

## II-282 - INFLUÊNCIA DA CONCENTRAÇÃO DE SÓLIDOS EM SUSPENSÃO NO DESEMPENHO DE BIORREATOR COM MEMBRANAS SUBMERSAS

**Izabela Major Barbosa**<sup>(1)</sup>

Engenheira Ambiental pela Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho (FCT/UNESP). Mestre em Engenharia Civil – Área de Saneamento e Ambiente (FEC/UNICAMP). Doutoranda em Engenharia Civil – Área e Hidráulica e Ambiental (EP/USP).

**Jose Carlos Mierzwa**<sup>(2)</sup>

Professor do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental (EP/USP).

**Ivanildo Hespanhol**<sup>(3)</sup>

Diretor Executivo do Centro Internacional de Referência em Reúso de Água (EP/USP).

**Endereço**<sup>(1, 2, 3)</sup>: Avenida Prof. Dr. Lúcio Martins Rodrigues, 120 – Cidade Universitária – São Paulo - SP - CEP: 05.508-020 - Brasil - Tel: (11) 3091-0063 - e-mail: izamajor@yahoo.com.br.

### RESUMO

Os sistemas que combinam processos biológicos com a tecnologia de separação por membranas, *Membrane Bioreactor* (MBR) ou Biorreatores com Membranas, se destacam como alternativas compactas e eficientes para o tratamento de diversos efluentes, inclusive o esgoto doméstico. Embora esta tecnologia seja muito promissora quanto à qualidade do permeado produzido, ainda apresenta como maior desafio a redução de desempenho das membranas, causada por um fenômeno complexo denominado depósito, ou *fouling*, em inglês. O presente estudo teve como objetivo avaliar o desempenho de um sistema de tratamento de esgoto doméstico por MBR, quanto às características do permeado produzido e o desempenho da membrana contida no sistema, em relação às variações na concentração de sólidos em suspensão total (SST) no liquor misto. Esse estudo foi dividido em duas etapas, sendo uma destinada à avaliação do sistema durante o crescimento de biomassa no liquor misto e a outra etapa avaliando o sistema em condição de equilíbrio, em que a concentração de SST manteve-se com valores mais altos. Durante a operação do sistema MBR, a concentração média de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO<sub>5</sub>) e Demanda química de Oxigênio (DQO) na alimentação do sistema foi de 539 mg.L<sup>-1</sup> e 832 mg.L<sup>-1</sup>, respectivamente, e a eficiência de remoção, para DBO<sub>5</sub> e DQO foi superior a 90%. Quando o sistema MBR passou a operar com concentração de Sólidos Suspensos Totais (SST) superior a 8.000 mg.L<sup>-1</sup>, condição considerada de equilíbrio, a permeabilidade média das membranas, normalizada para 20 °C, foi de 326,69 L.m<sup>-2</sup>.h<sup>-1</sup>.bar<sup>-1</sup>. O fluxo de permeado médio foi em torno de 6 L.m<sup>-2</sup>.h<sup>-1</sup>, na etapa de operação em equilíbrio. Após avaliar o sistema de tratamento por MBR, durante a etapa de crescimento de biomassa e em condição de equilíbrio, concluiu-se que a operação do sistema com maiores concentrações de SST resultou em maior permeabilidade, ou seja, menor propensão à formação de depósitos sobre as membranas, resultando em melhor desempenho das membranas que poderão ter maior vida útil e produção de maior volume de permeado com menor pressão de operação.

**PALAVRAS-CHAVE:** Reator com Membranas Submersas, Crescimento Biológico em Suspensão, Tratamento de Esgoto, Desempenho, Depósitos.

### INTRODUÇÃO

Cerca de 80% da água utilizada para abastecimento é convertida em esgoto doméstico. Se esse esgoto fosse tratado, de modo mais eficiente, certamente, a maioria dos corpos d'água não estaria com a elevada degradação em que se encontram, ou ainda, esgotos tratados com melhor qualidade poderiam ser reutilizados para diversas finalidades. Uma tecnologia de tratamento adequada para produção de efluente com elevada qualidade e menores requisitos de área para a sua implantação é a associação entre tratamentos biológicos e processos de separação por membranas, o que permitiria uma maior proteção dos mananciais que recebem os efluentes de estações de tratamento de esgoto.

Ao se comparar sistemas de tratamento por MBR e sistemas de tratamento por lodo ativado convencional para o tratamento de esgoto doméstico, tem-se que uma das maiores vantagens dos sistemas MBR é a possibilidade de operação com maior concentração de biomassa no interior do reator. Enquanto o tratamento por lodo

ativado é conduzido com concentração de sólidos suspensos voláteis (SSV) próxima de 3 g.L<sup>-1</sup> no interior de reator, os sistemas MBR operam com concentrações que podem variar de 6 a 30 g.L<sup>-1</sup>, sendo relatado que a faixa de 8 a 12 g.L<sup>-1</sup> resulta em menor potencial para a formação de depósitos nas membranas (VALDERRAMA et al., 2012; JUDD, 2011).

Os sistemas MBR são sistemas compactos; há menor produção de lodo excedente; os sistemas operam em baixa pressão de trabalho; o efluente gerado é de alta qualidade; o tempo de detenção hidráulico independe do tempo de retenção celular e a biomassa pode ser selecionada de modo a aumentar a eficiência de biodegradação, o que é mais difícil quando se trata de sistemas de lodos ativados. Além disto, a preocupação com a separação de fases é menor, pois ela não depende das características de sedimentabilidade do lodo, já que o decantador secundário é substituído pelas membranas (JUDD, 2011; WEN et al., 2010; ROEST et al., 2006; SCHNEIDER; TSUTIYA, 2001; WEN et al., 2010).

Os sistemas formados por membranas e biorreatores, quando comparados aos sistemas de lodos ativados, fornecem efluentes de melhor qualidade em relação a parâmetros básicos como: carbono orgânico total (COT) e nitrogênio total (NT), além de poderem atuar em compostos de difícil degradação biológica e/ou adsorção, contribuindo para a remoção global de poluentes com estas características (HAI et al., 2011).

Os principais parâmetros operacionais em sistemas MBR aeróbios são: intensidade de aeração, razão entre tempo de sucção e não sucção (filtração intermitente), concentração de oxigênio dissolvido, tempo de retenção de sólidos e tempo de detenção hidráulico, modo de filtração, concentração do lodo e temperatura (JUDD, 2015; WEN et al., 2010). Esses parâmetros definem a qualidade do material ao qual as membranas estarão expostas e, desse modo, é possível estimar a qualidade que o permeado atingirá (LUO et al., 2014; BOONYAROJ et al., 2012; VALDERRAMA et al., 2012; MELIN et al., 2006; WEISS e REEMTSMA, 2008; WEF, 2006 b; CHOI et al., 2002; OZAKI; YAMAMOTO, 2001).

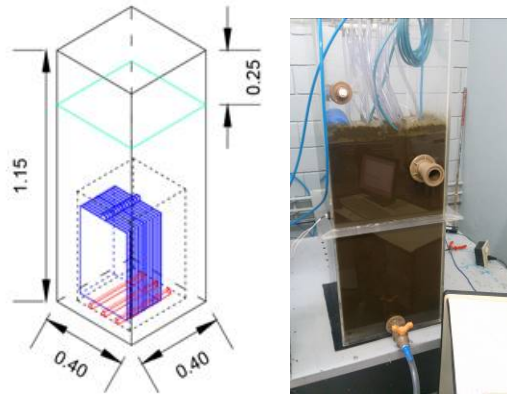
Os tratamentos por MBR vêm se consolidando nos últimos 10 anos como solução eficaz para transformar águas residuárias em águas de alta qualidade e têm demonstrado ser um método promissor também para a eliminação de compostos orgânicos recalcitrantes (BOLONG et al., 2009; YOON et al., 2006; NGHIEM et al., 2004; SCHNEIDER; TSUTIYA, 2001).

Para sistemas que combinam tecnologia de separação por membranas e tratamentos biológicos, como MBR, a maior preocupação é evitar o depósito nas membranas, pelo fato das membranas estarem em contato direto com elevada concentração de microrganismos, os quais se aderem às membranas e formam biofilme, reduzindo o fluxo de permeado sob condições constantes de pressão transmembrana. Os depósitos sobre as membranas causam constrição dos poros, bloqueio dos poros, formação de camada de partículas, colóides e solutos sobre a membrana (WEN et al., 2010). Desse modo, é de grande interesse que se desenvolvam formas de operação que minimizem a ocorrência de depósitos nas membranas em sistemas de tratamento por MBR e a avaliação da melhor concentração de SST no tanque de reação é umas dessas formas de atuação. No presente estudo foi avaliado o desempenho de um sistema de tratamento de esgoto doméstico por MBR em relação à concentração de sólidos em suspensão presentes no liquor misto.

## MATERIAIS E MÉTODOS

O sistema de tratamento MBR aeróbio em escala piloto, com volume de 140 L, tratando esgoto doméstico, foi investigado por cerca de 180 dias. O módulo de membranas de microfiltração foi em placa plana, desenvolvido no CIRRA (Centro Internacional de Referência em Reúso de Água) com 1,4 m<sup>2</sup> de área útil e as membranas possuíam poros de 0,1 µm e espessura de 110 a 140 µm (dados fornecidos pelo fabricante: ANOW Hangzhou Anow Microfiltration Co., Ltd.). O cassete de membranas possuía aeradores acoplados a sua estrutura, com vazão de 14 L.min<sup>-1</sup> e dimensões de 45 x 23 x 70 cm. A razão entre os períodos de filtração e de relaxamento foi de 9:1 min/min. A unidade piloto operou com medição de pH controlada (Marca: Etatron, Modelo: E.Co.pH). O pH foi corrigido para 7,0 com dosagem de solução de hidróxido de sódio por bomba dosadora. Todos os experimentos foram conduzidos em temperatura ambiente. Foram utilizados também sensores para medir temperatura (Marca: NAKA, Modelo: T), pressão (Marca: Gulton, Modelo: GTP 1000) e vazão (Marca: Burket, Modelo 8611). Todos esses sensores foram conectados a um data logger (Marca: Novus) para armazenar os dados dos parâmetros monitorados. A sucção do efluente tratado ocorreu por meio de bombas

peristálticas, com a vazão que poderia variar entre 4 e 140 L.h<sup>-1</sup> (Marca: Provitec, Modelo: OP 5000 TX-D) conectadas aos coletores do cassete de membranas. Na Figura 1 pode ser observado um esquema do reator utilizado e uma fotografia do sistema MBR em funcionamento.



**Figura 1: Esquema do tanque de reação e Imagem do tanque de reação do sistema MBR.**

Esse estudo foi dividido em duas etapas: crescimento de biomassa e condição de equilíbrio do sistema. O tempo de detenção hidráulico foi de 6 horas. O lodo utilizado como inóculo foi obtido do tanque de aeração de um sistema de tratamento por lodos ativados de esgoto doméstico doado pela SABESP, ETE – Barueri, com concentração de sólidos em suspensão totais de 3.000 mg.L<sup>-1</sup> e 2.760 mg SSV.L<sup>-1</sup>. A etapa de crescimento de biomassa teve duração de 90 dias. A integridade das membranas foi averiguada por monitoramento da turbidez (Marca HACH, modelo 2100Q) do permeado e decaimento da pressão operacional.

O monitoramento para controle do desempenho da unidade piloto foi feito por meio da coleta e análise de amostras para avaliar parâmetros como demanda biológica de oxigênio (Marca Aqualytic, Oxi Direct). As análises de demanda química de oxigênio (DBO<sub>5</sub>), nitrogênio Kjeldahl, fósforo total e série de sólidos na biomassa seguiram metodologia preconizada pelo Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 1998).

Amostras do permeado e do efluente bruto foram avaliadas quanto às unidades formadoras de colônias de bactérias heterotróficas. Foram analisadas duas amostras, apenas com o intuito de investigação. Para se determinar a densidade de bactérias heterotróficas capazes de produzir unidades formadoras de colônias (UFC) foi utilizado como substrato cromogênico o meio SimPlate que quantifica o número mais provável (NMP) de bactérias heterotróficas. As placas foram incubadas em estufa bacteriológica a 35°C (±0,5°C) por 48 horas. As amostras positivas foram detectadas pela formação de células com fluorescência quando expostas à luz UV de 6 W, ondas longas de 366 nm. A determinação do NMP de bactérias heterotróficas foi realizada de acordo com a tabela de conversão presente no kit de análise.

A determinação do número mais provável de coliformes totais e *Escherichia coli* foi motivada por servir como uma avaliação prévia para a possibilidade de reúso do permeado produzido pelas unidades de tratamento de esgoto doméstico, por isso esse ensaio foi realizado em apenas duas amostras. Para tal experimento, foram utilizados kits Colilert (sistema patentado por IDEXX Laboratories), o qual utiliza um substrato enzimático que quantifica simultaneamente C. totais e E. coli. Amostras positivas para coliformes totais foram identificadas visualmente pela coloração amarelada do meio de cultura.

O fluxo das membranas, J, foi calculado de acordo com a Equação 1.

$$J = \frac{Q_p}{A_m} \quad (1)$$

Na qual, J é o fluxo de água através das membranas (L.m<sup>-2</sup>.h<sup>-1</sup>), Q<sub>p</sub> representa a vazão de permeado (L.h<sup>-1</sup>) e A<sub>m</sub> a área útil de separação das membranas (m<sup>2</sup>). A permeabilidade foi definida segundo a Equação 2.

$$J_p = \frac{J}{\Delta P_t} \quad (2)$$

Em que  $J$  é o fluxo de permeado ( $L \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$ ) e  $\Delta P_t$  a pressão de operação (bar) (JUDD, 2011). A permeabilidade da membrana utilizada foi determinada, inicialmente, para água desmineralizada, por meio de uma célula de teste, com fluxo em paralelo (cross flow) e área retangular de  $77 \text{ cm}^2$ . Os ensaios tiveram duração de 1 hora, sendo as vazões registradas a cada 5 minutos (Figura 2). Foram analisadas 5 (cinco) amostras. A permeabilidade foi determinada também na unidade piloto de tratamento por MBR.



Figura 2: Célula de teste para determinação da permeabilidade das membranas para água desmineralizada.

Para avaliar a estrutura da membrana utilizada foram feitas análises por microscopia eletrônica de varredura (MEV) em microscópio Quanta 600 FEG (Marca: FEI), equipado com espectrômetro de raios X por dispersão de energia (EDS) Quantax 400 (tecnologia SDD – SiliconDrift Detector) e software Sprit, marca Bruker. A rotina de trabalho estipulada compreendeu a coleta de imagens de elétrons secundários e voltagem de aceleração (HV) de 10 kV. Todas as amostras de membranas foram revestidas com um sistema de revestimento modular de alto vácuo (BAL-TEC MED 020), resultando numa camada de platina com cerca de 10 nm, após 120-160 s de deposição em 43 mA de corrente. As amostras foram distribuídas em fita dupla face de carbono e fixadas em suporte próprio para MEV.

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

### • CARACTERIZAÇÃO DA MEMBRANA UTILIZADA

Para água desmineralizada, permeabilidade média da membrana utilizada foi de  $136 (\pm 13) L \cdot m^{-2} \cdot h^{-1} \cdot \text{bar}^{-1}$  (Figura 3).

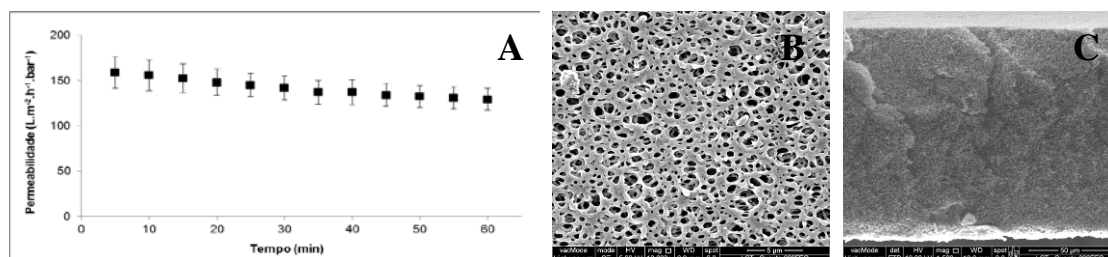


Figura 3: Permeabilidade da membrana, para água desmineralizada (A), superfície (B) e estrutura transversal (C) da membrana utilizada no sistema MBR.

Ao observar a superfície das membranas (Figura 3 B) verificaram-se poros com grande abertura, formando uma estrutura esponjosa ao longo de toda a membrana (Figura 3 C). Maiores poros favorecem o acúmulo de partículas e, conseqüentemente, perda de fluxo.

### • OPERAÇÃO DO SISTEMA MBR

As principais características do afluente tratado pelo sistema MBR são apresentadas na Tabela 1.

**Tabela 1: Principais características do afluente da unidade piloto de MBR.**

Parâmetros*	Concentração (mg.L <sup>-1</sup> )	Desvio Padrão
DQO	832	± 489
DBO <sub>5</sub>	539	± 192
NTK	96	± 36
Fósforo	6	± 1,4

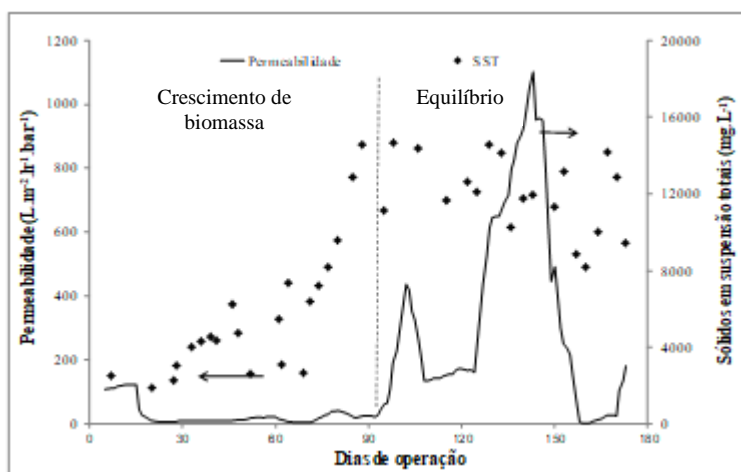
\* Análises realizadas semanalmente durante todo o período de funcionamento da unidade.

Entre 0 e 90 dias de operação foi considerada a etapa de crescimento de biomassa no sistema, o cassete de membranas foi colocado no sistema e passou a operar, sem que houvesse descarte de lodo. Os valores médios para SST e SSV foram de 5.630 mg.L<sup>-1</sup> e 4.842 mg.L<sup>-1</sup>, respectivamente. Quando a concentração de SSV atingiu 7.500 mg.L<sup>-1</sup>, teve início a condição de equilíbrio.

Entre 90 e 120 dias de operação (etapa de equilíbrio do sistema), foram atingidas concentrações de SST de até 16.210 mg.L<sup>-1</sup>, sendo as concentrações médias de SST e SSV de 11.442 mg.L<sup>-1</sup> e 9.977 mg.L<sup>-1</sup>, respectivamente. Nessa etapa houve descarte de liquor misto para manter as concentrações de SST em torno de 12.000 mg.L<sup>-1</sup>. A idade de lodo nesse período foi de 23 dias. A relação SSV/SST média para o sistema MBR foi de 0,85, indicando que 85% dos sólidos presentes no liquor misto eram biomassa em atividade.

#### • PRODUÇÃO DE PERMEADO

Na Figura 4 são apresentados os dados de permeabilidade (normalizada para a temperatura de 20 °C) em relação à concentração de SST presente no liquor misto durante as duas etapas de operação do sistema de tratamento por MBR.



**Figura 4: Permeabilidade da membrana em relação à concentração de SST no liquor misto do sistema MBR.**

Durante a etapa de crescimento de biomassa, até 90 dias de operação, a permeabilidade média foi de 19 (± 15) L.m<sup>-2</sup>.h<sup>-1</sup>.bar<sup>-1</sup>. Quando as condições de equilíbrio foram estabelecidas, Após 90 dias de operação, a permeabilidade média foi de 322 (± 353) L.m<sup>-2</sup>.h<sup>-1</sup>.bar<sup>-1</sup> (Figura 4). A operação com maiores concentrações de SST, superiores a 12.000 mg.L<sup>-1</sup>, resultou em melhora no desempenho das membranas quanto à permeabilidade (Figura 4).

Após cerca de 130 dias de operação foi observado decréscimo da permeabilidade para as membranas modificadas e para as membranas comerciais, esse decréscimo da permeabilidade foi verificado após 150 dias de operação (Figura 4). Esse comportamento está associado à formação de depósitos causado por substâncias poliméricas extracelulares que vão se acumulando nas superfícies e nos poros das membranas e podem causar redução acentuada e repentina na permeabilidade das membranas (WANG et al., 2009).

Os autores Adham e DeCarolis (2004) avaliaram quatro membranas de diferentes fabricantes em sistemas de tratamento para esgoto doméstico por MBR (Tabela 2). Os sistemas foram avaliados para concentração de SST no tanque de reação variando entre 8.000 e 16.000 mg.L<sup>-1</sup>. Desse modo, verificou-se que a permeabilidade

obtida no presente estudo, foi superior aos valores típicos de operação verificados durante o tratamento de esgoto doméstico.

**Tabela 2: Permeabilidades de membranas utilizadas em MBR para tratamento de esgoto doméstico.**

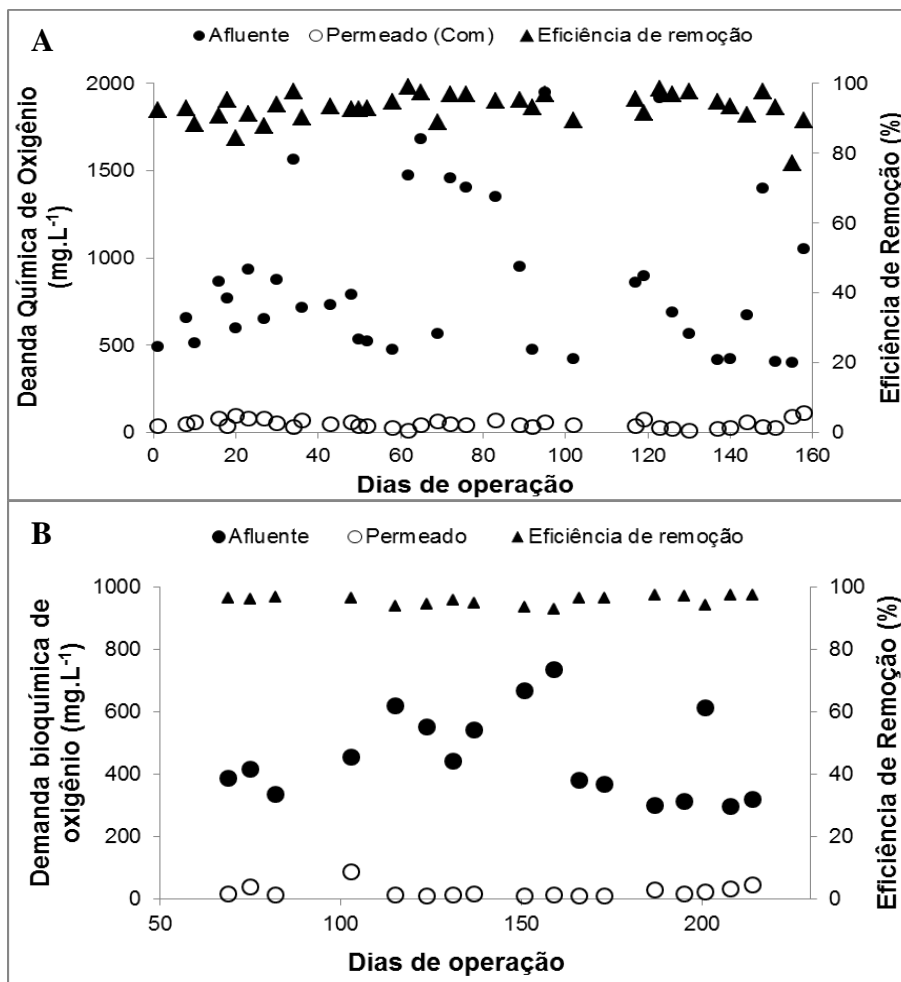
Marca da membrana	Tipo da membrana	Permeabilidade (L.m <sup>-2</sup> .h <sup>-1</sup> .bar <sup>-1</sup> )
Kubota	MF - placa plana	191,5
US Filter	MF - fibra oca	187,6
Mitsubishi	MF - fibra oca	160
Zenon	UF - fibra oca	195,3

Fonte: Adham e DeCarolis (2004) adaptada.

A concentração de biomassa é um importante parâmetro para mensurar a capacidade do tratamento biológico e estabilidade dos sistemas MBR, bem como produzir um permeado de boa qualidade e manter as membranas com capacidade de produção por maior tempo sem que haja perda de fluxo (CHEN et al., 2012; JUDD, 2011).

#### • QUALIDADE DO PERMEADO PRODUZIDO

Na Figura 5 são apresentadas as variações de concentração de DQO e DBO<sub>5</sub> no afluente e no permeado e a eficiência de remoção pela unidade de tratamento por MBR.



**Figura 5: Concentração e Eficiência de remoção de DQO (A) e DBO<sub>5</sub> (B) pelo sistema MBR.**

Ainda que houvesse variação na concentração de DQO de entrada, o sistema manteve-se com elevada eficiência de remoção para todo o período de operação, tendo seu valor médio em 93% (Figura 5 A). A biomassa retida pela membrana foi a responsável por tal remoção. A capacidade de manter a eficiência de remoção para matéria orgânica ainda que a concentração afluente varie é uma característica bastante peculiar dos sistemas de tratamento por MBR e tem sido relatada por diversos autores (JUDD, 2011; HAI et al., 2014).

O valor médio de DQO efluente, que corresponde à DQO solúvel, foi de 49 mg.L<sup>-1</sup>. Os autores Yang et al. (2009), trataram esgoto sintético por MBR e verificaram 96% de eficiência de remoção de DQO pelo sistema, uma eficiência de remoção próxima ao que foi verificada no presente estudo.

Para averiguar a degradação da matéria orgânica biologicamente degradável, foi realizado o monitoramento da demanda bioquímica de oxigênio (DBO<sub>5</sub>) (Figura 5 B). A eficiência remoção média de DBO<sub>5</sub> foi de 96% (Figura 5 B), sendo 24 mg.L<sup>-1</sup> o valor médio de DBO<sub>5</sub> para o permeado.

Valores relatados na literatura, indicam permeados com concentração de DBO<sub>5</sub> inferiores a 5 mg.L<sup>-1</sup> (JUDD, 2011), no entanto, ainda que a eficiência de remoção tenha sido elevada, essa faixa de valores para DBO<sub>5</sub> não foi verificada no presente estudo, o que pode ser justificado pela elevada concentração de DBO<sub>5</sub> no afluente, em comparação ao esgoto doméstico típico, que possui concentração de DBO<sub>5</sub> média de 200 mg.L<sup>-1</sup> (METCALF; EDDY, 2016).

Na Figura 6 podem ser observados os valores obtidos para a concentração de NTK no afluente e no permeado do sistema MBR.

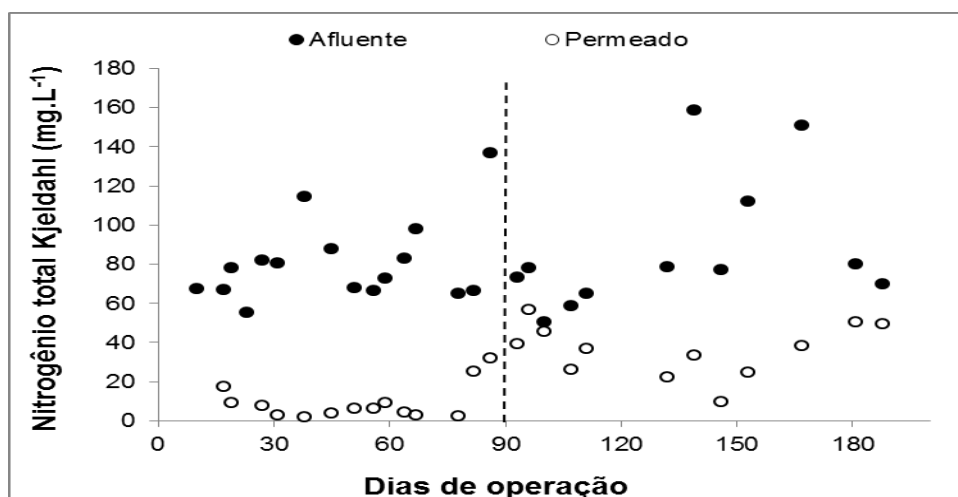


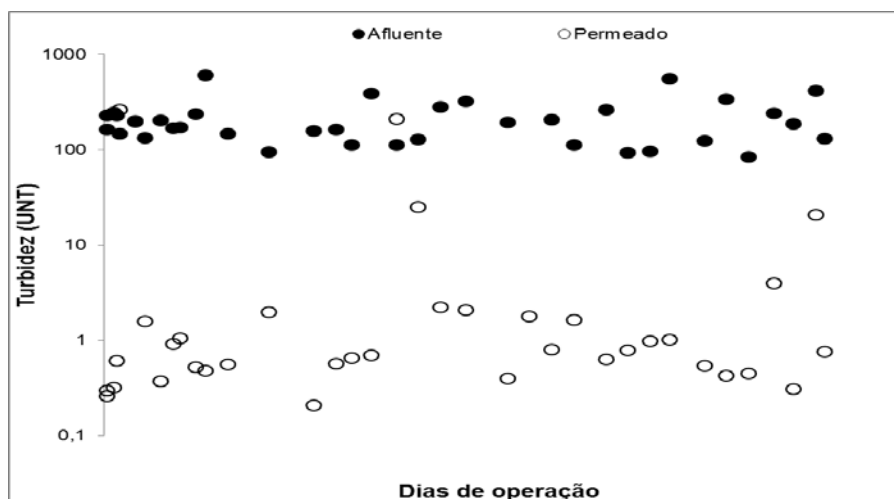
Figura 6: Concentração NTK no afluente e no permeado do sistema MBR.

Os padrões de operação estabelecidos no presente estudo tiveram impacto na remoção de NTK, pois na etapa de crescimento de biomassa a concentração de NTK no permeado foi bastante baixa, em torno de 7 mg.L<sup>-1</sup> (Figura 6) e durante a etapa de operação em equilíbrio a concentração média de NTK no permeado foi de 36 mg.L<sup>-1</sup>, ou seja, ao longo do período de operação, a concentração de NTK nos permeados sofreu aumento.

Verificou-se que a taxa de carregamento orgânico (TCO) na etapa de crescimento de biomassa (2,27 Kg DQO.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup>) foi menor que na etapa de equilíbrio do sistema (2,56 Kg DQO.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup>), o que teria favorecido o desenvolvimento de microrganismos heterotróficos, os quais são eficientes na remoção de matéria orgânica, mas não são efetivos quanto à conversão de nitrogênio e possuem maiores taxas de crescimento que as bactérias autotróficas, envolvidas na remoção de nitrogênio (FOCO et al., 2015).

O valor médio da concentração de fósforo total de esgoto afluente foi de 5,9 mg.L<sup>-1</sup> e para o permeado, o valor médio foi de 4,1 mg.L<sup>-1</sup>. A eficiência de remoção média para fósforo total foi de 20% durante o período de operação e foi atribuída à assimilação de fósforo no processo de síntese celular e ao descarte de lodo, durante a etapa de operação em equilíbrio do sistema.

De um modo geral, o permeado produzido pelo sistema de tratamento por MBR teve turbidez inferior a 1,0 UNT (Figura 7), sendo a turbidez média no permeado igual a 20,1 (± 61,3) UNT. Os valores mais elevados de turbidez ocorreram em decorrência de rompimentos ocorridos nas membranas. Em relatos na literatura correlata a turbidez típica de permeados de sistemas de tratamento por MBR é menor que 1,0 UNT (JUDD, 2011; HAI et al., 2014).



**Figura 7: Variação da turbidez no afluente e permeado do sistema MBR.**

Para algumas ocorrências isoladas foram verificados valores de turbidez em torno de 200 UNT, esses valores elevados foram associados à ruptura das membranas, o que permitiu a passagem de sólidos para a linha de permeado. Quando foi identificado que alguma membrana havia se rompido, era feita a substituição da membrana danificada.

A determinação do número mais provável (NMP) de coliformes totais, *Escherichia coli* e bactérias heterotróficas foi motivada por servir como uma avaliação prévia para a possibilidade de reúso do permeado produzido pelas unidades de tratamento de esgoto doméstico, por isso esse ensaio foi realizado em apenas duas amostras (Tabela 3).

**Tabela 3 – Contagem de Coliformes totais, *E. coli* e bactérias heterotróficas.**

Amostra	Coliformes totais (NMP)	<i>E. coli</i> (NMP)	Bactérias heterotróficas
Bruto	3,88E+07	5,32E+03	8,00E+04
Permeado*	1,01E+03	3,00E+00	7,38E+01

\* SST de 6.800 mg.L<sup>-1</sup> no liquor misto.

Os dados apresentados na Tabela 3 revelam que o sistema MBR reduz de modo significativo o NMP de coliformes totais, *E. coli* e bactérias heterotróficas, fornecendo eficiência de remoção de Coliformes totais de 99,99% (quatro logs). Para *E. coli* e bactérias heterotróficas, houve 99,9% de remoção (três logs). A remoção dessas bactérias ocorreu devido à ação das membranas, que possuem poros com 0,01 µm, enquanto as bactérias avaliadas possuem tamanho de 0,1 a 30 µm.

Os autores Purnell et al. (2016) avaliaram a remoção de coliformes termotolerantes e vírus patogênicos (adenovírus, hepatite A, norovírus) em uma unidade de tratamento de esgoto doméstico por MBR, a unidade avaliada operava com uma concentração de sólidos em suspensão totais no liquor misto de 7.000 g.L<sup>-1</sup> e as membranas de ultrafiltração utilizadas possuíam poros com 0,04 µm (Siemens Water Technologies Memcor Ltd), obtendo eficiências de remoção para coliforme termotolerantes e adenovírus de 99,99%, não houve remoção para o vírus causador da hepatite A e houve 90% de remoção para norovírus. A água produzida pela estação de tratamento por MBR era utilizada na irrigação de um parque em Londres.

Sendo assim, a associação entre sistemas biológicos e processos de separação por membranas, para tratamento de esgoto doméstico, mostrou-se eficiente na remoção de microrganismos causadores de doenças.

## CONCLUSÕES

Os resultados obtidos nesse estudo comprovam que a operação de sistemas MBR têm melhor desempenho com concentrações de SST superiores a 8.000 mg.L<sup>-1</sup>, resultando em permeabilidade significativamente maior e assegurando elevada eficiência para remoção de matéria orgânica (superior a 90%).



A concentração afluente de matéria orgânica não impactou a qualidade do permeado produzido pelo sistema MBR.

A variação da TCO teve impacto negativo na remoção de NTK devido ao favorecimento da proliferação de bactérias heterotróficas em detrimento das bactérias autotróficas.

A utilização das membranas resultou em, pelo menos, 99,9% de remoção para bactérias heterotróficas, *E. coli* e coliformes termotolerantes.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ADHAM, S.; DECAROLIS, J. F. Optimization of various MBR systems for water reclamation – Phase III Final technical report. Desalination and Water Purification Research and Development Program. 193 fls. 2004.
2. APHA, AWWA, WPCF. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater 20th edition, American Public Health Association, American Water Works Association, Water Pollution Control Federation, Washington, D.C., 1998. 1496 p.
3. BOLONG, N.; ISMAIL, A.F.; SALIM, M.R.; MATSUURA, T. A review of the effects of emerging contaminants in wastewater and options for their removal. *Desalination*, v. 239, p. 229-246, 2009.
4. BOONYAROJ, V.; CHIEMCHAI SRI, C.; CHIEMCHAI SRI, W.; THEEPHARAKSAPAN, S.; YAMAMOTO, K. Toxic organic micro-pollutants removal mechanisms in long-term operated membrane bioreactor treating municipal solid waste leachate. *Bioresource technology*, v. 113, p. 174-80, 2012.
5. CHEN, F.; BI, X.; NG, H. Y. Effects of bio-carriers on membrane fouling mitigation in moving bed membrane bioreactor. *Journal of Membrane Science*, vol. 499, p. 134-142, 2012.
6. CHOI, J.; DOCKKO, S.; FUKUSHI, K.; YAMAMOTO, K. A novel application of a submerged nanofiltration membrane bioreactor (NF ME3R) for wastewater treatment, *Desalination*, vol. 146, p. 413 – 420, 2002.
7. FOCO, M. L. R.; LOPES, G. P. R.; NOUR, E. A. A. Remo.; NOUR, E. A. A. Nitrogen removal in combined anoxic-aerobic system with immobilized biomass. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, vol.20, n°1, p. 55 – 64, 2015.
8. HAI, F. I.; LI, X.; PRICE, W. E.; NGHIEM, L. D. Removal of carbamazepine and sulfamethoxazole by MBR under anoxic and aerobic conditions. *Bioresource technology*, v. 102, n. 22, p. 86 –90, 2011.
9. HAI, F. I.; YAMAMOTO, K.; LEE, C. H. *Membrane Biological Reactors: Theory, Modeling, Design, Management and Applications to Wastewater Reuse*. IWA Publishing, London, Reino Unido, 450 folhas, 2014.
10. JUDD, S. *The MBR Book*. 2a ed. Oxford. UK: Elsevier, 2011. 526 p.
11. JUDD, S. The status of industrial and municipal effluent treatment with membrane bioreactor technology. *Chemical Engineering Journal*, disponível on line. 2015.
12. LUO, W.; HAI, F. I.; PRICE, W. E. *Bioresource Technology High retention membrane bioreactors. Challenges and opportunities*. 2014.
13. MELIN, T.; JEFFERSON, B.; BIXIO, D. Membrane bioreactor technology for wastewater treatment and reuse. *Desalination*, v. 187, p. 271 – 282, 2006.
14. METCALF, L.; EDDY, H. P. *Tratamento de Efluentes e Recuperação de Recursos*. 5ª ed. New York: McGraw-Hill, 2016.
15. NGHIEM, L. D.; MANIS, A.; SOLDENHOFF, K.; SCHÄFER, A. I. Estrogenic hormone removal from wastewater using NF/RO membranes. *Journal of Membrane Science*, v. 242, p. 37-45, 2004.
16. OZAKI, N.; YAMAMOTO, K. Hydraulic effects on sludge accumulation on membrane surface in crossflow filtration. *Water research*, v. 35, n. 13, p. 3137-46, 2001.
17. PURNELL, S.; EBDON, J.; BUCK, A.; TUPPER, M.; TAYLOR, H. Removal of phages and viral pathogens in a full-scale MBR: Implications for wastewater reuse and potable water. *Water Research*, vol. 100, p. 20-27, 2016.
18. ROEST, H. F.; LAWRENCE, D. P.; BENTEM, A. G. N. *Membrane Bioreactors for Municipal Wastewater Treatment*. London, UK: IWA Publishing, 2006, 141 p.
19. SCHNEIDER, R. P. e TSUTIYA, M. T. *Membranas Filtrantes para o Tratamento de Água, Esgoto e Água de Reúso*. 1ª Ed, Editora ABES, São Paulo, SP, 2001.
20. VALDERRAMA, C.; RIBERA, G.; BAHÍ, N.; ROVIRA, M.; GIMÉNEZ, T.; NOMEN, R.; LLUCH, S. Winery wastewater for water reuse purpose: Conventional activated sludge versus membrane bioreactor (MBR): - A comparative case study. *Desalination*, vol. 306, p. 1 – 7, 2012.

21. WANG, Z.; SONG, Y.; LIU, M.; YAO, J.; WANG, Y.; HU, Z.; LI, Z. Experimental study of filterability behavior of model extracellular polymeric substance solutions in dead-end membrane filtration. *Desalination*, vol. 249, p. 1380–1384, 2009.
22. WEF – Water Environment Federation. *Membrane Systems for Wastewater Treatment*, WEF Press McGraw-Hill, New York, NY. 2006. b.
23. WEISS, S.; REEMTSMA, T. Membrane bioreactors for municipal wastewater treatment - a viable option to reduce the amount of polar pollutants discharged into surface waters? *Water research*, v. 42, n. 14, p. 3837–47, 2008.
24. WEN, G.; MA, J.; ZHANG, L. *Membrane Bioreactor in Water Treatment*, p. 195–209, 2010.
25. 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*, vol. 100, p. 2369-2374, 2009.
26. YOON, Y., WESTERHOFF, P., SNYDER, S.A., WERT, E.C. Nanofiltration and ultrafiltration of endocrine disrupting compounds, pharmaceuticals and personal care products. *Journal of Membrane Science*, v. 270, p. 88-100, 2006.