

Avaliação do desempenho de sistema reator UASB e filtro biológico percolador de baixa taxa no tratamento de esgoto sanitário em escala plena

Performance Evaluation of the UASB Reactor System and Low-Rate Trickling Filter for full-scale sanitary sewage treatment


- **Data de entrada:** 26/02/2023
- **Data de aprovação:** 26/02/2024


William Cantos Correa^{1*} | Bruna Rocha de O. Avellar¹ | Miguel Mansur Aisse¹

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2024.066>

ORCID ID

Correa WC  <https://orcid.org/0009-0003-7851-6728>

Avellar BRO  <https://orcid.org/000-0002-6280-6099>

Aisse MM  <https://orcid.org/0000-0003-4620-559X>

Resumo

O UASB é uma tecnologia de tratamento consolidada em países de clima quente por apresentar satisfatória remoção de matéria orgânica. A combinação UASB e FBP de baixa taxa resulta em um efluente com baixa DBO e nitrificado, efeitos importantes para a preservação da qualidade dos corpos d'água. Este estudo avaliou o desempenho de remoção da matéria orgânica e nitrificação do efluente em uma estação de tratamento que emprega reatores UASB e FBP de baixa taxa seguidos por decantadores secundários, no tratamento de esgoto sanitário em escala plena, com capacidade de 90 L.s⁻¹. Foram analisados os dados operacionais da ETE e os parâmetros físico-químicos dos esgotos entre 2018 e 2019. Na remoção de matéria carbonácea, o sistema apresentou eficiências médias de 82% para a DQO, 90% para a DBO e 92% para os SST. Observou-se também a ocorrência do processo parcial de nitrificação, com 20% de eficiência na remoção de nitrogênio amoniacal.

Palavras-chave: Estação de tratamento de esgotos. Nitrificação. Tratamento aeróbio. Tratamento anaeróbio.

Abstract

The UASB reactor is an established technology for sewage treatment, particularly prevalent in hot climate countries, with a commendable organic matter removal rate. When combined with a low-rate TBF, this reactor can effectively eliminate carbonaceous organic matter and nitrify the final effluent, crucial for preserving water body quality. This study assessed the efficacy of carbonaceous organic matter removal and effluent nitrification at an STP utilizing UASB reactors and low-rate TBFs, followed by a Secondary Sedimentation Tank, for full-scale sanitary sewage treatment at a capacity of 90 L/s. Data from operational conditions and physicochemical parameters of the sewage (influent and effluent) were analyzed over a one-year period (2018 to 2019). The system demonstrated average efficiencies of 82% for COD, 90% for BOD, and 92% for TSS in carbonaceous matter removal. Additionally, the study observed a partial nitrification process with 20% efficiency.

Keywords: Sewage treatment plant. Nitrification. Aerobic treatment. Anaerobic treatment.

¹ Universidade Federal do Paraná – Curitiba – Paraná – Brasil.

* **Autor correspondente:** willcorrea@gmail.com

1 INTRODUÇÃO

A maioria das estações de tratamento de esgoto (ETE) foi projetada para remover a matéria orgânica carbonácea do esgoto e, com isso, reduzir o impacto ambiental provocado pelo lançamento de efluentes domésticos em corpos hídricos. De um total de 2.768 ETES em operação no Brasil, distribuídas em 1.592 municípios, 60% têm até 80% de eficiência na remoção de matéria orgânica. Desse quantitativo total, 328 (cerca de 21%) operam apenas com reatores anaeróbios como principais unidades de tratamento (ANA, 2017).

O reator anaeróbio do tipo UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*) é uma tecnologia de tratamento consolidada e difundida em países de clima quente (Bressani-Ribeiro *et al.*, 2018; Chernicharo *et al.*, 2018; Daud *et al.*, 2018; Noyola *et al.*, 2012;), sendo caracterizado por seu sistema de digestão anaeróbia de biomassa suspensa que trata o esgoto com eficiência de remoção de matéria orgânica carbonácea na faixa de 60% a 80% (Aisse; Alem Sobrinho, 2000; Chernicharo *et al.*, 2009; Lettinga, 1995; Musa *et al.*, 2019). No estado do Paraná, o reator UASB também recebe a nomenclatura de RALF (Reator Anaeróbio de Lodo Fluidizado) e exibe elevada preferência nas matrizes de tratamento (Chernicharo *et al.*, 2018; Gonçalves *et al.*, 2001).

Embora apresentem satisfatória remoção de matéria orgânica, os reatores do tipo UASB usualmente demandam de unidades de pós-tratamento do efluente para atenderem aos requisitos legais de preservação hídrica. Isso porque tais reatores mostram pouca ou nenhuma remoção (transformação) de nutrientes como o nitrogênio, cujas quantidades médias encontradas no esgoto bruto são discretizadas em 60% nitrogênio amoniacal e 40% nitrogênio orgânico (Almeida *et al.*, 2018; Bressani-Ribeiro *et al.*, 2018; Garayo *et al.*, 2018; Gonçalves *et*

al., 2001). Uma vez lançados em quantidades excessivas no corpo d'água, os compostos nitrogenados podem degradar gravemente este recurso, causando déficit de oxigênio dissolvido, toxicidade às espécies aquáticas, além de reduzir o potencial de adequação da água para reuso (EPA, 2000; Gregory *et al.*, 2016).

A adoção de reatores aeróbios com biofilme do tipo filtro biológico percolador (FBP) é uma alternativa eficiente para nitrificação e remoção adicional de matéria orgânica (Bressani-Ribeiro *et al.*, 2018; Chernicharo *et al.*, 2018). O sistema é caracterizado por seu filme fixo não submerso que utiliza materiais (brita, plástico ou esponjas) sobre os quais o efluente é distribuído e tratado pela ação de bactérias do biofilme (EPA, 2000; Daigger; Boltz, 2011; Gregory *et al.*, 2016; Parker *et al.*, 1997). Ressalta-se, ainda, que o FBP apresenta baixa produção de lodo, resistência a cargas tóxicas, simplicidade de manutenção e baixo custo operacional (Gonçalves *et al.*; 2001; Chernicharo, 2006; Corrêa *et al.*, 2017; Żyłka *et al.*, 2018).

A classificação de filtros percoladores ocorre em função das cargas orgânica e hidráulica aplicadas sobre a superfície do filtro, podendo ser qualificados, principalmente, como de baixa taxa, taxa intermediária e alta taxa (Gregory *et al.*, 2016; Jordão; Pessôa, 2017). No caso do FBP de baixa taxa, há uma redução considerável de matéria orgânica carbonácea, o que viabiliza a atuação dos organismos nitrificantes na oxidação do nitrogênio amoniacal a nitrito e nitrato, pelo processo de nitrificação (Santos *et al.*, 2021). Na Norma Brasileira 12.209, de 2011, é especificado que a aplicação de carga orgânica sobre o FBP, que utiliza pedra britada tipo 4a, deve ser entre 0,3 e 1,2 kgDBO.m³.dia⁻¹, delimitando também a taxa de aplicação hidráulica, que deve ser entre 5 e 50 m³.m².dia⁻¹, incluindo a vazão de recirculação (ABNT, 2011).

A nitrificação, portanto, está relacionada às variações de carga orgânica volumétrica (COV) aplicada e temperatura. Próximo a 5°C, as bactérias nitrificantes têm sua atividade metabólica reduzida, sendo 50°C o limite superior, interrompendo as reações nitrificantes totalmente. Além disso, espera-se ocorrer uma melhor nitrificação em condições de temperaturas variando entre 25°C e 35°C, e COV na ordem de 0,07 a 0,25 kgDBO.m³.dia⁻¹, possibilitando obter uma taxa de nitrificação aproximada de até 90% (Boltz, 2011; Daigger; Gregory *et al.*, 2016; EPA, 2000.).

A literatura científica internacional relata a eficiência de matrizes de tratamento de esgotos que utilizam FBPs desde 1936 (Jenkins, 1936). Outros estudos também mostraram resultados da combinação de FBPs e reatores UASB (Aisse; Alem Sobrinho, 2000; Almeida, 2007; Arthur *et al.*, 2022; Bressani-Ribeiro *et al.*, 2018; Corrêa, 2019, Corrêa *et al.*, 2019; Missagia, 2010). No estado do Paraná, sistemas piloto de reatores anaeróbios e FBPs foram instalados nos municípios de Londrina e Cambé e mostraram uma eficiência satisfatória de tratamento (Aisse *et al.*, 2000). Outros autores, utilizando diferentes meios de suporte para o biofilme, observaram as eficiências de remoção de nitrogênio amoniacal de até 48%, apontando o decréscimo dessa remoção na proporção em que a taxa de aplicação volumétrica é aumentada (Almeida; Chernicharo; Souza, 2009; Gonçalves *et al.*, 2001; Vieira *et al.*, 2013).

A ETE Onça, composta por 24 reatores UASB e oito FBPs, apresentou eficiência global de 84% na remoção da demanda química de oxigênio (DQO) e 89% na remoção da demanda bioquímica de oxigênio (DBO) (Menezes, 2015). Apesar disso, uma busca nos maiores periódicos nacionais (*Revista DAE* e *Revista Engenharia Sanitária e Ambiental*) mostrou a ausência de

estudos que explorem a eficiência global de matrizes de tratamento que combinam reatores UASB com FBP de baixa taxa em escala plena (Bressani-Ribeiro *et al.*, 2018; Monteiro *et al.*, 2019), sendo necessário o aprofundamento no entendimento dos processos desses sistemas, bem como identificar possíveis interferências ambientais que comprometam a sua eficiência global. Nesse contexto, os objetivos deste trabalho foram: a) avaliar o desempenho de uma ETE em escala plena, utilizando sistemas de reator anaeróbio seguidos de filtro biológico percolador de baixa taxa na remoção de matéria orgânica carbonácea; e b) avaliar o desempenho do FBP na nitrificação do efluente de reatores anaeróbios.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Caracterização do local de estudo

Este estudo foi realizado a partir de dados operacionais de uma ETE localizada na região metropolitana de Curitiba (Sul do Brasil). O clima da região é subtropical úmido, Cfb, com estações do ano bem definidas e temperaturas médias variando entre de 8,9°C nos meses mais frios e 26,5°C nos meses mais quentes. A precipitação anual no município varia de 1.400 a 1.600 milímetros e a umidade relativa do ar não apresenta amplas variações, com média anual de 82% (Marin, 2002). A ETE é operada desde 1995 pela companhia de saneamento estadual, com vazão média de projeto de 90 L.s¹.

A matriz de tratamento objeto deste estudo é composta por três reatores anaeróbios do tipo UASB, seguidos por dois FBP recheados com pedra basáltica e dois decantadores secundários circulares. As informações sobre as dimensões das unidades de tratamento, bem como a taxa de aplicação hidráulica (TAH), a COV, a taxa de aplicação superficial (TAS) e a Taxa de Escoamento Superficial (TES) constam na Tabela 1.

Tabela 1 – Principais características das unidades integrantes da ETE objeto de estudo.

Unidades	Reator anaeróbio	Filtro percolador	Decantador secundário
Número de unidades	3	2	2
Formato em planta	Circular	Circular	Circular
Diâmetro útil (m)	18	22	20
Altura útil (m)	5,8	3	-
Área total (m ²)	254	760	314
Volume total (m ³)	800	1.140	-
TAH (m ³ . m ² . dia ⁻¹)	-	1-4	-
COV (kgDBO.m ³ . dia ⁻¹)	-	0,1-0,4	-
T.A.S. (g N. m ⁻² . dia ⁻¹)	-	1-1,5	-
TES (m ³ . m ² . dia ⁻¹)	-	-	16-28

No fluxo do processo da matriz de tratamento, o esgoto sanitário passa pelo tratamento preliminar, seguido do tratamento primário e secundário nos reatores UASB, sendo o efluente de todos os reatores encaminhados para os FBP de baixa taxa.

Após isso, o efluente do tratamento biológico aeróbio segue para os decantadores secundários, para separar e adensar os sólidos, sendo o lodo produzido encaminhado para leitos de secagem (Figura 1).

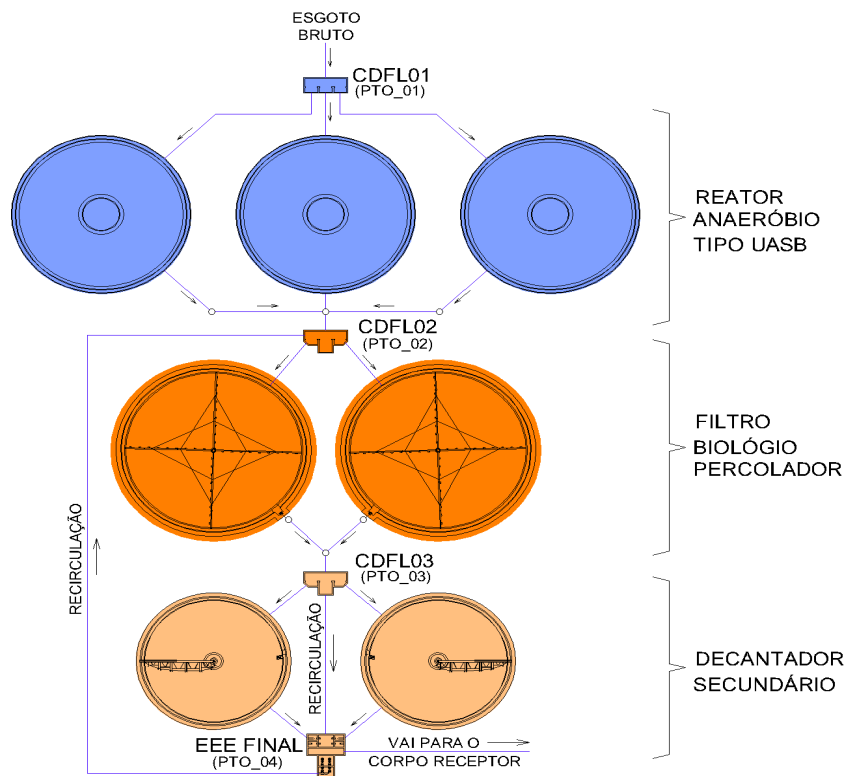


Figura 1 – Fluxograma do sistema de tratamento adotado na ETE.

Nota: * CDFL – Caixa divisora de fluxo.

A recirculação do efluente do filtro é acionada durante a madrugada, períodos de baixa vazão, para manter a adequada operação do distribuidor rotativo, já o lodo anaeróbico e o lodo dos decantadores são encaminhados periodicamente para os leitos de secagem.

2.2 Amostragem e análises laboratoriais

Para avaliação da eficiência da matriz de tratamento, as coletas foram realizadas em quatro pontos da matriz de tratamento: (I) a montante dos reatores anaeróbios, (II) entre os reatores anaeróbios e os filtros biológicos percoladores, (IV) a jusante dos decantadores secundários. O ponto (III), localizado entre o filtro e o decantador, foi utilizado para verificar a condição aeróbia do FBP. As coletas foram realizadas durante doze meses (entre 2018 e 2019), com frequência mensal de amostragem de quatro pontos de coletas, totalizando cinquenta amostras de cada ponto. A rotina de amostragem foi executada pela companhia que opera a matriz de tratamento.

Na etapa de análises em campo foram realizadas as medições dos valores de pH, vazão e

temperatura, e as amostras coletadas foram encaminhadas para o laboratório de análises químicas da própria companhia de saneamento operante. Foram analisados os parâmetros: alcalinidade, DBO, DQO, SST e sólidos sedimentáveis (SSed). O registro da vazão no período de amostragem foi realizado minuto a minuto a partir de 02 (dois) *Data-loggers* instalados na entrada da ETE.

Além disso, três campanhas de 24 horas de coletas de amostras (Quadro 1) foram realizadas para analisar a série de nitrogênio no FBP, com coletas nos pontos II (a montante do FBP) e IV (a jusante do decantador secundário). O objetivo dessa etapa foi avaliar as transformações do nitrogênio no FBP e, conseqüentemente, a capacidade de nitrificação do sistema aeróbio. Nesta fase, as análises de nitrogênio amoniacal (NH_4^+), nitrito (NO_2^-) e nitrato (NO_3^-) foram realizadas no Laboratório de Engenharia Ambiental (LBEAM) da Universidade Federal do Paraná (UFPR), seguindo os procedimentos estabelecidos pelo *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012).

Quadro 1 – Campanhas de monitoramento dos compostos nitrogenados no FBP de baixa taxa.

Campanha	Mês e ano	Intervalo entre amostragens	Número de amostras (n)
1	Agosto/2018	1 hora	24
2	Março/2019	2 horas	12
3	Junho/2019	4 horas	6

2.3 Tratamento de dados

Foi realizada a análise estatística descritiva (mínimo, máximo, média e desvio padrão) de todo o conjunto de dados e *box plots* dos dados de DBO, DQO, SST, pH, alcalinidade, vazão e temperatura, além dos cálculos das respectivas eficiências de remoção empregadas para interpretar os dados, baseados na diferença percentual na concentração dos parâmetros em cada etapa de tratamento.

Adicionalmente, os dados do período de monitoramento foram tratados com critério de sazonalidade, divididos em período chuvoso e período seco. O objetivo dessa divisão foi avaliar os efeitos das variáveis temperatura e vazão no tratamento do esgoto e concentrações de DBO e DQO no afluente, efluente do reator UASB e efluente do FBP (final). Os dados, quando organizados em escala temporal, descrevem as alterações de cada parâmetro ao longo da linha

de tratamento que, neste estudo, ocorreu entre o ano 2018 e 2019.

3 RESULTADOS

3.1 Condições de vazão, temperatura, alcalinidade e pH

Observou-se elevada amplitude de variação da vazão, com média observada nos meses de janeiro, fevereiro e março de 75 L.s^{-1} , enquanto nos meses de julho, agosto e setembro a média foi 40 L.s^{-1} . Considerando todo o período de monitoramento, a vazão média observada foi de $58,7 \text{ L.s}^{-1}$, máxima de $99,0 \text{ L.s}^{-1}$ e mínima de $31,0 \text{ L.s}^{-1}$ (sem outliers). A temperatura do efluente apresentou média

de 22°C nos meses de janeiro, fevereiro e março (verão), enquanto nos meses de julho, agosto e setembro (inverno) a média foi de 18°C . Em relação aos valores de máximo e mínimo de temperatura, os valores foram de 24°C e de 15°C , respectivamente. Destaca-se que para todo o período de análise a concentração de Oxigênio Dissolvido (OD) no ponto (III) era superior a $2,0 \text{ mg.L}^{-1}$, evidenciando a condição aeróbia do FBP.

O pH esteve na faixa de 6,5 a 8,5 na matriz de tratamento, com 7,9 no esgoto bruto (ponto I) e 8 no efluente final (ponto IV), mais alcalinos em relação ao efluente do reator UASB, que apresentou média de 7,1 (ponto II) (Figura 2).

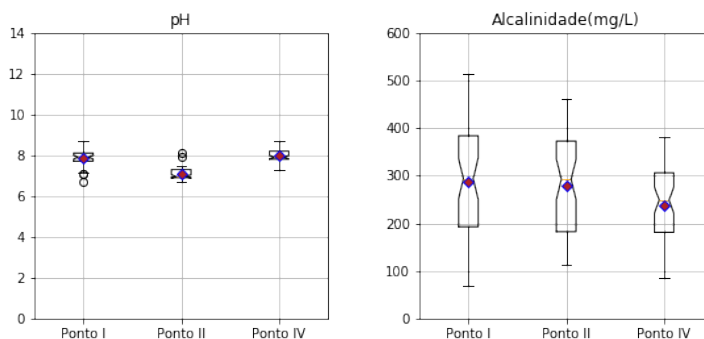


Figura 2 – Box-plots dos valores totais observados de pH (potencial hidrogeniônico) e alcalinidade da ETE com reator UASB e FBP de baixa taxa.

No fluxo de tratamento, o efluente do FBP (ponto IV) se manteve com pH na faixa de 7,1 e 8. Houve consumo da alcalinidade durante a fase aeróbia de tratamento, expresso pelos dados médios em mg.L^{-1} no efluente de 278,8 após o reator anaeróbio e 236,2 após o FBP (Figura 2).

3.2 Remoção de matéria orgânica carbonácea na matriz de tratamento

A matéria orgânica carbonácea apresentou elevada amplitude de variação, principalmente nos meses de junho e julho. A média global de DBO foi 293 mg.L^{-1} no afluente, 84 mg.L^{-1} no efluente

do reator anaeróbio e 22 mg.L^{-1} no efluente final (pós FBP e decantador secundário). As máximas e mínimas globais do esgoto bruto foram 640 e 42 mg.L^{-1} , respectivamente; do efluente do reator anaeróbio foram 200 e 24 mg.L^{-1} , respectivamente; e do efluente final foram de 60 e 9 mg.L^{-1} , respectivamente. Em relação à eficiência, os reatores UASB removeram $68,4\%$ de DBO e $58,1\%$ de DQO (Figura 3 e 6, Tabela 2). Os FBPs seguidos de decantação secundária apresentaram eficiência individual de $72,6\%$ para DBO e $58,1\%$ para DQO. A eficiência global média do sistema foi, portanto, 90% para DBO e 82% para DQO.

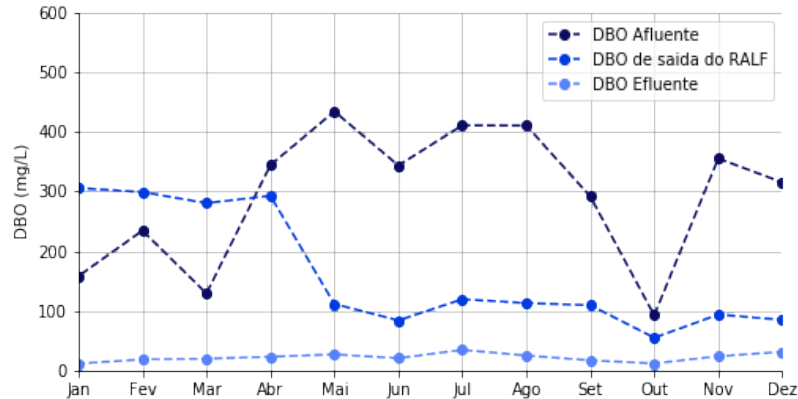


Figura 3 – Concentrações médias mensais observadas DBO da ETE com reator UASB e FBP de baixa taxa.

A média global de DQO foi de 564 mg.L⁻¹ no afluente, 206 mg.L⁻¹ no efluente do reator anaeróbico e 83 mg.L⁻¹ no efluente final. As máximas e mínimas globais de DQO no esgoto bruto foram 1.270 e 106 mg.L⁻¹, respectivamente, no efluente do reator anaeróbico foram 520 e 57 mg.L⁻¹, respectivamente, e no efluente final foram 162 e 30 mg.L⁻¹ (Figuras 4 e 6). A DQO apresentou comportamento semelhante ao observado nos dados de DBO, no entanto, variando principalmente nos meses de julho e agosto.

A concentração média de SST no afluente foi de 263 mg.L⁻¹. Após o tratamento anaeróbico, a concentração média foi de 72 mg.L⁻¹ e, após o

tratamento aeróbico, a concentração média foi de 20 mg.L⁻¹ (Figuras 5 e 6). O afluente apresentou elevada variabilidade nas concentrações medidas, com mínima global de 38 mg.L⁻¹ e máxima de 650 mg.L⁻¹. Sobre os percentuais de remoção de SST, a remoção média global foi de 92,4%, sendo remoção de 72,7% no reator anaeróbico e de 72,26% no FBP (medido após decantador secundário), resultando em um percentual médio de remoção em cada sistema individual de 72,4%.

As COVs médias aplicadas ao FBP foram de 0,15 kgDBO.m⁻³ e 0,41 kgDQO.m⁻³, em superfície específica do recheio do filtro de 70 m².m⁻³.

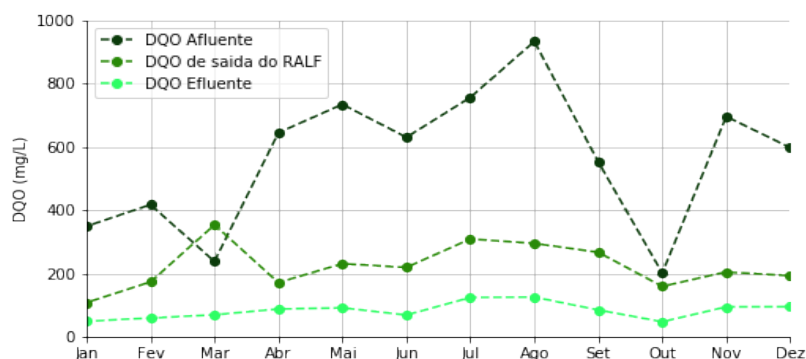


Figura 4 – Concentrações médias mensais observadas de DQO da ETE com reator UASB e FBP de baixa taxa.

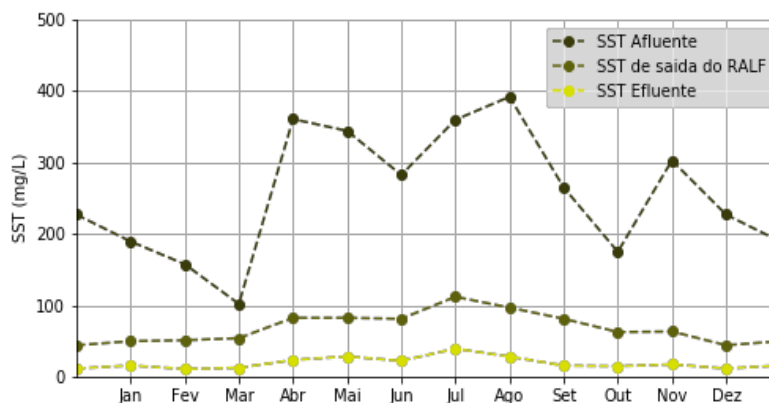


Figura 5 – Concentrações médias mensais observadas de SST da ETE com reator UASB e FBP de baixa taxa, Lapa(PR).

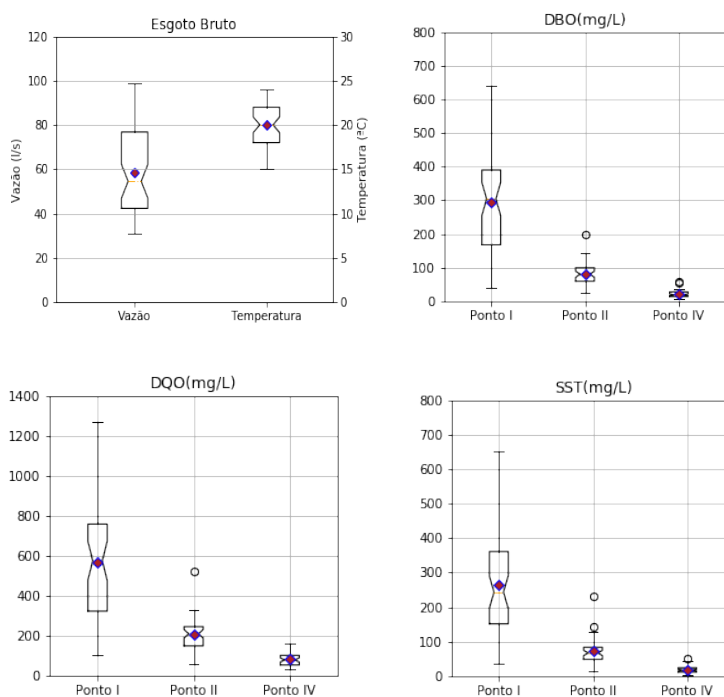


Figura 6 – Box-plots dos valores totais observados de vazão, DBO, DQO e SST da ETE com reator UASB e FBP de baixa taxa.

Tabela 2 – Média dos valores totais de concentração obtidos do período de monitoramento.

Parâmetros	Ponto I	Ponto II	Ponto IV
Vazão (L.s ⁻¹)		59	
Temperatura (°C)		20	

Tabela 2 – Continuação...

Parâmetros	Ponto I	Ponto II	Ponto IV
DBO (mg.L ⁻¹)	293	84	22
DQO (mg.L ⁻¹)	565	207	83
SST (mg.L ⁻¹)	264	72	20
Alcalinidade (mg.L ⁻¹)	288	279	236
pH	7,9	7,1	8

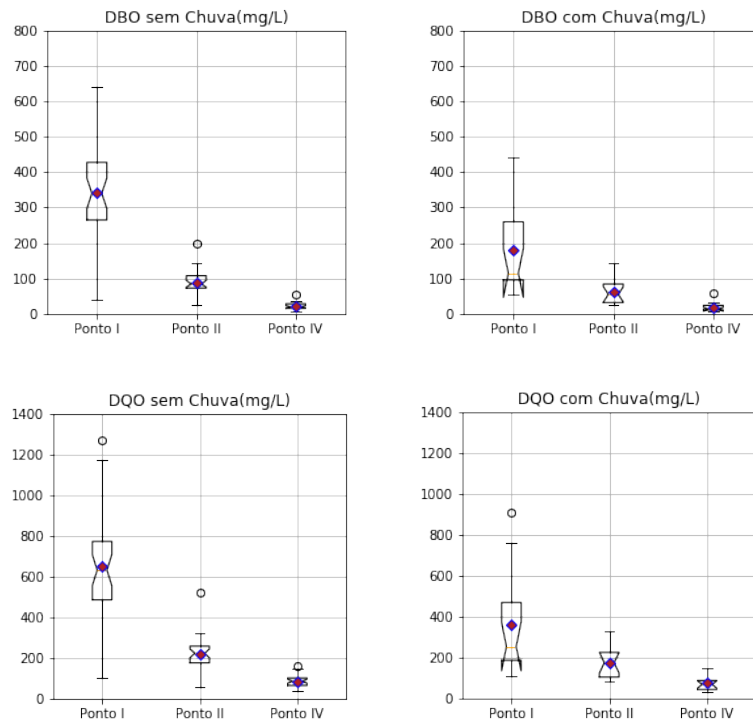


Figura 7 – Variações sazonais observadas no período de monitoramento da ETE em 2018, Lapa(PR).

Os resultados mostraram que, embora as concentrações de entrada variassem com a sazonalidade (ponto I, com chuva e sem chuva), as concentrações ao longo e na saída do tratamento apresentaram-se semelhantes (ponto II e IV, com chuva e sem chuva), com concentrações de saída similares tanto no efluente do reator anaeróbico (UASB) quanto no efluente do reator aeróbico (FBP).

3.3 Nitrificação do efluente do reator UASB no FBP

Os resultados mostraram redução de 6,4% do nitrogênio total no efluente do decantador

secundário, em relação ao afluente do FBP (61,0 mg.L⁻¹ antes, contra 57,1 mg.L⁻¹ depois). Já o nitrogênio amoniacal reduziu em 31%, em relação à montante do FBP (45,5 mg.L⁻¹ antes, contra 31,6 mg.L⁻¹ depois). Além disso, o efluente do sistema apresentou 8,6% de nitrito e 16,5% de nitrato, considerando a concentração total de nitrogênio amoniacal afluente. Os dados médios obtidos nas campanhas de monitoramento de nitrogênio foram apresentados na Tabela 3.

Tabela 3– Valores das concentrações de nitrogênio total (NT), nitrogênio amoniacal (N-NH⁺), nitrito (N-NO⁻) e nitrato (N-NO⁻) durante o monitoramento da nitrificação.

	Parâmetros	Campanha 1 (agosto/2018)	Campanha 2 (março/2019)	Campanha 3 (junho/2019)	Média	DP (%)	CV (%)
Ponto de coleta	Vazão (L.s ⁻¹)	62,4			62,4	-	-
	Temperatura (°C)	17	23	15	18,3	4,2	0,2
Entrada do FBP	NT (mg.L ⁻¹)	70,6	82,5	29,8	61	27,6	0,5
	N- NH ₄ ⁺ (mg.L ⁻¹)	65,7	42,1	28,8	45,5	18,7	0,4
Saída do decantador secundário	NT (mg.L ⁻¹)	63,3	77	31,1	57,1	23,6	0,4
	N-NH ₄ ⁺ (mg.L ⁻¹)	45,1	29,1	20,7	31,6	12,4	0,4
	N-NO ₂ ⁻ (mg.L ⁻¹)	3,9	6,4	1,3	3,9	2,6	0,7
	N-NO ₃ ⁻ (mg.L ⁻¹)	7,1	10,6	4,7	7,5	3	0,4

Dessa forma, em relação ao nitrogênio total afluente ao sistema (100%), medido no efluente do decantador secundário, em média 55,3% estão na fração amoniacal, 6,8% estão na forma de nitrito e 13,1% na forma de nitrato. Com isso, observou-se que parte do nitrogênio total não foi encontrada nem na forma amoniacal, nem como nitrito e nitrato. Essa fração, considerada “perdida,” representa em média 24,7% (14,1 mg.L⁻¹).

4 DISCUSSÕES

4.1 Condições de vazão, temperatura, alcalinidade e pH

Os dados de vazão mostraram que os reatores anaeróbios operam com vazões reduzidas, em relação aos dados de projeto, resultando em tempos de detenção elevados (11,3 horas), comparados com valores recomendados (tempo de detenção de 8 horas), e velocidade ascensionais reduzidas (0,5 m.h⁻¹). Esse comportamento também é observado nos FBPs e no decantador secundário, que apresentam TAHs reduzidas (3,3 e 8,1 m³.m⁻².dia⁻¹, respectivamente) quando comparadas aos valores sugeridos na NBR 12.209, de 2011.

A variação da temperatura do esgoto afluente (máxima de 24°C e mínima de 15°C) está dentro

da faixa necessária para o desempenho ideal (acima de 70%) de reatores do tipo UASB (Bodik; Herdova; Drtil, 2000) e compatível com os achados de Arthur *et al.* (2022) em estudo realizado com sistema UASB seguido de FBP de baixa taxa, sob condições operacionais aplicadas semelhantes às deste estudo.

O pH do efluente se mantém neutro ao passar pelo FBP, embora observe-se o consumo da alcalinidade (de 279 para 236 mg.L⁻¹, Tabela 2). Isso ocorre como consequência da degradação aeróbia da matéria orgânica, indicando a ocorrência da nitrificação, na qual a oxidação do nitrogênio amoniacal (NH⁺) a nitrato acidifica o meio (Figura 2) (Gregory *et al.*, 2016). Adicionalmente, devido a esse consumo de alcalinidade nos processos aeróbios, por vezes se faz necessário alcalinizar o efluente para que ocorra a nitrificação completa (Gregory *et al.*, 2016). A resolução do CONAMA 430/2011 estabelece que, para o lançamento de efluentes, o pH deve estar entre 5 e 9 (Brasil, 2011). Portanto, a partir dos resultados obtidos neste estudo, os valores de pH estão dentro do recomendado.

4.2 Remoção de matéria orgânica carbonácea

Embora estejam operando com carga reduzida e tempo de detenção elevado, os percentuais médios de remoção de DBO e DQO (68,4% e 58,1%, respectivamente) nos reatores UASB são compatíveis com

os resultados médios encontrados por Aisse (2002) (67% e 86%, respectivamente), Baréa (2006) (64% e 74%, respectivamente), Chernicharo *et al.* (2009) (60% e 65%, respectivamente) e Arthur *et al.* (2022) (77%, DQO). Também foram observados valores de carga orgânica volumétrica (0,15 kgDBO.m⁻³ e 0,41 kgDQO.m⁻³) dentro da faixa esperada, considerando os obtidos por Aisse (2000) (0,54 kgDBO.m⁻³ e 1,05 kgDQO.m⁻³). Houve também maior diluição do afluente no período chuvoso, possivelmente causada pela ocorrência de ligações irregulares na rede coleta, resultando na redução das concentrações de DBO e DQO de entrada (Figura 6) (Almeida *et al.*, 2018; Ribeiro *et al.*, 2018).

Embora tenha ocorrido elevada amplitude de variação da carga orgânica afluente ao sistema de tratamento, o efluente final apresenta concentrações finais constantes, demonstrando boa adaptabilidade do sistema às variações de carga de entrada. A exemplo disso, o efluente final se manteve com a DBO na ordem de 20 mg.L⁻¹, apesar das concentrações afluentes baixas nos meses de janeiro a março.

Em relação à eficiência individual dos FBP, a remoção de DBO (72,6%) encontra-se abaixo do esperado para matrizes nas quais o FBP é precedido por decantadores primários (80%-90%) (Jordão; Pessôa, 2017). Isso pode ser consequência da elevada remoção de matéria orgânica biodegradável no reator UASB, tornando a remoção do remanescente muito menos eficiente (Alem Sobrinho; Jordão, 2001). Contudo, a eficiência global observada (90% para DBO e 82% para DQO) é superior à encontrada por Almeida (2007).

A redução da DBO pelo FBP em mais de 74% mostra-se eficiente, resultando uma eficiência global de tratamento na ordem de 92% (efluente final com 22,1 mgDBO.L⁻¹), equivalente à de sistemas aeróbios de alto custo energético, como sistemas de lodo ativado, que incorporam oxigênio ao efluente (Parker; Lutz; Pratt, 1990).

O FBP operou com COV média de 0,19 kg DBO.m⁻³. dia⁻¹ (baixa taxa) e apresentou maior eficiência quando recebeu um efluente com menor carga orgânica, como observado nas medições em períodos chuvosos. Isso corrobora com a afirmação de que o aumento da eficiência do filtro pode ser resultado de um maior aporte de matéria orgânica biodegradável a seu montante (Alem Sobrinho; Jordão, 2001; Arthur *et al.*, 2022; Gregory *et al.*, 2016). Esse fato, dadas as condições operacionais neste estudo, deve ser melhor investigado.

Ressalta-se, ainda, que a COV aplicada tanto no reator anaeróbio (0,62 kg.DBO.m⁻³. dia⁻¹) quanto ao FBP (0,19 kg.DBO.m⁻³.dia⁻¹) são inferiores aos valores recomendados pela NBR 12.209, de 2011, (1,2 e 0,3 kg.DBO.m⁻³.dia⁻¹, respectivamente).

4.3 Remoção do nitrogênio amoniacal

As concentrações médias de nitrogênio total e amoniacal permaneceram elevadas no efluente após tratamento no FBP. Embora ocorra a formação de nitritos e nitratos na passagem do efluente pelo FBP, uma parte considerável do nitrogênio amoniacal (69,5%) permanece no efluente final, sendo 25% possivelmente convertido em nitrito e nitrato (8,57% e 16,4%, respectivamente), resultando eficiência média de remoção de 20% e um efluente final com concentração média de 30 mg.L⁻¹.

Os baixos percentuais de conversão a nitrito e nitrato podem sugerir a ocorrência do processo de nitrificação de forma parcial, resultando em uma eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal abaixo do esperado para ETEs que operam com FBP de baixa taxa. Esse efeito pode estar relacionado às variações de carga orgânica volumétrica aplicada sobre o filtro (0,15 kgDBO.m⁻³ e 0,41 kgDQO.m⁻³).

A literatura reporta uma relação direta entre a o processo de nitrificação e a COV aplicada sobre o filtro (Daigger; Boltz, 2011; Gregory *et al.*, 2016).

Taxas de aplicação volumétrica na ordem de 0,07 a 0,25 kg de DBO.m⁻³.dia possibilitam obter uma taxa de nitrificação aproximada de até 90%.

Já em relação à concentração de DBO solúvel, é necessária uma concentração inferior a 20 mg.L⁻¹ para que o processo de nitrificação seja iniciado (EPA, 2000; Daigger; Boltz, 2011; Gregory *et al.*, 2016), o que não ocorreu neste estudo, sendo observada uma média de 22 mg.L⁻¹ na saída da ETE, o que possivelmente explica a ocorrência de nitrificação parcial do efluente.

O percentual de nitrogênio não encontrado nas formas total, amoniacal, nitrito ou nitrato, pode representar a fração perdida no processo de tratamento, seja na forma de lodo que é retido no decantador secundário ou pela emissão de gases, provenientes do bioprocessamento de desnitrificação e seus subprodutos, como nitrogênio gasoso (N) ou óxido nitroso (N₂O), liberados na atmosfera (Ribeiro *et al.*, 2021).

Adicionalmente, bactérias desnitrificantes requerem carbono orgânico, na forma de DBO para completar o processo de desnitrificação. No entanto, a matriz de tratamento remove, em média, 68% da DBO do esgoto afluente, gerando concentrações insuficientes de DBO residual disponível para o processo de desnitrificação, sendo necessária a implantação de novas obras no sistema de tratamento. Assim, sob essas condições, os processos de nitrificação e desnitrificação ocorrem de forma incompleta, afetando negativamente a remoção de nitrogênio (Alem Sobrinho; Jordão, 2001; Arthur *et al.*, 2022; Gregory *et al.*, 2016).

Além disso, o aumento da eficiência também pode ser relacionado com a ocorrência ou não de recirculação do efluente para o FBP, considerando que esse processo, além de manter o biofilme umedecido em períodos de menor vazão e TAH aplicada (ocorre geralmente na madrugada), aumenta a concentração de oxigênio dissolvido retornado

para o FBP, aumentando a nitrificação (Arthur *et al.*, 2022; Pearce; Foster, 1999). Corroborando com essa afirmação, um estudo realizado por Almeida *et al.* (2009) em sistemas compactos de UASB com FBP com diferentes meios de suporte mostrou que as eficiências de remoção de nitrogênio amoniacal caíram de 26% a 32% quando aumentada a taxa de aplicação hidráulica sobre o filtro.

Além disso, os autores sustentaram a hipótese de que para obtenção de maiores eficiências de remoção de nitrogênio amoniacal seriam necessários maiores volumes de enchimento do filtro ou a utilização de materiais de meio suporte com maiores áreas superficiais de contato.

Os resultados deste estudo corroboram, ainda, com outros estudos realizados em escala plena, os quais mostraram que sistemas de tratamento de esgotos dotados de fase anaeróbia seguida de fase aeróbia são eficientes na remoção de matéria orgânica carbonácea, mas limitados na remoção de nitrogênio amoniacal (Arthur *et al.*, 2022; Santos *et al.*, 2021).

5 CONCLUSÕES

O sistema de tratamento estudado apresentou um efluente final (tratado) com DBO média de 22 mg.L⁻¹, resultante de uma eficiência de tratamento de 92%, compatível às exigências ambientais previstas na Resolução CONAMA 430/2011. De modo geral, o desempenho da matriz foi satisfatório na remoção de matéria carbonácea, com eficiências média de 82% para DQO, 90% para DBO e 92% dos SST. No entanto, observou-se a ocorrência do processo parcial de nitrificação, com apenas 20% de eficiência.

Com a manutenção da operação do reator anaeróbio (UASB) com tempo de detenção mais elevado (11 horas), obteve-se um efluente com características constantes, sem apresentar variações consideráveis ao longo do período estudado. No entanto, uma eficiência mais elevada foi obser-

vada quando o reator foi submetido a cargas de matéria orgânica mais elevadas. O FBP operou com COV de baixa taxa e apresentou melhores resultados quando submetido a efluentes com menores cargas orgânicas, mesmo com vazões mais elevadas (resultantes de medições em períodos chuvosos). O conjunto de reatores anaeróbios seguidos de filtros percoladores resulta em uma solução eficiente e robusta, capaz de suportar grandes variações de carga orgânica e de vazão no tratamento de matéria orgânica carbonácea.

A eficiência média de remoção de nitrogênio amoniacal foi de 20%, abaixo do esperado para filtros de baixa taxa, resultando em um efluente com uma concentração média de 30 mg.L⁻¹ de nitrogênio amoniacal no efluente tratado, recomendando-se a ampliação do período de observação para consolidação dessa avaliação.

6 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Resumo: CORREA WC, AVELLAR BRO; **Introdução:** CORREA WC, AVELLAR BRO; **Materiais e Métodos:** CORREA WC; **Resultados:** CORREA WC, AVELLAR BRO; **Revisão:** AISSE MM.

7 AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem a SANEPAR pela disponibilização dos dados operacionais da estação de tratamento, objeto de estudo, bem como o acesso às suas instalações e o adequado apoio dos operadores e a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão de bolsa de doutorado.

8 REFERÊNCIAS

ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 12.209:** Projeto de Estações de Tratamento de Esgoto Sanitário. Rio de Janeiro: ABNT, 2011.

ANA – AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **Atlas esgotos:** despoluição de bacias hidrográficas. Brasília, DF: ANA, 2017.

AISSE, M. M. *et al.* Estudo econômico comparativo de sistemas de tratamento de efluentes anaeróbios. *In:* TALLER SIMPÓSIO

LATINO AMERICANO SOBRE DIGESTÃO ANAERÓBIA, 7., São Paulo, 2002. **Anais [...].** São Paulo: IWA, 2002.

AISSE, M. M.; ALEM SOBRINHO, P. Avaliação do sistema reator UASB e filtro biológico para o tratamento de esgoto sanitário. *In:* CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 27., 2000, Rio de Janeiro. **Anais [...].** Rio de Janeiro: ABES, 2000

ALEM SOBRINHO, P.; JORDÃO, E. P. Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios—uma análise crítica. *In:* CHERNICHARO, C. A. L (coord.). **Pós-Tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios.** Belo Horizonte: Projeto PROSAB, 2001. p. 491-513

ALMEIDA, P. G. S. de. **Efeito de diferentes tipos de meio suporte no desempenho de filtros biológicos percoladores aplicados ao pós-tratamento de efluentes de reatores UASB, com ênfase na nitrificação.** 2007. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Minas Gerais, 2007.

ALMEIDA, P. G. S. de. *et al.* Contribuição para o aprimoramento de projeto, construção e operação de reatores UASB aplicados ao tratamento de esgoto sanitário – parte 6: qualidade do efluente. **Revista DAE**, São Paulo, v. 66, n. 214, p. 90-108, 2018. 10.4322/dae.2018.043

ALMEIDA, P. G. S.; CHERNICHARO, C. A. L.; SOUZA, C. L. Development of compact UASB/trickling filter systems for treating domestic wastewater in small communities in Brazil. **Water Science and Technology**, Oxford, v. 59, n. 7, p. 1431-1439, 2009. 10.2166/wst.2009.094

ARTHUR, P. M. A. *et al.* Performance evaluation of a full-scale upflow anaerobic sludge blanket reactor coupled with trickling filters for municipal wastewater treatment in a developing country. **Heliyon**, London, v. 8, n. 8, p. e10129, 2022. 10.1016/j.heliyon.2022.e10129

BARÉA, L. C. **Comportamento de lagoa de polimento na Região Metropolitana de Curitiba e possibilidade de uso de lentilhas d'água para melhoria da qualidade do efluente.** 2005. Dissertação (Mestrado) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2005.

BODIK, I.; HERDOVÁ, B.; DRTIL, M. Anaerobic treatment of the municipal wastewater under psychrophilic conditions. **Bioprocess Engineering**, Berlim, v. 22, n. 5, p. 385-390, 2000.

BORBA, A. L. B.; AMARAL, K. J. DO; NEUFFER, D. Filtros Percoladores em Estações de Tratamento de Partir da Análise de Casos Verificados em Escala Operacional. *In:* **Anais do XXX Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, n. 1, p. 1-14, 2019.

BRASIL. CONAMA. Resolução nº 430, 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. Brasília, DF: Conselho Nacional do Meio Ambiente, 13 mai. 2011.

BRESSANI-RIBEIRO, T. *et al.* Trickling filters following anaerobic sewage treatment: state of the art and perspectives. **Environmental Science: Water Research and Technology**, London, v. 4, n. 11, p. 1721-1738, 2018.

CHERNICHARO, C. A. de L. *et al.* Panorama do tratamento de esgoto sanitário nas regiões Sul, Sudeste e Centro-Oeste do Brasil: tecnologias mais empregadas. **Revista DAE**, São Paulo, v. 66, n. 213, p. 5-19, 2018. 10.4322/dae.2018.028

CHERNICHARO, C. A. L. Post-treatment options for the anaerobic treatment of domestic wastewater. **Reviews in Environmental Science and Bio/Technology**, Berlim, v. 5, n. 1, p. 73-92, 2006. <https://doi.org/10.1007/s11157-005-5683-5>

CHERNICHARO, C. A.; NASCIMENTO, M. C. Feasibility of a pilot-scale UASB/trickling filter system for domestic sewage treatment. **Water Science and Technology**, Oxford, v. 44, n. 4, p. 221-228, 2001.

CHERNICHARO, C. A. L. *et al.* Experience with the design and start up of two full-scale UASB plants in Brazil: enhancements and drawbacks. **Water Science and Technology**, Oxford, v. 60, n. 2, p. 507-515, 2009.

CORRÊA, W. C. **Avaliação de um Sistema Reator Anaeróbio de Manto de Lodo Seguido de Filtro Biológico Percolador de Baixa Taxa em Escala Plena**. 2019. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental) – Universidade Federal do Paraná (UFPR), 2019.

CORRÊA, W. C. *et al.* Comparação técnico-econômica de sistemas de pós- tratamento – filtros biológicos percoladores com mídia plástica versus lodos ativados. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 28., 2017, São Paulo. **Anais [...]**. Porto Alegre: ABES, 2017.

CORRÊA, W. C. *et al.* Avaliação de desempenho de um filtro biológico percolador de baixa taxa em escala plena, como pós-tratamento de reator anaeróbio visando a nitrificação do efluente. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 23., 2019, Foz do Iguaçu. **Anais [...]**. Foz do Iguaçu: ABRHIDRO, 2019.

DAIGGER, G. T.; BOLTZ, J. P. Trickling filter and trickling filter-suspended growth process design and operation: a state-of-the-art review. **Water Environment Research**, Alexandria, v. 83, n. 5, p. 388-404, 2011. 10.2175/106143010x12681059117210

DAUD, M. K. *et al.* Review of upflow anaerobic sludge blanket reactor technology: effect of different parameters and developments for domestic wastewater treatment. **Journal of Chemistry**, London, v. 2018, 2018. <https://doi.org/10.1155/2018/1596319>

EPA, U. S. Wastewater technology fact sheet: trickling filters nitrification. Environmental Protection Agency, Washington DC, 2000. EPA 832-F-00-022.

GARAYO, F. H. *et al.* Pós-tratamento de efluentes sanitários de reatores UASB utilizando wetlands construídos. **Revista DAE**. São Paulo, v. 68, p. 73-93, 2018. <https://doi.org/10.36659/dae.2020.041>

GONÇALVES, C. A. M. Avaliação da eficiência de duas modalidades de tratamento de esgoto em escala real e de grande porte. **NBC-Periódico Científico do Núcleo de Biociências**, Belo Horizonte, v. 5, n. 10, p. 6-15, 2015.

GONÇALVES, R. F. *et al.* **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios por reatores com biofilme. Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios**. Belo Horizonte: FINEP, 2001.

JENKINS, S. H. The biological oxidation of carbohydrates: The decomposition of cellulose in the activated sludge process and in percolating filters. **The Biochemical Journal**, London, v. 30, n. 3, p. 497, 1936. 10.1042/bj0300497

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 8. ed. Rio de Janeiro: ABES, 2017.

LETTINGA, G. Anaerobic digestion and wastewater treatment systems. **Antonie van Leeuwenhoek**, Wageningen, v. 67, n. 1, p. 3-28, 1995. 10.1007/BF00872193

GREGORY, W. *et al.* **Tratamento de efluentes e recuperação de recursos**. 5. ed. Porto Alegre: Editora AMGH, 2016.

MISSAGIA, B. **Estudo das comunidades bacterianas em filtros biológicos percoladores utilizados para o pós-tratamento de efluentes de um reator UASB**. 2010. 113 f. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2010.

MUSA, M. A. *et al.* Performance comparison of conventional and modified upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors treating high-strength cattle slaughterhouse wastewater. **Water**, Basel, v. 11, n. 4, p. 806, 2019.

NOYOLA, A. *et al.* Typology of municipal wastewater treatment technologies in Latin America. **Clean-Soil, Air, Water**, [s. l.], v. 40, n. 9, p. 926-932, 2012. <https://doi.org/10.1002/clen.201100707>

PARKER, D. S. *et al.* Maximizing trickling filter nitrification rates through biofilm control: Research review and full scale application. **Water Science and Technology**, Amsterdam, v. 36, n. 1, p. 255-262, 1997. [https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(97\)00332-6](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(97)00332-6)

PARKER, D. S.; LUTZ, M. P.; PRATT, A. M. New trickling filter applications in the USA. **Water science and techno-**

logy, London, v. 22, n. 1-2, p. 215-226, 1990. <https://doi.org/10.2166/wst.1990.0148>

PEARCE, P. A.; FOSTER, D. M. Optimizing nitrification on biological filters. **Water and Environment Journal**, [s. l.], v. 13, n. 6, p. 406-412, 1999. <https://doi.org/10.1111/j.1747-6593.1999.tb01077.x>

RIBEIRO, R. P. *et al.* Evaluation of the spatial and temporal variability of nitrous oxide (N₂O) emissions at two different full-scale aerobic treatment systems used in the post-treatment of UASB effluents in Brazil. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, Amsterdam, v. 9, n. 1, p. 104676, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2020.104676>

RIBEIRO, T. B. *et al.* Contribuição para o aprimoramento de projeto, construção e operação de reatores UASB aplicados ao tratamento de esgoto sanitário—Parte 2: Tratamento preliminar, bombeamento e distribuição de vazão. **Revista DAE**, São Paulo, v. 66, n. 214, p. 17-29, 2018. [10.4322/dae.2018.039](https://doi.org/10.4322/dae.2018.039)

SANTOS, A. S. P. *et al.* Avaliação dos critérios de projeto da Norma Brasileira NBR 12209/2011 aplicados a filtros biológicos percoladores com meio suporte plástico. **Revista DAE**, São Paulo, v. 69, n. 228, p. 132-144, 2021. <https://doi.org/10.36659/dae.2021.010>

SPERLING, M. Von. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgoto**. 4. ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2014.

VIEIRA, P. de C. **Estudo do comportamento de um filtro biológico percolador com laterais abertas aplicado ao pós-tratamento de efluente de reator UASB**. 2013. 300 f. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2013.

ŻYŁKA, R. M. *et al.* Trickling filter for high efficiency treatment of dairy sewage. **Journal of Ecological Engineering**, [s. l.], v. 19, n. 4, 2018. <https://doi.org/10.12911/22998993/89657>