

Tratamento de águas residuárias de processamento de pescado em reator anaeróbio em forma de Y seguido de filtro aeróbio percolador

O trabalho teve como objetivo remover matéria orgânica e nutrientes de efluentes advindos de uma indústria de processamento de pescado. O trabalho foi realizado no laboratório de saneamento da UFMG. O sistema de tratamento em dois estágios foi feito em escala de bancada sendo constituído por um reator anaeróbio com manta de lodo em forma de Y (UASB em Y) e acoplado a ele um filtro percolador (FA) tendo como material de preenchimento conchas de ostras. Os valores de temperatura média dos efluentes do reator UASB em Y e FA não variaram numa faixa desfavorável à digestão anaeróbia. O pH nos ensaios 1 e 2 permaneceram próximos à faixa da neutralidade. Os valores médios das eficiências de remoção global de DQO total nos ensaios 1 e 2 foi de 82 e 83% respectivamente. Já os valores médios de remoção global de DQO filtrada nos ensaios 1 e 2 foram de 44,5% e 72% respectivamente. Nos ensaios 1 e 2 o sistema global não apresentou eficiência de remoção de nutrientes satisfatórias. Pôde-se concluir que o sistema é recomendado para tratar efluentes de processamento de pescado, não havendo diferenças significativas entre os ensaios quanto a sua eficiência no tratamento secundário.

Palavras-chave: Reator em forma de Y; Filtro percolador; Processamento de pescado.

Treatment of wastewater from fish processing in a Y-shape anaerobic reactor followed by aerobic percolator filter

The work aimed to remove organic matter and nutrients from effluents from a fish processing industry. The work was carried out in the sanitation laboratory of UFMG. The two-stage treatment system was carried out on a bench scale, consisting of an anaerobic reactor with a Y-shaped sludge blanket (UASB in Y) and coupled to it a percolating filter (FA) with oyster shells as filling material. The mean temperature values of the UASB reactor effluents in Y and FA did not vary in a range unfavorable to anaerobic digestion. The pH in tests 1 and 2 remained close to the neutrality range. The mean values of the global total COD removal efficiencies in tests 1 and 2 were 82 and 83% respectively. The average values of global COD removal filtered in trials 1 and 2 were 44.5% and 72%, respectively. In trials 1 and 2, the global system did not show satisfactory nutrient removal efficiency. It can be concluded that the system is recommended to treat effluents from fish processing, with no significant differences between the tests regarding its efficiency in the secondary treatment.

Keywords: Y-shaped reactor; Percolating filter; Fish processing.

Topic: **Engenharia Ambiental**

Received: **05/06/2022**

Approved: **29/06/2022**

Reviewed anonymously in the process of blind peer.

Joyce da Cruz Ferraz Dutra 
Universidade Federal de Minas Gerais, Brasil
<http://lattes.cnpq.br/5214572901558066>
<https://orcid.org/0000-0003-2050-6706>
dutra.engenharia.ambiental@gmail.com

Luciano dos Santos Rodrigues 
Universidade Federal de Minas Gerais, Brasil
<http://lattes.cnpq.br/9934149541810851>
<https://orcid.org/0000-0003-0555-8305>
lsantosrodrigues@gmail.com

Israel José da Silva 
Universidade Federal de Minas Gerais, Brasil
<http://lattes.cnpq.br/7294128474972763>
<https://orcid.org/0000-0001-6670-2628>
israelvp@gmail.com

Stella Rubim de Sousa 
Universidade Estadual Paulista, Brasil
<http://lattes.cnpq.br/4831019904785937>
<https://orcid.org/0000-0003-0991-133X>
stellarubim@gmail.com

Renata Rodrigues Sampaio 
Universidade Estadual Paulista, Brasil
<http://lattes.cnpq.br/3302079273995210>
<https://orcid.org/0000-0002-6345-3256>
renatar.sampaio@yahoo.com.br

Rosângela Francisca de Paula Vitor Marques 
Universidade Vale do Rio Verde, Brasil
<http://lattes.cnpq.br/6991929220004023>
<https://orcid.org/0000-0001-6646-0809>
roeflorestal@hotmail.com

Claudiomir da Silva dos Santos 
Instituto Federal Sul de Minas, Brasil
<http://lattes.cnpq.br/7460335760795185>
<https://orcid.org/0000-0002-0007-7273>
claudiomirsilvasantos@gmail.com

Alisson Souza de Oliveira 
Universidade Federal de Uberlândia, Brasil
<http://lattes.cnpq.br/6716188774645620>
<https://orcid.org/0000-0001-7885-9542>
alissonso@hotmail.com



DOI: 10.6008/CBPC2179-6858.2022.006.0011

Referencing this:

DUTRA, J. C. F.; RODRIGUES, L. S.; SILVA, I. J.; SOUSA, S. R.; SAMPAIO, R. R.; MARQUES, R. F. P. V.; SANTOS, C. S.; OLIVEIRA, A. S. Tratamento de águas residuárias de processamento de pescado em reator anaeróbio em forma de Y seguido de filtro aeróbio percolador. **Revista Ibero Americana de Ciências Ambientais**, v.13, n.6, p.125-139, 2022. DOI: <http://doi.org/10.6008/CBPC2179-6858.2022.006.0011>

INTRODUÇÃO

A aquicultura é considerada como uma grande promessa para suprimir a lacuna existente entre a captura pesqueira mundial e a demanda por pescados. Segundo o relatório, *the state of world Fisheries and Aquaculture*, divulgado pela FAO, a pesca de captura e a aquicultura em 2016 forneceram ao mundo cerca de 171 milhões de toneladas de peixes, sendo a produção global de aquicultura (incluindo as plantas aquáticas) de 110,2 milhões de toneladas no valor de 243,5 bilhões de dólares. Além disso, o consumo per capita em 2015 foi de 20,2 kg/capita/ano, podendo ultrapassar as projeções de que estimou um consumo per capita de 21,5kg/capita/ano, em 2020. Segundo a APHA et al. (2012) a pesca de captura e a aquicultura em 2010 forneceram ao mundo cerca de 148 milhões de toneladas de peixes no valor de 217,5 milhões de dólares.

O crescente mercado favorece a implantação de indústrias de beneficiamento, como as indústrias de processamento de pescado, as quais são determinadas pelo elevado volume de água consumida nos estágios de produção e, dessa forma, pela geração de quantidades consideráveis de efluentes, propõe uma consequente geração de grandes volumes de efluentes. Esses efluentes possuem consideráveis altas quantidades de matéria orgânica, nitrogênio, e outros poluentes que são incapazes de serem lançados em corpos d'água sem tratamento, de acordo com a Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG nº 01, de 05 de maio de 2008, que determina os padrões de lançamento de efluentes em corpos hídricos.

O sistema de tratamento biológico tem sido considerado a melhor estratégia para efluentes com altas taxas de biomoléculas, como as águas residuárias de processamento de pescado.

Segundo Von Sperling (2005), os reatores UASB constituem-se na principal tendência atual de tratamento de esgotos no Brasil, como unidades únicas, ou seguidas de alguma forma de pós-tratamento. O reator UASB apresenta uma opção de tratamento propícia para efluentes de processamento de pescado com baixos teores de lipídeos, obtendo remoção de matéria orgânica de até 90,9% e 78%, respectivamente.

A configuração do reator UASB consiste basicamente no regime hidráulico de fluxo ascendente e na incorporação de um dispositivo interno de separação sólidos/gás/líquido, dispensando o uso de um meio suporte para crescimento da biomassa. Isto favorece o desenvolvimento e retenção de uma biomassa concentrada e altamente ativa na zona de digestão, na forma de flocos densos ou lodo granulado. Consequentemente, o reator opera com tempo de retenção celular (TRC) muito alto, mesmo quando submetido a um TDH muito baixo (FORESTI et al., 1995).

Quando comparados com processos aeróbios convencionais, e pela abordagem de tecnologias mais limpas, os reatores anaeróbios apresentam vantagens: requer menos energia, menor área para sua implantação, menores custos para grandes cargas volumétricas, produzem quantidade menor de lodo, geram biogás e apresentam baixo custo de manutenção e operação (OLIVEIRA et al., 2004; CHERNICHARO, 2000).

Os sistemas de pós-tratamento devem ser concebidos, preferencialmente, em consonância com conceito básico dos reatores anaeróbios, que são simples e de baixo custo. Algumas associações dos sistemas de tratamento de esgotos anaeróbios e aeróbios podem contribuir para a redução diminuição de custos

operacionais e energéticos do sistema, redução no consumo de produtos químicos, queda na produção de lodo, capacidade de restauração de recursos, menor requisição de equipamentos e maior facilidade operacional representando alternativas promissoras, técnica e economicamente, para países em desenvolvimento (NASCIMENTO, 2001; CHAN et al., 2009). A combinação sequencial dos reatores UASB e filtros biológicos percoladores podem ser muito interessante, uma vez que os filtros percoladores possuem vantagens expressivas em relação a outros sistemas aeróbios, como a baixa requisição de energia, satisfatória eficiência de DBO, necessidade de áreas relativamente pequenas, equipamentos mecânicos simples, baixo custo operacional, simplicidade operacional e boa resistência às sobrecargas hidráulicas. Para tal finalidade, é interessante a utilização de filtro percolador como tratamento terciário (VON SPERLING, 1995).

Nos sistemas biológicos percoladores de baixa taxa a quantidade de DBO aplicada é menor, com isso, a disponibilidade de substratos é menor, o que resulta em uma estabilidade parcial do lodo (autoconsumo da matéria orgânica celular). Nesses reatores com biomassa fixa, para evitar a adição de produtos químicos para proporcionar um tamponamento importante para o processo de nitrificação, uma alternativa é a utilização de um material suporte que possa suprir o sistema com alcalinidade indispensável à estabilidade operacional, como por exemplo, conchas de ostras.

Embora seja de operação mais simples e apresentando baixo consumo energético, a eficiência de filtros biológicos percoladores de baixa carga é comparável à do sistema de lodos ativados convencionais. As características benéficas dos filtros biológicos percoladores são: satisfatória eficiência de DBO, necessidade de áreas relativamente pequenas, equipamentos mecânicos simples, baixo consumo de energia, baixo custo operacional, simplicidade operacional e boa resistência às sobrecargas hidráulicas (VON SPERLING, 1995).

Diante desse cenário, o presente estudo tem o objetivo de comparar, através da variação do Tempo de Detenção Hidráulica (TDH), em diferentes estações do ano, a eficiência de remoção de matéria orgânica e nutrientes. Assim, neste trabalho propõe-se a utilização de uma configuração de alternativa de um reator alternativo, tipo UASB, anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB em forma de Y) seguido de filtro biológico percolador com preenchimento de conchas de ostras, em escala de bancada, tratando efluentes de processamento de pescado com intuito de reduzir a carga orgânica e nutrientes, respectivamente.

MATERIAIS E MÉTODOS

O trabalho foi realizado, no Laboratório de Saneamento Ambiental do Departamento de Medicina Veterinária Preventiva- DMVP da Escola de Veterinária na Universidade Federal de Minas Gerais-UFMG, localizado no município de Belo Horizonte. O clima da região, segundo classificação de Koppen, é Cwa (tropical com estação úmida, bastante seco no inverno e quente e chuvoso no verão), com altitude de 858 metros acima do nível do mar, apresentando temperaturas médias acima de 19 °C no mês mais frio e acima de 24° C no mês mais quente e precipitação média anual de 1430mm.

A unidade experimental com o sistema de tratamento em dois estágios, foi constituída por um reator UASB em Y em escala de bancada, com área de 0,0078 m², 0,85m de altura e volume de 6,7 L construídos

com tubos de PVC com diâmetros 100 mm e separador de fases não convencional e ramificações na lateral em forma de Y, com ângulo de 45° em relação à vertical, conforme proposto por Van Haandel (1994). Foi montado um tanque para armazenamento do afluente de 20L. Acoplado ao sistema UASB em Y foi implantado um Filtro Percolador tendo como material de preenchimento conchas de ostras, com 0,0078m², 0,64m e volume 5L, também construídos em PVC, com diâmetro de 100mm, sendo que o sistema apresenta 85% de espaços vazios (Figura 1).

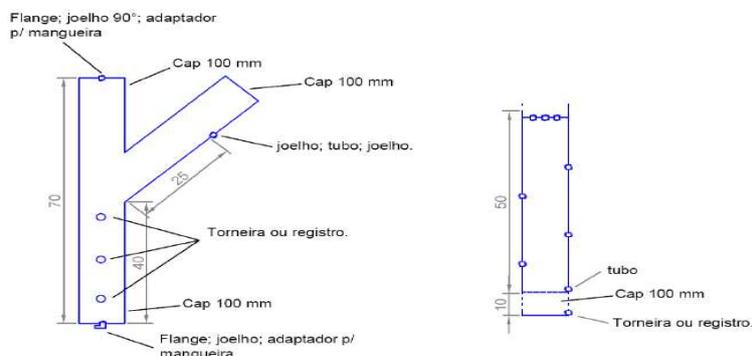


Figura 1: Esquema construtivo do reator UASB em Y; Filtro percolador aeróbio e gasômetro.

Para o preparo do afluente utilizado para a alimentação contínua do reator UASB em Y foi utilizada a água residuária bruta proveniente de uma indústria de processamento de pescado. Para a realização deste trabalho a água residuária do processamento de pescado foi coletada semanalmente. O Afluente era colocado no tanque de armazenamento em quantidade necessária para uma semana de alimentação constituindo o afluente do sistema de tratamento com reator UASB em Y seguido de Filtro percolador. O excedente de coleta, quando necessário era estocado e armazenado em temperatura ambiente.

O experimento foi dividido em dois ensaios, variando-se a vazão e o tempo de detenção hidráulica (TDH). O afluente foi conduzido em fluxo ascendente para o UASB em Y com a utilização de uma bomba peristáltica. O efluente do reator UASB em Y foi conduzido até o Filtro percolador (FA) por gravidade por meio de uma mangueira interligando os reatores. Os ensaios 1 e 2 tiveram duração de 41 e 73 dias, respectivamente, totalizando 114 dias de operação. Os parâmetros de projeto do reator UASB em Y e Filtro anaeróbio podem ser observados na Tabela 1.

Tabela 1: Características do afluente e condições operacionais impostas ao sistema de tratamento com reator anaeróbio de fluxo ascendente com manta de lodo UASB em Y seguido de filtro percolador nos ensaios 1, e 2.

Reator UASB em Y e FA									
*	** (dias)	Vazão (L. d ⁻¹)	TDH (h)	SST (mg.L ⁻¹)	DQO Kg(m.L ⁻¹)	COV Kg(m ³ .d ⁻¹)	CHV (h ⁻¹)	V (m.h ⁻¹)	
		UASB Y	UASB Y	FA	UASB Y	UASBY	UASB Y	UASB Y	UASB Y
E1	41	1,92	96	72	553	1089	0,31	0,29	3,7
E2	73	2,88	72	53	2560	3794	0,39	0,429	3,7

*Ensaio, ** Duração, TDH- tempo de detenção hidráulica, COV- carga orgânica volumétrica, SST- sólidos suspensos totais, DQO demanda química de oxigênio, CHV- carga hidráulica volumétrica.

Para a partida no ensaio 1 foi usado como inóculo o, lodo proveniente de um reator UASB advindo de um abatedouro de frango. Adicionou-se ao reator UASB em Y lodo suficiente para preencher 30% do volume do reator, ou seja, 2 litros. Esse procedimento foi feito somente no ensaio 1. Durante a partida o

sistema operou com vazão de 1,44 L d⁻¹.

As amostras da alimentação dos reatores foram coletadas diretamente do tanque de armazenamento. As amostras efluentes do reator UASB em Y e FA foram coletadas nas torneiras de amostragem de cada unidade. Foram coletados aproximadamente 300 ml de amostra do afluente, UASB em Y e FA.

Foram realizadas análises de Temperatura, pH, Demanda química de oxigênio total (DQOtotal), Demanda Química de Oxigênio particulada (DQOp), Demanda Química de Oxigênio filtrada (DQOf), Sólidos totais(ST), Sólidos Suspensos Totais (SST), Sólidos Suspensos Voláteis (SSV), Nitrogênio total (N-Total), Nitrogênio total de kjedahl (NTK), Nitrogênio Amoniacal (N-am), Nitrito, nitrato e fósforo semanalmente, por um período de 60 dias, totalizando 11 coletas no período seguindo a metodologia proposta pelo *Standard of Methods*.

Foi realizada análise estatística descritiva dos valores obtidos e realizado o teste T de Student ao nível de 5% de significância entre os ensaios 1 e 2.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na Tabela 2 são apresentadas as médias das concentrações em mg.L⁻¹ e teste T de Student a 5% de significância do afluente e efluentes de processamento de pescado no afluente, reator UASB em Y e FA nos ensaios 1 e 2.

Tabela 2: Média dos valores das concentrações dos parâmetros avaliados no afluente e efluentes e teste T de Student a 5% de significância.

Parâmetros	Unidades	Ensaio	
		1	2
Temperatura (°C)	Afluente	24a	21b
	UASB em Y	24a	21b
	FA	24a	21b
pH	Afluente	7a	6b
	UASB em Y	7a	6b
	FA	7a	7a
DQOt (mg.L ⁻¹)	Afluente	1089a	3589b
	UASB em Y	320a	911b
	FA	208a	63b
DQOp (mg.L ⁻¹)	Afluente	964a	3298b
	UASB em Y	265a	796b
	FA	131a	578b
DQOf (mg.L ⁻¹)	Afluente	126a	280b
	UASB em Y	69a	115b
	FA	70a	78b
ST (mg.L ⁻¹)	Afluente	1296a	3389,4b
	UASB em Y	660a	916,2b
	FA	574a	662,5a
SST (mg.L ⁻¹)	Afluente	553a	2560b
	UASB em Y	238a	480a
	FA	139a	497a
SSV (mg.L ⁻¹)	Afluente	497a	2160b
	UASB em Y	212a	427
	FA	126a	461a
N-total (mg.L ⁻¹)	Afluente	56a	46a
	UASB em Y	51a	23a
	FA	44a	21b
NTK (mg.L ⁻¹)	Afluente	50a	38a

	UASB em Y	47a	21a
	FA	41a	19b
N-am (mg.L ⁻¹)	Afluente	26a	19a
	UASB em Y	27a	15b
	FA	24a	13b
Nitrito (µg.L ⁻¹)	Afluente	0,0015a	0,0014a
	UASB em Y	0,0008a	0,0042a
	FA	0,0037a	0,0041a
Nitrito (µg. L ⁻¹)	Afluente	0,0057a	0,0210a
	UASB em Y	0,0031a	0,0040a
	FA	0,0025a	0,020a
Fósforo (mg.L ⁻¹)	Afluente	3a	10b
	UASB em Y	2a	9b
	FA	2a	8b

Pôde-se observar que a temperatura do líquido foi diminuindo com a proximidade do outono e inverno e posteriormente se elevando no decorrer da primavera, acompanhando a temperatura ambiente e, permanecendo com uma média de 24°C, estando o ensaio 1 no outono, no FA a temperatura média foi um pouco menor com 23°C, essa temperatura pode ser devido à presença das conchas de ostra no FA.

No Ensaio 2, estando no final de outubro e início do inverno, observou-se uma temperatura média afluente e efluentes de 21°C. Pode-se verificar que os valores de temperatura média dos efluentes dos reatores UASB em Y e FA no ensaio 1 ao longo do período de operação tiveram a temperatura mínima de 22 e 21°C, e máxima de 25 e 25°C respectivamente, podendo-se dizer que o reator UASB em Y não operou numa faixa desfavorável à digestão anaeróbia, indicando que o reator UASB em Y operaram predominantemente na faixa mesofílica entre 20 e 40°C. O FA no ensaio1 operou numa faixa favorável à digestão aeróbia, em média 24°C também na faixa mesofílica. No ensaio 2 a menor temperatura no reator UASB em Y e FA foi de 18 e 18,5°C respectivamente e máxima de 23°C no reator UASB em Y e FA.

Oliveira et al. (1997), estudaram o efeito da temperatura em reatores tratando águas residuárias de suinocultura e verificaram que o aumento e controle da temperatura de operação, a 25°C e 30°C, propiciaram melhoria do desempenho e estabilidade dos reatores UASB, no que diz respeito às eficiências de remoção de DQO, SST, Norg., produção de metano e acumulação de lodo. Embora no presente estudo o sistema ter apresentado temperaturas abaixo de 20°C, operou com eficiência acima de 80%, o que indica que a digestão anaeróbia é possível a temperaturas mais baixas.

Os valores de pH do efluente do reator UASB em Y situaram-se entre 6,69 e 6,92, no ensaio 1, valores estes próximos da faixa ótima de crescimento dos microrganismos produtores de metano, de 7,00 a 7,40 de acordo com Chernicharo (2007). No ensaio 1 o FA variou o pH de 6,75 a 7,43, valores ideais para a operação do micro-organismos aeróbios. No ensaio 2 no reator UASB em Y o pH variou de 5,78 a 7,57 com uma média de 6, pH mais baixo que no ensaio 1, e o FA variou de 5,92 a 7,93 com uma média de 7.

As faixas de valores de pH do afluente no ensaio 1 ficaram entre 6,37 e 7,1 enquanto no reator UASB em Y estes valores foram de 6,67 e 6,92 a mostrando que houve uma redução deste parâmetro ao passar pelo reator UASB em Y, o que mostra a ocorrência de acidificação da água residuária dentro do reator. O pH no ensaio 1 do FA sofreu aumento variando de 6,75 a 7,43, que pode ser devido ao substrato rico em bicarbonato de cálcio (conchas de ostras), assumindo-se, dessa forma, a hipótese de que estas são

constituídas fundamentalmente por carbonato de cálcio e podem interagir com a fase líquida do reator, concedendo alcalinidade ao sistema, o que permite um tamponamento natural, essencial à nitrificação, importante para remoção de nutrientes. No ensaio 2 o afluente variou de 5,81 a 6,8, e o reator UASB em Y variou o pH de 5,78 a 7,57, mas com uma média de 6. No FA observa-se o mesmo comportamento do ensaio 1.

Os microrganismos metanogênicos tem crescimento ótimo na faixa de pH entre 6,6 e 7,4, podendo haver estabilidade na formação de metano em uma faixa mais ampla, entre 6,0 e 8,0 (CHERNICARO, 1997). Desta forma, os valores de pH observados nos ensaios 1 e 2 não foram limitantes para a metanogênese no reator UASB em Y, e sua estabilidade pode ser atribuída aos altos valores de alcalinidade total (AT). A baixa variabilidade e o valores de pH acima de 7,00 mostram que o reator UASB foi operado de forma estável durante o período experimental nos ensaios 1 e 2. No FA os valores pH se mantiveram sempre acima de 6,9 no ensaio 1 e no ensaio 2 tendo alguns valores menores, o que pode ser justificado em razão da nitrificação, em sua primeira fase, produzir ácidos (íons de hidrogênio) o que pode provocar uma redução do pH se a alcalinidade não for suficiente para proporcionar o tamponamento do sistema. No entanto, no presente estudo mesmo com pequenas reduções nas mensurações do pH ao longo do experimento 2, obteve-se um pH máximo de 7,93. Isto se deve ao substrato rico em carbonato de cálcio e ao consumo do gás carbônico pela atividade fotossintética, que faz com que o pH se eleve, além de do substrato rico em bicarbonato de cálcio.

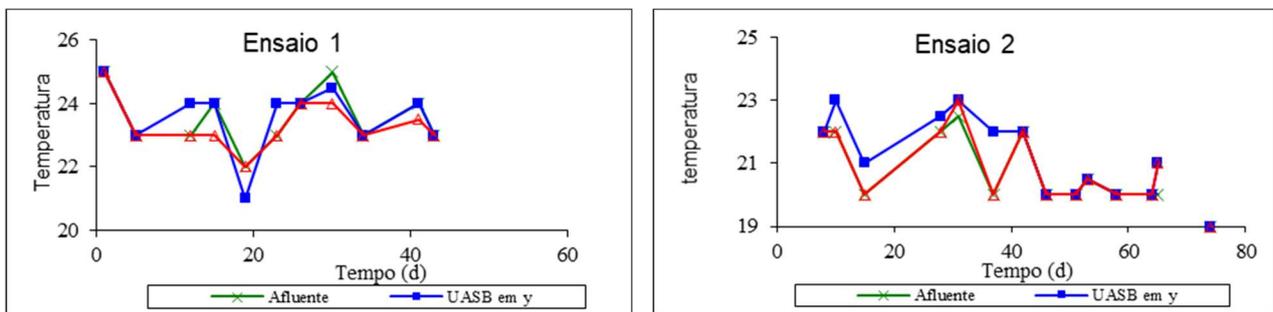


Figura 2: Variações da temperatura do afluente e dos efluentes Reator UASB em Y e FA no ensaio 1 e 2

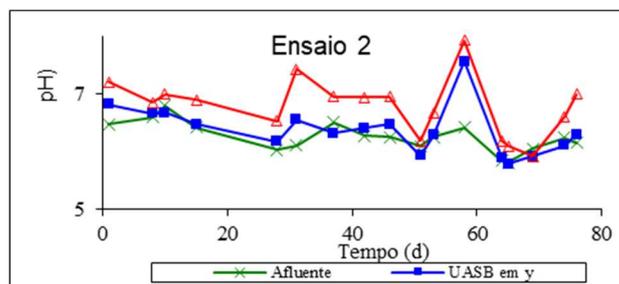


Figura 3: Variações de pH do afluente e efluentes do reator UASB em Y e FA no ensaio 2.

A Figura 4 apresenta as concentrações de DQOt do afluente e efluente nos ensaios 1 e 2, onde observou-se grandes variações. As variações de DQOt no afluente e efluentes do reator UASB em Y e do filtro aeróbio percolador (FA) no ensaio 1 foram de 540 a 2020 mg L⁻¹, 44 a 594 mg L⁻¹ 67 a 380 mg L⁻¹, respectivamente. No ensaio 2 as variações da DQOt no reator UASB em Y e FA foram 334 a 7082 mg L⁻¹, 157 a 4328 mg L⁻¹ e 86 a 1810 mg L⁻¹, respectivamente.

Percebe-se que na unidade FA há uma eficiência de DQOp no ensaio 1 de mais de 50%, ou seja, o FA teve grande importância na remoção desse parâmetro. No ensaio 2 percebe-se que em algumas coletas a eficiência foi negativa, o que pode ser devido ao desprendimento de material sólido que fica entre as conchas.

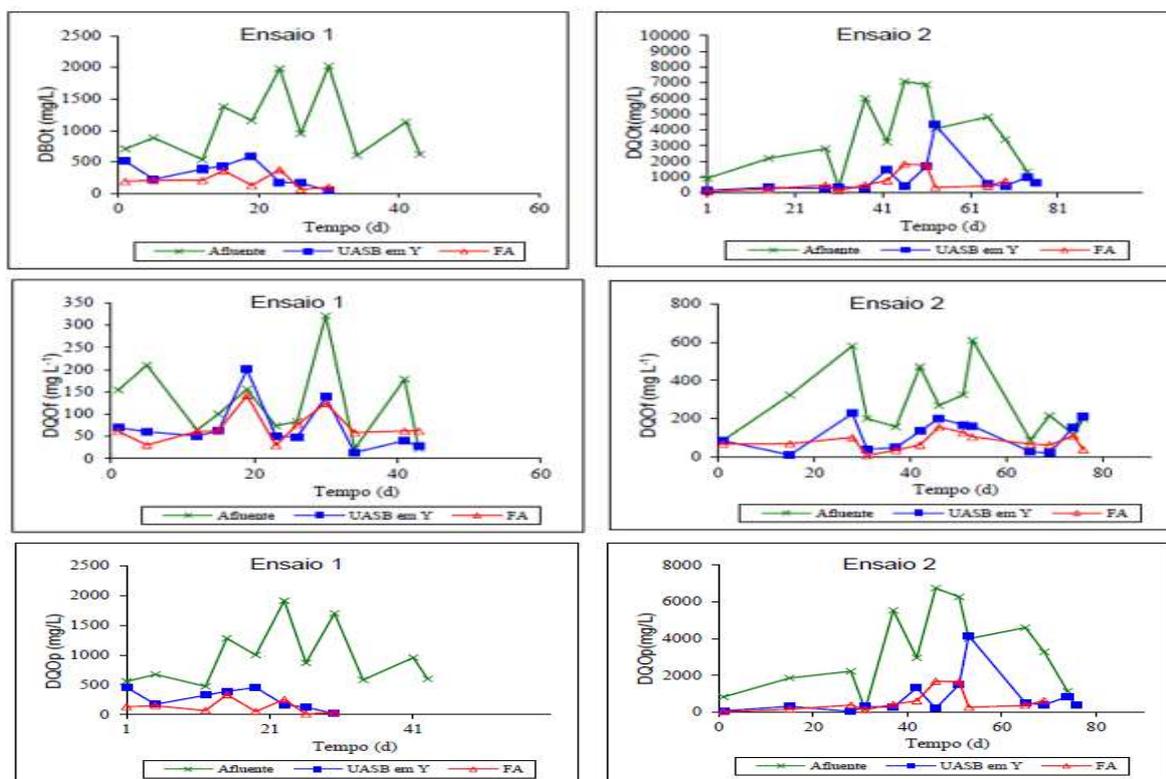


Figura 4: Variações da DQOf, DQOp e DQOt no ensaio 1e 2.

Percebe-se que na unidade FA há uma eficiência de DQOp no ensaio 1 de mais de 50%, ou seja, o FA teve grande importância na remoção desse parâmetro. No ensaio 2 percebe-se que em algumas coletas a eficiência foi negativa, o que pode ser devido ao desprendimento de material sólido que fica entre as conchas. A tabela 4 mostra o resumo das eficiências médias de remoção de DQO total, filtrada e particulada durante o período experimental.

Tabela 4: Relação entre as concentrações da DQOf e DQOp com a DQOt, no afluyente e efluentes do reator UASB em Y seguido de FA.

Parâmetro	Ensaio 1			Ensaio 2		
	Afluyente	UASB Y	FA	Afluyente	UASB Y	FA
DQOf/QDOt	0,12	0,21	0,38	0,13	0,82	0,69
DQOp/DQOt	0,88	0,79	0,62	0,87	0,18	0,31

Observa-se que o teor de matéria orgânica particulada no ensaio 1 e 2 inicialmente elevada no afluyente, é bastante reduzido no reator em Y demonstrando uma ótima eficiência de remoção de DQO particulada nos dois ensaios. No FA nos ensaios 1 e 2 também pode-se perceber que houve redução em relação ao afluyente. Rodrigues (2008), utilizando um sistema composto por decantador, reator UASB e lagoa de polimento em escala real, tratando efluentes de suinocultura, obteve uma redução inferior no reator UASB comparado com esse trabalho, reduzindo de 0,9 no afluyente para 0,60 a relação DQOp/DQOt no reator UASB. De acordo com Lettinga et al. (1991), são recomendados nos afluentes na faixa de 10 a 30% da DQOt

proveniente dos SST, para a aplicação do tratamento anaeróbio com reatores UASB. Os valores médios da DQOp foram de 88%, excedendo os valores indicados pelos autores. No entanto estes valores não foram limitantes ao reator UASB, que apresentou boas eficiências tanto para a DQOt como para a DQOp.

As eficiências médias de remoção no ensaio 1 de DQOf e DQOp foram de 45% e 73% no reator UASB em Y e -1,2 % e 51% no Filtro anaeróbico. No ensaio 2 as eficiências médias de remoção de DQOf e DQOp foram de 59% e 75% no reator UASB em Y e 32% e 27% no FA. A maior remoção de DQOf ocorreu no ensaio 2, com o TDH menor e maior COV, podendo inferir que o afluente no ensaio 2 teria maior característica biodegradante, enquanto no ensaio 1 o material o afluente poderia ter maior quantidade de material inerte. Na figura 5 estão ilustrados através de gráficos de concentração, o comportamento dos sólidos durante o experimento dos ensaios 1 e 2.

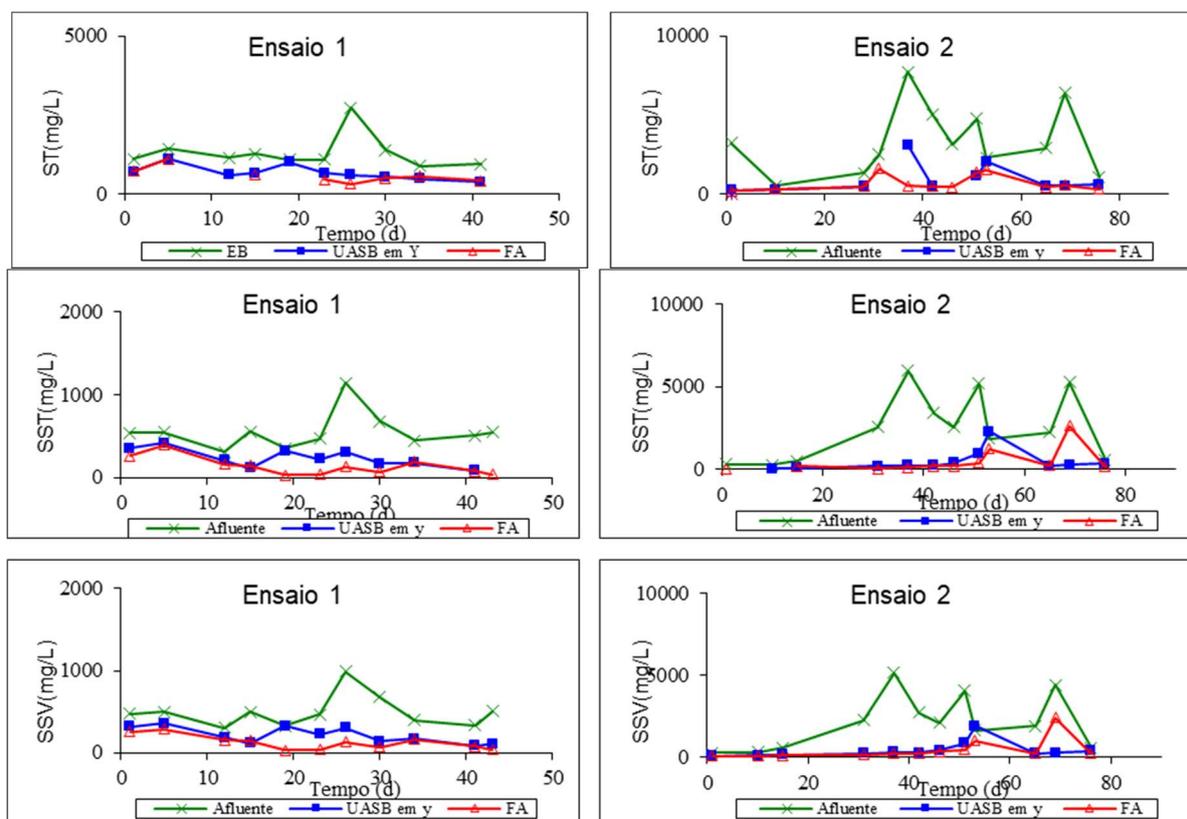


Figura 5: Gráficos de concentração.

As concentrações de Sólidos totais encontradas no efluente do reator UASB em Y nos ensaios 1 e 2 mantiveram-se entre valores mínimos de 360 e 200 mgL^{-1} , e máximos de 1090 e 3093,3 mgL^{-1} respectivamente, e no FA nos ensaios 1 e 2 mantiveram-se valores mínimos de 305 e 165 mgL^{-1} e máximos de 1100 e 1580 mgL^{-1} . Nos ensaios 1 e 2 os valores de SST e SSV no afluente apresentaram grande variabilidade durante o período experimental, com amortecimento destas concentrações reator UASB em Y e FA. Os valores médios das concentrações de SST e SSV no afluente foram de 553 e 497 mg L^{-1} , 2560 e 2120 mg L^{-1} nos ensaios 1 e 2 respectivamente. Os valores médios das relações SSV/ SST do afluente nos ensaios 1 e 2 foram de 90 e 84% respectivamente, indicando a predominância de partículas, o que pode aumentar sua atividade biológica por unidade de volume do reator UASB em Y. Apesar do ensaio 2 operar com um TDH menor que no ensaio 1, houve maior eficiência de remoção no ensaio 2. Este fato se deve ao maior tempo

de adaptação do lodo, após o ensaio 1.

Silva et al. (2005), operando reator UASB com volume de 11,7 L, TDH de 69 h e COV de 0,59 kg DQO (m³ d)⁻¹, tratando águas residuárias de despulpamento de café obteve eficiência de remoção de sólidos totais de 22%. Tendo esse efluente o perfil de sólidos parecido com o de indústrias de processamento de pescado. Luiz et al. (2004), tratando águas residuárias de despulpamento de café com concentração de SST e SSV de 1599 e 1248 mg L⁻¹, respectivamente, em reator UASB com volume de 11,7 L e COV de 1,12 kg DQO (m³ d)⁻¹ e TDH de 69 h, seguido de lagoa aerada facultativa, obteve remoções de sólidos totais de 58% no reator UASB e eficiência de remoção de sólidos voláteis de 69%. A eficiência global do sistema de tratamento para SST e SSV foi de 65 e 79%, respectivamente, valores inferiores ao encontrado nesse trabalho.

O desempenho do sistema de tratamento para SST de 80,3 e 81,7% nos ensaios 1 e 2 e para SSV de 78,4 e 76,2% nos ensaios 1 e 2 respectivamente. A Tabela 5 resume as eficiências médias de remoção de SST e SSV durante o período experimental.

Tabela 5: Resumo das eficiências médias de remoção de ST, SST e SSV no ensaio 1 e 2.

Parâmetro	Eficiência (%)			Eficiência (%)		
	Ensaio 1			Ensaio 2		
	UASB Y	FA	Global	UASB Y	FA	Global
ST	45	8	51	67	14	72
SST	62,1	23,3	80,3	66	38,7	81,7
SSV	59,6	26,2	78,4	65,4	24,5	77,5

Na Figura 6 as variações da concentração de NTK, nitrogênio amoniacal (N-am) e nitrogênio orgânico (N-total) do afluente e efluentes do reator UASB em Y e do FA. Observou-se no ensaio 1 e 2 que houve redução no N-total, NTK e N-am não muito expressivas ao longo do sistema de tratamento.

No ensaio 1 os valores médios de NTK, N-am e N-total, observados no afluente variaram de 29,1 a 79,5 mg L⁻¹, 8 a 38 mg L⁻¹, e 38 a 82,1 mg L⁻¹, respectivamente. No ensaio 2 os valores médios de NTK, N-am e N-total, observados no afluente variaram de 15,7 a 64,4 mg L⁻¹, 7,8 a 53,2 mg L⁻¹ e 13,6 a 90,4 mg L⁻¹ respectivamente. As médias de eficiência de remoção do N-total no ensaio 1 no UASB em Y e FA foram 13,8 e 12,9%, de NTK foram 13,3 e 11,5% e de N-am foram de -9,44 e 12,3%, indicando que o sistema não teve boa eficiência na remoção de nitrogenados no ensaio 1. No ensaio 2 nos dois tratamentos houve remoção nos parâmetros de N-total, NTK e N-am, com 25,9 e 8,9%, 36,8 e 5,8% e 19,9 e 15,12 % no UASB em Y e FA, respectivamente. O ensaio 2 teve maior eficiência de remoção de N-total e NTK no UASB em Y e menor no FA. Esse resultado indica que no ensaio 2 houve maior atividade anaeróbica, uma vez que o N-total e o NTK estiveram com uma maior remoção, conseqüentemente maior redução de Nitrogênio orgânico em amônia.

Percebe-se que houve uma eficiência maior do UASB em Y comparado ao FA nos ensaios 1 e 2 na remoção de N-total e NTK, no entanto o UASB em Y no ensaio 1 obteve eficiência de N-am negativa, indicando somente redução do Nitrogênio e não havendo conversão de amônia para compostos como Nitrito e Nitrato. Já no ensaio 2 observou-se a remoção de amônia, ou seja, havendo conversão para Nitrito e ou Nitrato. As maiores eficiências de remoção de N-total e NTK foi no reator UASB em Y, no ensaio 2 comparado ao ensaio 1, pode ser devido a uma maior estabilidade no ensaio 2, ou seja, uma atividade anaeróbia maior.

A eficiência média de remoção global de N-total, NTK e N-am de 22, 17,3 e 8,4% respectivamente no

ensaio 1. No ensaio 2 Obteve-se eficiências médias de remoção de N-total, NTK e N-am no reator UASB em Y e FA de 49 e 9,8%, 46 e 6% e 21,6 e 11% respectivamente. As eficiências médias globais de remoção de N-total, NTK e N-am de 54,2%, 49,2 e 30,5%.

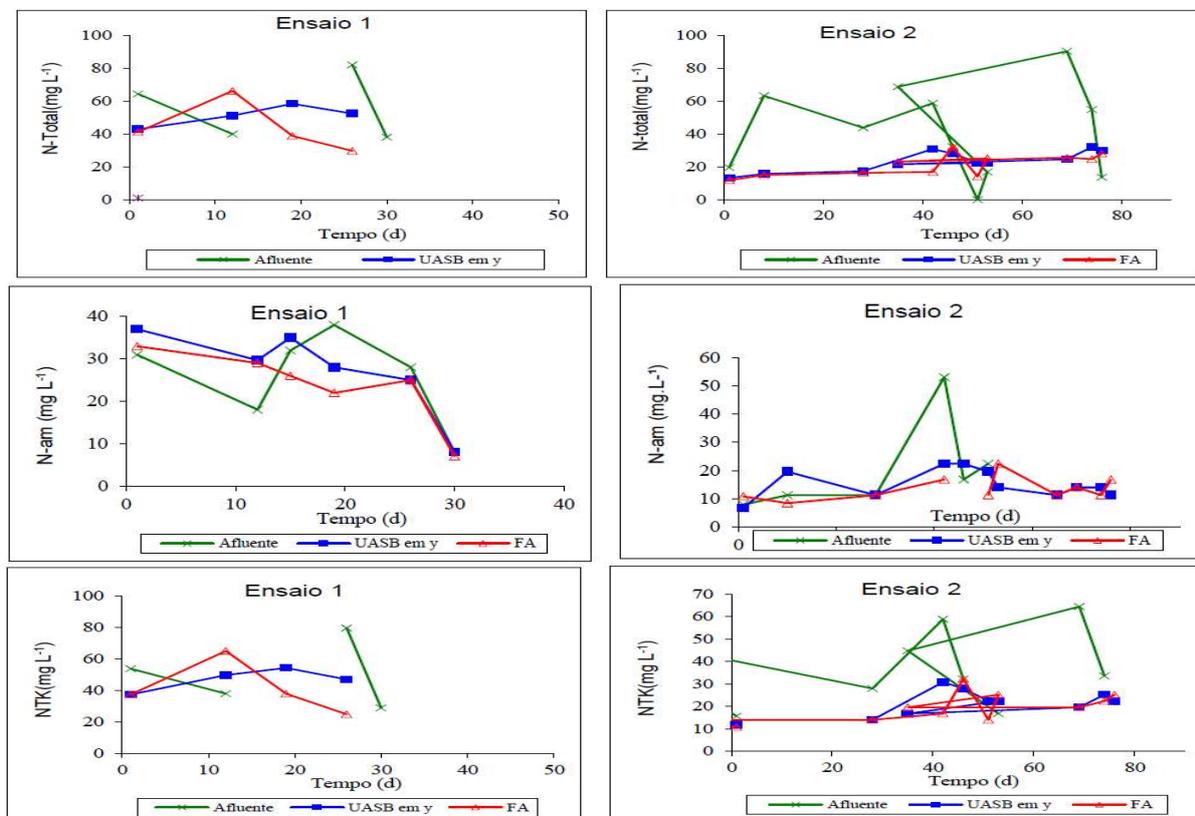


Figura 6: Variações da concentração.

Tabela 6: Eficiências médias de remoção do N-total, NTK e N-am.

Parâmetro	Eficiência (%)			Eficiência (%)		
	Ensaio 1			Ensaio 2		
	UASB Y	FA	Global	UASB Y	FA	Global
N-total	8,7	14,5	22,0	49,0	9,8	5,42
NTK	6,0	12,0	17,3	46,0	6,0	49,2
N-am	-5,0	12,7	8,4	21,6	11,0	30,5

Na tabela 6 tem-se as eficiências médias de remoção de N-total, NTK e N-am. E o processo de conversão do Nitrogênio amoniacal em compostos Nitritos e Nitratos é mais comum ocorrer em sistemas aeróbios, uma vez que é um processo oxidativo, entretanto, podendo eventualmente ocorrer em sistemas anaeróbios. No ensaio 1 a concentração de Nitrito foi maior no FA quando comparado ao UASB em Y, indicando que houve oxidação maior no FA, que foi o esperado, uma vez que o FA tem presença de oxigênio e conseqüentemente aumenta esse composto no efluente do FA. No ensaio 2 a oxidação da amônia em nitrito foi maior no UASB em Y com 0,0043 mg.L⁻¹ quando comparado ao FA com 0,0041mg L⁻¹ nitrito, sugerindo que no reator UASB em Y pode haver quantidades, mesmo que muito pequenas de bactérias nitrificantes. Segundo Chisti (1989), o oxigênio, por ser pouco solúvel em água, torna-se frequentemente o fator limitante em processos aeróbios. As concentrações de Nitrato no ensaio1 no reator UASB em Y e FA foram de 0,003 e 0,002 mg.L⁻¹ respectivamente, e o ensaio 2 com 0,004 e 0,002 no reator UASB em Y e FA respectivamente.

Na figura 7 são apresentadas as variações da concentração de N-am, Nitrito e Nitrato no afluente e efluentes do reator UASB em Y e do FA.

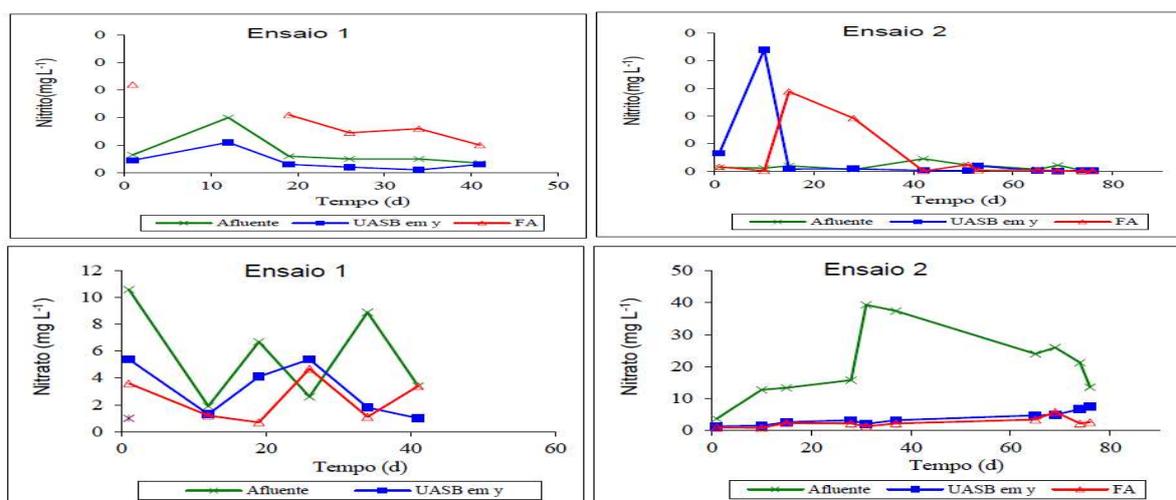


Figura 7: valores mínimos e máximos dos Nitrito e Nitrato.

A magnitude no potencial de reação no reator aeróbio depende da solubilidade do oxigênio, da temperatura, da atividade celular, da composição da solução e de fenômenos interfaciais (BAILEY et al., 1986). A situação ideal corresponde a um biofilme completamente penetrado pelos substratos líquido e gasoso presentes entre os espaços de uma concha e outra no caso do FA desse trabalho, resultando numa reação limitada exclusivamente pela taxa máxima da reação bioquímica. No entanto, para águas residuárias de elevada taxa orgânica, há apenas penetração parcial, de pelo menos um dos dois substratos em um biofilme espesso, causada por uma taxa volumétrica intrínseca de degradação elevada e uma grande resistência à difusão no biofilme. Neste caso, apenas a fina camada mais externa do biofilme será ativa com relação à reação em questão, restando biomassa inativa nas camadas mais profundas. Uma reação bioquímica intrinsecamente de ordem zero se transforma em pseudo primeira ordem diminuindo a taxa superficial de degradação global (HARREMÕES, 1982).

No caso de sistemas com nitrificação, a relação crítica entre as concentrações de O₂ e NH₄⁺ que determina o substrato limitante, situa-se entre 0,3 e 0,4 (GÖNENC et al., 1985). Isto faz do oxigênio o substrato limitante na maioria dos casos. Em caso da oxidação de matéria orgânica e nitrificação simultâneas, a competição entre as bactérias heterotróficas e autotróficas pelo oxigênio determina a estrutura do compartimento aeróbio do biofilme. Quando a relação O₂/DQO é muito pequena, o compartimento aeróbio é inteiramente dominado pelas bactérias heterotróficas, eliminando ou diminuindo a permanências das bactérias nitrificantes, e, portanto, não ocorrendo nitrificação (GÖNENC et al., 1990).

A nitrificação é inibida por altas taxas de matéria orgânica, que proporcionam o crescimento de microrganismos heterotróficos, os quais competem com os autotróficos nitrificantes pelo oxigênio e nutrientes, além de terem uma taxa de crescimento cinco vezes maior (FIGUEROA et al., 1992), ou seja, quanto maior a relação DQO/NKT, maior será o tempo no processo de nitrificação, pois as bactérias nitrificantes só iniciarão seu processo de consumo de substrato quando a matéria orgânica estiver estabilizada. Sendo assim, um maior tempo de permanência no reator propiciará uma melhor eficiência na

conversão. Ao calcular a relação DQO/NTK, no FA no ensaio 1 e 2 encontrou-se valores de 5 e 34,9 respectivamente, o que justifica a menor remoção da amônia no FA e menor quantidade de nitrito no ensaio 2 comparado ao ensaio 1.

No ensaio 1 apesar do FA ter colaborado na eficiência da degradação da matéria orgânica, pôde-se perceber que houve eficiência de remoção de nitrito negativa, indicando aumento desse composto em relação ao reator UASB em Y. No ensaio 2 tanto o reator UASB em Y quanto o FA apresentou remoção de nitrito negativa, indicando que houve aumento de nitrito nessas unidades.

No ensaio 1 o reator UASB em Y e FA obtiveram uma média de eficiência de remoção de 27 e -10%, respectivamente indicando que só houve ação das bactérias nitrobacter, oxidam o nitrito a nitrato, no FA. No ensaio 2 no reator UASB em Y e FA a média das eficiências de remoção de nitrato foi de 77 e 31% respectivamente. Na tabela 7 tem-se o resumo das médias das eficiências de remoção N-am, Nitrito e Nitrato.

Tabela 7: Resumo das eficiências médias de remoção de N-am, Nitrito e Nitrato

Parâmetro	Eficiência (%)		Eficiência (%)	
	Ensaio 1		Ensaio 2	
	UASB Y	FA	UASB Y	FA
N-am	-9,44	12,1	19,29	15,12
Nitrito	46,7	-578	-553	-487
Nitrato	27	-10,7	77	31

Na figura 8 são mostradas as variações do fosfato durante a fase operacional. As variações afluentes e efluentes no ensaio 1 do reator UASB e FA apresentaram valores variando de 0,1 a 12,7 mg.L⁻¹, 0,3 a 9,5 mg.L⁻¹ e 0,1 a 8 mg.L⁻¹, respectivamente. No ensaio 2 as variações do afluente e efluentes do UASB em Y e FA foram de 2,2 a 17 mg.L⁻¹, 2,1 a 13,7 mg.L⁻¹ e 1,2 a 12,5 mg.L⁻¹.

Nota-se uma redução gradativa do Pt no decorrer do sistema de tratamento, no ensaio 1 as eficiências médias de remoção de fosfato no reator UASB em Y e FA foram respectivamente 31,1 e -1,4% e no ensaio 2 de 19,4 e 8,76 % respectivamente. Sendo no ensaio 1 e 2 a eficiência média global de 30,4 e 26,5% respectivamente.

Carmo Junior (1998) observou que as eficiências de remoção de Pt variaram de 28 a 30% com TDH de 72 h e 25% com TDH de 36 h com SST do afluente variando de 3080 a 3400 mg L⁻¹. Rodrigues (2007), tratando efluentes de suinocultura, teve uma remoção de fosfato de 26,4%. Neste estudo com TDH de 96 e 72 h no ensaio 1 e 2 observaram - se eficiências de remoção semelhantes no reator UASB em Y nos ensaios 1 e 2, mostrando que este poluente não é bem removido no UASB em Y.

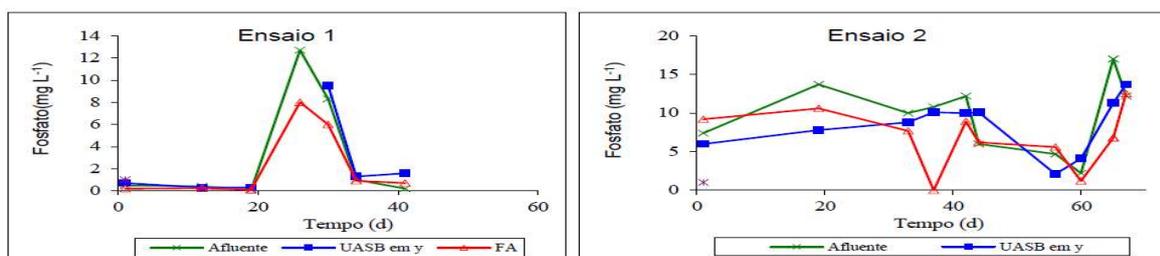


Figura 8: Variações de fosfato no afluente e efluente do reator UASB em Y e no FA ao longo do período experimental.

Por outro lado, em 2002 num estudo foi verificado um pequeno aumento no teor de P no esgoto

tratado (0,28%), em relação ao esgoto bruto. A autora atribuiu o fato à presença de conchas de ostras marinhas no substrato. As conchas disponibilizam íons de cálcio que se ligam facilmente aos fosfatos, formando fosfatos de cálcio, que são rapidamente lixiviados, aumentando o teor de fósforo no efluente.

CONCLUSÕES

O sistema proposto foi eficiente em ambos os TDH e estações do ano. O sistema de tratamento avaliado apresentou altas eficiências de remoção de DQO, atendendo aos padrões estabelecidos pela legislação ambiental de Minas Gerais quanto a eficiência de remoção do sistema de tratamento. Em termos de remoção de sólidos suspensos o sistema não atendeu à legislação, devido à alta vazão do efluente lançado no sistema, ocorrendo um possível arraste de lodo do reator UASB em Y.

A utilização do FA operou como reator auxiliar ao reator UASB em Y, obtendo uma pequena contribuição na remoção de nutrientes.

O ensaio 2 apresentou de forma geral apresentou maior eficiência de remoção de poluentes, indicando que o TDH menor não influenciou de forma negativa no tratamento de efluentes de processamento de pescado. Portanto, verificou-se que esse sistema tem alto potencial de remoção de poluentes orgânicos podendo ser economicamente viável.

REFERÊNCIAS

APHA; AWWA; WEF. American Public Health Association; Water Environment Federation; American Water Works Association. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 22 ed. Washington: APHA, 2012.

BAILEY, J. E.; OLLIS, D. F.. **Biochemical engineering fundamentals**. 2 ed. New York: McGraw-Hill, 1986.

CARMO JUNIOR, G. N. R.. **Aplicabilidade do reator anaeróbio de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB) para o tratamento de resíduos de líquidos da suinocultura**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 1998.

CHERNICHARO, C. A. L.. **Reatores Anaeróbios**. Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias. 2 ed. Belo Horizonte: UFMG, 2007.

CHERNICHARO, C. A. L.. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: reatores anaeróbios**. 5 ed. Belo Horizonte: UFMG, 2000.

CHISTI, M. Y.; FUJIMOTO, K.; MOO-YOUNG, M.. **Biotechnology process-scale up and mixing**. New York, 1987.

FIGUEROA, L. A.; SILVERSTEIN, J.. The effect of particulate organic matter on biofilm nitrification. **Water Environment Research**, v.64, p.728-733, 1992.

FORESTI, E.; OLIVEIRA, R. A.. Anaerobic treatment of piggery wastewater in UASB reactors. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON AGRICULTURAL AND FOOD PROCESSING WASTES, 7. **Anais**. Chicago, 1995. p.309-318.

GÖNENC, I. E.; HARREMÕES, P.. Nitrification in rotating disc systems - I: Criteria for transition from oxygen to ammonia rate limitation. **Water Research**, n.19, p.1119-127, 1985.

GÖNENC, E.; HARREMÕES, P.. Nitrification in Rotating Disc Systems II. Criteria for simultaneous mineralization na nitrification. **Water Research**, n.24, p.499-505, 1990.

HARREMÕES, P.. Immediate and delayed oxygen depletion in rivers. **Wat. Research**, n.16, p.1093-1098, 1982.

LETTINGA, G.; POL, L. W. H.. UASB: process design for various types of wastewater. **Water Science Technology**, v.24, n.8, p.87-107, 1991.

LUIZ, F. A. R.; CAMPOS, C. M. M.; CARMO, A. C.. Partida de um reator UASB em escala laboratorial tratando efluente líquido proveniente do despolpamento do café. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA, CONBEA, 33. **Anais**. São Pedro, 2004.

MINAS GERAIS. Conselho de Política Ambiental de Minas Gerais. Conselho Estadual de Recursos Hídricos do Estado de Minas Gerais. **Deliberação normativa conjunta COPAN/CERH-MG nº. 01, 05 maio de 2008**. Belo Horizonte: COPAM/CERH, 2008.

NASCIMENTO, M. C. P.. **Filtro Biológico Percolador de pequena altura de meio suporte aplicado ao pós-tratamento de efluentes de reator UASB**. Dissertação (Mestrado em Meio Ambiente e Recursos Hídricos – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2001.

OLIVEIRA, R. A.; VAZOLLER, R. F.; FORESTI, E.. Sludge bed characteristics of UASB reactors: growth, activity, microbial

structure and chemical composition of granules. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON ANAEROBIC DIGESTION, 8. *Anais*. Sendai: IAWQ/JSWE, 1997. p.524-31.

RODRIGUES, R. S.. **Concepção e avaliação de sistema de tratamento com reator anaeróbio de manta de lodo (uasb) e lagoa de polimento para águas residuárias de suinocultura**. Tese (Doutorado em Epidemiologia) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2008.

SILVA, B. A.; CAMPOS, C. M. M.. Tratamento anaeróbio de

efluentes líquidos gerados no beneficiamento úmido do café. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA, 34. *Anais*. Jaboticabal: SBEA, 2005.

VAN HAADEL, A. C.. Alkalinity requirements in anaerobic degesters. In: BIENIAL INTERNATIONAL IAWQ CONFERENCE, 17. *Anais*. Budapest, 1994.

VON SPERLING, M.. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3 ed. Belo Horizonte: UFMG, 2005.

Os autores detêm os direitos autorais de sua obra publicada. A CBPC – Companhia Brasileira de Produção Científica (CNPJ: 11.221.422/0001-03) detêm os direitos materiais dos trabalhos publicados (obras, artigos etc.). Os direitos referem-se à publicação do trabalho em qualquer parte do mundo, incluindo os direitos às renovações, expansões e disseminações da contribuição, bem como outros direitos subsidiários. Todos os trabalhos publicados eletronicamente poderão posteriormente ser publicados em coletâneas impressas ou digitais sob coordenação da Companhia Brasileira de Produção Científica e seus parceiros autorizados. Os (as) autores (as) preservam os direitos autorais, mas não têm permissão para a publicação da contribuição em outro meio, impresso ou digital, em português ou em tradução.

Todas as obras (artigos) publicadas serão tokenizadas, ou seja, terão um NFT equivalente armazenado e comercializado livremente na rede OpenSea (https://opensea.io/HUB_CBPC), onde a CBPC irá operacionalizar a transferência dos direitos materiais das publicações para os próprios autores ou quaisquer interessados em adquiri-los e fazer o uso que lhe for de interesse.



Os direitos comerciais deste artigo podem ser adquiridos pelos autores ou quaisquer interessados através da aquisição, para posterior comercialização ou guarda, do NFT (Non-Fungible Token) equivalente através do seguinte link na OpenSea (Ethereum).

The commercial rights of this article can be acquired by the authors or any interested parties through the acquisition, for later commercialization or storage, of the equivalent NFT (Non-Fungible Token) through the following link on OpenSea (Ethereum).



<https://opensea.io/assets/ethereum/0x495f947276749ce646f68ac8c248420045cb7b5e/44951876800440915849902480545070078646674086961356520679561157889065708683265/>