

## **Capítulo VIII**

### **BIORREATOR DE MEMBRANA: ALTERNATIVA PARA O TRATAMENTO DE EFLUENTE DE INDÚSTRIAS DE PAPEL E CELULOSE**

---

**Ludmila Carvalho Neves  
Jeanette Beber de Souza  
Carlos Magno de Sousa Vidal**

## **BIORREATOR DE MEMBRANA: ALTERNATIVA PARA O TRATAMENTO DE EFLUENTE DE INDÚSTRIAS DE PAPEL E CELULOSE**

### **Ludmila Carvalho Neves**

Universidade Estadual do Centro Oeste do Paraná, Programa de Pós Graduação em Ciências Florestais.

Irati – Paraná

### **Jeanette Beber de Souza**

Universidade Estadual do Centro Oeste do Paraná, Departamento de Engenharia Ambiental.

Irati – Paraná

### **Carlos Magno de Sousa Vidal**

Universidade Estadual do Centro Oeste do Paraná, Departamento de Engenharia Ambiental.

Irati – Paraná

**RESUMO:** Os biorreatores de membrana (BRM) tornaram-se uma tecnologia consolidada e alternativa para os processos convencionais de tratamento de águas residuárias. Os BRM são capazes de produzir efluente de alta qualidade livre de sólidos suspensos e níveis muito baixos de contaminação bacteriológica e matéria orgânica. Assim, a presente pesquisa abordou sobre os fundamentos dessa tecnologia bem como trouxe à exposição para os leitores as condições operacionais que ditam o bom desempenho do sistema. Por fim, ressalta-se que os estudos nessa temática são fundamentais para ampla inserção dos BRMs nas estações de tratamento brasileiras.

**PALAVRAS CHAVES:** estação de tratamento de efluente, meio ambiente e tratamento avançado.

## **1. INTRODUÇÃO**

A indústria de papel e celulose (IPC) possui grande importância na economia brasileira. As estatísticas econômicas revelam que o setor papeleiro brasileiro vem cada vez mais aumentando as exportações, contribuindo de maneira significativa com o PIB (Produto Interno Bruto) nacional. De acordo com os dados da Indústria Brasileira de Árvores (IBA, 2015) o Brasil ocupa quarto lugar na produção mundial de celulose e o nono lugar na produção de papel.

Em contrapartida de suas significativas contribuições para economia brasileira, Gonder et al. (2011) mencionam que as IPC ocupam o terceiro lugar no ranking das indústrias em termos de geração de efluentes líquidos, atrás apenas das de metais primários e produtos químicos. Portanto, a potencial poluição causada aos corpos hídricos pelo lançamento desses efluentes é algo bastante

preocupante. Conforme Raj et al. (2014) são consumidos entre 273 m<sup>3</sup> a 450 m<sup>3</sup> de água por tonelada de polpa produzida, o que resulta em torno de 30 a 300 m<sup>3</sup> de efluentes líquidos.

Os efluentes gerados são caracterizados de acordo com o processo produtivo empregado na fábrica, os aditivos químicos utilizados, as práticas de gestão ambiental, a matéria prima etc., mas de maneira geral essas águas residuárias possuem intensa coloração, altos teores de DBO (demanda bioquímica de oxigênio) e DQO (demanda química de oxigênio), baixa biodegradabilidade (razão DBO/DQO), presença de compostos tóxicos clorados, sólidos suspensos, taninos, lignina e seus derivados, absorvíveis (AOX), fenóis, sólidos suspensos, metais pesados etc. (SIMONIČ e VNUČEC, 2011).

Assim, caso esse efluente seja despejado nos corpos hídricos sem tratamento prévio adequado poderá provocar danos significativos ao ambiente, por exemplo: redução do fito plâncton, impactos térmicos, efeitos tóxicos sobre peixes, etc. (SOLOMAN et al. 2009, CHANWORRAWOOT e HUSOM, 2012).

As estações de tratamento de efluente (ETE) das IPCs geralmente são compostas por tratamento primário, seguido de tratamento secundário, normalmente biológico. Porém, esses sistemas constituídos principalmente por lagoas aeradas ou processos de lodos ativados, apresentam reduções de matéria orgânica em torno de 90 a 95% para DBO e de 40 a 60% de DQO (BRYANT et al. 1992) o que podem não atender os padrões ambientais.

Desta forma, sabe que as IPCs vêm enfrentando diversos desafios para cumprir, as normas ambientais mais rigorosas dentre eles a implementação de tecnologias inovadoras de tratamento de efluentes que possibilitem o lançamento de efluente com melhor qualidade no corpo receptor e, principalmente, a sua reutilização e/ou reciclagem dentro do processo produtivo, diminuindo, desta forma a captação de águas superficiais e a geração de efluentes.

Nesse contexto, no cenário mundial observa-se o desenvolvimento de sistemas de tratamento ditos “avançados”, os quais surgiram na expectativa de solucionar os desafios supracitados.

Assim, a tecnologia de biorreator de membranas (BRM) é uma das opções potenciais para o tratamento de efluentes de indústrias de papel e celulose. Isto devido as suas elevadas capacidades de remover ampla variedade de compostos orgânicos e tóxicos, proporcionando efluente final com excepcional qualidade para reuso, a partir de instalações de tratamento mais compactas, automatizadas, modulares e, atualmente, com custo competitivo em relação aos demais sistemas convencionais de tratamento.

O presente capítulo abordou de maneira geral os fundamentos dos BRMs bem como seus principais parâmetros operacionais, de forma que os leitores adquiram uma visão atual deste processo de tratamento.

## 2. REVISÃO DE LITERATURA

### 2.1 Histórico BRM

Judd (2006) relata que um dos primeiros trabalhos envolvendo a tecnologia de biorreatores de membrana foi publicado no final dos anos 60, logo que a ultra filtração (UF) e microfiltração (MF) estavam disponíveis para comercialização.

Nesse primeiro trabalho, foi utilizada a configuração de acoplamento externo de módulos de ultra filtração com circulação *cross-flow* do conteúdo do reator biológico aeróbio pela membrana, foram utilizadas membranas de configuração plana e de material polimérico com porosidade de 0,003 a 0,01  $\mu\text{m}$  (BEMBERIS et al., 1971). Inicialmente a aplicação dos BRMs no tratamento de águas residuárias foi limitada devido ao alto consumo de energia que essas primeiras bases de configuração exigiam, o consumo era em torno de 3 a 6 kWh/m<sup>3</sup> enquanto que o tratamento biológico consumia 0,8 a 4 kWh/m<sup>3</sup> (BUER e CUMIN, 2010).

O avanço no desenvolvimento dos estudos em BRM veio na década de 90 com a ideia de Yamamoto et al. (1988) de submergir as membranas no biorreator, reduzindo para 1 kWh /m<sup>3</sup> o consumo de energia no sistema, até então os biorreatores eram desenvolvidos com o dispositivo de separação localizado externo ao reator, exigindo alta pressão transmembrana (PTM) para manter a filtração. Outra chave para impulsionar as pesquisas foi a ideia de utilizar fluxo borbulhante no sistema BRM para controlar a colmatção (LE-CLEC et al., 2003).

A partir do surgimento da segunda geração de BRMs houve crescimento exponencial das pesquisas nessa área e a incorporação desta tecnologia nas plantas de tratamento aumentou significativamente, principalmente nos últimos dez anos, tornando-se uma alternativa competitiva ao convencional processo de lodos ativados (BUGGE et al., 2013).

Até o presente ano conforme Wang et al. (2014) há pelo menos 50 fornecedores privados de BRM e centenas de plantas de BRM em grande escala (com capacidade de tratamento superior a 10000 m<sup>3</sup>/d) em operação no mundo. Em sua maioria essas instalações correspondem a sistemas com módulos submersos aplicados ao tratamento de esgotos domésticos (SANT'ANNA JR e CERQUEIRA, 2011).

As empresas de maior expressão no mercado de BRM são GE e a Kubota. Mas, há outras empresas, como a Wehrle Werk A. G., Orelis & Mutsui Chemicals, Degremont, US Filtre, entre outras.

De acordo com Mutamin et al. (2012) no mercado mundial de BRM a taxa de crescimento é superior a 10% ao ano, isto ocorre devido a surpreendente capacidade de remoção de contaminantes que o BRM apresenta, sendo considerado ideal para o tratamento de efluente objetivando o reuso.

Um exemplo a ser mencionado é de uma estação de esgoto doméstico implantada com BRM na Grã-Bretanha, a ETE possuía vazão de 1970m<sup>3</sup>/dia e o BRM 3600 painéis de membranas totalizando 2880 m<sup>2</sup> de área filtrante. Os resultados da operação durante 10 anos mostraram que a DBO no efluente tratado foi menor que 5mg/L e a DQO média foi de 22mg/L, a remoção de coliformes foi maior que 5,8 log. Durante esse período, as limpezas químicas foram feitas a cada oito meses e somente 6% dos painéis foram trocados (KUBOTA, 2008).

## **2.2 Biorreator de membranas: Definição e fundamentos**

Os biorreatores de membrana, de maneira geral, consistem na combinação do processo de biodegradação natural de poluentes por bactérias heterotróficas aeróbias ou anaeróbias com processo de separação por membrana (PSM) (JUDD, 2006; SCHEINEIDER E TSUTIYA, 2011). Os BRMs aplicados em tecnologia ambiental são em geral, constituintes de MF ou UF (SANT'ANNA JR e CERQUEIRA et al., 2011).

Em BRMs, o tratamento biológico e a filtração por membrana não podem ser considerados unidades individuais, eles são interdependentes de muitas maneiras e, por isso são considerados “biorreatores híbridos” (DREWS et al., 2006).

Para Sant'Anna Jr e Cerqueira et al. (2011) o BRM é uma variante do processo de lodos ativados, onde o decantador secundário é substituído pelo módulo de membranas, desta forma, a etapa de decantação é substituída pela retenção do lodo por membranas. As membranas também podem ser acopladas a biorreatores anaeróbios.

Os BRMs permitem separar os flocos microbianos (lodo) da fase aquosa com relativa facilidade. Conforme Sant'Anna Jr e Cerqueira et al. (2011) essa característica é bastante vantajosa, pois se sabe que um dos pontos mais críticos do processo de lodos ativados convencional (LAC) é a separação de lodo por sedimentação. Além de proporcionar sobrenadante clarificado, a sedimentação deve assegurar um bom adensamento do lodo.

Os BRMs possuem diversas vantagens em relação aos tratamentos convencionais, as principais são:

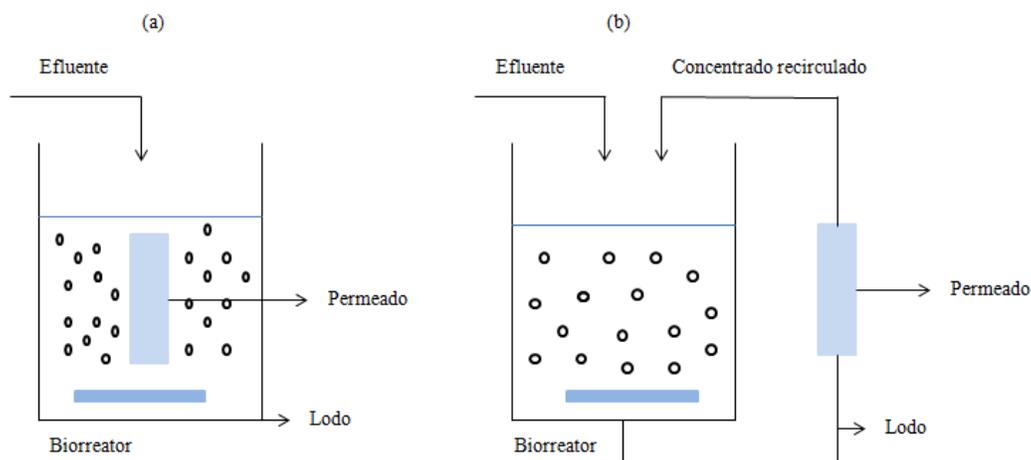
- Tratamento com elevada concentração de biomassa e menor produção de lodo (FAN et al., 2006);
- Independência entre  $\theta_c$  e o TDH, o qual permite longas idades de lodo, possibilitando degradação de compostos de baixa biodegradabilidade (THOMAS et al., 2000);
- São sistemas compactos (AMARAL, 2009);
- Proporciona efluentes de boa qualidade para reuso, com baixa turbidez, densidade de bactérias patogênicas e DBO (MELIN et al. 2006, GABARRÓN et al. 2015);

- Remoção de compostos recalcitrantes como: compostos fenólicos e organoclorados, que estão presentes nos efluentes das IPC (BERNHARD; MÜLLER; KNEPPER, 2006);
- Eficaz na remoção de compostos atribuidores de toxicidade crônica e aguda ao efluente (AMARAL, 2009);
- Permite operações em baixas concentrações de oxigênio dissolvido, com potencialidade de nitrificação e desnitrificação (FENU et al. 2010);
- Boa capacidade de desinfecção (LIN et al., 2014);
- Menor sensibilidade quando os contaminantes estão presentes em elevadas concentrações (MELIN et al., 2006).

### 2.3 Variações de BRMs Aeróbios

Quanto à disposição dos módulos de membranas, os sistemas BRM encontram-se disponíveis em duas configurações: módulo de membrana integrado junto ao reator (sBRM), onde as membranas ficam submersas diretamente no lodo biológico e o módulo de membrana localizado externamente ao reator (eBRM) (SANT'ANNA JR e CERQUEIRA et al., 2011) (Figura 4).

Em ambas as configurações fazem-se uso de um difusor de ar na base do reator com a função de fornecer ar comprimido para o interior do tanque, liberando oxigênio para manter as condições aeróbias no meio e também no caso de sBRM para limpar a superfície da membrana e o interior do reator à medida que ascendem o tanque (NG e KIM, 2007).



**Figura 1.** Configuração de sistemas de BRM: (a) BRM submerso, (b) BRM.

Mutamin et al. (2012) e relatam que eBRM normalmente são operados com efluentes que possuem alta concentração de compostos inorgânicos, por exemplo, alta salinidade e extremo valor de pH o que podem inibir o processo de degradação biológica dentro do reator. De acordo Melin et al., (2006) membranas do tipo

tubulares são as comumente empregadas em eBRM, já os sBRM são tipicamente equipados com membranas do tipo fibra-oca.

Nota-se por meio da literatura que pesquisas com sBRM no tratamento de águas residuárias tem sido predominante nos últimos anos, enquanto que estudo com eBRM tem recebido menos atenção.

## **2.4 Aspectos importantes na operação de BRM**

Há vários aspectos importantes na operação de BRM no tratamento de efluentes. Nessa seção serão abordadas algumas variáveis de funcionamento de maior interesse para o cenário do tratamento de efluente.

### **2.4.1 Aeração**

De acordo com Park et al. (2005) a aeração no sistema é um dos parâmetros mais importantes a serem analisados em BRM.

A aeração em um biorreator de membranas possui três funções: i) manutenção da limpeza na superfície da membrana, ii) fornecimento de oxigênio para a biomassa, iii) manutenção da suspensão da comunidade microbiana no interior do reator.

O sopro das bolhas promove cisalhamento na superfície da membrana gerando com isso velocidade tangencial sobre a mesma, o que resulta em remoção parcial ou total do material sólido que ficara retido nos poros, além disso, a turbulência de ar colabora com a oxidação dos poluentes. No caso de módulos de membranas do tipo fibra-oca, as bolhas também provocam movimentação das fibras cooperando com o desprendimento do material retido (SANT'ANNA JR e CEQUEIRA, 2011).

Rarkovich (2005) ressalta que não somente a taxa de aeração aplicada no sistema, mas também o tamanho das bolhas introduzidas deve ser considerado um fator importante. Temmerman et al. 2015 discorrem que bolhas grosseiras (> 2 milímetros) são geralmente aplicadas para lavagem da biomassa presente próxima a superfície das membranas, já as bolhas finas (< 2 milímetros) são destinadas para manter oxigênio dissolvido (OD) dentro do reator.

De acordo com Von Sperling (2002), quanto menor o tamanho das bolhas de ar, maior a área superficial disponível para transferência de gases, isto é, maior eficiência de oxigenação.

Para Silva (2009) geralmente quanto maior for a intensidade de aeração, maior será a turbulência promovida e, conseqüentemente melhor capacidade de filtração e menor taxa de colmatação, favorecendo com isso a eficiência do processo.

Contudo, Le Clech et al. (2006) alertam que o excesso de aeração pode levar a alteração na estrutura do biofilme, a quebra dos flocos o que leva inevitavelmente a maiores níveis de substâncias poliméricas extracelulares (SMP), descritas como uma das principais causas do processo de colmatção das membranas.

Para Gabarrón et al. (2015) o sistema de aeração representa uma quantidade significativa dos custos operacionais, sendo muitas vezes responsável por 50% de participação no consumo total de energia em instalações convencionais de lodos ativados e aproximadamente 17% dos BRM, assim taxas de aeração além do necessário podem tornar a aplicação desta tecnologia em escala real bastante onerosa (BELLI, 2011).

### 2.4.2 Idade do lodo

A idade do lodo ( $\theta_c$ ) é um importante parâmetro de projeto em reatores biológicos. Uma das vantagens do BRM é a retenção total de sólidos pela membrana (não ocorre por gravidade como em sistemas convencionais de tratamento), isso permite que o sistema opere com maiores  $\theta_c$  e com cargas mais elevadas, o que resulta em menor produção de lodo e encurta o tempo de detenção hidráulica (TDH) necessário.

Segundo Judd (2006) o  $\theta_c$  controla algumas características do licor misto como, por exemplo, a relação A/M (alimento/micro-organismo), produção de lodo em excesso, teor de sólidos, podendo essas alterar as propriedades da biomassa, principalmente no que se refere à concentração de SMP (COSENZA et al., 2013).

Posto isto, percebe-se que a  $\theta_c$  influencia significativamente no processo de colmatção das membranas, dado que a capacidade de filtração é influenciada pela viscosidade do licor, concentração de sólido suspensos, a quantidade de bactérias filamentosas, concentração de SMP etc. (COSENZA et al., 2013).

Perante a importância desse parâmetro diversos grupos de pesquisa vêm atuando nessa temática, visando avaliar o efeito da variação da idade do lodo no desempenho de biorreator de membranas.

Philippe et al. (2013) monitoram durante um ano um BRM (equipado com fibra oca) em escala real alimentado com esgoto doméstico. Por meio de análise estatística os pesquisadores avaliaram a influência das condições operacionais do sistema, dentre elas as características do lodo (idade, temperatura, relação A/M, concentração de SSV) na permeabilidade hidráulica da membrana. Os resultados das análises revelaram que o conjunto de características do lodo representou 30% da variação total das variáveis operacionais, além disso, foi relatada correlação negativa entre  $\theta_c$  e a produção de SMP, isto é, aumentando-se a  $\theta_c$  diminui-se a concentração de SMP, caso contrário diminuindo a  $\theta_c$  aumenta o nível de SMP.

Liang et al., (2007) estudaram a formação de SMP em BRM em escala piloto em três diferentes  $\theta_c$ : 10, 20 e 30 dias. O reator foi alimentado com efluente sintético facilmente biodegradável. Segundo os autores as concentrações de SMP

foram mais elevadas durante a operação com  $\theta_c$  de 10 e 20 dias do que com 40 dias.

Zhang et al., (2006) testaram a aplicação de  $\theta_c$  de 10 e 30 dias em BRM equipado com membranas planas (porosidade de  $0,2\mu\text{m}$ ) tratando esgoto doméstico. A concentração de SSV foi de aproximadamente 6g/L e 10g/L para as idades 10 e 30 dias, respectivamente. Os autores verificaram que a operação do reator com idade de lodo de 10 dias conduziu a uma concentração de SMP e EPS no licor misto cerca de 100% maior do que na operação com idade de lodo de 30 dias, sendo observada maior propensão a colmatação na menor idade.

Policce et al., (2008) ao investigarem o desempenho de BRM no tratamento de esgoto doméstico sob diferentes idades de lodo (entre 20 e 80 dias), os autores afirmaram, baseado nos resultados de testes de respirometria, que o reator poderia ser operado em maiores idades de lodo sem inconvenientes nas atividades de biodegradação.

Em contrapartida, ao operarem um BRM alimentado com esgoto doméstico Trussel et al. (2006) afirmaram que ao alterar a idade do lodo de 2 dias para 10 dias houve aumento da contribuição de SMP na resistência a filtração. Da mesma maneira, Wu et al. (2008) observaram que altas  $\theta_c$  tende a aumentar a viscosidade do lodo, favorecendo a colmatação.

Meng et al. (2009) sugerem trabalhar com idades de lodo nem muito baixas e nem muito altas, pois extremos podem prejudicar o desempenho de BRMs, indicando, um valor ótimo entre 20 e 50 dias. Já Mutamin et al. (2012) discorrem que não há uma idade de lodo ideal recomendada para BRMs, de acordo com os autores a  $\theta_c$  ótima dependerá da natureza do efluente e da recalcitrância dos poluentes presentes.

Diante dos estudos apresentados, percebe-se que questões envolvendo idade do lodo e colmatação das membranas ainda são contraditórias. Embora, existam na literatura diversos estudos tentando esclarecer as interações entre a idade do lodo a operação de BRM, a maioria deles são direcionados ao tratamento de esgoto doméstico, nota-se uma carência desses estudos envolvendo o tratamento de efluentes indústrias, principalmente o tratamento de efluente provenientes de fabricas de papel e celulose.

Frente a essa situação pode-se afirmar que existe uma demanda de pesquisas que busquem investigar o efeito que a idade do lodo pode ocasionar no desempenho BRMs alimentado com efluente papeleiro.

### **2.4.3 Tempo de detenção hidráulica**

Sabe-se que a carga orgânica volumétrica (COV) expressa pela razão entre alimento e micro-organismo (A/M) é um parâmetro chave na operação de sistemas biológicos de tratamento. Nesse sentido, o tempo de detenção hidráulico é

intrinsecamente relacionado a esse parâmetro, estando também diretamente relacionado com o volume e custo operacional do reator.

Belli (2011) reporta que a variação da relação A/M influenciará na produção de SMP pela biomassa, alterando o licor misto e, conseqüentemente afetando a colmatação das membranas, com isso, quanto menor for o TDH, maior será a COV, aumentando dessa maneira a propensão à colmatação das membranas.

Chae et al. (2006) relataram que ao reduzir o TDH de 10 horas para 4, tratando de esgoto doméstico em BRM, as concentrações de EPS e o tamanho médio das partículas aumentaram ocasionando aumento da resistência a filtração e não obstante, redução do fluxo.

Viero et al. (2008) trabalhando com efluente sintético contendo compostos facilmente biodegradáveis observaram que o TDH não influenciou significativamente na eficiência de remoção de DQO, porém quando o mesmo sistema BRM, foi utilizado para tratar efluente industrial (refinaria de petróleo) complexo, pequenas variações no TDH afetaram a eficiência do sistema.

#### **2.4.4. Pressão Transmembrana (PTM) e Fluxo de operação**

O transporte dos fluidos através da membrana ocorre quando uma força motriz está presente, por exemplo: gradiente de temperatura, potencial elétrico, concentração ou pressão hidráulica. No tratamento de efluente geralmente é aplicada a PTM como força motriz para permeação, que é definida por Viana (2004) como a perda de carga através da membrana, isto é a diferença de pressão entre o lado da alimentação e o lado do permeado.

A PTM pode ser medida em bar, pascal, tor, psi, kgf.cm<sup>-2</sup>, entre outras, sendo as unidades mais utilizadas bar e pascal (CAMPELLO, 2009).

A relação obtida entre a PTM e o fluxo de permeado (J) permite monitorar a colmatação, sendo esta relação tema de diversas pesquisas (SABIA et al., 2014; AMARAL et al., 2013) com diferentes tipos de membranas, condições de funcionamento e águas residuais.

Alguns métodos para minimizar a colmatação são aplicados com frequência nos projetos de sistemas, por exemplo, o método do fluxo crítico que de acordo com FIELD et al. (1995) é um método que permite obter o fluxo abaixo do qual não é observado declínio de fluxo com o tempo e acima do qual há ocorrência de colmatação.

Field et al. (1995) definiram o fluxo crítico de duas maneiras distintas: a) forma forte, que é o fluxo subcrítico, isto é, igual o fluxo de água limpa obtido nas mesmas condições e, b) forma fraca, que é fluxo rapidamente estabelecido e mantido constante durante a filtração, mas não é necessariamente igual ao fluxo de água limpa.

Depois do desenvolvimento desses conceitos ficou imediatamente claro que a obtenção do fluxo crítico é uma ferramenta eficaz para otimização operacional de sistemas BRMs, em outras palavras, é fundamental para que esses operem com alta taxa de produção de fluxo e baixo risco de colmatação.

Navartna e Jegatheesan (2011) descreveram o fluxo crítico como sendo um fluxo operacional sustentável do sistema, onde a colmatação da membrana pode ser controlada, reduzindo a frequência de limpeza.

Para Howell (1995), o fluxo crítico é considerado como o fluxo acima do qual mediante a deposição de partículas e coloides sobre a superfície da membrana ocorre a formação de torta ou camada de gel.

Stoller (2009) relata que determinação fluxo crítico é o melhor método para identificar as condições ótimas de pressão dos PSM e, assim, tentar minimizar a colmatação.

Choi e Dempsey (2005) afirmaram que testes para obtenção do fluxo crítico devem ser realizados rotineiramente, os autores os compararam aos “jar-tests” realizados em estação de tratamento de águas convencionais.

Para Belli (2011) a obtenção dos valores de fluxo de crítico é possivelmente uma das tarefas de maior importância na operação de BRM.

Os valores de fluxo críticos podem ser encontrados experimentalmente das seguintes maneiras: a) impondo-se um fluxo fixo no sistema de filtração e medindo-se a PTM ou b) pela imposição de uma PTM fixa acompanhada da medição na queda de fluxo (JUDD, 2006).

### **3. Colmatação das membranas em BRM**

A colmatação é o resultado das interações entre a suspensão biológica e a membrana, sendo esta uma das principais causas limitantes ao uso generalizados de BRM no tratamento de águas residuais (SHEN et al., 2015, TIAN et al., 2015, NAVARATNA e JEGETHEESAN, 2011).

Conforme descreveu Poorasgari et al. (2015) este fenômeno resulta em maiores imposições de PTM para manter o fluxo de permeado constante ou menores fluxos ao longo do tempo em constante PTM, causando efeitos adversos no sistema de filtração, tais como : redução do desempenho do BRM, formação de biofilme sobre os poros, biodegradação dos materiais das membranas, diminuição nos intervalos entre as limpezas química, diminuição significativa na vida útil das membranas e aumento no consumo de energia (JUDD, 2006)

Em BRMs a camada de sólidos sobre a superfície da membrana é formada principalmente por flocos da biomassa, uma vez que são geralmente muito maiores do que o tamanho dos poros da membrana, já o bloqueio interno do poro está normalmente associada aos SMP, pois seus tamanhos são tipicamente comparáveis ou mesmo menores que o dos poros da membrana (WU et al., 2008; QIN et al., 2015).

Os referidos SMP são aglomerados de macromoléculas orgânicas (proteínas, polissacarídeos, ácidos húmicos, ácidos nucleicos, lipídeos e etc.) secretados pelas células ou geradas por lise celular cujas funções são agregar as células bacterianas em flocos, formando uma barreira protetora envolto das células para retenção de água e adesão a superfícies (DIGNAC et al., 1998).

Diversos métodos tem sido propostos e patenteados na última década para o monitoramento, controle e minimização da colmatação, a maioria focados no controle de aeração, no pré-tratamento do afluente, nos sistemas de limpeza física e química e na otimização das condições operacionais (TIAN et al., 2015). Porém, o controle SMP é considerado a questão chave da colmatação em BRMs (DREWS et al., 2010; LIN et al., 2014).

#### **4. Aplicação de BRM no tratamento de efluentes na indústria de papel e celulose**

Alguns estudos com objetivo de avaliar o emprego de BRM no tratamento de efluentes de indústria de papel e celulose estão sendo publicados, nesta seção serão descritos alguns destes e suas principais considerações.

Dias et al., (2005) submeteram o efluente de uma fábrica de celulose Kraft em um BRM, o reator foi alimentado continuamente com uma carga de DQO de 5,12 kg/m<sup>3</sup>/dia em TDH de 19 horas. Ao longo de 60 dias os autores testaram três temperaturas no tratamento: 35, 45 e 55°C. Em todas as temperaturas avaliadas foi observado elevadas remoções de DQO, metanol e enxofres; sugerindo que a biomassa presente era termotolerante; os autores concluíram que o tratamento de efluentes Kraft em BRM em altas temperaturas é tecnicamente viável com potencialidade de aplicação em escala industrial.

Amaral (2009) avaliou o emprego de BRM no tratamento de efluente microfiltrado da etapa do branqueamento de uma indústria de celulose. O BRM era equipado com membranas de fibra oca, com porosidade de 0,5µm e área total de filtração de 0,027m<sup>2</sup>, o pH da suspensão biológica foi mantido em torno de 7, e a temperatura em torno de 25 a 30°C, foi avaliado o desempenho do BRM no TDH de 12 horas (duração de 43 dias) e no de 9,5 horas (duração de 31 dias), para ambas as condições a aeração empregada foi de 0,5Nm<sup>3</sup>/h e retrolavagem de 15 segundos a cada 15 minutos de operação. A partir dos resultados alcançados o autor observou que com menor TDH houve maior remoção de compostos com fração molar menor que 100KDa e maior redução da concentração de carga orgânica, apresentando eficiência média de remoção de DQO de 80% e 82% durante operação com TDH de 12 e 9,5 h respectivamente.

Vieira (2009) testou a viabilidade de aplicação de BRM para o tratamento mesófilo e termófilo de efluentes de fábrica de papel reciclado. Durante os experimentos foram mantidos três reatores em operação, um na condição mesófila a

35°C e outros dois a 55°C em condições termofílicas; Os resultados da análise eletroforese em gel com gradiente Desnaturante (PCR-DGGE) revelaram igualdade na diversidade de microrganismos presente entre os reatores sob condições mesófilas e termofílica, sendo ambas as condições de tratamento capazes de manter elevada a eficiência de remoção de matéria orgânica.

Galil e Levinski (2007) visando obter efluente final com qualidade para reuso, investigaram a aplicação de BRM no tratamento de efluente de uma fábrica de papel, os autores alcançaram redução de DQO de 960 para 130 mg/L e DBO de 363 para 7mg/L, com eficiência de 86% e 98% respectivamente, a remoção de nitrogênio também foi observada, sendo que a concentração de NTK reduziu de 21,4 para 2,1 mg/L (90% de remoção) e a de amônia de 9,4mg/L a menos do que 1mg/L (90% de remoção).

Zhang et al., (2009) investigaram o uso de um BRM equipado com membranas de fibra oca, no tratamento de efluente de uma fábrica de papel na China, o BRM foi operado por cerca de 3 meses em PMT de 0,03 MPa; os resultados mostraram que houve redução de 600 para 49,7 mg/L (92,1%) de DQO, alcançando permeado com concentração SS inferior a 2mg/L (mais que 99% de remoção) e turbidez de 53 uT. Os autores relataram que a qualidade do efluente final era suficiente para alimentar diretamente um sistema de osmose reversa, a ser posteriormente testado em seus estudos.

Morais (2011) avaliou a remoção de DQO e DBO de efluente de máquina de papel empregando-se BRM equipado com membrana do tipo fibra oca (porosidade de 0,2µm, totalizando 0,5m<sup>2</sup> de área de filtração), o autor comparou a eficiência de tratamento utilizando BRM com lodo floculento e BRM com lodo granular. Para ambos os sistemas houve remoção de DBO de 97% e DQO de 89% e 91% para o reator granular e floculento, respectivamente. Conclui-se que o lodo granular proporciona valores de eficiência de remoção semelhantes aos reatores convencionais.

Qu et al. (2012) testaram a viabilidade do uso de BRM juntamente com oxidação eletroquímica (OE) no tratamento de efluente de indústria de papel e celulose. As membranas submersas no reator eram do tipo placa planas com *peso molecular de corte (cut-off)* de 70KDa, resultando em 0,03m<sup>2</sup> de área de filtração, o eletrodo de trabalho era de Ti / SnO<sub>2</sub>-Sb<sub>2</sub>O<sub>5</sub>-IrO<sub>2</sub> com área geométrica de 5 cm<sup>2</sup>. As condições operacionais foram: pH em torno de 7, a temperatura termofílica de 51°C , TDH de 0,9 dias e idade do lodo de 20 dias, quando a pressão de operação alcançava 30 KPa o reator era desligado e uma nova membrana era usada para o próximo ciclo. O conjunto de tratamento empregado foi capaz de alcançar descoloração completa do efluente e remoção de DQO em até 96%. Os autores sugeriram que em razão da qualidade do efluente final obtida, este poderia ser reutilizado no processo produtivo na fábrica de papel e celulose.

## 5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Por fim, pode se afirmar que associação das tecnologias lodo ativado e processo de separação por membranas resultou em um sistema capaz de gerar efluente de elevada qualidade. Mas, apesar de muitas pesquisas comprovarem esse bom desempenho, observa-se que a aplicação de BRM é ainda incipiente nas ETEs brasileiras, fazendo-se necessário a divulgação do potencial desta tecnologia de forma a incentivar sua inserção tanto nos novos projetos de estações quanto na modernização das já existentes. Assim, os estudos envolvendo essa temática são realçados na ciência nacional contribuindo para o êxito comercial dos BRMs no país.

## REFERÊNCIAS

AMARAL, Miriam Cristina Santos et al. Avaliação do emprego de microfiltração para remoção de fibras do efluente de branqueamento de polpa celulósica. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 18, n. 1, p.65-74, mar. 2013. FapUNIFESP.

AMARAL, M. C. S. Tratamento de efluente de branqueamento de polpa celulósica empregando sistema de microfiltração conjugado com biorreator com membrana. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte, MG, p.357, 2009.

BELLI, T. J. Biorreator à membrana em batelada sequencial aplicado ao tratamento de esgoto visando a remoção de nitrogênio total. Dissertação (mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2011.

BEMBERIS, I., HUBBARD, P.J. LEONARD, F.B. Membrane sewage treatment systems – potential for complete wastewater treatment, American Society of Agricultural Engineers Winter Meeting, 71-878, 1–28, 1971.

BUER, Thomas; CUMIN, Jeff. MBR module design and operation. **Desalination**, v. 250, n. 3, p.1073-1077, Jan. 2010.

BUGGE, Thomas V. et al. Filtration properties of activated sludge in municipal MBR wastewater treatment plants are related to microbial community structure. **Water Research**, v. 47, n. 17, p.6719-6730, Nov. 2013.

BERNHARD, Marco; MÜLLER, Jutta; KNEPPER, Thomas P. Biodegradation of persistent polar pollutants in wastewater: Comparison of an optimized lab-scale

membrane bioreactor and activated sludge treatment. **Water Research**, v. 40, n. 18, p.3419-3428, out. 2006.

CHANWORRAWOOT, Kanjana; HUNSOM, Mali. Treatment of wastewater from pulp and paper mill industry by electrochemical methods in membrane reactor. **Journal of Environmental Management**, v. 113, p.399-406, dez. 2012.

COSENZA, Alida et al. The role of EPS in fouling and foaming phenomena for a membrane bioreactor. **Bioresource Technology**, v. 147, p.184-192, Nov. 2013.

CAMPELLO, R.P. Desempenho de Reatores Anaeróbios de Manta de Lodo (UASB) operando sob condições de temperaturas típicas de regiões de clima temperado. 2009. 107f. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2009.

CHOI, H et al. Effect of permeate flux and tangential flow on membrane fouling for wastewater treatment. **Separation and Purification Technology**, v. 45, n. 1, p.68-78, set. 2005.

DIAS, João Carlos Teixeira et al. Biological treatment of kraft pulp mill foul condensates at high temperatures using a membrane bioreactor. **Process Biochemistry**, v. 40, n. 3-4, p.1125-1129, mar. 2005.

DIGNAC, M et al. Chemical description of extracellular polymers: implication on activated sludge floc structure. **Water Science and Technology**, v. 38, n. 8-9, p.45-53, 20 Nov. 1998.

DREWS, Anja. Membrane fouling in membrane bioreactors—Characterization, contradictions, cause and cures. **Journal of Membrane Science**, v. 363, n. 1-2, p.1-28, Nov. 2010.

FAN, Fengshen; ZHOU, Hongde; HUSAIN, Hadi. Identification of wastewater sludge characteristics to predict critical flux for membrane bioreactor processes. **Water Research**, v. 40, n. 2, p.205-212, Jan. 2006.

FENU, A. et al. Activated sludge model (ASM) based modeling of membrane bioreactor (MBR) processes: A critical review with special regard to MBR specificities. **Water Research**, v. 44, n. 15, p.4272-4294, ago. 2010. Elsevier BV.

FIELD, R.w. et al. Critical flux concept for microfiltration fouling. **Journal of Membrane Science**, v. 100, n. 3, p.259-272, abr. 1995.

GABARRÓN, S. et al. Optimization of full-scale membrane bioreactors for wastewater treatment through a model-based approach. **Chemical Engineering Journal**, v. 267, p.34-42, maio 2015.

GÖNDER, Z. Beril; ARAYICI, Semiha; BARLAS, Hulusi. Advanced treatment of pulp and paper mill wastewater by nanofiltration process: Effects of operating conditions on membrane fouling. **Separation and Purification Technology**, v. 76, n. 3, p.292-302, Jan. 2011.

JUDD, S. The MBR Book: Principles and Applications of Membrane Bioreactors in Water and Wastewater Treatment. Editor Elsevier. 2006.

LE-CLECH, P; JEFFERSON, B; JUDD, S. Impact of aeration, solids concentration and membrane characteristics on the hydraulic performance of a membrane bioreactor. **Journal of Membrane Science**, v. 218, n. 1-2, p.117-129, 1 Jul. 2003.

LIN, Hongjun et al. A critical review of extracellular polymeric substances (EPSs) in membrane bioreactors: Characteristics, roles in membrane fouling and control strategies. **Journal Of Membrane Science**, [s.l.], v. 460, p.110-125, jun. 2014.

LIANG, Shuang; LIU, Cui; SONG, Lianfa. Soluble microbial products in membrane bioreactor operation: Behaviors, characteristics, and fouling potential. **Water Research**, v. 41, n. 1, p.95-101, Jan. 2007.

MELIN, T. et al. Membrane bioreactor technology for wastewater treatment and reuse. **Desalination**, v. 187, n. 1-3, p.271-282, fev. 2006.

MUTAMIM, Noor Sabrina Ahmad et al. Application of membrane bioreactor technology in treating high strength industrial wastewater: a performance review. **Desalination**, v. 305, p.1-11, Nov. 2012.

NAVARATNA, Dimuth; JEGATHEESAN, Veeriah. Implications of short and long term critical flux experiments for laboratory-scale MBR operations. **Bioresource Technology**, v. 102, n. 9, p.5361-5369, maio 2011.

NG, AILEEN Nil.; KIM, ALBERT S.A mini-review of modeling studies on membrane bioreactor (MBR) treatment for municipal wastewaters. **Desalination**, v. 212, n. 1-3, p.261-281, jun. 2007.

PARK, Jong-sang; YEON, Kyung-min; LEE, Chung-hak. Hydrodynamics and microbial physiology affecting performance of a new MBR, membrane-coupled high-performance compact reactor. **Desalination**, v. 172, n. 2, p.181-188, fev. 2005.

PHILIPPE, Nicolas et al. Modeling the long-term evolution of permeability in a full-scale MBR: Statistical approaches. **Desalination**, v. 325, p.7-15, set. 2013.

QIN, Lei et al. A submerged membrane bioreactor with pendulum type oscillation (PTO) for oily wastewater treatment: Membrane permeability and fouling control. **Bioresource Technology**, v 183, p.33-41, maio 2015.

QU, X. et al. Integrated thermophilic submerged aerobic membrane bioreactor and electrochemical oxidation for pulp and paper effluent treatment – towards system closure. **Bioresource Technology**, v. 116, p.1-8, jul. 2012.

RAJ, ABHAY et al. Bioremediation and toxicity reduction in pulp and paper mill effluent by newly isolated ligninolytic *Paenibacillus* sp. **Ecological Engineering** v. 71, p.355-362, out. 2014.

SABIA, GIANPAOLO; FERRARIS, Marco; SPAGNI, Alessandro. Online monitoring of MBR fouling by transmembrane pressure and permeability over a long-term experiment. **Separation and Purification Technology**, v. 122, p.297-305, fev. 2014.

SANT'ANNA JR., G. L.; CERQUEIRA, A. C. Biorreatores com membranas - MBR. In: DEZZOTI, M.; SANT'ANNA JR., G. L.; BASSIN, J. P. (Org.). *Processos biológicos avançados*. Rio de Janeiro: Interciência, 2011. Cap 2, p. 9-41.

SCHNEIDER, R. P.; TSUTTIYA, M. T. *Membranas filtrantes para o tratamento de água, esgoto e água de reúso*. 1ed, São Paulo: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 234p. 2001.

SHEN, LI-GUO et al. Membrane fouling in a submerged membrane bioreactor: Impacts of floc size. **Chemical Engineering Journal**, v. 269, p.328-334, jun. 2015.

SILVA, R., V. *Microfiltração tangencial de soluções aquosas de pectina utilizando membranas cerâmicas* (Dissertação de Mestrado em Tecnologia de Alimentos) Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2009.

SIMONIC, MARJANA; VNUTEC, DOROTEJA. Coagulation and UF treatment of pulp and paper mill wastewater in comparison. **Central European Journal of Chemistry**, v. 10, n. 1, p.127-136, 24 Nov. 2011.

SOLOMAN, P.a. et al. Augmentation of biodegradability of pulp and paper industry wastewater by electrochemical pre-treatment and optimization by RSM. **Separation and Purification Technology**, v. 69, n. 1, p.109-117, set. 2009.

STOLLER, MARCO. On the effect of flocculation as pretreatment process and particle size distribution for membrane fouling reduction. **Desalination**, v. 240, n. 1-3, p.209-217, maio 2009.

THOMAS, HUGH; JUDD, SIMON; MURRER, JOHN. Fouling characteristics of membrane filtration in membrane bioreactors. **Membrane Technology**, v. 2000, n. 122, p.10-13, jun. 2000.

TIAN, Yu et al. In-situ integration of microbial fuel cell with hollow-fiber membrane bioreactor for wastewater treatment and membrane fouling mitigation. **Biosensors and Bioelectronics**, v. 64, p.189-195, fev. 2015.

TRUSSELL, R. Shane et al. The effect of organic loading on process performance and membrane fouling in a submerged membrane bioreactor treating municipal wastewater. **Water Research**, v. 40, n. 14, p.2675-2683, ago. 2006.

VIERO, et al. The effects of long-term feeding of high organic loading in a submerged membrane bioreactor treating oil refinery wastewater. **Journal of Membrane Science**, v. 319, n. 1-2, p.223-230, 1 Jul. 2008.

ZHANG, Yuzhong et al. The treatment of wastewater of paper mill with integrated membrane process. **Desalination**, v. 236, n. 1-3, p.349-356, jan. 2009.

**ABSTRACT:** Membrane bioreactors (MBR) have become a consolidated and alternative technology for conventional wastewater treatment processes. MBR are capable of producing high quality effluent free of suspended solids and very low levels of bacterial contamination and organic matter. Thus, the present research has touched on the fundamentals of this technology as well as brought to the exposure for the readers the operating conditions that direct system performance. Finally, it is emphasized that the studies in this theme are fundamental for wide insertion of BRMs in Brazilian treatment plants.

**KEYWORDS:** Wastewater treatment plant, environment and advanced treatment.