorgânico do nitrogênio, como a amônia e o nitrito (VON SPERLING, 2002).

O processo de nitrificação ocorre em duas etapas e envolve basicamente dois grupos de bactérias (Figura 2). Quando ocorre a nitrificação por outros tipos de organismos, sem ser as bactérias nitrificantes, o processo acontece em taxas relativamente baixas e não está associado ao crescimento celular ou de reprodução (GERARDI, 2002).

Figura 2 - Processo de nitrificação e desnitrificação

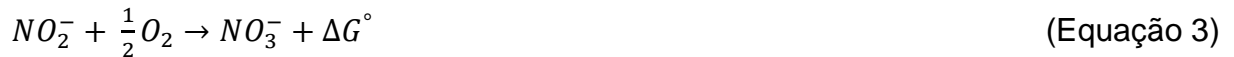


Fonte: Gerardi (2002).

Na primeira etapa acontece a nitritação, realizada pelas bactérias oxidadoras de amônia (BOA), pertencentes ao gênero *Nitrosomonas*, as quais oxidam amônia a nitrito, com hidroxilamina como produto intermediário (Equação 2) (VIVAN, 2012).



Na segunda etapa acontece a nitratação, realizada pelas bactérias oxidadoras de nitrito (BON), pertencentes ao gênero Nitrobacter, que oxidam o nitrito a nitrato (Equação 3) (VIVAN, 2012).



O rendimento energético das reações de oxidação é baixo, dessa forma, o crescimento dos organismos nitrificantes é lento, com baixo rendimento celular. Para a oxidação do N-amoniaco a nitrato é necessário que o tempo de retenção celular seja suficientemente longo para que ocorra o desenvolvimento dos micro-organismos e assegurar a permanência da biomassa nitrificante no reator (GARBOSSA, 2006).

A eficiência do processo de nitrificação apresenta sensibilidade a uma grande variedade de inibidores, dentre eles, a temperatura, pH, alcalinidade, concentração de oxigênio dissolvido (OD), concentração de N-amoniaco, relação carbono/nitrogênio (C/N), tempo de retenção celular (TRC) e a presença de compostos tóxicos (DALLAGO, 2009).

De acordo com Gerardi (2002) o primeiro fator que inibe a nitrificação se dá quando o pH está baixo e conseqüentemente há a alteração nos valores referentes a alcalinidade. A faixa considerada ótima do pH para o autor é de 7,2 -8,0, já para Metcalf e Eddy (2003) considera-se entre 7,5-8,0.

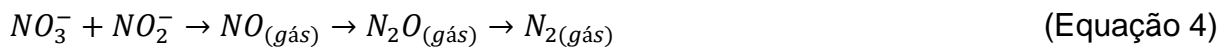
As bactérias nitrificantes podem sobreviver sobre a ausência de oxigênio dissolvido por um curto período de tempo, a partir de 24 horas há a destruição completa da população bacteriana. Dessa forma, a concentração ideal do OD é de 2,0 – 2,9 mg/L, sabendo que em 3,0 mg/L ocorre a nitrificação máxima (GERARDI, 2002).

3.4.3 Desnitrificação

Para a remoção do nitrogênio a desnitrificação é um processo de redução, onde o nitrato produzido no processo de nitrificação é utilizado como receptor de elétrons, obtendo energia do material orgânico, transformando-se em nitrogênio gasoso (KUJAWA-ROELEVELD, 2000).

Os agentes do processo de desnitrificação são bactérias facultativas heterotróficas que atuam em condições anóxicas, ou seja, em meios praticamente desprovidos de oxigênio dissolvido associados à presença de nitratos, consomem a matéria orgânica convertendo-a em CO_2 e H_2O . Dessa forma, a desnitrificação pode diminuir o consumo de O_2 para remoção da matéria orgânica e pode devolver parte da alcalinidade consumida no processo de nitrificação (SANT'ANNA JUNIOR, 2010; SILVA FILHO, 2009).

O processo é caracterizado por (Equação 4) (SANT'ANNA JUNIOR, 2010):



A desnitrificação possui como intermediários óxido nítrico (NO) e óxido nitroso (N_2O), os quais são intermediados por enzimas específicas em cada etapa, com o respectivo óxido servindo como acceptor de elétrons (GERARDI, 2002).

A conversão de nitrogênio na forma de nitrato pode ser realizada por vários gêneros de bactérias: *Achromacter*, *Aerobacter*, *Alcaligenes*, *Bacillus*, *Brevibacterium*, *Flavobacterium*, *Lactobacillus*, *Micrococcus*, *Proteus*, *Pseudomonas* e *Spirillum* (TEIXEIRA, 2006).

Em sistemas combinados o processo pode não ser tão eficiente pela ausência de carbono para as bactérias desnitrificantes, uma vez que a matéria orgânica afluente ao sistema pode ter sido removida nas etapas anteriores (SILVA FILHO, 2009).

Assim como na nitrificação, a eficiência e a velocidade da desnitrificação dependem de alguns fatores ambientais e operacionais, sendo: temperatura, pH do meio, concentração de oxigênio dissolvido, fonte de carbono, relação de carbono/nitrogênio e alcalinidade (DALLAGO, 2009)

Segundo Metcalf e Eddy (2003), a alcalinidade é produzida durante o processo de conversão de nitrato a nitrogênio gasoso provocando um aumento no pH, dessa forma o controle desse fator é importante afim de garantir a estabilização do processo, o pH ótimo para o autor está compreendido na faixa de 7,0 e 8,0.

O oxigênio dissolvido (OD) pode diminuir a eficiência do processo, uma vez que inibe as enzimas redutoras do nitrato, a concentração de OD acima de 0,2 para o gênero *Pseudomonas* já inibe o processo de desnitrificação (METCALF; EDDY, 2003).

A temperatura afeta o crescimento microbiano e as velocidades de remoção do nitrato, e os organismos são sensíveis a variações da temperatura no meio

(TEIXEIRA, 2006). Segundo Sant'Anna Junior (2010) os valores ótimos de temperatura encontram-se na faixa de 25° e 35° C.

3.6 Remoção da matéria orgânica

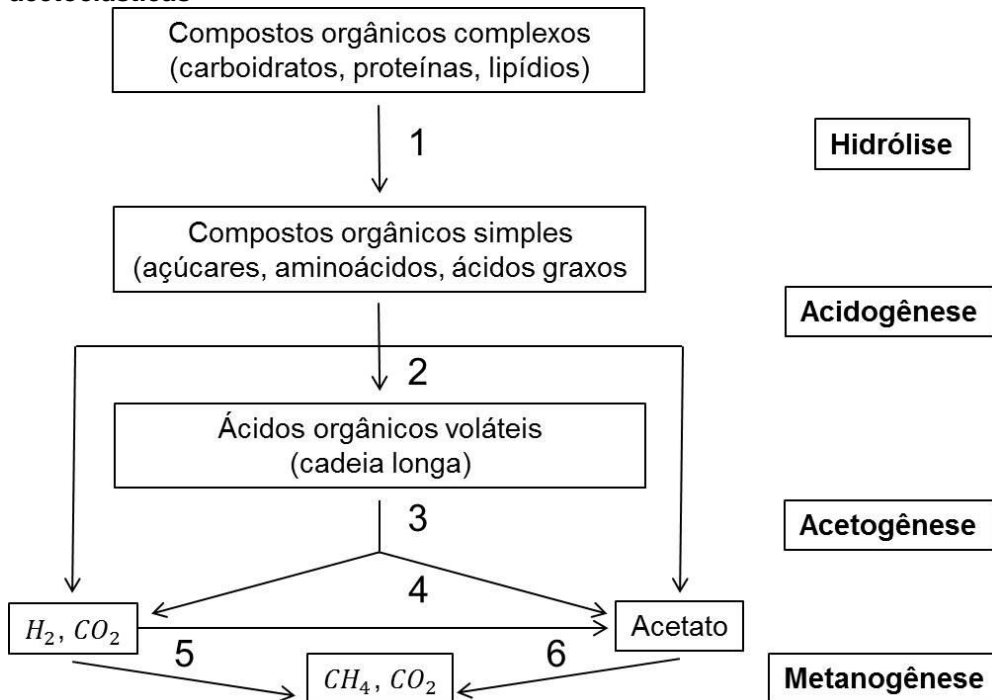
A matéria orgânica presente nas águas residuárias é considerada a principal causa das poluições nas águas. Os componentes orgânicos são formados basicamente por: proteínas, carboidratos, gordura, óleos, uréia, surfactantes, fenóis e pesticidas. A matéria carbonácea pode estar em suspensão ou dissolvida, sendo não biodegradável (inerte) ou biodegradável, a sua importância refere-se ao consumo de oxigênio dissolvido na água, pelos micro-organismos decompositores (VON SPERLING, 1996).

Os principais componentes dos efluentes oriundos do processamento de carnes apresentam elevado teor de material orgânico, elevada DQO e DBO, esta última é gerada pela presença de sangue não coletado, fezes, urina e gordura (TEIXEIRA, 2006). Com o intuito de garantir padrões de lançamento satisfatórios é necessário um tratamento adequado que remova os nutrientes e a carga orgânica carbonácea.

Segundo Pantoja Filho (2011) a eficiência da remoção da matéria orgânica carbonácea pode ser expressa por meio dos valores de DQO bruta e filtrada, que devem ser monitoradas no decorrer do tratamento. Em um tratamento anaeróbio os poluentes orgânicos presentes nos efluentes são convertidos em pequenas quantidades de lodo e grandes quantidades de biogás.

A degradação da matéria orgânica ocorre mediante a ocorrência de processos bioquímicos, cada qual realizado por grupos específicos de micro-organismos (GERARDI, 2002). Na digestão anaeróbia do material orgânico complexo e águas residuárias podem-se distinguir quatro etapas diferentes no processo geral da conversão sendo (Figura 3): hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese (CHERNICHARO, 1997).

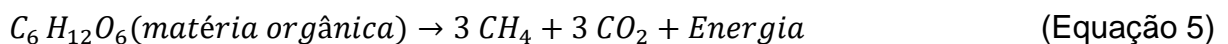
Figura 3 - Sequência metabólica e grupos microbianos envolvidos na digestão anaeróbia. 1,2: bactérias hidrolíticas fermentativas; 3: bactérias acetogênicas produtoras de hidrogênio; 5: bactérias metanogênicas utilizadoras de hidrogênio e 6: bactérias metanogênicas

acetoclásticas

Legenda: 1,2: bactérias hidrolíticas; 3:bactérias acetogênicas produtoras de hidrogênio; 4:bactérias acetogênicas consumidoras de hidrogênio; 5: bactérias metanogênicas utilizadoras de hidrogênio; 6:bactérias metanogênicas acetoclásticas.

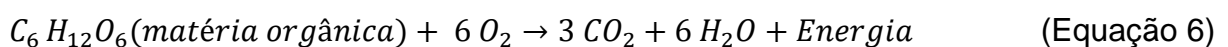
Fonte: Von Sperling (1996).

De acordo com Von Sperling (1996) a conversão da matéria carbonácea em condições anaeróbicas, de uma forma simplificada ocorre da seguinte forma (Equação 5):



Nessa equação pode-se compreender as variáveis de: não exclusividade da oxidação, a não utilização de oxigênio, a produção de metano e gás carbônico e a liberação de energia (inferior à da respiração aeróbia). A maior parte do CH_4 irá para a fase gasosa, que conseqüentemente resulta em uma efetiva remoção da matéria orgânica (VON SPERLING, 1996).

A digestão aeróbia pode ser expressa de forma genérica como (Equação 6):



Os aspectos a serem destacados pela equação são: a estabilização da matéria orgânica, utilização do oxigênio, produção de gás carbônico e liberação de energia.

Os organismos responsáveis pela estabilização aeróbia da matéria orgânica são compostos em sua maioria por bactérias heterotróficas aeróbias e facultativas (VON SPERLING, 1996).

3.7 Remoção biológica de fósforo

O fósforo é considerado um elemento importante para a síntese bacteriana, pois é parte integrante do protoplasma dos micro-organismos, pode ocorrer nas seguintes formas: ortofosfato, polifosfatos e fosfatos orgânicos. Nas águas residuárias a quantidade de fósforo é diversificada, tendo origem principal pelo uso de detergentes. Entretanto, o lançamento desse tipo de efluente em alta concentração pode causar a eutrofização nos corpos hídricos (VON SPERLING, 1996).

A remoção biológica do fósforo (RBF) ocorre pela ação de micro-organismos denominados acumuladores de fosfato (OAF), os quais possuem a função de armazenar fosfato como polifosfato intracelular, de uma forma simplificada, os micro-organismos possuem a capacidade de acumular na própria célula, fosfato na forma de polifosfato (NÓBREGA, 2009).

O mecanismo, para que a remoção biológica do fósforo ocorra, é constituído por duas etapas: a fermentação e estocagem de ácidos graxos voláteis na fase anaeróbia e absorção de fósforo para produção de novas células e manutenção na fase aeróbia (SEDLACK, 1991).

Em condições anaeróbias, os OAF liberam fosfatos armazenados como poli-P, a fim de obter energia para o transporte de substrato, bem como armazenar produtos metabólicos orgânicos (polihidroxialcalonato-PHA e polihidroxibutirato-PHB). Conseqüentemente, o fosfato é liberado pela quebra das ligações de ATP, a concentração de fósforo no meio líquido aumenta e a concentração do material carbonáceo diminui. Assim, o substrato adsorvido é armazenado no interior das células bacterianas, para que seja usado em condições aeróbias (BRASIL, 2010).

Na fase aeróbia, o PHB armazenado é oxidado, liberando energia que será utilizada para a recuperação do fosfato liberado, mais um adicional que está presente na fase líquida. O fator mais importante nessa relação se dá pela capacidade das bactérias em adquirir mais fosfato do que liberam, portanto, estabelecem um lodo rico em fósforo e este é eliminado no sistema através do descarte de lodo de excesso (METCALF; EDDY, 2003).

Segundo Callado (2001) o processo de remoção biológica de fosfato é muito complexo, uma vez que a maior parte de suas reações serem intracelulares e ainda não estão totalmente explícitas. Há diversas interferências de fatores ambientais como: OD, potencial redox, temperatura, pH, nitrito e nitrato. A competição entre as bactérias decorre por fatores ambientais e operacionais, além da habilidade desses micro-organismos utilizarem os substratos e seu metabolismo.

O sistema que remove, concomitantemente, a matéria orgânica, nitrogênio e fósforo devem atender diferentes demandas de oxigênio para os diversos micro-organismos envolvidos (KREUTZ, 2012). As concentrações elevadas de nitrito podem ocasionar um efeito negativo no processo biológico de remoção de fósforo, como também na remoção de nitrogênio.

3.7 Cinética de remoção de matéria orgânica e nitrogenada

O conhecimento da cinética das reações biológicas é importante para os sistemas de tratamento, uma vez que a partir do mesmo há a previsão da qualidade do efluente final. Porém, há grande dificuldade em descrever matematicamente essas cinéticas de conversão, devido à alta complexidade dos substratos e do envolvimento das diversas populações bacterianas (CHERNICHARO, 1997).

Von Sperling (1996) afirma que há diversos parâmetros que podem influenciar a cinética das populações microbianas, tais como: composição do substrato; pH; controles internos; adaptabilidade; interações entre massa celular e o ambiente (meio); transferências de nutrientes; produtos e temperatura. Dessas variáveis as duas principais que formam a base de todos os modelos biológicos são: concentração do substrato e concentração dos micro-organismos.

Os modelos matemáticos utilizados na avaliação da cinética consideram a relação entre a velocidade de reação, a concentração do reagente (ou substrato) e a ordem de reação (Equação 7) (PINHEIRO, 2006)

$$r = kC^n \quad \text{(Equação 7)}$$

Em que: r é a velocidade da reação, k é a constante de reação, C é a concentração do reagente (substrato) e n é a ordem de reação.

Nos diferentes valores de n são obtidas as reações de ordem zero, primeira ordem e segunda ordem. No primeiro modelo, a velocidade da reação independe da concentração do substrato (Equação 8); já no segundo (Equação 9), a velocidade é diretamente proporcional à concentração do substrato, e no terceiro, a velocidade da reação é proporcional ao quadrado da concentração do substrato (Equação 10). Os melhores modelos para o tratamento de efluentes é o de ordem zero e primeira ordem (VON SPERLING, 1996).

$$r = -kC^0 \quad (\text{Equação 8})$$

$$r = -kC^1 \quad (\text{Equação 9})$$

$$r = -kC^2 \quad (\text{Equação 10})$$

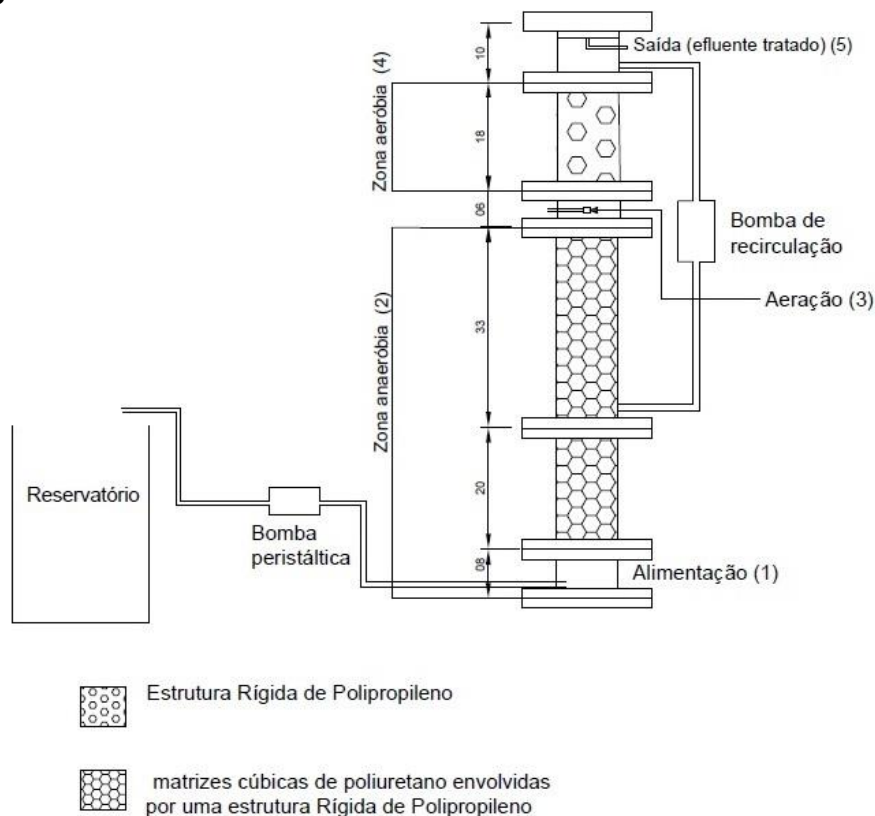
Cunha (2015), analisando o tratamento de água residuária de um abatedouro bovino utilizando o RCAALF e biocarvão como meio suporte, observou que em termos de DQO filtrada, o modelo matemático que melhor se ajustou foi o de ordem zero, com um coeficiente de determinação igual a 0,9045.

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Aparato experimental

Para o desenvolvimento do projeto de pesquisa será utilizado um reator combinado anaeróbio-aeróbio de leito fixo (RCAALF) em escala de bancada, constituído de um tubo de *plexiglass* com diâmetro interno de 90 mm e comprimento de 1000 mm, com volume total de 6,5 L e o volume útil de aproximadamente 5,2 L, sendo 3,13 L correspondentes à zona anaeróbia e 2,07 L à zona aeróbia (Figura 4).

Figura 4 - Desenho esquemático do projeto do reator combinado anaeróbio-aeróbio de leito fixo



Legenda: (1) Câmara de alimentação; (2) Zona anaeróbia; (3) Zona de aeração; (4) Zona aeróbia; (5) Saída do afluente tratado.

Fonte: Autoria própria

O volume útil de cada compartimento foi de:

- Câmara de alimentação: 0,53 L;
- Zona anaeróbia preenchida com matrizes cúbicas de espuma de poliuretano envoltas por uma estrutura rígida de polipropileno: 2,60 L;
- Zona de aeração: 0,40 L;

- Zona aeróbia preenchida com estrutura rígida de polipropileno: 1,04 L;
- Câmara de saída: 0,63 L.

Para a alimentação do RCAALF foi utilizada uma bomba peristáltica da marca Prominent® modelo Solenoide Concept Plus PVDF, já para recirculação utilizou-se da bomba peristáltica da marca Provitec® 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.

4.1.1 Substrato

O substrato utilizado na alimentação do reator foi efluente agroindustrial de um frigorífico de aves, localizado no município de Campo Mourão, Paraná. O efluente foi coletado na saída do tanque de flotação, localizado após o sistema de peneiras.

4.1.2 Material suporte para imobilização da biomassa

Para imobilização da biomassa do RAALF foram utilizadas matrizes cúbicas de espuma de poliuretano envoltas por uma estrutura rígida de polipropileno na zona anaeróbia, já na zona aeróbia somente a estrutura rígida de polipropileno (Figura 5). As matrizes cúbicas de espuma de poliuretano possuem cerca de 1 cm de aresta.

Figura 5 - Materiais suporte utilizados no experimento: 1) Matrizes cúbicas de espuma de poliuretano envoltas por uma estrutura rígida de polipropileno; 2) Estrutura rígida de polipropileno; 3) Espuma de poliuretano



Fonte: Autoria própria.

4.1.3 Inóculo

A zona anaeróbia do RCAALF, contendo o meio suporte, foi inoculado com aproximadamente 3 L de lodo proveniente da lagoa anaeróbia do mesmo frigorífico de aves localizado no município de Campo Mourão-PR. As concentrações de sólidos totais (SST) e sólidos suspensos totais (SST) foram de 85,51 e 26,80 $mg L^{-1}$, respectivamente. Os valores de DQO bruta e filtrada foram de 18531,00 e 1116,00 $mg L^{-1}$, respectivamente.

Para o desenvolvimento adequado da biomassa no reator foi necessário um período de aclimatação de uma semana, de forma a expor de modo gradual a biomassa nas novas condições ambientais e reduzir os efeitos inibitórios de possíveis componentes tóxicos presentes no substrato e no inóculo.

4.2 Delimitação experimental

Para avaliar o processo de remoção biológica da matéria orgânica, nitrogênio e fósforo, o RCAALF foi operado em 60 dias com tempo de detenção hidráulico (TDH) de 22 horas e uma vazão de recirculação de 150% da vazão de entrada, em condições operacionais controladas (Tabela 1).

Tabela 1 – 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	$m h^{-1}$	An (h)	A (h)	Total (h)
1	60	3,13	2,07	0,24	0,35	0,59	1,5	0,04	13,5	8,5	22,0

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; (An) = Anaeróbio; (A) = Aeróbio.

Fonte: Autorial própria (2016)

O desempenho do RCAALF foi avaliado a partir de análises físico-químicas do substrato e do efluente, por meio de parâmetros pré-estabelecidos (Tabela 2). O monitoramento do reator, nos 60 dias, foi dividido em 4 perfis de amostragem espacial, tendo um intervalo entre cada perfil de 15 dias.

Para os 4 perfis de amostragem espacial, foram coletadas amostras do afluente e do efluente ao longo da altura do reator, nos seguintes pontos amostrais: Entrada do efluente (altura 0 m); Início da zona anaeróbia (altura 0,20 m); Transição da zona

anaeróbia para aeróbia (altura 0,40 m); Zona aeróbia (altura 0,85) e Saída do efluente tratado (altura 1,0 m).

As análises foram realizadas no Núcleo de Pesquisa em Engenharia Ambiental (NUPEA) da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, campus Campo Mourão.

Tabela 2 – Parâmetros físico-químicos analisados e metodologia empregada na avaliação do desempenho do RCAALF

Parâmetros	Método de Análise	Referências
pH	Potenciométrico	Eaton et al. (2005)
Temperatura do líquido (°C)	Termômetro	-
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)
Fósforo Total (mg 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)

Fonte: Autoria própria (2016)

Para determinar a DQO de amostras filtradas (DQO filtrada), filtrou-se a amostra bruta em uma membrana com porosidade de 1,2 µ, bem como utilizou-se do kit de DQO cod TNT 16 mm 20-1500 (mg L⁻¹) do fabricante *Hach*®. Na determinação do nitrato utilizou-se do kit Nitrate HR PP do *Hach*®. Para a análise de fósforo foi realizado dois perfis espaciais (3 e 4) por mudança de metodologia, sendo desconsiderados os perfis 1 e 2.

A partir dos dados experimentais referente a condição em que o RCAALF foi submetido, uma análise da melhor condição operacional foi efetuada.

4.4 Remoção do nitrogênio

A quantificação da eficiência do processo de desnitrificação foi realizada de acordo com cálculos utilizando as equações 11 e 12.

$$E_{Desnitrificação} = \frac{N_{nitri} - N_e}{N_{nitri}} \quad (\text{Equação 11})$$

$$N_{Nitri} = NTK_{af lu} - NTK_{e fl u} \quad (\text{Equação 12})$$

Em que: N_{Nitri} é a concentração do nitrogênio nitrificado, N_e é o somatório das concentrações de nitrito e nitrato do efluente tratado, $E_{Desnitrificação}$ é a eficiência de desnitrificação, $NTK_{af lu}$ é o nitrogênio amoniacal do afluente e $NTK_{e fl u}$ é o nitrogênio amoniacal do efluente.

De forma a comparar a eficiência real com a eficiência teórica do processo de desnitrificação, foi realizado um balanço de massa a partir da equação 13. Nesse caso, foi considerado que todo nitrito e nitrato que percorresse a zona anaeróbia era desnitrificado.

$$Q \cdot N_{nitri} = N_e(Q + R \cdot Q) \quad (\text{Equação 13})$$

Em que: Q é a vazão e R é a razão de recirculação.

A partir desse balanço foi definida a eficiência teórica de desnitrificação em função da razão de recirculação, de acordo com as equações (Equação 14 e 15)

$$\frac{N_{nitri} - N_e}{N_{nitri}} = 1 - \frac{1}{1+R} \quad (\text{Equação 14})$$

$$E_{Desnitrificação} = 1 - \frac{1}{1+R} \quad (\text{Equação 15})$$

O processo de remoção global de nitrogênio no RCAALF foi comprovado a partir do cálculo utilizando a equação 16.

$$Eficiência (\%) = \left[\frac{[Na] - [Ne]}{Na} \right] \times 100 \quad (\text{Equação 16})$$

Em que: [Na] e [Ne] representam o somatório das concentrações de N-amon, nitrito e nitrato no afluente e no efluente do RCAALF.

4.5 Determinação dos parâmetros cinéticos aparentes

Os coeficientes cinéticos (k), de degradação da matéria orgânica, 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 17 e 18, respectivamente (LEVENSPIEL, 2000).

$$C = C_0 - K \cdot d/v \quad \text{(Equação 17)}$$

$$C = C_0 \cdot e^{-kd/v} \quad \text{(Equação 18)}$$

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 ($mg L^{-1}$) e d/v : distância/velocidade.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Caracterização do substrato

Os resultados da caracterização da água residuária são apresentados na Tabela 3, com os valores mínimo, máximo, média 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, nitrato e fósforo.

Tabela 3 - Resultado da estatística descritiva da caracterização físico-química do afluente do RCAALF

Parâmetros	N	Mín	Máx	Mediana	Média	DP
pH	8	6,98	7,80	7,20	7,39	0,33
T (°C)	8	19,00	25,00	22,00	22,57	2,51
AB (mg CaCO ₃ L ⁻¹)	12	198,50	470,00	408,70	360,43	113,79
AV (mgHAc L ⁻¹)	12	3,50	375,50	210,00	186,56	169,69
ST (mg L ⁻¹)	12	0,85	6,05	3,26	2,96	2,07
SST (mg L ⁻¹)	12	0,17	2,36	1,48	1,25	0,77
DQO Bruta (mg L ⁻¹)	12	964,00	4536,00	2606,50	2505,00	1182,39
DQO Filtrada (mg L ⁻¹)	12	579,00	2900,00	1866,50	1708,57	797,01
NTK (mg L ⁻¹)	12	60,48	277,05	146,36	134,89	79,62
N-amon (mg L ⁻¹)	12	12,90	36,70	15,70	19,80	8,40
Nitrito (mg L ⁻¹)	12	0,001	1,61	0,03	0,57	0,70
Nitrato (mg L ⁻¹)	12	1,30	8,40	2,70	4,61	3,43
Fósforo (mg L ⁻¹)	8	15,19	54,96	16,10	31,12	21,38

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

Com base nos dados apresentados (Tabela 3), observa-se que o valor de pH para o afluente teve uma média de 7,49, variando entre 6,98 a 7,80, sendo variações aceitáveis para o desenvolvimento e atuação de micro-organismos no tratamento. Os valores de pH afastados da neutralidade tendem a afetar as taxas de crescimento dos

micro-organismos, a faixa considerada ótima está entre 6,6 e 7,4 (VON SPERLING, 1996; CHERNICHARO, 1997).

A temperatura do afluente variou de 19 a 25 ° C. Segundo Gerardi (2002) esse parâmetro é considerado um fator limitante, uma vez que, temperaturas inferiores a 20°C podem afetar negativamente os sistemas anaeróbios e aeróbios.

A alcalinidade a bicarbonato e os ácidos voláteis presentes no afluente variaram durante o período de operação no reator, apresentando, valores entre 198,50 a 470 mg CaCO₃ L⁻¹ e de 3,50 a 375,50 mg CaCO₃ L⁻¹, respectivamente. A interação entre a alcalinidade e ácido está relacionada com a capacidade da mesma em neutralizar os ácidos que formam durante o processo, como também em tamponar o pH caso ocorra acúmulo de ácidos voláteis (CHERNICHARO, 1997).

As concentrações da matéria orgânica variaram significativamente, sendo descritas por meio da análise dos sólidos totais e suspensos totais, bem como medida em termos de DQO bruta e filtrada. Os valores observados para sólidos totais e suspensos totais foram de 0,85 a 6,5 mg L⁻¹ e de 0,17 a 2,36 mg L⁻¹, respectivamente. Para os valores de DQO bruta e filtrada as concentrações variaram de 964 a 4536 mg L⁻¹ e de 579 a 2900 mg L⁻¹, nessa ordem.

Em relação às concentrações de NTK e N-amon no afluente, observou-se uma variação de mínima e máxima de 60,48 e 277,05 mg L⁻¹ e 12,90 e 36,70 mg L⁻¹, respectivamente. As médias do nitrito e nitrato no afluente foram de 0,57 e 4,61 mg L⁻¹, respectivamente. Chernicharo (1997) afirma que a amônia e o nitrogênio orgânico liberado durante a degradação são as principais fontes de nitrogênio utilizadas pelos micro-organismos.

O fósforo no afluente variou entre 15,19 a 54,16 mg L⁻¹, segundo Von Sperling (1996) o fósforo é o nutriente essencial para o crescimento dos micro-organismos encarregados pela estabilização da matéria orgânica e do nitrogênio.

Os resultados da estatística descritiva do afluente indicaram variações que podem ser justificadas pelas características do processo industrial e da água residuária, considerando que o afluente possui origem de uma unidade industrial de grande porte.

5.2 Desempenho do RCAALF ao longo do tempo

Os valores de mínimo, máximo, mediana, média e desvio padrão das análises físico-químicas dos parâmetros de temperatura e pH, referente aos 4 perfis espaciais estão apresentados na Tabela 4.

Tabela 4 - Estatística descritiva dos resultados de temperatura e pH do efluente do RCAALF

Temperatura (°C)					
Altura do reator (m)	Mín	Máx	Mediana	Média	DP
0	19,00	22,00	21,00	20,75	1,50
0,20	20,00	23,00	22,85	22,18	1,46
0,40	20,00	23,00	23,00	22,25	1,50
0,85	20,00	23,00	23,00	22,25	1,50
1,00	20,00	23,00	23,00	22,25	1,50
pH					
Altura do reator (m)	Mín	Máx	Mediana	Média	DP
0	6,98	7,80	7,36	7,38	0,37
0,20	7,40	7,94	7,53	7,60	0,25
0,40	7,38	7,97	7,61	7,64	0,28
0,85	6,10	7,86	7,01	6,99	0,79
1,00	6,31	8,00	7,03	7,09	0,78

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

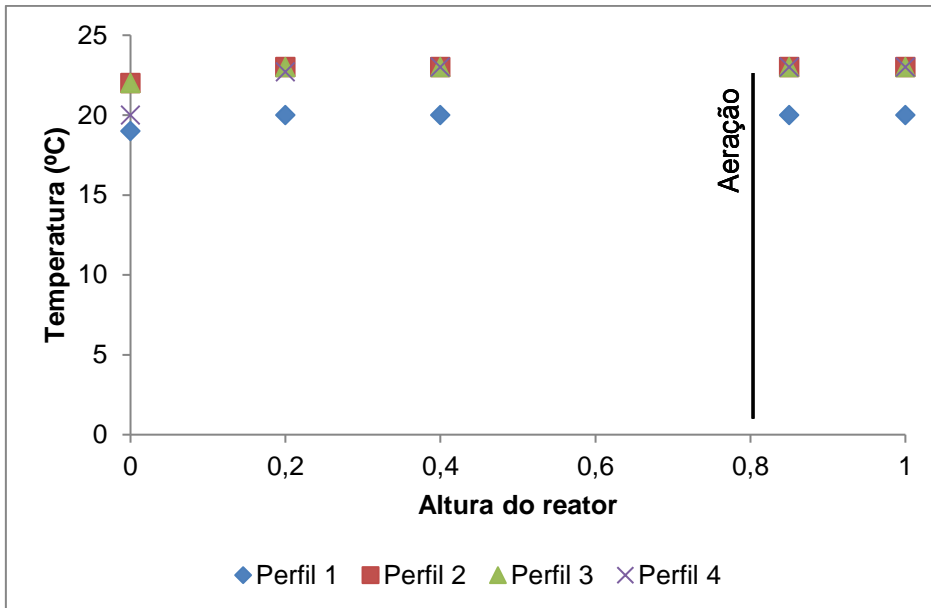
Fonte: Autoria própria.

Segundo Metcalf e Eddy (2003) as temperaturas consideradas ótimas para atividades biológicas variam entre $25 \pm 35^{\circ}\text{C}$. Na digestão anaeróbia quando a temperatura decresce a 15°C as bactérias produtoras de metano se tornam inativas e a 5°C as bactérias nitrificantes autotróficas param de funcionar, ainda a 2°C as bactérias que atuam sobre a matéria orgânica se tornam dormentes.

Louzeiro et al. (2002) ao operarem reatores em escala real, observaram que as bactérias nitrificantes possuem grande sensibilidade ao decréscimo brusco na temperatura, porém, as mesmas apresentam boa capacidade de recuperação, podendo atingir velocidades de nitrificação semelhantes aquelas adquiridas em temperaturas mais elevadas.

Considerado os resultados obtidos (Tabela 4), observou-se que a temperatura manteve-se constante ao longo da altura do reator, porém não atingiu a faixa considerada ótima das atividades biológicas. No início da fase anaeróbia a temperatura indicou valores menores médios de $20,75^{\circ}\text{C}$, porém observa-se um leve aumento para $22,25^{\circ}\text{C}$ (Figura 6).

Figura 6 - Variação da temperatura ao longo da altura do RCAALF durante o período de operação

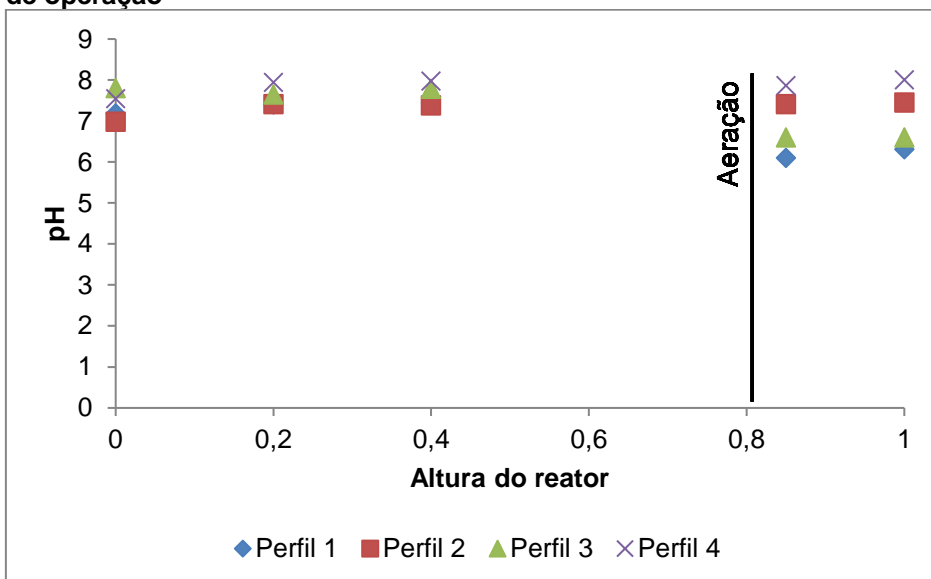


Fonte: Autoria própria.

O pH do efluente apresentou variações, ao longo da altura do reator, entre 6,10 e 8,0 (Figura 7). Segundo Metcalf e Eddy (2003) para que ocorra uma taxa ideal de nitrificação o pH deve estar entre 7,5 e 8,0, caso o valor do mesmo for abaixo de 7,0 as taxas de oxidação da amônia são consideravelmente reduzidas.

As bactérias nitrificantes possuem a habilidade de se adaptarem mesmo quando o pH não está dentro da faixa ótima, dessa forma mesmo com alterações no sistema pode-se obter uma alta eficiência no processo (Henze et al, 2001).

Figura 7- Variação nas concentrações de pH ao longo da altura do RCAALF durante o período de operação



Fonte: Autoria própria.

Os resultados do mínimo, máximo, mediana, média e do desvio padrão das análises físico-químicas dos parâmetros de alcalinidade e ácidos voláteis são apresentados na Tabela 5.

Tabela 5 - Estatística descritiva dos resultados de alcalinidade a bicarbonato e ácidos voláteis do efluente do RCAALF no período de operação

Alcalinidade à Bicabornato (mg CaCo₃ L⁻¹)					
Altura do reator (m)	Mín	Máx	Mediana	Média	DP
0	408,70	470,00	431,00	435,18	27,61
0,20	270,00	554,50	374,00	393,13	118,27
0,40	296,00	550,60	366,75	395,03	112,58
0,85	12,00	169,70	53,75	72,30	72,78
1,00	12,00	131,10	43,00	57,28	55,87
Ácidos Voláteis (mgHAc L⁻¹)					
Altura do reator (m)	Mín	Máx	Mediana	Média	DP
0	3,50	210,00	19,30	63,03	98,58
0,20	6,40	61,20	30,00	31,90	24,15
0,40	5,40	45,60	30,10	27,80	18,14
0,85	1,00	31,20	17,05	16,58	15,34
1,00	0,50	32,40	9,50	12,98	14,51

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

Fonte: Autoria própria.

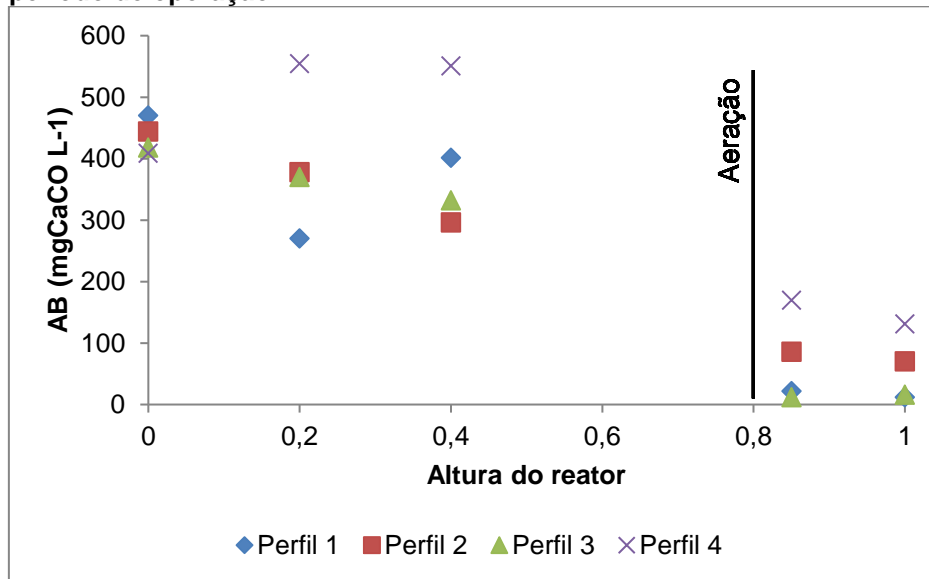
Kus e Wismann (1995) consideram a alcalinidade e os ácidos voláteis parâmetros essenciais para a digestão anaeróbia, uma vez que ambos devem estar em equilíbrio no sistema. Os valores baixos de pH estão geralmente relacionados a altas concentrações de ácidos voláteis podendo gerar a inibição do substrato, já valores altos de pH a concentração de ácidos voláteis é muito baixa, gerando uma limitação no substrato.

Para minimizar possíveis efeitos de valores com pH baixos no efluente sobre taxas de nitrificação, geralmente, aconselha-se utilizar uma alcalinidade operacional de 50-60 mg CaCo₃ L⁻¹ com um valor de pH correspondente de 6,8 ou maior. A adição da alcalinidade será necessária quando o sistema receber um afluente com elevadas concentrações de amônia ou quando a alcalinidade inicial for baixa (METCALF; EDDY, 2003).

Os valores médios observados de alcalinidade a bicarbonato, ao longo do reator, indicaram que houve um decaimento (Figura 8). No afluente a média da alcalinidade a bicarbonato foi de 435,18 mg CaCo₃ L⁻¹ e no efluente tratado a média foi de 57,28 mg CaCo₃ L⁻¹ (Tabela 5), tal acontecimento pode ser definido pelo início

da nitrificação biológica, visto que ocorre um consumo do carbono inorgânico pelas bactérias autotróficas (KREUTZ, 2012). Van Haandel e Marais (1999) afirmam que a alcalinidade a bicarbonato sofre influência da amonificação, nitrificação e desnitrificação, podendo ser consumida e produzida, respectivamente.

Figura 8 - Variações nas concentrações de AB ao longo da altura do RCAALF durante o período de operação



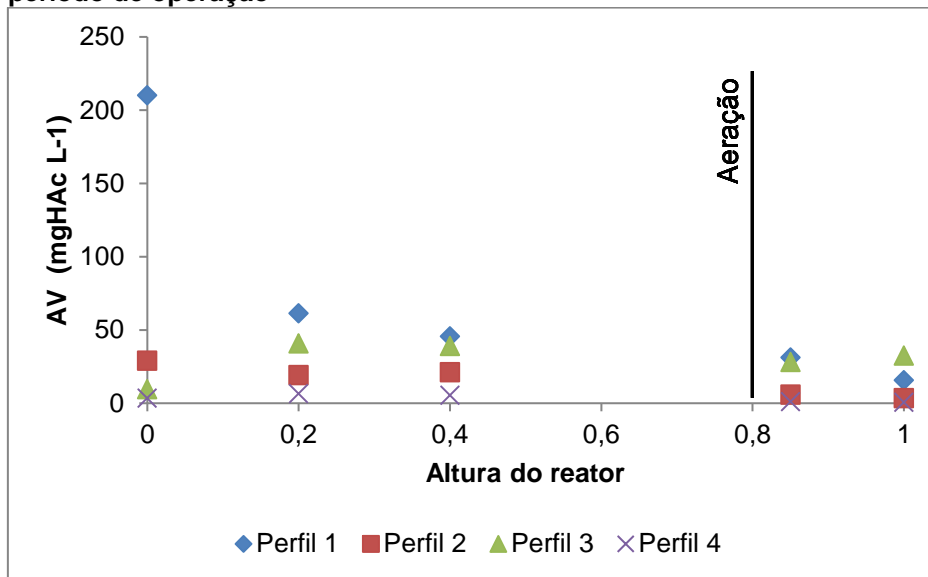
Fonte: Autoria própria.

No estudo de Pontes (2009) utilizando o mesmo tipo de afluente, água residuária de aves, obteve variações de alcalinidade para o afluente de 25 a 50 mg CaCO₃L⁻¹, já para o efluente em torno de 180 a 300 mg CaCO₃ L⁻¹. As concentrações de ácidos voláteis variaram do afluente e efluente de, 70 ± 120 mg CaCO₃ L⁻¹ e 20 ± 40 mg CaCO₃ L⁻¹, respectivamente. A autora relata que a alcalinidade após ser consumida no processo de amonificação e nitrificação, a mesma é produzida no processo de desnitrificação.

Em relação aos ácidos voláteis, observa-se uma diminuição dos valores ao longo da altura do reator, nos 4 perfis analisados (Figura 9), com um resultado médio do afluente e efluente correspondente a 63,03 e 12,98 mg HAc L⁻¹, respectivamente. Visto que os valores de AV obtidos na saída do reator foram inferiores aos de entrada, o sistema garante a estabilidade de remoção de matéria orgânica. Oliveira Netto (2007), no tratamento de esgoto sanitário, obteve valores médios de AV em torno de 83 ± 25 mg HAc L⁻¹ para o afluente e 46 ± 14 mg HAc L⁻¹ para o efluente.

Figura 9 - Variações nas concentrações de AV ao longo da altura do RCAALF durante o

período de operação



Fonte: Autoria própria.

O tamponamento pode ser medido pela relação de ácidos voláteis/alcalinidade a bicarbonato (AV/AB), segundo Chernicharo (1997) os valores devem ser inferiores a 0,3 para que o tamponamento do sistema seja garantido. Valores acima do citado indicam a ocorrência de distúrbios no processo de digestão anaeróbia. De modo geral, os resultados dos 4 perfis analisados foram $\leq 0,3$ durante todo o período de operação do reator.

5.2.1 Remoção de compostos nitrogenados

Os valores de mínimo, máximo, mediana, média e desvio padrão das análises físico-químicas dos parâmetros de NTK e N-amon são apresentados na Tabela 6.

Tabela 6 - Estatística descritiva dos resultados de NTK e N-amon do efluente do RCAALF no período de operação

continua

Altura do reator (m)	NTK (mg L ⁻¹)				
	Mín	Máx	Mediana	Média	DP
0	60,48	277,05	63,84	116,30	107,18
0,20	49,28	236,90	53,76	98,42	92,36
0,40	31,36	76,29	40,32	47,07	20,01
0,85	13,44	29,44	15,68	18,56	7,33
1,00	6,72	28,11	10,08	13,75	9,75

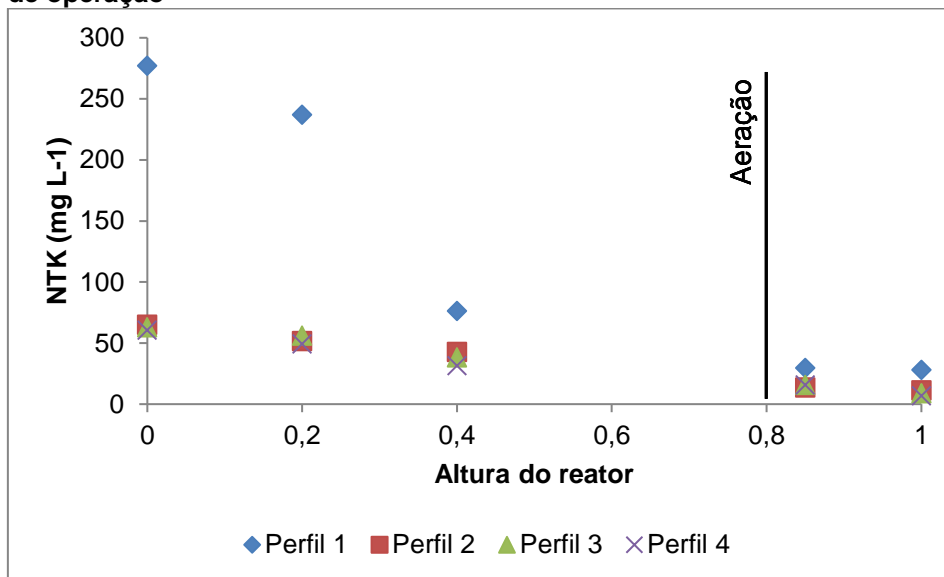
conclusão

N-amon (mg L ⁻¹)					
Altura do reator (m)	Mín	Máx	Mediana	Média	DP
0	12,90	36,70	15,40	20,10	11,13
0,20	10,10	13,70	12,05	11,98	1,49
0,40	6,20	12,60	7,45	8,43	2,85
0,85	3,90	10,60	5,20	6,23	3,03
1,00	2,20	11,20	2,95	4,83	4,27

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

As concentrações médias no período de operação do NTK para o afluente e efluente foram de 116,30 e 13,75 mg L⁻¹, respectivamente (Figura 10). Já os valores do N-amon para o afluente e efluente foram de 20,10 e 4,83 mg L⁻¹ (Figura 11). Ao observar ambos os parâmetros verifica-se uma redução nas concentrações, apresentando uma eficiência de remoção média de 89% para o NTK e 76% para o N-amon.

Figura 10 - Variação da concentração de NTK ao longo da altura do RCAALF durante o período de operação

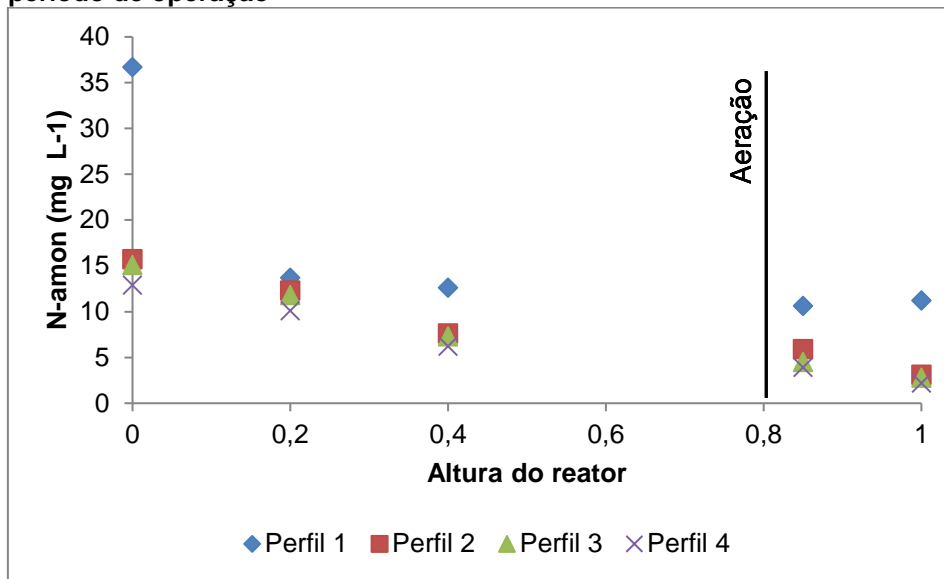


Fonte: Autoria própria.

A resolução 430/2011 do CONAMA com o intuito de reduzir os impactos ambientais sobre o meio, estabeleceu valores máximos de N-amon para a emissão nos corpos hídricos, sendo de 20 mg L⁻¹. Dessa forma, nesse estudo a remoção do N-amon atende a legislação.

Figura 11 - Variação da concentração de N-amon ao longo da altura do RCAALF durante o

período de operação



Fonte: Autoria própria.

Ferro (2015) utilizando o RCAALF no tratamento de efluente bovino com vazão de recirculação de 100% e um TDH de 24 h obteve concentrações médias de NTK de $246,3 \text{ mg L}^{-1}$ e para o N-amon de $28,3 \text{ mg L}^{-1}$, com uma eficiência de 95 e 98%, respectivamente.

Cunha (2015) utilizando o RCAALF no tratamento de efluente bovino sem recirculação e com TDH de 24 h obteve concentrações médias de NTK e N-amon de $49,27 \pm 47,69 \text{ mg L}^{-1}$ e $11,97 \pm 3,42 \text{ mg L}^{-1}$, respectivamente, com uma eficiência de remoção de 70% para o NTK.

Dallago (2009) ao estudar a remoção de N-amon no tratamento de efluente avícola, usando um reator em batelada sequencial com TDH de 72 horas, obteve uma eficiência de remoção de 74,86% após a fase de nitrificação, apresentando um valor de $116,41 \text{ mg L}^{-1}$ no efluente e de $24,08 \text{ mg L}^{-1}$ na saída da fase de desnitrificação.

Os resultados das análises de NTK e N-amon para os efluentes de abatedouros avícolas, ao passar pelo flotador primário, segundo Júnior e Mendes (2006), apresentaram concentrações de $226,1$ e $203,1 \text{ mg L}^{-1}$, respectivamente.

Os valores de mínimo, máximo, mediana, média e desvio padrão das análises físico-químicas dos parâmetros de Nitrito e Nitrato são apresentados na Tabela 7.

Tabela 7- Estatística descritiva dos resultados de Nitrito e Nitrato do efluente do RCAALF no período de operação

Altura do reator (m)	Nitrito (mg L^{-1})				
	Mín	Máx	Mediana	Média	DP

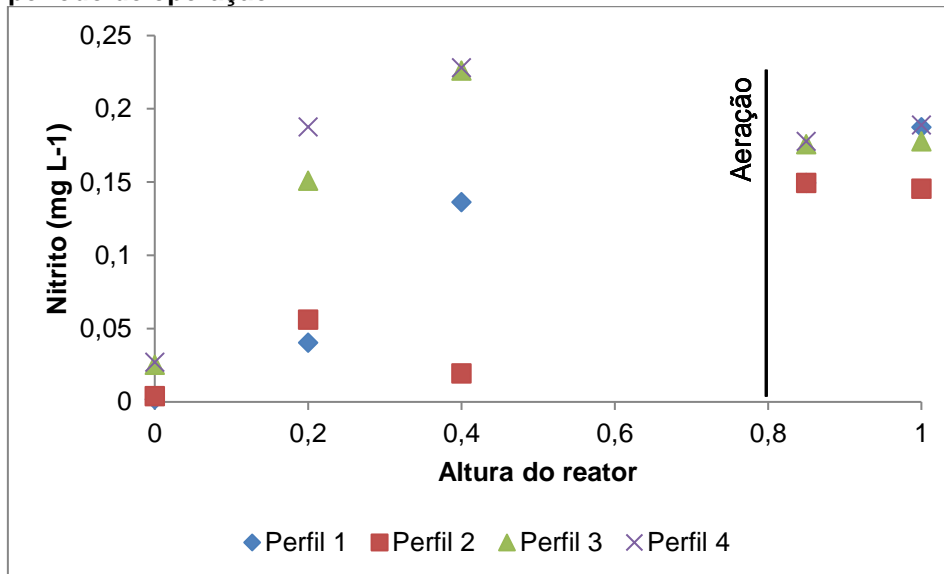
0	0,002	0,03	0,01	0,01	0,01
0,20	0,04	0,19	0,10	0,11	0,07
0,40	0,02	0,23	0,18	0,15	0,10
0,85	0,15	0,18	0,16	0,16	0,02
1,00	0,15	0,19	0,18	0,17	0,02

Nitrato (mg L^{-1})					
Altura do reator (m)	Mín	Máx	Mediana	Média	DP
0	1,30	2,70	1,80	1,90	0,71
0,20	2,20	3,70	2,80	2,88	0,79
0,40	5,10	6,70	5,35	5,63	0,75
0,85	4,50	15,20	5,70	7,78	5,08
1,00	8,40	17,90	8,60	10,88	4,69

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

A concentração média de nitrito (Figura 12) no efluente do RCAALF foi de $0,01 \text{ mg L}^{-1}$ para o afluente e de $0,17 \text{ mg L}^{-1}$ para o efluente, já os valores de afluente e efluente do nitrato (Figura 13) foram de $1,90$ e $10,88 \text{ mg L}^{-1}$, respectivamente.

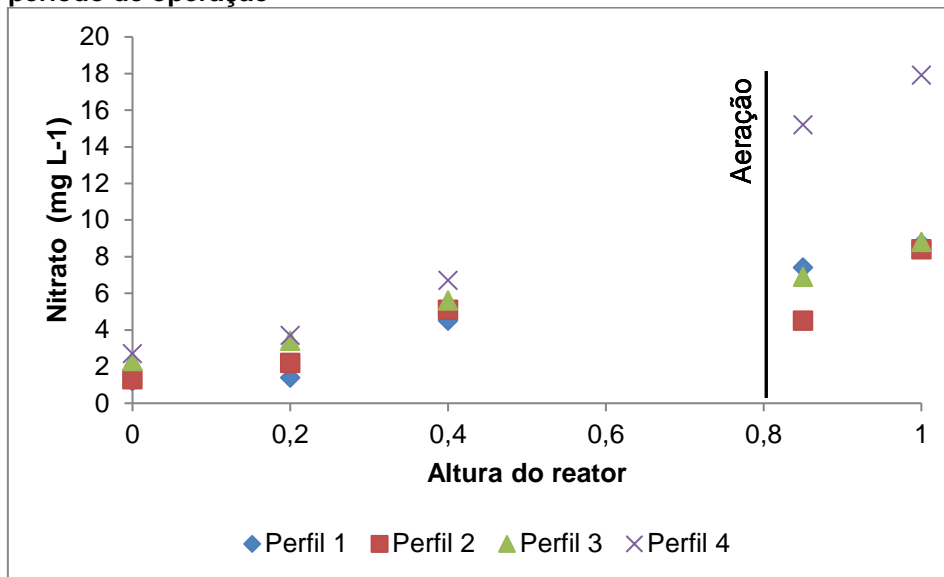
Figura 12 - Variação nas concentrações de Nitrito ao longo da altura do RCAALF durante o período de operação



Fonte: Autoria própria.

Figura 13 - Variação nas concentrações de Nitrato ao longo da altura do RCAALF durante o

período de operação



Fonte: Autoria própria.

O aumento da concentração de nitrito e nitrato ao longo da altura do reator, bem como o decréscimo do N-amon no sistema, indica que o processo de nitrificação ocorreu. Dessa forma, a fim de verificar que após o processo de nitrificação ocorreu o processo de desnitrificação, foram calculadas eficiências com base nas concentrações de NTK, N-amon, nitrito e nitrato (Tabela 8).

Tabela 8 - Resumo das eficiências de desnitrificação do RCAALF durante o período de operação

	Perfil 1	Perfil 2	Perfil 3	Perfil 4	Média dos perfis
Eficiência teórica (%)	59,95	59,84	59,80	59,79	59,85
Eficiência real (%)	99,92	99,73	99,67	99,65	99,74
Remoção de NTK (%)	99,53	97,99	96,29	95,49	97,33
Remoção de N-amon (%)	96,45	91,69	84,60	78,86	87,90

Fonte: Autoria própria.

Ao analisar os dados apresentados na Tabela 8, observou-se que a eficiência real de desnitrificação foi maior que a teórica em todos os perfis analisados, situação semelhante foi reportada nos estudos de Cunha (2015), Ferro (2015) e Pontes (2009).

Em relação a remoção de NTK e N-amon, observou-se que no decorrer dos perfis analisados houve um decréscimo na eficiência, podendo ser justificado pelo fato

que no último perfil os valores iniciais das concentrações de NTK e N-amon já foram mais baixas, em relação aos demais.

Na pesquisa realizada por Araújo Júnior (2006) utilizando um reator combinado anaeróbio-aeróbio vertical de leito fixo com um TDH de 35 h e razão de recirculação de 350% no tratamento de água residuária de indústria produtora de lisina, as remoções de NTK e N-amon foram de 94% e 77%, respectivamente. Os resultados do autor foram similares ao do presente estudo.

5.2.2 Remoção da matéria orgânica

Os valores de mínimo, máximo, mediana, média e desvio padrão das análises físico-químicas dos parâmetros de sólidos totais (ST) e sólidos suspensos totais (SST) são apresentados na Tabela 9:

Tabela 9 - Estatística descritiva dos resultados de ST e SST do RCAALF durante o período de operação

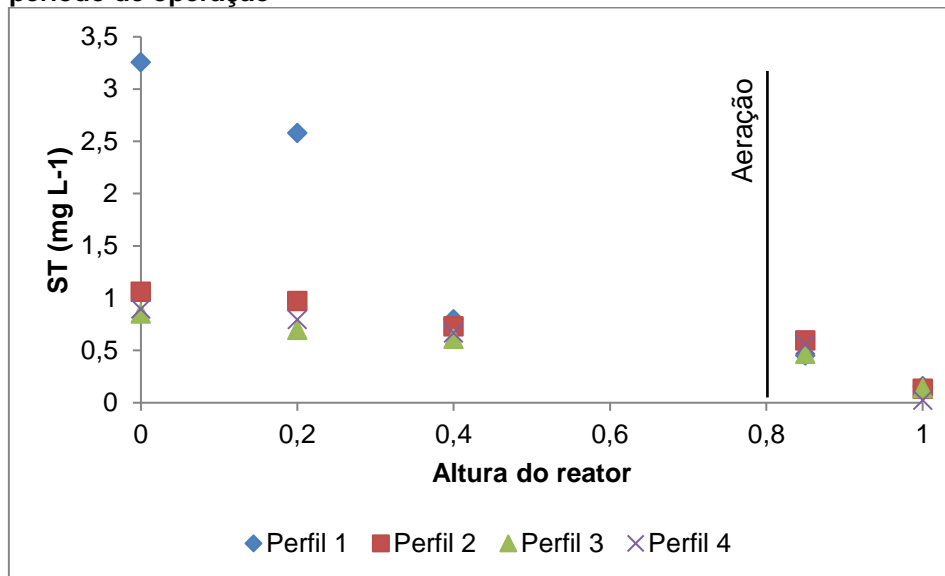
Sólidos Totais (mg L⁻¹)					
Altura do reator (m)	Mín	Máx	Mediana	Média	DP
0	0,85	3,26	0,98	1,52	1,16
0,20	0,70	2,58	0,88	1,26	0,89
0,40	0,61	0,80	0,70	0,70	0,08
0,85	0,45	0,60	0,51	0,52	0,07
1,00	0,02	0,16	0,14	0,11	0,06
Sólidos Suspensos Totais (mg L⁻¹)					
Altura do reator (m)	Mín	Máx	Mediana	Média	DP
0	0,17	1,56	0,77	0,82	0,67
0,20	0,15	0,44	0,29	0,29	0,14
0,40	0,14	0,32	0,23	0,23	0,09
0,85	0,02	0,06	0,04	0,04	0,02
1,00	0,02	0,04	0,02	0,03	0,01

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

Fonte: Autoria própria.

A concentração média de ST no afluente do RCAALF foi de 1,52 mg L⁻¹ e 0,11 mg L⁻¹ para o efluente tratado (Figura 14), com uma eficiência de remoção em torno de 93%. Na altura 0,2 m, as concentrações foram tão elevadas quanto ao do afluente, uma vez que foi inoculado lodo nessa área, bem como, o lodo gerado no processo sedimenta por gravidade para esta região do reator.

Figura 14 - Variação nas concentrações de ST ao longo da altura do RCAALF durante o período de operação



Fonte: Autoria própria.

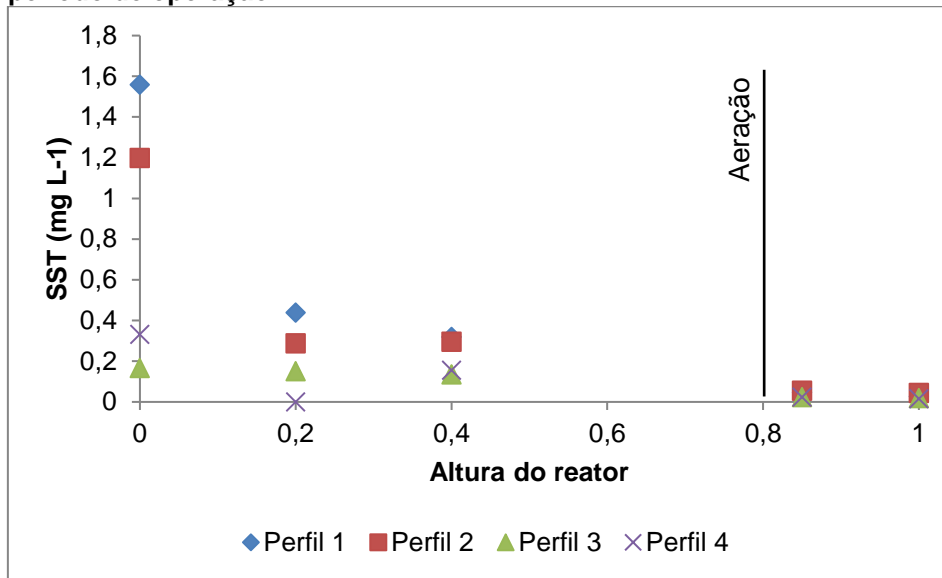
Pode-se observar que as concentrações tanto no ST e no SST foram diminuindo ao longo da altura do reator indicando resultados positivos no tratamento. Outro aspecto que pode ter contribuído foi o meio suporte utilizado no reator, para que não houvesse a perda de biomassa ativa do sistema.

Segundo Júnior e Mendes (2006) ao analisar os efluentes de uma estação de tratamento de esgoto industrial de um abatedouro avícola, apresentaram valores superiores ao encontrado nesse trabalho. A concentração de ST do efluente após o tratamento correspondeu a 760 mg L⁻¹, tendo uma concentração inicial na lagoa anaeróbia de 2.086 mg L⁻¹.

A justificativa para a diferença entre a quantidade de ST apresentada por Júnior e Mendes (2006) e o presente trabalho, pode ser explicada pelos diferentes tipos de tratamento e principalmente pelo porte do sistema de tratamento, uma vez que, nesse estudo é escala de bancada.

A concentração média de SST no efluente do RCAALF durante o período de operação foi de 0,82 mg L⁻¹ e 0,3 para o afluente (Figura 15), com eficiência de remoção em torno de 96%. Ferro (2015) ao utilizar o RCAALF no tratamento de água residuária de matadouro bovino, apresentou médias de SST de 483,8 para o afluente e 167,5 mg L⁻¹ para o efluente, com eficiência de remoção em torno de 66%.

Figura 15 - Variação nas concentrações de SST ao longo da altura do RCAALF durante o período de operação



Fonte: Autoria própria.

Os valores de mínimo, máximo, mediana, média e desvio padrão das análises físico-químicas do parâmetro da DQO bruta e filtrada são exibidos na Tabela 10.

Tabela 10 - Estatística descritiva dos resultados de DQO bruta e filtrada durante o período de operação

DQO bruta (mg L ⁻¹)					
Altura do reator (m)	Mín	Máx	Mediana	Média	DP
0	964,00	4.536,00	1.846,50	2.298,25	1.622,55
0,20	776,50	2.938,50	1.675,25	1.766,38	1.085,81
0,40	324,00	1.019,00	820,25	745,88	321,93
0,85	41,50	104,00	77,75	75,25	25,86
1,00	31,50	79,00	50,25	52,75	19,63
DQO Filtrada (mg L ⁻¹)					
Altura do reator (m)	Mín	Máx	Mediana	Média	DP
0	579,00	2.900,00	1.600,75	1.670,13	1.104,97
0,20	131,50	2.150,00	630,75	885,75	922,93
0,40	106,50	539,00	364,00	343,38	198,61
0,85	44,00	166,50	76,50	90,88	52,73
1,00	26,50	39,00	32,75	32,75	5,20

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

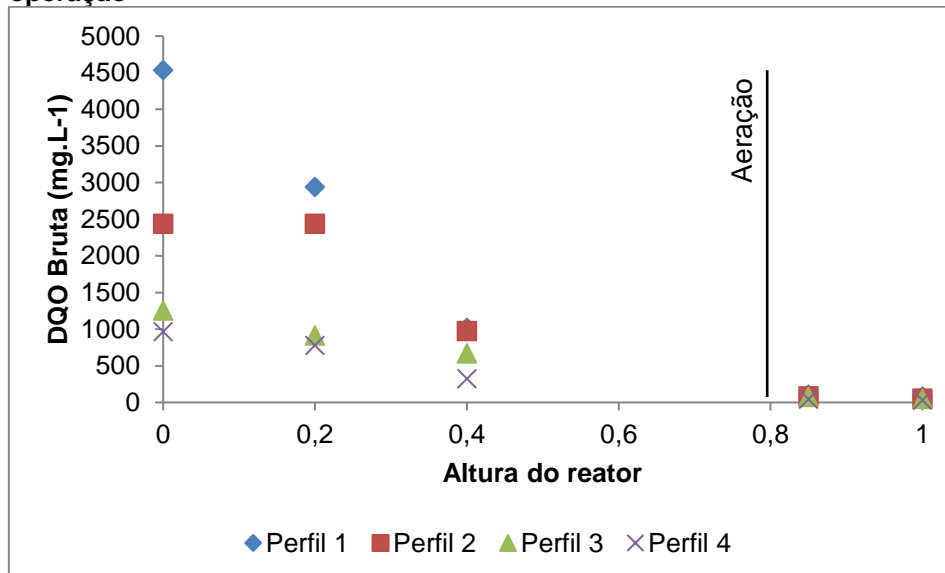
Fonte: Autoria própria.

As concentrações de matéria orgânica, medidas em termos de DQO de amostras bruta e filtrada, apresentaram variações ao longo do período operacional no tratamento da água residuária. Para a DQO bruta o valor máximo e mínimo no afluente

e do efluente foram de 964,00 e 4536,00 mg L^{-1} e 31,50 e 79,00 mg L^{-1} , respectivamente, com eficiência média de remoção em torno de 98% (Figura 16).

Júnior e Mendes (2006) obtiveram no efluente bruto de aves uma DQO de 2899,0 mg L^{-1} , após todo o processo do sistema de tratamento estudado pelos autores, a concentração do efluente tratado foi de 387 mg L^{-1} . A concentração média de DQO bruta para Schoenhals (2006) foi de 1020 mg L^{-1} utilizando água residuária avícola, tais variações entre o presente estudo e os autores pode ser justificada pelo porte do abatedouro, bem como os autores utilizaram uma estação de tratamento de esgoto industrial.

Figura 16 - Variação da DQO bruta ao longo da altura do RCAALF durante o período de operação

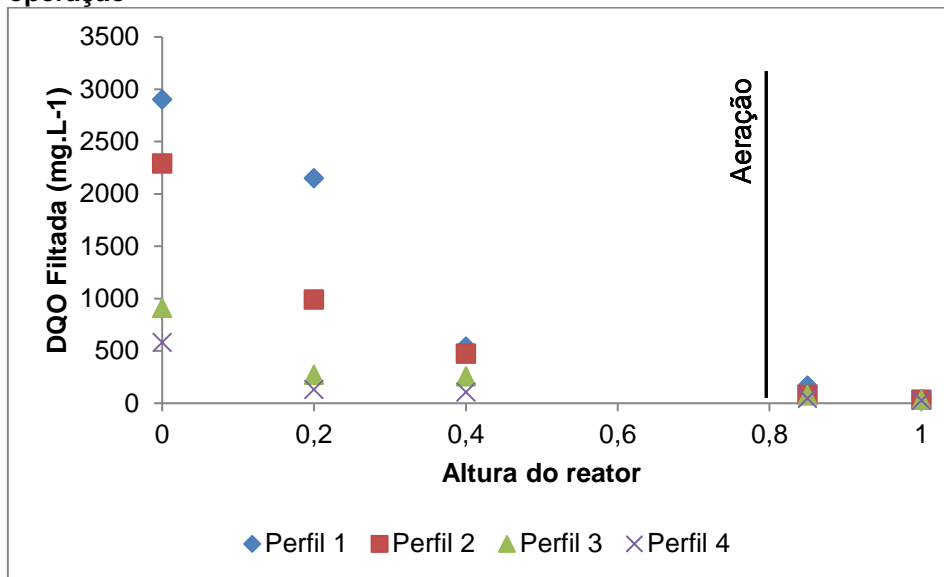


Fonte: Autoria própria.

Em relação à DQO filtrada o valor máximo e mínimo do afluente e efluente foram de 579,00 e 2900,00 mg L^{-1} e 26,50 e 39,00 mg L^{-1} , respectivamente, com eficiência média de remoção em torno de 98%, assim como na DQO bruta (Figura 17). Nos estudos de Schoenhals (2006), a concentração média DQO filtrada de foi de 771 mg L^{-1} para o afluente e 363 mg L^{-1} para o efluente. Já Pontes (2009) apresentou eficiência de remoção da DQO em torno de 90% tendo um efluente bruto aproximado de 600 mg L^{-1} , utilizando um reator de leito fixo ascendente.

Figura 17 - Variação da DQO filtrada ao longo da altura do RCAALF durante o período de

operação



Fonte: Autoria própria.

A elevada eficiência de remoção de matéria orgânica no RCAALF pode ser justificada pelo uso do meio suporte na adesão da biomassa, bem como a atuação dos micro-organismos no tratamento. Além desses fatores, a água residuária de abatedouro avícola, em comparação a outros efluentes agroindustriais, apresenta concentração inferior de matéria orgânica.

5.2.2 Remoção da matéria fosforada

Os valores de mínimo, máximo, mediana, média e desvio padrão das análises físico-químicas do parâmetro de fósforo são apresentados na Tabela 11.

Tabela 11 - Estatística descritiva dos resultados de fósforo durante o período de operação

Altura do reator (m)	Fósforo (mg L^{-1})				
	Mín	Máx	Mediana	Média	DP
0	0,054	0,055	0,055	0,055	0,001
0,20	0,061	0,103	0,082	0,082	0,030
0,40	0,059	0,059	0,059	0,059	0,000
0,85	0,048	0,055	0,052	0,052	0,005
1,00	0,048	0,053	0,051	0,050	0,004

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

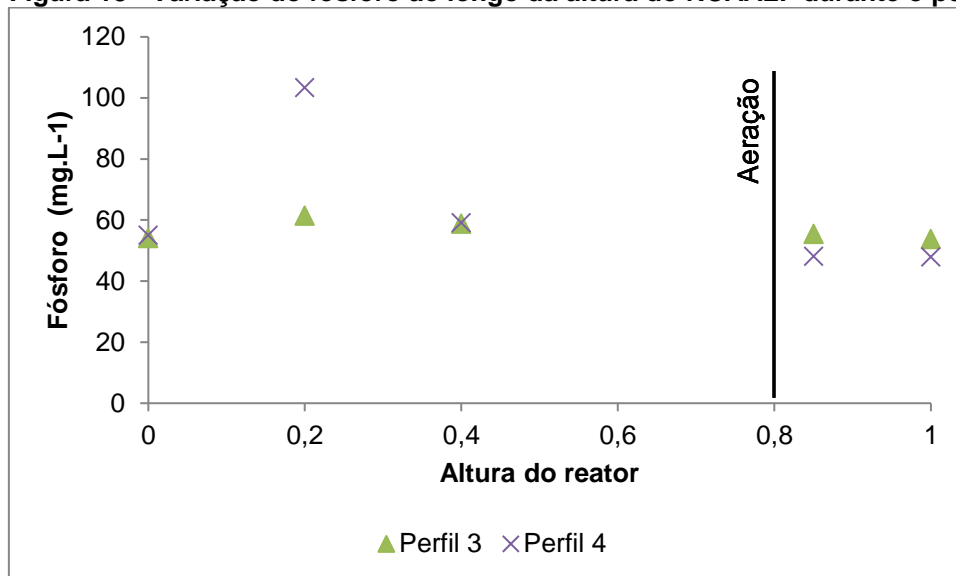
Fonte: Autoria própria.

A concentração média do fósforo obtida foi de $0,055 \text{ mg L}^{-1}$ para o afluente e de $0,050 \text{ mg L}^{-1}$ para o efluente tratado, com eficiência de remoção em torno de 7 % (Figura 17). Porém, mesmo não tendo uma ótima eficiência, as concentrações desse efluente estão de acordo o valor máximo permissível pela Resolução CONAMA 430/2011 ($0,03$ a $0,05 \text{ mg L}^{-1}$) para os corpos aquáticos enquadrados na classe II.

Kreutz (2012) utilizando o RCAALF no tratamento da água residuária de matadouro bovino, obteve concentrações médias fósforo no efluente de $0,3$ ($0,1$) mg L^{-1} e $0,5$ ($0,1$) mg L^{-1} , para TDH de 11 e 8 h, respectivamente, com eficiência de 10% e 0%, respectivamente.

A ineficiência na remoção do fósforo, para este trabalho e da autora supracitada, pode ser justificada pelo aumento da concentração de fosfato no efluente, bem como, a não liberação de fósforo na fase anaeróbia e absorção durante as fases anóxica e aeróbia (NÓBREGA, 2009).

Figura 18 - Variação do fósforo ao longo da altura do RCAALF durante o período de operação



Fonte: Autoria própria.

5.3 Parâmetros cinéticos aparentes

5.3.1 Parâmetros Cinéticos de Remoção de Matéria Orgânica

As curvas de decaimento e o resumo dos parâmetros cinéticos aparentes de degradação da matéria orgânica (Tabela 12), em termos de DQO filtrada, com o ajuste

ao modelo de cinética de ordem zero e primeira ordem, são representadas a seguir (Figura 19 e 20).

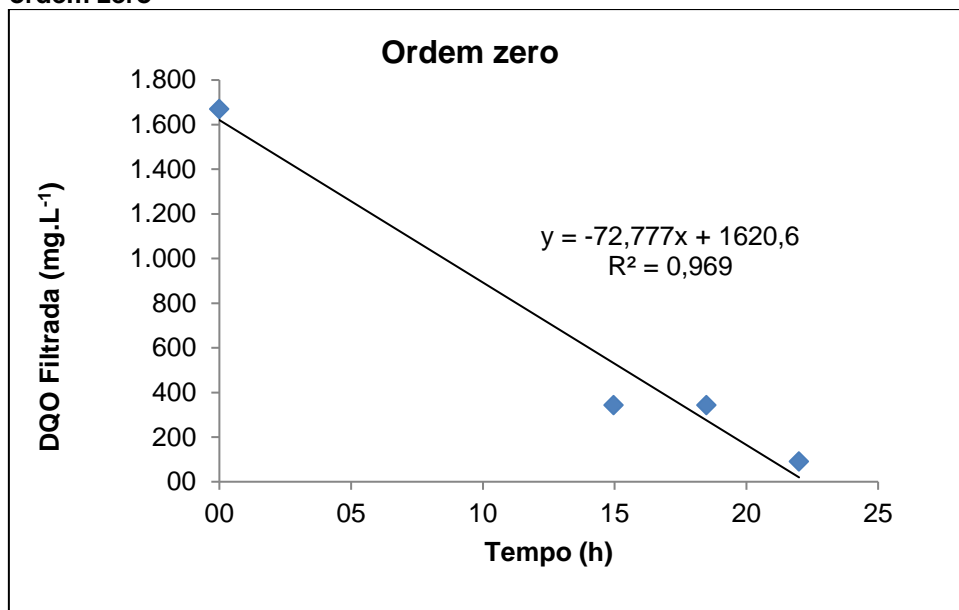
Tabela 12- Resumo dos parâmetros cinéticos de degradação de matéria orgânica obtidos com ajuste dos modelos de ordem zero e primeira ordem

Parâmetros cinéticos	Ordem zero	Primeira ordem
k (h^{-1})	72,777	0,031
C_0 ($mg L^{-1}$)	1620,6	7,852
R^2	0,969	0,848

Fonte: Autoria própria.

Considerando o R^2 , o modelo que melhor se ajustou aos dados experimentais apresentados foi o modelo de ordem zero, com coeficiente de determinação igual a 0,969. Levenspiel (2000) afirma que nas reações de ordem zero a velocidade é uma constante, ou seja, não depende da concentração do substrato.

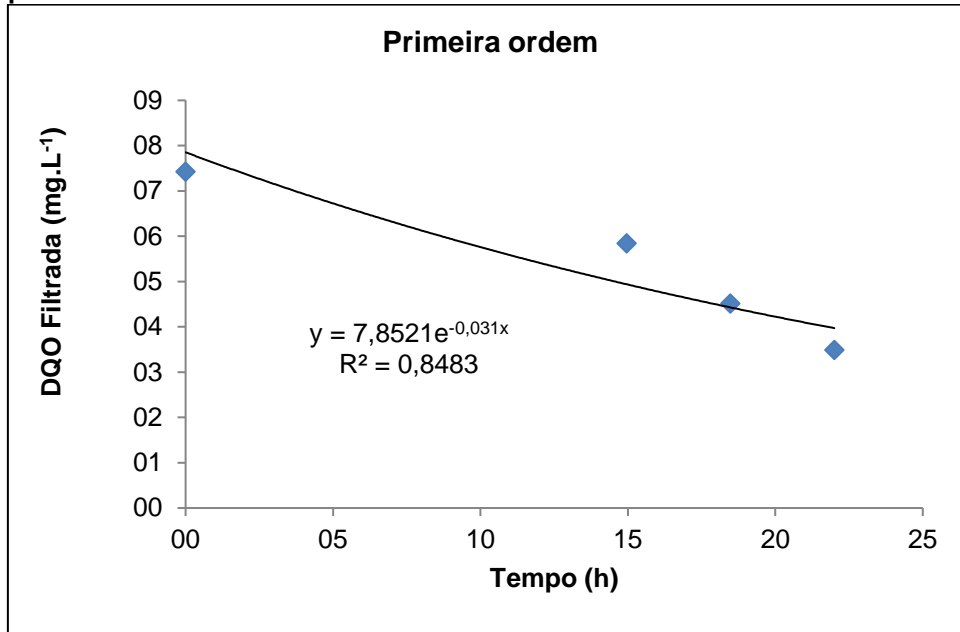
Figura 19 - Curva de decaimento de matéria orgânica ao longo tempo ajustada ao modelo de ordem zero



Fonte: Autoria própria.

Figura 20 - Curva de decaimento de matéria orgânica ao longo tempo ajustada ao modelo de

primeira ordem



Fonte: Autoria própria.

Gatti (2013), utilizando o RAALF no tratamento de efluente de abatedouro bovino, alcançou um melhor resultado no modelo de primeira ordem. O autor analisou os TDH de 22, 16 e 10 h, obtendo um R² de 0,9544; 0,9211 e 0,7262, respectivamente. A diferença entre o TDH de 22 horas e 10 horas pode ser justificada pelo maior tempo de contato entre a matéria orgânica e os micro-organismos, bem como, a maior concentração de matéria degradante.

Cunha (2015) obteve um melhor resultado no modelo de ordem zero, tratando um efluente de abatedouro bovino. O coeficiente de determinação da autora foi de 0,9045, já o de primeira ordem foi de 0,8326, utilizando um TDH de 24 horas, sem recirculação.

Kreutz et al. (2014) em um estudo cinético de remoção de matéria orgânica de efluente bovino com um TDH de 8 e 11h, observaram que o modelo de primeira ordem indicou um melhor ajuste, especificamente o modelo com o TDH de 11 h que obteve um coeficiente de determinação de 0,9734.

5.3.2 Parâmetros Cinéticos de Remoção de Nitrogênio amoniacal

As curvas de decaimento e o resumo dos parâmetros cinéticos aparentes de degradação dos compostos nitrogenados (Tabela 13), em termos de N-amon, com o

ajuste dos dados experimentais ao modelo de cinética de ordem zero e primeira ordem são representadas a seguir (Figura 21 e 22).

Tabela 13 - Resumo dos parâmetros cinéticos de degradação de N-amon obtidos com ajuste dos modelos de ordem zero e primeira ordem

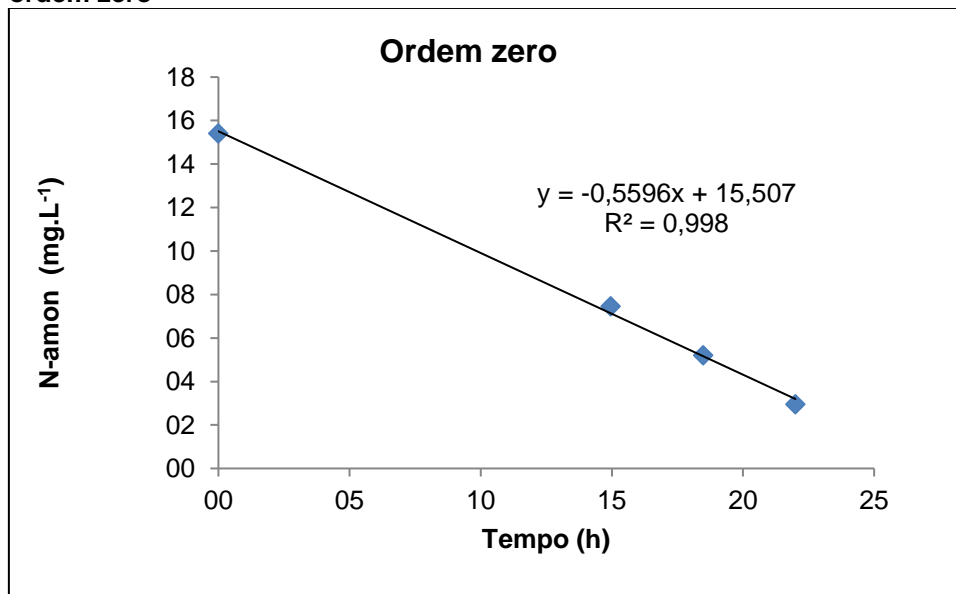
Parâmetros cinéticos	Ordem zero	Primeira ordem
k (h^{-1})	0,559	0,036
C_0 ($mg L^{-1}$)	15,505	2,929
R^2	0,998	0,822

Fonte: Autoria própria.

Considerando o R^2 , o modelo que melhor se ajustou aos dados apresentados foi o modelo de ordem zero, com um coeficiente de determinação igual a 0,998, exibindo o mesmo comportamento do modelo cinético da degradação da matéria orgânica.

No estudo de Gatti (2013) a degradação da matéria nitrogenada em termos de N-amon também foi o modelo de ordem zero, onde os valores de coeficiente de determinação para os TDH de 22, 16 e 10 h, foram de 0,985, 0,934 e 0,961, respectivamente. O modelo que melhor se ajustou para Cunha (2013) foi o de primeira ordem com um R^2 de 0,9828, em um TDH de 24 h, com recirculação de 150%.

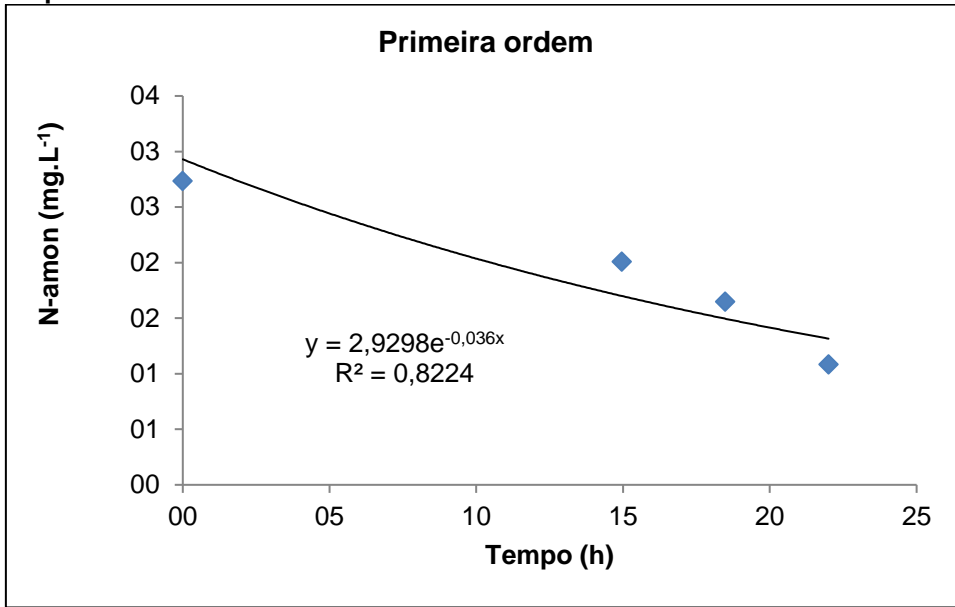
Figura 21- Curva de decaimento de matéria nitrogenada ao longo tempo ajustada ao modelo de ordem zero



Fonte: Autoria própria.

Figura 22 - Curva de decaimento de matéria nitrogenada ao longo tempo ajustada ao modelo

de primeira zero



Fonte: Autoria própria.

5 CONCLUSÃO

Com base nos resultados obtidos no desenvolvimento deste trabalho e nos objetivos propostos, pode-se concluir que:

Independente das variações nas concentrações do substrato, o RCAALF em termos de remoção de matéria orgânica e nitrogenada, mostrou-se eficiente para suportar os choques de carga. A remoção da matéria orgânica em termos de DQO foi de 98%

As eficiências médias de remoção de NTK e N-amon do efluente foram de 89% e 76%, respectivamente, com uma eficiência de desnitrificação de aproximadamente para os 4 perfis analisados de 99%. A concentração média de nitrito e nitrato para o efluente foi de 0,17 e 10,88 mgL^{-1} , respectivamente. Na remoção da matéria fosforada, a eficiência foi de aproximadamente 7%.

No estudo cinético da degradação da matéria orgânica e da matéria nitrogenada, os modelos que melhor se ajustaram foram o de ordem zero, com um coeficiente de determinação (R^2) de 0,969 em termos de DQO filtrada e de 0,998 utilizando o N-amon.

6 RECOMENDAÇÕES

Com base nos resultados obtidos na operação do RCAALF, as seguintes sugestões para novas pesquisas são recomendadas:

- Utilizar coagulantes naturais ou artificiais na água residuária do abatedouro de aves;
- Estudar novos meios suportes para imobilização da biomassa;
- Avaliar o comportamento do RCAALF submetido a outros termos de detenção hidráulica;
- Realizar estudos hidrodinâmicos com variação da vazão afluente e testar tipos de traçadores.

REFERÊNCIAS

- ABREU, S. B; ZAIAT, M. Desempenho de reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo no tratamento de esgoto sanitário. **Eng. sanit. Ambient.** São Paulo. v.13. n 2. p. 181-188.abr/jun 2008.
- AHN, Y.H. Sustainable nitrogen eliminatation biotechnologies: a review. **Process Biochemistry.** London, v.41, p.1.709-1.721, 2006.
- ARAÚJO JÚNIOR, M. M. de. **Reator combinado anaeróbio-aeróbio de leito fixo para remoção de matéria orgânica e nitrogênio de água residuária de indústria produtora de lisina.** 2006. 160 f. Tese (Doutorado) – Departamento de Hidráulica e Saneamento, Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, São Carlos, 2006.
- BAILEY, V.L.; SMITH, J.L.; BOLTON JR, H. Fungal-to-bacterial rations in soils investigated for enhanced C sequestration. **Soil & Biochemistry**, v. 34, p. 997-1007, 2002.
- BRASIL, D.P. **Remoção biológica de matéria orgânica e nutrientes de esgotos sanitários utilizando reatores em bateladas sequenciais.** 2010. 85 f. Dissertação (Mestrado) – Curso de Ciência e Tecnologia Ambiental, Centro de Ciências e Tecnologias, Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande – PB, 2010.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução Nº 430, 13 de Maio de 2011.** Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. Diário Oficial da Republica Federativa do Brasil. Poder Legislativo, Brasília, DF,, 2011.
- 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.
- CALLADO, N. H. **Reatores Sequenciais em Batelada em Sistema Anaeróbio Aeróbio Tratando Esgoto Sanitário Sintético e com a Remoção de Nutrientes.** Tese (Doutorado) – Escola Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, SP. 2001.
- CARVALHO, K. Q.; SALGADO, M. T.; PASSIG, F. H.; PIRES, E. C. (2008). **Avaliação hidrodinâmica de reator UASB submetido à variação cíclica de vazão.** Engenharia Sanitária e Ambiental, Rio de Janeiro, v. 13, nº 2, p. 226-235. Abr./Jun. 2008.
- CAMPOS, A. T. **Tratamento e manejo de dejetos de bovinos.** EMBRAPA, 2001.
- CHAN, Y. J.; CHONG, M. F.; LAW, C. L.; HASSEL, D. G. A review on anaerobic-aerobic treatment of industrial and municipal wastewater. **Chemical Engineering Journal**, [s.l.], p. 1-18. 2009.

CHEN, Z.; WANG, L.; LI, F. Simultaneous removal of carbon and nitrogen from municipal-type synthetic wastewater using net-like rotating biological contactor (NRBC). **Process Biochemistry**, [s.l.], p. 2468-72. 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, 1997.

CHIES, F. Remoção de nutrientes, como fósforo e nitrogênio no tratamento de esgotos. **Revista Tratamento de Água & Efluentes**. 2014.

CUNHA, C. C. **Remoção biológica de matéria carbonácea, nitrogenada e fosforada, utilizando biocarvão como meio suporte em reator anaeróbio-aeróbio**. 2015. 80 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Campo Mourão, 2015.

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

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

EMBRAPA. **Central de inteligência de aves e suínos**. 2016. Disponível em: <<https://www.embrapa.br/suinos-e-aves/cias/estatisticas>>. Acesso em: 30 out. 2017.

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

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.

FEISTEL, J. C. **Tratamento e destinação de resíduos e efluentes de matadouros e abatedouros**. 2011. 37. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2011.

GRASSI, P. **Avaliação da remoção de nitrogênio e fósforo da estação de tratamento de efluentes em um abatedouro avícola**. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental) – Universidade de Santa Maria. Frederico Wesrphalen. 2014.

GARBOSSA, L.H.P. **Avaliação de sistemas anaeróbio - aeróbio com biomassa imobilizada para remoção de matéria carbonácea e nitrogênio de esgoto sanitário e uso do biogás na desnitrificação**. 2006. 144 f. Tese (Doutorado) – Departamento de Hidráulica e Saneamento, Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, São Carlos, 2006.

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

GERARDI, M. H. **Wastewater Bacteria**. Wasterwater Microbiology. John Wiley & Sons, Incorporated, John. 272 p. 2002.

HENZE, M.; HARREMOES, P.; JANSEN, J.L.C.; ARVIN,E. **Wastewater treatment: biological and Chemical Process**. 3 ed. Springer. 410 p. 2002.

HOKKA, C.O. **Estudo Cinético de Tratamento de Águas Residuárias de Abatedouro Avícola por Processo de Lodo Ativado**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Faculdade de Engenharia de Alimentos Agrícola, UNICAMP. Campinas – São Paulo. 1984.

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

JÚNIOR, J. F.; MENDES, O. **Gerenciamento de efluentes de abatedouros avícolas**: Estudo de caso. Universidade Católica de Goiás – Departamento de Engenharia- Engenharia Ambiental, 2006.

KREUTZ, C. **Comportamento de reator anaeróbio-aeróbio no tratamento de efluente bovino**. 2012. 116 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – 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.

KUJAWA-ROELEVELD, K. **Estimation of denitrification potential with respiration based techniques**. 2000. 200 f. Dissertação (Doutorado em Agrotecnologia) - Wageningen Universiteit, Wageningen, 2000.

KUS, F.; WIESMANN, U. Degradation kinetics of acetate and propionate by immobilized anaerobic mixed cultures. **Water Research**, New York, v. 29, n. 29, n. 6, p. 1437-43, 1995.

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

LIMA, D. P. A. **Avaliação da biodegradação de efluente de abatedouro de aves**. 2010. 98 f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2010.

LIMA, C.A.A.; RIBEIRO, R.; FORESTI, E.; ZAIAT, M. Morphological study of biomass during the start-up period of a fixed-bed anaerobic reactor treating domestic sewage. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, [s.l.], p.841-9.2005.

LOUZEIRO, N. R.; MAVINIC, D. S.; OLDHAM, W. K. MEISEN, A.; GARDNER, I. S. Methanol-induced biological nutrient removal kinetics in a full-scale sequencing batch reactor. **Water Research**, v. 36, n. 11, p. 2721-2732, 2002.

NÓBREGA, E.A. **Estequiometria e cinética da remoção de fósforo em sistemas de lodo ativado**. PB. 2009. 102 f. Dissertação (Mestrado do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental)- Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2009.

OLIVEIRA NETTO, A. P. de. **Reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo, com recirculação da fase líquida, aplicado ao tratamento de esgoto sanitário**. 2007. 207 f. Dissertação (Mestrado) – Curso de Engenharia Civil, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Carlos, 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: 14 mar. 2015.

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.

PEÑA, M. R.; MARA, D. D.; AVELLA, G. P. Dispersion and treatment performance analysis of an UASB reactor under different hydraulic loading rates. **Water Research**, v. 50, n.3, p. 445-452, 2006.

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.
PINTO, G.A.S. **Rotas Tecnológicas para o Aproveitamento da Casca de Coco Verde**. EMBRAPA, 2003.

PONTES, A. F. V. **Avaliação de desempenho de reator anaeróbio-aeróbio com recirculação da fase líquida no tratamento de água residuária proveniente de abatedouro de aves**. 2009. 161 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2009.

REIS, R. A. **A influência de meios suportes para imobilização de biomassa no comportamento hidrodinâmico de reatores combinados anaeróbio-aeróbio**. 2015. 78 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Campo Mourão, 2015.

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.

RODRIGUES, C. M. **Análise de parâmetros hidrodinâmicos de reator anaeróbio de leito fixo com biomassa imobilizada**. 2015. 73 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Campo Mourão, 2015.

SANT'ANNA JUNIOR, G. L. **Tratamento biológico de efluente**: Fundamentos e aplicações. Rio de Janeiro: Interciência, 2010. 398 p

SARATHAI, Y.; KOOTTATEP, T.; MOREL, A. Hydraulic characteristics of an anaerobic baffled reactor as onsite wastewater treatment system. **Journal of Environmental Science**, v.22, n.9, p.1319-1326, 2010.

SARCINELLI, M. F.; SILVA, L. C.; VENTURINI, K.S. **Abate de aves**. Universidade Federal do Espírito Santo– UFES, 2007.

SCHATZMANN, H. C. **Tratamento avançado de efluentes de frigorífico de aves e reuso da água**. 2009. 110 f. Dissertação (Pós-Graduação em Engenharia Química) – Centro Tecnológico, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2009.

SCHOENHALS, M. **Avaliação Da Eficiência Do Processo De Flotação Aplicado Ao Tratamento Primário De Efluentes De Abatedouro Avícola**. 2006. 87f. Dissertação (Mestrado) –Programa de Pós-graduação em Engenharia Química, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2006.

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

SILVA, G. H. R; NOUR, E. A. A. **Reator compartimentado anaeróbio/aeróbio tratando esgoto sanitário operado a diferentes tempos de detenção hidráulica**. In: VI SIMPÓSIO ÍTALO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 2002, Vitória, ES. **Anais...** VI Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Vitória: ABES, p. 1-10. 2002.

SILVA FILHO, H.A. **Nitrificação em sistemas de lodo ativado**. 2009. 135 f. Dissertação (Pós-graduação em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande. Campina Grande, 2009.

SONOBE, H. G. **Influência da carga orgânica no desempenho de reator anaeróbio aeróbio de leito fixo aplicado ao tratamento de esgoto sanitário**. 2011. 105 f. Monografia (Graduação em Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. São Carlos, 2011.

THACKSTON, E. L.; SHIELDS JR., D. F.; SCHROEDER, P. R. Residence time distributions of shallow basins. **Journal of Environmental Engineering**. v. 116, n. 6, p. 1319–1332. 1987.

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. 154 f. Tese (Doutorado) – Curso de Engenharia Química, Departamento de Engenharia Química e Engenharia de Alimentos, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2006.

VIVAN, M.L. **Estabelecimento do processo de nitrificação/desnitrificação para pós-tratamento de digestatos da suinocultura.** 2012. 114 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2012.

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

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

VON SPERLING, M. **Lagoa de Estabilização.** v.3, p.196, 2ª Edição. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, 2002.

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

ZAIAT, M.; FORESTI, E. Method for estimating the kinetics of substrate degradation in horizontal-flow anaerobic immobilized sludge reactors. **Biotechnology Techniques**, 11, P. 315-318. 1997.