

UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ

MARIA CLARA SEABRA TEOBALDO

**AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DE REATORES COMBINADOS
ANAERÓBIO-AERÓBIO NA REMOÇÃO DE MATÉRIA CARBONÁCEA
UTILIZANDO DIFERENTES MEIOS SUPORTES**

CAMPO MOURÃO

2017

MARIA CLARA SEABRA TEOBALDO

**AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DE REATORES COMBINADOS
ANAERÓBIO-AERÓBIO NA REMOÇÃO DE MATÉRIA CARBONÁCEA
UTILIZANDO DIFERENTES MEIOS SUPORTES**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado à disciplina de Trabalho de Conclusão de Curso 2 (TCC 2), do curso de Engenharia Ambiental, do Departamento Acadêmico de Ambiental (DAAMB), do Câmpus Campo Mourão, da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR), como requisito parcial para obtenção de nota.

Orientadora: Prof^ª. Dra. Cristiane Kreutz

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

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 do desempenho de reatores combinados anaeróbio-aeróbio na remoção de matéria carbonácea utilizando diferentes meios suportes

por

Maria Clara Seabra Teobaldo

Este Trabalho de Conclusão de Curso foi apresentado em 29 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. Dra. Karina Querne de Carvalho Passig

Prof. Dra. Morgana Suszek Gonçalves

Prof. Dr. Fernando Hermes Passig

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

Dedico este trabalho a minha família, aqueles que Deus me permitiu amar e ser amada.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus, por me amar sem medidas e me conduzir através do Espírito Santo a realizar este e outros muitos trabalhos, alcançar objetivos, sonhos e a alegria do céu. Agradeço a Jesus Cristo pela presença de amor e misericórdia em minha vida e por permitir que Maria seja minha intercessora e mãe.

Aos meus pais, Isac Teobaldo e Ivanise Aparecida Seabra Teobaldo, e ao meu irmão, João Teobaldo Neto, por serem simplesmente instrumento do amor de Deus em minha vida e me amar... E amar... Sou grata por me acolherem e por me apoiarem sem medidas em todos os passos durante minha vida profissional e pessoal.

Ao meu namorado, Ronaldo Lima, pelo companheirismo, paciência, por ter me apoiado e incentivado a realizar este trabalho, a enfrentar o período de graduação e por escolher viver ao meu lado e a me ajudar na busca pelo céu.

Aos meus familiares que foram essenciais durante todo o período acadêmico e de vida, me dando força e coragem para a caminhada. À Priscila Mendes pelas mais sinceras orações e carinho.

À minha orientadora, professora Cristiane Kreutz, pelo conhecimento compartilhado, paciência, disposição em me ajudar no que fosse possível, pelas conversas, conselhos, risadas e amizade.

À minha co-orientadora, professora Karina Querne de Carvalho, que mesmo à distância, me ajudou no que precisei, compartilhando experiências e conhecimento. Sou grata pelo apoio e conselhos durante este período.

Aos professores, Fernando Hermes Passig, Morgana Suszek Gonçalves, Thiago Morais de Castro, Darlene Amaral, Eudes José Arantes, Flávia Vieira, Wyrllen Everson de Souza que de alguma forma nos ajudaram na realização deste trabalho, através de conselhos, experiências, entre outras formas. Aos demais professores que durante todo o período de graduação também compartilharam conhecimento e experiência.

Aos técnicos, Kássia Ayumi Amaral e Marcelo Nunes, e aos senhores, Leonardo, Divonsir dos Santos, Leandro e Rubens Lopes, pela paciência e ajuda durante todo o período da realização desse estudo.

Aos colegas, Carla C. Cunha, Rafaela Reis, Aruani Tomoto, Eduardo Borges, Ricardo Galicki, Bianca G. Awada, Bruna Tayla, Rafael Carard, Santiago Pereira,

Camila E. Hollas, Hélen Caroline Z. Abilhôa, Vitória Guerra (grande companheira durante todo o período que passávamos horas no laboratório) e a tantos outros que de alguma forma contribuíram para a realização deste trabalho, através de conselhos, atitudes, entre outros.

Aos meus queridos, Gabriela Roberta N. Meira, Danielle Santana Souza, Mariana P. Souza, Guilherme Redondo, Gustavo G. Medeiros Teixeira, Evandro Castro, Murillo M. Valentim e aos demais anjos que passaram por minha vida nesse período acadêmico, meus agradecimentos, pelo carinho, força, conselhos e amizade demonstrados ao longo dessa jornada. Sentirei imensa saudade das brincadeiras, risadas, momentos de profunda alegria dos quais passamos juntos. Deus os abençoe!

Ao Grupo de Oração Universitário Gemma Galgani, por ter me proporcionado maior intimidade com Deus dentro da universidade. Ao Ministério Universidades Renovadas, por me fazer desejar ser uma profissional de Deus e a Sonhar.

A Habitat – Consultoria Ambiental, por ter me proporcionado praticar conhecimentos teóricos, enfrentar desafios, despertar o espírito de liderança, de proatividade, trabalhar à comunicação, gestão, trabalho em equipe, entre outros. Foram anos de muito crescimento junto dessa família.

As Irmãs Carmelitas de Campo Mourão, por serem minha família, minhas irmãs de coração e em Cristo, por todo amor, carinho e cuidado que tiveram e ainda têm, para comigo. Amo vocês!

“Minha vida é um brevíssimo segundo”
(Santa Teresinha do Menino Jesus)

RESUMO

O presente trabalho científico teve por objetivo avaliar o desempenho de dois reatores combinados anaeróbio-aeróbio de leito fixo (RCAALF) na remoção de matéria carbonácea tratando efluente proveniente de abatedouro bovino. Os reatores foram operados com TDH de 12 h, fluxo contínuo, submetidos à recirculação de 200% da vazão de entrada. Para o reator 1 (R1) foi utilizado espuma de poliuretano como meio suporte, enquanto que para o reator 2 (R2) foi utilizado o biocarvão (produto da queima da casca de coco). Foram realizados 5 perfis de amostragem espacial, em amostras do afluente e efluente dos reatores, por meio da determinação dos parâmetros físico-químicos: pH, temperatura do líquido (T), alcalinidade à bicarbonato (AB), ácidos voláteis (AV), demanda química de oxigênio de amostras bruta e filtrada (DQO), sólidos totais (ST), sólidos suspensos totais (SST). Os resultados indicaram melhor desempenho do reator 1 (R1) em relação à remoção de matéria carbonácea, com eficiências médias de DQO bruta e filtrada de 50% e 30% e de ST e SST de 52% e 78%, respectivamente. No reator 2 (R2) estas mesmas eficiências médias foram de 38%, 37%, 43% e 70%, respectivamente. Na análise estatística não foi verificada diferença significativa em termos de remoção de matéria carbonácea entre os reatores com diferentes meios suportes utilizados para imobilização da biomassa. Com os resultados obtidos foi possível concluir que os reatores não apresentaram desempenho satisfatório nas condições operacionais impostas, quando comparados à legislação, sendo necessários mais estudos em diferentes condições operacionais.

Palavras-chave: efluente de matadouro bovino; biomassa aderida; sistema anaeróbio-aeróbio.

ABSTRACT

This scientific work had the objective of evaluating the performance of two combined anaerobic-aerobic fixed bed reactors (RCAALF) in the carbonaceous matter removal by treating cattle slaughterhouse wastewater. The reactors were operated with HRT of 12 h, continuous flow, submitted to 200% of inflow recirculation. For the reactor 1 (R1), polyurethane foam was used as the support medium, while for the reactor 2 (R2) the bio-carbon (product of the coconut shell) was used. Five spatial sampling profiles, on affluent and effluent samples from the reactors, were performed in the reactors to determine the physicochemical parameters: pH, liquid temperature (T), alkalinity to bicarbonate (AB), volatile acids (VA), chemical oxygen demand of raw and filtered samples), total solids (ST), total suspended solids (SST). The results indicated a better performance of reactor 1 (R1) in relation to the carbonaceous matter removal, with average efficiencies of 50% and 30% raw and filtered COD and ST and SST of 52% and 78%, respectively. In reactor 2 (R2) these same average efficiencies were 38%, 37%, 43% and 70%. In the statistical analysis, there was no significant difference in terms of the carbonaceous matter removal between the reactors with different media used to immobilize the biomass. With the results obtained, it was possible to conclude that the reactors did not present satisfactory performance in the operating conditions imposed, when compared to the legislation, being necessary more studies in different operational conditions. Therefore, further studies are required under different operating conditions.

Keywords: cattle slaughterhouse wastewater; biomass adhered; anaerobic-aerobic system.

LISTA DE FIGURA

Figura 1 - Desenho esquemático dos reatores combinados anaeróbio-aeróbio de leito fixo (RCAALF).....	22
Figura 2 - Materiais suporte utilizados no experimento: (a) Matrizes cúbicas de poliuretano envoltas por estrutura de polipropileno – R1; (b) Biocarvão produzido a partir da queima da casca de coco verde – R2.....	24
Figura 3- Pontos de coleta nos RCAALF para realização das análises físico-químicas.....	26
Figura 4 - Cápsulas de porcelana contendo o líquido e o material suporte de ambos os reatores	27
Figura 5 - Variação do pH ao longo da altura dos RCAALF para R1 e R2	32
Figura 6 - Variação da temperatura ao longo da altura dos RCAALF para R1 e R2.....	32
Figura 7 - Variação da alcalinidade a bicarbonato e dos ácidos voláteis ao longo da altura dos RCAALF para R1 e R2	34
Figura 8 - Variação dos ST e SST ao longo da altura dos RCAALF para R1 e R2.....	35
Figura 9 - Variação da DQO bruta e DQO filtrada ao longo da altura dos RCAALF para R1 e R2	37

LISTA DE TABELA

Tabela 1 - Resumo dos parâmetros operacionais de sistemas combinados anaeróbio-aeróbios.....	17
Tabela 2 - Resumo de estudos utilizando sistemas combinados anaeróbio-aeróbios de leito fixo.....	20
Tabela 3 - Condições operacionais as quais os RCAALF foram submetidos	25
Tabela 4 - Parâmetros físico-químicos utilizados no monitoramento dos RCAALF.....	25
Tabela 5 - Resultados da estatística descritiva da caracterização do afluente dos RCAALF.....	29
Tabela 6 - Resumo dos resultados médios dos parâmetros pH e temperatura em amostras do efluente dos RCAALF	31
Tabela 7 - Resumo dos resultados médios da alcalinidade a bicarbonato e ácidos voláteis em amostras do efluente dos RCAALF	33
Tabela 8 - Resumo dos resultados médios dos parâmetros ST e SST em amostras do efluente dos RCAALF	34
Tabela 9 - Resumo dos resultados médios dos parâmetros DQO filtrada e DQO bruta em amostras do efluente dos RCAALF	36
Tabela 10 - Quantificação da biomassa aderida aos meios suportes	38

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	12
2 OBJETIVOS	14
2.1 Objetivo geral	14
2.2 Objetivos específicos	14
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	15
3.1 Geração de efluentes do abate bovino	15
3.2 Remoção de matéria carbonácea	16
3.3 Reator combinado anaeróbio-aeróbio	17
3.4 Meio suporte para imobilização da biomassa	18
4 MATERIAL E MÉTODOS	22
4.1 Aparato experimental	22
4.1.1 Material suporte para imobilização da biomassa.....	23
4.1.2 Substrato e inóculo.....	24
4.2 Procedimento experimental	24
4.3 Monitoramento	25
4.4 Quantificação da biomassa	26
4.5 Análise estatística	28
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	29
5.1 Caracterização do afluente	29
5.2 Avaliação do desempenho dos RCAALF	31
5.3 Quantificação da biomassa aderida aos meios suportes	38
5.4 Análise estatística	39
6 CONCLUSÃO	40
7 SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS	41
REFERÊNCIAS	42

1 INTRODUÇÃO

Devido a economia que o setor de abate bovino promove, o mesmo tende a crescer, influenciando tanto os fatores socioeconômicos quanto ambientais. De acordo com o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2017), o Brasil exportou carne bovina para 70 destinos diferentes durante o 1º trimestre de 2017, apresentando retomada no crescimento do setor de abate (7,37 milhões de cabeças de bovino), que estava em queda nos últimos dois anos.

Os principais aspectos e impactos ambientais associados ao abate bovino são o consumo de água e a geração de efluentes que se caracterizam por alta carga poluidora. Podem ser encontrados nos efluentes provenientes de abates bovinos, fragmentos de carne, gorduras, vísceras, sangue, e substâncias presentes nos produtos de limpeza utilizados durante as operações de sanitização (PACHECO; YAMANAKA, 2006). A composição, concentração e o tipo de poluentes presentes nos efluentes dependem da natureza dos processos envolvidos na indústria e a sua disposição final tem impacto ambiental significativo (RAHMAN et al., 2014).

Nas unidades de industrialização de carne bovina é necessário seguir uma série de normas sanitárias e o efluente gerado durante tais operações e que posteriormente será lançado em corpos hídricos também deve atender aos padrões estabelecidos na legislação vigente para o correto despejo (PACHECO; YAMANAKA, 2006). Portanto, alguns estudos vêm sendo realizados com o propósito de avaliar diferentes sistemas que possam melhorar o desempenho durante o tratamento devido à necessidade de técnicas mais eficientes e que atendam aos padrões de lançamento estabelecidos na legislação.

As águas residuárias podem ser tratadas através de operações e processos unitários, sendo eles, físicos, químicos e biológicos. No processo biológico, o tratamento ocorre através da atividade biológica, com remoção da matéria carbonácea (SPERLING, 1996). Em indústrias no ramo da alimentação, fermentação, fabricação de papel, dentre outras, normalmente é utilizado tratamento biológico por digestão aeróbia e/ou a digestão anaeróbia (CHAN et al., 2009).

No processo biológico pode ser feita a combinação dos sistemas anaeróbio e aeróbio, que possui vantagens na remoção de nutrientes, baixa geração de lodo e menores custos em relação à implantação e operação (CHERNICHARO, 2006).

Existem diferenças em relação ao desenvolvimento microbiano em sistemas de tratamento, dentre eles, há os que envolvem materiais suporte, para imobilização da biomassa. Tais sistemas, que envolvem reatores de leito fixo, apresentam bom desempenho, pois possuem alto grau de estabilidade devido à adesão de biomassa ao suporte. Para isso, a escolha do material suporte pode influenciar na eficiência do sistema de tratamento (FREIRE; PIRES, 2004).

O presente trabalho teve por objetivo comparar a eficiência de remoção de matéria carbonácea entre dois reatores combinados anaeróbio-aeróbio de leito fixo (RCAALF), empregados no tratamento de efluente proveniente de abatedouro bovino.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Avaliar o desempenho de dois reatores combinados anaeróbio-aeróbio de leito fixo (RCAALF) na remoção de matéria carbonácea utilizando espuma de poliuretano e o biocarvão como meios suportes.

2.2 Objetivos específicos

- Realizar a caracterização do afluente;
- Avaliar o comportamento dos RCAALF operados com TDH de 12 h e submetidos à vazão de recirculação de 200%;
- Quantificar a biomassa aderida aos meios suportes e;
- Comparar a eficiência dos reatores em termos de remoção de matéria carbonácea por meio de teste estatístico.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Geração de efluentes do abate bovino

Realiza-se o abate bovino para obtenção da carne e de seus derivados, e durante este processo alguns subprodutos são gerados, tais como: couros, sangue, ossos, gorduras, aparas de carne, tripas, entre outros. Esses subprodutos devem ser processados e ou destinados corretamente, e isso ocorre de acordo com as características locais e ou regionais (PACHECO; YAMANAKA, 2006).

O consumo de água em abatedouros é significativo e gera grande quantidade de efluentes, os quais se caracterizam por alta carga orgânica, temperatura e pH variados (devido a utilização de água quente e fria e o uso de agentes de limpeza), altos conteúdos de gordura, nitrogênio, fósforo e sal. Consequentemente estes despejos possuem altos valores de DBO₅ (demanda bioquímica de oxigênio) e DQO (demanda química de oxigênio) (PACHECO; YAMANAKA, 2006).

Segundo Caixeta et al. (2002), o volume de água consumido varia de 1,0 a 8,3 m³ por animal abatido e este valor depende das características do animal e do processo utilizado por cada indústria. De acordo com Dias e Castro (2011), 80 a 95% da água consumida em abatedouros, são descarregadas como efluente.

O efluente gerado em abatedouros, assim como aquele gerado em outras indústrias devem atender aos requisitos de qualidade para serem corretamente lançados em corpos hídricos. De acordo com a Resolução N° 430/11 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), que dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, o pH dos efluentes devem estar entre 5 a 9, a temperatura inferior a 40°C e os materiais sedimentáveis em até 1 mL L⁻¹ (teste de 1 hora em cone *Inmhoff*). No anexo 7 da Resolução N° 70/2009 do Conselho Estadual do Meio Ambiente (CEMA) para o setor frigorífico a DQO máxima aceita para lançamento de efluentes em corpos receptores é de 200 mg L⁻¹.

Tal qualidade está associada à eficiência do tratamento e aos níveis em que são submetidos, que se classificam em preliminar, primário, secundário e terciário. Quando o objetivo principal é a remoção de matéria orgânica utiliza-se o tratamento secundário que dispõe de mecanismos biológicos para tratar efluentes (SPERLING, 1996).

3.2 Remoção de matéria carbonácea

Efluentes provenientes do processamento de carnes possuem uma variedade de componentes orgânicos biodegradáveis e na maioria das instalações é realizado o peneiramento dos mesmos, a fim de reduzir a concentração de material particulado anteriormente ao pré-tratamento. Porém, os efluentes de frigoríficos permanecem com alta carga orgânica, mesmo após o peneiramento, apresentando elevada demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e demanda química de oxigênio (DQO), quando comparados aos efluentes domésticos (ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 2002). De acordo com Caixeta et al. (2002), a DBO_5 de efluentes provenientes do processamento de carnes varia de 1100 a 2400 $mgO_2 L^{-1}$.

Visto que a grande quantidade de matéria carbonácea pode causar impactos significativos ao ambiente deve-se estabelecer um tratamento adequado, com alta eficiência, para que ocorra a remoção de material orgânico necessário, a fim de atender ao padrão para lançamento em corpos hídricos.

Dentre os tratamentos para remoção de matéria carbonácea, temos os tratamentos anaeróbio e aeróbio. De acordo com Chernicharo (1997), a digestão anaeróbia é um processo que ocorre na ausência de oxigênio, onde há a conversão da matéria carbonácea em gás metano, gás carbônico, água, gás sulfídrico e amônia, e os principais estágios desse processo de degradação são a hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese.

Na hidrólise os materiais particulados complexos são transformados em substâncias de menor massa molar pela ação de enzimas hidrolíticas. Na acidogênese, os produtos provenientes do processo de hidrólise são metabolizados no interior das células gerando ácidos carboxílicos de cadeia curta. No processo de acetogênese, os ácidos de maior cadeia são transformados em ácidos com apenas um ou dois átomos de carbono, em conjunto com a produção de hidrogênio. Na última fase (metanogênese), o carbono presente na matéria orgânica passa a ser constituinte do metano ou do gás carbônico (SANT'ANNA JUNIOR, 2010).

O processo aeróbio, onde ocorre o tratamento de efluentes na presença de oxigênio, busca reproduzir o processo de degradação dos poluentes que ocorre nos sistemas aquáticos naturais, mas para que isso ocorra de maneira eficiente, faz-se necessário o controle de alguns parâmetros como temperatura, pH, macro e micronutrientes e oxigênio dissolvido. Os principais agentes do processo de

remoção de matéria carbonácea em meio aeróbio são as bactérias, dentre elas, há maior predominância de bactérias aeróbias heterotróficas, as quais fazem uso de carbono orgânico, e que convivem com populações menos numerosas de bactérias autotróficas, que fazem uso de carbono inorgânico (SANT'ANNA JUNIOR, 2010).

De acordo com Sant'Anna Junior (2010), como já mencionado, alguns fatores ambientais devem ser atendidos para que a digestão anaeróbia e o processo aeróbio ocorram de forma satisfatória. A temperatura favorável à condição anaeróbia está entre 20 a 42°C (mesofílica), e entre 50 a 65°C (termofílica), enquanto que no processo aeróbio pode ser conduzido entre 10 a 40°C. O pH para as metanogênicas deve estar torno de 6,3 a 7,8. Juntamente do controle do pH, está o controle da alcalinidade, fator importantíssimo no processo anaeróbio, pois a mesma tem a função de neutralizar os ácidos presentes no sistema.

No processo aeróbio a remoção pode ocorrer em uma faixa de pH entre 6,0 a 9,0, porém o valor mais adequado seria próximo ao neutro. Quanto a concentração de oxigênio, o processo pode ocorrer acima de 0,5 mg L⁻¹, porém, normalmente é utilizado um valor de no mínimo 2 mg L⁻¹ para prevenir de possíveis variações no sistema (METCALF; EDDY, 2003).

3.3 Reator combinado anaeróbio-aeróbio

Estudos relacionados ao tratamento biológico de águas residuárias têm sido realizados com o propósito de avaliar melhores técnicas de eficiência no tratamento.

A busca pela utilização de reatores combinados tem por objetivo a minimização dos aspectos negativos de ambos os processos. Dessa forma, buscase obter melhores resultados em termos de remoção de matéria carbonácea, que é característico de reatores aeróbios e menores custos de implantação e operação do sistema e menor produção de lodo que são características de reatores anaeróbios (ABREU; ZAIAT, 2008).

Conforme abordado por HEIJNEN et al., (1991) as águas residuárias provenientes de indústrias que apresentam alto nível de DQO são preferencialmente tratadas em reatores anaeróbios e apresentam um potencial de geração de energia. Entretanto, mesmo após passarem por tratamento, as águas residuárias ainda podem apresentar resultados não satisfatórios do ponto de vista legal, necessitando de pós-tratamento do efluente anaeróbio.

Através da busca por melhores técnicas de tratamento de efluentes, diversos pesquisadores têm avaliado o comportamento de sistemas combinados para diferentes tipos de efluentes e alguns desses estudos são apresentados na Tabela 1.

Tabela 1 - Resumo dos parâmetros operacionais de sistemas combinados anaeróbio-aeróbios

Autores	Tipo de efluente	Fluxo	Volume total (L)	Meio suporte	TDH (h)	Eficiência média de remoção	
						DQO (%)	SS (%)
Bustillo-Lecompte e Mehvar (2017)	Industrial	Ascendente/ descendente	50,0	Sem meio suporte	ND	98	95
Rebah <i>et al.</i> (2010)	Sintético	Ascendente	44,0	Argila e plástico	36	90	ND
Zhang <i>et al.</i> (2007)	Sintético	Descendente	360,0	Material fibroso	18	95	ND
Araújo Júnior (2006)	Industrial	Ascendente	35,9	Argila expandida e espuma de poliuretano	35	97	84
Bodik <i>et al.</i> (2003)	Sanitário	Descendente	750,0	Plástico	20	83	92,7

Legenda: (TDH)= Tempo de Detenção Hidráulico; (DQO)= Demanda Química de Oxigênio; (SS)= Sólidos Suspensos; (ND)= informação não disponível

Na Tabela 1, observa-se que a eficiência em termos de remoção de matéria orgânica, expressa em DQO, varia de 80 a 98%, apontando a boa capacidade de alguns sistemas combinados anaeróbio-aeróbios em tratar diferentes tipos de efluentes. Contudo, os autores ressaltam a necessidade do controle e monitoramento de certos parâmetros, como o pH, a alcalinidade, temperatura, oxigênio dissolvido, entre outros, para que o desempenho dos reatores ocorra de forma satisfatória.

Observa-se que os autores fizeram o uso de diferentes TDH, configurações e de diferentes meios suportes, o que mostra diversos estudos em relação ao tratamento de efluentes, com o objetivo de se obter uma condição ótima de operação do sistema e maiores eficiências no processo de remoção de matéria carbonácea e de nutrientes.

Além dos trabalhos referenciados na Tabela 1, Del Pozo e Diez (2003) também avaliaram a combinação de dois reatores de leito fixo, sendo o reator 1, anaeróbio e o reator 2 um compartimento aeróbio, conectados em série com recirculação, tratando efluente proveniente de um matadouro de aves. Os autores optaram por um sistema de biomassa aderida devido ao alto teor de óleo e graxa presente no efluente, o que poderia ocasionar problemas de flotação caso utilizassem sistemas de biomassa suspensa. Através desse estudo observaram que a eficiência em relação à remoção de DQO foi de 92% e tal remoção ocorreu principalmente no compartimento aeróbio.

3.4 Meio suporte para imobilização da biomassa

Dentre as técnicas de tratamento de águas residuárias que vêm sendo desenvolvidas estão os processos biológicos de biomassa em suspensão e biomassa imobilizada (WOLFF et al., 2010).

O meio suporte tem por objetivo a retenção de sólidos no interior do reator e tais sólidos se encontram aderidos à superfície do material na forma de biofilme, sendo assim, a camada de meio suporte proporciona a uniformização do escoamento no reator, melhoria no contato entre os constituintes do despejo afluente e os sólidos biológicos contidos no reator, e permite aumentar o tempo de retenção celular (PASSIG, 2005).

Agra (2009) comparou a eficiência de nitrificação, remoção de matéria carbonácea e sólidos no tratamento de águas residuárias entre dois reatores, sendo o reator 1 (R1) de biomassa dispersa e o reator 2 (R2) de biomassa aderida. O material suporte utilizado para aderência da biomassa foi a bucha vegetal (*Luffa cylindrica*). Ambos os reatores foram submetidos a um TDH de 8 horas e obtiveram eficiências de remoção em termos de DQO, de 86% e 89% para R1 e R2, respectivamente.

Segundo Abreu e Zaiat (2008), a formação de biofilmes através da imobilização em meios suportes é uma maneira de se evitar a perda da biomassa, pois a retenção da mesma no interior de reatores anaeróbios é um fator que determina se o tratamento será eficiente. Os autores utilizaram espuma de poliuretano como meio suporte em um reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo, no tratamento de esgoto sanitário. O reator submetido a um TDH de 12 horas apresentou uma redução em termos de DQO de $259 \pm 69 \text{ mg L}^{-1}$ para $93 \pm 31 \text{ mg L}^{-1}$.

Na Tabela 2 é apresentado um resumo de estudos desenvolvidos no Núcleo de Pesquisas de Engenharia Ambiental (NUPEA) da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Câmpus Campo Mourão, utilizando sistemas combinados anaeróbio-aeróbios de leito fixo tratando águas residuárias.

Tabela 2 - Resumo de estudos utilizando sistemas combinados anaeróbio-aeróbios de leito fixo

Autores	Tipo de efluente	Fluxo	Volume útil (L)	Meio suporte	R (Qr/Q)	TDH (h)	Eficiência média de remoção	
							DQO (%)	SS (%)
Cunha (2015)	Abatedouro bovino	Ascendente	5,0	Biocarvão	Nula	24	48	95
					1,5		80	93
Ferro (2015)	Abatedouro bovino	Ascendente	4,75	Espuma de poliuretano	1	24	56	96,7
					2		46	69
Gatti (2013)	Abatedouro bovino	Ascendente	4,30	Bucha vegetal e espuma de poliuretano	Nula	22, 16 e 10	98, 95 e 87	99, 96 e 97
Goffi (2013)	Sanitário	Ascendente	4,75	Argila expandida e espuma de poliuretano	0,5	8	99	ND
Kreutz (2012)	Abatedouro bovino	Ascendente	4,75	Argila expandida e espuma de poliuretano	Nula	14, 11 e 8	80, 49 e 68	93, 89 e 92
					0,5	11 e 8	54 e 86	65 e 91
Belini (2012)	Abatedouro bovino	Ascendente	4,75	Argila expandida e espuma de poliuretano	Nula	24, 18 e 14	70,3; 83,9 e 78,9	95,9; 95 e 94,5

Legenda: R= Razão de Recirculação; TDH =Tempo de Detenção Hidráulico; DQO = Demanda Química de Oxigênio; SS = Sólidos Suspensos; ND = informação não disponível

A espuma de poliuretano utilizada como meio suporte em reatores tem sido alvo de estudos há algum tempo e os resultados têm sido favoráveis por apresentar características de grande área superficial, porosidade uniforme garantindo a troca gasosa, resistência à degradação enzimática, fácil imobilização e viável para o uso em escala industrial (SOARES, 2012).

Garcia et al. (2008) utilizaram a espuma de poliuretano, carvão vegetal, pomes sintéticos e polietileno de baixa densidade como meios suportes em um reator anaeróbio em batelada sequencial (AnSBBR), tratando esgoto sanitário e durante o estudo, os autores avaliaram o comportamento dos meios suportes em relação ao tratamento. Observou-se que a espuma de poliuretano foi o meio suporte mais adequado para as condições analisadas, em relação ao desempenho do reator, análise cinética e resultados microbianos.

Pontes (2009) utilizou argila expandida e espuma de poliuretano como materiais suportes para retenção de biomassa anaeróbia e apenas espuma de poliuretano para a zona aeróbia. Para a operação do reator anaeróbio-aeróbio o TDH utilizado pela autora foi de 6,7 h e o efluente utilizado no tratamento foi proveniente de um abatedouro de aves. Durante o procedimento operacional a eficiência média em termos de redução de DQO foi de $75\pm 11\%$, sendo que no terceiro dia de operação a eficiência máxima foi de 87%.

A argila expandida e espuma de poliuretano, também foram utilizadas como materiais suportes no experimento de Netto (2007). O autor trabalhou com um reator combinado anaeróbio-aeróbio tratando esgoto sanitário em diferentes tempos de detenção hidráulica (6, 8 e 10h). A eficiência de remoção em relação à remoção de matéria orgânica foi maior que 90%.

De acordo com Cunha (2015), o biocarvão se apresenta como uma boa opção de meio suporte uma vez que sua porosidade auxilia na fixação de micro-organismos. A autora realizou um estudo utilizando biocarvão como meio suporte em reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo, tratando efluente bovino como observado na Tabela 2. O reator foi operado em um TDH de 24 horas, sendo dividido em duas fases: sendo a primeira com recirculação nula e a segunda fase, submetido a uma vazão de recirculação de 150% da vazão de entrada. Nestas condições a eficiência em termos de DQO bruta foram de 48 e 80%, para as fases 1 e 2, respectivamente.

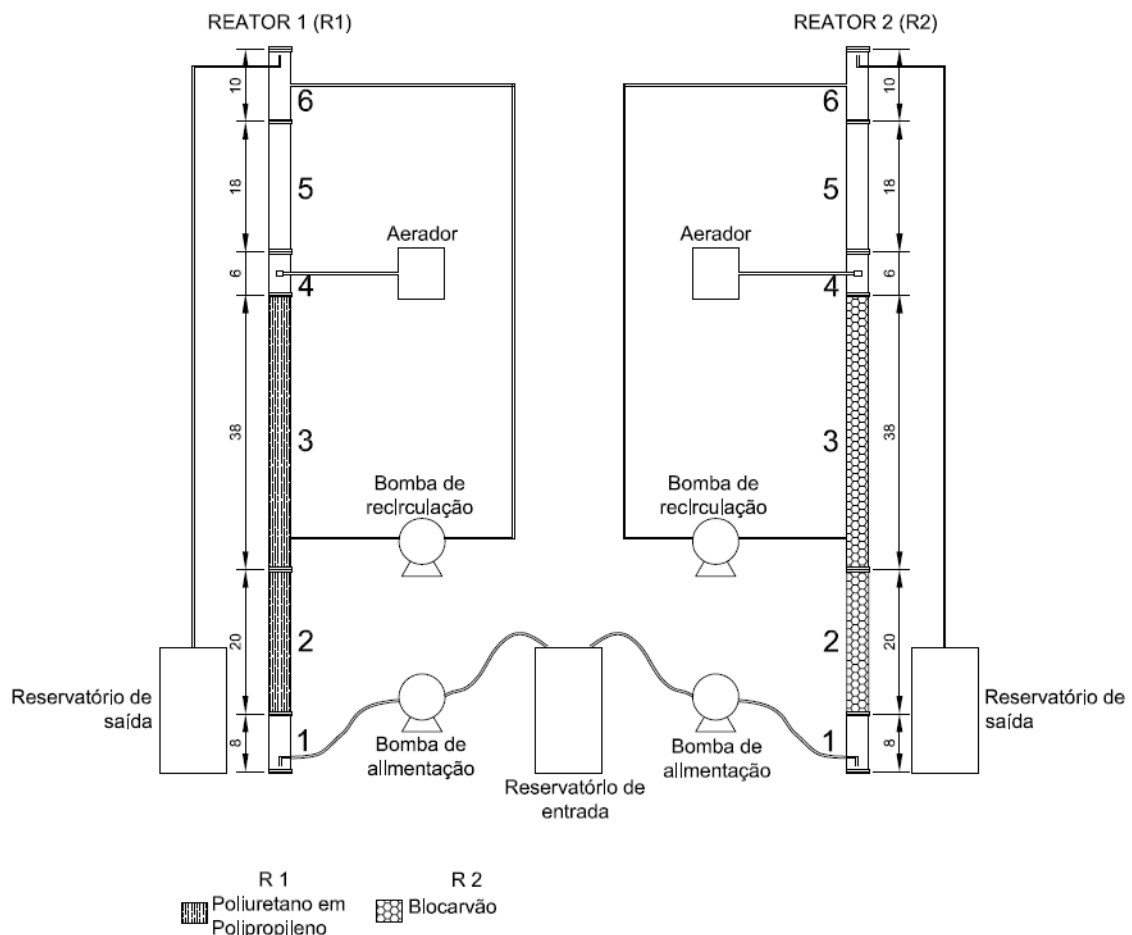
4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Aparato experimental

O presente trabalho foi desenvolvido no Núcleo de Pesquisas de Engenharia Ambiental (NUPEA) da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Câmpus Campo Mourão.

O aparato experimental foi composto por dois reatores combinados anaeróbio-aeróbio de leito fixo (RCAALF), operados em escala de bancada e em regime de escoamento ascendente e fluxo contínuo (Figura 1).

Figura 1 - Desenho esquemático dos reatores combinados anaeróbio-aeróbio de leito fixo (RCAALF)



Legenda: (1) Entrada do afluente; (2) e (3) Zona anaeróbia; (4) Zona de aeração; (5) Zona aeróbia; (6) Saída do efluente tratado.

Fonte: Autoria própria.

Os reatores foram subdivididos em seis compartimentos, sendo o primeiro para a entrada do afluente; o segundo e o terceiro correspondentes à zona anaeróbia preenchidos de material suporte; o quarto correspondente à zona de aeração; o quinto caracterizado como zona aeróbia e o sexto para saída do efluente tratado.

Os reatores R1 e R2 foram confeccionados em tubo cilíndrico de *plexiglass*, sendo o R1 com diâmetro interno de 90 mm, comprimento de 1000 mm, volume total de 6,5 L e volume útil de 4,2 L; e o R2 com diâmetro interno de 90 mm e 1000 mm de comprimento, volume total de 6,5 L e volume útil de 4 L.

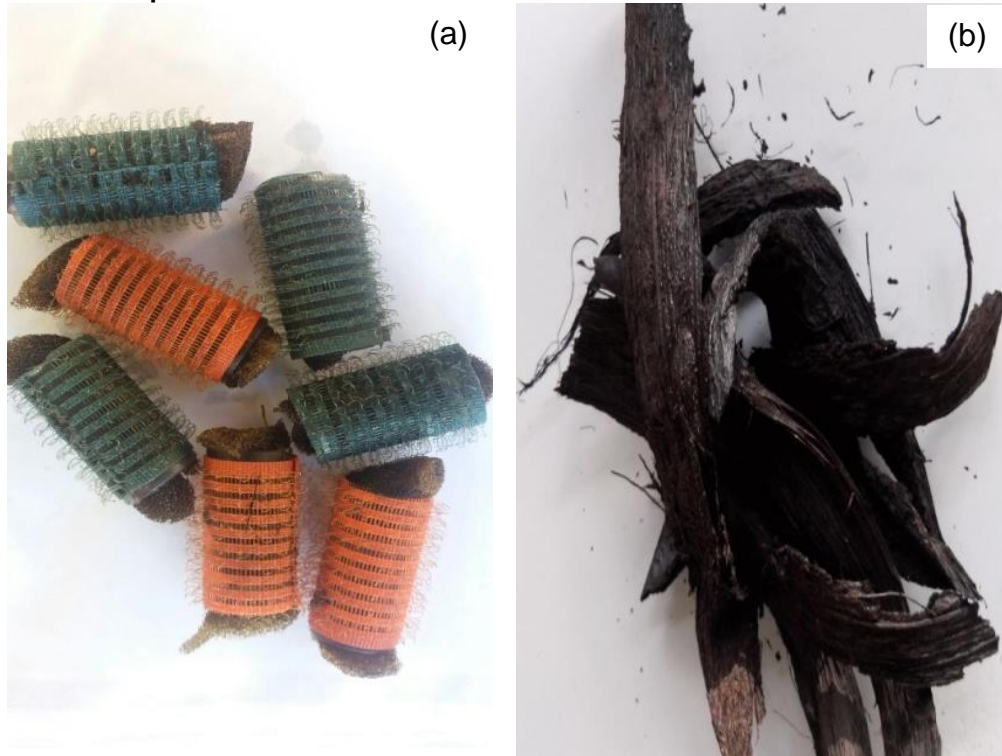
A alimentação do R1 foi por bomba peristáltica da marca Provitec® e a do R2 por bomba da marca Prominent®, e a aeração foi realizada por um compressor de ar Boyu® modelo S2000A. O compressor de ar teve a função de injetar ar na câmara de aeração por meio de uma pedra porosa, responsável por promover a difusão do mesmo na parte aeróbia do reator. Para a recirculação do efluente foram utilizadas bombas da marca Prominent® em ambos os reatores.

4.1.1 Material suporte para imobilização da biomassa

No R1 foram utilizadas matrizes cúbicas de poliuretano envoltas por uma estrutura rígida de polipropileno e no R2 foi utilizado o biocarvão, produzido a partir da queima da casca de coco (Figura 2).

Segundo Rodrigues (2015), as matrizes cúbicas de poliuretano possuem baixa densidade ($0,41 \text{ g mL}^{-1}$) e elevada área superficial ($374,4 \text{ m}^2 \text{ m}^{-3}$), facilitando a aderência de micro-organismos. A densidade do biocarvão, produto da queima da casca de coco, é de $0,27 \text{ g mL}^{-1}$ de acordo com Devens (2015).

Figura 2 - Materiais suporte utilizados no experimento: (a) Matrizes cúbicas de poliuretano envoltas por estrutura de polipropileno – R1; (b) Biocarvão produzido a partir da queima da casca de coco verde – R2



Fonte: Autoria própria.

4.1.2 Substrato e inóculo

Para alimentação dos RCAALF foi utilizado efluente agroindustrial, proveniente de abatedouro bovino localizado na cidade de Campo Mourão – PR. O efluente foi coletado na caixa de passagem, localizada após o tanque de sedimentação, e a inoculação do reator foi realizada com o lodo proveniente da lagoa anaeróbia da própria estação de tratamento de efluentes (ETE) do mesmo abatedouro.

4.2 Procedimento experimental

Os reatores combinados anaeróbio-aeróbio de leito fixo (RCAALF) foram operados com tempo de detenção hidráulico (TDH) de 12 h e vazão de recirculação de 200% da vazão afluenta.

O início de operação dos reatores foi no mês de março de 2017 e após período de aproximadamente 90 dias de aclimatação, deu-se início ao

monitoramento dos reatores, através das análises físico-químicas do afluente e efluente, sob as condições operacionais descritas na Tabela 3.

Tabela 3 - Condições operacionais as quais os RCAALF foram submetidos

Reatores	Operação* (dias)	Van	Vae	Qe	Qr	Qt	R	Va	TDH (h)		
		(L)	(L)	(L h ⁻¹)	(L h ⁻¹)	(L h ⁻¹)	(Qr/Q)	(m h ⁻¹)	Anaeróbio	Aeróbio	Total
1	40	2,08	2,17	0,35	0,71	1,06	2,0	0,25	5,9	6,1	12,0
2	40	1,93	2,17	0,34	0,68	1,03	2,0	0,25	5,6	6,4	12,0

*Os reatores foram operados simultaneamente.

Legenda: Van = Volume útil da zona anaeróbia; Vae = Volume útil 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. = Zona Anaeróbia; Ae. =Zona Aeróbia.

Fonte: Autoria própria.

4.3 Monitoramento

Para avaliação das condições operacionais dos RCAALF foram realizadas análises físico-químicas do afluente e efluente, conforme parâmetros apresentados na Tabela 4.

Tabela 4 - Parâmetros físico-químicos utilizados no monitoramento dos RCAALF

Parâmetros	Método de Análise	Nº do Método	Referência
pH	Potenciométrico	4500 B	Eaton et al. (2012)
Temperatura do líquido (°C)	Potenciométrico	-	-
Demanda Química de Oxigênio (mg L ⁻¹)	Espectrofotométrico	5220 D	Eaton et al. (2012)
Alcalinidade a bicarbonato (mgCaCO ₃ L ⁻¹)	Titulométrico	-	Ripley et al. (1986)
Ácidos voláteis (mgHAc L ⁻¹)	Titulométrico	-	Dillalo e Albertson (1961)
Sólidos totais (mg L ⁻¹)	Gravimétrico	2540 B	Eaton et al. (2012)
Sólidos suspensos (mg L ⁻¹)	Gravimétrico	2540 G	Eaton et al. (2012)

Fonte: Autoria própria.

Após 90 dias de aclimação, foram realizados 5 perfis de amostragem espacial, que correspondem a monitoramento de parâmetros físico-químicos, com intervalo de 7 dias, totalizando 40 dias de avaliação. As coletas do efluente foram realizadas ao longo da altura dos reatores nos seguintes pontos amostrais: 0 m (afluente); 0,1 e 0,7 m (zona anaeróbia); 0,8 m (zona aeróbia) e 1 m (efluente tratado) como podem ser observados na Figura 3.

Figura 3- Pontos de coleta nos RCAALF para realização das análises físico-químicas



Fonte: Aatoria própria.

4.4 Quantificação da biomassa

A quantificação da biomassa aderida ao meio suporte foi realizada nos três últimos perfis espaciais segundo metodologia utilizada por Pontes (2009), a partir da determinação de sólidos totais (ST) e sólidos totais voláteis (STV).

Uma porção de cada material suporte (espuma de poliuretano e biocarvão) foi coletada de dois diferentes pontos dos reatores. O primeiro ponto (Pt 1) na parte inferior, próximo ao início do segundo compartimento, o segundo (Pt 2) na parte superior, localizada na parte mais alta do compartimento 3, e em sequencia transferidos para um tubo *falcon* de 50 mL. Dessa forma, foi possível verificar a presença de biomassa aderida em pontos diferentes de toda a extensão preenchida de material suporte.

Em seguida, foram adicionadas pérolas de vidro no interior de cada frasco e 10 mL de água destilada. Posteriormente os tubos foram fechados e submetidos à

agitação em aparelho Vortex durante 2 min para que a biomassa aderida se soltasse das matrizes da espuma e do biocarvão.

Em sequência, o líquido foi separado do material suporte e das pérolas de vidro e colocado em cápsulas de porcelana previamente pesadas (P0). E o material suporte também foi depositado em cápsulas de porcelana previamente pesadas (P0_{MS}), para determinação das respectivas massas como representado na Figura 4.

Figura 4 - Cápsulas de porcelana contendo o líquido e o material suporte de ambos os reatores



Fonte: Autoria própria.

As cápsulas foram mantidas na estufa por 24 h a temperatura de 110 °C. Após a estufa, as cápsulas foram levadas até um dessecador até que atingissem a temperatura ambiente. As massas das cápsulas foram determinadas (P1 e P1_{MS}) e apenas as cápsulas contendo o líquido separado foram calcinadas em mufla durante duas horas, a temperatura de 550 °C. Após calcinação, estas foram novamente depositadas no dessecador e novamente determinadas suas massas (P2).

Por meio deste procedimento analítico obtiveram-se os valores de sólidos totais (ST) e sólidos totais voláteis (STV) por massa de partícula a partir das Equações 1 e 2.

$$ST = \frac{P1 - P0}{P1_{MS} - P0_{MS}} \quad \text{Equação (1)}$$

$$STV = \frac{P1 - P2}{P1_{MS} - P0_{MS}} \quad \text{Equação (2)}$$

4.5 Análise estatística

Para verificar a influência dos meios suportes em relação à remoção de matéria carbonácea dos reatores foi realizado o teste não paramétrico de Wilcoxon a partir dos resultados em termos de DQO bruta. Este teste foi aplicado para verificar se existia diferença entre os meios suportes utilizados no R1 e R2 para TDH de 12 h em relação à remoção da matéria carbonácea. O teste foi aplicado com nível de significância de 95%, cujas hipóteses foram:

H_0 = Não há diferença entre os meios suportes utilizados

H_1 = Há diferença entre os meios suportes utilizados

Se o valor de p-valor for $p \geq 0,05$, é aceita a hipótese de nulidade de efeito (H_0), caso contrário, é rejeitada a H_0 e aceita a H_1 , para inferir acerca da influência dos meios suportes em relação à remoção da matéria carbonácea.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Caracterização do afluente

Os resultados da estatística descritiva com valores, mínimo, máximo, média, desvio padrão (DP) e mediana das variáveis: pH, temperatura do líquido (TL), alcalinidade a bicarbonato (AB), ácidos voláteis (AV), demanda química de oxigênio (DQO) em amostras brutas e filtradas, sólidos totais (ST) e sólidos suspensos totais (SST), referentes à caracterização do afluente são apresentados na Tabela 5.

Tabela 5 - Resultados da estatística descritiva da caracterização do afluente dos RCAALF

PARÂMETROS	AFLUENTE					
	N	MÍN	MÁX	MÉD	DP	CV
pH	10	7,0	7,4	7,2	0,1	0,0
TL (°C)	10	16,0	21,0	19,1	2,0	0,1
AB (mgCaCO ₃ L ⁻¹)	10	439	639	532	71	0,1
AV (mgHac L ⁻¹)	10	151	244	187	29	0,2
DQO bruta (mg L ⁻¹)	10	728	2238	1856	412	0,2
DQO filtrada (mg L ⁻¹)	10	633	1779	1009	323	0,3
ST (mg L ⁻¹)	10	1320	3130	2392	617	0,3
SST (mg L ⁻¹)	10	320	1430	787	411	0,5

Legenda: N = número de amostras; MÍN = valor mínimo; MÁX = valor máximo; MÉD = média; DP = desvio padrão; TL = temperatura; AB = alcalinidade a bicarbonato; AV = ácidos voláteis; DQO = demanda química de oxigênio; ST = sólidos totais; SST = sólidos suspensos totais; CV = coeficiente de variação.

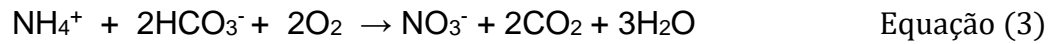
Fonte: Autoria própria.

Durante o período de monitoramento o pH médio das amostras do afluente foi de 7,2, com variação de 7,0 a 7,4, não representando problemas posteriores em relação aos processos biológicos de tratamento.

A temperatura do líquido nas amostras do afluente variou de 16 a 21°C, devido à utilização da água em diferentes temperaturas durante a limpeza nos processos do abatedouro como também verificado por Pacheco e Yamanaka (2006). No tratamento aeróbio a temperatura pode variar na faixa de 10 a 40°C para que o processo seja conduzido adequadamente, enquanto que na digestão anaeróbia esta variação pode ocorrer entre 20 a 42°C (SANT'ANNA JUNIOR, 2010).

A média da alcalinidade a bicarbonato foi de 532 mgCaCO₃ L⁻¹, o que pode vir a comprometer o processo anaeróbio, pois os valores estão abaixo do recomendado por METCALF e EDDY (1991) de 1000 a 5000 mg L⁻¹, e dessa forma, seria

necessária a adição de agente alcalinizante no sistema. Ainda segundo estes autores, a alcalinidade requerida para o processo de nitrificação é representada de acordo com a Equação 3.



Como representado na Equação 3, para cada 1 mol de N-NH₃ a ser oxidado, são consumidos 2 moles de alcalinidade, ou seja, são necessários 7,14 mgCaCO₃.

Apesar da menor alcalinidade, observa-se que o pH do afluente se apresenta em uma faixa ideal, e dessa forma, optou-se por verificar como os reatores se comportariam em relação à remoção de matéria carbonácea diante dessas condições ao longo do monitoramento.

Kreutz (2012) obteve valor médio de alcalinidade no afluente de 507 mgCaCO₃ L⁻¹. A autora utilizou um reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo para tratar efluente proveniente de abatedouro bovino e trabalhou apenas com a condição anaeróbia (etapa 1) e posteriormente com o sistema combinado anaeróbio-aeróbio (etapa 2).

Quanto aos ácidos voláteis o resultado médio foi de 187 mgHac L⁻¹ e a relação AVT/Alcalinidade foi de 0,35. Segundo METCALF & EDDY (1991), a concentração de ácidos voláteis totais deve-se manter abaixo de 250 mg L⁻¹ e a relação AVT/Alcalinidade deve ser inferior a 0,30.

A concentração de matéria carbonácea no afluente foi um dos parâmetros que apresentou maiores variações ao longo do experimento. Em termos de sólidos totais (ST) e sólidos suspensos totais (SST), foram observados valores médios de 2392 (617) mg L⁻¹ e 787 (411) mg L⁻¹, respectivamente.

Os valores médios da DQO afluente, bruta e filtrada, foram de 1856 (412) mg L⁻¹ e 1009 (323) mg L⁻¹, respectivamente. As variações na concentração de matéria carbonácea são ocasionadas devido à característica do efluente, pois o abatedouro bovino apresenta variações de vazão em função do número de animais que são abatidos por dia.

5.2 Avaliação do desempenho dos RCAALF

Neste tópico são apresentados e discutidos os resultados do desempenho dos reatores em termos de remoção de matéria carbonácea, quando operados com TDH de 12 h e vazão de recirculação de 200% da vazão de entrada, utilizando diferentes meios suportes.

Os valores mínimo, máximo, médio, desvio padrão e mediana das análises físico-químicas para os parâmetros de pH e temperatura, referente aos 5 perfis espaciais, são apresentados na Tabela 6.

Tabela 6 - Resumo dos resultados médios dos parâmetros pH e temperatura em amostras do efluente dos RCAALF

		pH									
Altura dos reatores (m)	R1					R2					
	Mín	Máx	Méd	DP	CV	Mín	Máx	Méd	DP	CV	
0,0	7,1	7,4	7,3	0,1	0,0	7,0	7,4	7,2	0,1	0,0	
0,1	7,0	7,4	7,2	0,1	0,0	7,0	7,2	7,1	0,1	0,0	
0,7	7,1	7,4	7,2	0,1	0,0	7,0	7,4	7,2	0,1	0,0	
0,8	7,1	7,3	7,2	0,1	0,0	7,1	7,3	7,2	0,1	0,0	
1,0	7,2	7,8	7,5	0,2	0,0	7,5	7,8	7,6	0,1	0,0	

		Temperatura (°C)									
Altura dos reatores (m)	R1					R2					
	Mín	Máx	Méd	DP	CV	Mín	Máx	Méd	DP	CV	
0,0	16,0	21,0	19,0	2,0	0,1	16,0	21,0	19,2	2,2	0,1	
0,1	16,0	20,0	18,8	1,8	0,1	16,0	20,0	18,8	1,8	0,1	
0,7	16,0	20,0	18,6	1,9	0,1	16,0	20,0	18,7	1,9	0,1	
0,8	16,0	20,0	18,6	1,9	0,1	16,0	20,0	18,8	1,8	0,1	
1,0	16,0	20,0	18,6	1,7	0,1	16,0	21,0	19,0	2,0	0,1	

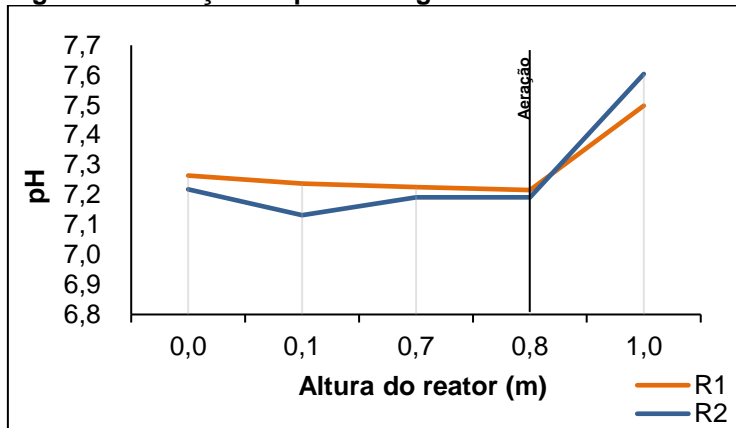
Legenda: Mín = valor mínimo; Máx = valor máximo; Méd = média; DP = desvio padrão; CV = coeficiente de variação.

Fonte: Autoria própria.

O pH das amostras coletadas ao longo da altura dos reatores, apresentaram mínima e máxima de 7,0 e 7,8 para R1 e R2, respectivamente. Na Figura 5, observa-se leve aumento nos valores ao longo da altura dos reatores, o que indica possibilidade do sistema manter a capacidade de tamponamento. O valor médio de pH do efluente tratado de ambos os reatores, resultou em valores maiores que o afluente (entrada), com média de 7,2 para o afluente, 7,5 para o efluente tratado do R1 e 7,6 para o efluente tratado do R2.

Os resultados para ambos os reatores atendem as condições exigidas na Resolução nº 430/11 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), na qual é estabelecido valor do pH de 5 a 9 para lançamento de efluentes.

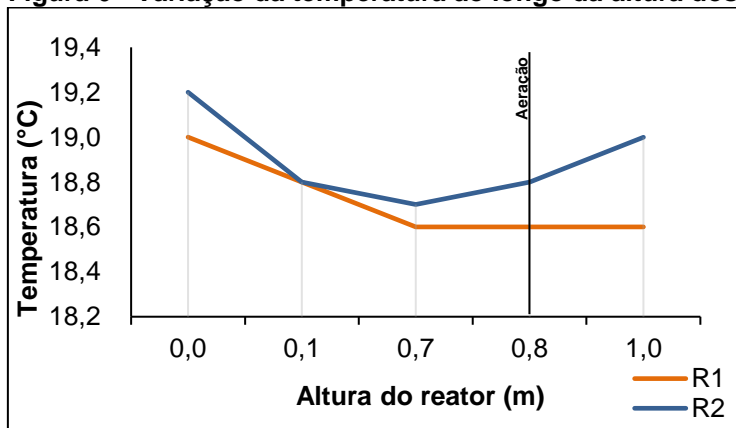
Figura 5 - Variação do pH ao longo da altura dos RCAALF para R1 e R2



Fonte: Autoria própria.

A temperatura não variou significativamente ao longo da altura dos reatores como pode ser observado na Figura 6, apresentando médias de aproximadamente 19 (2,0) °C. Por outro lado, estudos realizados por Leenen et al. (1997) sugerem que organismos imobilizados (fixos), apresentam menor sensibilidade em relação a mudanças de temperatura quando comparados a células em suspensão.

Figura 6 - Variação da temperatura ao longo da altura dos RCAALF para R1 e R2



Fonte: Autoria própria.

Os resultados mínimo, máximo, médios, desvio padrão e mediana das análises físico-químicas de alcalinidade a bicarbonato e ácidos voláteis, referente aos 5 perfis espaciais, são apresentados na Tabela 7.

Tabela 7 - Resumo dos resultados médios da alcalinidade a bicarbonato e ácidos voláteis em amostras do efluente dos RCAALF

Alcalinidade a bicarbonato (mg L ⁻¹)										
Altura dos reatores (m)	R1					R2				
	Mín	Máx	Méd	DP	CV	Mín	Máx	Méd	DP	CV
0,0	455	639	550	87	0	439	570	515	55	0
0,1	559	676	614	54	0	581	699	619	47	0
0,7	554	765	628	88	0	528	717	615	81	0
0,8	557	724	626	84	0	455	726	596	111	0
1,0	513	796	644	123	0	535	677	615	71	0

Ácidos voláteis (mg L ⁻¹)										
Altura dos reatores (m)	R1					R2				
	Mín	Máx	Méd	DP	CV	Mín	Máx	Méd	DP	CV
0,0	169	201	189	12	0	151	244	186	41	0
0,1	99	165	125	31	0	99	181	132	32	0
0,7	89	161	122	29	0	76	162	118	40	0
0,8	86	148	118	25	0	81	145	110	26	0
1,0	80	150	102	28	0	61	147	98	40	0

Legenda: Mín = valor mínimo; Máx = valor máximo; Méd = média; DP = desvio padrão; CV = coeficiente de variação.

Fonte: Autoria própria.

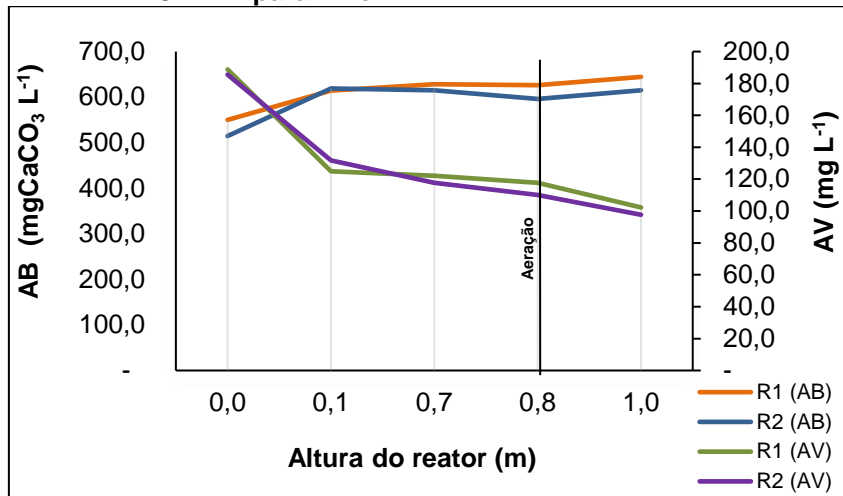
Na Figura 7, observa-se que no início da altura dos reatores os resultados de alcalinidade a bicarbonato apresentaram aumento gradativo, sendo que apenas na zona aeróbia houve decréscimo, possivelmente devido à ocorrência de nitrificação.

Kreutz (2012) ao trabalhar com um sistema combinado anaeróbio-aeróbio observou através dos valores médios apresentados nos perfis temporais o indício de decréscimo na alcalinidade a bicarbonato, fato atribuído ao início da nitrificação.

Em relação aos ácidos voláteis houve diminuição gradativa ao longo da altura dos reatores, indicando ocorrência do processo de degradação da matéria orgânica na fase anaeróbia, não havendo acúmulo de ácidos voláteis no interior dos reatores.

Como visto anteriormente, os valores de alcalinidade a bicarbonato no afluente foram baixos, o que poderia afetar a capacidade de tamponamento do sistema, porém os valores de pH se mostraram adequados e estáveis durante o período de monitoramento em termos de remoção de matéria carbonácea.

Figura 7 - Variação da alcalinidade a bicarbonato e dos ácidos voláteis ao longo da altura dos RCAALF para R1 e R2



Fonte: Autoria própria.

A estatística descritiva relacionada aos parâmetros sólidos totais e sólidos suspensos totais, contendo valores mínimo, máximo, médios, desvio padrão e mediana, referente aos 5 perfis espaciais, são apresentados na Tabela 8.

Tabela 8 - Resumo dos resultados médios dos parâmetros ST e SST em amostras do efluente dos RCAALF

Sólidos Totais (mg L ⁻¹)										
Altura dos reatores (m)	R1					R2				
	Mín	Máx	Méd	DP	CV	Mín	Máx	Méd	DP	CV
0,0	1694	3130	2572	678	0,3	1320	2846	2213	564	0,3
0,1	1322	2610	1775	554	0,3	1408	12660	8291	5123	0,6
0,7	1120	2816	1622	700	0,4	1412	5472	2709	1649	0,6
0,8	962	1456	1199	210	0,2	1022	1622	1246	232	0,2
1,0	954	1274	1139	165	0,1	982	1514	1216	212	0,2

Sólidos Suspensos (mg L ⁻¹)										
Altura dos reatores (m)	R1					R2				
	Mín	Máx	Méd	DP	CV	Mín	Máx	Méd	DP	CV
0,0	350	1430	896	482	0,5	320	1050	678	343	0,5
0,1	220	680	470	182	0,4	500	9230	3692	4054	1,1
0,7	120	910	440	351	0,8	210	5040	1478	2031	1,4
0,8	26	182	117	56	0,5	152	538	373	177	0,5
1,0	92	210	144	52	0,4	104	248	155	60	0,4

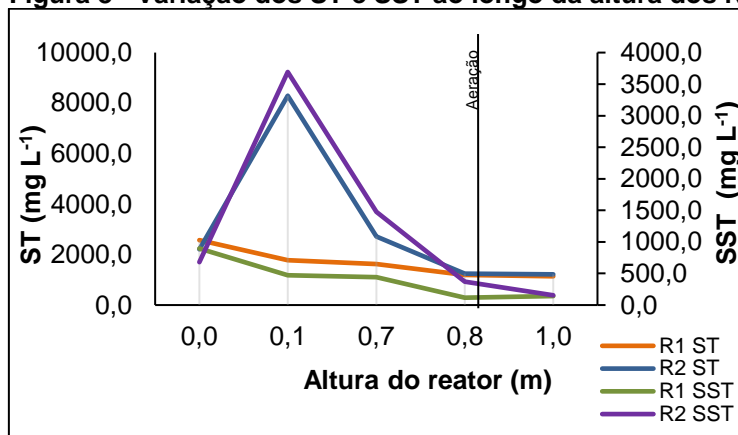
Legenda: Mín = valor mínimo; Máx = valor máximo; Méd = média; DP = desvio padrão; CV = coeficiente de variação.

Fonte: Autoria própria.

Em relação aos sólidos totais, observam-se maiores concentrações entre as alturas de 0,0 a 0,7 m, o que pode estar associado ao arraste de sólidos ocasionado na alimentação ou durante a coleta das amostras e à sedimentação das partículas que acabam por se aglomerar no primeiro compartimento dos reatores.

Na Figura 8, observa-se que as maiores concentrações de sólidos suspensos também estão presentes nas alturas entre 0,0 a 0,7 m. O efluente final apresentou médias para ST e SST de 1139 mg L⁻¹ e 144 mg L⁻¹ para R1 e 1216 mg L⁻¹ e 155 mg L⁻¹ para R2, cujas eficiências de remoção foram de 52% (ST) e 78% (SST) para R1 e 43% (ST) e 70% (SST) para R2.

Figura 8 - Variação dos ST e SST ao longo da altura dos RCAALF para R1 e R2



Fonte: Autoria própria.

A estatística descritiva relacionada aos parâmetros DQO bruta e DQO filtrada, contendo valores mínimo, máximo, médios, desvio padrão e mediana, referente aos perfis espaciais, são apresentados na Tabela 9.

Em relação à remoção de matéria orgânica, a eficiência encontrada em termos de DQO bruta e filtrada para o R1 foi de 50% e 30%, já para o R2 foi de 38% e 37%, respectivamente. Os valores médios encontrados para DQO bruta e filtrada nos efluentes tratados foram de 1014 mg L⁻¹ e 668 mg L⁻¹ para o R1 e 975 mg L⁻¹ e 613 mg L⁻¹ para o R2, respectivamente.

Tabela 9 - Resumo dos resultados médios dos parâmetros DQO filtrada e DQO bruta em amostras do efluente dos RCAALF

DQO bruta (mg L ⁻¹)										
Altura dos reatores (m)	R1					R2				
	Mín	Máx	Méd	DP	CV	Mín	Máx	Méd	DP	CV
0,0	1908	2238	2024	132	0,1	728	2041	1688	542	0,3
0,1	386	2188	1415	718	0,5	661	3593	2196	1069	0,5
0,7	648	2268	1545	661	0,4	461	1946	1437	663	0,5
0,8	911	1758	1235	348	0,3	713	1661	1188	339	0,3
1,0	803	1191	1014	146	0,1	631	1323	975	288	0,3

DQO filtrada (mg L ⁻¹)										
Altura dos reatores (m)	R1					R2				
	Mín	Máx	Méd	DP	CV	Mín	Máx	Méd	DP	CV
0,0	633	1779	1030	457	0,4	741	1095	983	151	0,2
0,1	216	1054	652	333	0,5	66	766	450	268	0,6
0,7	329	1391	790	407	0,5	166	1570	625	557	0,9
0,8	428	1133	811	258	0,3	349	1113	756	336	0,4
1,0	436	831	668	175	0,3	408	893	613	208	0,3

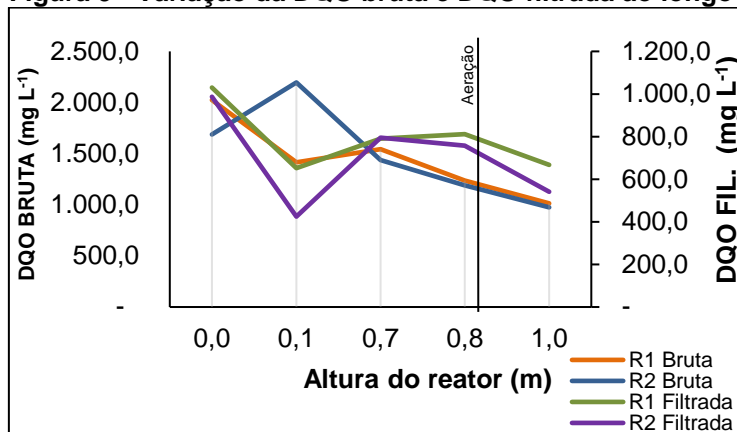
Legenda: Mín = valor mínimo; Máx = valor máximo; Méd = média; DP = desvio padrão; CV = coeficiente de variação.

Fonte: Autoria própria.

De acordo com o anexo 7 da Resolução nº 70/09 do Conselho Estadual do Meio Ambiente (CEMA), o valor máximo permitido de DQO presente em efluentes provenientes de frigoríficos para o lançamento em corpos hídricos é de 200 mg L⁻¹, ou seja, os valores obtidos não atendem ao padrão de lançamento exigido pela legislação. Dessa forma, faz-se necessário o pré-tratamento do afluente para se obter melhor remoção da matéria carbonácea.

Como pode ser observado na Figura 9, as concentrações começam a diminuir em sua maioria, a partir da altura 0,7 m dos reatores, que pode estar relacionado à ação dos microrganismos e a retenção de matéria orgânica nos meios suportes. Cunha (2015) e Belini (2012) também observaram o decréscimo nos valores obtidos de DQO, no entanto, as autoras observaram a queda logo no primeiro ponto de coleta. O acúmulo de sólidos presentes no reator pode ter sido um dos fatores que ocasionou a baixa eficiência de remoção de matéria carbonácea, pois o baixo TDH seguido de uma alta razão de recirculação pode ter ocasionado maior carreamento dos sólidos e acúmulo dos mesmos devido ao menor tempo em que os microrganismos tinham para degradar a matéria carbonácea.

Figura 9 - Variação da DQO bruta e DQO filtrada ao longo da altura dos RCAALF para R1 e R2



Fonte: Autoria própria.

Observa-se que as eficiências médias obtidas, neste estudo, para os reatores quando operados com TDH de 12 h e razão de recirculação igual a 2, foram inferiores ou pouco superiores aos demais estudos nos quais os reatores foram submetidos a diferentes TDH, razões de recirculação, meios suportes e as forma com que foram dispostos nos reatores, entre outros fatores.

Na Tabela 2 é possível observar que Ferro (2015) utilizou espuma de poliuretano como meio suporte para tratar efluente industrial proveniente de abatedouro bovino. A autora avaliou o comportamento do reator TDH de 24 h e foram testadas duas razões de recirculação ($r=1$ e $r=2$). Para a razão de recirculação igual a 2, as médias obtidas foram de 36% em relação a DQO e 69% em relação aos SS, onde os resultados foram próximos aos obtidos no presente estudo, que também utilizou a espuma de poliuretano como meio suporte de um dos reatores, razão de recirculação igual a 2, tendo uma diferença significativa em relação ao TDH e as eficiências médias obtidas neste trabalho foram de 50% (DQO) e 52% (SS) para o R1.

Jabłoński et al. (2015) realizaram um estudo sobre a base de dados de arqueias metanogênicas, onde foram analisadas suas características bioquímicas e fisiológicas e durante o experimento obtiveram problemas relacionados ao carregamento, ao qual a possível lavagem ocorrida no sistema, por conta do baixo tempo de retenção de biomassa ocasionou dificuldade no desenvolvimento de arqueias capazes de degradar o acetato e demais populações consideradas estáveis. Dessa forma, supõe-se que no presente trabalho possa ter ocorrido uma lavagem da biomassa em razão da vazão de recirculação alta, e seguida de TDH

relativamente baixo (12 h), prejudicando a eficiência de remoção da matéria carbonácea.

5.3 Quantificação da biomassa aderida aos meios suportes

Os resultados da quantificação da biomassa aderida são apresentados na Tabela 10, como descrito na metodologia, em que cada um dos três perfis realizados foi acompanhado dos últimos monitoramentos de análises físico-químicas, ou seja, a quantificação da biomassa foi realizada aproximadamente em conjunto dos 20 dias finais de operação.

Tabela 10 - Quantificação da biomassa aderida aos meios suportes

Perfil	Tempo (dias)	Parâmetros	Reator 1		Reator 2	
			Pt 1	Pt 2	Pt 1	Pt 2
1	21 dias	ST (g ST g MS ⁻¹)	0,12	0,10	0,20	0,15
		STV (g STV g MS ⁻¹)	0,09	0,07	0,16	0,12
2	28 dias	ST (g ST g MS ⁻¹)	0,10	0,07	0,09	0,30
		STV (g STV g MS ⁻¹)	0,08	0,05	0,07	0,25
3	35 dias	ST (g ST g MS ⁻¹)	0,10	0,06	0,29	0,21
		STV (g STV g MS ⁻¹)	0,08	0,05	0,22	0,15

Legenda: Tempo (dias) = dentro dos 40 dias de operação; ST= sólidos totais; STV= sólidos totais voláteis; MS = material suporte; Reator 1 = espuma de poliuretano; Reator 2 = biocarvão; Pt 1= primeiro ponto analisado; Pt 2= segundo ponto analisado.

Fonte: Autoria própria.

Observa-se na Tabela 10, que para ambos os reatores, houve pouco crescimento da biomassa ao longo dos três perfis analisados, visto que cada perfil foi realizado aproximadamente a cada uma semana, entre um e outro. Este fator pode ter sido devido ao desprendimento da biomassa por conta da recirculação.

Pontes (2009) obteve maior aderência da biomassa durante a operação sob condição anaeróbia-aeróbia com R= 1,5, o que conseqüentemente reduziu a carga orgânica aplicada e pode ter contribuído para o melhor desempenho do reator durante essa etapa operacional. Em seu trabalho, a autora apresentou valores de biomassa aderida, obtidos em termos de ST e STV, de 1,65 gST gMS⁻¹ e 1,16 gSTV gMS⁻¹, respectivamente.

Os valores obtidos no presente trabalho mostram-se inferiores aos valores obtidos pela autora acima citada. Porém, devem ser considerados diversos fatores que podem influenciar na quantidade de biomassa aderida, dentre eles os meios suportes utilizados, a concentração de sólidos presentes no afluente e o tempo em

que os reatores estão em operação quando realizadas as análises de quantificação da biomassa, bem como as variáveis ambientais aos quais os micro-organismos estão expostos.

5.4 Análise estatística

O teste de Wilcoxon foi utilizado para verificar se existe diferença significativa entre os meios suportes utilizados nos dois reatores na mesma condição operacional, ou seja, se o tipo de meio suporte utilizado influencia na eficiência de remoção de matéria orgânica.

A análise estatística resultou no p-valor igual a 0,83, portanto, rejeita-se H_1 e aceita-se a hipótese nula (H_0) para a comparação entre os meios suportes de R1 e R2 operados com TDH de 12 h, ou seja, pelo resultado estatístico, pode-se afirmar que não há diferença significativa entre os dois reatores com diferentes meios suportes utilizados para imobilização da biomassa, no que tange a remoção de matéria carbonácea.

Neste caso, já que o teste não apresentou diferença significativa entre os meios suportes utilizados nos dois reatores, indica-se o uso de espuma de poliuretano como meio suporte, já que o reator 1 obteve maior eficiência de remoção (50%) em relação ao reator 2 (biocarvão), que obteve eficiência de 38% de remoção em termos de DQO.

6 CONCLUSÃO

Nesse trabalho constatou-se que as condições operacionais as quais os reatores anaeróbio-aeróbio de leito fixo, foram submetidos, não atenderam ao padrão de lançamento de efluentes exigido pela legislação em termos de remoção de matéria carbonácea.

Para o reator 1 (R1), que utilizou como meio suporte a espuma de poliuretano, foram obtidas eficiências médias de 52%, 78%, 50% e 30% para ST, SST, DQO bruta e filtrada, respectivamente. Para o reator 2 (R2) que utilizou o biocarvão como meio suporte, as eficiências médias resultaram em 43%, 70%, 38% e 37%, respectivamente. Através da análise estatística, afirma-se que não houve diferença significativa em relação à remoção de matéria carbonácea entre os dois reatores, utilizando diferentes meios suportes. Porém, o R1 apresentou uma eficiência de remoção em termos de DQO maior que a do R2.

A quantidade de biomassa aderida aos meios suportes apresentou pouca variação, ou crescimento, ao longo das três semanas de monitoramento. Supõe-se que tenha ocorrido o desprendimento do material suporte devido a recirculação no sistema.

Através das condições operacionais as quais os reatores foram submetidos, obtiveram-se eficiências de remoção de matéria carbonácea relativamente baixas, este fator pode ser atribuído ao baixo tempo de detenção hidráulico (TDH) e a alta razão de recirculação no sistema.

7 SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

Com o intuito de aperfeiçoar o sistema de tratamento proposto para o efluente do abatedouro, sugerem-se estudos mais aprofundados dos resultados obtidos até o presente das diversas condições operacionais já testadas a fim de verificar quais condições apresentaram melhores desempenhos e por fim submeter o reator à combinação de tais condições. Propõe-se trabalhar com TDH de 12 h e testar vazões de recirculações mais baixas ou também, testar tempos de detenção hidráulicos mais elevados.

Sugere-se também que se faça um estudo aprofundado a respeito da caracterização dos meios suportes, dos micro-organismos presente nos mesmos, com o objetivo de analisar o quanto estes fatores podem influenciar no desempenho do sistema combinado.

REFERÊNCIAS

- ABREU, S. B; ZAIAT, M. Desempenho de reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo no tratamento de esgoto sanitário. **Engenharia Sanitária e ambiental**. São Carlos. V.13 n.2. p. 181-188. 2008.
- AGRA, C. A. de. **Tratamento de águas residuárias domésticas em reatores de biomassa dispersa e biomassa aderida**. 2009, 89 f. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente do Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente – PRODEMA), Universidade Federal da Paraíba, Campina Grande, Paraíba, 2009.
- ARAÚJO JUNIOR, 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.
- BELINI, A. D. **Avaliação do comportamento de um reator anaeróbio aeróbio de leito fixo submetido à variação de carga hidráulica tratando efluente de abatedouro bovino**. 2012. 57 f. Trabalho de Conclusão de Curso – Curso de Engenharia Ambiental, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campo Mourão, Paraná, 2012.
- BODÍK, I.; KRATOCHVÍL, K.; GASPARIKOVÁ, E.; HUTŇAN, M. Nitrogen removal in an anaerobic baffled filter reactor with aerobic post-treatment. **Bioresource Technol.** v. 86, p. 79-84. 2003.
- BRASIL. Resolução CONAMA 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 União**, nº 92, de 16 de maio de 2011, p. 89.
- BUSTILLO-LECOMPTE, C. F; MEHRVAR, M. Treatment of actual slaughterhouse wastewater by combined anaerobic-aerobic processes for biogas generation and removal of organics and nutrients: An optimization study towards a cleaner production in the meat processing industry. **Journal of Cleaner Production**. v. 141, p. 278-289. 2017.
- CAIXETA, C.E.T.; CAMMAROTA, M.C.; XAVIER, A.M.F. Slaughterhouse wastewater: evaluation of a new three-phase separation system in a UASB reactor. **Bioresource Technology**. v. 81, p. 61-69. 2002.
- CHAN, Yi J; CHONG, Mei F; LAW, Chung L; HASSELL, D.G. A review on anaerobic-aerobic treatment of industrial and municipal wastewater. **Chemical Engineering Journal**. v. 155, p. 1-18. 2009.
- CHERNICHARO, C., A. de I. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias: Reatores anaeróbios**. 1. ed. Belo Horizonte: UFMG, 1997, 245 p. 3.v.

CHERNICHARO, C. A. de L. Post-treatment options for the anaerobic treatment of domestic wastewater. **Environmental Science and Biotechnology**. [s.l.], p. 73-92. 2006.

CUNHA, C.C. da. **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 – Curso de Engenharia Ambiental, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campo Mourão, Paraná, 2015.

DEL POZO, R; DIEZ V. Organic matter removal in combined anaerobic-aerobic fixed-film bioreactors. **Water Research**. v. 37, p. 3561-3568. 2003.

DEVENS, K. U. **Estudo cinético da remoção de zinco de água residuária de suinocultura utilizando biochar**. 2015. 49 f. Trabalho de Conclusão de Curso – Curso de Engenharia Ambiental, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campo Mourão, Paraná, 2015.

DIAS, I. C. L.; CASTRO, A. C. L. de. O processo de abate de bovinos: implicações para a saúde e o ambiente. **Cad. Pesq.**, São Luís, v. 18, n. especial, dez. 2011.

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

EATON, A. D.; CLESCERI, L. S.; GREENBERG, A. E. (Ed.) **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 22. ed. Washington, DC: American Public Health Association, 2012.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **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.

FERRO, T. N. **Avaliação do processo de nitrificação e desnitrificação de efluente de abatedouro bovino em reator combinado anaeróbio-aeróbio**. 2015. 62 f. Trabalho de Conclusão de Curso – Curso de Engenharia Ambiental, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campo Mourão, Paraná, 2015.

FREIRE, F. B; PIRES, E. C. **Avaliação de material suporte para biomassa em reatores de leito fluidizado: aderência e hidrodinâmica**. São Carlos: Seropédica, RJ: Edur, 2004. Disponível em: <[http://www.editora.ufrj.br/revistas/exatas/rce/v 23 1-2/4.pdf](http://www.editora.ufrj.br/revistas/exatas/rce/v%2023-2/4.pdf)>. Acesso em: 07 abr. 2017.

GARCIA, M.L; LAPA, K.R; FORESTI, E; ZAIAT, M. Effects of bed materials on the performance of an anaerobic sequencing batch biofilm reactor treating domestic sewage. **Journal of Environmental Management**. São Carlos. p. 1471-1477. 2008.

GATTI, R. 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 – Curso de Engenharia Ambiental, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campo Mourão, Paraná, 2013.

GOFFI, A. S. dos. **Tratamento de esgoto doméstico em reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo com recirculação da fase líquida.** 2013. 70 f. Trabalho de Conclusão de Curso – Curso de Engenharia Ambiental, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campo Mourão, Paraná, 2013.

HEIJNEN, JJ; MULDER, A; WELTEVREDE, HOLS, J; VAN LEEUWEN, H. L. J. M. Large scale anaerobic-aerobic treatment of complex industrial waste water using biofilm reactors. **Water Science and Technology.** v. 23, p. 1427-1436. 1991.

INSTITUTO RASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Indicadores IBGE: Estatística da Produção Pecuária.** 2017. Disponível em: <ftp://ftp.ibge.gov.br/Producao_Pecuaria/Fasciculo_Indicadores_IBGE/abate-leite-couro-ovos_201701caderno.pdf> Acesso em: 14 set. 2017.

JABŁOŃSKI, Sławomir J.; RODOWICZ, Paweł; ŁUKASZEWICZ, Marcin. Methanogenic archaea database containing physiological and biochemical characteristics. **International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology.** IJSEM Papers in Press. 2015.

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

LEENEN, E. J. T. M; VAN BOXTEL, A. M. G. A; ENGLUND, G; TRAMPER, J; WIJFFETS, R. H. Reduced temperature sensitivity of immobilized *Nitrobacter agilis* cells caused by diffusion limitation. **Enzyme and Microbial Technology.** v. 20, p.573-580. 1997.

METCALF & EDDY Inc. **Wastewater engineering treatment, disposal, reuse.** 3.ed. New York: McGraw-Hill, p. 1334. 1991.

METCALF, L.; EDDY, H. **Wastewater Engineering: treatment and reuse.** 4 ed. Revisado por George Tchobanoglous, Franklin L. Burton, H. David Stensel. New York: McGraw-Hill, p. 1819. 2003.

NETTO, A.P. de O. **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 Paulo, São Carlos, 2007.

PACHECO, José V. F; YAMANAKA, Hélio T. **Guia técnico ambiental de abates (bovino e suíno).** São Paulo: CETESB, 2006. 98 p. (Série P + L). Disponível em: <[file:///C:/Users/Maria%20Clara/Downloads/p+l_graxaria%20\(1\).pdf](file:///C:/Users/Maria%20Clara/Downloads/p+l_graxaria%20(1).pdf)>. Acesso em: 07 abr. 2017.

PARANÁ. **Resolução CEMA nº 70 de 2009**. Dispõe sobre o licenciamento ambiental, estabelece condições e critérios e dá outras providências, para Empreendimentos Industriais.

PASSIG, F. H. **Reator anaeróbio híbrido para tratamento de esgoto sanitário**. 2005, 171 f. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento), Universidade de São Paulo, São Carlos, 2005.

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 Carlos, 2009.

RAHMAN, Ubaid u.; SAHAR, Amna; KHAN, Muhammad A. Recovery and utilization of effluents from meat processing industries. **Food Research International**. v. 65, p. 322-328. 2014.

REBAH, F.B.; KANTARDJIEFF, A.; YEZZA, A.; JONES, P.J. Performance of two combined anaerobic–aerobic biofilters packed with clay or plastic media for the treatment of highly concentrated effluent. **Desalination**. v. 243, p. 141-1466. 2010.

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

RODRIGUES, C. M. **Análise de parâmetros hidrodinâmicos de reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo com biomassa imobilizada**. 2015. 74 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Curso de Engenharia Ambiental), Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campo Mourão, Paraná, 2015.

SANT'ANNA JUNIOR, G. L. **Tratamento biológico de efluentes: fundamentos e aplicações**. Rio de Janeiro: Interciência, 2010, 418p.

SHAH, Fayyaz A.; MAHMOOD, Qaisar; SHAH, Mohammad M.; PERVEZ, Arshid; ASAD, Saeed A. Microbial Ecology of Anaerobic Digesters: The Key Players of Anaerobiosis. **The Scientific World Journal**. v. 2014. p. 21, 2014.

SOARES, M.S. **Síntese e caracterização de espumas de poliuretano para imobilização de células íntegras e aplicação na síntese de biodiesel**. 2012, 119 f. Dissertação (Mestrado em Ciências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química na área de Concentração: Processos Catalíticos e Biocatalíticos), Universidade de São Paulo, Lorena, São Paulo, 2012.

SPERLING, V. M. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias: Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 1996, 243 p. v.1.

WOLFF, D. B; PAUL, E; COSTA, R. H. R da. Influência do tipo de material suporte no desempenho de reatores biológicos de leito móvel na remoção de carbono e nitrificação de esgoto sanitário. **Engenharia Sanitária e ambiental**. Florianópolis. V.15. n.2. p. 149-154. 2010.

ZHANG, X.; ZHOU JITI, GUO,H.; QU, Y.; LIU, G.; ZHAO, L. Nitrogen removal performance in a novel combined biofilm reactor. **Process Biochemistry**. v. 42, p. 620-626. 2007.