

TRATAMENTO DE EFLUENTE DE INDÚSTRIA TÊXTIL POR REATOR BIOLÓGICO COM LEITO MÓVEL

TREATMENT OF WASTEWATER FROM THE TEXTILE INDUSTRY BY MOVING BED BIOFILM REACTOR

Cassio Renato Soler

Mestre no Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental (PPGCTA) na Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR) – Curitiba (PR), Brasil.

Claudia Regina Xavier

Doutora e Professora do PPGCTA na UTFPR – Curitiba (PR), Brasil.

Endereço para correspondência:

Cassio Renato Soler – Rua Francisco Negrão, 36, apto. 13A – Água Verde – 80620-390 – Curitiba (PR), Brasil – E-mail: cassiosoler@hotmail.com

RESUMO

O objetivo deste trabalho foi estudar a viabilidade do tratamento de efluente de indústria têxtil por *Moving Bed Biofilm Reactor* (MBBR, em português: Reator Biológico com Leito Móvel). O efluente foi caracterizado por demanda química de oxigênio (DQO), demanda biológica de oxigênio (DBO_5), área espectral, toxicidade, sólidos suspensos totais (SST) e voláteis (SSV) antes e após o tratamento. O tratamento do efluente ocorreu em diferentes cargas orgânicas volumétricas, de 0,3 até 9,0 g DQO/L.d, com 4 estágios: adaptação em 0,3 gDQO/L.d e 3 estágios em 1,2, 3,0 e 9,0 gDQO/L.d. Esse reator foi operado por 107 dias, alcançando remoções de 65% de DQO, 94% de DBO_5 , 58% de área espectral, 82% de SST e 87% de toxicidade. Os resultados do tratamento por MBBR foram avaliados por testes ANOVA-Tukey, com 0,05 de significância. A cinética calculada do processo apresentou consumo específico máximo de substrato $r_{s,SSV}=0,027d^{-1}$, compatível com tratamentos biológicos de efluentes recalcitrantes. As melhores remoções foram alcançadas quando o MBBR foi operado em cargas orgânicas volumétricas menores.

Palavras-chave: biodegradação; efluente têxtil; MBBR.

ABSTRACT

This study aims to evaluate the viability of treatment of wastewater from the textile industry by Moving Bed Biofilm Reactor (MBBR). The wastewater was characterized by chemical oxygen demand (COD), biological oxygen demand (BOD_5), spectral area, toxicity, total suspended solids (TSS) and volatile suspended solids (VSS) before and after treatment. The treatment of the wastewater occurred in different organic loading rates from 0.3 up to 9.0 g COD/L.d with 4 stages: adaptation at 0.3 gCOD/L.d and 3 stages at 1.2, 3.0 and 9.0 gCOD/L.d. This reactor was operated for 107 days, reaching 65% removal of COD, 94% of BOD_5 , 58% of spectral area, 82% of TSS and 87% of toxicity. The results of treatment by MBBR were evaluated using ANOVA with Tukey's test at a significance level of 0.05. The calculated kinetics of the process showed a maximum specific substrate consumption of $r_{s,SSV} 0.027d^{-1}$, compatible with the biological treatment of wastewater with recalcitrant content. The best removal results were achieved when MBBR was operated at lower organic loading rates.

Keywords: biodegradation; textile effluent; MBBR.

INTRODUÇÃO

Os recursos hídricos em processos produtivos vêm ganhando atenção especial devido ao valor atribuído a este bem e ao custo de tratamento dos efluentes para atender à legislação (NIGAM *et al.*, 1996; ALMEIDA *et al.*, 2004). O consumo mundial de água é de 70% na agricultura, 8% no consumo humano e 22% pelas indústrias, em que o setor têxtil representa 7% do consumo desse recurso (GUARANTINI & ZANONI, 2000; FREITAS, 2002; LACERDA, 2010; LOPES, 2011).

A demanda do consumo de vestuários *jeans* pela população aumentou a produção têxtil, levando à criação de novas indústrias no setor, consumidoras de produtos e geradoras de poluentes nos três estados físicos da matéria (BRAILE & CAVALCANTI, 2010). No entanto, o volume de efluente líquido gerado por esse ramo requer especial atenção, devido ao elevado potencial de danos ao meio ambiente pela ampla variedade de corantes utilizados (LOPES, 2011).

O consumo de fibras têxteis no Brasil é de 8 kg hab./ano, sendo que, para 2020, existe uma projeção de consumo de aproximadamente 9 kg de fibras por hab./ano (HESSEMBER & SENS, 2002). Os maiores impactos ambientais relacionados a esse ramo industrial são o elevado consumo de água (aproximadamente 50 L/kg de tecido beneficiado) e o baixo aproveitamento dos insumos. Estima-se que 50% das espécies químicas utilizadas no tingimento são descartadas com o efluente, o que contribui para o aumento da cor, da demanda química de oxigênio (DQO) e da demanda biológica de oxigênio (DBO₅), além da presença de altas concentrações de sólidos em suspensão, o que gera aumento da turbidez e toxicidade do efluente (ROBINSON *et al.*, 2001; LOPES, 2011).

No Brasil, a Resolução nº 430, de 2011, do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) define os padrões para lançamento de efluentes em corpos re-

ceptores. De acordo com essa resolução, os efluentes não podem apresentar efeito tóxico a organismos aquáticos em estudos feitos no próprio efluente, e, dependendo da classe em que o corpo receptor estiver enquadrado, também não podem conferir toxicidade ao corpo receptor, devido a combinações ou alterações de substâncias contidas nos efluentes (BRASIL, 2011).

Os tratamentos biológicos mais utilizados pelas indústrias têxteis são o lodo ativado e os biofiltros (RUSTEN *et al.*, 2006). O Reator Biológico com Leito Móvel (MBBR) é um tratamento que utiliza biofilmes suportados em materiais inertes, busca em um único sistema as melhores características dos processos biológicos citados anteriormente. Por isso, suprime as características indesejáveis dos dois processos, proporcionando o emprego de maior carga orgânica volumétrica (COV) e a redução do tempo de detenção hidráulico (TDH) (RUSTEN *et al.*, 2006; OLIVEIRA, 2008; ALMADA, 2013; NOGUEIRA, 2013; ZILLI, 2013).

Com o aumento das exigências na área ambiental relacionadas à qualidade dos efluentes lançados em corpos receptores, existe uma demanda para o surgimento de novas tecnologias que colaborem para o modo como os efluentes têxteis vêm sendo tratados. Torna-se também importante estudar as cinéticas desses processos biológicos de degradação, pelo conhecimento das características do efluente e pelo desempenho do reator quanto a COV, TDH e eficiências de remoção. Assim, é possível o planejamento do reator piloto e, posteriormente, em escala industrial, conseguindo avaliar as características que permitam futuras instalações de tratamentos de efluentes têxteis. Portanto, o objetivo deste trabalho foi estudar a viabilidade técnica do tratamento de efluente de indústria têxtil operando com COV entre 0,3 e 9,0 gDQO/L.d por MBBR.

METODOLOGIA

O efluente têxtil utilizado no estudo é proveniente de uma indústria têxtil da cidade de Curitiba. A indústria utiliza vários corantes como matéria-prima para o tingimento e acabamento de roupas *jeans*. O efluente foi coletado no tanque de equalização, antes do tratamento biológico, transportado em recipientes

de plástico de 25 L, preservado aproximadamente a 4°C, na ausência de luz e conservado por um período máximo de 30 dias. As características do efluente foram determinadas após filtração em um conjunto de filtração Holder (Sartorius) com membrana de 0,45 µm. O efluente têxtil foi analisado antes e após

o tratamento com MBBR segundo os mesmos parâmetros da caracterização após filtração de membrana de 0,45 μm , exceto nas análises de sólidos suspensos totais (SST) e sólidos suspensos voláteis (SSV); neste caso, o efluente foi filtrado em membrana de 1,2 μm . As análises de DQO do afluente e do efluente foram realizadas duas vezes por semana por meio do método de refluxo fechado colorimétrico em espectrofotômetro em comprimento de onda de 620 nm, adaptado do método 5220B (APHA, 2005). O pH foi determinado pelo método potenciométrico duas vezes por semana utilizando um medidor de pH (marca Micronal B474), previamente calibrado com solução tampão de pH 4,0 e 7,0, conforme *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater*, método 4500-H+B (APHA, 2005). As análises de DBO_5 foram realizadas uma vez na semana por testes de 5 dias de incubação a 20°C (incubadora: Fanem Mod 347F) e o oxigênio dissolvido (OD) foi medido por intermédio do método Winkler das diluições sucessivas, método 5210B (APHA, 2005). A toxicidade foi analisada em conjunto com um laboratório particular, utilizando *Daphnia magna* e verificando a inibição natatória do organismo de acordo com a norma brasileira (ABNT, 2009), com amostras do afluente e do efluente do tratamento no MBBR para as duas maiores COVs. A medida da área espectral foi determinada no espectrofotômetro (UV-VIS Cary-50, da Varian) fazendo uma varredura no comprimento de onda de 200 a 800nm duas vezes por semana, segundo metodologia empregada por Santana & Machado (2002) e Lacerda (2010). Assim, após varredura do afluente e do efluente de cada COV, foi comparada a área espectral de ambos e calculado o percentual de remoção deste e dos demais parâmetros. As análises de SST e SSV foram realizadas uma vez a cada COV, segundo o procedimento descrito no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. Foi empregado o método de determinação de resíduos sólidos por filtração de uma alíquota de 10 mL do afluente ou do efluente em 1,2 μm , baseado na secagem do material a 105°C, em um cadinho durante um período de 14 horas em estufa; na sequência, foi realizada uma primeira pesagem e, após a pesagem, tal alíquota foi submetida a uma calcinação de 550°C durante 2 horas em mufla — após isso, foi feita uma segunda pesagem para realização do método 2540D, adaptado do método 2540E (APHA, 2005). A biomassa aderida foi analisada pelo método proposto por Reis (2007), com adequação de Vanzetto (2012), tratamento em que foi

feita uma raspagem em uma amostra de três meios suportes do MBBR caracterizando, posteriormente, o SST e o SSV de acordo com *Standard Methods* (APHA, 2005). Foi realizada uma amostragem de sólidos suspensos no interior do reator e aderidos de cada COV aplicada. Com base nesses resultados, foi calculada a razão alimento/microrganismo (A/M), que é calculada como (gDBO/gSSV.d). O TDH e a COV foram calculados a partir do volume do reator, da vazão e da concentração de DQO da amostra a ser tratada, conforme as equações 1 e 2 a seguir. Considerando a vazão (Q) m^3/h e o volume do reator (m^3), o TDH em horas é calculado pela Equação 1:

$$\text{TDH} = \frac{V}{Q} \quad (1)$$

A COV foi calculada pela concentração de DQO de entrada multiplicada pela vazão do efluente (Q) dividido pelo volume do reator menos o volume ocupado pelo recheio (V), conforme Equação 2:

$$\text{COV} = \frac{\text{DQO} \cdot Q}{V} \quad (2)$$

O MBBR foi construído em acrílico, com 23 cm de altura e 10 cm de diâmetro. Possui um volume total de 1,8 L e um volume útil de 1 L. Os meios suportes empregados foram do tipo que possuem uma área específica de 750 m^2/m^3 . O percentual de ocupação dos meios suportes no reator foi de aproximadamente 30% em relação a sua área total. Porém, em relação ao volume do reator, a ocupação chegou a aproximadamente 10% e o MBBR passou a ter um volume útil de 0,9 L. Foram utilizados 100 meios suportes, a fim de proporcionar uma boa movimentação sem que houvesse problemas hidrodinâmicos, conforme é mostrado na Figura 1. O reator teve um funcionamento contínuo e a alimentação com afluente foi feita por uma bomba peristáltica Milan (Mod.BP 600).

Na Figura 1 é apresentado o MBBR que foi utilizado no experimento.

O MBBR foi inoculado com biomassa (lodo) do sistema de lodos ativados da Estação de Tratamento da indús-

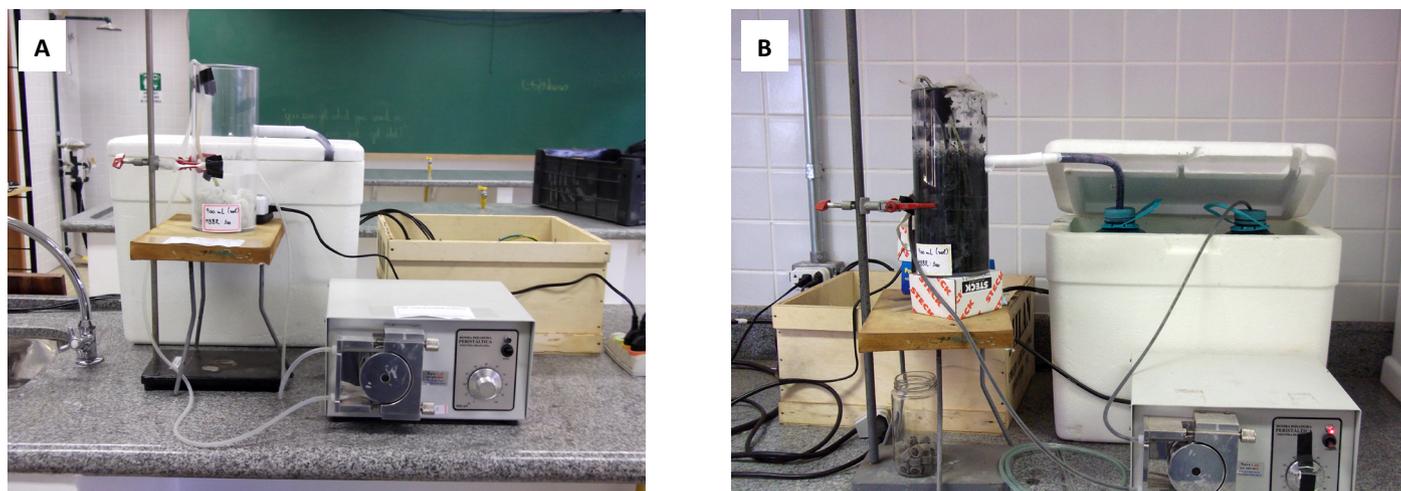


Figura 1 – Imagem do reator antes do experimento (A) e imagem do reator durante o experimento (B).

tria onde foi coletado o efluente. O lodo biológico, ao ser recebido no laboratório, foi imediatamente concentrado por sedimentação, e o concentrado, inoculado no MBBR para um SSV de 700 mg/L.

Inicialmente, o reator passou por um período de estabilização de aproximadamente de 10 dias para adesão e desenvolvimento do biofilme, cuja extensão depende das condições operacionais e da aclimação do lodo ao efluente (VANZETTO, 2012; ZILLI, 2013).

A aeração foi promovida por borbulhamento proveniente de um aerador acoplado a um difusor de pedra porosa para manter o OD superior a 2 mg/L.

Com a finalidade de avaliar o consumo de substrato no sistema biológico de decomposição da matéria orgânica, foi aplicado um modelo simplificado para conhecer a cinética do processo (METCALF & EDDY, 1991; REIS, 2007), conforme equações 3 a 5:

$$r_s = -K.S.A_s \quad (3)$$

r_s = taxa de biodegradação do substrato (mg.L⁻¹.m².h⁻¹);
 K = constante cinética do processo (m².h⁻¹);
 S = substrato (DQO mg.L⁻¹);
 A_s = área superficial do suporte empregado (m²).

Esta poderia ser reescrita como:

$$Q.(S_0 - S_e) = V.K.A_s.S_e \quad (4)$$

Considerando $TDH=V/(Q.24)$, pode-se rearranjar a Equação 4 da seguinte forma:

$$\frac{S_0 - S_e}{TDH.A_s} = K.S_e \quad (5)$$

Q = vazão volumétrica do sistema (L.h⁻¹);

S_0 = substrato de entrada do sistema DQO (mg.L⁻¹);

S_e = substrato de saída do sistema DQO (mg.L⁻¹);

V = volume do reator (L);

TDH = tempo de detenção hidráulica.

Com os dados obtidos nos experimentos e as variáveis operacionais impostas, pode-se determinar a constante cinética do sistema resultante do ajuste em um gráfico $[(S_0 - S_e)/(TDH.A_s)] = \textit{versus} S_e$.

Com a finalidade de verificar evidências de diferenças significativas entre as remoções obtidas nas diferentes COVs aplicadas, foi utilizada a análise de variância (ANOVA). As análises foram realizadas com o programa *GraphPad Prism 5, 2007*, utilizando o teste Tukey, com nível de significância <0,05, para comparação entre as médias de remoções.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Controle e otimização do Reator Biológico com Leito Móvel

A estratégia de operação foi a mudança da COV no momento em que era observada uma variação menor que 5% na remoção de DQO. A primeira COV teórica foi de 0,3 gDQO/L.d; a segunda, de 1,2 gDQO/L.d; a terceira,

de 3,0 gDQO/L.d; e a quarta, de 9,0 gDQO/L.d. Este reator foi operado por aproximadamente 107 dias, nos quais foram estudadas essas quatro diferentes COVs e TDHs, como demonstrado na Tabela 1.

Tabela 1 – Estratégia de operação do Reator Biológico com Leito Móvel.

Estágios	1°	2°	3°	4°
COV (gDQO/L.d) teórica	0,3	1,2	3,0	9,0
TDH previsto (h)	61,7	14,4	5,1	1,6
Tempo de operação (d)	1–40	41–62	63–98	99–107
Vazão diária (mL)	350	1.500	4.350	13.500

COV: CARGA ORGÂNICA VOLUMÉTRICA; TDH: TEMPO DE DETENÇÃO HIDRÁULICO.

Caracterização físico-química do efluente da indústria têxtil

Na Tabela 2 estão relacionados os resultados das análises físico-químicas do efluente têxtil empregado.

Verificou-se que a razão DBO_5/DQO foi de $0,42 \pm 0,06$, o que indicou que esse efluente apresenta condição de ser tratado biologicamente. Quando essa razão é maior que 0,20, o efluente pode ser tratado pelo sistema biológico (METCALF & EDDY, 1991; SILVA, 2013; ZILLI, 2013).

O efluente da indústria demonstrou toxicidade aguda para *Daphnia magna*, com um FT de 64, o que fica acima do permitido pela Resolução nº 430 do CONAMA de 2011, que estabelece como valor máximo permitido para efluente de indústria têxtil o fator de toxicidade de FT 8. Isso indica que o efluente necessita de tratamento prévio antes da sua disposição no meio ambiente, para evitar efeitos tóxicos nos organismos expostos a ele (BRASIL, 2011).

Tabela 2 – Características iniciais do efluente têxtil, após filtração.

Parâmetro	Número de análises	Valor mínimo	Valor Médio	Valor máximo	Desvio padrão (σ)
DBO_5 (mg/L)	21	196	298	417	159,45
DQO (mg/L)	29	508	667	850	439,01
pH	43	7,7	8,2	9,2	0,37
Área espectral (%)	28	23	47	58	24
SST (mg/L)	4	1.969	2.097	2.458	488,48
SSV (mg/L)	4	37	54	106	30,67
Toxicidade (FT)	2	64	64	64	–

DBO_5 : DEMANDA BIOLÓGICA DE OXIGÊNIO; DQO: DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO; SST: SÓLIDOS SUSPENSOS TOTAIS; SSV: SÓLIDOS SUSPENSOS VOLÁTEIS.

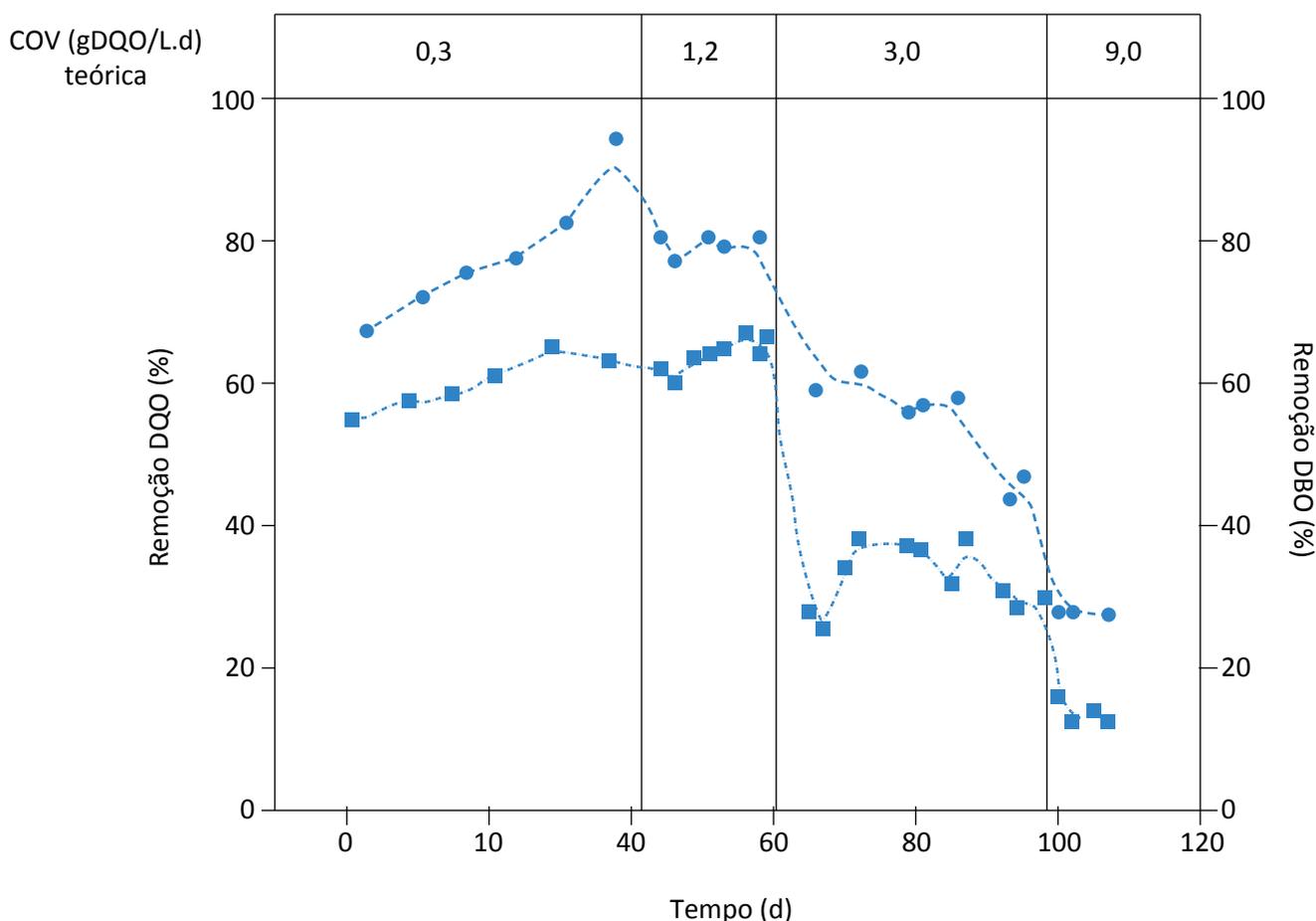
Avaliação de biotratabilidade do efluente têxtil por Reator Biológico com Leito Móvel

Na Figura 2 é apresentada a remoção de DQO e DBO_5 do efluente têxtil *versus* as COVs aplicadas.

Na Figura 1 é possível observar que o desempenho do reator na remoção de DQO e DBO_5 diminui com o aumento da COV aplicada. Para a DQO, houve 77% de diminuição na eficiência entre a COV de 1,2 gDQO/L.d e a COV de 9,0 gDQO/L.d. Para a DBO_5 , a diminuição foi de 65% entre as mesmas variações de carga. Foi observada uma média de 20 a 60% de remoção a mais na DBO_5 do que na DQO na operação do MBBR. Isso está de acordo com o encontrado por outros autores, como Reis (2007), que obteve 92% de remoção de DBO_5 em MBBR com COV de 0,3 gDQO/L.d; quando

utilizou COVs acima de 6 gDQO/L.d, as remoções de DQO e DBO_5 não passaram de 28 e 38%, respectivamente. Também Rodriguês *et al.* (2010) encontraram 82% de remoção de DBO_5 utilizando MBBR em COV de 1,2 gDQO/L.d. Segundo Rodgers & Xin-Min (2004), as melhores remoções observadas em MBBR foram na COV de 1,6 gDQO/L.d para efluente têxtil e alcançaram 70% de remoção para a DQO; Ødegaard (2006) conseguiu remoção de 74% de DQO operando o MBBR com COV de 2,4 gDQO/L.d para o mesmo tipo de efluente.

Os valores médios de remoção da matéria orgânica e dos demais parâmetros medidos são apresentados na Tabela 3.



COV: CARGA ORGÂNICA VOLUMÉTRICA; DBO_5 : DEMANDA BIOLÓGICA DE OXIGÊNIO; DQO: DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO.

Figura 2 – Remoção de demanda química de oxigênio (■) e remoção de demanda biológica de oxigênio (●) no Reator Biológico com Leito Móvel em cada carga orgânica volumétrica.

A remoção máxima da área espectral para a COV 1,2 gDQO/L.d foi de 38%. No entanto, a remoção de área espectral para COV 9,0 gDQO/L.d atingiu apenas 24% de remoção.

Os valores do SSV mostrados na Tabela 3 permitem verificar que houve uma tendência no aumento dos SSV com o aumento das COVs. Os sólidos são referências nos tratamentos biológicos de efluentes devido ao crescimento de biomassa responsável pelo processo de biodegradação. São também mostrados os valores do SST no afluente e no efluente do MBBR, em que a remoção máxima de SST foi de 82,87%, e a remoção média, de 78,23%, verificando que o MBBR demonstra ser eficiente na remoção desse parâmetro. Outros autores conseguiram valores semelhantes na remoção de SST em MBBR entre 72,8 e 77,5% com COVs semelhantes (REIS, 2007; SCHNEIDER, 2010).

Observa-se que, com o aumento da COV, ocorre diminuição da razão A/M, de 0,68 gDBO/gSSV.d (COV 0,3 gDQO/L.d) para 0,24 gDBO/gSSV.d (COV 9,0 gDQO/L.d) devido ao alto teor de sólidos suspensos no reator.

Quando a razão A/M é baixa ($A/M \leq 0,10$ gDBO/gSSV.d), a quantidade de alimento é insuficiente para manter o crescimento celular. A razão ótima para reatores MBBR é a mesma que para lodos ativados, 0,15 e 0,99 gDBO/gSSV.d (SCHNEIDER, 2010; VANZETTO, 2012; NOGUEIRA, 2013). A concentração de SST em suspensão no reator ficou entre 3.997 mg/L para COV 0,3 gDQO/L.d e 8.017 mg/L para COV 9,0 gDQO/L.d. Reis (2007) encontrou valores próximos entre 2.000 e 8.000 mg/L para SST em suspensão no MBBR.

Com relação ao SSV em suspensão no MBBR, os valores foram de 537 mg/L (COV 0,3 gDQO/L.d), 512 mg/L (COV 1,2gDQO/L.d), 714 mg/L (COV 3,0 gDQO/L.d) e 929 mg/L (COV 9,0 gDQO/L.d). Isso também foi observado por Vanzetto (2012), entre 200 e 900 mg/L, e por Reis (2007), entre 200 e 400 mg/L. Uma baixa relação SSV/SST foi obtida para os sólidos suspensos (0,13), isso é devido à presença de sólidos inorgânicos do próprio efluente alimentado ao reator.

A biomassa aderida nas biomédias, no início da operação, foi de 447 mg/L de SST na COV 0,3 gDQO/L.d e

Tabela 3 – Resumo de operação do Reator Biológico com Leito Móvel.

Parâmetros	Etapa 1	Etapa 2	Etapa 3	Etapa 4
Tempo de operação (d)	1–40	41–62	63–98	99–107
TDH (h)	61,7	14,4	5,1	1,6
COV (gDQO/L.d)	0,31±0,01	1,21±0,05	2,96±0,14	8,92 ± 0,17
SST (mg/L)	3997	5632	7321	8017
SST aderido (mg/L)	447	678	631	752
SSV (mg/L)	537	512	714	929
SSV aderido (mg/L)	123	178	225	314
Remoção (%)				
DQO	59,5±3,8	63,8±2,3	31,5±4,5	13,0±1,7
DBO ₅	76,4±9,34	80,2±1,43	56,4±6,6	27,8±0,01
Área espectral	34,3±2,99	35,0±4,55	29,3±5,3	3,5±0,5
Toxicidade (FT)	–	–	87,5±3,0	75,0±2,7
SST suspenso	81,3±3,87	73,3±4,14	77,1±3,6	82,9±4,8

TDH: TEMPO DE DETENÇÃO HIDRÁULICO; DBO₅: DEMANDA BIOLÓGICA DE OXIGÊNIO; DQO: DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO; SST: SÓLIDOS SUSPENSOS TOTAIS; SSV: SÓLIDOS SUSPENSOS VOLÁTEIS.

atingiu 752 mg/L na COV 9,0 gDQO/L. Por outro lado, o SSV apresentou um aumento na biomassa aderida no decorrer do experimento, apresentando 123 mg/L ao fim da COV 0,3 gDQO/L.d, para 314 mg/L na COV 9,0 gD-

Cinética de degradação

Na Figura 3 é mostrado o gráfico que relaciona a concentração de substrato com seu consumo, TDH no reator e área superficial dos meios suportes.

Foi determinada uma constante cinética (K) igual a $0,0048 \text{ m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$. O valor de K encontrado, quando comparado com outros valores na literatura, como $0,003 \text{ m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$, encontrado por Vanzetto, (2012) e $0,62 \text{ m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$, por Reis (2007), indica que o efluente têxtil tem maior degradação por área e por tempo que o efluente Kraft (VANZETTO, 2012), mas seu valor de degradação é aproximadamente 100 vezes menor que o obtido pelo efluente doméstico (REIS, 2007).

Com a constante cinética (K) foi calculada a taxa de biodegradação do substrato e também o consumo especí-

QO/L.d. Esses valores caracterizam um crescimento da biomassa aderida às biomédias, como observado por outros autores, em que esta variou de 76 a 459 mg/L (REIS, 2007; VANZETTO, 2012; ALMADA, 2013).

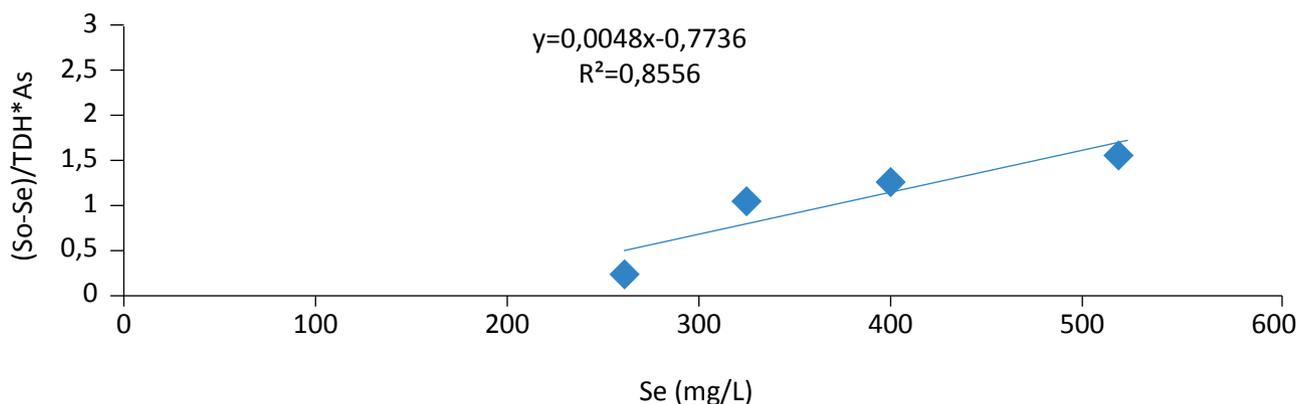
fico máximo de substrato, pela razão r_s/SSV aderido na biomédia. Este valor calculado foi de $0,027 \text{ d}^{-1}$, sendo encontrados na literatura valores de $0,03 \text{ d}^{-1}$ por Ødegaard (2006), de $0,007 \text{ d}^{-1}$, por Vanzetto (2012), e de $3,54 \text{ d}^{-1}$, por Liu *et al.* (2007).

O consumo específico máximo obtido indica que a mesma concentração de biomassa como SSV degrada mais efluente têxtil de que efluentes recalcitrantes, como o Kraft. No entanto, esse valor remete a menor degradação desse efluente, quando comparado ao efluente doméstico (LIU *et al.*, 2007), mas similar ao obtido pela biomassa do tratamento de outro efluente têxtil feito por Ødegaard (2006).

CONCLUSÕES

Durante 107 foi avaliada a utilização do MBBR no tratamento de efluente de indústria têxtil, com a utilização das análises DQO, DBO_5 , absorbância máxima, SST, SSV e toxicidade. Para tratamento desse efluente, foi utilizado o sistema MBBR em quatro diferentes COVs. Na COV de 0,3 gDQO/L.d, com TDH de 61,7h, ou seja,

dois dias e meio, foi alcançada a melhor remoção de DBO_5 94,07%, com média geral de 78,06%. Enquanto a COV de 1,2 gDQO/L.d, com TDH de 14,4h, apresentou a maior média de remoção de DQO: 63,89%. Com a utilização das COVs de 3,0 gDQO/L.d, com TDH de 5,1h, e de 9,0 gDQO/L.d, com TDH de 1,6h, foi possível



TDH: TEMPO DE DETENÇÃO HIDRÁULICO.

Figura 3 – Cinética de primeira ordem da constante de biodegradação do substrato.

verificar que houve redução na eficiência de remoção da matéria orgânica. Apresentando médias de remoção para DQO de 28,0% e DBO₅ de 54,2% em COV de 3,0 gDQO/L.d, já para COV de 9,0 gDQO/L.d as remoções foram de 13,4% para DQO e 28,1% para DBO₅.

Os resultados das cinéticas do reator foram interessantes, pois as constantes calculadas demonstram que a degradação obtida para o efluente têxtil é mais lenta que as obtidas para efluentes domésticos, mas mais rápidas que aquelas obtidas para efluentes recalcitrantes, como os de celulose.

Quando comparado a outras tecnologias, como lagoas e lodos ativados, como era o caso do tratamento da in-

dústria onde foi coletado o efluente em estudo, o MBBR evidencia-se como uma tecnologia em ascensão, pois demonstrou ter 30% a mais, em média, na capacidade de degradar o efluente têxtil, em relação ao lodo ativado no mesmo espaço de tempo. Já quando comparado com lagoas a tecnologia se torna muito mais promissora, visto que consegue reduzir o tempo de tratamento em até 200%, além de conseguir média de degradação do efluente têxtil em 20% a mais do que lagoas. O MBBR pode ser considerado uma tecnologia promissora que pode ser empregada sem a necessidade de novas construções para o tratamento, pois pode ser conciliada com outras tecnologias já existentes nas indústrias, como lodos ativados, lagoas e reatores em geral.

REFERÊNCIAS

- ALMADA, R. B. *Avaliação de reatores de leito móvel com biofilme (MBBR) em série para tratamento de diferentes efluentes de refinaria de petróleo visando ao reúso industrial*. Tese (Doutorado) – da Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2012.
- ALMEIDA, E.; ASSALIN, M. R.; ROSA, M. A.; DURAN, N. Tratamento de efluentes industriais por processos oxidativos na presença de ozônio. *Química Nova*, v. 27, p. 5, 2004.
- APHA – AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. *Standard Methods for the Examination of water and wastewater*. 21st ed. Washington: American Public Health Association, 2005.
- BRAILE, P. M. & CAVALCANTI, J. E. W. A. *Manual de Tratamento de Águas Residuárias Industriais*. São Paulo: CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo, 2010.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). *Resolução nº 430*. Brasília: CONAMA, 2011.
- FREITAS, K. R. Caracterização e reúso do Efluente do Processo de Beneficiamento da Indústria Têxtil. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2002.
- GUARANTINI, C. C. I. & ZANONI, M. V. B. Corantes têxteis. *Química Nova*, v. 23, p. 71-78, 2000.
- HESSEMER, M. E. & SENS, M. L. Tratamento do efluente de uma indústria têxtil. Processo físico-químico com ozônio e coagulação/floculação. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 7, p. 30-36, 2002.
- LACERDA, C. A. M. Avaliação da efetividade de remoção de cor de soluções corantes e efluentes têxteis pelo tratamento fotocatalítico com óxidos de ferro recobertos com dióxido de titânio. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Ouro Preto, 2010.
- LIU, R.; CHIU, H. M.; SHIAU, C. S.; YEH, R. Y. L.; HUNG, Y. T. Degradation and sludge production of textile dyes by Fenton and photo-Fenton processes. *Dyes and Pigments*, v. 73, p. 1-6, 2007.
- LOPES, C. S. D. Análise ambiental da fase de acabamento do jeans. *Revista de Saúde, Meio Ambiente e Sustentabilidade*, v. 6, p. 42-46, 2011.
- METCALF & EDDY. *Wastewater Engineering: treatment, disposal, reuse*. 3rd ed. New York: McGraw Hill, 1991.

NIGAM, P.; BANAT, I. M.; SINGH, D.; MARCHANT, R. Microbial process for the decolorization of textile effluent containing azo, diazo and reactive dyes. *Process Biochemistry*, v. 31, p. 435, 1996.

NOGUEIRA, A. A. Biofiltração e oxidação avançada para tratamento terciário e reúso de efluente de refinaria. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2013.

ØDEGAARD, H. Innovations in wastewater treatment: the moving bed biofilm Process. *Water Science Technology*, v. 53, n. 9, p. 17-33, 2006.

OLIVEIRA, D. V. M. *Caracterização dos parâmetros de controle e avaliação de desempenho de um Reator Biológico com Leito Móvel (MBBR)*. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2008.

QUEDA, A. & DUARTE, L. Guia de métodos de análise laboratorial para às sessões laboratoriais. Lisboa: Universidade Técnica de Lisboa, 2008.

REIS, G. G. Influência da carga orgânica no desempenho de reatores de leito móvel com biofilme (MBBR). Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2007.

ROBINSON, T.; MC-MULLAN, G.; MARCHANT, R.; NIGAM, P. Remediation of dyes in textile effluent: a critical review on current treatment technologies with a proposed alternative. *Bioresource Technology*, v. 77, p. 247-255, 2001.

RODGERS, M. & XIN-MIN, Z. Biological nitrogen removal using a vertically moving biofilm system. *Bioresource Technology*, v.93, n.3, p. 313-319, 2004.

RODRIGUÊS, K.; VIDAL, C. B.; BARBOSA, C. A. B.; PESSOA, C. R. W.; DUARTE, I. C. S.; MARINHO, G. Viabilidade do tratamento de água residuária sintética têxtil em reator aeróbio de leito fixo. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 15, p. 49-57, 2010.

RUSTEN, B., EIKEBROKK, B., ULGENES, Y., LYGREN, E. Design and operations of the Kaldnes moving bed biofilm reactors. *Aquacultura IEnginnering*, v. 34, p. 322-331, 2006.

SANTANA, V. S. & MACHADO, N. R. C. F. Degradação fotocatalítica de efluentes de indústria têxtil empregando TiO₂ e NbO₅, sob irradiação visível. *Acta Scientiarum*, v. 24, p. 1681-1686, 2002.

SCHINEIDER, E. E. Avaliação de um reator de leito móvel com biofilme para tratamento de efluente da indústria do petróleo, com posterior ozonização acoplada a carvão ativado granular com biofilme. Rio de Janeiro: UFRJ/COPPE, 2010.

SILVA, J. D.; SCHNEIDERS, D.; TILL, A.; LAPA, K. R.; PINHEIRO, A. Atividade metanogênica específica (AME) de lodos industriais provenientes do tratamento biológico aeróbio e anaeróbio. *Ambi-Agua*, v. 8, n. 2, p. 135-145, 2013.

VANZETTO, S. C. Controle do Tratamento de efluentes de indústria de celulose kraft e estudos de viabilidade de tratamento destes por MBBR. Dissertação (Mestrado) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, 2012.

ZILLI, R. P. Influência do tempo de retenção hidráulica e da velocidade superficial do ar no desempenho de um reator de leito móvel com biofilme (MBBR). Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2013.