



## Desempenho de reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo (RAALF) utilizando conchas de sururu (*Mytella charruana*) como meio suporte para remoção de carbono e nitrificação de esgoto sanitário

### *Performance of anaerobic-aerobic fixed bed reactor using sururu shells (*Mytella charruana*) as support material for carbon removal and sewage nitrification*

Leandro Medeiros Ferro<sup>1</sup>, Antonio Pedro de Oliveira Netto<sup>1</sup>, Eduardo Lucena Cavalcante de Amorim<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Universidade Federal de Alagoas, Alagoas, Brasil.

Contato: [leandroferro.eng.amb@gmail.com](mailto:leandroferro.eng.amb@gmail.com)

#### Palavras-Chave

reator anaeróbio/aeróbio de leito fixo  
concha de sururu  
remoção de matéria orgânica  
nitrificação  
esgoto sanitário

#### RESUMO

O estudo avaliou a atuação 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, no tratamento de esgoto doméstico. A utilização da concha de sururu (*Mytella charruana*) se deu pela importância de testar o desempenho do reator usando material de baixo custo e fácil acesso. O reator utilizado teve resposta efetiva na nitrificação, sendo evidenciada após o 11º dia de operação do sistema combinado; as conchas de sururu permitiram a manutenção da alcalinidade no substrato e a elas se atribui também o comprometimento da desnitrificação, pois o aumento no pH do efluente pode ter reduzido a velocidade do processo. Os resultados demonstram que o reator gerou efluente com matéria orgânica reduzida, tendo eficiência média de 85%, e a concha de sururu favoreceu a conversão de nitrogênio, sendo a remoção de nitrogênio amoniacal acompanhada da formação de nitrato, confirmando a eficiência de nitrificação de 100% deste reator, e comprovando a viabilidade do uso do material como suporte principal em RAALF no tratamento de esgoto doméstico.

#### Key-word

anaerobic-aerobic fixed bed reactor  
sururu shell  
organic matter removal  
nitrification  
sanitary sewage

#### ABSTRACT

*The study evaluated the performance of a fixed bed anaerobic aerobic reactor and continuous upward-flow bench-top operation filled with expanded clay and sururu shells as a support for biomass immobilization in the domestic sewage treatment. The use of the sururu shell was due to the importance of testing the reactor performance using low cost material and easy access. The reactor used had effective response in nitrification, being evidenced after the 11th day of combined system operation; The sururu shells allowed the maintenance of alkalinity in the substrate and are also attributed to the denitrification compromise, since the increase in effluent pH may have reduced the process speed. The results show that the reactor generated effluent with reduced organic matter, having 85% average efficiency, and the sururu shell favored nitrogen conversion. The removal of ammoniacal nitrogen accompanied by nitrate formation, confirming the 100% nitrification efficiency of this reactor, and proving the viability of using the material as the main support in a fixed bed anaerobic aerobic reactor in the domestic sewage treatment.*

#### Informações do artigo

Recebido: 12 de maio, 2020  
Aceito: 28 de março, 2021  
Publicado: 30 de abril, 2021

## Introdução

A aplicação da digestão anaeróbia para o tratamento de águas residuárias 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 et al., 2001).

Vários pesquisadores têm proposto sistemas biológicos combinando os reatores anaeróbios, numa primeira etapa, seguidos de unidades de pós-tratamento, principalmente de efluentes de origem doméstica, 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, 2007; PALTRONIERI et al., 2017).

Com o intuito de desenvolver um sistema compacto que possa operar como única unidade de tratamento de águas residuárias, Araujo Junior et al. (2009) e Oliveira Netto et al. (2012) 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 et al. (2012) concluíram 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 (BUNDY et al., 2017). 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.

De acordo com a Organização Pan-Americana da Saúde (OPAS), em 2015, no Brasil, os mexilhões foram as espécies mais capturadas entre os mariscos (3772,5 t), seguido por sururu (2133,3 t) e polvo (2089,6 t). Em Alagoas, o maçunim (outra espécie de molusco) foi a espécie mais capturada (317,4 t), seguido do sururu (217,9 t) e ostra (95,8 t). Por ano, duas mil toneladas de cascas de sururu são descartadas nas ruas de Maceió/AL.

Majoritariamente, esse resíduo é destinado a aterro sanitário mas, na tentativa de tornar a cadeia produtiva mais sustentável, estudos apontam potencial do material, por exemplo, substituir o calcário utilizado na produção do cimento e também servir de base na produção de texturas e acessórios.

A capacidade das conchas (*Mytella charruana*) de sururu em conferir alcalinidade ao meio reacional, favorecendo a metanogênese, foi observada em reatores anaeróbios de leito fixo por Silva (2009). Eles utilizaram 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 (*Mytella charruana*), 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.

## Material e Métodos

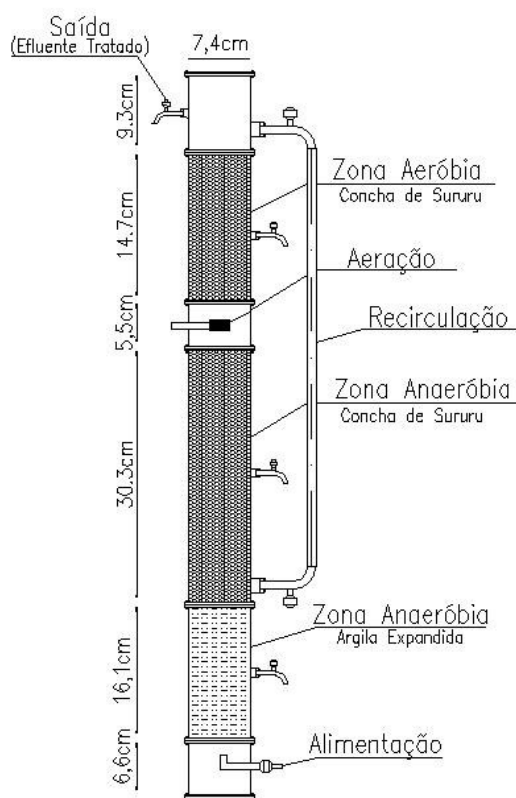
O experimento foi realizado em um reator combinado de bancada instalado no anexo do Laboratório de Saneamento Ambiental do Centro de Tecnologia, situado no Campus A. C. Simões da Universidade Federal de Alagoas (UFAL).

Em uma primeira etapa o reator operou de forma combinada, ou seja, ao mesmo tempo como anaeróbio-aeróbio de leito fixo e 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.

Destaca-se que para a realização dos experimentos foi utilizado um reator de leito fixo e escoamento ascendente, operado de modo contínuo, semelhante ao de Oliveira Netto et al. (2012). 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 1 mostra um desenho do reator utilizado na pesquisa.

A alimentação do substrato foi realizada pela parte inferior do reator por meio de bomba dosadora tipo diafragma (ProMinent Dosiertechnik) com fluxo em pulso, enquanto que a aeração foi feita por meio de uma bomba compressora de ar (marca Big Air modelo A360), que injetava o ar na câmara de aeração através de uma pedra porosa responsável pela difusão do mesmo na parte aeróbia do reator (Figura 1). A recirculação da fase líquida contou com a inserção de outra bomba dosadora tipo diafragma (ProMinent Dosiertechnik) com fluxo em pulso com vazão previamente definida.

Figura 1. Reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo



Fonte: Autores (2020)

Com relação ao material suporte escolhido para oferecer adesão à biomassa anaeróbia no primeiro compartimento do reator, destaca-se o uso da argila expandida, que segundo Ortega et al. (2001) favorece a aderência prioritária dos organismos acidogênicos, fato corroborado nas pesquisas realizadas por Araujo Junior et al. (2009) e Oliveira Netto et al. (2012) operando reatores com configuração semelhante, onde foram obtidos resultados satisfatórios na remoção de matéria orgânica e nitrogênio. Este material foi adquirido, junto ao fornecedor Cinexpan, 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.

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), Silva et al. (2013), Coutinho et al. (2014), Martins et al. (2016) e Amorim et al. (2017).

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).

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.

Para imobilização do lodo nas conchas de sururu foi adaptada a metodologia utilizada por Silva (2009).

Semelhante ao trabalho de Oliveira Netto et al. (2012), 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.

Em relação à água residuária, é importante ressaltar que 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.

Para avaliação do comportamento operacional do reator foram monitorados 12 parâmetros físico-químicos, compreendendo a coleta de amostras afluente e efluente conforme pode ser observado na Tabela 1, incluindo os métodos de análise implementados e a frequência de amostragem.

Para a obtenção dos valores de oxigênio dissolvido foi utilizada uma sonda multiparâmetro modelo SX751.

Importa dizer que 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 et al. (2012) 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  $0,25 \text{ L.h}^{-1}$ .

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  $0,375 \text{ L.h}^{-1}$ .

O valor de r adotado é justificado pelos melhores resultados encontrados por Oliveira Netto et al. (2012) 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.

A fase experimental totalizou 81 dias de operação sob condições mesofílicas, com temperatura ambiente variando entre  $27,1^\circ\text{C}$  e  $34,9^\circ\text{C}$ .

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 <sup>-1</sup> )	Espectrofotométrico	2 x semana	APHA (2005)
DQO filtrada (mg.L <sup>-1</sup> )	Espectrofotométrico	2 x semana	APHA (2005)
pH	Potenciométrico	2 x semana	APHA (2005)
Alcalinidade (mg CaCO <sub>3</sub> .L <sup>-1</sup> )	Titulométrico	2 x semana	Ripley et al. (1986)
Ácidos Voláteis (mg HAC.L <sup>-1</sup> )	Titulométrico	2 x semana	Dilallo e Albertson (1961)
N-NTK (mgN.L <sup>-1</sup> )	Titulométrico	2 x semana	APHA (2005)
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mgN.L <sup>-1</sup> )	Titulométrico	2 x semana	APHA (2005)
N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mgN.L <sup>-1</sup> )	Espectrofotométrico	2 x semana	Mackereth et al. (1978)
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mgN.L <sup>-1</sup> )	Espectrofotométrico	2 x semana	Mackereth et al. (1978)
SSV (mg.L <sup>-1</sup> )	Gravimétrico	2 x semana	APHA (2005)
OD (mg.L <sup>-1</sup> )	Sonda	Mensal	-

Fonte: Autores (2020)

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

Etapa	Tempo de operação (d)	Vazão (L.h <sup>-1</sup> )		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: Autores (2020)

## Resultados e Discussão

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<sup>-1</sup>, indicando que o processo de conversão de nitrogênio não estava limitado pela concentração de oxigênio dissolvido.

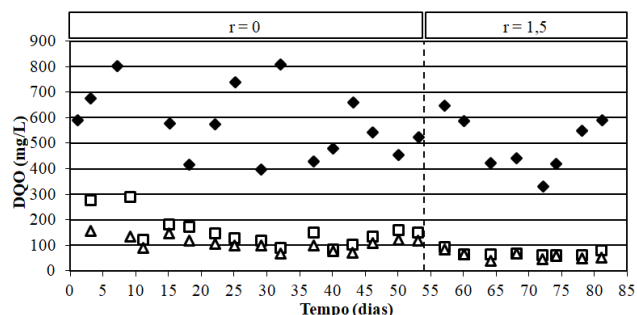
Para Haandel et al. (1999) e Ferreira (2010), a concentração de OD deve se manter superior a 2 mg.L<sup>-1</sup> para o favorecimento da nitrificação, entretanto, não era objetivo deste trabalho investigar a aeração que implicasse em custos energéticos baixos.

A Figura 2 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.

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 afluente, 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<sup>-1</sup> no 32º dia operacional, o efluente apresentou valor igual a 93 mg.L<sup>-1</sup>, evidenciando que o sistema operava com eficiência satisfatória, independente das variações afluentes. Assim como os valores das amostras brutas, os das amostras filtradas do efluente mantiveram-se estáveis.

Figura 2. Variação temporal da DQO para afluente bruto (♦), efluente bruto (□) e efluente filtrado (Δ)



Fonte: Autores (2020)

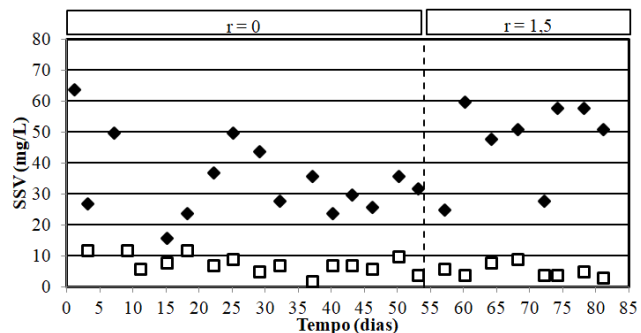
A estabilização do sistema na remoção de matéria orgânica nas primeiras semanas de operação foi motivada pela prévia inoculação do reator, assim como observado por Oliveira Netto et al. (2012), cuja estabilidade operacional foi atingida após aproximadamente 20 dias de operação trabalhando apenas em fase 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  $554 \pm 101$  mg.L<sup>-1</sup>, enquanto o valor no efluente foi de  $139 \pm 25$  mg.L<sup>-1</sup>, 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  $502 \pm 110$  mg.L<sup>-1</sup>, enquanto para o efluente de  $74 \pm 11$  mg.L<sup>-1</sup>. A eficiência global do sistema, incluindo todas as etapas estudadas, foi de  $79 \pm 8\%$ .

Com a inserção da vazão de recirculação observou-se que houve o aumento da eficiência na remoção da matéria orgânica, indicando que o reciclo não comprometeu o arraste de sólidos.

A Figura 3 evidencia que não houve 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 et al. (2014), 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 3. Variação temporal de SSV para afluente (♦) e efluente (□)

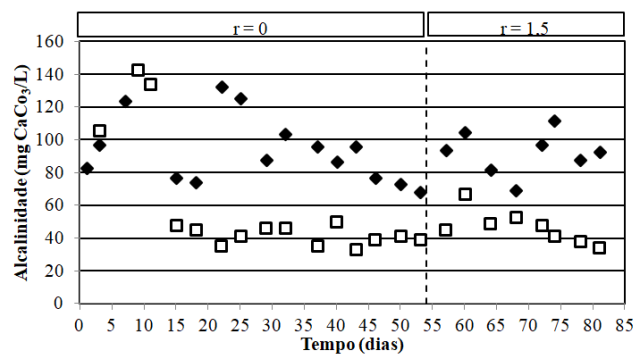


Fonte: Autores (2020)

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. Os valores afluente e efluente serão compilados em tabela a ser apresentada mais a frente. Ressalta-se que o valor da concentração de AVT do efluente, na maior parte do experimento, 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  $35 \pm 7$  mg HAc.L<sup>-1</sup> e para o efluente foi de  $13 \pm 3$  mg HAc.L<sup>-1</sup>.

Conforme apresentado na Figura 4, a Alcalinidade a Bicarbonato apresentou maiores valores no efluente no início da operação quando comparado com valores afluente, indicando a tendência do equilíbrio bioquímico entre os microrganismos anaeróbios.

Figura 4. Variação temporal da Alcalinidade a Bicarbonato para afluente (♦) e efluente (□)



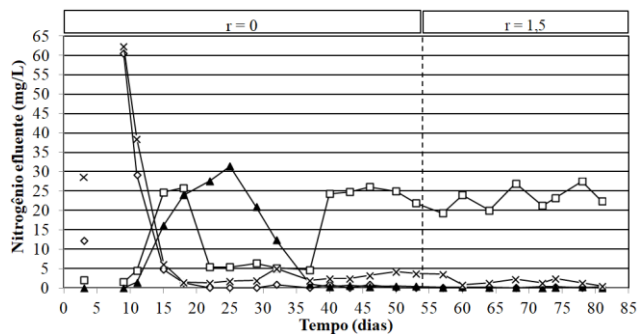
Fonte: Autores (2020)

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 consequente decréscimo dos valores efluente da Alcalinidade a Bicarbonato. O valor médio para o afluente foi  $101 \pm 21$  mg CaCO<sub>3</sub>.L<sup>-1</sup> e para o efluente  $128 \pm 20$  mg CaCO<sub>3</sub>.L<sup>-1</sup>, antes do início da nitrificação, enquanto que após a observação do processo de nitrificação sem recirculação da fase líquida o valor médio afluente foi  $92 \pm 21$  mg CaCO<sub>3</sub>.L<sup>-1</sup> e o efluente de  $42 \pm 5$  mg CaCO<sub>3</sub>.L<sup>-1</sup>.

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 et al. (2012) 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, consequentemente, favorecer o processo de nitrificação.

O decaimento da concentração de NTK efluente, representado na Figura 5, 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<sup>-1</sup>, enquanto que a primeira fase apresentou uma eficiência de  $92 \pm 4\%$ , com valor médio efluente de  $3 \pm 1$  mg.L<sup>-1</sup>.

Figura 5. Concentrações efluente de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (♦), N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup> (▲), N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (□) e NTK (×)



Fonte: Autores (2020)

Pode-se observar na Figura 5 que a partir do 15º dia de operação o efluente apresentou concentrações de N-amoniaco inferiores a 20 mg.L<sup>-1</sup>, 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 efluente de N-amoniaco mantiveram-se praticamente zeradas. Sem recirculação da fase líquida os valores efluente de N-amoniaco chegaram a  $0,7 \pm 1,3$  mg.L<sup>-1</sup>, confirmando que não houve limitação de carbono inorgânico no sistema, ao contrário do observado por Oliveira Netto et al. (2012), cujo valor médio do efluente observado para esta etapa de operação foi de  $14 \pm 3$  mg.L<sup>-1</sup>. Operando com recirculação da fase líquida o reator alcançou 100% de remoção do nitrogênio amoniaco, 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 et al. (2012) atingiu a eficiência de  $92 \pm 4\%$  de remoção de N-amoniaco. 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 et al. (2012) 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)<sub>2</sub>) e a reação entre este e o Gás Carbônico (CO<sub>2</sub>) leva a formação de Carbonato de Cálcio (CaCO<sub>3</sub>) que serve como fonte de carbono para as bactérias autotróficas.

A Figura 5 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<sub>2</sub><sup>-</sup> no efluente tratado com concentração média de  $22 \pm 7$  mg.L<sup>-1</sup>. Após equilíbrio da nitratação e operando com  $r = 0$ , as concentrações efluentes de N-nitrito e N-nitrato foram de  $0,4 \pm 0,1$  e  $24 \pm 2$  mg.L<sup>-1</sup>, respectivamente, enquanto que Oliveira Netto et al. (2012) obteve  $2 \pm 3$  e  $10 \pm 3$  mg.L<sup>-1</sup>.

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  $24 \pm 3$  mg.L<sup>-1</sup>, enquanto que o afluente apresentou concentrações de N-amoniaco e N-nitrato de  $22 \pm 4$  e de  $2,5 \pm 0,5$  mg.L<sup>-1</sup>, respectivamente.

A Tabela 3 apresenta um resumo dos resultados obtidos com o reator operando de forma combinada sem e com recirculação da fase líquida, com respectivos desvios padrão, onde para primeira etapa os resultados médios foram calculados a partir da verificação do início do processo de nitrificação.

Tabela 3. Características do esgoto sanitário afluente e efluente

mg.L <sup>-1</sup> (*)	Operação com $r = 0$		Operação com $r = 1,5$	
	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente
pH	7,87±0,26	8,39±0,31	7,76±0,19	8,19±0,19
DQOb	554±101	139±25	502±110	74±11
DQOf	275±51	107±18	273±57	61±14
AT	152±30	64±7	156±14	65±13
AB	92±21	42±5	93±13	47±10
AVT	33±5	13±2	39±7	14±3
NT	38±7	31±11	39±11	25±3
N-NTK	35±7	3±1,5	36±10	1,7±1
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	25±4	0,7±1,3	21±4	0,1±0,1
N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	0	11 ±12	0	0,12±0,09
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	2,5±0,6	17±10	3±1	23±3
SSV	32±9	7±3	47±14	5±2

DQOb: DQO bruta; DQOf: DQO filtrada; AT: alcalinidade total; AB: alcalinidade a bicarbonato; AVT: ácidos voláteis totais; NT: nitrogênio Total, SSV: Sólidos suspensos voláteis, \* valores em mg.L<sup>-1</sup> exceto pH  
Fonte: Autores (2020)

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<sub>nitr</sub>) foi desconsiderada a fração de nitrogênio assimilada, conforme apresentado na Equação 1.

$$N_{NITR} = (NTK_{AFLUENTE} - NTK_{EFLUENTE}) \cdot 0,81 \quad (\text{Eq. 1})$$

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 Araujo Junior et al. (2009) tratando água residuária produtora de lisina, e por Oliveira Netto et al. (2012) 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 e 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; ARAUJO JUNIOR, 2006).

Assim, a eficiência de desnitrificação (E<sub>DN</sub>) via recirculação interna de efluente tratado foi calculada conforme a Equação 2.

$$E_{DN} = \frac{(N_{NITR} - N_E)}{N_{NITR}} \quad (\text{Eq. 2})$$

Na Equação 2, N<sub>NITR</sub> é a concentração de nitrogênio nitrificado e N<sub>E</sub> é a somatória das concentrações de nitrito e nitrato no efluente tratado do sistema. Considerando-se que o nitrogênio foi removido via assimilativa, o valor de E<sub>DN</sub> para a operação com razão de recirculação igual a zero pode ser considerado nulo.

A quantidade de nitrogênio nitrificado (N<sub>NITR</sub>) e concentração efluente de nitrogênio na forma de nitrito e nitrato (N<sub>E</sub>) para etapa combinada sem recirculação foram iguais a  $26 \pm 6$  e  $28 \pm 11$  mg N.L<sup>-1</sup>, respectivamente.

Para a etapa operacional com recirculação da fase líquida os valores foram de  $28 \pm 9$  e  $23 \pm 3$  mg N.L<sup>-1</sup> e a eficiência de desnitrificação (E<sub>DN</sub>) ficou em  $17 \pm 11\%$ . Nesta etapa foi possível verificar uma discreta desnitrificação na zona anaeróbia do reator, com consequente 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  $25 \pm 3$  mg.L<sup>-1</sup>, tendo uma remoção média de  $36 \pm 8\%$ , eficiência inferior a relatada por Oliveira Netto et al. (2012), 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 et al. (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<sup>-1</sup>, 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 et al. (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 ± 0,19, enquanto que segundo Haandel et al. (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 ± 0,51 mg.L<sup>-1</sup>. Para o ambiente de desnitrificação o nível máximo de OD recomendado é de 0,2 a 0,3 mg.L<sup>-1</sup>, sendo na prática usual e aceitável se trabalhar com no máximo de 1 mg.L<sup>-1</sup>, onde começa a inibição mais intensa da desnitrificação (HAANDEL et al., 1999; FERREIRA, 2010).

A determinação da razão DQO/NO<sub>x</sub> 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<sub>x</sub> 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 et al. (1992), a máxima eficiência de desnitrificação só pode ser alcançada com razão DQO/NO<sub>x</sub> de aproximadamente 5.

## Conclusão

Diante dos resultados obtidos 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 como material suporte a biomassa, na remoção de matéria orgânica e na nitrificação sem a necessidade de suplementação de alcalinidade.

Operando o sistema sem recirculação da fase líquida foi verificada a eficiência de remoção 75% de matéria orgânica, enquanto que com a inserção da recirculação do efluente tratado essa eficiência foi de 85%, indicando resultados satisfatórios quando comparados a sistemas convencionais de tratamento tais como lagoas de estabilização e reator UASB seguido de lodo ativado.

Importa destacar o completo processo de nitrificação observado utilizando a concha de sururu como material suporte principal, demonstrando resposta mais efetiva quando comparada a outros materiais tradicionalmente utilizados, tal como a espuma de poliuretano. Mesmo com a nitrificação completa não houve limitação de carbono inorgânico, demonstrando que o material suporte cumpriu o papel de efeito tampão esperado.

Os resultados obtidos demonstram que o reator forneceu 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 alternativo 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.

## Contribuição dos autores

Os autores desse artigo declaram que contribuíram de forma igualitária na sua elaboração.

## Agradecimentos

Ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento (PPGRHS) do Centro de Tecnologia da Universidade Federal de Alagoas (CTEC/UFAL).

## Referências

- 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.; OLIVEIRA A. M.; AMORIM E. L. C. Two phases fermentative process for hydrogen and methane production from cassava wastewater. **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 residual de indústria produtora de lisina. 2006. 160 p. **Tese (Doutorado) — Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo**.
- ARAÚJO JUNIOR, M. M.; ZAIAT, M. An upflow fixed-bed anaerobic aerobic reactor for removal of organic matter and nitrogen from L-lysine plant wastewater. **Canadian Journal of Civil Engineering**, v. 36, p. 1085-1094, 2009.
- 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.
- 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.
- 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.
- COUTINHO, M. K.; ASSAD, L. T.; NORMANDE, A. C. L.; BRANDÃO, T. B. C. 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.
- 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.
- 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.
- 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.
- HAANDEL, A. C.; MARAIS, G. **O comportamento do sistema de lodo ativado**. Campina Grande: Egraf, 488p. 1999.
- HENZE, M.; HARREMOES, P.; JANSEN, J. C.; ARVIN, E. **Wastewater treatment: biological and Chemical Process**. 3 ed. Springer, 420 p., 2002.
- JIMENEZ, B.; CAPDEVILLE, B.; ROQUES, H.; FAUP, G. M. 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.
- 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.
- KREUTZ, C.; PASSIG, F. H.; CARVALHO, K. Q.; MEES, J. B. R.; GOMES, S. D. Performance of an anaerobic-aerobic reactor and kinetic study of organic matter removal of cattle slaughterhouse effluent. **Engenharia Agrícola**, v. 34, p. 341-351, 2014.
- MACKERETH, F. J. H.; HERONS, J.; TALLING, J. F. **Water analysis: some revised methods for limnologists**. Scientific publication, n. 36. 120 p., 1978.
- MARTINS, J. S.; AMORIM E. L. C. Produção de hidrogênio em reator anaeróbio a partir de efluente do processamento de coco. **Ciência & Engenharia**, v. 25, p. 17-26, 2016.
- 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**.
- OLIVEIRA NETTO, A. P.; ZAIAT, M. 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.
- OPAS. Organização Pan-Americana da Saúde. 2015. [http://bvs.panalimentos.org/local/File/Guias\\_para\\_gerenciamento\\_riscos\\_sanitarios\\_em\\_alimentos.pdf](http://bvs.panalimentos.org/local/File/Guias_para_gerenciamento_riscos_sanitarios_em_alimentos.pdf).
- ORTEGA, F. S.; ROCHA, K. M.; ZAIAT, M.; PANDOLFELLI, V. C. Aplicação de Espumas Cerâmicas Produzidas via Gelcasting em Biorreator para Tratamento de Águas Residuárias. **Cerâmica**, v. 47, n. 304 p. 199-203, 2001.
- PALTRONIERI, C. N.; FOCO, M. L. R.; DUARTE, R. F.; NOUR, E. A. A. Phenol degradation in combined anaerobic-aerobic system: Evaluation of internal effluent recirculation on system performance. **In: The 14th IWA Leading Edge Conference on Water and Wastewater Technologies**, 2017, Florianópolis, Brasil.
- 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.
- SILVA, C. O.; SILVA, A. O.; TIMOTEO, D. A. S.; SANTOS, M. B. 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.
- SILVA, J. L. Desempenho do Reator Anaeróbio Horizontal com Chicanas no tratamento da manipueira em fases separadas e estabilização do pH com conchas de sururu, 2009, 100p. **Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de Alagoas**, Centro de Tecnologia, Maceió, 2009.
- 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.