

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE ALAGOAS - CENTRO DE TECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM RECURSOS HÍDRICOS E
SANEAMENTO - MESTRADO**

LEANDRO MEDEIROS FERRO

**REATOR ANAERÓBIO-AERÓBIO DE LEITO FIXO APLICADO AO
TRATAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO UTILIZANDO CONCHAS DE
SURURU COMO MATERIAL SUPORTE PRINCIPAL**

**MACEIÓ
2018**

LEANDRO MEDEIROS FERRO

**REATOR ANAERÓBIO-AERÓBIO DE LEITO FIXO APLICADO AO
TRATAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO UTILIZANDO CONCHAS DE
SURURU COMO MATERIAL SUPORTE PRINCIPAL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento – Mestrado, do Centro de Tecnologia da Universidade Federal de Alagoas, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Recursos Hídricos e Saneamento.

Orientador: Prof. Dr. Antônio Pedro de Oliveira Netto
Coorientador: Dr. Eduardo Lucena Cavalcante de Amorim

**MACEIÓ
2018**



Folha de Aprovação

LEANDRO MEDEIROS FERRO

REATOR ANAERÓBIO-AERÓBIO DE LEITO FIXO APLICADO AO TRATAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO UTILIZANDO CONCHAS DE SURURU COMO MATERIAL SUPORTE PRINCIPAL

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento, Centro de Tecnologia da Universidade Federal de Alagoas, como requisito para obtenção do título de Mestre em Recursos Hídricos e Saneamento.

Em: 03/04/18

Prof. Dr. Antônio Pedro de Oliveira Netto
(Orientador - PPGRHS)

Prof. Dr. Eduardo Lucena Cavalcante de Amorim
(Coorientador - PPGRHS/CTEC/UFAL)

Banca examinadora:

Prof.ª Dr.ª Karina Ribeiro Salomon
(Examinadora interna - PPGRHS/CTEC/UFAL)

Prof.ª Dr.ª Allani Christine Monteiro Alves da Rocha
(Examinadora externa - CESMAC)

Catálogo na fonte
Universidade Federal de Alagoas
Biblioteca Central
Divisão de Tratamento Técnico
Bibliotecário: Marcelino de Carvalho

F395r

Ferro, Leandro Medeiros.

Reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo aplicado ao tratamento de esgoto doméstico utilizando conchas de sururu como material suporte principal / Leandro Medeiros Ferro. – 2019.

64 f. : il.

Orientador: Antônio Pedro de Oliveira Netto.

Co-orientador: Eduardo Lucena Cavalcante de Amorim.

Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento) – Universidade Federal de Alagoas. Centro de Tecnologia. Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento. Maceió, 2018.

Bibliografia: f. 58-64.

1. Reatores anaeróbios de fluxo ascendente. 2. Esgotos. 3. Leito fixo. 4. Reatores biológicos. 5. Biomassa. 6. *Mytilidae*. I. Título.

CDU: 628.32/35

*“Não fiz o melhor, mas fiz tudo para que o melhor fosse feito.
Não sou o que deveria ser, mas não sou o que era antes.”*

Martin Luther King

Dedico este trabalho aos meus amores e incentivadores: meus pais, Cláudio e Adriana, minha namorada, Tamires, meus sobrinhos, Mateus e Gabriela e minha irmã Larissa.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus, criador do mundo e projetista da humanidade, pelo dom da vida e por me fazer chegar até aqui.

Aos meus pais e minha irmã, pela criação, amor, confiança, orações, incentivo e inspiração.

À minha namorada Tamires, pela motivação e compreensão que começaram antes mesmo do início do curso e que se estenderam até o presente momento.

Aos meus orientadores Antônio Netto e Eduardo Lucena, pela sabedoria dividida, pela disponibilidade, compreensão e por acreditarem em mim desde a definição do plano de trabalho.

À professora Nélia Callado, pela presteza no LSA e orientações especiais.

Aos meus companheiros de laboratório Rute, Aldo, Heitor, Thiago, Taciana, Messias e Fernanda, pela permanente disponibilidade de ajuda nas atividades experimentais.

Aos meus amigos de turma, verdadeiros irmãos ao longo desses anos, pelo convívio, ajuda e estímulo.

Ao Ramiro, pela confecção do reator, fundamental para o desenvolvimento da pesquisa.

Aos colegas Mateus, George, Jânio, Anderson e Erivânio, pelo apoio nas coletas semanais das águas residuárias que alimentaram o reator.

À UFAL, ao CTEC, ao Curso de Engenharia Sanitária e Ambiental, ao PPGRHS e a CAPES, pelo fornecimento do ensino e incentivo à pesquisa.

E a todos familiares e amigos, pelas palavras e atitudes de incentivo.

RESUMO

Neste trabalho foi avaliado o desempenho de um reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo (RAALF) e fluxo ascendente, vertical, operado de modo contínuo, em escala de bancada, preenchido com argila expandida e conchas de sururu como meio suporte para imobilização da biomassa, aplicado ao tratamento de esgoto doméstico. A utilização da concha de sururu como material suporte principal se deu pela importância de testar o desempenho do reator utilizando material de baixo e custo e fácil acesso, tendo em vista que Oliveira Netto (2007), operando reator com configuração semelhante, obteve bons resultados na remoção de matéria orgânica e nitrogênio tendo a espuma de poliuretano como material suporte principal. Numa primeira etapa, o desempenho do sistema combinado foi avaliado sem recirculação da fase líquida em tempo de detenção hidráulica (TDH) total próximo de 11 horas, sendo 8 horas para a fase anaeróbia e aproximadamente 3 horas para a fase aeróbia, onde a eficiência de remoção de matéria orgânica e nitrificação foram, respectivamente, de 75% e 100%. A nitrificação ocorreu após o 11º dia operacional do sistema combinado e se apresentou estável ao fim dessa etapa. Mesmo com a nitrificação completa, não houve limitação de carbono inorgânico, demonstrando que o material suporte cumpriu o papel de efeito tampão esperado, sem necessidade de suplementação de alcalinidade. Na segunda etapa de operação, com a inserção da recirculação do efluente tratado numa razão de recirculação de 1,5, foram obtidos ganhos em relação à remoção de matéria orgânica, com eficiência média 85%, entretanto, a remoção de nitrogênio total observada ficou na ordem de 36%, indicando o comprometimento da desnitrificação. O reator utilizado apresentou resposta efetiva na nitrificação quando comparada a espuma de poliuretano, tendo as conchas de sururu permitindo a manutenção da alcalinidade no substrato, no entanto, a elas pode ser atribuído também o comprometimento da desnitrificação, visto que o aumento no pH do efluente pode ter reduzido a velocidade do processo. Outro fator que também pode ter prejudicado o processo de remoção de nitrogênio foi o excesso de aeração no sistema. O ensaio hidrodinâmico realizado no RAALF constatou comportamento tendendo ao de mistura completa e foram observados ainda desvios de idealidade como zonas mortas e efeito de cauda longa, indicando que o material suporte pode ter influenciado a hidrodinâmica do reator. Os resultados obtidos demonstram que o reator forneceu um efluente com matéria orgânica reduzida e que a concha de sururu favoreceu a conversão de nitrogênio, comprovando a viabilidade da utilização do material como suporte principal em reator combinado de leito fixo aplicado ao tratamento de esgoto doméstico.

Palavras-chave: Tratamento anaeróbio-aeróbio; Esgoto sanitário; Reator de leito fixo; Biomassa.

ABSTRACT

This work evaluated the performance of an upflow and fixed bed aerobic-anaerobic reactor (RAALF), continuously operated, on a bench scale, filled with expanded clay and sururu shells as a support material for biomass immobilization, used for domestic sewage treatment. The use of the sururu shell as the main supporting material was due to the importance of testing reactor performance using low cost and easily available material. Furthermore, Oliveira Netto (2007) obtained good results in removal of organic matter and nitrogen having the polyurethane foam as main support material while operating a reactor with similar configuration. In a first step, the performance of the combined system was evaluated without recirculation of the liquid phase in total hydraulic detention time (TDH) near 11 hours, being 8 hours for the anaerobic phase and approximately 3 hours for the aerobic phase, where the efficiency of removal of organic matter and nitrification were, respectively, 75% and 100%. The nitrification occurred after the 11th operational day of the combined system and was stable at the end of this stage. Even with complete nitrification, there was no limitation of inorganic carbon, demonstrating that the support material fulfilled the role of expected buffer effect, without the need for alkalinity supplementation. In the second stage of operation, with the recirculation of the treated effluent inserted in a recirculation ratio of 1.5, gains were obtained in relation to the removal of organic matter, with an average efficiency of 85%, however, the total nitrogen removal observed was order of 36%, indicating denitrification impairment. The reactor showed an effective response to nitrification when compared to polyurethane foam, with the sururu shells allowing the maintenance of alkalinity in the substrate. However, the sururu shells may also not have contributed to the denitrification, since the increase in pH of the effluent may have reduced the speed of the process. Another factor that may also have impaired the nitrogen removal process was the excess aeration in the system. The hydrodynamic test performed in the RAALF showed behavior tending to the complete mixing and showed deviations of ideality as dead zones and long tail effect, indicating that the support material may have influenced the hydrodynamics of the reactor. The results showed that the reactor provided an effluent with reduced organic matter and that the sururu shell favored the conversion of nitrogen, proving the feasibility of using the material as main support in a combined fixed bed reactor applied to the domestic sewage treatment.

Keywords: Anaerobic-aerobic treatment; Sanitary sewage; Fixed bed reactor; Biomass.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 -	Transformações de nitrogênio em sistemas de tratamento convencionais.....	22
Figura 2 -	Fluxograma da pesquisa.....	26
Figura 3 -	Configuração do reator operando de forma combinada e sem recirculação da fase líquida na primeira etapa (A) e com recirculação da fase líquida na segunda etapa (B).....	27
Figura 4 -	Reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo utilizando, onde foi mantida a relação L/D utilizada por Oliveira Netto (2007).....	28
Figura 5 -	Vista do reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo, com destaque para acessórios utilizados.....	29
Figura 6 -	Partículas de argila expandida utilizadas como suporte para aderência das populações microbianas, sem tratamento (A) e com tratamento (B).....	30
Figura 7 -	Diferentes aspectos entre os compartimentos preenchidos por conchas inoculadas (A) e não inoculadas (B).....	32
Figura 8 -	Tela com malha de 1,25 mm x 1,25 mm utilizada para a retenção de sólidos grosseiros.....	33
Figura 9 -	Linearidade existente entre a condutividade e a concentração do traçador.....	36
Figura 10 -	Variação temporal da DQO, para o reator de leito fixo operado de modo contínuo e combinado sem e com recirculação da fase líquida.....	39
Figura 11 -	Variação temporal de SSV afluente (♦) e efluente (■) para o reator de leito fixo operado de modo contínuo e combinado sem e com recirculação da fase líquida.....	41
Figura 12 -	Variação temporal da concentração de AVT, para o reator de leito fixo operado de modo contínuo e combinado sem e com recirculação da fase líquida.....	42
Figura 13 -	Variação temporal da Alcalinidade a Bicarbonato afluente (♦) e efluente (■) para o reator de leito fixo operado de modo contínuo e combinado sem e com recirculação da fase líquida.....	43
Figura 14 -	Variação da alcalinidade média afluente, da alcalinidade do sistema devido à amonificação, nitrificação e desnitrificação e variação da alcalinidade efluente (teórica e real) no sistema para etapa	

	combinada sem recirculação ($r = 0$).....	44
Figura 15 -	Variação da alcalinidade média afluente, da alcalinidade do sistema devido à amonificação, nitrificação e desnitrificação e variação da alcalinidade efluente (teórica e real) no sistema para etapa combinada com recirculação ($r= 1,5$).....	45
Figura 16 -	Variação temporal do pH afluente (♦) e efluente (■) para o reator de leito fixo operado de modo contínuo e combinado sem e com recirculação da fase líquida	46
Figura 17 -	Variação temporal da concentração de NTK afluente (♦) e efluente (■) para o reator de leito fixo operado de modo contínuo e combinado sem e com recirculação da fase líquida	47
Figura 18 -	Variação temporal da concentração de $N-NH_4^+$ afluente (♦) e efluente (■) para o reator de leito fixo operado de modo contínuo e combinado sem e com recirculação da fase líquida	48
Figura 19-	Concentrações efluentes de $N-NH_4^+$ (♦), $N-NO_2^-$ (▲), $N-NO_3^-$ (■) e NTK (●) para o reator de leito fixo operado de modo contínuo e combinado sem e com recirculação da fase líquida.....	49
Figura 20 -	Curva DTR (concentração de NaCl em função do tempo).....	53
Figura 21 -	Curva DTR adimensional $C_0 \times \theta_0$ obtida.....	54

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 -	Parâmetros e métodos utilizados no monitoramento do reator combinado de leito fixo	34
Tabela 2 -	Condições operacionais: tempo de operação, vazão e TDH durante as etapas do estudo.....	35
Tabela 3 -	Comparação da eficiência global de remoção de DQO entre o RAALF e a ETE.....	40
Tabela 4 -	Características do esgoto sanitário afluente e efluente para o reator de leito fixo operado de modo contínuo e combinado sem e com recirculação da fase líquida	50
Tabela 5 -	Quantidade de nitrogênio nitrificado (N_{nitr}) e concentração efluente de nitrogênio na forma de nitrito e nitrato (N_e) para etapa combinada sem recirculação	51
Tabela 6 -	Quantidade de nitrogênio nitrificado (N_{nitr}), concentração efluente de nitrogênio na forma de nitrito e nitrato (N_e) e eficiência de desnitrificação (E_{DN}) para etapa combinada e com recirculação da fase líquida	51

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AHR	Reator anaeróbio híbrido
ANAMMOX	Anaerobic ammonium oxidation
APHA	American Public Health Association
BAS	Biofiltro aerado submerso
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
DHS	Downflow hanging sponge
DS	Decantador secundário
DTR	Distribuição do tempo de residência
EESC–USP	Escola de engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo
ETE	Estação de tratamento de esgoto
FA	Filtro anaeróbio
RAALF	Reator anaeróbio – aeróbio de leito fixo
RAHC	Reator anaeróbio horizontal com chicanas
RAHLF	Reator anaeróbio horizontal de leito fixo
RALF	Reator anaeróbio de leito fluidificado
RARLF	Reator aeróbio radial de leito fixo
SHARON	Single reactor system for high ammonium removal over nitrite
TCN	Taxa de carregamento de nitrogênio
TCO	Taxa de carregamento orgânico
TDH	Tempo de detecção hidráulica
UASB	Upflow anaerobic sludge blanket (reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo)
UFAL	Universidade Federal de Alagoas
UFSC	Universidade Federal de Santa Catarina
UNICAMP	Universidade Estadual de Campinas
UNIOESTE	Universidade Federal do Oeste do Paraná

LISTA DE SÍMBOLOS

AVT	Concentração de Ácidos Voláteis Totais	(mgHAc/L)
CaCO₃	Carbonato de Cálcio	
CaO	Óxido de Cálcio	
Ca(OH)₂	Hidróxido de Cálcio	
CO₂	Gás carbônico	
DQO	Demanda química de oxigênio	(mg/L)
E_{DN}	Eficiência de Desnitificação	(%)
HAc	Ácido acético	
N₂	Nitrogênio gasoso	
N₂O	Óxido nitroso	
NaCl	Cloreto de sódio	
Ne	Somatória das concentrações de NO ₂ e NO ₃ no efluente tratado do sistema.	(mg/L)
N_{nitr}	Concentração de nitrogênio nitrificado	(mg/L)
N-NH₄⁺	Concentração de amônia	(mg/L)
N-NTK	Concentração de Nitrogênio Total Kjeldahl	(mg/L)
N-NO₂⁻	Concentração de Nitrito	(mg/L)
N-NO₃⁻	Concentração de Nitrato	(mg/L)
NO_x	Fração das formas oxidadas (nitrito + nitrato)	(mg/L)
NT	Nitrogênio Total	(mg/L)
OD	Concentração de Oxigênio Dissolvido	(mg/L)
pH	Potencial hidrogeniônico	
r	Razão de recirculação	
SST	Concentração de sólidos suspensos totais	(mg/L)
SSV	Concentração de sólidos suspensos voláteis	(mg/L)

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	14
2	OBJETIVOS	16
2.1	Objetivo Geral.....	16
2.2	Objetivos Específicos	16
3	REVISÃO DA LITERATURA	17
3.1	Sistemas Biológicos Combinados No Tratamento De Esgoto.....	17
3.2	Importância Da Remoção Biológica De Nitrogênio.....	21
3.3	Biomassa Imobilizada Em Suporte.....	24
4	MATERIAIS E MÉTODOS	26
4.1	Visão Geral	26
4.2	Local De Pesquisa.....	27
4.3	Reator Combinado Anaeróbio-Aeróbio De Leito Fixo	27
4.4	Materiais Suporte	30
4.4.1	Argila Expandida	30
4.4.2	Concha De Sururu	30
4.5	Inoculação E Partida Do Sistema.....	31
4.6	Água Residuária.....	32
4.7	Métodos Analíticos	33
4.8	Procedimento Experimental.....	35
4.9	Ensaio Hidrodinâmico	33
5	RESULTADOS E DISCUSSÕES	38
5.1	Avaliação Do Desempenho Do Reator.....	38
5.2	Ensaio Hidrodinâmico	53
6	CONCLUSÕES	56
7	SUGESTÕES	57
	REFERÊNCIAS	58

1 INTRODUÇÃO

O precário saneamento básico em grande parte do país segue a estimular a comunidade científica no desenvolvimento de estudos relacionados ao tratamento de esgoto sanitário visando à minimização de custos de implantação e a busca de tecnologias eficientes, principalmente em virtude dos impactos ambientais provocados pela adoção de sistemas de tratamento com eficiência limitada.

A aplicação da digestão anaeróbia para o tratamento de águas residuárias, desde a década de 70, tem sido cada vez mais utilizada como tecnologia de baixo custo, devido à produção de gás metano e razoável eficiência de remoção de matéria orgânica e sólidos em suspensão, todavia, seus efluentes em geral não se enquadram nos padrões de lançamento exigidos pela legislação ambiental, particularmente no que se diz a respeito aos sólidos suspensos, Demanda Química de Oxigênio, nitrogênio, fósforo e sulfeto (CALLADO, 2001).

Vários pesquisadores têm proposto sistemas biológicos combinando os reatores anaeróbios, numa primeira etapa, seguidos de unidades de pós-tratamento, entre elas: reatores aeróbios, disposição no solo, tratamento físico-químico e lagoas de estabilização, sendo os sistemas combinados anaeróbio-aeróbios os mais empregados e promissores quando, além da redução da matéria orgânica carbonácea, deseja-se a remoção de nutrientes, em particular o nitrogênio amoniacal (OLIVEIRA NETTO; ZAIAT, 2012).

Quando combinados, os reatores anaeróbio e aeróbio agregam as vantagens de ambos os processos. Dentre os principais objetivos do reator aeróbio como pós-tratamento do reator anaeróbio Paltronieri (2017) destaca a complementação da remoção de matéria orgânica, a diminuição dos custos de energia para aeração e produção de menor quantidade global de lodo.

Visando o aprimoramento da configuração dos reatores, a utilização de biomassa imobilizada em suporte para que ocorra a formação de biofilme tem sido uma alternativa observada, proporcionando o aumento de retenção celular dos microrganismos no reator e, conseqüentemente, aumentando sua eficiência (ARAÚJO JUNIOR, 2006).

Com o intuito de desenvolver um sistema compacto que pudesse operar como única unidade de tratamento de águas residuárias, Araújo Junior (2006) e Oliveira Netto (2007) constataram a viabilidade técnica do reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo (RAALF) ao operar os reatores em escala de bancada, com e sem recirculação da fase líquida. Tratando esgoto sanitário utilizando espuma de poliuretano como material filtrante principal e argila

expandida em primeiro compartimento anaeróbio, Oliveira Netto (2007) concluiu que o reator avaliado apresentou estabilidade operacional, com alta remoção de matéria orgânica e nitrogênio sem a necessidade de adição de fonte exógena de carbono e de suplementação de alcalinidade.

Em virtude do elevado custo atribuído aos materiais sintéticos de elevada área superficial específica e baixo peso específico, surge a importância do desenvolvimento e testes de outros tipos de materiais de enchimento que apresentem menores custos (ALMEIDA, 2007). É o caso das conchas de sururu, um resíduo sólido encontrado com abundância às margens da Laguna Mundaú, município de Maceió/AL, mas que até então não teve seu desempenho avaliado quando utilizado como material suporte principal em reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo.

A capacidade das conchas de sururu em conferir alcalinidade ao meio reacional, favorecendo a metanogênese, foi observada em reatores anaeróbios de leito fixo por Silva (2009), que utilizou o resíduo como preenchimento de reator acidogênico ao investigar o uso do reator anaeróbio horizontal com chicanas (RAHC) aplicado ao tratamento da manipueira e por Amorim et al. (2017), que tratando o mesmo efluente preliminarmente em reator anaeróbio de leito fluidificado (RALF) utilizaram as conchas, em uma segunda etapa, como material suporte para produção de metano.

Pelos motivos expostos, foi proposto o estudo do reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo, sem e com recirculação da fase líquida, aplicado ao tratamento de esgoto sanitário, utilizando conchas de sururu como material suporte principal com vistas à remoção de matéria orgânica e nitrogênio. Além de atender aos princípios de sustentabilidade ambiental, a concha de sururu se apresenta como uma boa candidata para investigação de seu desempenho devido à alcalinidade a ela associada.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar o desempenho de um reator anaeróbio-aeróbio de escoamento ascendente e leito fixo, operado de modo contínuo, sem e com recirculação da fase líquida (da zona aeróbia para a anaeróbia), aplicado ao tratamento de esgoto sanitário, contendo biomassa imobilizada em suporte de baixo custo e fácil acesso (argila expandida e concha de sururu).

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Avaliar a estabilidade e a eficiência operacional do reator na remoção de matéria orgânica;
- Avaliar a estabilidade e a eficiência operacional do reator sobre a remoção/conversão das formas de nitrogênio;
- Avaliar a utilização da concha de sururu, como material suporte, no desempenho do reator;
- Avaliar a influência da recirculação do efluente da zona aeróbia para a anaeróbia na remoção de matéria orgânica e nitrogênio;
- Avaliar o comportamento hidrodinâmico do reator.

3 REVISÃO DA LITERATURA

3.1 SISTEMAS BIOLÓGICOS COMBINADOS NO TRATAMENTO DE ESGOTO

A matéria orgânica presente nos efluentes líquidos pode ser removida através de processos anaeróbios ou aeróbios, no entanto, para obtenção de efluentes que satisfaçam as legislações vigentes quanto à remoção de matéria orgânica, sólidos em suspensão e macronutrientes, a combinação dos processos é considerada economicamente vantajosa por compensar ou reduzir suas limitações (ALMEIDA, 2010).

Quando comparadas com as plantas convencionais de tratamento aeróbio, os sistemas combinados anaeróbio-aeróbio apresentam uma série de vantagens, tais como: baixa potência de aeração requerida na fase aeróbia, menor produção de lodo biológico e baixo custo de implantação e operação (GARBOSSA et al., 2005; CHERNICHARO, 2006). Tais vantagens são justificadas pelo fato de que o efluente pré-tratado anaerobicamente requer menor capacidade de oxidação na fase aeróbia, tanto para a remoção de matéria orgânica residual quanto para a nitrificação (SANTOS, 2011).

Oliveira Netto (2007) relata que, desde o fim da década de 80, pesquisas em laboratório e instalações piloto envolvendo reatores combinados foram desenvolvidas na Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo (EESC-USP), incluindo: estudos da remoção de DQO e de nitrogênio em reatores biológicos de filme fixo em série; pesquisa de remoção de matéria orgânica, nitrogênio e fósforo de esgoto sintético utilizando um reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB), seguido por reator sequencial em batelada e coluna para a desnitrificação; emprego de reatores compartimentados anaeróbio-aeróbio em série no de tratamento de esgotos sanitário; estudo do sistema combinado UASB seguido por reator sequencial em batelada para a remoção de DQO, nitrogênio e fósforo de esgoto sanitário; e desenvolvimento de sistema misto aeróbio-anaeróbio de leito fixo, visando à remoção de nitrogênio de esgoto sanitário pré-tratado em reator anaeróbio horizontal de leito fixo.

Callado e Foresti (2001) alcançaram altas eficiências de remoção de DQO, nitrogênio e fósforo de esgoto sanitário com tempo de ciclo de 24, 12 e 6 horas, operando um sistema anaeróbio-aeróbio composto por reatores operados em bateladas sequenciais em série. A nitrificação, desnitrificação e a remoção biológica de fósforo ocorriam no segundo reator, operado sob ciclos aeróbio e anóxico, tratando efluente do reator anaeróbio, sendo necessária a suplementação de carbono com acetato para a efetiva desnitrificação e remoção de fósforo.

Vieira et al. (2003) estudaram um sistema misto para remoção de matéria orgânica e de nitrogênio de esgoto sanitário pré-tratado em reator anaeróbio horizontal de leito fixo (RAHLF) composto por quatro compartimentos, cujo efluente do reator era direcionado para um reator aeróbio radial de leito fixo (RARLF) seguido para outro RAHLF composto por um compartimento. O sistema anaeróbio-aeróbio apresentou eficiência média na remoção de nitrogênio amoniacal e nitrogênio na forma de nitrato igual a 95% e 96%, respectivamente, além de ter se mostrado adequado como unidade de pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio na DQO e SSV, com eficiências iguais a 73% e 85%, respectivamente.

Silva e Nour (2005) validaram um reator compartimentado anaeróbio-aeróbio com estabilidade operacional necessária aos sistemas de baixo custo para tratar esgoto sanitário. O desempenho do sistema foi avaliado em diversos tempos de detenção hidráulica (TDH), sendo obtidos para um TDH total de 8 horas (4 horas para a fase anaeróbia e 4 horas para a fase aeróbia) os melhores valores de remoção de DQO na ordem de 73,7% e SST de 78,8%.

Araújo Junior (2006) avaliou o desempenho de um sistema combinado anaeróbio-aeróbio vertical de leito fixo, operado de modo contínuo com fluxo ascendente, sem e com recirculação da fase líquida, para o tratamento de água residuária de indústria produtora de lisina. Visando a remoção de matéria orgânica e nitrogênio, a melhor condição operacional do reator foi conseguida aplicando-se TDH de 35 horas (21 horas na zona anaeróbia e 14 horas na zona aeróbia), com base no volume útil do reator, e razão de recirculação (r) igual a 3,5, apresentando eficiências na remoção de DQO, NTK e NT de 97%, 94% e 77%, respectivamente. Operando unicamente em condição anaeróbia, o reator vertical de leito fixo apresentou eficiências médias na remoção de DQO de 43, 60 e 70%, respectivamente, para TDH aplicados de 11, 17 e 21 horas.

Oliveira Netto (2007) também avaliou o desempenho de um sistema combinado anaeróbio-aeróbio vertical de leito fixo, operado de modo contínuo com fluxo ascendente, sem e com recirculação da fase líquida, no entanto, aplicado ao tratamento de esgoto sanitário. Operando em fase apenas anaeróbia, os melhores valores de remoção de matéria orgânica, em termos de DQO, chegaram a 80% para TDH de 10 horas. O autor relata que com a inserção da fase aeróbia ao sistema a eficiência foi elevada para mais de 95% com DQO efluente abaixo dos 50 mg/L e remoção de nitrogênio total de 75% para razão de recirculação (r) de 1,5. O reator avaliado apresentou estabilidade operacional, alta remoção de matéria orgânica e nitrogênio sem a necessidade de suplementação de alcalinidade e adição de fonte externa de carbono.

Motivado pelo bom desempenho do reator supracitado, Oliveira Netto e Zaiat (2012)

operaram um reator em escala piloto com o intuito de desenvolver um sistema capaz de operar como única unidade de tratamento para remoção de matéria orgânica e nitrogênio. Os melhores resultados operacionais foram encontrados para a etapa com TDH de 12 horas e razão de recirculação igual a 3,0, apresentando eficiências médias de remoção de DQO, NTK e SST de $92 \pm 3\%$; $68 \pm 11\%$ e $75 \pm 7\%$, respectivamente, com valores médios efluentes de 54 ± 22 mg DQO/L, 14 ± 10 mg N-NTK/L e 70 ± 42 mg SST/L.

Pantoja Filho (2011) apresentou o reator aeróbio - anóxico de leito fixo (RAALF), constituído de duas câmaras sobrepostas, como uma alternativa ao pós- tratamento de efluentes de reatores anaeróbios. A configuração do reator permitiu a ocorrência dos processos de interesse, seja remoção de matéria orgânica carbonácea (com eficiência de até 98%), seja remoção de nitrogênio via nitrificação - desnitrificação (com eficiência acima de 90%).

As pesquisas utilizando reatores combinados não se restringem, entretanto, àquelas realizadas na USP, sendo possível observar na literatura o desenvolvimento de trabalhos em diversos centros de pesquisa, dentre eles, a Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP), a Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC) e a Universidade Federal do Oeste do Paraná (UNIOESTE), além de trabalhos realizados na comunidade científica internacional.

Domingues (2005) trabalhando com um sistema combinado Filtro Anaeróbio (FA) - Biofiltro Aerado Submerso (BAS) em escala de laboratório aplicado ao tratamento de esgoto sanitário obteve os melhores resultados de nitrificação operando o reator com TDH total de 10 horas. No BAS a remoção de amônia foi de $47 \pm 20 \%$ e a nitrificação foi de $40 \pm 19 \%$ quando aplicada ao tratamento do resíduo com concentração de amônia em torno de 30mg/L.

Teixeira (2006) avaliou a utilização de biorreatores de nitrificação e desnitrificação operados de forma conectada, através da recirculação, na remoção de nitrogênio de efluente proveniente de uma indústria frigorífica cuja ETE era composta por três lagoas: duas anaeróbias e uma facultativa. Ao final do período de operação o reator aeróbio apresentava uma eficiência de 100% na nitrificação, enquanto que o reator de desnitrificação apresentava baixa remoção de nitrato.

Kreutz (2012) tratando efluente proveniente de matadouro bovino em reator anaeróbio - aeróbio de leito fixo (RAALF) e fluxo ascendente, em escala de bancada, operando de modo contínuo em etapa combinada sem e com recirculação da fase líquida obteve, respectivamente, 53% e 56% de eficiência na remoção de DQO bruta em TDH de 14 horas para etapa sem recirculação e TDH de 11 horas para a etapa combinada com recirculação, sendo alcançada nesta última condição a eficiência de 81% para remoção da DQO filtrada.

Foco e Nour (2014) avaliaram o desempenho de um sistema anaeróbio-aeróbio

constituído por filtro anaeróbio seguido de biofiltro aerado submerso operado sem e com recirculação do efluente tratado para amenizar os efeitos desfavoráveis das concentrações de matéria orgânica sobre a nitrificação e propiciar posterior remoção do Nitrogênio Total (NT) em ambiente anóxico. Apesar de verificarem o comprometimento da desnitrificação, visto que a remoção de NT foi de 43 ± 10 % da concentração inicial média inicial de 72 mg/L, os autores concluíram que a redução de matéria orgânica não sofreu influência da recirculação do efluente, indicando que a operação do sistema na configuração proposta estava adequada a atender as expectativas sobre sua robustez.

Foco et. al. (2015) tratando esgoto hospitalar em reatores combinados obtiveram remoções de DQO e NT de $92 \pm 4\%$ e $83 \pm 8\%$, respectivamente, na razão de recirculação de 4, concluindo pela viabilidade do uso da recirculação do efluente, uma vez que as concentrações finais de NT (12 ± 3 mg/L) estavam abaixo do valor estipulado pela Resolução CONAMA nº.430/2011. Para completa desnitrificação os autores sugeriram a melhoria da relação DQO/NO_x, cuja razão encontrada foi de 3 ± 1 , dosando esgoto bruto adicional diretamente no reator anóxico para complementar o requerimento de carbono da nitrificação.

Objetivando a remoção de compostos tóxicos presentes no esgoto sanitário aplicando a recirculação do efluente em sistema compacto combinado constituído de Filtro Anaeróbio (FA) seguido de Biofiltro Aerado Submerso (BAS) e Decantador Secundário (DS), Paltronieri (2017) observou adequada redução da toxicidade para as concentrações de fenol presentes até 400 mg/L, enquanto que Nour et. al. (2011) tratando esgoto sanitário contendo formaldeído nas concentrações de 200 e 400 mg/L, operando reator com configuração semelhante sem recircular a fase líquida, alcançou efluente tratado de qualidade adequada ao seu lançamento, enquadrando-os nos requisitos estabelecidos pela legislação vigente.

Del Pozo e Diez (2005) alimentado reator combinado em escala piloto com efluente de abatedouro de aves obteve eficiências de remoção de DQO e NTK de 93 e 67%, respectivamente, aplicando taxa de carregamento orgânico (TCO) de $0,77$ kg DQO.m⁻³.d⁻¹ e taxa de carregamento de nitrogênio (TCN) de $0,084$ kg N.m⁻³.d⁻¹. Nessa configuração, a desnitrificação foi de 12 a 34%, sendo limitada pela concentração de OD na zona anaeróbia causada pela recirculação por “air - lift”.

Mahmoud et al. (2011) avaliando dois sistemas combinados anaeróbio-aeróbio, sendo o primeiro composto por um reator anaeróbio híbrido (AHR) seguido de um sistema *Downflow Hanging Sponge* (DHS) e o segundo constituído de um tanque de sedimentação primário seguido por um reator DHS, observaram a nitrificação no sistema DHS seguido do processo de desnitrificação. Os resultados ditos eficazes foram de remoção de 72% e 83%

para nitrogênio total e amoniacal, respectivamente.

Bundy et al. (2017) operaram biorreatores aeróbicos - anóxicos avançados de DHS com vistas a remoção de DQO e NT para aplicações descentralizadas de tratamento de águas residuais domésticas. Os autores concluíram que a camada anóxica foi limitada para desnitrificação, portanto, uma fração de afluente foi adicionada à camada anóxica para fornecer carbono suplementar, o que permitiu o aumento na eficiência de remoção de NT.

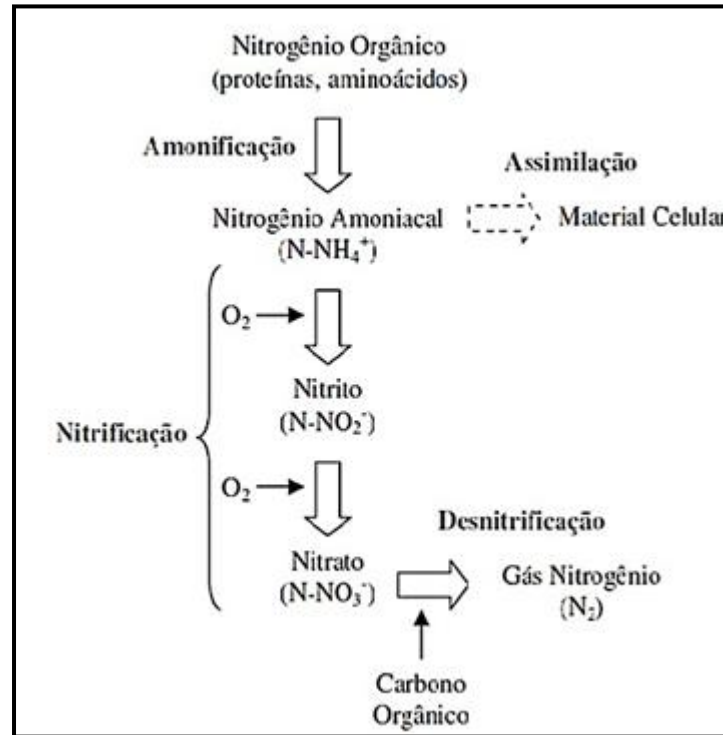
3.2 IMPORTÂNCIA DA REMOÇÃO BIOLÓGICA DE NITROGÊNIO

O nitrogênio é um nutriente fundamental para a existência dos organismos por compor moléculas orgânicas, no entanto, seu excesso lançado nos corpos receptores causa uma série de inconvenientes, tais como: risco de eutrofização, toxicidade aos organismos aquáticos quando na forma de íon amônio e, quando na presença de nitrato em elevadas concentrações nas águas de abastecimento, potencial causador da doença metahemoglobinemia. Assim, a remoção de compostos nitrogenados é fundamental para a manutenção da qualidade dos corpos d'água que recebe o efluente.

Compostos nitrogenados podem ser removidos de águas residuárias por processos físico-químicos e biológicos. Os físico-químicos requerem maior manutenção e, em geral, tem custo mais elevado, comparados aos sistemas biológicos, além disso, podem causar impactos ambientais, como a liberação de amônia no processo de “*stripping*”, enquanto que processos biológicos não convencionais, tais como o ANAMMOX (*Anaerobic Ammonium Oxidation*) e o SHARON (*Single reactor system for High Ammonium Removal Over Nitrite*) necessitam de atenção especial em relação à operação, o que torna sua aplicação bastante minuciosa e, por isso, muitas vezes necessita de automação (HARHANGI et al., 2012; MORETTO, 2014).

Desta maneira, ainda se destaca a forma mais convencional de remoção biológica de nitrogênio em água residuárias, com conceitos clássicos, amplamente estudados, possível através dos processos de amonificação, assimilação, nitrificação e desnitrificação, conforme apresentado na Figura 1, sendo a nitrificação e a desnitrificação a única forma sequencial para tal pretensão.

Figura 1 – Transformações de nitrogênio em sistemas de tratamento convencionais.



Fonte: ARAÚJO JUNIOR, 2006.

O processo de amonificação ocorre em ambiente aeróbio ou anaeróbio e consiste na transformação de nitrogênio orgânico (aminoácidos, açúcares aminados, aminas, peptídeos, etc.), por intermédio de enzimas catalisadoras, a nitrogênio amoniacal. A forma predominante de material nitrogenado no efluente de um reator anaeróbio é o amônio (devido seu pH ser próximo de 7), que pode ser removido em processos biológicos sequenciais de nitrificação/desnitrificação (CALLADO, 2001).

A nitrificação é relatada por Metcalf e Eddy (2016) como a oxidação biológica do amônio a nitrito e nitrato na presença de oxigênio dissolvido, isto é, em ambiente aeróbio, através de bactérias autótrofas e heterótrofas, sendo a nitrificação autótrofa considerada mais significativa quando comparada com a heterótrofa.

O íon hidrogênio liberado na oxidação da amônia a nitrito ocasiona uma queda no pH do efluente, o que pode ser um problema em sistemas fechados, ou com longo tempo de retenção, visto que a redução do pH poderá inibir ou mesmo parar a nitrificação (GRAY, 1992). Metcalf e Eddy (2016) apontam que as taxas ideais de pH para a atividade nitrificante, realizada pelas *Nitrosomonas* sp. e *Nitrobacter* sp., encontram-se na faixa de 7,0 a 9,0, decrescendo significativamente a valores abaixo de 6,8, podendo as velocidades de

nitrificação para pH na faixa de 5,8 a 6,0 serem 80% a 90% menores que as velocidades para pH igual a 7,0.

Por ser o oxigênio um requisito obrigatório para todas as espécies nitrificantes, a aeração torna-se essencial para a nitrificação. Para Haandel e Marais (1999) e Ferreira (2010), a concentração de OD deve se manter superior a 2 mg/L. Por outro lado, se a concentração de OD for inferior a 0,5 mg/L, a velocidade de nitrificação é drasticamente reduzida e o processo pode ser interrompido (SURAMPALLI et al., 1997).

Após envolver etapa de nitrificação autotrófica que requer a disponibilidade de alcalinidade e oxigênio no meio, a desnitrificação biológica é catalisada em condições anóxicas por microrganismos autótrofos e, principalmente, heterótrofos na presença de uma fonte de carbono que funciona como doador de elétrons, enquanto NO_3^- age como acceptor de elétrons na cadeia respiratória, sendo reduzido para óxido nitroso e para nitrogênio gasoso (SANCHEZ et al., 2000; MESTRINELLI et al., 2016).

Algumas condições ambientais são fundamentais na desnitrificação tratando esgoto doméstico, sobretudo, o pH do meio, fonte de carbono com adequada relação DQO/ NO_x e ausência de OD.

Haandel e Marais (1999) e Henze et al. (2002) relatam que a velocidade do processo de desnitrificação para valores abaixo de 6,0 e acima de 8,5 diminui consideravelmente, estando a faixa ótima de pH situada entre 7,0 e 7,5. Jimenez et al. (1987) e Çeçen e Gönenç (1992) afirmam que a máxima eficiência de desnitrificação só pode ser alcançada com razão DQO/ NO_x de aproximadamente 5, enquanto que Haandel e Marais (1999) e Ferreira (2010), relatam, respectivamente, que o nível máximo de OD recomendável para a desnitrificação é de 0,2 a 0,3 mg/L e que na prática é usual e aceitável se trabalhar com no máximo de 1 mg/L, onde começa a inibição mais intensa.

Portanto, objetivando a remoção biológica de nitrogênio, há interesse em dispor de sistemas compactos que, na primeira etapa (anaeróbia), promovam o processo de amonificação em que o nitrogênio orgânico é convertido a nitrogênio amoniacal e, na segunda etapa (aeróbia), promovam a nitrificação através da oxidação da amônia, de maneira a resultar em baixas concentrações de nitrogênio amoniacal no efluente, sendo em seguida o efluente recirculado a um ambiente anóxico, onde o nitrato é reduzido a gás nitrogênio sem necessidade de adição de fonte externa de carbono para que se evite a geração de custos no processo (OLIVEIRA NETTO, 2007; MORETTO, 2014; MESTRINELLI et al., 2016).

Pantoja Filho (2011) ressalta que, apesar da potencialidade de garantir tempos de retenção celular elevados, condições ambientais (aeróbia e anóxica) e gradientes de

concentração de oxigênio e substratos favoráveis para a ocorrência eficiente de processos de nitrificação e desnitrificação, o conhecimento dos mecanismos e reações que ocorrem no reator de leito fixo com vistas à remoção de nitrogênio, bem como certos cuidados operacionais para garantir a eficiência do processo, ainda são incipientemente abordados na literatura no que se refere ao pós-tratamento de efluentes anaeróbios.

3.3 BIOMASSA IMOBILIZADA EM SUPORTE

A imobilização celular em material suporte é um fator importante para o desempenho de sistemas compactos de tratamento de efluentes, tendo em vista que a biomassa agregada no interior de um reator aumenta a capacidade de tratamento devido ao aumento da velocidade global de conversão de substrato pela elevada concentração de microrganismos, reduzindo o tempo e volume de tratamento e a susceptibilidade às condições de choque ou transientes (KATO et al. 1999).

Segundo Zaiat (2003), a opção pela utilização da imobilização em leito fixo vem da relativa facilidade operacional desse reator quando comparado com reatores com leitos expandidos ou fluidificados, embora com potencial menor para sobrepujar as resistências à transferência de massa e com maiores possibilidades de obstrução parcial, caminhos preferenciais e entupimentos.

Dentre os materiais suporte utilizados em pesquisas, a espuma de poliuretano como material suporte principal tem sido bastante empregada em reatores de leito fixo (VIEIRA et al., 2003; ARAÚJO JUNIOR., 2006; OLIVEIRA NETTO, 2007; PANTOJA FILHO, 2011; MAHMOUD et al., 2011; KREUTZ, 2012; BUNDY et al., 2017), tanto em condições anaeróbias, como aeróbias ou combinadas, principalmente por ser um material que apresenta alta porosidade, boa resistência mecânica e resistência à corrosão.

Van Haandel e Lettinga (1994) destacam, todavia, que o alto custo dos materiais suporte é um dos empecilhos para adoção de reatores de leito fixo em escala real, sendo estudados no Brasil o uso de materiais alternativos aos tradicionalmente empregados, como escória de alto forno, anéis de eletroduto cortado, tijolos cerâmicos (PINTO, 1995; CIRNE et al., 2007), anéis de bambu (TONETTI et. al., 2011) e casca de coco (CRUZ et al., 2013).

Silva (2009) utilizou a concha de sururu como preenchimento de reator acidogênico ao investigar o uso do reator anaeróbio horizontal com chicanas (RAHC) em escala de bancada para o tratamento da manipueira. O autor atribuiu o ganho de pH especificamente no efluente acidogênico quando houve o contato do resíduo com as conchas de sururu, permitindo um

afluente apropriado para o reator metanogênico, o que se manifestou positivamente no desempenho do sistema, tendo efeito preponderante sobre a eficiência na redução de DQO.

Amorim et al. (2017) avaliaram a produção de hidrogênio e metano utilizando processo fermentativo em sistema de duas fases operando com reatores anaeróbios. No Reator anaeróbio de leito fluidificado (RALF) a argila expandida foi usada como material suporte para a produção de hidrogênio e as conchas de sururu para a produção de metano no reator de leito fixo, sendo constatado que as conchas atuaram como neutralizador do pH no reator.

Utilizando conchas de sururu no controle do pH da manipueira em reator anaeróbio UASB, Silva et. al. (2013) concluíram que o tratamento com as conchas favoreceu o crescimento de microrganismos metanogênicos, apresentando um resultado promissor para o controle do pH em substituição ao uso de reagentes químicos, tais como o hidróxido de sódio.

Martins (2015) operou dois reatores anaeróbios de leito fluidificado (RALF) em série, sendo o primeiro para a produção biológica de hidrogênio a partir de resíduo do processamento de coco e o segundo para reaproveitar o efluente acidogênico do primeiro RALF, objetivando a produção de metano. As conchas de sururu se mostraram capazes de conferir alcalinidade ao meio reacional no RALF2. Tal fato foi comprovado pelo aumento dos valores de pH e alcalinidade total entre a entrada (efluente do RALF1) e a saída desse reator (RALF2), o que contribuiu para que o sistema de duas fases usado apresentasse desempenho satisfatório.

Desta forma, o interesse científico no desenvolvimento de sistemas compactos aplicados ao tratamento de efluentes que utilizem materiais alternativos aos tradicionalmente empregados insere as conchas de sururu como objetos de avaliação de seu desempenho, principalmente em trabalhos locais, por ser um material facilmente disponível nas imediações da Lagoa Mundaú, cujos resultados reportados na literatura são promissores quanto à aplicabilidade do resíduo no saneamento ambiental.

4 MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 VISÃO GERAL

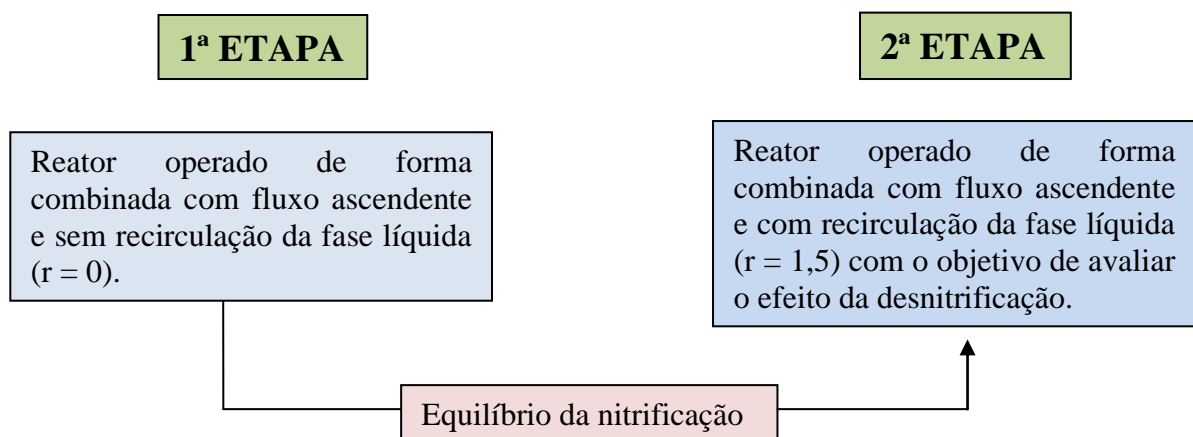
A eficiência de remoção de matéria orgânica e nitrogênio obtida no reator combinado anaeróbio-aeróbio utilizado por Oliveira Netto (2007) sugeriu a realização dos procedimentos metodológicos similares aos utilizados em seu trabalho.

Desta forma, foi mantido o primeiro compartimento anaeróbio do reator combinado utilizando a argila expandida por permitir a aderência prioritária de organismos acidogênicos, enquanto que o material suporte principal vez utilizado (espuma de poliuretano) foi substituído por concha de sururu como suporte de imobilização da biomassa.

A substituição de apenas um material suporte foi realizada com o intuito de justificar melhorias no processo ou perdas de desempenho quando utilizada a concha de sururu como material suporte, ou seja, para que se tivesse um padrão de resposta.

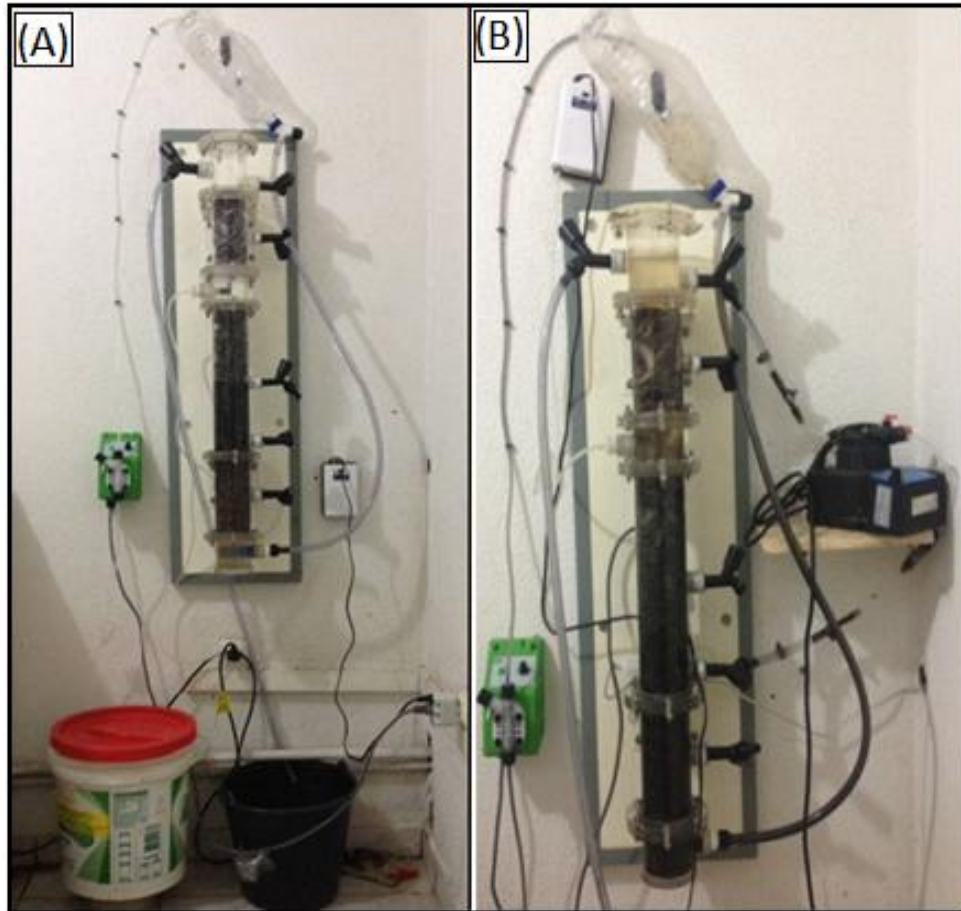
Em uma primeira etapa o reator operou de forma combinada, ou seja, ao mesmo tempo como anaeróbio-aeróbio de leito fixo com fluxo ascendente. Posteriormente, ao ser observado o equilíbrio da nitrificação, foi realizada a recirculação do efluente tratado para a zona anaeróbia com o intuito de avaliar o efeito da desnitrificação no sistema. A Figura 2 representa o fluxograma da pesquisa, enquanto que a Figura 3 representa a configuração do reator operando em cada etapa.

Figura 2 – Fluxograma da pesquisa.



Fonte: PRÓPRIO AUTOR, 2018.

Figura 3 – Configuração do reator operando de forma combinada e sem recirculação da fase líquida na primeira etapa (A) e com recirculação da fase líquida na segunda etapa (B).



Fonte: PRÓPRIO AUTOR, 2018.

4.2 LOCAL DE PESQUISA

O experimento foi realizado em reator combinado de bancada instalado no anexo do Laboratório de Saneamento Ambiental do Centro de Tecnologia, situado no Campus A. C. Simões da Universidade Federal de Alagoas (UFAL). Os vidros da janela da sala escolhida para locação do reator foram cobertos por papel fumê para combater a incidência direta da luminosidade no sistema reacional.

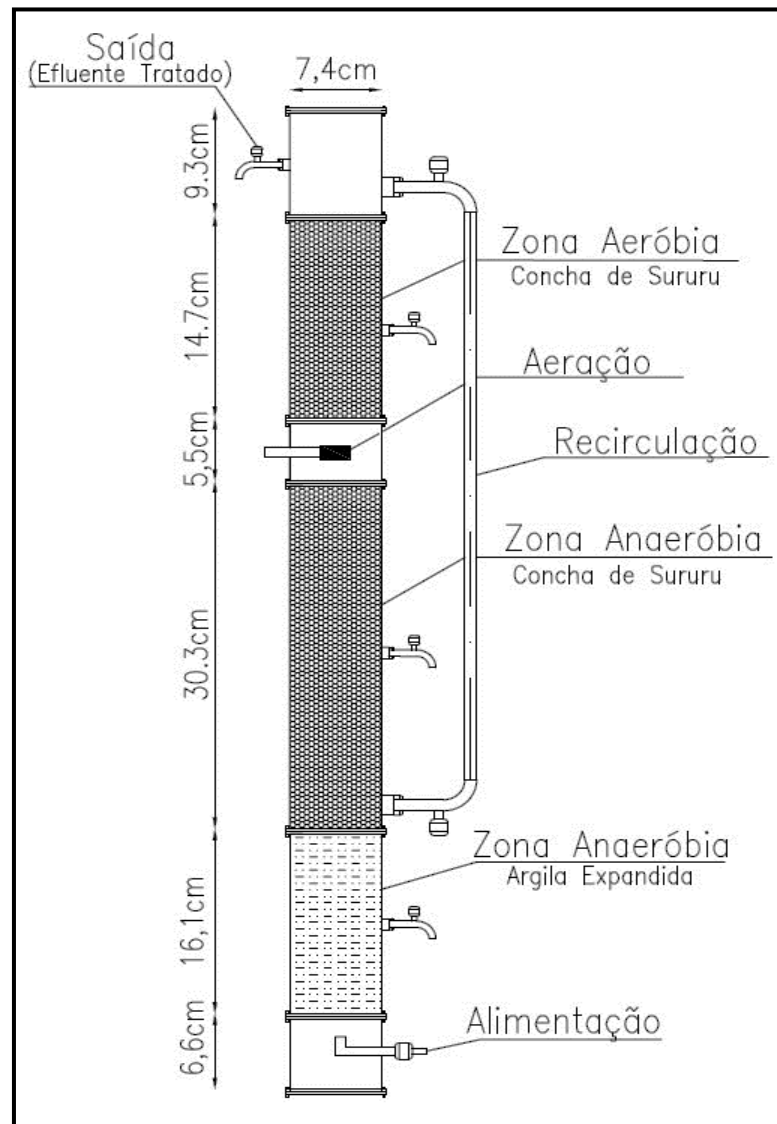
4.3 REATOR COMBINADO ANAERÓBIO-AERÓBIO DE LEITO FIXO

Para realização dos experimentos foi utilizado um reator de leito fixo e escoamento ascendente, operado de modo contínuo, semelhante ao de Oliveira Netto (2007) para que se fornecesse um padrão de resposta quando substituída a espuma de poliuretano por conchas de sururu.

O reator foi construído em tubo de acrílico com diâmetro interno de 74 mm e 825 mm de comprimento, com volume total reacional, medido sem concha de sururu e sem argila expandida, de 2,87 L, sendo aproximadamente 2,0 L para a zona anaeróbia e 0,87 L para a aeróbia. Além disso, composto de duas partes: câmara de alimentação e distribuição de água residuária e leito reacional. A Figura 4 representa o reator utilizado e sua esquemática.

Durante sua construção foi mantida a relação L/D utilizada no trabalho supracitado, onde o autor relaciona a tendência do escoamento pistonado quando a relação L/D é próxima de 11.

Figura 4 – Reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo utilizando, onde foi mantida a relação L/D utilizada por Oliveira Netto (2007).



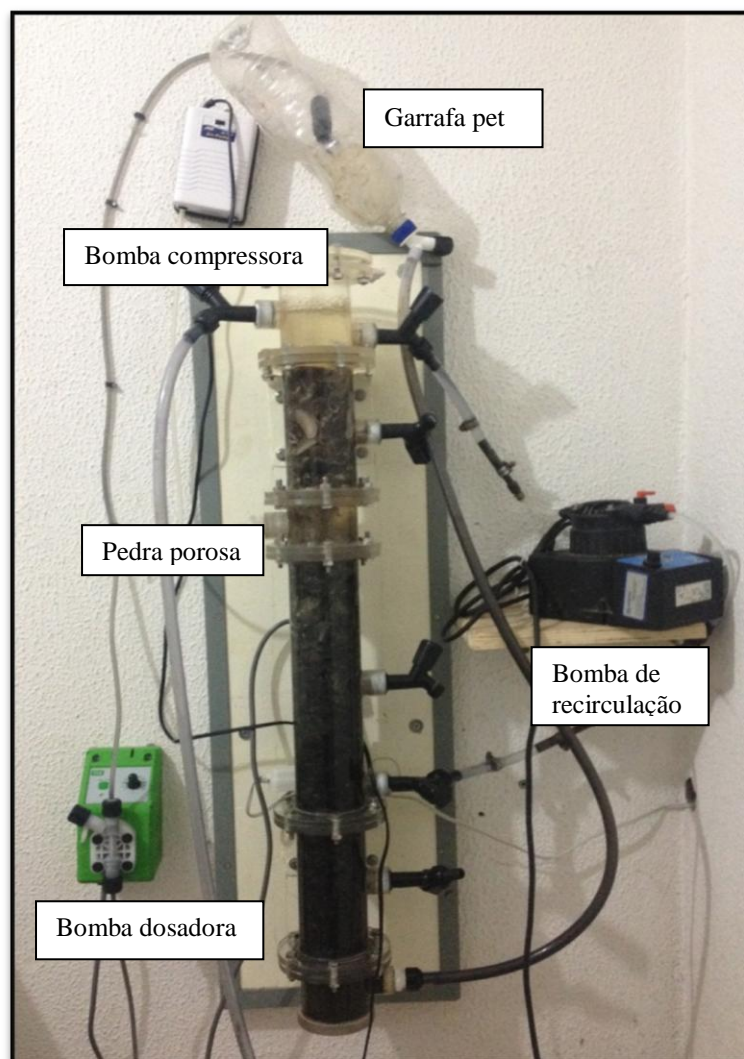
Fonte: PRÓPRIO AUTOR, 2018.

A alimentação do substrato foi realizada pela parte inferior do reator por meio de bomba dosadora tipo diafragma com fluxo em pulso, enquanto que a aeração foi feita por meio de uma bomba compressora de ar, que injetava o ar na câmara de aeração através de uma pedra porosa responsável pela difusão do mesmo na parte aeróbia do reator (Figura 5).

Ainda durante alimentação, imediatamente após a sucção, o substrato escoava por uma garrafa pet localizada acima do reator, sem que ficasse acumulado, para que se evitasse a colmatação do leito e proporcionasse carga hidráulica para fluxo contínuo de escoamento ascendente (Figura 5). Ao longo do tubo foram instaladas torneiras rosqueadas em tubos de ½” para realização de coletas espaciais.

A recirculação da fase líquida contou com a inserção de outra bomba dosadora tipo diafragma com fluxo em pulso com vazão previamente definida (Figura 5).

Figura 5 – Vista do reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo, com destaque para acessórios utilizados.



Fonte: PRÓPRIO AUTOR, 2018.

4.4 MATERIAIS SUPORTE

4.4.1 Argila expandida

O material suporte escolhido para oferecer adesão à biomassa anaeróbia no primeiro compartimento do reator foi a argila expandida, que segundo Ortega et al. (2001) favorece a aderência prioritária dos organismos acidogênicos, fato corroborado nas pesquisas realizadas por Araújo Junior (2006) e Oliveira Netto (2007) operando reatores com configuração semelhante, onde foram obtidos resultados satisfatórios na remoção de matéria orgânica e nitrogênio.

Este material foi adquirido no diâmetro entre 1,6 e 2,2 cm como pedras para uso de jardinagem, sendo inicialmente lavadas e posteriormente trituradas e peneiradas até que sua granulometria fosse reduzida à faixa entre 6,3 mm e 12,5 mm apenas as pedras que apresentaram densidade maior que a da água. (Figura 6).

Figura 6 – Partículas de argila expandida utilizadas como suporte para aderência das populações microbianas, sem tratamento (A) e com tratamento (B).



Fonte: PRÓPRIO AUTOR, 2018.

4.4.2 Concha de Sururu

A concha de sururu foi escolhida como material suporte principal pela sua disponibilidade em grande parte do ano no litoral alagoano, minimizando o seu descarte, e em razão de seu potencial neutralizador de pH, o qual foi verificado por Silva (2009), Amorim et

al. (2017), Silva et. al. (2013) e Martins (2015).

Apesar de o sururu ser um marisco abundante no estado de Alagoas, sua produção é limitada em períodos de fortes chuvas, vez já que a redução da salinidade da água causa a sua morte (Coutinho et al. 2014). Devido ao período chuvoso em meados de setembro de 2017, houve redução brusca na oferta do marisco no litoral alagoano, motivando famílias que sobrevivem da cadeia produtiva a adquirir a espécie em outros estados. Desta forma, mesmo sendo coletadas às margens da Lagoa Mundaú, as conchas utilizadas no experimento foram resíduos do comércio do sururu pescado no estado da Bahia, conforme informado pelos comerciantes locais.

As conchas adquiridas, com tamanho médio de 3 cm, foram previamente secas em estufa a $100 \pm 5^\circ\text{C}$ por cerca de 2 horas, conforme metodologia proposta por Silva (2009).

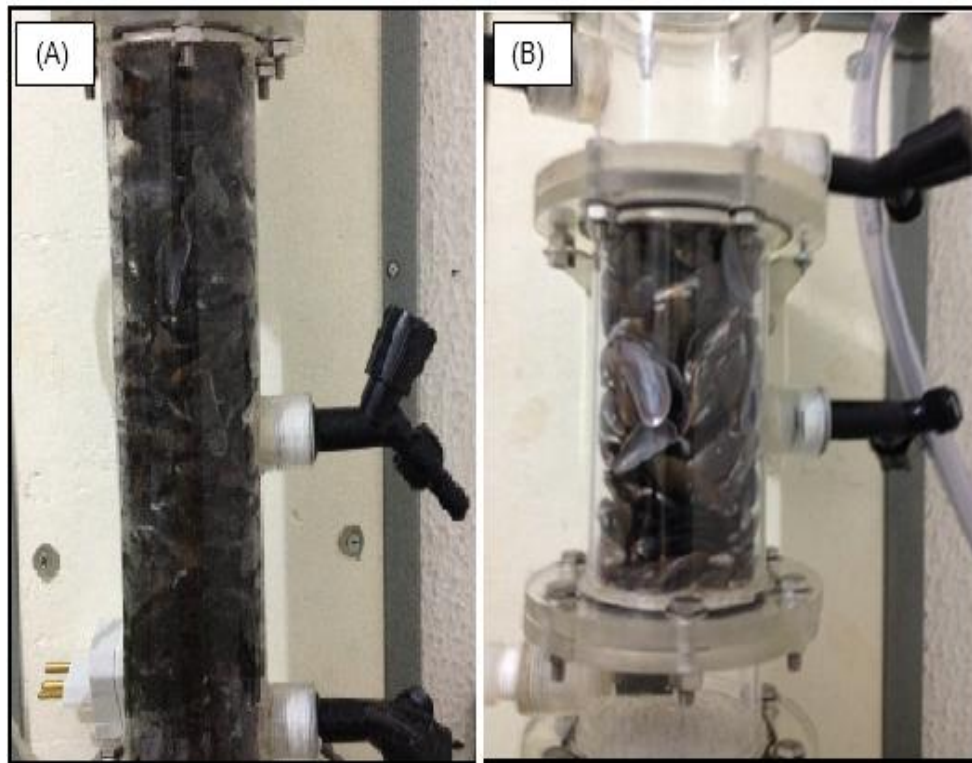
4.5 INOCULAÇÃO E PARTIDA DO SISTEMA

O inóculo anaeróbio foi obtido de reator UASB tratando água residuária de um conjunto de edifícios residenciais localizado no Bairro Clima Bom, no município de Maceió/AL. Destaca-se que no residencial o efluente do UASB é direcionado para um filtro biológico percolador antes de ser objeto de desinfecção através de sistema com radiação ultravioleta.

Para imobilização do lodo nas conchas de sururu foi adaptada a metodologia utilizada por Silva (2009). As conchas receberam aproximadamente 680 mL de inóculo e, posteriormente, o substrato diluído a 5% até complementar o volume do segundo compartimento.

O conjunto (concha, inóculo e substrato) foi deixado em repouso por 24 horas, quando foi utilizado para preenchimento do compartimento anaeróbio principal do reator (Figura 7). Paralelamente, os demais compartimentos filtrantes foram preenchidos com seus respectivos materiais suportes para o início da partida do reator no dia 26/09/2017, sendo este alimentado pelo mesmo substrato utilizado para a inoculação.

Figura 7 – Diferentes aspectos entre os compartimentos preenchidos por conchas inoculadas (A) e não inoculadas (B).



Fonte: PRÓPRIO AUTOR, 2018.

Semelhante ao trabalho de Oliveira Netto (2007), a argila expandida na zona anaeróbia e a concha de sururu na zona aeróbia não foram inoculadas previamente, ocorrendo a adaptação da população microbiana no próprio reator.

4.6 ÁGUA RESIDUÁRIA

A água residuária utilizada no estudo foi proveniente do mesmo conjunto de edifícios residenciais de onde foi coletado o inóculo anaeróbio.

As coletas foram realizadas semanalmente na estação elevatória em ponto posterior a etapa de gradeamento, sendo a demanda de esgoto de determinada semana armazenada em baldes inseridos em aparelho refrigerador, exceto a demanda diária de esgoto coincidente com o dia da coleta, que era atendida imediatamente.

Antes da refrigeração, o esgoto coletado passava por processo de peneiramento em tela com malha de 1,25 mm x 1,25 mm objetivando a remoção de sólidos grosseiros. Conforme necessidade, os baldes eram retirados com antecedência para que a alimentação do substrato

no reator ocorresse sempre em temperatura ambiente.

Os baldes de alimentação contendo substrato, onde era realizada a sucção do esgoto para o reator, eram substituídos em média a cada 36 horas como forma de prevenir a ocorrência de processos fermentativos que pudessem interferir negativamente no sistema e possuía no seu fundo um misturador que evitava o processo de sedimentação do afluente, todavia, sem fornecer aeração prejudicial ao sistema.

Figura 8 – Tela com malha de 1,25 mm x 1,25 mm utilizada para a retenção de sólidos grosseiros.



Fonte: PRÓPRIO AUTOR, 2018.

4.7 MÉTODOS ANALÍTICOS

Para avaliação do comportamento operacional do reator foram monitorados os parâmetros físico-químicos descritos na Tabela 1, compreendendo a coleta de amostras afluente e efluente.

Tabela 1 - Parâmetros e métodos utilizados no monitoramento do reator combinado de leito fixo.

Parâmetro analisado	Método de análise	Frequência de amostragem	Referência
Vazão	Volumétrico	Diária	-
Temperatura	Termômetro	Diária	-
DQO bruta (mg/L)	Espectrofotométrico	2 x semana	APHA (2005)
DQO filtrada (mg/L)	Espectrofotométrico	2 x semana	APHA (2005)
pH	Potenciométrico	2 x semana	APHA (2005)
Alcalinidade (mg CaCO ₃ /L)	Titulométrico	2 x semana	Ripley et al. (1986)
Ácidos Voláteis (mg HAc/L)	Titulométrico	2 x semana	Dillalo e Albertson (1961)
N-NTK (mgN/L)	Titulométrico	2 x semana	APHA (2005)
N-NH ₄ ⁺ (mgN/L)	Titulométrico	2 x semana	APHA (2005)
N-NO ₂ ⁻ (mgN/L)	Espectrofotométrico	2 x semana	Mackereth et al. (1978)
N-NO ₃ ⁻ (mgN/L)	Espectrofotométrico	2 x semana	Mackereth et al. (1978)
SSV (mg/L)	Gravimétrico	2 x semana	APHA (2005)
OD (mg/L)	Sonda	Mensal	-

Fonte: Dados da pesquisa, 2018.

Para a obtenção dos valores de oxigênio dissolvido foi utilizada uma sonda multiparâmetro modelo SX751. Esta sonda era imersa pela parte superior do reator até atingir o nível do líquido na saída do efluente tratado, bem como imersa no reservatório de alimentação para verificar se o sistema de agitação do afluente provocava aeração indesejada.

4.8 PROCEDIMENTO EXPERIMENTAL

Na primeira etapa o reator operou de maneira combinada. Nesta condição, o TDH foi fixado em 8 horas no trecho anaeróbio, visto que Oliveira Netto (2007) considerou que os resultados obtidos para o reator operando anaerobiamente com este TDH foram satisfatórios.

Com base no volume anaeróbio reacional, o TDH aplicado correspondeu a uma vazão (Q) de 0,25 L/h.

O TDH na zona aeróbia, calculado com base na vazão de alimentação, foi de 3,48 horas, resultando em tempo de detenção hidráulica total de 11,48 horas.

Na segunda etapa, após consolidação da nitrificação, o reator foi operado de modo combinado anaeróbio-aeróbio com recirculação do efluente do reator para a zona anaeróbia, logo acima do leito contendo argila expandida.

Nessa etapa experimental, iniciada a partir do 53º dia de operação, a razão de recirculação (r) foi de 1,5, ou seja, a vazão de recirculação foi 50% superior à vazão de alimentação, portanto, a vazão de recirculação (q) foi equivalente a 0,375 L/h. O valor de r adotado é justificado pelos melhores resultados encontrados por Oliveira Netto (2007) ao avaliar a influência da razão de recirculação sobre a remoção de matéria orgânica e de nitrogênio. A Tabela 2 resume as condições operacionais durante as etapas do estudo.

Tabela 2 – Condições operacionais: tempo de operação, vazão e TDH durante as etapas do estudo.

Etapa	Tempo de operação (d)	Vazão (L/h)		TDH (h)		
		Q	q	Compartimento Anaeróbio	Compartimento Aeróbio	Sistema Combinado
1	53	0,25	-	8	3,48	11,48
2	28	0,25	0,375	8	3,48	11,48

Fonte: Dados da pesquisa, 2018.

4.9 ENSAIO HIDRODINÂMICO

Após operação do reator foi realizado o ensaio hidrodinâmico, que tem como o objetivo investigar o tempo médio de residência ou tempo médio de detenção hidráulica, a tendência do fluxo e a identificação de possíveis anomalias de escoamento como zonas estagnadas, recirculação interna e caminhos preferenciais (LEVENSPIEL, 2000).

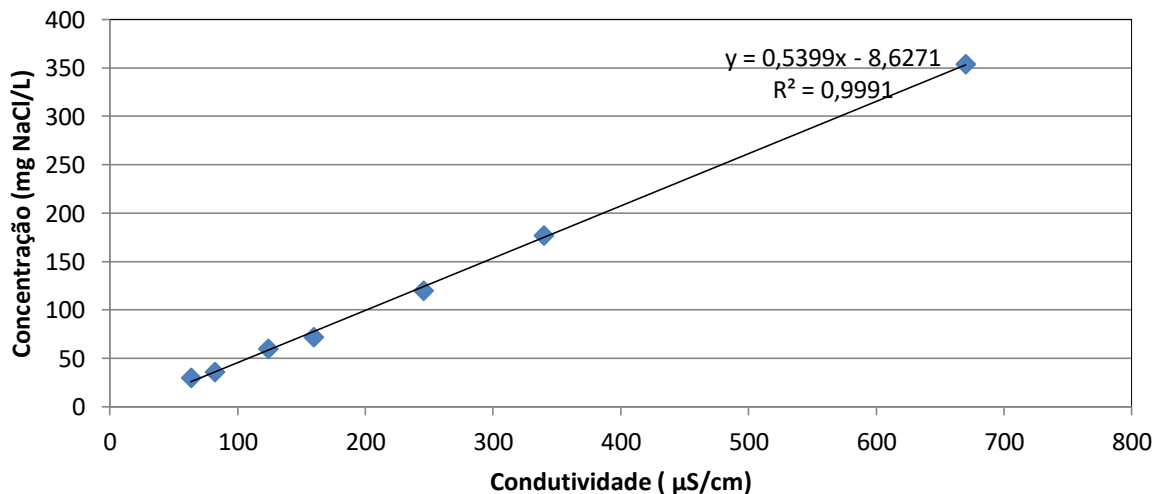
O ensaio consistiu em injetar-se um pulso de 1,0 ml de uma solução de concentração de 64 g/L de cloreto de sódio (NaCl) e aferir na saída no reator a perturbação por ele causada.

Durante o ensaio, com o reator operando em etapa combinada e sem recirculação da fase líquida, utilizou-se uma vazão de água afluyente correspondente ao TDH de 8 horas, considerando-se o volume total do reator, sendo que a vazão de ar permaneceu constante.

A resposta foi obtida pela medição da condutividade ao longo do tempo (a cada 20 minutos) utilizando um medidor de condutividade de bancada Tecnocon mCA-150 durante 16 horas de teste como forma de se observar o efeito da cauda gráfica.

A relação linear existente entre a condutividade e a concentração do NaCl permitiu a determinação das concentrações efluentes do traçador a partir da curva abaixo, obtida em calibração previamente construída (Figura 9).

Figura 9 - Linearidade existente entre a condutividade e a concentração do traçador.



Fonte: Dados da pesquisa, 2018.

Gerados os dados da concentração fornecida pelo traçador ao longo do tempo foi possível construir a curva DTR (distribuição do tempo de residência), sendo na sequência realizada a normalização dos dados experimentais, gerando-se as curvas de distribuição de

saída adimensional $C_0 \times \theta_0$, segundo Rebbum e Argaman (1965), onde:

$$C_o = C_i / C_{m\acute{a}x} \quad (1)$$

$$\theta_0 = t_i / TDH \quad (2)$$

Sendo:

C_o = concentração adimensional do tempo i ;

C_i = concentração do traçador no tempo i ;

$C_{m\acute{a}x}$ = valor máximo da concentração do traçador;

θ_0 = tempo adimensional no tempo i ;

t_i = tempo decorrido desde o início até o tempo de coleta i ;

TDH = tempo de detenção hidráulico teórico (volume / vazão).

Por fim, através do método proposto por Levenspiel (2000), foram obtidos o tempo médio de detenção hidráulica e a variância dos dados experimentais utilizando as equações descritas a seguir. O referido método indica que quanto maior o valor da variância, maior a dispersão da distribuição.

$$\bar{\theta}_h = (\sum C_s \cdot t_i \cdot \Delta t_i) / (\sum C_s \cdot \Delta t_i) \quad (3)$$

$$\sigma^2 = (\sum C_s \cdot t_i^2 \cdot \Delta t_i) / (\sum C_s \cdot \Delta t_i) - \bar{\theta}_h^2 \quad (4)$$

Sendo:

$\bar{\theta}_h$ = tempo médio de detenção hidráulica (T);

C_s = concentração de saída do traçador no tempo i (M / L³);

t_i = tempo decorrido até a coleta da amostra na saída do reator (T);

Δt_i = intervalo de tempo entre a coleta t_i e a coleta t_{i-1} (T);

σ^2 = variância dos pontos experimentais (T²).

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

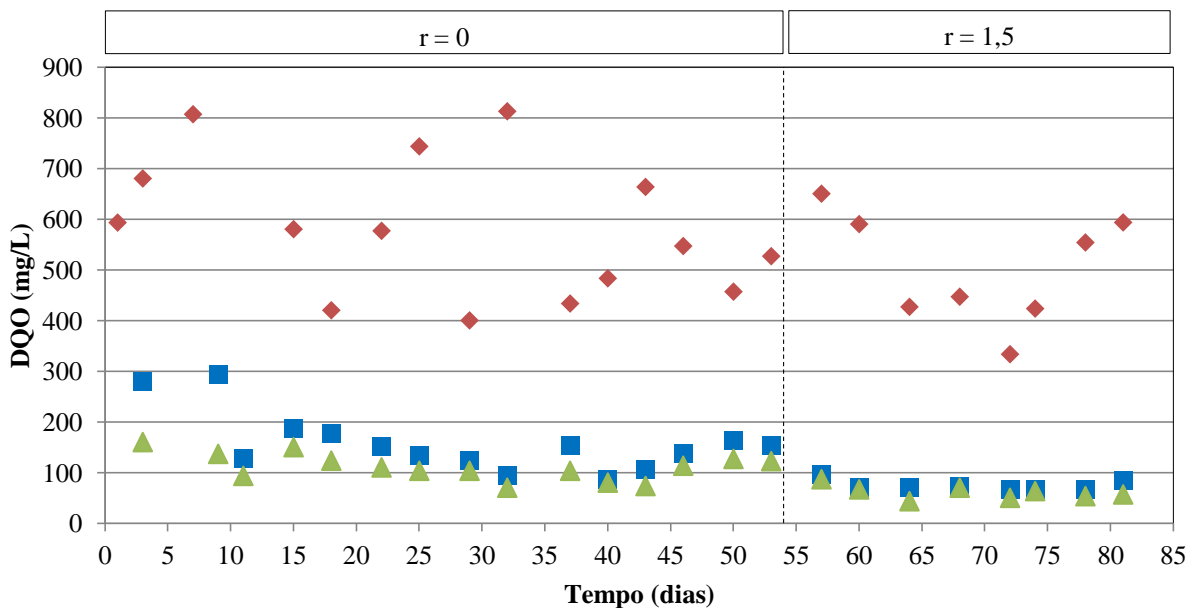
Neste capítulo são discutidos os resultados do experimento com o reator de leito fixo, fluxo contínuo e com escoamento ascendente em todas as condições relatadas na metodologia. A fase experimental foi realizada de 26/09/2017 a 15/12/2017, totalizando a operação do reator em 81 dias sob condições mesofílicas, com temperatura ambiente variando entre 27,1°C e 34,9°C.

5.1 AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DO REATOR

Durante todo período operacional a aeração foi mantida constante, sendo a concentração média de Oxigênio Dissolvido aferida na parte superior do reator de $5,56 \pm 0,51$ mg/L, indicando que o processo de conversão de nitrogênio não estava limitado pela concentração de oxigênio dissolvido, enquanto que a agitação no barrilete de alimentação apresentou média de $0,28 \pm 0,11$ mg/L, demonstrando que o sistema de agitação do afluente não provocou aeração indesejada. Para Haandel e Marais (1999) e Ferreira (2010), a concentração de OD deve se manter superior a 2 mg/L para o favorecimento da nitrificação, entretanto, não era objetivo deste trabalho investigar a aeração que implicasse em custos energéticos baixos.

A Figura 10 mostra os valores de DQO de amostras bruta e filtrada, com variação ao longo do período operacional do reator, tanto para o afluente quanto para o efluente.

Figura 10 - Variação temporal da DQO, para o reator de leito fixo operado de modo contínuo e combinado sem e com recirculação da fase líquida.



Legenda: Afluente Bruto (♦), Efluente Bruto (■) e Efluente Filtrado (▲).
Fonte: Dados da pesquisa, 2018.

Estes dados indicam que o reator atingiu estabilidade operacional próximo ao 10º dia de operação, pois após este dia, independente das oscilações da DQO afluente, o efluente apresentou estabilidade, com variação percentual média de $18 \pm 12\%$ em relação a DQO média efluente, enquanto que antes do 10º dia essa variação foi de $108 \pm 7\%$. Destaca-se que mesmo para um pico de DQO de 812 mg/L no 32º dia operacional, o efluente apresentou valor igual a 93 mg/L, evidenciando que o sistema operava com eficiência satisfatória, independente das variações afluentes. Assim como os valores das amostras brutas, as DQO nas amostras filtradas do efluente mantiveram-se estáveis.

A estabilização do sistema na remoção de matéria orgânica nas primeiras semanas de operação foi motivada pela prévia inoculação do reator, assim como observado por Oliveira Netto (2007), cuja estabilidade operacional foi atingida após aproximadamente 20 dias de operação trabalhando apenas em fase anaeróbia com TDH de 6 horas.

Após estabilização do sistema e sem recirculação da fase líquida, o afluente apresentou valor médio de DQO bruta de 554 ± 101 mg/L, enquanto o valor no efluente foi de 139 ± 25 mg/L, com eficiência de $75 \pm 6\%$. Com a recirculação da fase líquida, essa eficiência apresentou valor médio de $85 \pm 2\%$, sendo o valor da DQO do afluente de 502 ± 110 mg/L, enquanto para o efluente de 74 ± 11 mg/L. A eficiência global do sistema, incluindo todas as etapas estudadas, foi de $79 \pm 8\%$.

Comparando a eficiência global do sistema estudado (RAALF) na remoção de DQO com a eficiência global da ETE do residencial onde foi coletada a água residuária, sendo esta calculada a partir de resultados analíticos fornecidos pela empresa operadora da ETE, observa-se que o RAALF apresentou-se mais eficiente (Tabela 3).

Tabela 3 – Comparação da eficiência global de remoção de DQO entre o RAALF e a ETE.

Sistema de tratamento	Eficiência global em termos de DQO (%)
RAALF	79 ± 8
ETE	73 ± 20*

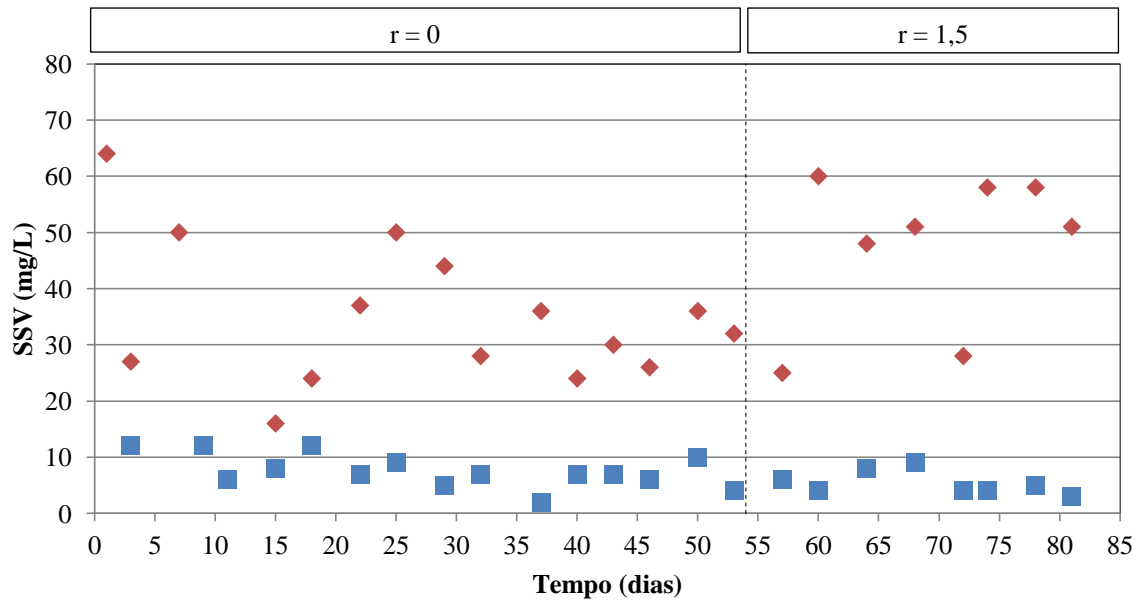
Fonte: Dados da pesquisa e *dados fornecidos pela empresa operadora da ETE.

Destaca-se que, acerca das condições e padrões para efluentes de sistemas de tratamento de esgotos sanitários, a Resolução CONAMA n°.430/2011 não especifica valores máximos para DQO ou eficiência mínima de sua remoção, todavia, estabelece para Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO 5 dias, 20°C) valor máximo de 120 mg/L, podendo este limite ser ultrapassado no caso de efluente de sistema de tratamento com eficiência de remoção mínima de 60% de DBO, ou mediante estudo de autodepuração do corpo hídrico que comprove atendimento às metas do enquadramento do corpo receptor.

Assim, a eficiência de remoção de matéria orgânica no RAALF em termos de DQO pode ser considerada satisfatória se comparada com os resultados reportados na literatura. Oliveira Netto (2007), entretanto, observou melhores eficiências em ambas as etapas. Sem recirculação da fase líquida o efluente apresentou valor médio para DQO de amostra bruta de 57 ± 27 mg/L, o qual se manteve independente das variações da DQO bruta afluente, que apresentou valor médio de 622 ± 145 mg/L. Após início da recirculação, com $r = 1,5$, o efluente apresentou valor médio de DQO de amostra bruta de 31 ± 10 mg/L, enquanto que a DQO afluente foi de 627 ± 319 mg/L, sendo alcançada uma eficiência próxima de 95%.

Com a inserção da vazão de recirculação observa-se que houve o aumento da eficiência na remoção da matéria orgânica, indicando que o reciclo não comprometeu o arraste de sólidos. A Figura 11 evidencia que não houve o arraste de biomassa do reator, afinal, a concentração de SSV (sólidos suspensos voláteis) efluente se manteve abaixo da concentração afluente. Situação contrária foi observada por Kreutz (2012), que atribuiu a redução da eficiência de DQO bruta após o início a recirculação ao aumento da transferência de massa pelo aumento da velocidade superficial do líquido.

Figura 11 - Variação temporal de SSV afluente (♦) e efluente (■) para o reator de leito fixo operado de modo contínuo e combinado sem e com recirculação da fase líquida.

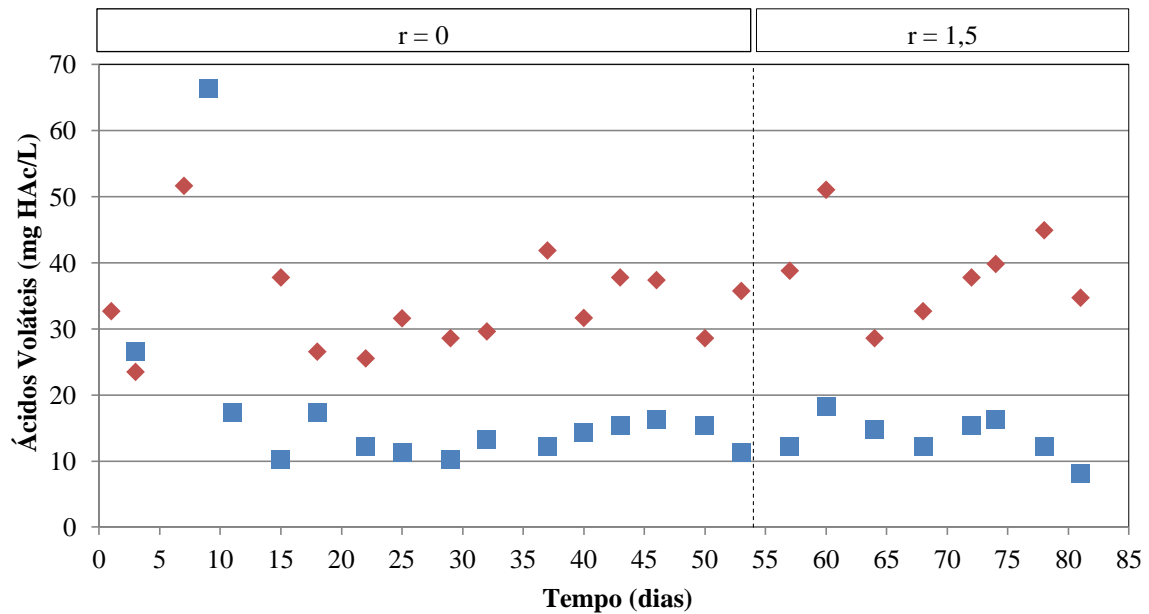


Fonte: Dados da pesquisa, 2018.

Para avaliação da estabilidade do reator também foi observada a variação temporal da concentração de Ácidos Voláteis Totais (AVT), da Alcalinidade a Bicarbonato e do pH.

A Figura 12 mostra que a partir do 10º dia de operação o valor da concentração de AVT do efluente foi menor que do afluente, caracterizando o processo de oxidação da matéria orgânica, com o equilíbrio entre as bactérias acidogênicas e arqueas metanogênicas, sem haver acúmulo de ácidos voláteis no interior do reator. Garantida a estabilização do sistema, o valor médio para o afluente foi de 35 ± 7 mg HAc/L e para o efluente foi de 13 ± 3 mg HAc/L.

Figura 12 - Variação temporal da concentração de AVT, para o reator de leito fixo operado de modo contínuo e combinado sem e com recirculação da fase líquida.



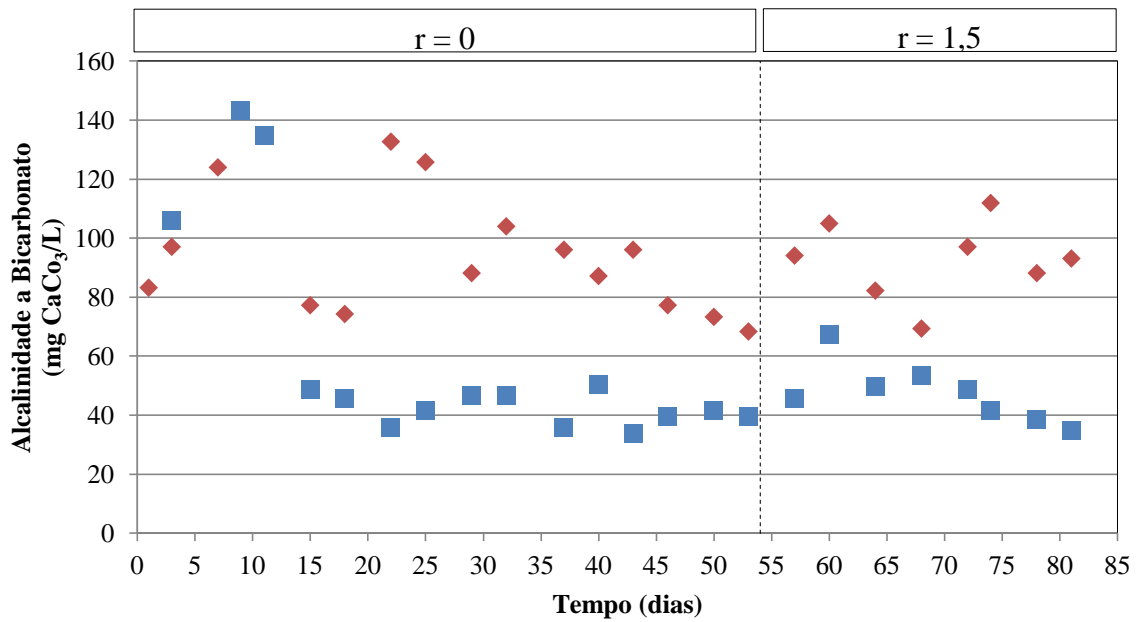
Legenda: Afluente (♦); Efluente (■).

Fonte: Dados da pesquisa, 2018.

Conforme apresentado na Figura 13, a Alcalinidade a Bicarbonato apresentou maiores valores no efluente no início da operação quando comparado com valores afluentes, indicando a tendência do equilíbrio bioquímico entre os microrganismos anaeróbios.

Após o 11º dia de operação, a alcalinidade do efluente decresceu, evidenciando o início do processo de nitrificação biológica, onde o carbono inorgânico passou a ser consumido pela comunidade microbiana autotrófica com conseqüente decréscimo dos valores efluentes da Alcalinidade a Bicarbonato. O valor médio para o afluente foi 101 ± 21 mg CaCO_3/L e para o efluente 128 ± 20 mg CaCO_3/L , antes do início da nitrificação, enquanto que após a observação do processo de nitrificação sem recirculação da fase líquida o valor médio afluente foi 92 ± 21 mg CaCO_3/L e o efluente de 42 ± 5 mg CaCO_3/L .

Figura 13 - Variação temporal da Alcalinidade a Bicarbonato afluente (♦) e efluente (■) para o reator de leito fixo operado de modo contínuo e combinado sem e com recirculação da fase líquida.



Fonte: Dados da pesquisa, 2018.

É possível observar durante o período de operação sem recirculação da fase líquida que a alcalinidade a bicarbonato não foi consumida drasticamente, sendo mantidos valores estáveis, enquanto que Oliveira Netto (2007) verificou que decorridos 60 dias de operação a alcalinidade do sistema foi reduzida a praticamente zero, tornando um fator limitante no processo de nitrificação. Desta maneira, pode-se atribuir as conchas de sururu a capacidade de fornecer alcalinidade ao sistema e, conseqüentemente, favorecer o processo de nitrificação.

Os efeitos da amonificação, nitrificação e desnitrificação sobre a alcalinidade podem ser deduzidos por relações estequiométricas, usando-se as seguintes equações de reação dos três processos (VAN HAANDEL; MARAIS, 1999):

$$(\Delta \text{Alc}/\Delta \text{N})_{\text{amonificação}} = 3,57 \text{ mg CaCO}_3/\text{mgN} \quad (5)$$

$$(\Delta \text{Alc}/\Delta \text{N})_{\text{nitrificação}} = -7,14 \text{ mg CaCO}_3/\text{mgN} \quad (6)$$

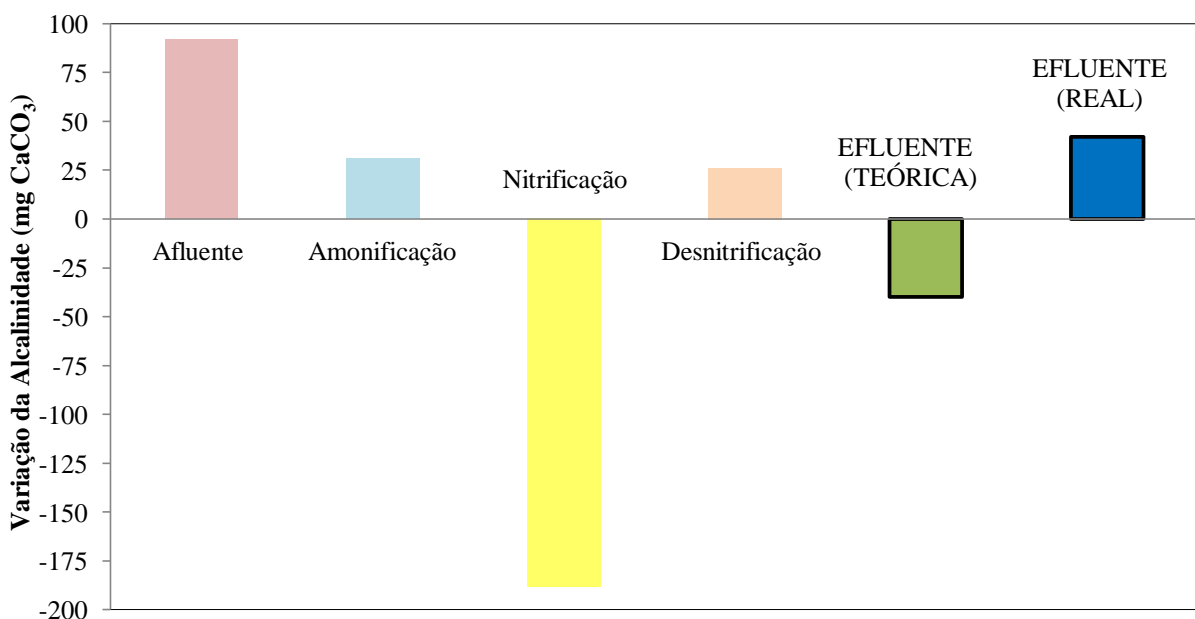
$$(\Delta \text{Alc}/\Delta \text{N})_{\text{desnitrificação}} = 3,57 \text{ mg CaCO}_3/\text{mgN} \quad (7)$$

Observa-se que essas variações de alcalinidade são características do interior do sistema, de modo que a soma entre os três efeitos e a alcalinidade de entrada no reator permite a determinação da alcalinidade teórica efluente, como mostra a equação 8:

$$\Delta \text{Alc}_{\text{efluente}} = \Delta \text{Alc}_{\text{afluente}} + \Delta \text{Alc}_{\text{amonificação}} + \Delta \text{Alc}_{\text{nitrificação}} + \Delta \text{Alc}_{\text{desnitrificação}} \quad (8)$$

Operando sem recirculação da fase da líquida, a variação média da alcalinidade afluente foi de 92 ± 21 mg CaCO_3 , a variação da alcalinidade do sistema devido à amonificação foi de 31 ± 16 mg CaCO_3 , enquanto que para a nitrificação esse valor foi de -188 ± 40 mg CaCO_3 e para a desnitrificação de 26 ± 21 mg CaCO_3 . Desta forma, pelo balanço estequiométrico, a alcalinidade efluente teórica ficou em torno de -40 ± 49 mg CaCO_3 , indicando déficit de alcalinidade no sistema, no entanto, a alcalinidade efluente medida (real) foi de 42 ± 5 mg CaCO_3 , confirmando que de fato as conchas de sururu forneceram alcalinidade ao processo, como mostra a Figura 14. Destaca-se que para os cálculos da variação da alcalinidade foi levada em consideração a possível remoção de nitrogênio via assimilação celular ou nitrificação e desnitrificação simultâneas na zona aeróbia do reator.

Figura 14 - Variação da alcalinidade média afluente, da alcalinidade do sistema devido à amonificação, nitrificação e desnitrificação e variação da alcalinidade efluente (teórica e real) no sistema para etapa combinada sem recirculação ($r = 0$).



Fonte: Dados da pesquisa, 2018.

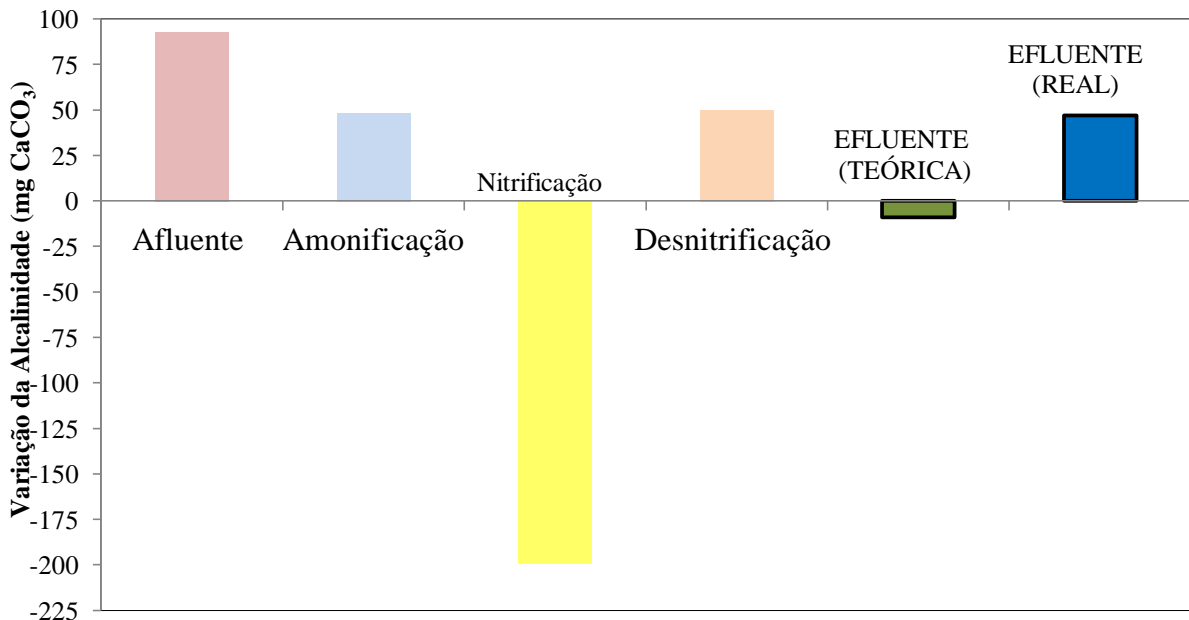
Avaliando apenas o efeito da amonificação, nitrificação e desnitrificação sobre a alcalinidade, com $r = 0$, observa-se que a variação total no sistema ficou em torno de -131 ± 43 mg CaCO_3 , enquanto que Oliveira Netto (2007) observou valor na ordem de -31 ± 22 mg CaCO_3 , evidenciando que a utilização da concha como material suporte foi capaz de apresentar maior efetividade na nitrificação. O autor relata que a variação da alcalinidade do sistema devido à amonificação ficou em torno de 33 ± 17 mg CaCO_3 , que para a nitrificação

esse valor foi de -116 ± 30 mg CaCO_3 , enquanto que para a desnitrificação foi de 51 ± 26 mg CaCO_3 .

A figura 13 também representa que após início da recirculação, ocorrida no 53º dia operacional, foi verificado um leve aumento da alcalinidade média do efluente quando comparado com a etapa anterior, sugerindo o início de um discreto processo de desnitrificação biológica. Operando o reator com recirculação da fase líquida, os valores médios afluentes e efluentes foram de 93 ± 13 mg CaCO_3/L e 47 ± 10 mg CaCO_3/L , respectivamente.

Nesta segunda etapa, a variação da alcalinidade do sistema devido à amonificação foi de 48 ± 25 mg CaCO_3 , enquanto que para a nitrificação esse valor foi de -199 ± 61 mg CaCO_3 e para a desnitrificação de 50 ± 30 mg CaCO_3 . Desta forma, pelo balanço estequiométrico, a alcalinidade efluente teórica ficou em torno de -9 ± 19 mg CaCO_3 , sendo maior que valor encontrado na etapa anterior em virtude do maior fornecimento de alcalinidade devido à desnitrificação, como mostra a Figura 15. Considerando que a alcalinidade efluente medida foi de 47 ± 10 mg CaCO_3 , verifica-se que foi mantida a capacidade do material suporte em fornecer alcalinidade ao sistema mesmo com a inserção da vazão de recirculação.

Figura 15 - Variação da alcalinidade média afluente, da alcalinidade do sistema devido à amonificação, nitrificação e desnitrificação e variação da alcalinidade efluente (teórica e real) no sistema para etapa combinada com recirculação ($r=1,5$).



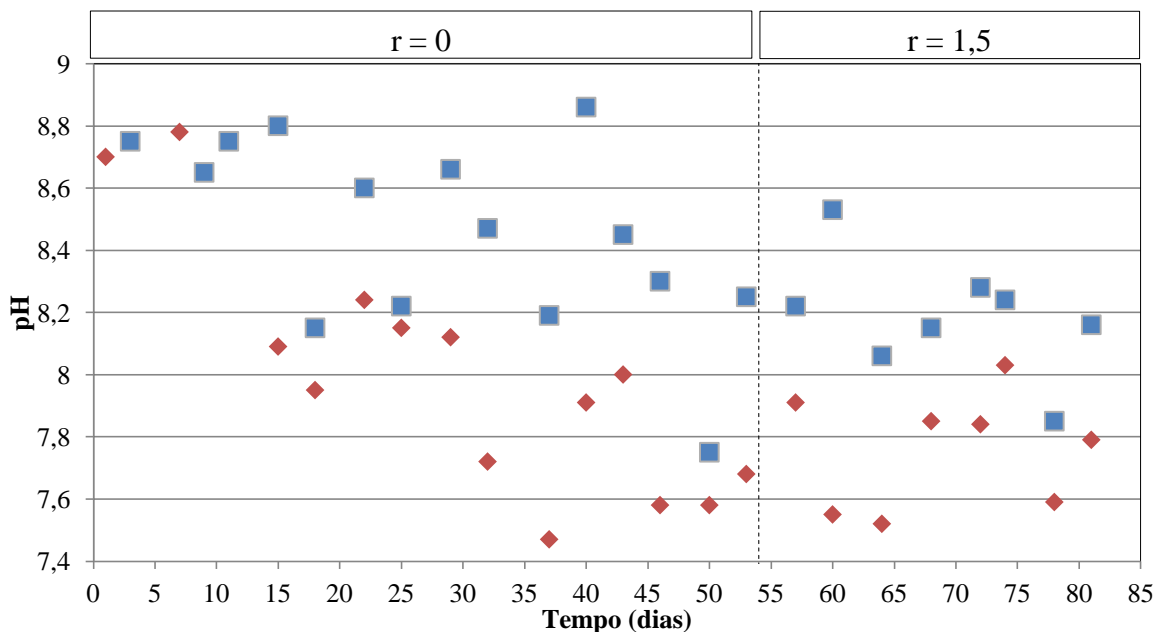
Fonte: Dados da pesquisa, 2018.

Avaliando apenas o efeito da amonificação, nitrificação e desnitrificação sobre a alcalinidade, com $r = 1,5$, observa-se que a variação total no sistema ficou em torno de -102

$\pm 13 \text{ mg CaCO}_3$, enquanto que Oliveira Netto (2007) observou valor na ordem de $7 \pm 10 \text{ mg CaCO}_3$, indicando que a desnitrificação em seu reator foi capaz de fornecer significativa alcalinidade ao sistema. O autor relata que a variação da alcalinidade do sistema devido à amonificação ficou em torno de $50 \pm 12 \text{ mg CaCO}_3$, que para a nitrificação esse valor foi de $-178 \pm 23 \text{ mg CaCO}_3$, enquanto que para a desnitrificação foi de $135 \pm 19 \text{ mg CaCO}_3$.

Assim como observado por Oliveira Netto (2007) e Araújo Junior (2006), a Figura 16 mostra que durante a operação combinada o pH efluente foi majoritariamente superior ao pH de alimentação, confirmando a estabilidade operacional do reator, com valores médios de $8,31 \pm 0,29$ e $7,83 \pm 0,23$, respectivamente. Entretanto, diferentemente dos resultados obtidos por Oliveira Netto (2007), que atribuiu a tendência no aumento do pH efluente após a inserção da recirculação da fase líquida ao processo de desnitrificação, o reator em estudo não alcançou resultados semelhantes. Na primeira etapa o valor médio do pH efluente foi de $8,39 \pm 0,31$, enquanto que na segunda foi de $8,19 \pm 0,19$.

Figura 16 - Variação temporal do pH afluente (♦) e efluente (■) para o reator de leito fixo operado de modo contínuo e combinado sem e com recirculação da fase líquida.



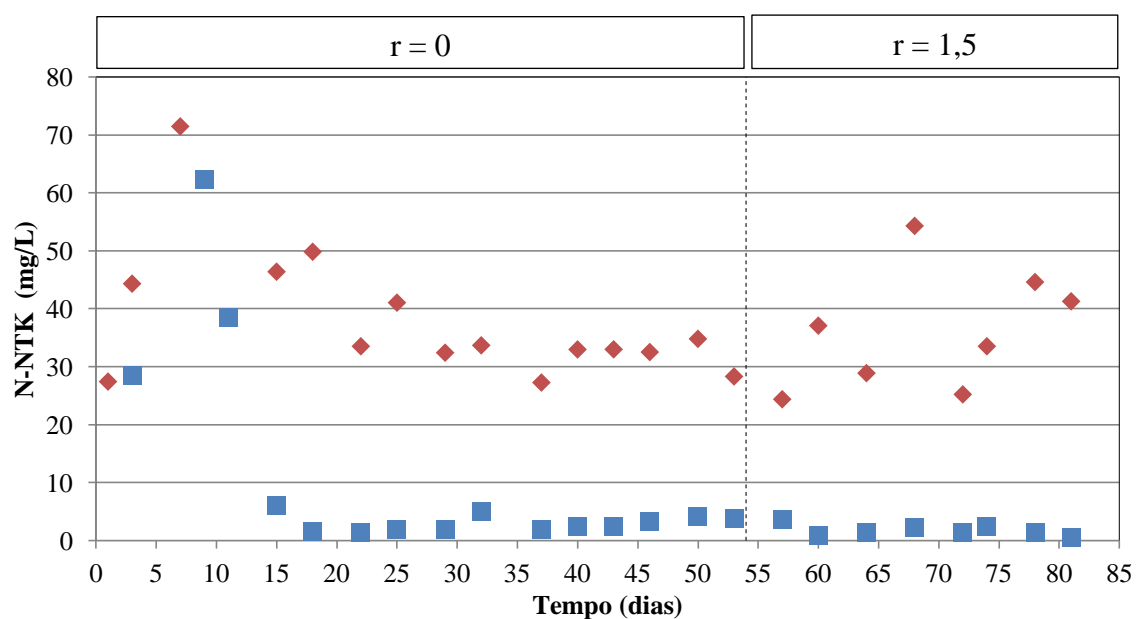
Fonte: Dados da pesquisa, 2018.

As Figuras 17 e 18 mostram as concentrações afluentes e efluentes de Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK) e N-amoniacal, respectivamente, onde pelos valores médios afluentes, $36 \pm 8 \text{ mg/L}$ para NTK e $23 \pm 4 \text{ mg/L}$ para N-amoniacal, é possível verificar que a maior parte do nitrogênio afluente, mais precisamente $63 \pm 11 \%$, encontrava-se na forma

amoniacal.

O decaimento da concentração de NTK efluente, representado na Figura 17, aponta para o início da nitrificação posterior ao 11º dia operacional. A melhor eficiência de remoção de NTK foi obtida na segunda fase de operação do reator, com $95 \pm 3\%$ e efluente com concentração de $1,7 \pm 1$ mg/L, enquanto que a primeira fase apresentou uma eficiência de $92 \pm 4\%$, com valor médio efluente de 3 ± 1 mg/L.

Figura 17 - Variação temporal da concentração de NTK afluente (♦) e efluente (■) para o reator de leito fixo operado de modo contínuo e combinado sem e com recirculação da fase líquida.



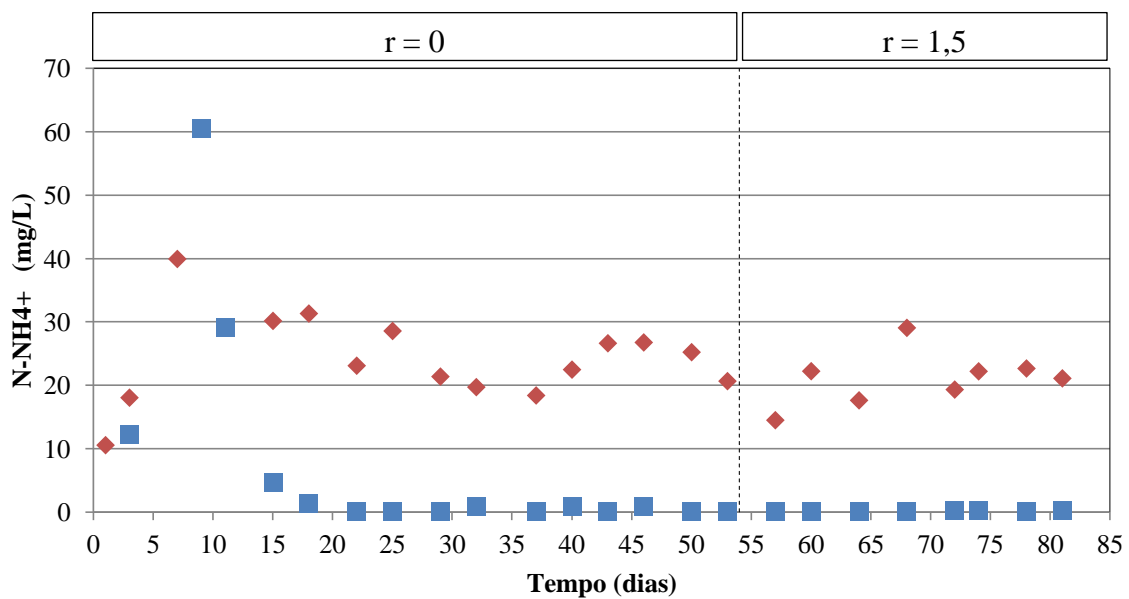
Fonte: Dados da pesquisa, 2018.

A Figura 18 representa que a redução das concentrações de nitrogênio amoniacal no efluente teve comportamento semelhante à curva de decaimento do NTK efluente, conforme esperado. Pode-se observar que a partir do 15º dia de operação o efluente apresentou concentrações de N-amoniacal inferiores a 20 mg/L, estando o efluente tratado em conformidade com o padrão de lançamento exigido pela Resolução CONAMA n°.430/2011. Por volta do 20º dia de operação as concentrações efluentes de N-amoniacal mantiveram-se praticamente zeradas.

Sem recirculação da fase líquida os valores efluentes de N-amoniacal chegaram a $0,7 \pm 1,3$ mg/L, confirmando que não houve limitação de carbono inorgânico no sistema, ao contrário do observado por Oliveira Netto (2007), cujo valor médio do efluente observado para esta etapa de operação foi de 14 ± 3 mg/L.

Operando com recirculação da fase líquida o reator alcançou 100% de remoção do nitrogênio amoniacal, indicando que a concepção do sistema combinado foi capaz de produzir um efluente com nível importante de nitrificação. Em condições semelhantes, o reator operado por Oliveira Netto (2007) atingiu a eficiência de $92 \pm 4\%$ de remoção de N-amoniacal.

Figura 18 - Variação temporal da concentração de N-NH_4^+ afluente (\blacklozenge) e efluente (\blacksquare) para o reator de leito fixo operado de modo contínuo e combinado sem e com recirculação da fase líquida.



Fonte: Dados da pesquisa, 2018.

A oxidação do nitrogênio amoniacal alcançada no reator preenchido por concha de sururu, como material filtrante principal, mais efetiva que a observada por Oliveira Netto (2007) utilizando a espuma de poliuretano, pode ser atribuída ao material em estudo, cuja capacidade de proporcionar importante nível de nitrificação no sistema ficou evidenciada.

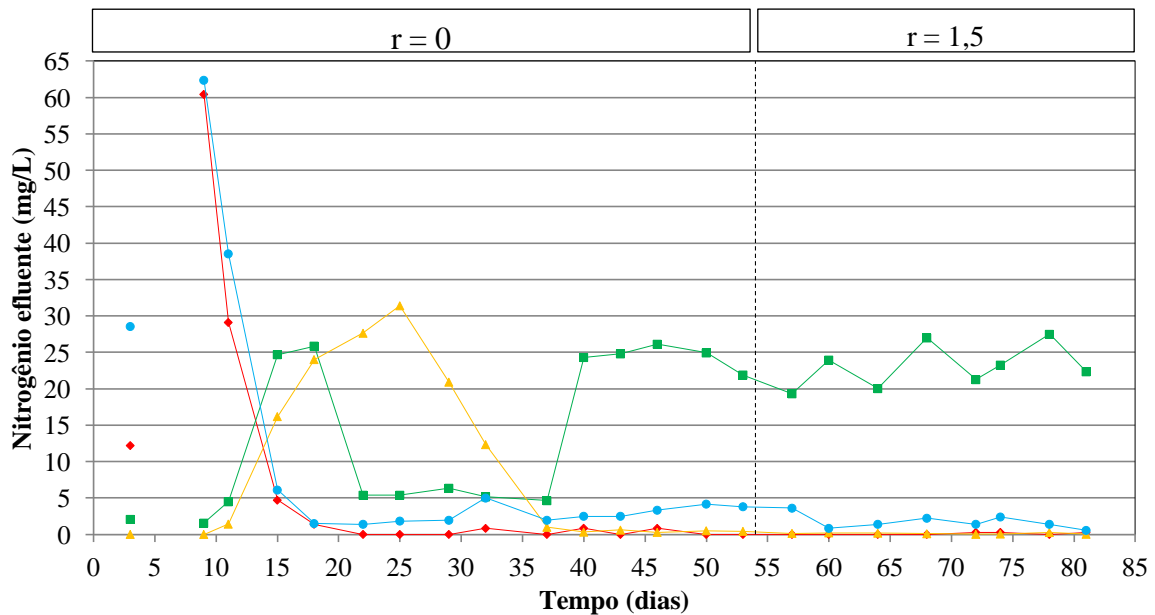
O maior potencial nitrificante das conchas de sururu pode ser atribuído a sua própria composição química, vez que a hidratação do Óxido de Cálcio (CaO) gera o Hidróxido de Cálcio (Ca(OH)_2) e a reação entre este e o Gás Carbônico (CO_2) leva a formação de Carbonato de Cálcio (CaCO_3) que serve como fonte de carbono para as bactérias autotróficas.

A Figura 19 confirma que a nitrificação ocorreu após o 11º dia de operação do sistema. No início da atividade nitrificante, entre o 15º e 32º dia de operação, a nitratação não estava completamente estabelecida, ocorrendo o acúmulo de NO_2^- no efluente tratado com concentração média de 22 ± 7 mg/L. Após equilíbrio da nitratação e operando com $r = 0$, as

concentrações efluentes de N-nitrito e N-nitrato foram de $0,4 \pm 0,1$ mg/L e 24 ± 2 g/L, respectivamente, enquanto que Oliveira Netto (2007) obteve 2 ± 3 mg/L e 10 ± 3 mg/L.

A partir do 40º dia de operação observou-se o equilíbrio da nitratação, sendo completa a remoção de nitrogênio amoniacal acompanhada da formação de nitrato, confirmando a eficiência de nitrificação de 100% deste reator. Neste período, o nitrato efluente apresentou concentração média de 24 ± 3 mg/L, enquanto que o afluente apresentou concentrações de N-amoniacal e N-nitrato de 22 ± 4 mg/L e de $2,5 \pm 0,5$ mg/L, respectivamente.

Figura 19 – Concentrações efluentes de N-NH₄⁺ (♦), N-NO₂⁻ (▲), N-NO₃⁻ (■) e NTK (●) para o reator de leito fixo operado de modo contínuo e combinado sem e com recirculação da fase líquida.



Fonte: Dados da pesquisa, 2018.

A Tabela 4 apresenta um resumo dos resultados obtidos com o reator operando de forma combinada sem e com recirculação da fase líquida, onde para primeira etapa os resultados médios foram calculados a partir da verificação do início do processo de nitrificação. Através desta tabela é possível verificar também que, para os parâmetros analisados, o reator forneceu um efluente com valores consoantes com a Resolução CONAMA n.º.430/2011.

Tabela 4 - Características do esgoto sanitário afluente e efluente para o reator de leito fixo operado de modo contínuo e combinado sem e com recirculação da fase líquida.

Parâmetros	Operação com r = 0		Operação com r = 1,5		Valor máximo permitido para efluentes*
	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	
pH	7,87±0,26	8,39±0,31	7,76±0,19	8,19±0,19	Entre 5 e 9
DQO bruta (mg/L)	554±101	139±25	502±110	74±11	-
DQO filtrada (mg/L)	275±51	107±18	273±57	61±14	-
Alc.Total (mg CaCO ₃ /L)	152±30	64±7	156±14	65±13	-
Alc. a Bic. (mg CaCO ₃ /L)	92±21	42±5	93±13	47±10	-
AVT (mg HAc/L)	33±5	13±2	39±7	14±3	-
NT (mg/L)	38±7	31±11	39±11	25±3	-
N-NTK (mgN/L)	35±7	3±1,5	36±10	1,7±1	-
N-NH ₄ ⁺ (mgN/L)	25±4	0,7±1,3	21±4	0,1±0,1	20,0
N-NO ₂ ⁻ (mgN/L)	0	11 ±12	0	0,12±0,09	-
N-NO ₃ ⁻ (mgN/L)	2,5±0,6	17±10	3±1	23±3	-
SSV (mg/L)	32±9	7±3	47±14	5±2	-

Fonte: Dados da pesquisa e *Resolução CONAMA n°.430/2011.

Apesar de não haver recirculação de efluente tratado para a zona anaeróbia do reator (r = 0), o sistema apresentou remoção de nitrogênio média de 19%. Isso significa que parte do nitrogênio afluente (19%) foi removida do sistema via assimilação celular.

Para o cálculo da quantidade de nitrito ou nitrato formado no sistema (N_{nitr}) foi desconsiderada a fração de nitrogênio assimilada, conforme apresentado na equação 9:

$$N_{\text{nitr}} = (\text{NTK}_{\text{afluente}} - \text{NTK}_{\text{efluente}}) \cdot 0,81 \quad (9)$$

Essa consideração também foi adotada em trabalhos que utilizaram configuração semelhante, onde toda a remoção de nitrogênio encontrada na fase sem recirculação foi considerada assimilação celular, como é o caso de Araújo Junior (2006) tratando água residuária produtora de lisina, e por Oliveira Netto (2007) tratando esgoto sanitário, sendo as frações de nitrogênio assimiladas de 17% e 20%, respectivamente.

Destaca-se que essa consideração é aproximada e deve ser analisada com cautela, pois parte do nitrogênio pode ter sido removido via nitrificação - desnitrificação simultâneas na zona aeróbia do reator, apesar de existir dificuldade no controle da atividade desnitrificante em ambiente aeróbio onde é processada a nitrificação (OLIVEIRA NETTO, 2007; ARAÚJO

JUNIOR, 2006).

Assim, a eficiência de desnitrificação (E_{DN}) via recirculação interna de efluente tratado foi calculada conforme a equação 10:

$$E_{DN} = (N_{nitr} - N_e) / N_{nitr} \quad (10)$$

Na equação 10, N_{nitr} é a concentração de nitrogênio nitrificado e N_e é a somatória das concentrações de nitrito e nitrato no efluente tratado do sistema. Na Tabela 5 são apresentados os resultados experimentais de N_{nitr} e N_e obtidos para esta etapa operacional sem recirculação. Considerando-se que o nitrogênio foi removido via assimilativa, o valor de E_{DN} para a operação com razão de recirculação igual a zero pode ser considerado nulo.

Tabela 5 - Quantidade de nitrogênio nitrificado (N_{nitr}) e concentração efluente de nitrogênio na forma de nitrito e nitrato (N_e) para etapa combinada sem recirculação.

Parâmetros	Valores Médios
N_{nitr} (mg N/L)	26 ± 6
N_e (mg N/L)	28 ± 11

Fonte: Dados da pesquisa, 2018.

Na Tabela 6 são apresentados os resultados experimentais de N_{nitr} e N_e obtidos para a etapa operacional com recirculação da fase líquida.

Tabela 6 - Quantidade de nitrogênio nitrificado (N_{nitr}), concentração efluente de nitrogênio na forma de nitrito e nitrato (N_e) e eficiência de desnitrificação (E_{DN}) para etapa combinada e com recirculação da fase líquida.

Parâmetros	Valores Médios
N_{nitr} (mg N/L)	28 ± 9
N_e (mg N/L)	23 ± 3
E_{DN} (%)	17 ± 11

Fonte: Dados da pesquisa, 2018.

Nesta etapa foi possível verificar uma discreta desnitrificação na zona anaeróbia do reator, com conseqüente queda na concentração efluente de Nitrogênio Total. A concentração média de NT no efluente tratado para razão de recirculação igual a 1,5 foi de 25 ± 3 mg/L, tendo uma remoção média de 36 ± 8 %, eficiência inferior a relatada por Oliveira Netto (2007), cuja remoção de nitrogênio total foi de 75%.

Conforme citado anteriormente, apesar dos resultados indicarem que o reator apresentou elevada eficiência na nitrificação, observa-se que a desnitrificação foi comprometida por inexistir redução do nitrato após a inserção da recirculação da fase líquida. Situação similar foi reportada por Teixeira (2006), tratando esgoto proveniente de indústria frigorífica, cujos biorreatores alcançaram eficiência de 100% de nitrificação no reator aeróbio, enquanto o reator de desnitrificação apresentou baixa remoção de nitrato e a remoção global de NT no sistema foi de 63%. O autor atribuiu o comprometimento da desnitrificação a possível migração de microrganismos oriundos do reator aeróbio e oxigênio dissolvido através da vazão de reciclo.

Del Pozo e Diez (2005), alimentado reator combinado com efluente de abatedouro de aves obteve eficiências de nitrificação de 91%, entretanto, a desnitrificação foi de 12 a 34%, sendo limitada pela concentração OD na zona anaeróbia, acima de 0,5 mg/L, permitindo aos autores concluir que a maior parte do nitrogênio foi utilizada para síntese celular das bactérias heterotróficas.

Kreutz (2012) operando o reator em etapa combinada e com recirculação da fase líquida observou a eficiência global de remoção de nitrogênio de 50% e 29% para o TDH de 11 e 8 horas, respectivamente. A baixa eficiência de remoção alcançada foi justificada pela provável limitação da temperatura do líquido, do pH e da relação (C/N), uma vez que concentrações elevadas de matéria orgânica favorecem o crescimento de microrganismos heterotróficos que competem com as bactérias nitrificantes pelo oxigênio e nutrientes.

Foco e Nour (2014) avaliando o desempenho de um sistema anaeróbio-aeróbio constituído por filtro anaeróbio seguido de biofiltro aerado submerso, operado sem e com recirculação do efluente tratado, observou a eficiência de redução de 43 ± 10 % da concentração inicial de Nitrogênio Total, operando com razão de recirculação de 0,5, levando aos autores a concluir que o aumento da recirculação provavelmente permitiria maiores remoções de NT.

A baixa eficiência global da remoção de nitrogênio alcançada neste estudo, se comparada com os dados reportados na literatura, pode ter sido decorrente do pH efluente do líquido recirculado, cujo valor médio foi de $8,19 \pm 0,19$, enquanto que segundo Haandel e Marais (1999) e Henze et. al. (2002) a faixa ideal do pH para promover a desnitrificação é de 7,0 a 7,5, tendo sua velocidade reduzida com pH abaixo de 6,0 e acima de 8,5.

Pela incerteza da magnitude de depleção de OD no canal de recirculação, outro fator que pode ter prejudicado a desnitrificação foi o excesso de aeração no sistema, vez que a aeração aferida na parte superior do reator foi de $5,56 \pm 0,51$ mg/L. Para o ambiente de

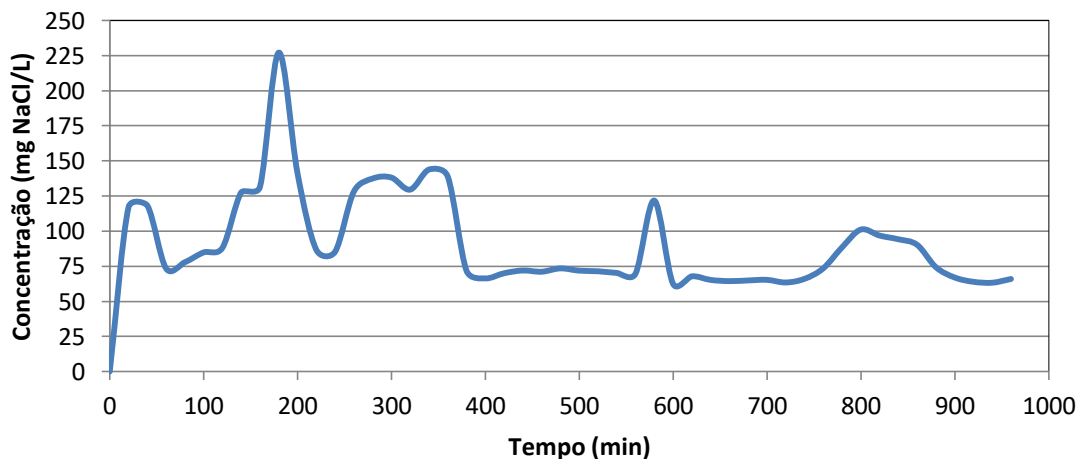
desnitrificação o nível máximo de OD recomendado é de 0,2 a 0,3 mg/L, sendo na prática usual e aceitável se trabalhar com no máximo de 1 mg/L, onde começa a inibição mais intensa da desnitrificação (HAANDEL e MARAIS, 1999; FERREIRA, 2010).

A determinação da razão DQO/NO_x disponível na recirculação foi estimada a partir dos dados de DQO afluente e DQO remanescente, pelo fato de inexistir dados de concentração de DQO coletados no exato ponto do reciclo, mediante estimativa da concentração no ponto de mistura. A relação DQO/NO_x encontrada ficou em torno de 10,86, indicando que a desnitrificação não foi comprometida pelo déficit de carbono, tornando desnecessário o fornecimento de carbono suplementar ao sistema. Essa consideração, entretanto, deve ser analisada com cautela por ter sido superestimada, tendo em vista que a remoção de DQO no primeiro compartimento anaeróbio foi desconsiderada. Ressalta-se que, de acordo com Jimenez et al. (1987) e Çeçen e Gönenç (1992), a máxima eficiência de desnitrificação só pode ser alcançada com razão DQO/NO_x de aproximadamente 5.

5.2 ENSAIO HIDRODINÂMICO

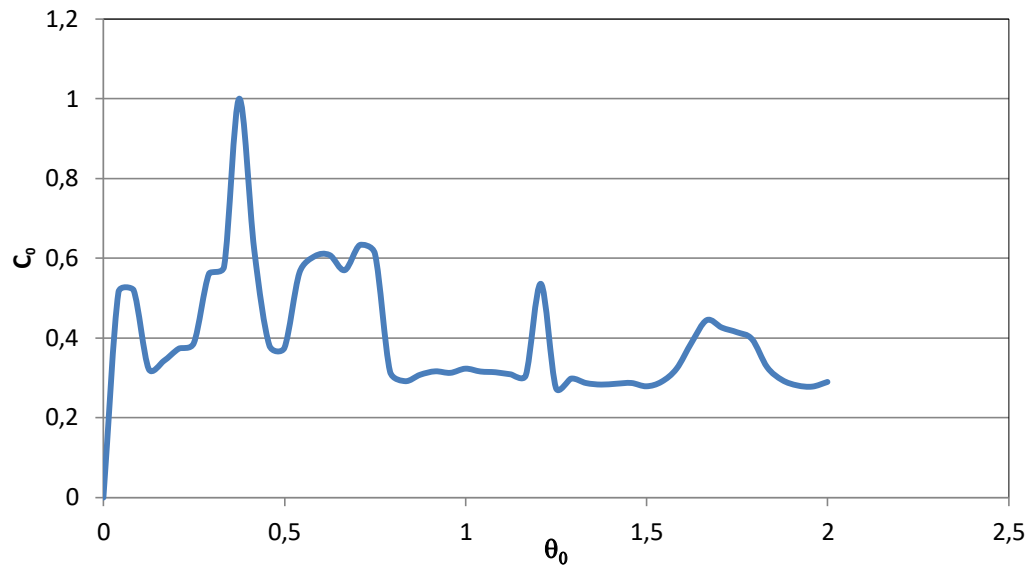
A partir das medições de condutividade realizadas durante o período do ensaio hidrodinâmico foi possível obter os dados da concentração fornecida pelo traçador ao longo do tempo. A Figura 20 representa a curva DTR (distribuição do tempo de residência) resultante, enquanto que a Figura 21 mostra a curva de distribuição de saída adimensional $C_0 \times \theta_0$ obtida utilizando o método proposto por Rebhum e Argaman (1965).

Figura 20 - Curva DTR (concentração de NaCl em função do tempo).



Fonte: Dados da pesquisa, 2018.

Figura 21 - Curva DTR adimensional $C_0 \times \theta_0$ obtida.



Fonte: Dados da pesquisa, 2018.

Como significados práticos da curva obtida, Rebhum e Argaman (1965) indicam que quanto mais próximo de 1 a razão T_p/T_{DH} , onde T_p é o tempo decorrido para o aparecimento do pico na curva e T_{DH} é o tempo de detenção hidráulica teórico, mais o fluxo se aproxima do pistonado, todavia, a razão observada foi na ordem de 0,375.

Assim, a constatação de picos no início da curva indicam a existência de caminhos preferenciais, assim como observado por Bernardez et al. (2008) e Kreutz (2012). Apesar do pico de concentração nas primeiras horas do experimento, a curva resposta de DTR mostra o prolongamento da curva em cauda longa, indicando atraso na saída. Desta forma, esses fatores vão ao encontro do modelo de dispersão de grande intensidade e com forte tendência ao escoamento com elevada mistura. Situação similar foi reportada na literatura por Capela et al. (2009), Lourenço e Campos (2009) e Junqueira et al. (2017), onde o aparecimento de uma longa cauda mostrou familiaridade com os modelos de mistura completa e em dispersão de grande intensidade.

Aplicando o método proposto por Levenspiel (2000) foram obtidos o tempo médio de detenção hidráulica $\bar{\theta}_h = 7,3$ h e a variância dos dados experimentais $\sigma^2 = 21$ h², corroborando o entendimento da alta dispersão da distribuição, tendo em vista o valor da variância obtido.

Antônio Netto (2007) realizando ensaio hidrodinâmico em reator com configuração semelhante obteve $\bar{\theta}_h = 6,7$ h e $\sigma^2 = 9,3$ h² quando o reator operava em etapa sem recirculação, indicando tendência ao escoamento pistonado. Com a inserção da recirculação,

entretanto, o autor relata que houve maior mistura do meio líquido, ocasionando maior dispersão da distribuição dos pontos amostrais e consequente aumento do valor da variância, sendo observados valores de $\bar{\theta}_h = 5,5 h$ e $\sigma^2 = 39 h^2$, levando ao autor concluir que essas curvas apresentaram comportamento mais próximo de mistura perfeita.

6 CONCLUSÕES

Diante da pesquisa foi possível observar que a concha de sururu utilizada como material suporte principal do reator anaeróbio-aeróbio de escoamento ascendente e leito fixo, operado de modo contínuo, sem e com recirculação da fase líquida, aplicado ao tratamento de esgoto sanitário, apresentou bom desempenho na remoção de matéria orgânica e na nitrificação sem a necessidade de suplementação de alcalinidade.

A utilização da concha de sururu como material suporte principal permitiu a manutenção da alcalinidade no substrato, favorecendo o completo processo de nitrificação, tendo mostrado resposta mais efetiva quando comparada a espuma de poliuretano utilizada por Oliveira Netto (2007). Mesmo com a nitrificação completa não houve limitação de carbono inorgânico, demonstrando que o material suporte cumpriu o papel de efeito tampão esperado.

Com a inserção da recirculação da fase líquida foram obtidos ganhos na redução de DQO e nitrogênio total sem ter ocorrido o arraste de sólidos, todavia, a redução de nitrogênio foi discreta, evidenciando que a desnitrificação foi comprometida.

Sendo a concha de sururu o padrão de resposta para o comparativo dos resultados obtidos por Oliveira Netto (2007), a ela pode ser atribuído também o comprometimento da desnitrificação, visto que o aumento no pH do efluente pode ter reduzido a velocidade de desnitrificação. Outro fator que também pode ter prejudicado o processo de remoção de nitrogênio foi o excesso de aeração no sistema.

Através do ensaio hidrodinâmico realizado constatou-se que o RAALF apresentou comportamento tendendo ao de mistura completa. Foram observados ainda desvios de idealidade como zonas mortas e efeito de cauda longa, indicando que as propriedades físicas do material suporte podem ter influenciado o comportamento hidrodinâmico do reator.

Portanto, os resultados obtidos demonstram que o reator forneceu um efluente com matéria orgânica reduzida e que a concha de sururu favoreceu o processo de conversão do nitrogênio, indicando a viabilidade da utilização do material como suporte principal em reator combinado de leito fixo aplicado ao tratamento de esgoto doméstico, no entanto, se fazem necessários estudos complementares para que seja otimizado o aumento da desnitrificação no reator com a configuração estudada.

7 SUGESTÕES

Com base nos resultados obtidos nesse trabalho, as seguintes sugestões de novas pesquisas são recomendadas para o aprimoramento do reator de leito fixo utilizando a concha de sururu como material filtrante principal:

- Avaliar o comportamento do reator submetido a outros TDH e, sobretudo, a outras vazões de recirculação para verificação do ponto ótimo de desnitrificação;
- Avaliar a desnitrificação sob o efeito da regulação do pH do efluente nitrificado a ser recirculado;
- Avaliar a concentração de OD mais adequada a ser mantida no reator, na região aeróbia, estudando uma estratégia de aeração que favoreça a desnitrificação e/ou implique em custos energéticos mais baixos;
- Realizar estudos hidrodinâmicos com a variação de vazão afluente e utilizando diferentes traçadores para verificar o comportamento do reator;
- Avaliar a cinética de consumo da matéria orgânica e de consumo e produção do material nitrogenado;
- Avaliar o uso das conchas de sururu de forma consorciada com a espuma de poliuretano objetivando agregar as vantagens aplicadas a cada material;
- Utilizar o potencial nitrificante das conchas de sururu e aplicá-lo em diferentes configurações de reatores objetivando investigar a melhoria na remoção de nitrogênio total.

REFERÊNCIAS

ALMEIDA, A.O. **Reator com leito de biomassa aderida aerado parcialmente aplicado ao tratamento de esgoto sanitário**. 2010. 158 p. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, São Carlos. Disponível em:

<http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/18/18138/tde-13072010-141158/publico/AureliaOA.pdf> . Acesso em: 7/4/2019

ALMEIDA, P. G. S. **Efeito de diferentes tipos de meio suporte no desempenho de filtros biológicos percoladores aplicados ao pós tratamento de efluentes de reatores UASB, com ênfase da nitrificação**. 2007. 156 p. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Minas Gerais. Disponível em:

<http://www.smarh.eng.ufmg.br/defesas/286M.PDF> . Acesso em: 7/4/2019

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (United States Of America) (Ed.). **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 21. ed. Washington: APHA, 2005. 1496 p.

AMORIM, N. C. S. et al. Processo Fermentativo Em Duas Fases Para A Produção De Hidrogênio e Metano a Partir da Manipueira. **J. Health Biol. Sci**, v. 5, n. 2, p. 137-141, 2017.

ARAÚJO JUNIOR. M. M. **Reator combinado anaeróbio-aeróbio de leito fixo para remoção de matéria orgânica e nitrogênio de água residuária de indústria produtora de lisina**. 2006. 160 p. Tese (Doutorado) — Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. Disponível em: <http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/18/18138/tde-22092006-105702/pt-br.php> . Acesso em: 7/4/2019

BERNARDEZ, L. A.; DE ANDRADE LIMA, L. R. P.; ALMEIDA, P. F. The hydrodynamics of an upflow packed-bed bioreactor at low Reynolds number. **Brazilian Journal of Petroleum and Gas**, v. 2, n. 3, p. 114-21, 2009. Disponível em:

<http://www.portalabpg.org.br/bjpg/index.php/bjpg/article/view/51/68>. Acesso em: 8/4/2019

BRASIL. **Resolução CONAMA nº.430/2011**, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. Diário Oficial da União, nº 92, 16 de maio de 2011. p. 89. Disponível em:

<http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646> . Acesso em: 7/4/2019

BUNDY, C. A. et al. Enhanced denitrification in Downflow Hanging Sponge reactors for decentralised domestic wastewater treatment. **Bioresource technology**, v. 226, p. 1-8, 2017. Disponível em:

<https://reader.elsevier.com/reader/sd/pii/S0960852416316431?token=6B43C7D3EFC7DF20B>

[B953A3020C8513603886295967547188E1B952010C29A502AD795C52E4ACFD5D1EE83F8D34590DC](http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/18/18138/tde-04122015-163100/en.php). Acesso em: 8/4/2019

CALLADO, N. H. **Reatores Sequenciais em Batelada em Sistema Anaeróbio/Aeróbio Tratando Esgoto Sanitário Sintético**. 2001. 356 p. Tese (Doutorado) - São Paulo: Escola de Engenharia de São Carlos–Universidade de São Paulo. Disponível em: <http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/18/18138/tde-04122015-163100/en.php> . Acesso em 7/4/2019

CALLADO, N. H.; FORESTI, E. Removal of organic carbon, nitrogen and phosphorus in sequential batch reactors integrating the anaerobic/aerobic processes. **Water Science & Technology**, vol. 44, n. 4, p. 263-270, 2001.

CAPELA, I. et. al. Hydrodynamic behaviour of a full-scale anaerobic contact reactor using residence time distribution technique. **Journal of Chemistry Technology and Biotechnology**, Londres, v. 84, n. 5, p. 716-724, 2009.

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

CIRNE, ARC et al. Avaliação comparativa de filtros anaeróbios contendo diferentes materiais de enchimento. In: **24^a Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Associação Brasileira de Engenharia Sanitária (Abes)**. 2007.

COUTINHO, M. K. et al. **A Cada Lata: A Extração do Sururu na Lagoa Mundaú - Alagoas**. Instituto Brasileiro de Desenvolvimento e Sustentabilidade – IABS, Agência Espanhola de Cooperação Internacional para o Desenvolvimento – AECID, Governo do Estado de Alagoas, Editora IABS, Brasília-DF, Brasil - 2014.

CRUZ, L. M. O. et. al. Coconut shells as filling material for anaerobic filters. **SpringerPlus**, vol. 2, n. 655, p. 1-6, 2013. Disponível em: <https://springerplus.springeropen.com/track/pdf/10.1186/2193-1801-2-655>. Acesso em: 8/4/2019

ÇEÇEN, F.; GÖNENÇ, E. Nitrification-denitrification of high-strength nitrogen wastes in two up-flow submerged filters. **Water Science and Technology**, v. 26, n. 9-11, p. 2225-2228, 1992.

DEL POZO, R.; DIEZ, V. Integrated anaerobic-aerobic fixed-film reactor for slaughterhouse wastewater treatment. **Water Research**, v. 39, n. 6, p. 1114-1122, 2005.

DILALLO, R.; ALBERTSON, O. E. Volatile acids by direct titration. **Journal of water pollution control federation**, v. 33, n. 4, p. 357 – 365, 1961.

DOMINGUES, L. M. **Sistema combinado filtro anaeróbio-biofiltro aerado submerso: avaliação da partida e da nitrificação de esgoto sanitário**, 2005, 179 p. Dissertação (Mestrado em Saneamento e Ambiente) - Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo, Universidade Estadual de Campinas, Campinas. Disponível em: http://repositorio.unicamp.br/bitstream/REPOSIP/258167/1/Domingues_LigiaMaria_M.pdf , Acesso em: 1/4/2019

FOCO, M. L. R; LOPES, G. P. R; NOUR, E. A. A. Remoção de nitrogênio em sistema combinado anóxico-aeróbio com biomassa imobilizada. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, [s.l.], v. 20, n. 1, p.55-64, mar. 2015. FapUNIFESP (SciELO). Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522015020000121276>. Acesso em: 8/4/2019

FOCO, M. L. R; NOUR, E. A. A. Desempenho de Sistema Combinado Anaeróbio-Aeróbio na Remoção de Nitrogênio no Tratamento de Esgoto Sanitário. **Semina: Ciências Exatas e Tecnológicas**, Londrina, v. 35, n. 2, p. 131-138, jul./dez. 2014. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/280807533_Desempenho_de_Sistema_Combinado_Anaerobio-Aerobio_na_Remocao_de_Nitrogenio_no_Tratamento_de_Esgoto_Sanitario. Acesso em: 8/4/2019

FERREIRA, E. S. Cinética química e fundamentos dos processos de nitrificação e desnitrificação biológica. **In: Congresso Interamericano De Engenharia Sanitária E Ambiental**, 27., 2010, São Paulo. Anais... . São Paulo: Abes - Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2010. v. 1, p. 1 - 25.

GARBOSSA, L. H. P. et al. Development and evaluation of a radial anaerobic/aerobic reactor treating organic matter and nitrogen in sewage. **Brazilian Journal of Chemical Engineering**, v. 22, n. 4, p. 511-519, 2005. Disponível em: <http://www.scielo.br/pdf/bjce/v22n4/26967.pdf>. Acesso em: 8/4/2019

GRAY, N. F. **Biology of Wastewater Treatment**. Oxford University Press, New York, US, 1992.

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

HARHANGI, H. R. Hydrazine synthase, a unique phylomarker with which to study the presence and biodiversity of anammox bacteria. **Application environment microbiology**, vol. 78, p. 752–758, 2012. Disponível em: <https://aem.asm.org/content/aem/78/3/752.full.pdf>. Acesso em: 8/4/2019

HENZE, M. et al. **Wastewater treatment: biological and Chemical Process**. 3 ed. Springer, 420 p., 2002.

JIMENEZ, B. et al. Design considerations for a nitrification-denitrification process using two fixed-bed reactors in series. **Water Science and Technology**, v. 19, n. 1-2, p. 139-150. 1987.

JUNQUEIRA, W. B. C. et al. Estudos hidrodinâmicos do escoamento em caixa de gordura empregada no tratamento preliminar dos efluentes de cozinha industrial. **Eng. Sanit. Ambient.**, vol.22, n°.5, Rio de Janeiro Sept./Oct. 2017. Disponível em: <http://www.scielo.br/pdf/esa/v22n5/1809-4457-esa-22-05-00911.pdf> . Acesso em: 8/4/2019

KATO, M. T.; et al. **Configurações de reatores anaeróbios**. In: CAMPOS, J. R. (coord.). Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo. Projeto PROSAB, Rio de Janeiro, pp.53-99, 1999.

KREUTZ, C. **Comportamento de reator anaeróbio-aeróbio no tratamento de efluente bovino**, 2012. 116 p. Tese (Doutorado) Universidade Estadual do Oeste do Paraná. Programa de Pós-Graduação Stricto Sensu em Engenharia Agrícola, Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas. Paraná. Disponível em: <http://tede.unioeste.br/bitstream/tede/2884/1/Cristiane.pdf> . Acesso em: 4/4/2019

LEVENSPIEL, O. **Engenharia das Reações Químicas**. 3ª edição. Edgard Blücher, São Paulo, 2000.

LOURENÇO, A.M.P. e CAMPOS, C.M.M. Hydrodynamic behavior of lab-Scale Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) operated with an adopted hydraulic retention time (HRT) of 12 Hours. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 33, n. 4, p. 1139-1144, 2009. Disponível em: <http://www.scielo.br/pdf/cagro/v33n4/a27v33n4.pdf>. Acesso em: 8/4/2019

MACKERETH, F. J. H.; HERONS, J.; TALLING, J. F. Water analysis: some revised methods for limnologists. **Scientific publication**, n. 36. 120 p., 1978. Disponível em: <https://www.journals.uchicago.edu/doi/pdfplus/10.1086/411247>. Acesso em: 8/4/2019

MAHMOUD, M.; TAWFIK, A.; EL-GOHARY, F. Use of down-flow hanging sponge (DHS) reactor as a promising post-treatment system for municipal wastewater. **Chemical Engineering Journal**, [s.l.], p. 535-543. 2011.

MARTINS, J. S. **Produção de hidrogênio e metano em reatores anaeróbios a partir do efluente do processamento do coco**, 2015. 101 p. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento, Universidade Federal de Alagoas, Maceió. Disponível em:

<http://www.repositorio.ufal.br/bitstream/riufal/1471/1/Produ%C3%A7%C3%A3o%20de%20hidrog%C3%AAnio%20e%20metano%20em%20reatores%20anaer%C3%B3bicos%20a%20partir%20do%20efluente%20do%20processamento%20do%20coco.pdf> . Acesso em: 6/4/2019

MESTRINELLI, F. et al. Isolation and characterization of a microorganism involved in sulfide-oxidizing autotrophic denitrification in a vertical fixed-bed reactor. **Journal of Water Process Engineering**, v. 11, p. 138-142, 2016.

METCALF, L.; EDDY, H. P. **Tratamento de efluentes e recuperação de recursos**. 5 ed., Porto Alegre, Editora McGraw, 2016.

MORETTO, C. **Remoção de matéria orgânica e nitrogenada de efluente de indústria de ração animal em reatores de leito estruturado e móvel**, 2014, 86 p.: il. Dissertação (Mestrado) – Universidade Estadual de Londrina, Centro de Tecnologia e Urbanismo, Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Edificações e Saneamento, Londrina. Disponível em: <http://www.uel.br/pos/enges/portal/pages/arquivos/dissertacao/CHARLES%20MORETTO%202012-1.pdf> . Acesso em: 7/4/2019

NOUR, E. A. A. et. al. Uso de sistema combinado filtro anaeróbio seguido de biofiltro aerado submerso no tratamento de esgoto sanitário contendo formaldeído. In: **26º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, 2011.

OLIVEIRA NETTO, A. P. **Reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo, com Recirculação da fase líquida, aplicado ao tratamento de esgoto sanitário**, 2007, 207p. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos. Disponível em: <http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/18/18138/tde-07052007-143501/en.php> . Acesso em: 8/4/2019

OLIVEIRA NETTO; ZAIAT, M. A. P. Treatment of Domestic Sewage in an Anaerobic–Aerobic Fixed-bed Reactor with Recirculation of the Liquid Phase. **Clean – Soil, Air, Water**, vol. 40, n. 4, p. 965–971, 2012. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1002/clen.201100672>. Acesso em: 8/4/2019

ORTEGA, F. S. et al. Aplicação de Espumas Cerâmicas Produzidas via Gelcasting em Biorreator para Tratamento de Águas Residuárias. **Cerâmica**, v. 47, n. 304 p. 199-203, 2001. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S0366-69132001000400006&script=sci_abstract&tlng=pt . Acesso em: 8/4/2019

PALTRONIERI, C. N. **Degradação de fenol em sistema combinado anaeróbio-aeróbio: avaliação da recirculação do efluente no desempenho e na toxicidade**, 2017, 134p.: il.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo, Campinas. Disponível em:
http://repositorio.unicamp.br/bitstream/REPOSIP/322197/1/Paltronieri_ClaudiaNatale_M.pdf.
 Acesso em: 8/4/2019

PANTOJA FILHO, J. L. R. **Remoção de matéria orgânica carbonácea e nitrogênio em reator aeróbio-anóxico de leito fixo (RAALF) aplicado ao pós- tratamento de efluente de reator anaeróbio**. 2011. 173p. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2011. Disponível em:
<http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/18/18138/tde-08022012-105734/pt-br.php>. Acesso em: 8/4/2019

PINTO, J. D. S. **Tratamento de esgotos sanitários através de filtro anaeróbio de fluxo ascendente utilizando escória de alto forno como meio suporte**, 1995, 79p. Dissertação – (Mestrado) Escola de Engenharia da UFMG - Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte. Disponível em: <http://www.smarh.eng.ufmg.br/defesas/586M.PDF>. Acesso em:8/4/2019

REBHUM, M.; ARGAMAN, Y. Evaluation of hydraulic efficiency of sedimentation basis. **ASCE Journal of Sanitary Engineering**, v. 91, n. 5, p. 37-45, 1965.

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

SÁNCHEZ, M. et al. Simple Methods for the Determination of the Denitrifying Activity of Sludges. **Bioresource Technology**, vol. 75, p.1-6, 2000.

SANTOS, E. M. R. **Sistema combinado tratando esgoto sanitário contendo formaldeído: toxicidade remanescente avaliada em diferentes níveis tróficos**. 2011, 178p. Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo, Campinas. Disponível em:
<http://www.repositorio.unicamp.br/handle/REPOSIP/258165>. Acesso em: 8/4/2019

SILVA, C. O.; et al. Estudo do uso de conchas de sururu (*Mytella falcata*) no controle de pH da manipueira em reator anaeróbio UASB. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, Aquidabã, v.4, n.2, p.111-118, 2013. Disponível em:
<https://docplayer.com.br/110052804-Revista-ibero-americana-de-ciencias-ambientais-aquidaba-v-4.html>. Acesso em: 8/4/2019

SILVA G. H. R.; NOUR E. A. A. Reator compartimentado anaeróbio/aeróbio: Sistema de baixo custo para tratamento de esgotos de pequenas comunidades. **Revista Brasileira de**

Engenharia Agrícola e Ambiental, v. 9, n.2, p. 268-275, 2005. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1415-43662005000200019. Acesso em: 8/4/2019

SILVA, J. L. **Desempenho do Reator Anaeróbio Horizontal com Chicanas no tratamento da manípueira em fases separadas e estabilização do pH com conchas de sururu**, 2009, 100p. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de Alagoas, Centro de Tecnologia, Maceió, 2009. Disponível em: http://www.ctec.ufal.br/posgraduacao/ppgrhs/sites/default/files/dissertacao_de_joao_de_lima-rahc-manipueira-jls_opt.pdf . Acesso em:8/4/2019

SURAMPALLI, R. Y. et al. Nitrification, denitrification and phosphorus removal in sequential batch reactors. **Bioresource Technology**, vol. 61, p. 151-157, 1997.

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, 148p. Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Santa Catarina, Departamento de Engenharia Química e Engenharia de Alimentos, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química, Florianópolis. Disponível em: <https://core.ac.uk/download/pdf/30369844.pdf>. Acesso em: 8/4/2019

TONETTI, A. L. et. al. Avaliação da partida e operação de filtros anaeróbios tendo bambu como material de recheio. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.16, n.1, p. 11-16, jan/mar, 2011. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S1413-41522011000100004&script=sci_abstract&tlng=pt. Acesso em: 8/4/2019

VAN HAANDEL, A.C.; LETTINGA, G. **Tratamento anaeróbio de esgotos: um manual para regiões de clima quente**. Campina Grande: Ed. Epigraf, 1994.

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

VIEIRA, L. G. T. et al. Integrated horizontal flow anaerobic and radial-flow aerobic reactors for the removal of organic matter and nitrogen from domestic sewage. **Environmental Technology**, vol. 24, p. 51-58, 2003.

ZAIAT, M. **Desenvolvimento e análise de biorreatores anaeróbios contendo células imobilizadas para tratamento de águas residuárias: reator anaeróbio horizontal de leito fixo reator anaeróbio operado em bateladas sequenciais**, 2003. 35 p. Tese (Livre Docência). Departamento de Hidráulica e Saneamento – Escola de Engenharia de São Carlos, São Paulo. Disponível em: <http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/livredocencia/18/tde-30012008-100731/fr.php>. Acesso em: 8/4/2019