

Biorreator com membranas de leito móvel tratando efluente de baixa carga de indústria de produção de papel: análise de desempenho e da colmatação das membranas

Moving bed membrane bioreactor treating wastewater low load paper production industry: analysis of performance and clogging of membranes

Carlos Raphael Pedroso^{1*} , Carlos Magno Vidal¹ , Tiago José Belli² , Sandro Xavier de Campos³ , Cleber Pinto da Silva³ 

RESUMO

O processo de biorreator com membranas tem se consolidado nos últimos anos como uma alternativa aos métodos tradicionais para o tratamento de efluentes da indústria de produção de papel. Recentemente, a introdução de material suporte nesses reatores tem contribuído para a melhoria de seu desempenho, tendo em vista a maior atividade biológica que se verifica em decorrência do desenvolvimento de biofilme. Assim, a presença da biomassa aderida confere uma capacidade adicional ao biorreator com membranas em suportar choques de cargas, bem como pode contribuir para a biodegradação de compostos potencialmente tóxicos e recalcitrantes como derivados da lignina. Desse modo, o presente trabalho teve como objetivo avaliar o desempenho de um biorreator à membrana de leito móvel operado em batelada sequencial e aplicado ao tratamento de efluente real de baixa carga oriundo da produção de papel. O reator foi avaliado quanto ao seu desempenho na remoção de demanda química de oxigênio solúvel, fenol total, cor verdadeira, compostos aromáticos (UV_{254nm}) e lignínicos (UV_{280nm}). Paralelamente, o reator foi avaliado quanto ao processo de colmatação das membranas, por meio do monitoramento da pressão transmembrana, da concentração de substâncias poliméricas extracelulares e produtos microbianos solúveis. Nas condições testadas, o biorreator à membrana de leito móvel operado em batelada sequencial atingiu eficiência média de remoção de 89% para demanda química de oxigênio solúvel, 39% para UV_{254nm} , 38% para UV_{280nm} , 57% para cor verdadeira e 73% para fenóis totais. Em relação à colmatação das membranas, as variáveis UV_{254nm} , UV_{280nm} e fenóis totais correlacionaram-se diretamente com o aumento da pressão transmembrana (PTM).

Palavras-chave: biorreator com membranas; leito móvel; compostos aromáticos e lignínicos; colmatação das membranas; efluente de produção de papel.

ABSTRACT

The membrane bioreactor process has been consolidated in recent years as an alternative to traditional methods for the treatment of effluents from the paper production industry. Recently, the introduction of support material in these reactors has contributed to the improvement of their performance, in view of the greater biological activity that occurs as a result of the development of biofilms. Thus, the presence of adhered biomass gives the membrane bioreactor an additional capacity to withstand shock loads, as well as contributing to the biodegradation of potentially toxic and recalcitrant compounds such as lignin derivatives. Thus, the present work aimed to evaluate the performance of a sequencing batch moving bed membrane bioreactor and applied to the treatment of real low-load effluent from paper production. The reactor was evaluated for its performance in removing soluble chemical oxygen demand, total phenol, true color, aromatic (UV_{254nm}) and lignin (UV_{280nm}) compounds. At the same time, the reactor was evaluated in terms of the membrane clogging process, by monitoring the transmembrane pressure, the concentration of extracellular polymeric substances and soluble microbial products. Under the conditions tested, the sequencing batch moving bed membrane bioreactor achieved an average removal efficiency of 89; 39; 38; 57; and 73% for CODs, UV_{254nm} , UV_{280nm} , true color and total phenols, respectively. Regarding membrane clogging, the variables UV_{254nm} , UV_{280nm} and total phenols were directly correlated with the increase in transmembrane pressure (TMP).

Keywords: biorreator com membranas; moving bed; aromatic and lignin compounds; membrane fouling; paper production effluent.

¹Universidade Estadual do Centro-Oeste - Irati (PR), Brasil.

²Universidade do Estado de Santa Catarina, Engenharia Sanitária - Ibirama (SC), Brasil.

³Universidade Estadual de Ponta Grossa - Ponta Grossa (PR), Brasil.

*Autor correspondente: raphaelp6@hotmail.com

Conflitos de interesse: os autores declaram não haver conflitos de interesse.

Financiamento: Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior.

Recebido: 09/08/2021 - Aceito: 06/08/2023

INTRODUÇÃO

Dentre as atividades industriais, a indústria de papel e celulose é a terceira maior consumidora de água (13–100 m³ por tonelada de polpa produzida), gerando grandes quantidades de efluentes (podendo chegar a 70 m³ por tonelada de papel produzida) (HUBBE *et al.*, 2016). Recentemente, devido aos impactos ambientais e questões econômicas, indústrias de produção de papel e celulose estão utilizando pasta reciclada para reaproveitar a fibra da celulose existente como recurso na fabricação de papel reciclado branqueado (IZADI *et al.*, 2018). O papel reciclado pode ser constituído de fibras secundárias (100% reciclado) ou ter a incorporação de pasta de papel (dependendo da finalidade) sendo um mercado atrativo, principalmente para indústrias de produção de papel *tissue* (utilizados para produtos de higiene). Entretanto, o efluente gerado neste processo é uma mistura complexa de substâncias tóxicas e recalcitrantes como carboidratos, lignina e extrativos que dificultam o processo de tratamento de efluente (TOCZYLOWSKA-MAMINSKA, 2017; IZADI *et al.*, 2019).

O efluente de produção de papel pode apresentar uma faixa ampla de demanda química de oxigênio (DQO) (430–4.930 mg·L⁻¹) em comparação a outros processos como polpação termomecânica (3.343–4.250 mg·L⁻¹) e química termomecânica (7.521 mg·L⁻¹), processo Kraft (1.700–2.700 mg·L⁻¹) e branqueamento (3.630 mg·L⁻¹) (KAMALI; KHODAPARAST, 2015; IZADI *et al.*, 2018). No que se refere ao tratamento desses efluentes, os sistemas mais usuais no Brasil são lodos ativados convencionais (LAC) e lagoas aeradas; entretanto, essas tecnologias podem apresentar dificuldade na remoção de cor e compostos recalcitrantes, além de apresentarem baixas resistências a variações de cargas (ASHRAFI; YERUSSHALMI; HAGHIGHAT, 2015; IZADI *et al.*, 2018). Assim, uma tecnologia que vem ganhando destaque na substituição desses sistemas convencionais é o biorreator com membranas (BRM).

O sistema BRM integra um processo físico de separação (membranas filitrantes) com o biológico no tratamento de efluentes e apresenta as seguintes vantagens: menor área de instalação; qualidade na eficiência do tratamento de efluente; retenção da biomassa no sistema, o que possibilita trabalhar com maiores faixas de tempo de detenção hidráulica (TDH), idade de lodo e a não dependência da etapa de sedimentação, quando comparado ao sistema de lodo ativado convencional (BELLI *et al.*, 2019).

Apesar das vantagens citadas, o processo de colmatção das membranas é apontado como um dos principais problemas relacionados à utilização de BRMs no tratamento de efluentes, devido ao fato de a permeabilidade hidráulica ser reduzida em decorrência da formação de biofilme na superfície da membrana (IORHEMEN; HAMZA; TAY, 2016; ERKAN; ENGIN, 2017; BOKHARY *et al.*, 2018). Na literatura, as concentrações de substâncias poliméricas extracelulares (EPS) e produtos microbianos solúveis (SMP) são consideradas variáveis determinantes para o desenvolvimento de biofilme e, conseqüentemente, para o processo relacionado à colmatção (JUDD, 2011; BOKHARY *et al.*, 2018).

Uma alternativa que vem sendo estudada visando minimizar a problemática da colmatção é a adição de material suporte ao BRM, dando origem ao sistema híbrido de tratamento, que combina as tecnologias de reatores de leito móvel com a separação por membranas (BRMLM). Nesse sistema, a biomassa cresce suspensa (licor misto) e aderida (biofilme). A presença de material suporte confere uma capacidade adicional de suportar flutuações nas características desses efluentes (condições de estresse), e as bactérias que crescem aderidas podem contribuir na degradação de compostos potencialmente recalcitrantes, já que as substâncias produzidas na formação dos biofilmes (SMP e EPS) atuam como

uma barreira protetora contra substâncias recalcitrantes e tóxicas, como derivados de lignina (VAIDHEGI; SANDHIYA; SANTHIYA, 2016; ABU BAKAR *et al.*, 2018; CAI; LEI; LI, 2019; PATEL *et al.*, 2021).

Em uma ampla revisão da literatura, Patel *et al.* (2021) e Saidulu, Majumder e Gupta (2021) relataram que o sistema híbrido BRMLM emerge como uma alternativa promissora no tratamento de efluentes. No entanto, o número de pesquisas envolvendo essa tecnologia ainda é incipiente em comparação ao BRM convencional e biorreatores de leito móvel (BLM), principalmente no que diz respeito ao tratamento de efluentes reais com baixo conteúdo orgânico. Da mesma forma, pesquisas envolvendo a operação do BRMLM em regime de batelada sequencial (BRMLM-BS) também são escassas na literatura, especialmente quando aplicadas ao tratamento de efluentes da indústria de papel. Portanto, a presente pesquisa buscou avaliar, em escala laboratorial, o desempenho de um BRMLM-BS no tratamento de efluente de baixa carga orgânica oriundo de uma fábrica de produção de papel.

METODOLOGIA

Unidade experimental e condições operacionais aplicadas

O sistema, em escala piloto, consiste em um BRMLM-BS, sendo constituído por uma coluna cilíndrica de acrílico com as seguintes dimensões: 14,5 cm de diâmetro, 1,50 cm de altura e 20 L de volume total. Um módulo de membrana (ZW-10; Zenon Environmental Inc.; General Electric Co.) do modelo de fibra oca, feito de fluoreto de polivinilideno (PVDF), com diâmetros de poros de 0,04 µm e uma área de filtração de 0,93 m², foi instalado dentro e na base do reator (operação submersa). A Figura 1 ilustra um esquema da unidade experimental.

O reator foi preenchido com meio suporte de polietileno, de forma cilíndrica e da marca AMB BioMedia™, com 15 mm de diâmetro e superfície de 550 m² m⁻³. Seguindo as recomendações de Rusten *et al.* (2006), foi adotada uma proporção de 30% do volume do reator (5,49 L; total de peças igual a 1.863

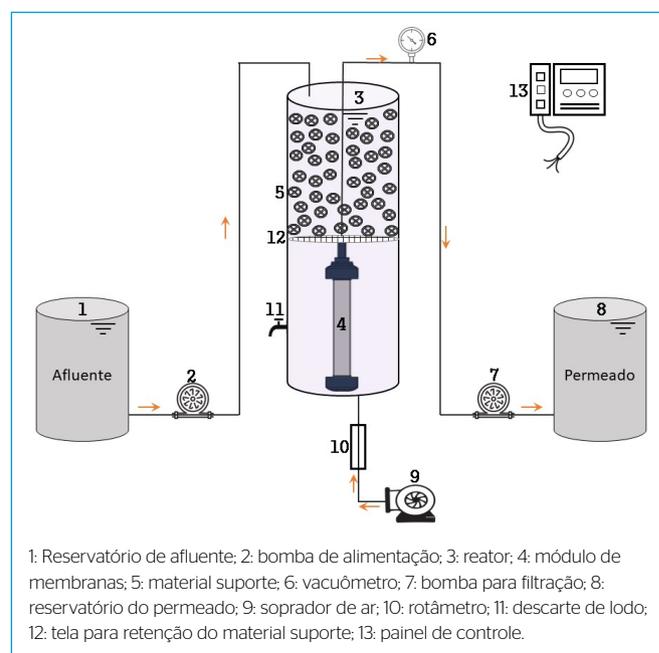


Figura 1 - Representação esquemática da unidade experimental.

unidades) (YANG *et al.*, 2009; DUAN *et al.*, 2015; LEYVA-DÍAZ *et al.*, 2015). Desse modo, o volume útil do reator foi de 13,7 L. Ressalta-se que foi inserida uma tela de polietileno dentro do reator, na metade da altura do BRMLM-BS, para evitar que o meio suporte entrasse em contato com as fibras da membrana.

A operação do reator foi realizada em batelada sequencial e automatizada por um painel de comandos elétricos, que dividia a batelada em 3 fases: enchimento (duração de 1 min), aeração/mistura (duração de 209 min) e filtração (duração de 30 min). Assim, o reator operou com um tempo total de 4 horas em cada batelada (6 bateladas por dia). Em relação à coleta de amostras, foram monitorados três pontos, denominados: afluente (tanque de enchimento), reator (interior do tanque do reator após a etapa de aeração) e permeado (reservatório do permeado).

Ressalta-se que a taxa de troca volumétrica (TTV%) foi de 37%, resultando em um volume tratado de 5 L em cada batelada. A fase de filtração foi realizada de forma intermitente, com ciclos de 9 minutos de filtração e 1 minuto de relaxamento da membrana (sem retrolavagem), com o intuito de amenizar o processo de colmatação (JUDD, 2011).

As condições operacionais do BRMLM-BS são apresentadas na Tabela 1. Por se tratar de um reator operado em batelada, o valor do OD aumentava progressivamente no licor misto ao longo da fase aeróbia, até atingir valores próximos a 5 mg·L⁻¹ ao final dessa fase, quando iniciava-se a etapa de filtração.

O BRMLM-BS foi inoculado com lodo proveniente do tanque de aeração de um sistema de lodos ativados convencional da própria indústria. Após a coleta, o inóculo foi mantido em repouso para propiciar a sedimentação da biomassa e obter um lodo inoculante com maior concentração, característico de BRMs. Após esse procedimento, 8,7 L de lodo inoculante foram transferidos para o BRMLM-BS, com um teor de sólidos suspensos voláteis (SSV) de

Tabela 1 - Condições operacionais do biorreator à membrana de leito móvel operado em batelada sequencial.

| Parâmetros operacionais | Valores |
|---|-------------|
| pH | 7,7 ± 0,1 |
| OD (mg·L ⁻¹) | 5,0 |
| Temperatura (°C) | 20,8 ± 1,7 |
| Tempo de ciclo operacional (horas) | 4 |
| TDH (horas) | 10,96 |
| θc (dias) | 30 |
| SAD _m (m ³ m ⁻² h ⁻¹) | 0,32 |
| SSV _{licor misto + aderidos} (g L ⁻¹) | 2,4 ± 0,2 |
| COV (kg DQO m ⁻³ d ⁻¹) | 0,69 ± 0,2 |
| COS (g DQO m ⁻² d ⁻¹) | 3,20 ± 1,03 |
| A/M (kg DQO kg SSV ⁻¹ d ⁻¹) | 0,29 ± 0,09 |
| A/M (kg DBO kg SSV ⁻¹ d ⁻¹) | 0,17 ± 0,05 |
| Permeabilidade hidráulica (m ² h ⁻¹ bar ⁻¹) | 177,72 |
| Fluxo (L m ⁻² h ⁻¹) | 10,75 |
| Tempo de homogeneização do reator (s) | 95 |
| TTV (%) | 37 |

OD: oxigênio dissolvido; TDH: tempo de detenção hidráulica; θc: Idade do lodo; SAD_m: demanda específica de aeração da membrana; SSV: sólidos suspensos voláteis; COV: carga orgânica volumétrica; COS: carga orgânica superficial; A/M: razão alimento/microrganismo.

7,8 g L⁻¹. Para completar o volume útil do BRMLM-BS (13,7 L), foram adicionados 5 L de efluente proveniente da indústria de produção de papel. Em seguida, a operação do reator foi iniciada visando à aclimatação da biomassa por um período de 33 dias. Ao final desse período, a concentração de SSV e de biofilme no BRMLM-BS estabilizou-se em 2,0 e 0,4 g L⁻¹, respectivamente, sendo esse momento considerado o estado estacionário. A partir desse ponto, o reator foi operado e monitorado por mais 90 dias, durante os quais os dados discutidos neste trabalho foram gerados. Importante ressaltar que a escolha de um período de 90 dias foi baseada no tempo equivalente a três vezes a idade do lodo praticada no BRMLM-BS (θc = 30 dias).

Para alimentar o BRMLM-BS, utilizou-se um efluente real coletado na saída do decantador primário de uma indústria de produção de papel localizada em Mallet/PR. Essa indústria utiliza pasta virgem de eucalipto e aparas de papel como matéria-prima (sendo que apenas as aparas de papel passam pelo processo de branqueamento com peróxido de hidrogênio (H₂O₂) e silicato de sódio (Na₂SiO₃)). O sistema de tratamento da indústria consiste em um decantador primário e um sistema LAC. Para viabilizar a coleta e o transporte do efluente até a unidade experimental, foram realizadas viagens quinzenais à indústria, coletando aproximadamente 500 litros de efluente a cada visita. Após ser transportado até a unidade experimental, o efluente era armazenado em temperatura ambiente em um reservatório de polietileno e, a partir desse reservatório, era bombeado para o reator durante as etapas de alimentação do ciclo operacional. A Tabela 2 apresenta os valores médios de diversos parâmetros físico-químicos para o efluente de produção de papel coletado na estação de tratamento de efluentes (ETE) da indústria e utilizado como alimentação para o BRMLM-BS.

Devido à baixa concentração de nutrientes, foi adicionado ácido fosfórico (H₃PO₄) com o intuito de equilibrar a relação demanda bioquímica de oxigênio de 5 dias (DBO₅):N:P em 100:5:1 e viabilizar, consequentemente, um processo de tratamento biológico adequado (MUHAMAD *et al.*, 2015; ERKAN; ENGIN, 2017; MASHAYEKHI; HAZRATI; SHAYEGAN, 2018). Adotou-se, assim, o mesmo procedimento realizado na própria indústria, que utiliza o sistema convencional de lodos ativados como unidade de tratamento.

Métodos analíticos do monitoramento do biorreator com membranas de leito móvel operado em batelada sequencial

Para monitorar o teor de matéria orgânica nas amostras de afluente, licor misto e efluente (permeado), foram utilizados os métodos de DQO pelo método 5220D (APHA; AWWA; WEF, 2017) e DBO₅ pelo método respirométrico 210D

Tabela 2 - Caracterização do efluente de produção de papel utilizado na pesquisa.

| Parâmetros | Valores |
|---|-------------|
| DBO ₅ (mg·L ⁻¹) | 148 ± 38 |
| DQO _{total} (mg·L ⁻¹) | 630 ± 21 |
| DQOs (mg·L ⁻¹) | 331 ± 84 |
| N-NH ₄ ⁺ (mg·L ⁻¹) | 13 ± 3 |
| P-PO ₄ ⁻³ (mg·L ⁻¹) | 0,7 ± 0,5 |
| Cor aparente (uC) | 640 ± 30 |
| Cor verdadeira (uC) | 190 ± 41 |
| Fenóis totais (mg·L ⁻¹) | 8,3 ± 2,5 |
| Compostos aromáticos (UV _{254nm}) (cm ⁻¹) | 0,91 ± 0,16 |
| Compostos lignínicos (UV _{280nm}) (cm ⁻¹) | 0,80 ± 0,14 |

(APHA; AWWA; WEF, 2017). O aparelho manométrico Lovibond, Oxidirect®, com faixa de detecção de 0–4.000 mg·L⁻¹, foi empregado para medir DBO₅. As amostras também foram caracterizadas quanto à presença de compostos aromáticos (UV_{254nm}) (ÇEÇEN, 2003), compostos lignínicos (UV_{280nm}) (ÇEÇEN, 2003), compostos fenólicos totais pelo método 5550B (APHA; AWWA; WEF, 2017) e cor verdadeira 2120B (APHA; AWWA; WEF, 2017). As análises foram realizadas duas vezes por semana. Paralelamente, durante um ciclo operacional do reator, foram coletadas amostras do licor misto em tempos predeterminados para avaliar o perfil de decaimento da DQO, compostos aromáticos (UV_{254nm}) e lignínicos (UV_{280nm}) ao longo da fase aeróbia.

A quantificação da biomassa foi realizada por meio de análise gravimétrica para determinar o teor de sólidos suspensos voláteis (SSV) no licor misto do reator (APHA; AWWA; WEF, 2017). Para extrair a biomassa aderida ao meio suporte, foi seguido o procedimento descrito por Zhang *et al.* (2014) e Costa *et al.* (2018), com uma frequência de duas vezes por semana.

O monitoramento do potencial incrustante do licor misto foi feito com base na pressão transmembrana (PTM), velocidade de colmatação (VC) e concentração de substâncias poliméricas extracelulares (EPS) e produtos microbianos solúveis (SMP), sob a forma de proteínas (LOWRY *et al.*, 1951) e polissacarídeos (DUBOIS *et al.*, 1956). As análises de EPS e SMP eram realizadas semanalmente. A velocidade de colmatação foi calculada dividindo a variação da PTM (ΔP) pelo intervalo operacional em dias (ΔT).

Os dados foram analisados por meio de estatística descritiva, análise de correlação e análise de variância de um fator (ANOVA), seguida pelo teste de comparação de Tukey com nível de significância de 5%. A eficiência de remoção de demanda química de oxigênio solúvel (DQOs), absorvância, cor e fenóis, atribuída à biomassa e à membrana, foi calculada separadamente, considerando os valores médios desses parâmetros nas amostras coletadas ao final da etapa de aeração (licor misto), do permeado e do esgoto afluente. Ressalta-se que apenas as variáveis cor verdadeira e fenóis totais foram transformadas (em log) para atender aos pressupostos da ANOVA.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Remoção de matéria orgânica

Na Figura 2, é apresentada a variação da concentração de DQOs no afluente, licor misto (reator) e efluente, bem como as respectivas eficiências de remoção obtidas pelo reator ao longo dos dias operacionais.

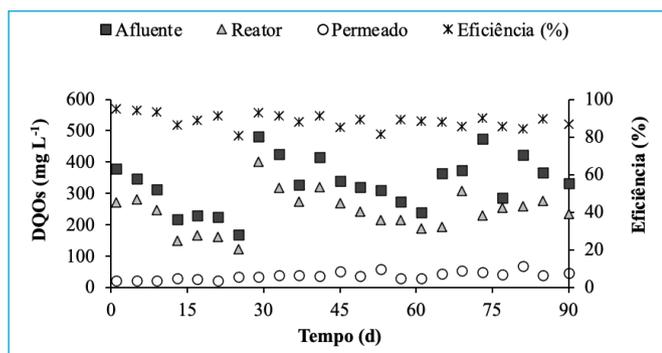


Figura 2 - Variação da concentração e eficiência de demandas químicas de oxigênio durante os dias operacionais.

Observa-se uma grande oscilação nos valores de DQOs do afluente ao longo de todo o período experimental, apresentando um valor mínimo de 168 mg·L⁻¹ e um máximo de 475 mg·L⁻¹. Por outro lado, a DQOs no permeado do reator apresentou uma menor oscilação, com um valor mínimo de 20 mg·L⁻¹ e um máximo de 67 mg·L⁻¹. Tal cenário indica que o BRMLM-BS foi capaz de lidar satisfatoriamente com as recorrentes variações na carga orgânica de entrada sem impactar significativamente seu desempenho quanto à remoção de DQOs, conforme reforçado pelos testes estatísticos ANOVA e Tukey (5%) ($F = 369,2$; $p = 1,4E-36$).

Ressalta-se que a grande variação nos valores de DQOs de entrada pode ser atribuída à peculiaridade desse efluente industrial, que oscila em função do processo produtivo, e também ao regime de coleta e armazenamento do efluente em questão, conforme descrito na metodologia. O gradual decaimento nos valores da DQOs do efluente bruto pode ser decorrente de sua degradação durante o período de armazenagem até que uma nova coleta de aproximadamente 500 L fosse realizada.

As concentrações médias de DQOs para o afluente, o final da etapa da aeração (reator) e o permeado foram de 331 ± 84 ; 243 ± 65 e 37 ± 12 mg·L⁻¹, respectivamente (Tabela 3). Como resultado, obteve-se uma eficiência média de remoção de 89% para todo o período experimental. Dessa remoção total, 62% foram atribuídos ao processo de filtração pelas membranas, enquanto apenas 27%, à remoção pela biomassa (Tabela 3). Tais valores indicam a baixa biodegradabilidade do efluente em questão, evidenciando a grande importância das membranas para a retenção de compostos inertes e/ou DQO residual (FAZAL *et al.*, 2015; MANNINA *et al.*, 2018). Os resultados das análises de DBO revelaram o mesmo comportamento, com um valor médio de DBO₅ de apenas 148 mg·L⁻¹ para o afluente e zero para as amostras do permeado (Tabela 3). Tal característica representa um grande desafio ao tratamento biológico desse efluente, dado que sob baixa concentração de matéria orgânica, o processo de floculação da biomassa torna-se insatisfatório, o que pode trazer prejuízos à sedimentabilidade do lodo em reatores convencionais tipo lodos ativados (METCALF; EDDY, 2016). Assim, entende-se que o tratamento de efluentes de produção de papel em BRMs torna-se uma alternativa interessante, seja para reter aqueles compostos de baixa biodegradabilidade ou para garantir a completa retenção da biomassa no reator.

O perfil de remoção da DQOs ao longo da etapa aeróbia do ciclo operacional do reator é apresentado pela Figura 3.

A partir do decaimento dos valores da DQOs, obteve-se uma taxa volumétrica de consumo igual a 21 mgDQO L⁻¹ h⁻¹. O perfil de decaimento da

Tabela 3 - Concentração média de demanda química de oxigênio e demanda bioquímica de oxigênio de 5 dias em cada ponto de coleta e respectivas eficiências de remoções (remoção total, remoção pela biomassa e remoção pela membrana).

| | Unidade | DQOs | DBO ₅ |
|-----------------------------|--------------------|--------------|------------------|
| Concentrações | | | |
| Afluente | mg·L ⁻¹ | 331 ± 84 | 148 ± 38 |
| Final fase aeróbia (reator) | mg·L ⁻¹ | 243 ± 65 | -- |
| Permeado | mg·L ⁻¹ | 37 ± 12 | 0 |
| Remoções | | | |
| Remoção total | % | 89 | 100 |
| Remoção pela biomassa | % | 27 | -- |
| Rejeição pela membrana | % | 62 | -- |

DQOs indica que a maior parte da fração biodegradável foi consumida logo nos instantes iniciais do ciclo, restando à biomassa apenas aquela DQOs de baixa biodegradabilidade até o final da batelada. Como resultado, o reator operou sob baixos valores da relação alimento/microrganismo (A/M), com um valor médio de $0,29 \pm 0,09 \text{ mgDQO gSSV}^{-1} \text{ d}^{-1}$, compreendido na faixa de lodos ativados de aeração prolongada (VON SPERLING, 2017). Baixas relações A/M podem contribuir para a manutenção de altas eficiências do reator mesmo quando ocorrem variações de cargas aplicadas, principalmente quando próximas à condição de endogenia (JUDD, 2016). Tal condição permite que a matéria orgânica de maior biodegradabilidade seja consumida rapidamente após ser introduzida no reator, como se observou durante a análise do ciclo.

Remoção de compostos derivados da lignina

Na Figura 4, são apresentadas as variações das absorvâncias nos comprimentos de onda UV_{254nm} e UV_{280nm} e as respectivas eficiências de remoção ao longo dos dias operacionais.

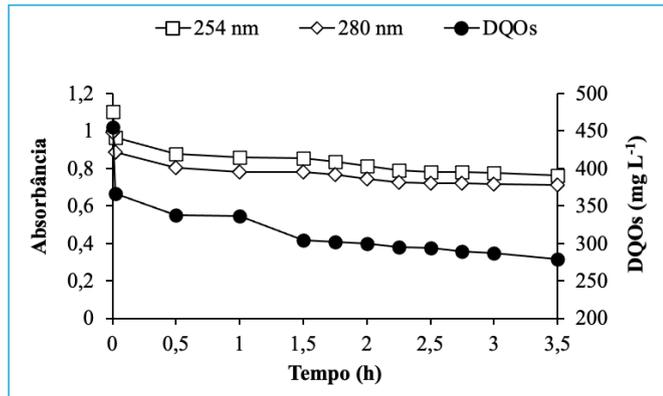


Figura 3 - Perfil de decaimento da demanda química de oxigênio e de compostos aromáticos (UV_{254nm}) e lignínicos (UV_{280nm}) durante a análise de ciclo.

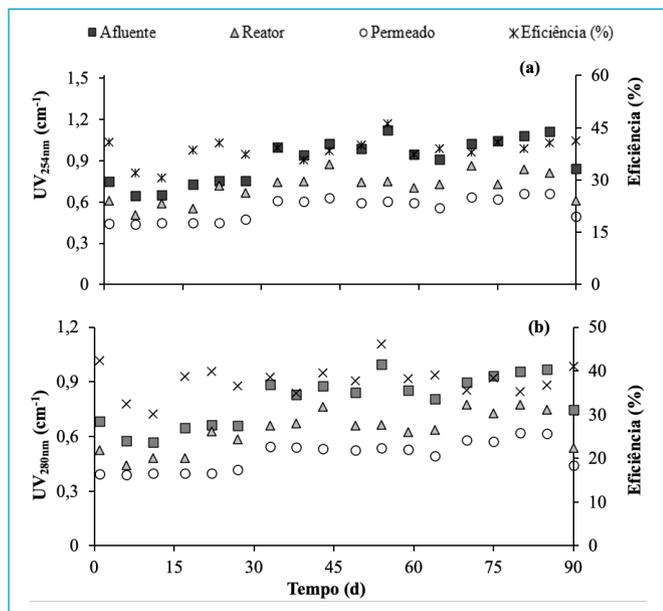


Figura 4 - Variação da absorvância a (A) 254 nm e (B) 280 nm com as respectivas eficiências de remoção dos compostos aromáticos (UV_{254nm}) e lignínicos (UV_{280nm}) ao longo dos dias operacionais.

Os valores médios de absorvância para UV_{254nm} no afluente, licor misto do reator e permeado foram, respectivamente, de $0,91 \pm 0,16$; $0,71 \pm 0,10$ e $0,55 \pm 0,08 \text{ cm}^{-1}$, enquanto os valores correspondentes para UV_{280nm} foram de $0,80 \pm 0,14$; $0,63 \pm 0,10$ e $0,49 \pm 0,08 \text{ cm}^{-1}$. Em ambas as absorvâncias, a ANOVA e o teste de Tukey (5%) detectaram diferenças ($F_{254nm} = 39,8$ e $p_{254nm} = 3,7E-11$; $F_{280nm} = 34,5$ e $p_{280nm} = 3,3E-10$).

Quando comparadas com a eficiência de remoção de DQOs, observou-se que as reduções dos compostos orgânicos derivados da lignina foram menores. As eficiências médias de remoção para UV_{254nm} e UV_{280nm} foram similares, atingindo 39 e 38%, respectivamente. Da mesma forma, observou-se um perfil de remoção similar entre a membrana e o processo biológico para ambos os comprimentos de onda. Da remoção total de absorvância obtida, a remoção pela biomassa representou de 21 a 22% de ambos os comprimentos de onda (UV_{254nm} e UV_{280nm}), enquanto a remoção atribuída à membrana foi de 17% (Tabela 4). Tais valores indicam que a atividade microbiológica e a retenção física impostas pelas membranas tiveram desempenho similar quanto à remoção de orgânicos derivados da lignina.

Na Figura 3, pode-se observar o perfil de decaimento dos compostos aromáticos (UV_{254nm}) e lignínicos (UV_{280nm}) durante a análise do ciclo do reator. A partir dos valores observados, a taxa de degradação dos compostos aromáticos e lignínicos (UV_{254nm} e UV_{280nm}) obtidos foi de $0,06$ e $0,05 \text{ cm}^{-1} \text{ h}^{-1}$, respectivamente. Esse comportamento indicou que os compostos derivados de lignina foram removidos ou sofreram alteração na sua estrutura (DIEZ *et al.*, 2002; LEI; CHEN; LI, 2013).

Remoção de cor verdadeira

Na Figura 5, é apresentada a variação da cor verdadeira ao longo dos dias operacionais do reator.

As concentrações médias de cor verdadeira no afluente, reator e permeado foram de 190 ± 81 ; $159,1 \pm 45$ e $82,3 \pm 12 \text{ uC}$. De acordo com a ANOVA e o

Tabela 4 - Valores de absorvâncias nos comprimentos de onda de 254 e 280 nm e respectivas eficiências de remoção total, pela biomassa e pela membrana.

| | Unidade | UV _{254nm} | UV _{280nm} |
|-----------------------------|------------------|---------------------|---------------------|
| Absorvâncias | | | |
| Afluente | cm ⁻¹ | $0,91 \pm 0,16$ | $0,80 \pm 0,14$ |
| Final fase aeróbia (reator) | cm ⁻¹ | $0,71 \pm 0,10$ | $0,63 \pm 0,10$ |
| Permeado | cm ⁻¹ | $0,55 \pm 0,08$ | $0,49 \pm 0,08$ |
| Remoções | | | |
| Remoção total | % | 39 | 38 |
| Remoção pela biomassa | % | 22 | 21 |
| Rejeição pela membrana | % | 17 | 17 |

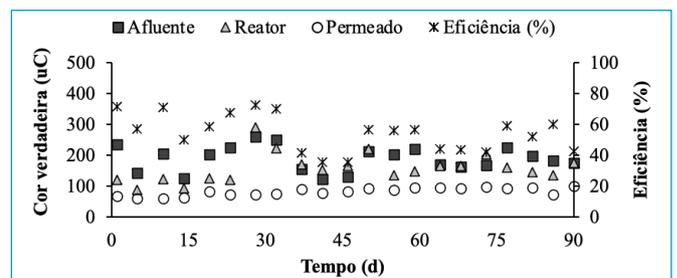


Figura 5 - Variação da concentração de cor verdadeira e eficiência de remoção (%) ao longo dos dias operacionais.

teste de Tukey (5%), observou-se decaimento na concentração desta variável ($F = 73,0$; $p = 8,4E-17$), apresentando eficiência média de remoção de 57% (Tabela 5). Assim como na variável DQOs, a etapa da filtração foi responsável pela maior parte da remoção de cor verdadeira, com eficiência média de 40% da remoção total em comparação com a etapa aeróbia, que apresentou eficiência média de remoção de 17% (Tabela 5).

Segundo Diez *et al.* (2002) e Milestone, Fulthorpe e Stuthridge (2004), tratamentos biológicos de efluentes de indústria de papel e celulose têm pouco efeito na remoção de cor e, em alguns casos, podem até produzir cor, principalmente para branqueamentos livres de cloro elementar. Segundo Lindholm-Lehto *et al.* (2015), o incremento da coloração possui relação com a presença da formação de grupos de carbonila e hidroxila após o tratamento biológico. Nas condições testadas, o mesmo efeito foi observado, o qual foi determinante na etapa aeróbia (apresentando valores próximos ou maiores que no afluente) (Figura 5).

Com base nos resultados e incluindo a avaliação dos compostos derivados da lignina, pode-se concluir que as substâncias responsáveis pela coloração do efluente de produção de papel são as mais recalcitrantes, mostrando resistência à biodegradação na etapa aeróbia. A presença dos compostos recalcitrantes oriundos da deslignificação e dos processos de branqueamento podem contribuir para aumento da cor e dificultar a ação dos microrganismos na biotransformação dessas substâncias. Uma alternativa que muitas vezes se observa na prática é a incorporação de uma etapa subsequente de tratamento físico-químico para atingir remoções maiores de cor, mas que notadamente encarecem o tratamento (HUBBE *et al.*, 2016).

Remoção de fenóis totais

Na Figura 6, é apresentada a variação da concentração de fenóis totais e eficiência de remoção no BRMLM-BS durante os dias operacionais. As concentrações

Tabela 5 - Concentração média de cor verdadeira em cada ponto de coleta e respectivas eficiências de remoções (remoção total, remoção pela biomassa e remoção pela membrana).

| | Unidade | Cor |
|-----------------------------|---------|----------|
| Concentrações | | |
| Afluente | uC | 190 ± 41 |
| Final fase aeróbia (reator) | uC | 157 ± 48 |
| Permeado | uC | 82 ± 13 |
| Remoções | | |
| Remoção total | % | 57 |
| Remoção pela biomassa | % | 17 |
| Rejeição pela membrana | % | 40 |

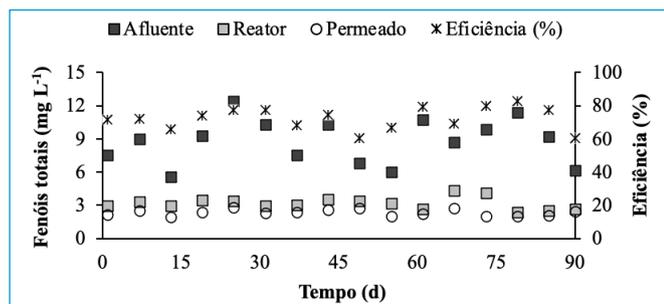


Figura 6 - Variação da concentração de fenóis totais e eficiência de remoção ao longo dos dias operacionais.

médias de fenóis totais no afluente, reator e permeado foram de $8,2 \pm 2,5$; $3,1 \pm 0,6$ e $2,2 \pm 0,3$ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, respectivamente. A ANOVA e o teste de Tukey (5%) detectaram diferenças na remoção deste parâmetro ($F = 192,8$; $p = 8,4E-23$), apresentando eficiência média de remoção no BRMLM-BS de 73%. Dessa remoção total, observou-se que a contribuição na etapa aeróbia na remoção de fenóis totais (62%) foi maior do que a remoção pela membrana (11%) (Tabela 6).

Desse modo, a remoção de fenóis totais na fase aeróbia pode estar relacionada às seguintes questões: baixa e pouca variação na concentração de fenóis totais no afluente (HOSSEINI; BORGHEI, 2005; NAKHLI *et al.*, 2014); biodegradação desse poluente (recalcitrante) por meio de enzimas extracelulares que utilizam oxigênio molecular (KO *et al.*, 2009) e/ou contribuição de elevada idade do lodo (θ_c) (DIEZ *et al.*, 2002).

Nas condições testadas, mesmo com baixa concentração de fenóis totais presentes no afluente, não foi observada remoção total, e a concentração residual no permeado manteve-se acima dos padrões de emissão para lançamento de efluentes ($0,5$ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) estabelecidos na Resolução nº 430/2011 do CONAMA (BRASIL, 2011).

Processo de colmatação das membranas

Na Figura 7, é apresentado o comportamento da PTM ao longo dos dias de operação do reator. Como resultado do processo de colmatação, a PTM aumentou gradualmente ao longo dos 90 dias de operação, exibindo uma velocidade de colmatação nesse período de $0,8$ $\text{kPa}\cdot\text{d}^{-1}$. Tal valor encontra-se abaixo da faixa de $1-3$ $\text{kPa}\cdot\text{d}^{-1}$ observada por Rodríguez-Hernández, Esteban-García e Tejero (2014) em um BRM de leito móvel operando em fluxo contínuo. Esse resultado

Tabela 6 - Concentração média de fenóis totais em cada ponto de coleta e respectivas eficiências de remoções (remoção total, remoção pela biomassa e remoção pela membrana).

| | Unidade | Fenóis totais |
|-----------------------------|-------------------------------|---------------|
| Concentrações | | |
| Afluente | $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ | $8,3 \pm 2,5$ |
| Final fase aeróbia (reator) | $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ | $3,1 \pm 0,6$ |
| Permeado | $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ | $2,2 \pm 0,3$ |
| Remoções | | |
| Remoção total | % | 73 |
| Remoção pela biomassa | % | 62 |
| Rejeição pela membrana | % | 11 |

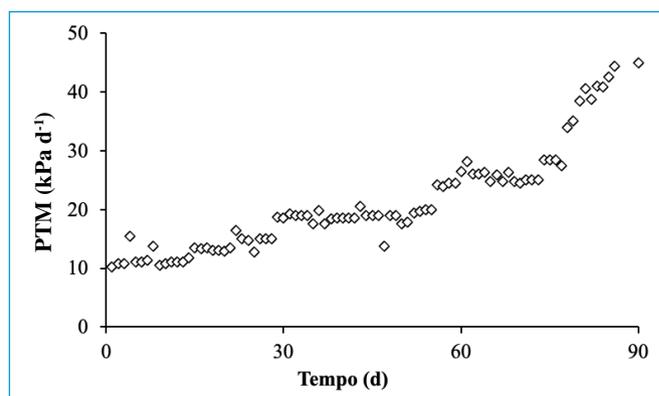


Figura 7 - Valores da pressão transmembrana ao longo dos dias operacionais.

sugere que a operação do BRM em modo descontínuo, na forma de batelada sequencial, pode atenuar o processo de incrustação da membrana, levando a menores velocidades de colmatação.

Ao longo do período operacional, não houve a necessidade de realização do procedimento de limpeza química da membrana, uma vez que a PTM se manteve abaixo do limite de 0,6 bar recomendado pelo fabricante. Infer-se que tal comportamento seja decorrente da operação do reator em condições de fluxo subcrítico, em que se observa um lento crescimento da PTM no início da operação seguido de um crescimento mais acentuado na parte final (POLLICE *et al.*, 2005; ERKAN; ENGIN, 2017).

Na Tabela 7, são apresentadas as concentrações médias de proteínas e polissacarídeos, na forma de EPS e SMP. Observa-se que a concentração de proteínas na forma solúvel (SMP-prot) e aderida ao floco (EPS-prot) apresentaram menores concentrações em comparação àquelas observadas para os polissacarídeos (SMP-pol e EPS-pol).

Tabela 7 - Concentrações médias de proteínas e polissacarídeos, na forma de substâncias poliméricas extracelulares e produtos microbianos solúveis.

| Parâmetros | Unidade | Valores |
|------------|-----------------------|-------------|
| SMP-prot | mg.L ⁻¹ | 17 ± 10,4 |
| SMP-pol | mg.L ⁻¹ | 28,9 ± 8,1 |
| EPS-prot | mg.gSSV ⁻¹ | 19,9 ± 8,2 |
| EPS-pol | mg.gSSV ⁻¹ | 49,4 ± 14,4 |

Tabela 8 - Matriz de correlação da pressão transmembrana com as variáveis produtos microbianos solúveis, substâncias poliméricas extracelulares, demanda química de oxigênio solúvel, UV₂₅₄, UV₂₈₀, fenóis totais, cor verdadeira.

| Parâmetros | PTM | |
|-------------------|---------------------|----------|
| | r _{Kendal} | p-valor |
| SMP-prot | -0,13 | 0,51 |
| SMP-pol | 0,19 | 0,32 |
| EPS-prot | -0,26 | 0,18 |
| EPS-pol | 0,26 | 0,18 |
| DQOs | 0,13 | 0,51 |
| UV ₂₅₄ | 0,78 | 0,00009* |
| UV ₂₈₀ | 0,77 | 0,0001* |
| Fenóis totais | 0,55 | 0,006* |
| Cor v. | 0,34 | 0,08 |

*Significativo a 5% de probabilidade.

Para melhor compreensão das variáveis relacionadas ao potencial incrustante, apresenta-se na Tabela 8 uma matriz de correlação envolvendo a PTM e os parâmetros SMP, EPS, DQOs, UV_{254nm}, UV_{280nm}, fenóis totais e cor verdadeira.

Apesar de a literatura comumente atribuir o processo de colmatação aos EPS/SMP sob a forma de proteínas e polissacarídeos (JUDD, 2016; BOKHARY *et al.*, 2018; GKOTSIS; ZOUBOULIS, 2019), na presente pesquisa, tais parâmetros não apresentaram influência significativa na incrustação das membranas. Da mesma forma, não se observou relação entre o teor de matéria orgânica dissolvida (DQOs) e a colmatação das membranas (rKendal = 0,13; p = 0,51). Por outro lado, observou-se que os compostos aromáticos (UV_{254nm}) (rKendal = 0,78; p = 0,00009*), lignínicos (UV_{280nm}) (rKendal = 0,77; p = 0,0001*) e fenóis totais (rKendal = 0,55; p = 0,006*) apresentaram correlação direta com o aumento da PTM. Segundo Bokhary *et al.* (2018), substâncias orgânicas e inorgânicas como carboidratos, extrativos e derivados da lignina, são dominantes nos processos de colmatação de membrana em BRM no tratamento de efluentes da indústria de papel e celulose.

De maneira geral, entende-se que a baixa velocidade de colmatação e a fraca relação entre DQOs e PTM podem ser decorrentes do reduzido teor de orgânicos presentes no efluente industrial utilizado nessa pesquisa, o que levou o reator a operar sob baixa carga orgânica volumétrica. Em decorrência, processos como adsorção orgânica e crescimento de biofilme sobre a membrana tornaram-se menos severos.

CONCLUSÕES

O sistema BRMLM-BS apresentou desempenho satisfatório no tratamento do efluente real de produção de papel, atingindo eficiência média de remoção de DQOs, UV₂₅₄, UV₂₈₀, cor verdadeira e fenóis totais, de 89; 38; 37; 57 e 73%, respectivamente.

A etapa de filtração foi responsável pela maior parte da remoção de DQOs e cor verdadeira. Mesmo assim, essas variáveis não influenciaram diretamente no aumento da PTM. Análises de correlação indicaram uma maior influência dos parâmetros UV_{254nm}, UV_{280nm} e fenóis totais com o processo de colmatação das membranas.

A operação do BRM em regime de batelada sequencial resultou em uma baixa velocidade de colmatação, trazendo a vantagem da não necessidade de limpeza química do módulo de membranas no período monitorado de 90 dias.

CONTRIBUIÇÕES DOS AUTORES

Pedroso, C.R.: Escrita – primeira redação, Investigação, Metodologia. Vidal, C.M.S.: Administração do projeto, Supervisão. Belli, T.J.: Escrita – revisão e edição, Análise formal. Campos, S.X.: Conceituação. Silva, C.P.: Visualização.

REFERÊNCIAS

- ABU BAKAR, S.N.H.; ABU HASAN, H.; MOHAMMAD, A.W.; SHEIKH ABDULLAH, S.R.; YETI HAAN, T.; NGTENI, R.; YUSOF, K.M.M. A review of moving-bed biofilm reactor technology for palm oil mill effluent treatment. *Journal of Cleaner Production*, v. 171, p. 1532-1545, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.10.100>
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA); AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION (AWWA); WATER ENVIRONMENT FEDERATION (WEF). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 23. ed. Washington, D.C.: APHA, 2017.
- ASHRAFI, O.; YERUSSHALMI, L.; HAGHIGHAT, F. Wastewater treatment in the pulp-and-paper industry: A review of treatment process and the associated greenhouse gas emission. *Journal of Environmental Management*, v. 158, p. 146-157, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.05.010>
- BELLI, T.J.; BATTISTELLI, A.A.; BASSIN, J.P.; AMARAL, M.C.S.; LAPOLLI, F.R. Influência da idade do lodo na colmatação das membranas em um biorreator à membrana tratando esgoto sanitário. *Engenharia Sanitária e Ambiental Sanitária*, v. 24, n. 1, p. 157-168, 2019. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522019169848>

- BOKHARY, A.; TIKKA, A.; LEITCH, M.; LIAO, B. Membrane fouling prevention and control strategies in pulp and paper industry applications: A review. *Journal of Membrane Science and Research*, v. 4, n. 4, p. 181-197, 2018. <https://doi.org/10.22079/jmsr.2018.833371185>
- BRASIL. *Resolução CONAMA nº 430, de 13 de maio de 2011*. Brasília: Conselho Nacional do Meio Ambiente, 2011.
- CAI, F.; LEI, L.; LI, Y. Science of the Total Environment different bioreactors for treating secondary effluent from recycled paper mill. *Science of the Total Environment*, v. 667, p. 49-56, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.377>
- ÇEÇEN, F. The use of uv-vis measurements in the determination of biological treatability of pulp bleaching effluents. In: INTERNATIONAL WATERASSOCIATION SYMPOSIUM ON FOREST INDUSTRY WASTEWATERS, 7., 2003, Seattle. *Anais...* 2003, p. 135-142.
- COSTA, R.E.; LOBO-RECIO, M.A.; BASTTISTELLI, A.A.; BASSIN, J.P.; BELLI, T.J.; LAPOLLI, F.R. Comparative study on treatment performance, membrane fouling, and microbial community profile between conventional and hybrid sequencing batch membrane bioreactors for municipal wastewater treatment. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 25, n. 32, p. 32767-32782, 2018. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-3248-8>
- DIEZ, M.C.; CASTILLO, G.; AGUILAR, L.; VIDAL, G.; MORA, M.L. Operational factors and nutrient effects on activated sludge treatment of Pinus radiata kraft mill wastewater. *Bioresource Technology*, v. 83, n. 2, p. 131-138, 2002. [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(01\)00204-8](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(01)00204-8)
- DUAN, L.; TIAN, Y.; LIU, X.; SONG, Y.; YANG, L.; ZHANG, J. Comparison between moving bed-membrane bioreactor and conventional membrane bioreactor systems. Part II: bacterial Community. *Environmental Earth Sciences*, v. 73, n. 9, p. 4891-4902, 2015. <https://doi.org/10.1007/s12665-015-4245-6>
- DUBOIS, M.; GILLES, K.A.; HAMILTON, J.K.; REBERS, P.A.; SMITH, F. Colorimetric method for determination of sugars and related substances. *Analytical Chemistry*, v. 28, n. 3, p. 350-356, 1956. <https://doi.org/10.1021/ac60111a017>
- ERKAN, H.S.; ENGIN, G.O. The investigation of paper mill industry wastewater treatment and activated sludge properties in a submerged membrane bioreactor. *Water Science Technology*, v. 76, n. 7-8, p. 1715-1725, 2017. <https://doi.org/10.2166/wst.2017.351>
- FAZAL, S.; ZHANG, B.; ZHONG, Z.; GAO, L.; CHEN, X. Industrial Wastewater Treatment by Using MBR (Membrane Bioreactor) Review Study. *Journal of Environmental Protection*, v. 6, n. 6, p. 584-598, 2015. <https://doi.org/10.4236/jep.2015.66053>
- GKOTSIS, P.K.; ZOUBOULIS, A.I. Biomass characteristics and their effect on membrane bioreactor fouling. *Molecules*, v. 24, n. 16, p. 2867, 2019. <https://doi.org/10.3390/molecules24162867>
- HOSSEINI, S.H.; BORGHEI, S.M. The treatment of phenolic wastewater using a moving bed bio-reactor. *Process Biochemistry*, v. 40, n. 3-4, p. 1027-1031, 2005. <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2004.05.002>
- HUBBE, M.A.; METTS, J.R.; HOERMOSILLA, D.; BLANCO, M.A.; YERUSHALMI, L.; HAGHIGHAT, F.; LINDHOLM-LEHTO, P.; KHODOPARAST, Z.; KAMALI, M.; ELLIOTT, A. Wastewater treatment and reclamation: a review of pulp and paper industry practices and opportunities. *BioResources*, v. 11, n. 3, p. 7953-8091, 2016.
- IORHEMEN, O.T.; HAMZA, R.A.; TAY, J.H. Membrane bioreactor (Mbr) technology for wastewater treatment and reclamation: Membrane fouling. *Membranes*, v. 6, n. 2, p. 33, 2016. <https://doi.org/10.3390/membranes6020033>
- IZADI, A.; HOSSEINI, M.; DARZI, G.N.; BIDHENDI, G.N.; SHARIATI, F.P. Perspectives on membrane bioreactor potential for treatment of pulp and paper industry wastewater: a critical review. *Applied Biotechnology Reports*, v. 5, n.4, p. 139-150, 2018. <https://doi.org/10.29252/JABR.05.04.02>
- IZADI, A.; HOSSEINI, M.; NAJAFPOUR, G.; NABI, G.; PAJOU, F. Performance of an integrated fixed bed membrane bioreactor (FBMBR) applied to pollutant removal from paper-recycling wastewater. *Water Resources and Industry*, v. 21, 100111, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.wri.2019.100111>
- JUDD, S. *The MBR book: Principles and applications of membrane bioreactors in water and wastewater treatment*. 2. ed. Oxford, Elsevier, 2011. 519 p.
- JUDD, S. The status of industrial and municipal effluent treatment with membrane bioreactor technology. *Chemical Engineering Journal*, v. 305, p. 37-45, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2015.08.141>
- KAMALI, M.; KHODAPARAST, Z. Review on recent developments on pulp and paper mill wastewater treatment. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 114, p. 326-342, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2014.05.005>
- KO, J.; SHIMIZU, Y.; IKEDA, K.; KIM, S.; PARK, C.; MATSUI, S. Biodegradation of high molecular weight lignin under sulfate reducing conditions: lignin degradability and degradation by-products. *Bioresource Technology*, v. 100, n. 4, p. 1622-1627, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.09.029>
- LEI, L.; CHEN, S.; LI, Y. Effect of biological treatment on characteristics of soluble organic compounds in hardwood KP bleaching effluent. *BioResources*, v. 8, n. 3, p. 4349-4358, 2013.
- LEYVA-DÍAZ, J.C.; LÓPEZ-LÓPEZ, C.; MARTÍN-PASCUAL, J.; MUÑO, M.M.; POYATOS, J.M. Kinetic study of the combined processes of a membrane bioreactor and a hybrid moving bed biofilm reactor-membrane bioreactor with advanced oxidation processes as a post treatment stage for wastewater treatment. *Chemical Engineering and Processing: Process Intensification*, v. 91, p. 57-66, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.cep.2015.03.017>
- LINDHOLM-LEHTO, P.C.; KNUUTINEN, J.S.; AHKOLA, H.S.J.; HERVE, S.H. Refractory organic pollutants and toxicity in pulp and paper mill wastewaters. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 22, n. 9, p. 6473-6499, 2015. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-4163-x>
- LOWRY, O.H.; ROSEBROUGH, N.J.; FARR, A.L.; RANDALL, R.J. Protein measurement with the Folin phenol reagent. *Journal of Biological Chemistry*, v. 193, n. 1, p. 265-275, 1951.
- MANNINA, G.; CAPODICI, M.; COSENZA, A.; DI TRAPANI, D.; EKAMA, G.A. The effect of the solids and hydraulic retention time on moving bed membrane bioreactor performance. *Journal of Cleaner Production*, v. 170, p. 1305-1315, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.09.200>
- MASHAYEKHI, F.; HAZRATI, H.; SHAYEGAN, J. Fouling control mechanism by optimum ozone addition in submerged membrane bioreactors treating synthetic wastewater. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, v. 6, n. 6, p. 7294-7301, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2018.10.016>
- METCALF, L.; EDDY, H.P. *Tratamento de efluentes e recuperação de recursos*. 5. ed. Porto Alegre: AMGH, 2016. 2008 p.

- MILESTONE, C.B.; FULTHORPE, R.R.; STUTHRIDGE, T.R. The formation of colour during biological treatment of pulp and paper wastewater. *Water Science and Technology*, v. 50, n. 3, p. 87-94, 2004.
- MUHAMAD, M.H.; ABDULLAH, S.R.S.; HASAN, H.A.; REEHAN, R.A. Comparison of the efficiencies of attached- versus suspended-growth SBR systems in the treatment of recycled paper mill wastewater. *Journal of Environmental Management*, v. 163, p. 115-124, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.08.012>
- NAKHLI, S.A.A.; AHMADIZADEH, K.; FERESHTEHNEJAD, M.; ROSTAMI, M.H.; SAFARI, M.; BORGHEI, S.M. Biological removal of phenol from saline wastewater using a moving bed biofilm reactor containing acclimated mixed consortia. *SpringerPlus*, v. 3, p. 112, 2014. <https://doi.org/10.1186%2F2193-1801-3-112>
- PATEL, K.; PATEL, N.; VAGHAMSHI, N.; SHAH, K.; DUGGIRALA, S.M.; DUDHAGARA, P. Trends and strategies in the effluent treatment of pulp and paper industries: A review highlighting reactor options. *Current Research in Microbial Sciences*, v. 2, 100077, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.crmicr.2021.100077>
- POLLICE, A.; BROOKES, A.; JEFFERSON, B.; JUDD S. Sub-critical flux fouling in membrane bioreactors - A review of recent literature. *Desalination*, v. 174, n. 3, p. 221-230, 2005. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2004.09.012>
- RODRÍGUEZ-HERNÁNDEZ, L.; ESTEBAN-GARCÍA, A.L.; TEJERO, I. Comparison between a fixed bed hybrid membrane bioreactor and a conventional membrane bioreactor for municipal wastewater treatment: A pilot-scale study. *Bioresource Technology*, v. 152, p. 212-219, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.10.081>
- RUSTEN, B.; EIKEBROKK, B.; ULGENES, Y.; LYGREN, E. Design and operations of the Kaldnes moving bed biofilm reactors. *Aquacultural Engineering*, v. 34, n. 3, p. 322-331, 2006. <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2005.04.002>
- SAIDLULU, D.; MAJUMDER, A.; GUPTA, A.K. A systematic review of moving bed biofilm reactor, membrane bioreactor, and moving bed membrane bioreactor for wastewater treatment: Comparison of research trends, removal mechanisms, and performance. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, v. 9, n. 5, 106112, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2021.106112>
- TOCZYLOWSKA-MAMINSKA, R. Limits and perspectives of pulp and paper industry wastewater treatment - A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 78, p. 764-772, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2017.05.021>
- VAIDHEGI, K.; SANDHIYA, P.; SANTHIYA, M. Moving bed biofilm reactor: a new perspective in pulp and paper waste water treatment. *International Journal of Engineering Research and Application*, v. 6, n. 6, p. 9-13, 2016.
- VON SPERLING, M. *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. 4. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, 2017. 452 p.
- YANG, S.; YANG, F.; FU, Z.; LEI, R. Comparison between a moving bed membrane bioreactor and a conventional membrane bioreactor on organic carbon and nitrogen removal. *Bioresource Technology*, v. 100, n. 8, p. 2369-2374, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.11.022>
- ZHANG, S.; WANG, Y.; HE, W.; WU, M.; XING, M.; YANG, J.; GAO, N.; PAN, M. Impacts of temperature and nitrifying community on nitrification kinetics in a moving bed biofilm reactor treating polluted raw water. *Chemical Engineering Journal*, v. 236, p. 242-250, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2013.09.086>

