

## Avaliação da filtrabilidade do licor misto em biorreator à membrana com biomassa floculenta e biorreator à membrana com biomassa aderida

Ana Beatriz Bastos Alves





Ana Beatriz Bastos Alves

**AVALIAÇÃO DA FILTRABILIDADE DO LICOR MISTO EM  
BIORREATOR À MEMBRANA COM BIOMASSA  
FLOCULENTA E BIORREATOR À MEMBRANA COM  
BIOMASSA ADERIDA**

Trabalho de Conclusão de Curso  
submetido à Universidade Federal  
de Santa Catarina, como parte dos  
requisitos necessários para  
conclusão do Curso de Graduação  
em Engenharia Sanitária e  
Ambiental

Orientador: Prof. Dr. Flávio R.  
Lapolli

Coorientador: Prof. Dr. Tiago José  
Belli

Florianópolis/SC  
2016

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor,  
através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Universitária da UFSC.

Bastos Alves, Ana Beatriz

Avaliação da filtrabilidade do licor misto em biorreator à membrana com biomassa floclulenta e biorreator à membrana com biomassa aderidaa / Ana Beatriz Bastos Alves ; orientador, Flávio Rubens Lapolli ; coorientador, Tiago José Belli. - Florianópolis, SC, 2016.  
90 p.

Trabalho de Conclusão de Curso (graduação) -  
Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico.  
Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental.

Inclui referências

1. Engenharia Sanitária e Ambiental. 2. Filtrabilidade. 3. Colmatação. 4. Biorreator à Membrana. 5. Biorreator à Membrana de Leito Móvel. I. Lapolli, Flávio Rubens. II. Belli, Tiago José. III. Universidade Federal de Santa Catarina. Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental. IV. Título.

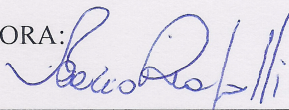
UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA  
CENTRO TECNOLÓGICO  
CURSO DE GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA SANITÁRIA E  
AMBIENTAL

**AVALIAÇÃO DA FILTRABILIDADE DO LICOR MISTO EM  
BIORREATOR À MEMBRANA COM BIOMASSA  
FLOCULENTA E BIORREATOR À MEMBRANA COM  
BIOMASSA ADERIDA**

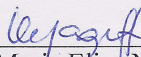
ANA BEATRIZ BASTOS ALVES

Trabalho submetido à Banca Examinadora como parte  
dos requisitos para Conclusão do Curso de Graduação  
em Engenharia Sanitária e Ambiental–TCC II

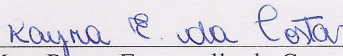
BANCA EXAMINADORA:



Prof. Dr. Flávio Rubens Lapolli  
(Orientador)



Prof. Dr. Maria Eliza Nagel Hassemer  
(Membro da Banca)



Msc. Rayra Emanuely da Costa  
(Membro da Banca)

FLORIANÓPOLIS, (SC)  
DEZEMBRO/2016



## AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus por sempre me guiar pelos melhores caminhos e por colocar pessoas incríveis na minha trajetória. Agradeço ao meus pais, Rita e Jorge por todo o amor, incentivo e compreensão durante toda a minha caminhada. Aos meus avós por todo o carinho e admiração. Ao meu namorado Rodrigo, pela parceria, confiança e amor.

Ao meu orientador, Professor Flávio Rubens Lapolli, pela oportunidade de ingressar na pesquisa, pela atenção e pela confiança depositada em mim. Agradeço também ao meu coorientador, Tiago José Belli, pelo suporte nas atividades desenvolvidas no laboratório e pela coorientação deste trabalho.

A banca examinadora, Professora Maria Eliza Nagel Hassemer e Rayra Emanuely da Costa, pelo tempo despendido e pelas contribuições para este trabalho. Em especial à Rayra por todo o apoio durante a elaboração deste trabalho, pelos conhecimentos transmitidos e pela paciência.

À Jamile e à Natália que me ajudaram a dar os meus primeiros passos na pesquisa no LABEFLU. Aos bolsistas do LaRA, Túlio e Gustavo, pela ajuda nas análises durante as tardes de sexta-feira no laboratório.

Aos meus amigos, pela parceria ao longo desses anos, em especial: Elza, Mirelle, Maurício, Patrícia, Andy, Leonardo e Diego, obrigada por terem tornado a graduação uma experiência inesquecível! Também agradeço à Camila e à Caroline pela amizade e parceria durante a reta final da graduação.

Enfim, agradeço as pessoas extraordinárias que conheci durante a graduação e durante o intercâmbio e que, de alguma forma, contribuíram para eu me tornar o que sou hoje! Muito obrigada!





## RESUMO

Os Biorreatores à Membrana (BRM) surgiram como alternativa no tratamento de esgotos domésticos e industriais por serem capazes de produzir um efluente de excelente qualidade. Entretanto, há um grande obstáculo que limita a maior aplicação das membranas no tratamento de esgotos no que se refere a colmatação das membranas. A incrustação da membrana gera um aumento nos custos operacionais de um sistema BRM pois é necessário um aumento da pressão transmembrana (PTM) para que o fluxo do permeado seja mantido constante. Para tornar o processo mais competitivo e economicamente atrativo é necessário pesquisar os mecanismos que geram a formação de depósitos sobre a membrana. Desta forma, os BRM de leito móvel se tornaram alvos de pesquisas nos últimos anos devido à união, em um único sistema, das melhores características do processo de lodos ativados e do processo de leito móvel, sem incluir os aspectos indesejáveis de cada um. Assim, este reator possui um grande potencial de adesão de biofilme ao material suporte podendo reduzir a colmatação da membrana. Neste contexto, este trabalho tem como objetivo avaliar a filtrabilidade de um biorreator à membrana com biomassa em suspensão (BRMBS) e de um biorreator à membrana com biomassa aderida (BRMBS-LM), ambos operados em batelada sequencial. Os estudos nos BRM foram desenvolvidos em duas condições operacionais. A condição 1 avaliou o desempenho da filtrabilidade do licor misto mediante o tempo de detenção hidráulica (TDH) de 12 horas durante 60 dias e a condição 2 analisou ambos os reatores com TDH de 8 horas durante 80 dias. Os resultados mostraram uma piora na filtrabilidade de ambos os reatores com a diminuição do TDH devido ao aumento da carga orgânica volumétrica (COV). Contudo, em relação a configuração dos reatores BRMBS e BRMBS-LM, deu-se como resultado que o BRMBS possuiu uma maior dificuldade de filtração quanto aos parâmetros PTM e SMP. Entretanto, análises importantes para a avaliação do potencial incrustante do licor misto, como MFI, CST e viscosidade revelaram que o BRMBS-LM teve uma piora significativa da filtrabilidade quando comparado ao BRMBS.

**Palavras-chave:** Filtrabilidade, colmatação, biorreator à membrana, biorreator à membrana de leito móvel.



## ABSTRACT

Membrane Bioreactor (MBR) has emerged as an alternative in the treatment of domestic and industrial wastewater because they are capable of producing an excellent quality effluent. However, there is a major obstacle that limits the greater application of membranes in wastewater treatment due to membrane fouling. Fouling generates an increase in the operating costs of MBR system because an increase in the Transmembrane Pressure (TMP) is required in order to keep the permeate flow. To become the process more competitive and economically attractive it is necessary to investigate the mechanisms that generate the formation of deposits on the membrane surface. Thus, Moving Bed Biofilm Reactor – Membrane Bioreactor (MBBR-MBR) has become the aim of research in recent years due to the combination, in a unique system, the best characteristics of the Activated Sludge (AS) process and the best characteristics of the biofilm process, without including the undesirable aspects of each process. Therefore, this reactor has a great potential of biofilm adhesion to support material, so reducing membrane fouling. In this context, this work aims to evaluate the filterability of a MBR with suspension biomass and a MBR with adhered biomass. The studies in the MBR were developed in two operational conditions. The first one evaluated the performance of the MBR and the filterability of the mixed liquor through the HRT of 12 hours during 60 days and the second one analyzed both reactors with HRT of 8 hours during 80 days. The results showed a deteriorating in the filterability of both reactors with the decrease of the HRT due to the increase of the organic loading rate (OLR). However, in relation to the configuration of conventional MBR and MBBR-MBR reactors, TMP and SMP in conventional MBR had a greater difficulty filtration. Nevertheless, important parameters for evaluation of mixed liquor potential fouling such as MFI, CST and viscosity revealed that MBBR-MBR had a significant decline of the filterability when compared to the conventional MBR.

**Keywords:** Filterability, fouling, membrane bioreactor, moving bed biofilm bioreactor.



## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Configurações de BRM de (a) recirculação externa e com (b) membrana submersa .....	24
Figura 2 - Etapas do processo de reatores em bateladas sequenciais ....	27
Figura 3 - Materiais suporte sendo movimentos através da (a) aeração e através de (b) agitador mecânico .....	29
Figura 4 - Material suporte Kaldnes™ (da esquerda para a direita) K1, K2 e K3 .....	29
Figura 5 – Biomassa aderida no material suporte AMB BioMedia™ do BRMBS-LM .....	30
Figura 6 – Formação do biofilme.....	31
Figura 7 - Processo de Colmatação da Membrana.....	33
Figura 8 - Fatores que afetam a colmatação das membranas.....	34
Figura 9 - Ilustração das fases decorrentes do processo de colmatação	37
Figure 10 – Processo de colmatação da membrana em BRM: (a) bloqueio dos poros e (b) formação do biofilme ( <i>cake</i> ).....	38
Figura 11 - Mecanismos de colmatação: (a) bloqueio de poro completo; (b) bloqueio padrão dos poros; (c) bloqueio intermediário dos poros; e (d) formação do biofilme, ou <i>cake</i> .....	39
Figura 12 - (a) Estrutura do EPS, (b) Estrutura da célula e (c) Estrutura do floco de lodo .....	40
Figura 13 – Unidade Experimental: BRMBS a esquerda e BRMBS-LM a direita .....	45
Figura 14 - Material Suporte do BRM-LM.....	46
Figura 15 - Componentes utilizados para a determinação do MFI .....	48
Figura 16 – Proporção de filtração e o volume como uma função do volume total de água de alimentação filtrada indicando os três mecanismos de filtração dominantes: bloqueio de filtração, filtração da torta, e filtração da torta com entupimento e/ou compressão da torta .....	49
Figura 17 – Componentes do CST.....	51
Figura 18 – Evolução da Pressão Transmembrana ao longo do período de operação .....	53
Figura 19 - Evolução da velocidade de colmatação (VC) em relação ao TDH .....	54
Figura 20 - Distribuição temporal dos valores de MFI licor misto (lodo) e MFI sobrenadante dos reatores (a) BRMBS e (b) BRMBS-LM	57
Figura 21 - Evolução do MFI-LODO e MFI-SOB. dos reatores BRMBS e BRMBS-LM em relação ao TDH .....	58

Figura 22 - Evolução do Carbono Orgânico Dissolvido (COD) em relação ao TDH.....	59
Figura 23 - Distribuição temporal dos valores da resistência específica da torta (RST) e respectivos teores de SST no licor misto dos reatores BRMBS e BRMBS-LM.....	59
Figura 24 - Evolução do SST em função do TDH.....	60
Figura 25 - Distribuição temporal dos valores de MFI-Lodo e respectivos SST .....	61
Figura 26 - Distribuição temporal dos valores de viscosidade ao longo dos dias operacionais .....	62
Figura 27 - Evolução da viscosidade em relação ao TDH.....	62
Figura 28 - Concentrações médias de SMP para cada TDH .....	63
Figura 29 - Concentrações médias de EPS para cada TDH.....	64
Figura 30 - Concentrações médias de SMP em termos de polissacarídeos e proteínas para cada TDH .....	65
Figura 31 - Concentrações médias de EPS em termos de polissacarídeos e proteínas para cada TDH .....	66
Figure 32 – Distribuição temporal dos valores de CST ao longo dos dias de operação .....	68
Figure 33 - Evolução da média do CST em relação ao TDH.....	68
Figure 34 - Distribuição temporal dos valores de CST e respectivos SST .....	69
Figure 35 - Tamanho médio das partículas em relação ao tempo de operação.....	70
Figure 36 - Evolução da tamanho médio das partículas em relação ao TDH.....	70
Figure 37 - Concentrações médias de IVL para cada TDH.....	72
Figure 38 - Microscopia (100x) do reator BRMBS-LM (a) e BRMBS (b) com 192 dias de operação.....	73
Figure 39 - Microscopia (100x) do reator BRMBS-LM (a) e BRMBS (b) com 248 dias de operação.....	73

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Especificações das membranas utilizadas nos BRM .....	44
Tabela 2 - Duração das etapas de alimentação, anóxica/anaeróbia, aeração e filtração durante as condições de operação 1 e 2 .....	47
Tabela 3 – Análises Físico-Químicas e Biológicas.....	52
Tabela 4 - Valores de MFI referentes ao licor misto(lodo) e sobrenadante .....	56
Tabela 5 - Valores do CST referentes ao BRMBS e BRMBS-LM. ....	67





## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

A/M - Relação Alimento/Microrganismo  
BCP - Biopolymer Clusters  
BRM - Biorreator à Membrana  
BRMBS - Biorreator à Membrana em Batelada Sequencial  
BRMBS-LM - Biorreator à Membrana em Batelada Sequencial de Leito Móvel  
BRMBS - Biorreator à Membrana em Batelada Sequencial  
COD - Carbono Orgânico Dissolvido  
COV - Carga Orgânica Volumétrica  
CST - Capillary Suction Time  
DBO - Demanda Bioquímica de Oxigênio  
EPS - Extracellular Polymeric Substances  
IVL - Índice Volumétrico do Lodo  
LaRA - Laboratório de Reuso de Água  
MFI - Índice de Incrustação da Membrana  
PTM - Pressão Transmembrana  
RBS - Reator em Batelada Sequencial  
RPM - Rotações Por Minuto  
RST - Resistência Específica da Torta  
SMP - Soluble Microbial Products  
SNIS - Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento  
SST - Sólidos Suspensos Totais  
TDH - Tempo de Detenção Hidráulica  
UFSC - Universidade Federal de Santa Catarina  
VC - Velocidade de Colmatação  
Θc - Idade do Lodo



## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO</b>	<b>17</b>
<b>2</b>	<b>OBJETIVOS</b>	<b>21</b>
2.1	OBJETIVO GERAL	21
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	21
<b>3</b>	<b>FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA</b>	<b>23</b>
3.1	BIORREATOR À MEMBRANA (BRM)	23
3.2	BIORREATOR À MEMBRANA OPERADO EM BATELADA SEQUENCIAL (BRMBS)	26
3.3	BIORREATOR À MEMBRANA DE LEITO MÓVEL OPERADO EM BATELADA SEQUENCIAL (BRMBS-LM)	28
3.4	COLMATAÇÃO DAS MEMBRANAS	32
<b>4</b>	<b>METODOLOGIA</b>	<b>43</b>
4.1	UNIDADE EXPERIMENTAL	43
4.2	OPERAÇÃO DOS BRM	46
4.3	ENSAIOS DE FILTRABILIDADE DO LICOR MISTO E ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS	47
4.3.1	Índice de Incrustação da Membrana ( <i>Membrane Fouling Index - MFI</i> )	47
4.3.2	Tempo de Sucção Capilar ( <i>Capillary Suction Time - CST</i> )	51
4.3.3	Análises Físico-Químicas e Biológicas	52
<b>5</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO</b>	<b>53</b>
5.1	COMPORTAMENTO DA PRESSÃO TRANSMEMBRANA (PTM) NOS REATORES	53
5.2	ENSAIOS DE FILTRAÇÃO DE BANCADA	55
5.2.1	Índice de Incrustação da Membrana (MFI)	56
5.2.2	Tempo de Sucção Capilar (CST)	67
5.2.3	Granulometria	69
5.2.4	Índice Volumétrico do Lodo (IVL)	71
<b>6</b>	<b>CONCLUSÃO</b>	<b>75</b>
<b>7</b>	<b>RECOMENDAÇÕES</b>	<b>77</b>
	<b>REFERÊNCIAS</b>	<b>79</b>



## 1 INTRODUÇÃO

A água é um elemento essencial para todas as formas de vida do planeta e por esse motivo deve ser usada de forma racional. Contudo, o aumento populacional e o consumo indiscriminado desse recurso são os principais fatores responsáveis pela redução da disponibilidade hídrica no mundo. Além disso, somam-se os casos diários de lançamentos de efluentes domésticos e industriais sem qualquer tipo de tratamento nos corpos d'água, comprometendo também a sua qualidade.

De acordo com Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento - SNIS (2014), 83% dos brasileiros são atendidos com rede de água tratada, enquanto apenas 49,8% da população tem acesso a coleta de esgoto. Ainda de acordo com esse órgão, somente 40,8% do esgoto coletado possui tratamento, sendo todo o restante despejados diariamente em corpos d'água. Para que haja evolução nessa questão, além da ampliação dos serviços de coleta de esgoto torna-se fundamental a utilização de sistemas de tratamento de efluentes mais eficientes para que se garanta a redução da poluição dos corpos hídricos, bem como um abastecimento de qualidade para a população.

Dentre os diversos sistemas de tratamento de esgoto disponíveis atualmente, destaca-se a tecnologia de lodos ativados, a qual é utilizada a nível mundial. Os sistemas de lodos ativados possuem um reator biológico o qual tem a função de favorecer o crescimento dos microrganismos, e, com isso tratar o efluente através de várias reações bioquímicas. Após a passagem pelo reator, o esgoto tratado é encaminhado para os chamados decantadores secundários, os quais tem como função a separação de sólidos e líquidos através da sedimentação (VON SPERLING, 2002).

Durante a etapa de sedimentação do processo de lodos ativados, geralmente há uma perda de eficiência do tratamento devido ao crescimento em excesso de bactérias filamentosas que permanecem em suspensão no licor misto (MENG et al., 2006). Guo *et al.* (2014) acrescentam que esse fenômeno chamado "*bulking*" é resultado de microrganismos que produzem grandes quantidades de polímeros, prejudicando assim, a última etapa dos sistemas de lodos ativados.

Nesse sentido, pesquisadores têm estudado sistemas que tenham maior flexibilidade operacional, bem como que apresentem menores custos e sejam mais compactos. Assim, destacam-se os reatores operados em bateladas sequenciais (RBS) os quais constituem de uma variação do processo de lodos ativados onde todas as etapas de tratamento acontecem em ciclos em um único tanque (KAEWSUK *et*

*al.*, 2010).

Segundo Gerardi (2010), o RBS possui inúmeras vantagens quanto a flexibilidade operacional e quanto a qualidade do sobrenadante, principalmente na sedimentação, quando o mesmo é comparado ao processo convencional de lodos ativados. Durante essa fase, não há interferência de entrada e saída de líquido, entretanto, caso os sólidos não sedimentem de maneira rápida, parte desses podem sair do reator durante a fase de retirada do efluente tratado (NEIWPC, 2005) comprometendo a eficiência do sistema.

Nesse contexto, a sedimentabilidade do lodo continua a ser uma grande preocupação para a implantação do RBS a qual pode conduzir a problemas operacionais graves, especialmente na fase de decantação. Assim, para a promoção de um processo de separação de biomassa mais eficiente, pesquisadores têm estudado a tecnologia de Biorreatores à Membrana (BRM).

O Biorreator à Membrana é descrito como a combinação de lodos ativados com a separação sólido/líquido através de membranas porosas (LE-CLECH, 2010). Uma vez que o tamanho efetivo dos poros podem ser inferiores a 0,1  $\mu\text{m}$ , a qualidade do permeado é melhorada, livre de sólidos suspensos, bactérias e, em alguns casos, vírus, conduzindo o efluente para possível reuso (DELAISUN *et al.*, 2007). Para Belli (2015), a utilização desta nova tecnologia no tratamento de esgoto permitiu que os problemas relacionados ao “*bulking*” fossem superados.

O BRM também possui como vantagem a possibilidade de concentrar uma maior quantidade de biomassa e, sendo assim, reduzir o tamanho do tanque de aeração e aumentar a eficiência do processo de tratamento. Além disso, com a remoção da etapa de sedimentação, o BRM apresenta um maior rendimento se comparado com os sistemas de lodos ativados, pois o mesmo não depende da decantação dos sólidos sedimentáveis para produzir um efluente de elevada qualidade (JUDD, 2006).

Com o intuito de superar problemas existentes na separação sólido/líquido decorrentes da presença excessiva de bactérias filamentosas nos reatores em batelada sequencial, surgiu a união entre RBS e membranas os quais são chamados de Biorreatores à Membrana em Batelada Sequencial (BRMBS). Nesse sentido, os reatores BRMBS tendem a produzir um efluente de melhor qualidade. Além disso, o tempo de ciclo pode ser consideravelmente diminuído devido a eliminação da fase de sedimentação, o qual é substituído pela aplicação da membrana (DONG e JIANG, 2009).

De acordo com Chang *et al.* (2002), apesar das diversas

vantagens do BRM, a aplicação generalizada do processo é limitada devido a colmatação da membrana, a qual reflete na perda de fluxo de permeado, e, por sua vez diminui os intervalos de tempo para a limpeza da membrana e substituição da mesma, resultando em aumento dos custos operacionais (GKOTSIS *et al.*, 2014). Nesse contexto, a fim de explorar as vantagens dessa tecnologia e promover a sua expansiva aplicação, muitos estudos têm sido conduzidos sobre esse assunto com o objetivo de investigar o comportamento das incrustações nas membranas.

Dessa forma, pesquisas com a adição de pequenas peças denominadas biomedias, ou material suporte no tanque de aeração têm sido realizadas para minimizar a colmatação das membranas nos BRM (JIN, ONG e NG, 2013). Leiknes e Ødegaard (2007) e Lee, Kang e Lee (2006) afirmam que as biomedias atuam como meio suporte e reduzem a concentração de sólidos suspensos no sistema, o que potencialmente pode reduzir a taxa de incrustação das membranas. No entanto, Lee, Ahn e Lee (2001) verificaram que a perda da permeabilidade da membrana ocorre mais rapidamente em reator com material suporte quando comparado a outro reator sem a adição de material suporte. Além disso, Yang *et al.* (2009) afirmam que a introdução de material suporte nos reatores agrava as incrustações na membrana devido principalmente a proliferação de bactérias filamentosas.

A partir das constatações acima, podemos concluir que os efeitos do material suporte sobre a colmatação da membrana ainda não foi suficientemente pesquisado. Nesse contexto, o presente trabalho tem como objetivo analisar a filtrabilidade de dois biorreatores à membrana, sendo um deles um biorreator à membrana em batelada sequencial com biomassa em suspensão (BRMBS) e o outro um biorreator à membrana em batelada sequencial de leito móvel, ou seja, com biomassa aderida (BRMBS-LM). Assim, pretende-se avaliar a influência da inserção do material suporte na colmatação da membrana.





## **2 OBJETIVOS**

### **2.1 OBJETIVO GERAL**

Analisar comparativamente a filtrabilidade do licor misto em um biorreator à membrana com biomassa floculenta (BRMBS) e um biorreator à membrana com biomassa aderida (BRMBS-LM).

### **2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS**

- I. Comparar a evolução da pressão transmembrana dos reatores ao longo do período operacional;
- II. Avaliar o potencial incrustante do licor misto de cada reator por meio de ensaios de filtração de bancada;
- III. Avaliar as propriedades do licor misto quanto a granulometria, viscosidade e microscopia para cada reator e a possível interação desses parâmetros com filtrabilidade do licor misto.



### 3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

#### 3.1 BIORREATOR À MEMBRANA (BRM)

Os Biorreatores à Membrana constituem, atualmente, na principal inovação tecnológica nos processos de tratamento de esgoto para reúso. Dentre os principais fatores que impulsionam a adoção dos biorreatores à membrana nos sistemas de saneamento básico são: o aumento rigoroso das legislações no que se refere à qualidade do efluente final e a questão do esgotamento dos recursos hídricos, visto que, grande parte do uso da água nos grandes centros urbanos, não exige água com qualidade para consumo humano (SCHNEIDER e TSUTIYA, 2001). Nesse sentido, justifica-se assim, a utilização dessa tecnologia para lavagem de pátios, de automóveis, descarga em bacias sanitárias e outras utilizações.

Convencionalmente, a tecnologia de BRM é descrita como a combinação do sistema de lodos ativados convencional em que a etapa da sedimentação é substituída por membranas porosas. O grau de seletividade depende do tamanho do poro da membrana sendo que as de poros maiores permitem o processo por microfiltração (MF), seguido pela ultrafiltração (UF), nanofiltração (NF) e osmose reversa (OR) que é a membrana mais seletiva. De acordo com Le-Clech (2010), a função da membrana é ser uma barreira física, ou seja, rejeitar as partículas maiores do que o seu tamanho de poro, os quais variam de 100 a 1000 nm para MF, 5 a 100 nm para UF, 1 a 5 nm para NF e 0,1 a 1 nm para OR (RADJENOVI, 2008).

Ainda segundo Le-Clech (2010), os BRM possuem significativas vantagens quando comparados ao sistema de lodos ativados. Algumas dessas vantagens são:

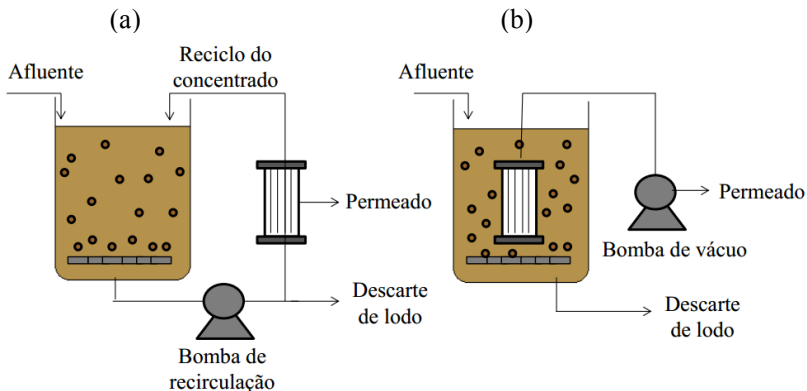
- (a) Substituição dos decantadores secundários por módulos de membrana, favorecendo a redução de custos, de área e de impacto ambiental;
- (b) Melhora na qualidade do efluente produzido pois o BRM permite a retenção completa dos flocos bacterianos e a maioria dos sólidos em suspensão, e, portanto, pode oferecer uma boa capacidade de desinfecção;
- (c) Retenção física completa de flocos bacterianos no BRM, cuja tecnologia permite a operação sob concentrações elevadas de sólidos suspensos e elevada idade do lodo ( $\theta_c$ ), sendo assim, uma maior carga orgânica volumétrica (COV) pode ser aplicada ao sistema. Além disso, uma elevada  $\theta_c$  permite o

- desenvolvimento de microrganismos de crescimento lento responsável pela degradação específica de poluentes orgânicos (especialmente compostos à base de nitrogênio); e
- (d) Operação com elevada  $\theta_c$  que pode também conduzir a uma baixa produção de lodo.

De acordo com Smith, Gregorio e Taleott (1969), a primeira aplicação relatada com BRM no tratamento de águas residuárias foi em 1969. No entanto, o mercado de membranas se desenvolveu bastante em 1990, após a introdução da configuração de BRM submerso o que acarretou em um maior crescimento no uso de membranas nos sistemas de tratamento de águas residuárias (JUDD, 2006).

Os BRM possuem duas configurações conhecidas: BRM de recirculação externa (Figura 1.a) e BRM com membrana submersa (Figura 1.b).

**Figura 1 - Configurações de BRM de (a) recirculação externa e com (b) membrana submersa**



Fonte: Costa (2015)

Nos BRM de recirculação externa, o efluente do tanque de aeração é bombeado para os módulos de membranas localizados externamente ao reator, sendo que esses módulos são usualmente tubulares. Dessa forma, no processo de filtração tem-se o permeado (parcela filtrada pelas membranas), e o concentrado (que contém os sólidos retidos pela membrana) o qual retorna para o biorreator (BELLI, 2015).

Já na concepção de BRM com membrana submersa, os módulos

de membranas localizam-se no interior do tanque de aeração e o processo de filtração é feito por meio de vácuo, onde o lodo fica retido na superfície da membrana (KOOTENAEI e AMINIRAD, 2014). Cabe ressaltar que, em geral, os módulos de membrana mais utilizados para os BRM com membrana submersa são de fibra oca os quais podem ser alinhados na vertical ou na horizontal e as de placas planas alinhadas na vertical (FANE, CHANG e CHARDON, 2002).

Em ambas as configurações de BRM, faz-se necessário a utilização de mecanismos que promovam tensões de cisalhamento na superfície das membranas, de modo a evitar a sua colmatação a partir dos constituintes da suspensão biológica (BELLI, 2015).

Sendo assim, no caso do BRM de recirculação externa, Schneider e Tsutiya (2001) afirmam que para ocorrer a minimização do “*fouling*” biológico, também chamado de colmatação, o efluente deve ser bombeado com alta velocidade transversal. Já no BRM com membrana submersa tem-se a injeção de ar comprimido no interior do tanque de aeração provocando bolhas de ar, que além da função de manter as condições aeróbias, possui o papel de criar uma tensão de cisalhamento necessária dentro do BRM, e, dessa forma, mitigar a colmatação das membranas (KOOTENAEI e AMINIRAD, 2014).

De acordo com Chang (2011), os primeiros BRM comercializados entre 1970 e 1980 eram feitos integrando a configuração de recirculação externa com processos de lodos ativados para o tratamento de águas residuárias. Entretanto, Meng *et al.* (2012) afirmam que devido ao alto consumo de energia, esse tipo de configuração não se desenvolveu, e tornou-se limitado a pequenas escalas.

Segundo Judd (2006), no final de 1980, Kazuo Yamamoto desenvolveu no Japão o primeiro BRM com membrana submersa. Devido a não necessidade de bombeamento de efluente para o módulo de membrana, a configuração apresenta um baixo consumo de energia quando comparado ao BRM de recirculação externa (YANG, CICEK e ILG, 2006).

Apesar dos BRM com membrana submersa apresentarem vantagem em relação ao BRM de recirculação externa, cabe ressaltar que, segundo Li *et al.* (2016), o principal desafio nesse tipo de configuração de BRM continua sendo a colmatação da membrana que causa significativa redução na permeabilidade da membrana. Assim, necessita-se de uma maior frequência de limpeza e substituição do módulo o que aumenta o custo de operação do BRM. Por fim, Judd (2006) afirma que os BRM com membrana submersa são os mais

viáveis economicamente para aplicações em larga escala.

### 3.2 BIORREATOR À MEMBRANA OPERADO EM BATELADA SEQUENCIAL (BRMBS)

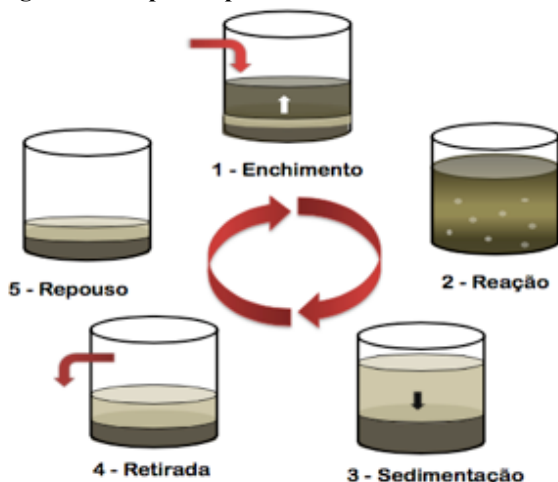
O Reator em Batelada Sequencial (RBS) é uma variante do sistema de lodos ativados que opera em fluxo intermitente e consiste na incorporação de todas as unidades, processos e operações em um único tanque, o qual serve como reator biológico e também como decantador (VON SPERLING, 2007). Comparado ao sistema de lodos ativados convencional, Yang *et al.* (2010) afirmam que o sistema RBS possui inúmeras vantagens, tais como, redução nos custos de operação, melhor remoção de nitrogênio e fósforo e menor ocorrência de “*bulking*”.

De acordo com Von Sperling (2007), todas as fases de tratamento ocorrem em um reator de mistura completa, sendo que cada etapa possui uma configuração definida. A união de todas estas fases compõe o que se denomina um ciclo, ou seja, durante um dia, o sistema pode trabalhar com mais de um ciclo (JORDÃO e PESSÔA, 2005). Além disso, a configuração do ciclo pode ser facilmente modificada a qualquer momento para compensar as alterações nas condições de processo, características do esgoto a ser tratado ou aos objetivos de tratamento (YANG *et al.*, 2010).

A etapas (Figura 2) da operação dos reatores em bateladas sequenciais são (WAGNER, 2015):

- 1) Enchimento (entrada do esgoto bruto no reator);
- 2) Reação (aeração/mistura da massa líquida contida no reator);
- 3) Sedimentação (decantação e separação dos sólidos em suspensão do esgoto tratado);
- 4) Descarga (retirada do sobrenadante – esgoto tratado – do reator)
- 5) Repouso (ajuste do ciclo e remoção do excesso de lodo).

**Figura 2 - Etapas do processo de reatores em bateladas sequenciais**



Fonte: Wagner (2015)

De modo geral, o enchimento ocorre através da adição de esgoto bruto no reator. Em seguida, inicia-se a reação a qual é alcançada em mistura completa e pode apresentar uma alternância de condições aeróbias, anóxicas e anaeróbias por meio do acionamento ou não, de aeradores. Nesse sentido, é possível obter condições operacionais que, além da remoção da matéria orgânica carbonácea, também possibilite a ocorrência dos processos de nitrificação, desnitrificação e remoção de fósforo (WAGNER, 2015).

Já a fase de sedimentação é a parte crítica do ciclo dos reatores em bateladas. Comparado ao processo convencional de fluxo contínuo, a sedimentação no RBS é geralmente mais eficiente, em termos de qualidade do sobrenadante, pois no RBS não há a interferência da entrada e/ou saída de líquidos, permitindo que a sedimentação ocorra sob condições estáveis. Entretanto, caso os sólidos não sedimentem de maneira rápida, parte desses sólidos podem sair do reator durante a fase de retirada do efluente tratado (NEIWPCC, 2005) comprometendo a eficiência do sistema. Por fim, após a fase de descarte tem-se a etapa de repouso onde ocorre o ajuste do ciclo, caso necessário, e a remoção do lodo excedente.

Apesar dos RBS terem estimulado grande interesse devido a sua flexibilidade operacional, entende-se que a fase de sedimentação gravitacional ocorrida para a obtenção do efluente final nesses reatores pode ser considerada hoje pouco eficiente, quando comparada ao

sistema de remoção de sólidos suspensos por meio da filtração em membranas (BELLI, 2015). Dessa forma, com o intuito de elevar a qualidade do efluente, diversas pesquisas começaram a se desenvolver com a integração dos Reatores em Batelada Sequencial (RBS) com os Biorreatores à Membrana (BRM).

De acordo com Dong e Jiang (2009), o emprego da tecnologia de membrana melhora significativamente a eficiência do sistema de reator em batelada sequencial pois uma alta concentração de biomassa pode ser mantida nesse sistema. Ao mesmo tempo, há redução na produção de lodo e no volume biorreator. Além disso, a união dessas duas tecnologias permite que o tempo de ciclo de um Biorreator à Membrana de Batelada Sequencial (BRMBS) possa ser reduzido consideravelmente devido a inexistência da fase de sedimentação e, ainda, a eliminação dos problemas referentes a má sedimentação de bactérias filamentosas e sua presença no efluente final (XU, WU e HU, 2014).

### 3.3 BIORREATOR À MEMBRANA DE LEITO MÓVEL OPERADO EM BATELADA SEQUENCIAL (BRMBS-LM)

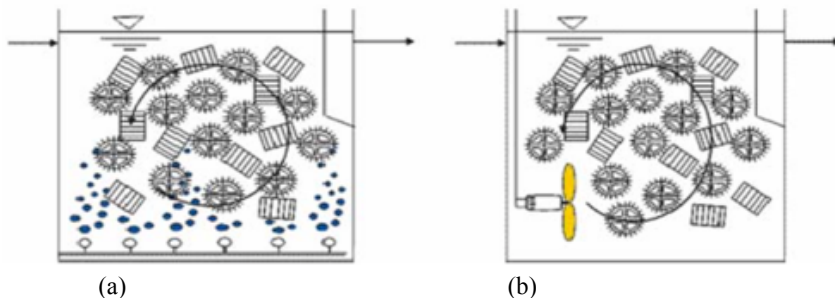
Diversas pesquisas estão sendo conduzidas com o objetivo de controlar a colmatação das membranas e consequentemente aumentar a aplicação dos BRM. Entre elas, tem-se estudado o biorreator à membrana de leito móvel onde a presença de material suporte em suspensão propicia o desenvolvimento do biofilme aderido na superfície desse material no próprio tanque de aeração (LIU *et al.*, 2010).

Os reatores de leito móvel possuem essa nomenclatura devido ao acúmulo de microrganismos através da biomassa que cresce aderida no material suporte o qual se move livremente na massa líquida do reator (KELLNER, 2014). Esse material suporte possui uma densidade levemente mais baixa que a água e então ele se mantém em movimento através da aeração em reatores aeróbicos (Figura 3.a) ou por um agitador mecânico em reatores anaeróbicos ou anóxicos (Figura 3.b) (LEYVA-DÍAZ *et al.*, 2015).

Além disso, os reatores de leito móvel, os quais também podem ser chamados de reator de biomassa aderida, foram desenvolvidos com a ideia de unir em um único sistema, as melhores características do processo de lodos ativados e as melhores características do processo de biofilme, sem incluir os aspectos indesejáveis de cada processo (RUSTEN *et al.*, 2006).



**Figura 3 - Materiais suporte sendo movimentados através da (a) aeração e através de (b) agitador mecânico**

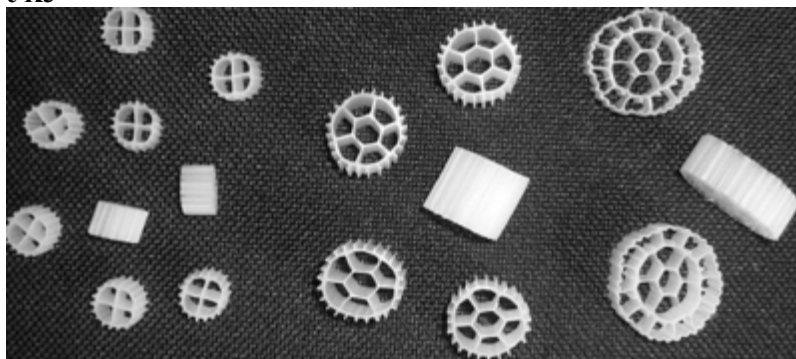


Fonte: ØDEGAARD (1999)

Diversas pesquisas têm sido conduzidas com diversos tipos de material suporte adicionados aos biorreatores à membrana, os quais incluem: cubos de poliuretano, esferas de poliestireno, polietileno (Kaldnes™), carvão ativado (granulado e em pó), zeolite, grânulos de argila e esponja (HUANG *et al.*, 2008; JAMAL KHAN *et al.*, 2011; LEE *et al.*, 2006; LEIKNES e ØDEGAARD, 2001; SOMBATSOMPOPA, VISVANATHAN e AIM, 2006, DI TRAPANI *et al.*, 2014, LEVYA-DÍAZ *et al.*, 2015 e DENG *et al.*, 2016).

O material suporte mais popularmente usado é feito de plástico (DENG *et al.*, 2016) e as pesquisas mais recentes têm demonstrado que os materiais suportes mais utilizados em seus biorreatores a membrana de leito móvel são os desenvolvidos pela Kaldnes™ (Figura 4).

**Figura 4 - Material suporte Kaldnes™ (da esquerda para a direita) K1, K2 e K3**



Fonte: RUSTEN *et al.* (2006)

Independentemente do tipo de material suporte utilizado, a escolha do material deve considerar alguns fatores, como: superfície porosa para melhor adesão; maior superfície específica; permitir a absorção das substâncias contidas no processo biológico; apresentar boa resistência mecânica e possuir tamanho ideal, sem comprometer a hidrodinâmica do reator (KELLNER, 2014).

A porcentagem de recheio é um fator de grande importância, pois o material suporte condicionará ao sistema operar em maiores cargas orgânicas aplicadas, pois segundo Martín-Pascual, Leyva-Díaz e Poyatos (2016) quanto maior o percentual de material suporte, mais áreas estarão aptas para a adesão e crescimento de microrganismos. Entretanto, de acordo com Wang, Wen e Qian (2005), quando a concentração de biomedias é muito alta, a fluidização do material suporte torna-se mais difícil e um maior fluxo de aeração é necessário para suspendê-los, o que irá aumentar o custo operacional do reator (ANDERSON, PARKS e PETERSON, 2013).

Por conseguinte, teoricamente, existe uma concentração ótima de material suporte para um reator de leito móvel (WANG, WEN e QIAN, 2005). Assim, no sentido de manter o material suporte livre em suspensão é recomendado que a fração de preenchimento seja menor que 70% (RUSTEN *et al.*, 2006).

É importante ressaltar que a biomassa aderida também chamada de biofilme é uma comunidade de bactéria aderida a uma superfície, seja ela o material suporte inserido no reator (Figura 5) ou a própria membrana. De acordo com Flemming e Wingender (2010), os microrganismos não vivem em culturas simples ou dispersos em células individuais, mas sim acumuladas em interfaces para formar agregados microbianos como flocos, lodo ou biofilmes.

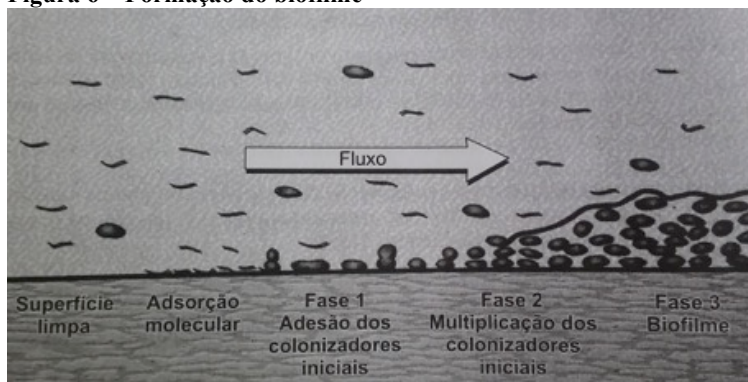
**Figura 5 – Biomassa aderida no material suporte AMB BioMedia™ do BRMBS-LM**



Fonte: A autora (2016)

Segundo Schneider e Tsutiya (2001), a primeira etapa da formação do biofilme acontece através da adesão de microrganismos à superfície da membrana, coberta com um filme de material orgânico e inorgânico. Em seguida, a subpopulação de organismos pioneiros inicia a formação de micro colônias. Essas micro colônias crescem através da multiplicação de seus membros, pela produção de matriz de polímeros extracelulares (EPS) e pela incorporação de novos organismos do meio, que colonizam os nichos ecológicos distintos, que vão sendo criados pela atividade microbiana no interior dos biofilmes. A Figura 6 apresenta o processo da formação do biofilme.

**Figura 6 – Formação do biofilme**



Fonte: Schneider e Tsutiya (2001)

Apesar das diversas vantagens vistas anteriormente, o reator de leite móvel apresenta um alto custo operacional relativo ao consumo de energia. Entretanto, esse tipo de configuração também permite obter uma alta concentração de biomassa no reator, porém, sem qualquer significativa melhora na sedimentação dos sólidos suspensos no decantador secundário (DI TRAPANI *et al.*, 2014; SOMBATSOMPOP, VISVANATHAN e BEN AIM, 2006).

Como visto previamente, os BRM possuem inúmeras vantagens quando comparado aos vários sistemas existentes para tratamento de efluentes, principalmente devido ao fato dessa tecnologia permitir um efluente livre de materiais em suspensão. Entretanto, segundo Le-Clech, Chen e Fane (2006), a performance do BRM inevitavelmente diminui com o passar do tempo durante a filtração. Isso acontece devido a deposição de materiais solúveis e particulados no interior e sobre a

membrana, os quais são atribuídos através das interações entre os componentes do lodo ativado e da membrana.

Por outro lado, a alta concentração de esgoto também significa mais partículas em suspensão e mais substâncias depositadas na superfície dos módulos de membrana, ocasionado dessa forma a colmatação das mesmas (TANG *et al.*, 2016).

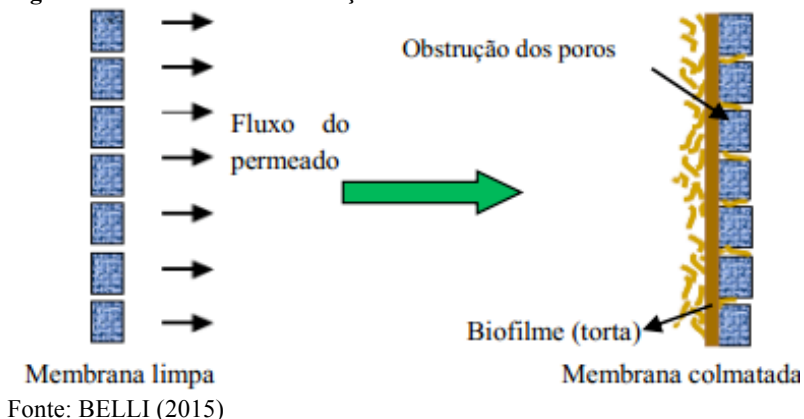
Estudos têm sido realizados com o intuito de mitigar o efeito da colmatação das membranas causado pela alta concentração de biomassa no sistema. Com isso, surge uma nova alternativa para os BRM operados em batelada sequencial resultante da união com um reator de leito móvel (LEIKNES e ØDEGAARD, 2007) e (DUAN *et al.*, 2015), os chamados Biorreator à Membrana de Leito Móvel operado em Batelada Sequencial (BRMBS-LM).

Segundo Phattaranawik e Leiknes (2009), BRMBS-LM possui como característica única a baixa quantidade de sólidos suspensos no sistema devido a adesão da biomassa no material suporte. Assim, essa baixa concentração de sólidos suspensos pode oferecer muitas vantagens sobre o BRM, como por exemplo, baixa viscosidade do licor misto, redução do consumo de energia advindo do sistema de aeração, menor potencial de deposição de lodo, redução do entupimento dos módulos de membrana e assim menor potencial de colmatação no reator.

### 3.4 COLMATAÇÃO DAS MEMBRANAS

O maior obstáculo para o processo de aplicação das membranas é o rápido declínio do fluxo do permeado com o passar do tempo resultante da colmatação das membranas (GUO, NGO e LI, 2012). O termo colmatação se refere “a obstrução progressiva dos poros da membrana como resultado da penetração de solutos presentes em soluções macromoleculares ou em suspensão coloidal” (LAPOLLI, BERGAMASCO e CAMPOS, 1999).

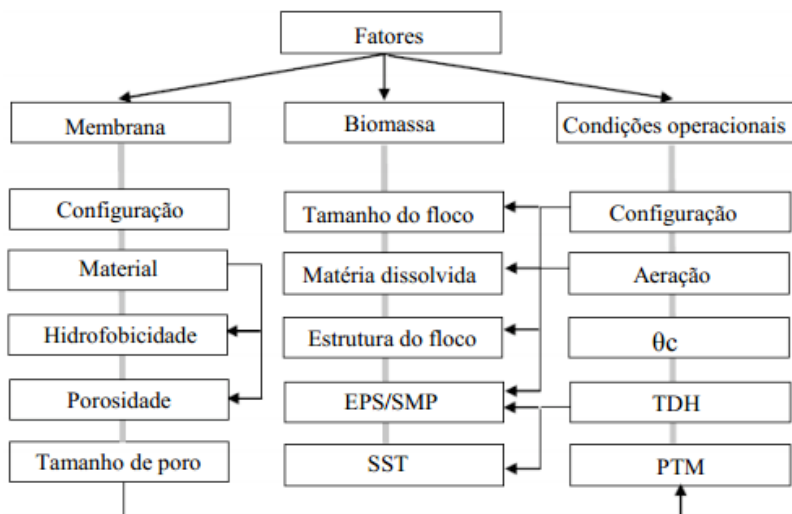
Após a passagem do licor misto através da membrana, os constituintes do “rejeito”, ou seja, a parcela que não atravessou os poros da membrana tende a se acumular na superfície da mesma, produzindo vários fenômenos que conduzem a redução do fluxo através da membrana ou o aumento da pressão transmembrana (PTM) (JUDD, 2006). A Figura 7 apresenta o processo de colmatação da membrana e a formação do biofilme.

**Figura 7 - Processo de Colmatação da Membrana**

A principal desvantagem da tecnologia de BRM em comparação com a de lodos ativados convencional ainda é o seu elevado custo. Embora os custos de módulos de membrana diminuíssem drasticamente nos últimos anos, a colmatação é responsável por elevar a demanda de energia. Dessa forma, esse fenômeno tornou-se a principal contribuição para os custos operacionais globais dos BRM (DREWS, 2010), além das necessidades de maior frequência de limpeza da membrana e a substituição da mesma quando necessário (CHANG *et al.*, 2002).

Embora seja difícil estabelecer uma regra geral sobre a incrustação das membranas no BRM, a natureza e extensão da colmatação são fortemente influenciadas por três fatores: características de biomassa, condições operacionais e características da membrana (Figura 8) (CHANG *et al.*, 2002).

Figura 8 - Fatores que afetam a colmatação das membranas



Fonte: Adaptado de Chang *et al.* (2002)

Os principais fatores de colmatação referente a esse trabalho são citados a seguir:

- **Idade do lodo ( $\theta_c$ )**

A idade do lodo ( $\theta_c$ ) controla a concentração de microrganismos no sistema, sendo que quanto maior a  $\theta_c$  maior a concentração de biomassa (WAGNER, 2015). Devido a uma retenção completa da biomassa no BRM através da membrana, a tecnologia permite facilmente o controle da idade do lodo (TIAN e SU, 2012).

De acordo com Radjenovi (2008), uma das principais vantagens do BRM é a utilização de elevada idade de lodo ( $\theta_c$ ) e por consequência maiores valores de sólidos suspensos totais (SST), o qual não seria possível no sistema de lodos ativados convencional pois prejudicaria a sedimentação da biomassa. Le-Clech, Chen e Fane (2006) e Huang, Ong e Ng (2013) afirmam que a idade do lodo é provavelmente o parâmetro de operação mais importante que afeta a colmatação da membrana.

De acordo com pesquisas realizadas por Ahmed *et al.* (2007), Chang e Lee (1998), Liang, Liu e Song (2007), Massé, Spérandio e

Cabassud (2006), Ng e Kim (2006), Tian e Su (2012), Keskes *et al.* (2012) e Al-Halbouni *et al.* (2008), a baixa idade de lodo possui um negativo impacto na membrana devido a alta concentração de SMP e EPS no sobrenadante. Já com o aumento da idade do lodo, tem-se a diminuição da concentração de SMP e EPS pois a biomassa ficará mais tempo no reator e se prolongará o processo de degradação biológica.

#### • **Aeração**

De acordo com Braak *et al.* (2011), a aeração em BRM possui três principais funções: promover oxigênio aos microrganismos, manter em suspensão o lodo no reator e minimizar o processo de colmatação das membranas. A geração de bolhas de ar no licor misto promove tensões de cisalhamento na superfície das membranas reduzindo assim o depósito de biomassa sobre a membrana (IVANOVIC e LEIKNES, 2008).

Meng *et al.* (2009) afirmam que uma elevada taxa de aeração certamente pode reduzir a fixação de lodo nas membranas, porém ela pode influenciar significativamente nas características da biomassa pois uma alta taxa de aeração conduzirá a ruptura de flocos de lodo e produção de SMP. Dessa forma, de acordo com Fan e Zhou (2007), sob uma elevada intensidade de aeração, os coloides e solutos podem se tornar os maiores potenciais incrustantes da membrana.

Além disso, ressalta-se que a aeração consome uma energia que varia entre 70 e 80% do consumo total do tratamento com membranas (SUN *et al.*, 2016) o que faz com que se busque o desenvolvimento de BRM através de mecanismos que diminuam a necessidade de aeração.

#### • **Tempo de Detenção Hidráulica (TDH)**

O tempo de detenção hidráulica (TDH) é considerado um fator chave entre os vários parâmetros de funcionamento na eficiência de remoção de nitrogênio e fósforo no processo de remoção biológica (CHAE *et al.*, 2006). Baixos valores de TDH resultam em alta carga orgânica volumétrica (COV) o qual contribui para uma redução no tamanho do reator (FALLAH *et al.*, 2010).

O aumento da COV resulta em a uma maior disponibilidade de substrato por unidade de volume e tempo no reator (PATSIOS e KARABELAS, 2011). E, de acordo com Meng *et al.* (2007), esse

aumento na relação A/M provoca um aumento na concentração de EPS e na viscosidade do lodo.

Nesse sentido, diversas pesquisas verificaram que a redução do TDH resulta na liberação de EPS e SMP intensificando o processo de colmatação das membranas em BRM (HUANG, ONG e NG, 2011), (CHAE *et al.*, 2006), (FALLAH *et al.*, 2010), (WANG, WU e TANG, 2009) e (MUTAMIM *et al.*, 2012).

### • Sólidos Suspensos

A maior vantagem em substituir o decantador secundário em processo de lodos ativados pela membrana é devido a possibilidade de aumentar a concentração de sólidos suspensos no reator (LEE e KIM, 2013). Entretanto, com frequência, os sólidos suspensos são considerados de imediato como o principal parâmetro de incrustação da membrana, porém a literatura aponta que a influência dos sólidos suspensos na colmatação são muitas vezes controversos (LE-CLECH, CHEN e FANE, 2006).

De acordo com Rosenberger, Kubin e Kraume (2002), a concentração de sólidos suspensos tem impacto direto na viscosidade, sendo que o lodo com uma viscosidade mais elevada exige uma velocidade de fluxo maior para criar regimes turbulentos transversais. Caso o fluxo cruzado não seja alto suficiente para remover os sólidos da superfície da membrana, as incrustações se tornarão mais rápidas na membrana (LOUSADA-FERREIRA *et al.*, 2010).

### • Pressão Transmembrana (PTM)

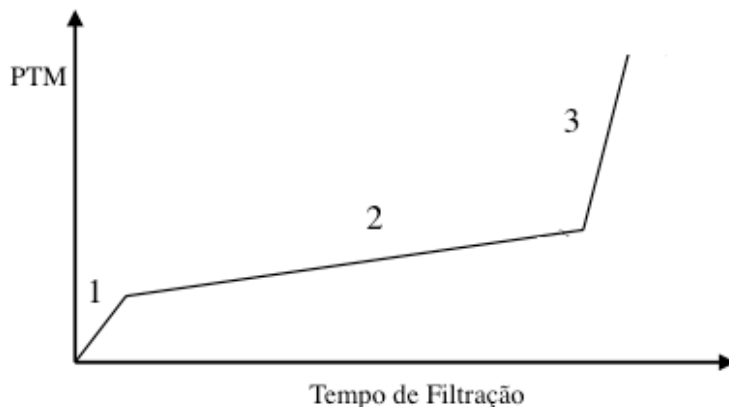
O aumento da Pressão Transmembrana (PTM) é um fator importante para avaliar o desempenho do sistema BRM pois o mesmo está diretamente relacionado com a taxa de incrustação da membrana (LEE, AHN e LEE, 2001). De acordo com Meng *et al.* (2009), a colmatação da membrana resulta numa redução do fluxo de permeado ou de um aumento de pressão transmembranar, dependendo do modo de operação. A maioria dos BRM operam com um fluxo de permeado constante, abaixo do fluxo crítico, como uma estratégia para diminuir a taxa de incrustação da membrana e, conseqüentemente, reduzir a frequência de limpeza química da membrana (ZHANG *et al.*, 2006).

A Figura 9 apresenta o processo do efeito de colmatação em decorrência da PTM. Na fase 1 tem-se o início da deposição de sólidos



sobre a membrana (bloqueio dos poros) com um aumento da PTM, na fase 2 tem-se uma maior concentração de sólidos ocasionando o chamado “cake”, ou biofilme, aumentando ainda mais a PTM. Já na fase 3 tem-se uma colmatação severa da membrana, Hwang (2008) afirma que o aumento súbito da PTM está intimamente relacionando com a concentração de EPS na parte inferior do “cake”, que pode ser atribuído à morte de bactérias no interior da camada do biofilme (CHO e FANE, 2002; MENG *et al.*, 2012; ZHANG *et al.*, 2006).

**Figura 9 - Ilustração das fases decorrentes do processo de colmatação**



Fonte: Adaptado de Meng *et al.* (2009)

• **Substâncias Poliméricas Extracelulares (Extracellular Polymeric Substances - EPS), Produtos Solúveis Microbianos (Soluble Microbial Products - SMP) e Grupo de Biopolímeros (Biopolymer Clusters - BPC)**

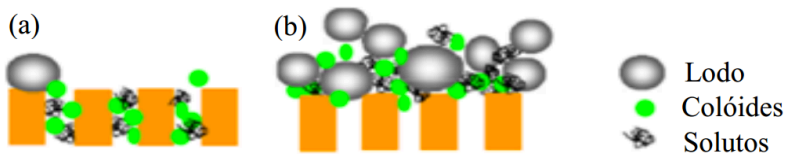
Apesar dos fatores anteriormente citados, Chu e Li (2005) afirmam que a performance da membrana varia consideravelmente com as propriedades dos lodos ativados, pois de acordo com Lin *et al.* (2014), o lodo em suspensão é um sistema bastante complexo, composto por uma variedade de sais, substâncias orgânicas, coloides, células e flocos de lodo e, todas essas substâncias podem ser potenciais incrustantes para a membrana.

Segundo Guo, Ngo e Li (2012), os materiais incrustantes podem ser classificados em partículas orgânicas, inorgânicas e organismos microbiológicos. Os particulados orgânicos são compostos por

componentes dissolvidos e colóides (por exemplo, ácidos húmicos e fúlvicos, materiais hidrofílicos e hidrofóbicos e proteínas) que se ligam à membrana por adsorção. As partículas inorgânicas são os componentes dissolvidos (por exemplo, ferro, manganês e sílica) que tendem a precipitar sobre a superfície da membrana, devido à alteração do pH ou devido à oxidação (por exemplo, óxidos de ferro ou de manganês). Já os organismos microbiológicos podem se aderir às membranas e formar o “*cake*”, ou biofilme.

Os principais mecanismos de colmatação das membranas são o bloqueio dos poros e a formação do biofilme (Figura 10) (LIM e BAI, 2003). A primeira etapa da colmatação ocorre com o bloqueio dos poros o qual causa declínio do fluxo do permeado com o tempo. De acordo com Meng *et al.* (2009), se os materiais incrustantes possuem tamanhos similares com o tamanho dos poros da membrana (por exemplo, colóides), ou menores que o poro da membrana (por exemplo, solutos), o bloqueio dos poros poderá ocorrer. Entretanto, se o material for muito maior que o poro da membrana (exemplo, flocos de lodo), formará o biofilme na superfície da membrana.

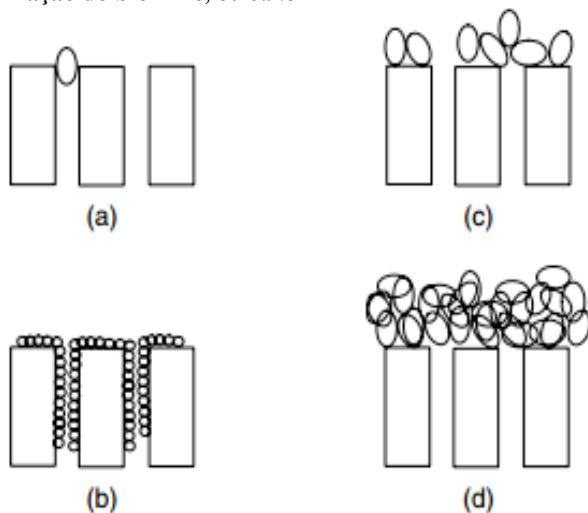
**Figure 10 – Processo de colmatação da membrana em BRM: (a) bloqueio dos poros e (b) formação do biofilme (*cake*)**



Fonte: Adaptado de MENG *et al.* (2009)

Sendo o bloqueio dos poros a fase inicial de incrustação das membranas, o mesmo é dado como a etapa mais grave da colmatação o qual pode ser descrito de três formas diferentes: (a) bloqueio de poro completo: o entupimento do poro; (b) bloqueio padrão dos poros: estreitamento da abertura dos poros devido à deposição de partículas em torno da entrada dos mesmos; e (c) bloqueio intermediário dos poros: uma combinação dos dois anteriores, quando a acumulação de partículas depositadas começa a preencher os poros. Assim, a continuação das partículas depositadas sobre a camada inicial, dará início ao biofilme (d), ou *cake* (GUO; ONG; LI, 2012), conforme Figura 11.

**Figura 11 - Mecanismos de colmatção: (a) bloqueio de poro completo; (b) bloqueio padrão dos poros; (c) bloqueio intermediário dos poros; e (d) formação do biofilme, ou *cake***



Fonte: JUDD (2006)

Conforme explicitado anteriormente, em geral, o biofilme pode ser dividido em orgânico (exemplo: polissacarídeos, proteínas, células e agregados húmicos) e inorgânico (exemplo: coloides e precipitados inorgânicos tais como silicatos de sulfato de cálcio) (ZHOU, XIA e ALVAREZ-COHEN, 2015). Na maioria dos estudos, os componentes orgânicos, especialmente produtos solúveis microbianos (SMP) e substâncias poliméricas extracelulares (EPS) foram considerados os principais contribuintes para a formação do biofilme e colmatção da membrana (DREWS, 2010), (LE-CLECH, CHEN e FANE, 2006) (WANG, WU e TANG, 2009), (LIN *et al.*, 2014) e (MENG *et al.*, 2009).

Os microrganismos vivem em uma matriz de produção própria composta de substâncias poliméricas extracelulares (EPS) que formam seu ambiente imediato. Na maioria dos biofilmes, os microrganismos correspondem menos de 10% da massa, enquanto que a matriz equivale a mais de 90% (FLEMMING e WINGENDER, 2010). O EPS consiste de polissacáridos, proteínas, lípidos, ácidos nucleicos, etc, que podem ser originadas de células por lise celular, metabólitos microbianos ou componentes de águas residuais não metabolizados (DREWS *et al.*, 2006) e podem ser encontrados na superfície da célula ou fora dela e no

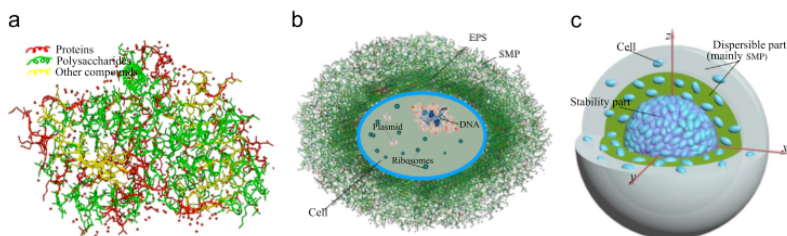
espaço intercelular de agregados microbianos (JUDD, 2006).

De acordo com Flemming *et al.* (1997), devido a sua natureza heterogênea, os EPS podem formar uma matriz de gel altamente hidratado em que as células microbianas são incorporadas (Figura 12 (a)). Neste sentido, essas substâncias podem ser responsáveis pela criação de uma barreira significativa no fluxo de permeado em processos com membrana (LE-CLECH, CHEN e FANE, 2006).

O EPS pode ser dividido em duas categorias: EPS insolúvel, também conhecido como *bound* (exemplo: bainhas, polímeros capsulares, gel condensado, polímeros fracamente ligados e material orgânico fixado) e EPS solúvel (exemplo: macro moléculas solúveis, coloides e lodo) (LASPIDOU e RITTMANN, 2002). De acordo com Guo, Ngo e Li (2012), ambas configurações de EPS incluem os polímeros produzidos pelas bactérias, produtos de lise e produtos de hidrólise. Entretanto, o EPS solúvel o qual também é chamado de (SMP - *Soluble microbial products*) são componentes orgânicos solúveis que são liberados durante o metabolismo da biomassa (NI, RITTMANN e YU, 2011). A Figura 12 (b) ilustra a célula microbiana incorporada no EPS, onde o “*bound*” EPS localiza-se na camada mais interna e SMP na camada mais externa (LIN *et al.*, 2014).

Essa matriz de materiais orgânicos poliméricos é produzida e secretada por microrganismos para os seguintes propósitos: adesão às superfícies, agregação de células bacterianas em flocos e biofilmes, estabilização da estrutura do biofilme, formação de uma barreira protetora que proporciona resistência a biocidas ou a outros fatores prejudiciais, e, retenção de água (LASPIDOU e RITTMANN, 2002). Neste sentido, a Figura 12 (c) mostra a matriz de EPS mantendo as células do floco de lodo unidas e também a estabilidade da estrutura do mesmo. Ainda, a figura ilustra o SMP na parte mais dispersa do floco.

**Figura 12 - (a) Estrutura do EPS, (b) Estrutura da célula e (c) Estrutura do floco de lodo**



Fonte: Adaptado de Lin *et al.* (2014)

Pesquisas recentes também revelam a presença de um grupo de solutos orgânicos de grandes dimensões, denominadas agrupamentos de biopolímeros (BPC) que afetam a permeabilidade da membrana (WANG, LI e HUANG, 2007; SUN, WANG e LI, 2008; LIN *et al.*, 2009; SUN, WANG e LI, 2011a; WANG, SUN e LI, 2011b).

De acordo com Sun, Wang e Li (2008), os BPC são solutos orgânicos livres e independentes da biomassa, uma vez que podem ser facilmente separados dos sólidos por centrifugação e diferentes de substâncias poliméricas extracelulares (EPS), uma vez que tem que ser extraídos a partir da biomassa e são muito maiores que os produtos microbianos solúveis (SMP). Além disso, em comparação com EPS, os BPC contêm mais polissacarídeos e proteínas e menos substâncias húmicas (WANG e LI, 2008).

Sun, Wang e Li (2011b) relatam que a superfície da membrana de um BRM fornece um ambiente adequado para a formação e crescimento de BPC. No entanto, a filtração por membranas permite que grandes moléculas orgânicas sejam absorvidas e depositadas sobre a membrana. A fixação e afinidade dos grupos de moléculas de SMP e biopolímeros na superfície da membrana resultam na formação de BPC. Contudo, sob condições de turbulência, os BPC podem ser separados da membrana com o lodo e devolvidos para o lodo em suspensão (WANG e LI, 2008).

A grande maioria dos estudos anteriores negligenciaram a presença dos BPC e seu impacto sobre colmatação da membrana de um BRM. Segundo Sun, Wang e Li (2011b) ainda não está claro como o lodo ativado é transformado em um lodo rico de BPC no tratamento por membranas sendo também a sua natureza química, formação e acumulação em BRM em contínua investigação.



## 4 METODOLOGIA

### 4.1 UNIDADE EXPERIMENTAL

A unidade experimental utilizada no presente trabalho faz parte dos estudos de uma tese de doutorado em um Biorreator à Membrana e um Biorreator à Membrana de Leito Móvel ambos em Batelada Sequencial, e, em escala piloto localizados no Laboratório de Reuso de Água (LaRA) no Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina.

Os reatores construídos em acrílico e em formato cilíndrico com 14,5 cm de diâmetro e 150 cm de altura, possuem 24 litros de volume total e 18,3 litros de volume útil. Na base de cada reator foram instalados os módulos de membranas cujas especificações são apresentadas na Tabela 1, sendo as membranas do tipo fibra oca e que operam de maneira submersa. Além dos reatores, a unidade experimental também consiste de duas bombas centrífugas que realizam o enchimento dos reatores; duas bombas peristálticas conectadas às membranas que promovem o vácuo necessário ao processo de filtração; duas bombas de recirculação que visam homogeneizar a biomassa e o esgoto nos tanques; dois compressores de ar que proporcionam o oxigênio ao processo biológico e auxiliam na diminuição da deposição de biomassa na superfície das membranas; dois sensores de pressão instalados junto à tubulação do permeado, que registram continuamente os valores da pressão transmembrana (PTM); dois rotâmetros para controle da vazão de ar aplicada aos reatores, e por último, dois painéis de controle equipados com CLPs (Central Lógica de Processamento) que automatizam toda a operação dos reatores (COSTA, 2015).

**Tabela 1 - Especificações das membranas utilizadas nos BRM**

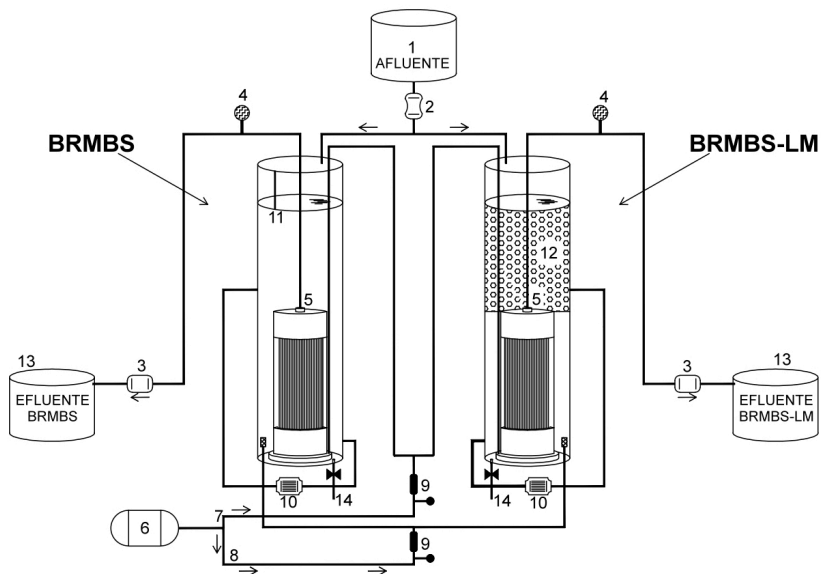
Propriedade	Especificações
Fabricante	Zenon
Material da Membrana	Polímero orgânico
Conformação	Fibra Oca
Comprimento do módulo	69,2 cm
Diâmetro do módulo	11 cm
Número de Fibras	300
Comprimento das fibras	56 cm
Diâmetro dos poros	0,04 $\mu\text{m}$
Classificação	Ultrafiltração
Área filtrante	0,93 $\text{m}^2$
Diâmetro externo das fibras	2 mm

Fonte: COSTA (2015)



Na Figura 13 é apresentado o esquema da unidade experimental.

**Figura 13 – Unidade Experimental: BRMBS a esquerda e BRMBS-LM a direita**



**Legenda:** 1 – Reservatório de Esgoto Bruto. 2 – Bomba de Alimentação. 3 – Bombas Peristálticas de Filtração. 4 – Sensores de Pressão Transmembrana. 5 – Módulos de Membranas. 6 – Compressor de Ar. 7 – Linha de Ar para Aeração da Membrana. 8 – Linha de Ar para Aeração dos BRM. 9 – Rotômetros. 10 – Bombas de Recirculação. 11 – Sensor de Nível. 12 – Material Suporte. 13 – Reservatório do Efluente (Permeado). 14 – Válvula para Descarte de Lodo.

Fonte: Elaborado pela autora (2016)

O material suporte utilizado no BRMBS-LM é da marca AMB BioMedia™ (Figura 14), e é confeccionado em polietileno, em formato cilíndrico, com diâmetro de 15 mm e superfície para adesão microbiana de  $550 \text{ m}^2 \cdot \text{m}^{-3}$ . Além disso, a porcentagem de material suporte no biorreator é de 30% do volume total do mesmo.

**Figura 14 - Material Suporte do BRM-LM**



Fonte: COSTA (2015)

#### 4.2 OPERAÇÃO DOS BRM

Os reatores em estudo, ambos operados em regime de batelada sequencial, foram analisados em duas condições de operação distintas, sendo a primeira correspondente ao funcionamento do BRM com TDH de 12 horas durante 60 dias, e a segunda com TDH de 8 horas durante 80 dias.

O ciclo é composto pelas seguintes fases de operação: (I) alimentação, (II) anóxica/anaeróbia, (III) aeração, e (IV) aeração/filtração, sendo cada uma descrita brevemente a seguir:

- I) Alimentação: os reatores são alimentados com esgoto sanitário até o seu nível máximo de 18,3 litros, sendo que metade desse volume corresponde ao licor misto remanescente do ciclo anterior e a outra metade são de esgoto sanitário recém inserido ao sistema. Durante esta etapa, a bomba de recirculação entra em funcionamento para misturar melhor a biomassa e o esgoto adicionado.
- II) Anóxica/anaeróbia: Após o período de alimentação, os reatores permanecem apenas com a bomba de recirculação em funcionamento, afim de garantir a ocorrência dos processos anóxicos para remoção de nitrogênio e fósforo.
- III) Aeração: Ao final da fase anóxica/anaeróbia, o sistema de aeração entra em operação para promover a oxigenação do licor misto e assegurar o acontecimento dos processos aeróbios para oxidação da matéria carbonácea e remoção de nitrogênio e fósforo.
- IV) Fase de filtração: Durante a fase de filtração, permanece a aeração do sistema, sendo que a bomba peristáltica também é

ativada dando início à filtração do licor misto do reator e, portanto, dando início à produção do permeado.

A Tabela 2 apresenta as condições operacionais dos BRM.

**Tabela 2 - Duração das etapas de alimentação, anóxica/anaeróbia, aeração e filtração durante as condições de operação 1 e 2**

Condições Operacionais	1	2
Alimentação	1 min	1 min
Anóxica/Anaeróbia	60 min	60 min
Aeração	254 min	134 min
Aeração/Filtração	45 min	45 min
Total	360 min = 6h	240 min = 4h
Tempo de Operação	60 dias	80 dias
TDH	12 horas	8 horas

Fonte: Elaborado pela autora (2016)

Em ambas das condições operacionais, a taxa de aeração nas membranas (TAM) utilizada foi mantida próxima a  $1,03 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^2 \cdot \text{h}^{-1}$ , o fluxo de filtração (J) foi de  $13,1 \text{ L} \cdot \text{m}^2 \cdot \text{h}^{-1}$ , a taxa de troca volumétrica (TTV) correspondente a 50% e a idade de lodo ( $\Theta_c$ ) mantida em 15 dias. A pressão transmembrana (PTM) foi avaliada continuamente pelo vacuômetro VDR-920 durante todo o período operacional.

### 4.3 ENSAIOS DE FILTRABILIDADE DO LICOR MISTO E ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS

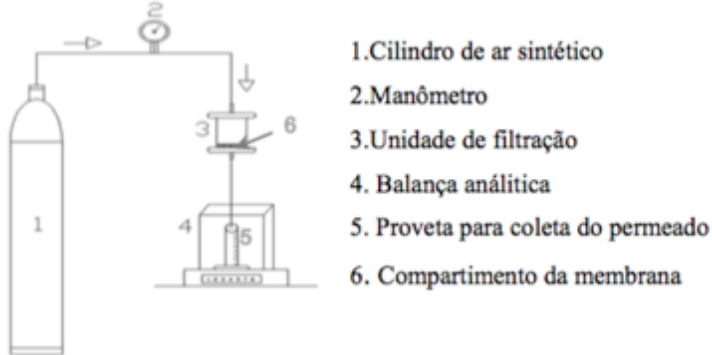
Os ensaios de bancada para avaliação do potencial incrustante do licor misto são representados por três ensaios: Índice de Incrustação da Membrana (MFI); Tempo de Sucção Capilar (CST) e Índice Volumétrico do Lodo (IVL). Já as análises físico-químicas envolvem os sólidos suspensos totais (SST), carbono orgânico dissolvido (COD) e viscosidade. Ressalta-se que os dados de IVL foram cedidos pelo Laboratório de Reuso de Água (LaRA).

#### 4.3.1 Índice de Incrustação da Membrana (*Membrane Fouling Index - MFI*)

O Índice de Incrustação da Membrana é baseado no mecanismo de filtração frontal onde as partículas são retidas em uma membrana durante o processo de filtração.

Os ensaios foram realizados em uma unidade de filtração de bancada com volume de 250 mL, utilizando membrana plana de acetato celulose (0,2  $\mu\text{m}$ ). O sistema é operado em fluxo perpendicular com pressão constante de 0,2 bar a partir de um cilindro de ar sintético. A Figura 15 apresenta os componentes utilizados para a determinação do ensaio de MFI.

**Figura 15 - Componentes utilizados para a determinação do MFI**

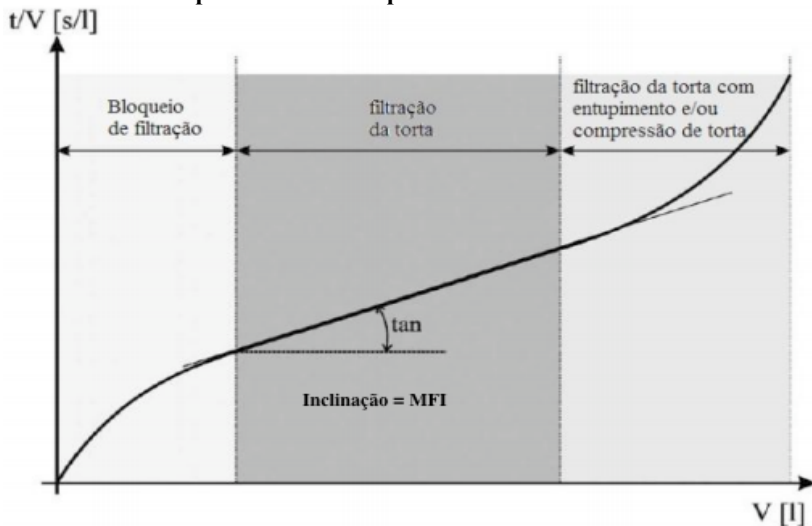


Fonte: BELLI (2015)

O período de filtração tem duração de 20 minutos, sendo que o fluxo de permeado é obtido com o auxílio de uma balança analítica, posicionada logo abaixo do sistema de filtração. A cada 30 segundos os pesos acumulados são anotados e posteriormente convertidos em volume, possibilitando assim o cálculo do fluxo de filtração durante o ensaio (tempo/volume).

Uma curva típica de filtração é mostrado na Figura 16, sendo que primeira região representa imediatamente o poro de bloqueio (bloqueio de filtração), a segunda região representa filtração da torta (*cake*) e a terceira região representa a filtração da torta com compressão e/ou o entupimento da membrana (ADHAM e FANE, 2008). O Índice de Incrustação da Membrana (MFI) é baseado na inclinação da região linear da região de filtração da torta (BOERLAGE *et al.*, 2003).

**Figura 16 – Proporção de filtração e o volume como uma função do volume total de água de alimentação filtrada indicando os três mecanismos de filtragem dominantes: bloqueio de filtração, filtração da torta, e filtração da torta com entupimento e/ou compressão da torta**



Fonte: Adaptado de Adham e Fane (2008)

O valor do MFI é obtido a partir da razão entre o tempo de filtração para o volume de permeado ( $t/V$ ) versus o volume de permeado ( $V$ ), conforme Equação 1. Quanto maior for a inclinação, maior será o valor do MFI e também maior será o potencial de incrustação (DILLON *et al.*, 2001).

$$\text{MFI} = \frac{t/V}{V} \quad (1)$$

Onde,

MFI = Índice de incrustação da membrana ( $s/m^6$ );

$t$  = Tempo de filtração(s);

$V$  = Volume de permeado ( $m^3$ ).

Durante este trabalho, o MFI foi determinado a partir de amostras do licor misto do Biorreator à Membrana em Batelada Sequencial (BRMBS) e do Biorreator à Membrana de Leito Móvel em Batelada Sequencial (BRMBS-LM), e dos seus respectivos sobrenadantes

gerados após duas centrifugações de 10.000 RPM cada. Dessa forma, consegue-se avaliar o potencial incrustante do licor misto na presença de sólidos em suspensão e sem a influência dos mesmos.

A partir do MFI é possível então calcular a Resistência Específica da Torta (RST) para o ensaio de filtração do licor misto. A resistência específica da torta é um parâmetro que caracteriza a camada da torta formada na superfície da membrana durante a filtração (LEE, AHN e LEE, 2001), ou seja, RST é uma medida quantitativa do potencial de incrustação ou da filtrabilidade do licor misto (JAMAL KHAN *et al.*, 2012).

A resistência específica da torta (RST), pode ser obtida a partir da Equação 2 (WANG, LI e HUANG, 2007).

$$RST = \frac{2000A^2 \Delta P b}{\mu C} \quad (2)$$

Onde,

RST = resistência específica da torta (m/kg)

$\Delta P$  = pressão aplicada (kPa);

A = área de filtração da membrana (m<sup>2</sup>);

C = teor de SST (kg.m<sup>3</sup>);

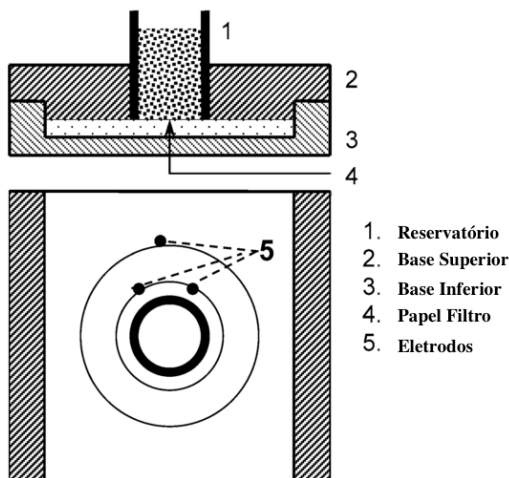
$\mu$  = viscosidade dinâmica do permeado (Pa.s);

b = Relação de tempo de filtração, que é a inclinação da curva que é obtido através da representação gráfica do tempo de filtração para a relação de volume de permeado (t/V) em relação ao volume do permeado (V).

### 4.3.2 Tempo de Sucção Capilar (*Capillary Suction Time - CST*)

Para determinação do CST do licor misto dos reatores, realizou-se ensaios de acordo com a metodologia descrita em APHA 2710G (APHA, 1998) utilizando o aparelho padrão CST, modelo 304, Triton Electronics Ltda. Os componentes incluem uma coluna cilíndrica de aço inoxidável tipo funil com um papel de filtro especialmente selecionado, posicionado na base, eletrodos que servem para detectar o movimento do filtrado através do papel, e, um temporizador. O diagrama do aparelho de teste do tempo de sucção capilar é apresentado na Figura 17.

**Figura 17 – Componentes do CST**



Fonte: SINGH *et al.* (2006)

A amostra do licor misto é vertida na coluna cilíndrica, e o filtrado é extraído por sucção capilar através do papel filtro, de modo que uma torta é formada sobre o mesmo. A distância que o filtrado percorre ao longo do papel, em função de tempo, é tomada como uma medida da resistência da torta, enquanto que a resistência do filtro é assumido como sendo insignificante (SAWALHA, 2010). Assim, o CST é medido através do tempo necessário para que o filtrado se desloque entre os dois círculos concêntricos detectados pelos eletrodos localizados no papel filtro.

### 4.3.3 Análises Físico-Químicas e Biológicas

A metodologia das análises físico-químicas realizadas durante o período de monitoramento dos reatores para a presente pesquisa é apresentada na Tabela 3. Ressalta-se que as análises de granulometria, proteínas, polissacarídeos e microscopia foram cedidos pelo Laboratório de Reuso de Água (LaRA).

**Tabela 3 – Análises Físico-Químicas e Biológicas**

Análises	Métodos	Frequência
Viscosidade	Viscosímetro digital Brookfield DVI Prime	1x semana
Carbono Orgânico Dissolvido (COD)	Método do carbono orgânico não purgável (TOC-LCSH marca SHIMADZU)	1x semana
Sólidos Suspensos Totais (SST)	Método Gravimétrico	1x semana
Granulometria	Análise granulométrica por difração a laser Mastersizer 2010, Malvern Instrument SA	1x semana
Proteínas	Método de Lowry <i>et al.</i> (1951)	1x semana
Polissacarídeos	Método de Dubois <i>et al.</i> (1956)	1x semana
Microscopia	Microscópio óptico triocular invertido (Coleman, modelo XDP-1)	1x semana

Fonte: Elaborado pela autora (2016)

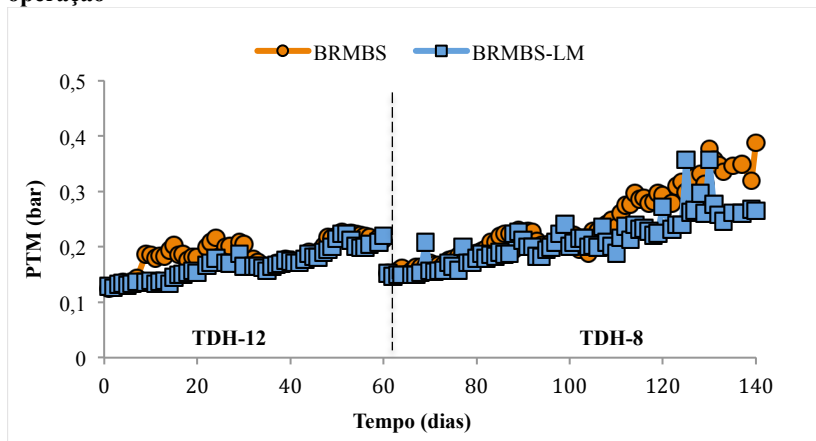


## 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.1 COMPORTAMENTO DA PRESSÃO TRANSMEMBRANA (PTM) NOS REATORES

O aumento da pressão transmembrana (PTM) é um fator importante para avaliar o desempenho dos biorreatores, e está diretamente relacionada com a taxa de incrustação da membrana. A Figura 18 apresenta o comportamento da PTM nos reatores BRMBS e BRMBS-LM ao longo de mais de 140 dias de operação. A atividade operacional dos mesmos foi avaliada em duas fases: Fase 1 (dia 1<sup>o</sup> ao dia 60<sup>o</sup>) e fase 2 (dia 61<sup>o</sup> ao dia 140<sup>o</sup>). A primeira fase corresponde ao funcionamento dos BRMs com TDH de 12 horas, e, posteriormente pela fase 2 com TDH de 8 horas.

**Figura 18 – Evolução da Pressão Transmembrana ao longo do período de operação**



Fonte: Elaborado pela autora (2016)

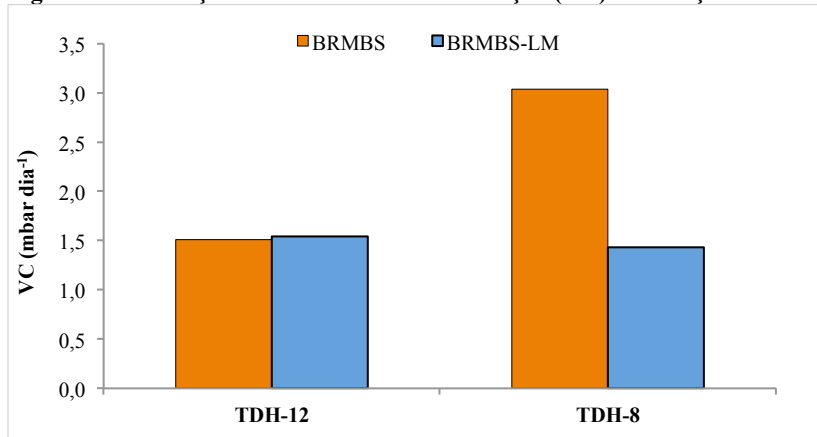
Nota-se que os valores da PTM assumiram uma tendência de crescimento e permaneceram abaixo do limite de 0,6 bar recomendado pelo fabricante das membranas, não sendo, portanto, necessário a realização de limpeza. Contudo, no final da fase 1 ocorreu a limpeza estratégica das membranas decorrente da mudança de operação dos BRMs. Observa-se que a fase operacional dos BRMs com TDH-12 admitiu um aumento superior no reator BRMBS em relação ao

BRMBS-LM, indicando que a colmatação das membranas ocorreu de forma mais rápida no primeiro reator.

Na segunda fase observa-se um aumento contínuo da PTM de ambos os reatores, permanecendo o BRMBS com um perfil de crescimento maior em relação ao BRMBS-LM, sugerindo também que a colmatação das membranas foi mais acelerada no BRMBS durante a fase de operação com TDH-8.

Na Figura 19 encontra-se apresentada a velocidade de colmatação (VC) nos reatores. Tem-se na primeira fase, para o BRMBS, o valor de  $1,51 \text{ mbar dia}^{-1}$ , enquanto que para o BRMBS-LM, a VC obtida foi de  $1,54 \text{ mbar dia}^{-1}$ . Tais resultados indicam que processo de colmatação durante a fase operacional com TDH-12 foi bastante semelhante. Entretanto, em relação a segunda fase, a VC para o BRMBS foi de  $3,04 \text{ mbar dia}^{-1}$ , enquanto que o BRMBS-LM foi de  $1,43 \text{ mbar dia}^{-1}$  informando que a colmatação foi mais rápida no BRMBS, ou seja, houve uma maior dificuldade de filtração no reator com a biomassa em suspensão em relação ao reator com biomassa aderida.

**Figura 19 - Evolução da velocidade de colmatação (VC) em relação ao TDH**



Fonte: Elaborado pela autora (2016)

O aumento da velocidade de colmatação das membranas com a utilização de menores tempos de detenção hidráulicos (TDH) tem sido relatado também em outros trabalhos. Fallah *et al.* (2010) verificaram que o decréscimo no TDH de 24 horas para 18 horas resultou num aumento significativo da taxa de colmatação da membrana de tal modo que a limpeza física não era mais capaz de manter a membrana limpa.

Huang, Ong e Ng (2011) constataram que quando a TDH foi reduzida, a PTM aumentou mais rapidamente para o valor de 0,3 bar, um ponto em que era necessária a limpeza da membrana. Nesse contexto, com o TDH de 12 horas, a colmatação da membrana aconteceu em aproximadamente 90 dias, e, quando o TDH foi reduzido para 8 horas, o intervalo de colmatação ocorreu em apenas 60 dias.

Huang, Ong e Ng (2011) explicam que este fenômeno acontece principalmente devido ao aumento da concentração de biomassa resultando em um aumento na carga orgânica volumétrica (COV) e também devido as concentrações de EPS e SMP no licor misto.

Em relação a configuração do reator, LIU *et al.* (2010) concluíram que a PTM no reator híbrido, ao longo do período operacional, diminuiu, comparado ao reator apenas com biomassa em suspensão. O BRM-LM operou por mais de 92 dias, enquanto o BRM operou entre 57 e 65 dias, indicando que o reator com material em suspensão diminuiu significativamente a incrustação da membrana. Liu *et al.* (2012) afirmaram que o reator retardou o aumento da pressão transmembrana (PTM) em relação ao reator de biomassa em suspensão.

Jamal Khan *et al.* (2012) verificaram que o tempo médio de filtração registrada no BRM e BRM-LM foi respectivamente de 37 e 50 horas, concluindo que devido à presença de meio suporte, a colmatação no reator híbrido foi 33% menor que o reator convencional. Lee, Kang e Lee (2006) e Duan *et al.* (2015) também relataram que o BRM-LM mostrou menor taxa de colmatação que o BRM convencional, afirmando que a colisão entre os meios de circulação e as fibras da membrana dão origem a forças de atrito que mitigam a formação de biofilmes na superfície exterior da membrana. Por conseguinte, a permeabilidade da membrana melhora significativamente.

## 5.2 ENSAIOS DE FILTRAÇÃO DE BANCADA

Os ensaios de bancada para avaliação do potencial incrustante do licor misto do BRM são realizados a partir de experimentos por filtração frontal os quais são eles: Índice de Incrustação da Membrana (MFI) e Tempo de Sucção Capilar (CST). Além destes ensaios, realizou-se também o Índice Volumétrico do Lodo (IVL) devido a relação deste parâmetro com a colmatação da membrana (YUJIAO, YONG e XIA, 2007).

### 5.2.1 Índice de Incrustação da Membrana (MFI)

A Tabela 3 apresenta os resultados do índice de incrustação da membrana (MFI) referente a filtração do licor misto (MFI-Lodo) e a filtração do sobrenadante do licor misto (MFI-Sob.) dos reatores BRMBS e BRMBS-LM.

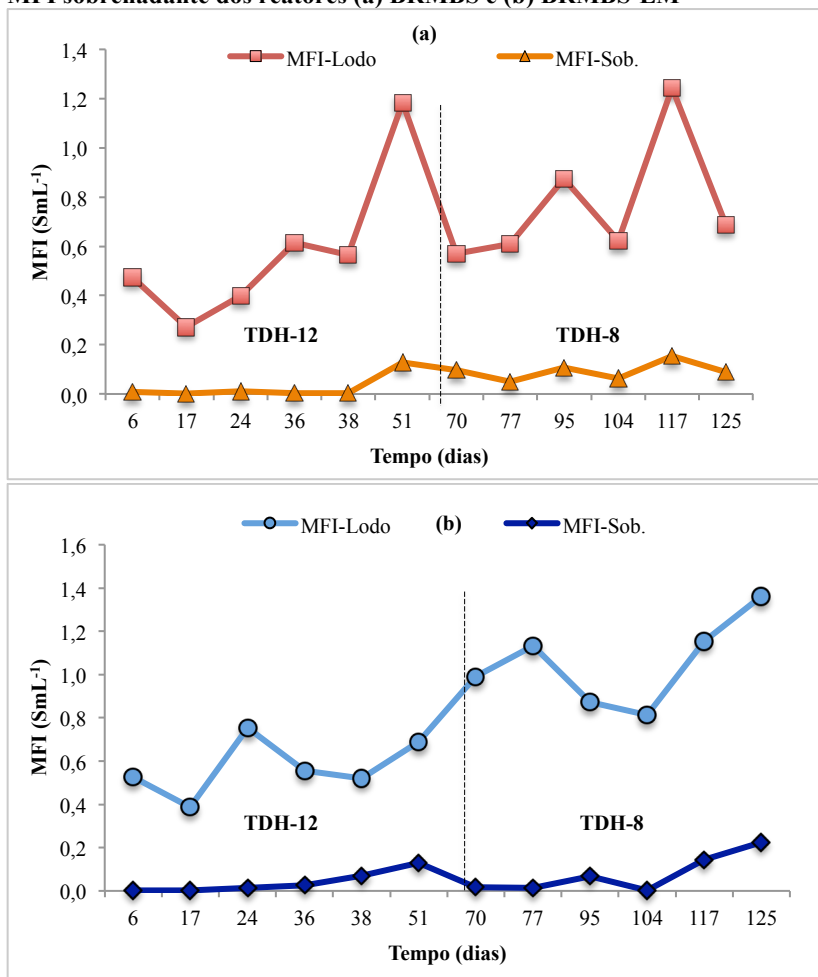
**Tabela 4 - Valores de MFI referentes ao licor misto(lodo) e sobrenadante**

Dia	BRMBS		BRMBS-LM	
	MFI-Lodo	MFI-Sob.	MFI-LODO	MFI-Sob.
<b>Fase 1</b>				
6	0,47	0,008	0,52	0,003
17	0,27	0,002	0,39	0,001
24	0,40	0,010	0,75	0,014
36	0,62	0,003	0,56	0,027
38	0,56	0,004	0,52	0,070
51	1,19	0,128	0,69	0,129
<b>Fase 2</b>				
70	0,57	0,096	0,99	0,018
77	0,61	0,050	1,13	0,015
95	0,88	0,107	0,87	0,069
104	0,62	0,064	0,81	0,002
117	1,24	0,153	1,15	0,143
125	0,688	0,090	1,36	0,224

Fonte: Elaborado pela autora (2016)

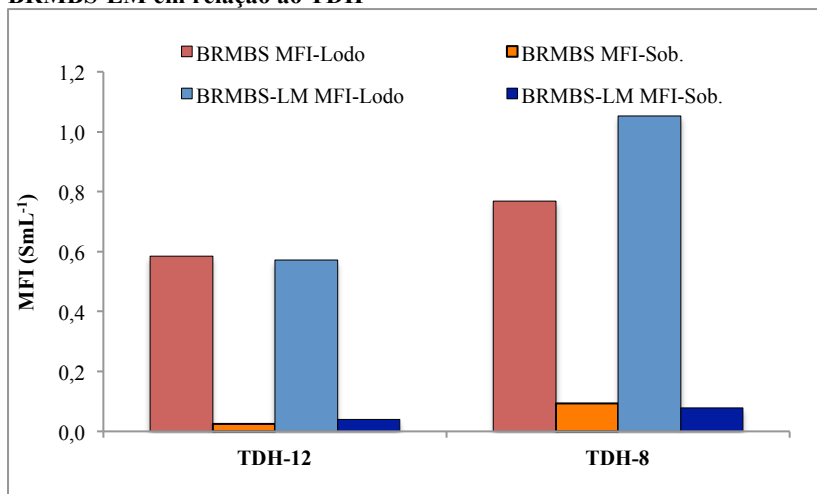
A Figura 20 apresenta os resultados do ensaio de filtração de bancada do MFI, referente a filtração do licor misto e a filtração do sobrenadante do licor misto, obtido através da centrifugação, dos reatores BRMBS e BRMBS-LM. Já a Figura 21 mostra a evolução do MFI-Lodo e MFI-Sob. dos reatores BRMBS e BRMBS-LM em relação ao TDH.

**Figura 20 - Distribuição temporal dos valores de MFI licor misto (lodo) e MFI sobrenadante dos reatores (a) BRMBS e (b) BRMBS-LM**



Fonte: Elaborado pela autora (2016)

**Figura 21 - Evolução do MFI-LODO e MFI-SOB. dos reatores BRMBS e BRMBS-LM em relação ao TDH**



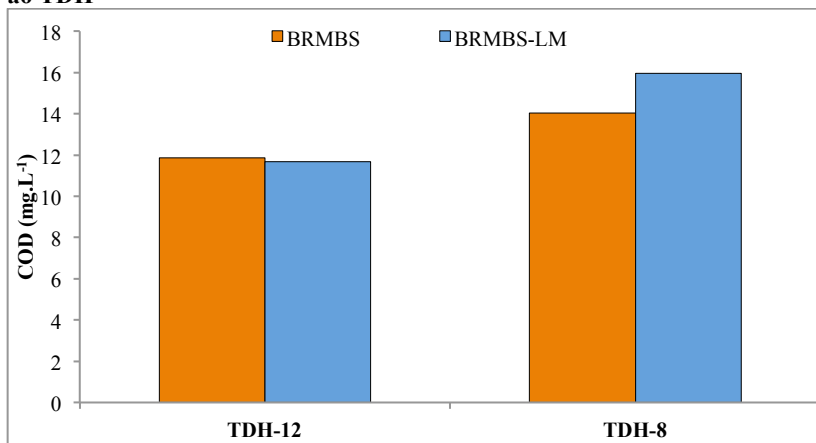
Fonte: Elaborado pela autora (2016)

Os resultados dos MFI-LODO de ambos os reatores mostram uma tendência de aumento, apesar de apresentarem valores bastante variantes durante o período operacional. Nesse contexto, na fase 1, observa-se um maior crescimento do MFI-LODO no reator BRMBS-LM em relação ao BRMBS, indicando um maior potencial de incrustação do licor misto nesse reator. Em relação a fase 2, permanece uma maior tendência de crescimento do MFI-LODO do reator BRMBS-LM. Nota-se que os valores de MFI-LODO aumentaram significativamente com a diminuição do TDH dos reatores. Sombatsompop (2007) relatou em seu estudo que o BRM com biomassa aderida teve um maior MFI em comparação com o BRM com biomassa em suspensão para todos os diferentes TDHs relatados. Além disso, o autor complementa que o MFI aumentou com a diminuição do TDH pois o alto crescimento biológico resulta em uma maior disponibilidade de substrato o qual provoca um aumento na concentração de EPS, SMP e viscosidade do licor misto.

Em relação ao MFI-SOB., na fase 1 nota-se um maior aumento no BRMBS-LM. Na fase 2, nota-se uma piora na filtrabilidade de ambos os reatores, sendo o MFI-SOB. relativamente maior também no BRMBS-LM. A presença de carbono orgânico dissolvido influencia na perda de fluxo do permeado. Assim, maiores concentrações de matéria orgânica tendem a intensificar o processo de colmatação. Nesse sentido, observa-

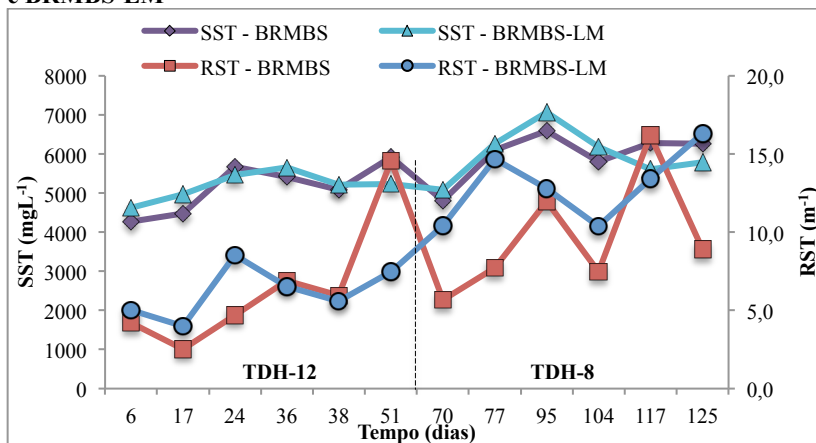
se na Figura 22 uma maior concentração de COD no TDH-8 sendo mais expressivo no BRMBS-LM.

**Figura 22 - Evolução do Carbono Orgânico Dissolvido (COD) em relação ao TDH**



Fonte: Elaborado pela autora (2016)

**Figura 23 - Distribuição temporal dos valores da resistência específica da torta (RST) e respectivos teores de SST no licor misto dos reatores BRMBS e BRMBS-LM**



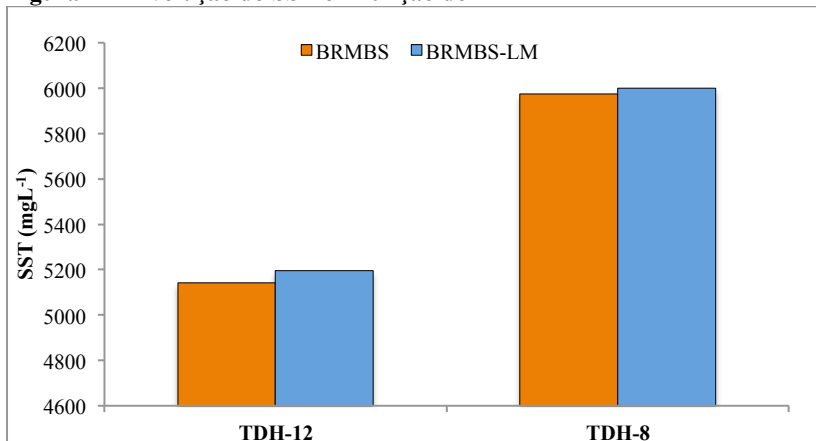
Fonte: Elaborado pela autora (2016)

A Figura 23 apresenta o comportamento da resistência específica da torta (RST), que leva em consideração apenas a resistência a filtração

devido ao teor de sólidos em suspensão. Observa-se que o SST não influencia os valores de RST. Todavia, fica evidente que na fase 2 houve um aumento representativo da RST, observando a sua variação com o TDH e constatando que o valor da RST no reator híbrido é superior ao reator com apenas biomassa em suspensão. Vários autores relatam a influência de SST na colmatação da membrana, no entanto, relatos na literatura não são consistentes e por vezes contraditórios (LOUSADA FERREIRA *et al.*, 2010).

Existem diversos fatores que podem afetar a filtrabilidade do licor misto nos reatores. Neste trabalho, um dos principais fatores que comprometem é o TDH, que devido a sua diminuição de 12 para 8 horas, gerou um aumento da carga orgânica volumétrica (COV). Os SST, a viscosidade, a produção de EPS e de SMP, e excesso de bactérias filamentosas, podem ser outros fatores relacionados com a perda da filtrabilidade do licor misto.

**Figura 24 - Evolução do SST em função do TDH**

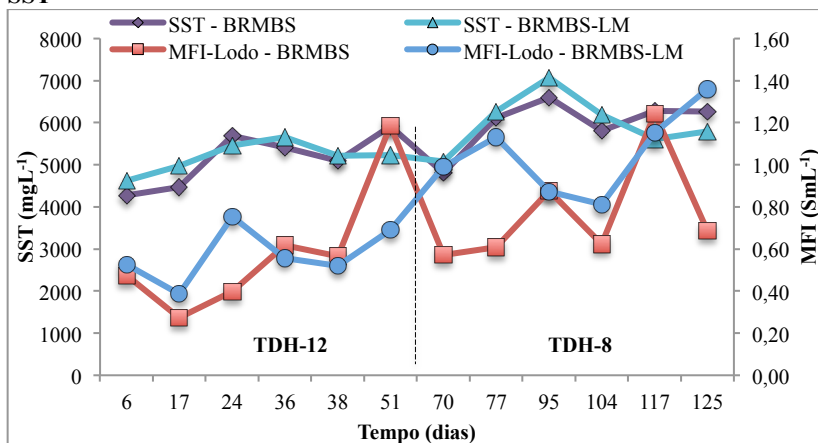


Fonte: Elaborado pela autora (2016)

Observa-se na Figura 24 que a média de sólidos aumentou com a redução do TDH, sendo a diferença pouca expressiva entre os diferentes reatores. Na Figura 25 nota-se que não há uma influência direta do SST com os valores de MFI-Lodo, concluindo que há outros fatores responsáveis pela diminuição da filtrabilidade do licor misto.



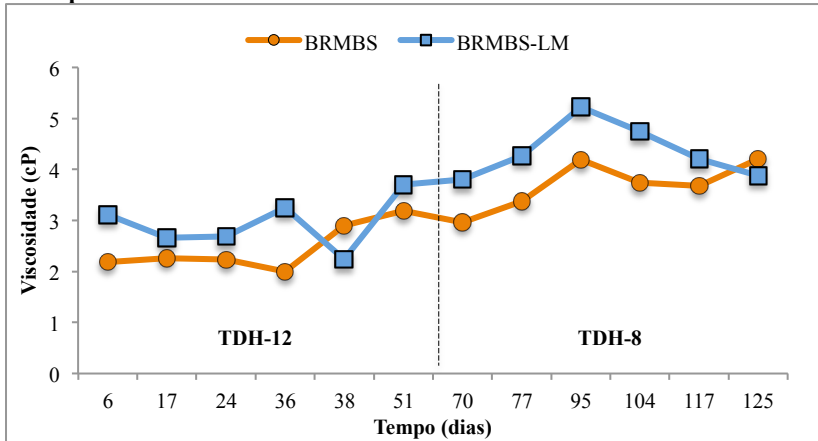
**Figura 25 - Distribuição temporal dos valores de MFI-Lodo e respectivos SST**



Fonte: Elaborado pela autora (2016)

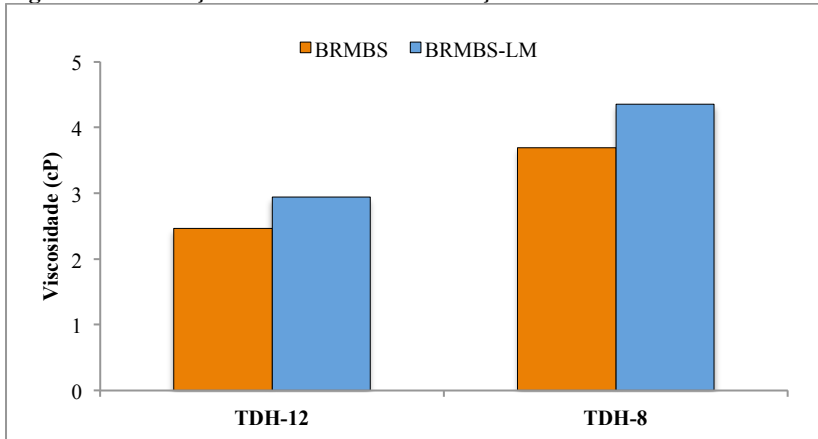
De acordo Rosenberger, Kubin e Kraume (2002), a concentração de SST tem um impacto direto sobre a viscosidade. A viscosidade é um reflexo da magnitude de substâncias viscosas, que pode ser consideravelmente contribuído por polímeros, tais como proteínas, hidratos de carbono, e assim por diante. Um aumento de biopolímeros no licor misto irá aumentar a sua viscosidade, e, portanto, reduzir o fluxo de permeado (CHANG, BAG e LEE, 2001). A Figura 26 ilustra a distribuição temporal da viscosidade e a Figura 27 apresenta a média dos valores da viscosidade em relação ao período operacional.

**Figura 26 - Distribuição temporal dos valores de viscosidade ao longo dos dias operacionais**



Fonte: Elaborado pela autora (2016)

**Figura 27 - Evolução da viscosidade em relação ao TDH**



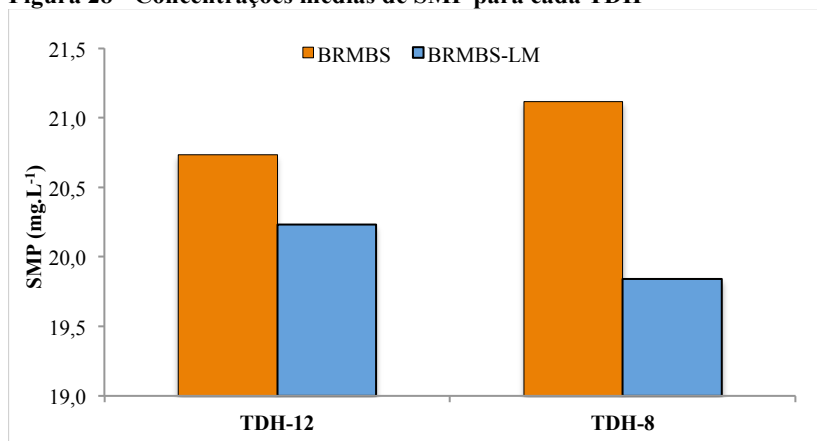
Fonte: Elaborado pela autora (2016)

Observa-se na figura 26 que durante a primeira fase de operação, a viscosidade em ambos os reatores foi predominantemente menor que na segunda fase, constatando o aumento da viscosidade com a diminuição do TDH. Observa-se que durante toda a operação, a viscosidade foi predominantemente maior no BRMBS-LM. Meng *et al.* (2006) verificaram que o licor misto com bactérias filamentosas excessivas tem alta viscosidade, sendo assim, o EPS, SMP e bactérias

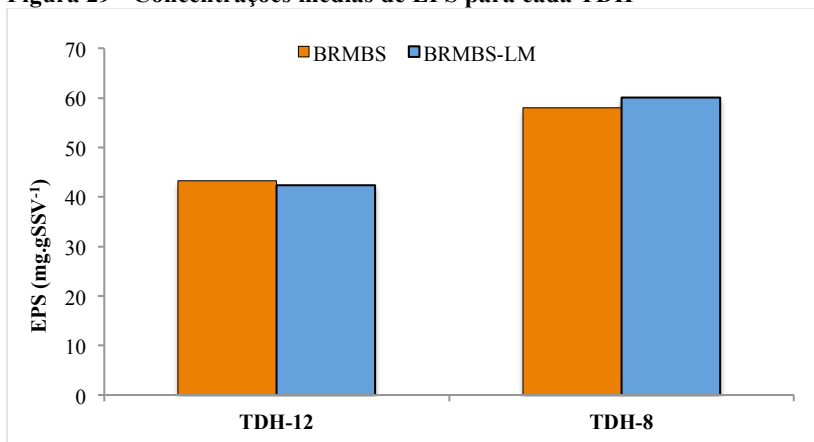
filamentosas são os principais fatores que causam o aumento da viscosidade do lodo (MENG *et al.*, 2007). Além disso, verificaram também que quanto menor o TDH dos reatores, maior será a viscosidade do licor misto.

As figuras 28 e 29 apresentam as concentrações médias de SMP e EPS, respectivamente, analisado em termos de polissacarídeos e proteínas, no licor misto do reator BRMBS e BRMBS-LM para cada TDH aplicado.

**Figura 28 - Concentrações médias de SMP para cada TDH**



Fonte: Elaborado pela autora (2016)

**Figura 29 - Concentrações médias de EPS para cada TDH**

Fonte: Elaborado pela autora (2016)

Nota-se que a produção de SMP foi notavelmente mais expressiva em relação ao aumento do EPS em relação a diminuição do TDH. Li *et al.* (2016) relevaram em sua pesquisa que os resultados mostraram que os produtos microbianos solúveis (SMP) e as substâncias poliméricas extracelulares (EPS) afetaram o desempenho da filtração da membrana, entretanto o SMP foi encontrado como o contribuinte mais importante para a colmatação da membrana.

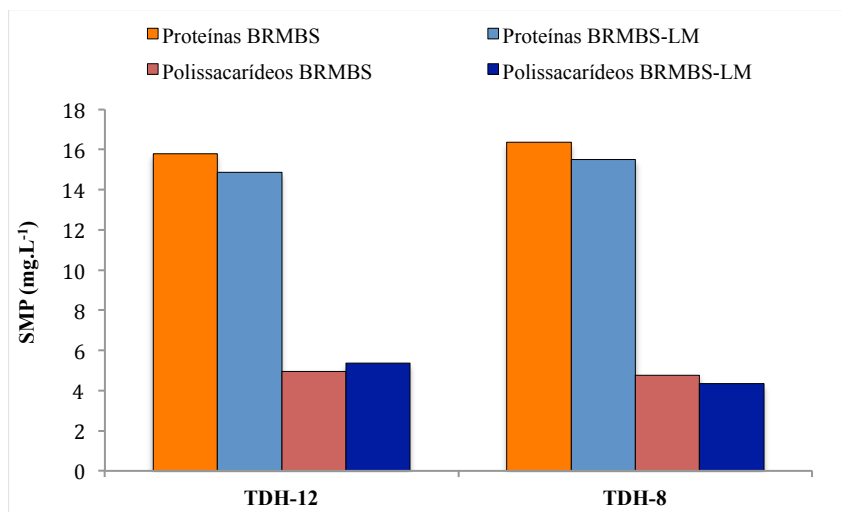
Observa-se que a quantidade de SMP foi maior no reator BRMBS, o qual aumentou significativamente com a diminuição do TDH. Como já definido por Barker e Stuckey (1999), o SMP é um conjunto de compostos orgânicos que são excretados em solução a partir do metabolismo do substrato (geralmente com o crescimento da biomassa) e da decomposição da biomassa. Nesse sentido, com a diminuição do TDH, Huang, Ong e Ng (2011) relataram um aumento na concentração de biomassa resultante de um aumento da COV o qual acarretou no aumento significativo do SMP.

Em relação a concentração de EPS, não houve significativa mudança entre os reatores BRMBS e BRMBS-LM, entretanto houve um considerável aumento da quantidade de EPS devido a diminuição do TDH. O significativo aumento de EPS devido a redução do TDH é explicado por Meng *et al.* (2007), os quais verificaram que os reatores com maior concentração de EPS eram aqueles que possuíam os menores TDHs. Pesquisas recentes também vêm demonstrando o impacto de bactérias filamentosas na significativa influência na colmatação da

membrana. De acordo com Meng *et al.* (2006), a concentração de bactérias filamentosas têm um grande impacto sobre as propriedades do licor misto os quais dentre outros fatores, eleva a produção de EPS e aumenta a viscosidade.

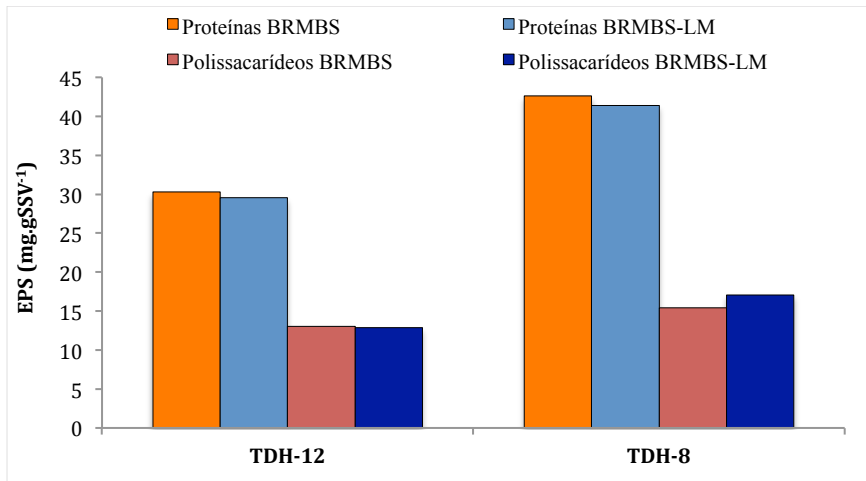
Ressalta-se que as proteínas obtiveram maior proporção tanto no EPS quanto no SMP. Lin *et al.* (2014) explicam que os polissacarídeos são geralmente mais biodegradáveis que as proteínas. Assim, as proteínas se juntam nos flocos de lodo mais rapidamente e se tornam parte do EPS, resultando em uma maior concentração de proteínas em relação a polissacarídeos no EPS. Além disso, com base na descoberta de Meng *et al.* (2006), as proteínas são mais hidrofóbicas e com isso aderem mais facilmente à superfície da membrana e provocam a colmatção da mesma. As Figuras 30 e 31 apresentam as concentrações de SMP e EMP em termos de polissacarídeos e proteínas.

**Figura 30 - Concentrações médias de SMP em termos de polissacarídeos e proteínas para cada TDH**



Fonte: Elaborado pela autora (2016)

**Figura 31 - Concentrações médias de EPS em termos de polissacarídeos e proteínas para cada TDH**



Fonte: Elaborado pela autora (2016)

## 5.2.2 Tempo de Sucção Capilar (CST)

A Tabela 4 apresenta os tempos de sucção capilar referente ao licor misto dos reatores BRMBS e BRMBS-LM. A determinação do CST fornece uma medida quantitativa, relatada em segundos, de quão rapidamente o licor misto perde água.

**Tabela 5 - Valores do CST referentes ao BRMBS e BRMBS-LM.**

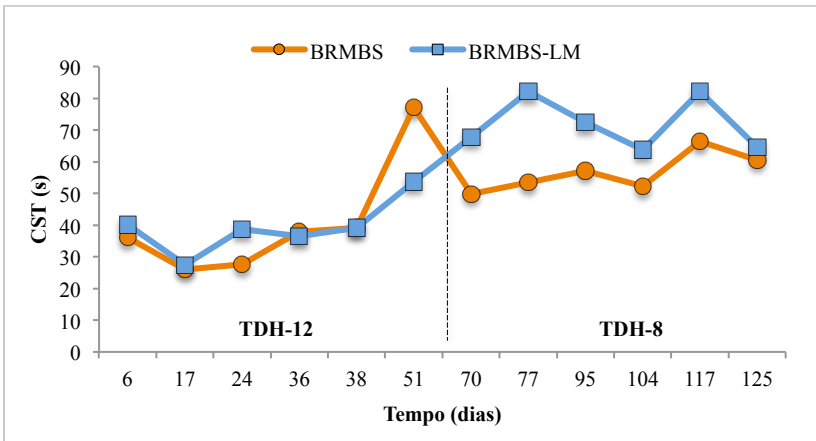
Data	BRMBS	BRMBS-LM
<b>Fase 1</b>		
6	36,1	40,1
17	26	27,5
24	27,7	38,7
36	38	36,6
38	39,1	39,1
51	77,1	53,7
<b>Fase 2</b>		
70	49,8	67,9
77	53,5	82,3
95	57,1	72,5
104	52,3	63,9
117	66,5	82,2
125	60,5	64,7

Fonte: Elaborado pela autora (2016)

As Figuras 32 e 33 apresentam os resultados do tempo de sucção capilar (CST) ao longo do tempo de operação do BRMBS e BRMBS-LM, e em relação aos diferentes TDH. Na fase 1, os valores de CST dos reatores permaneceram semelhante. Na fase 2, referente ao TDH dos reatores de 8 horas, o BRMBS-LM apresenta durante toda a sua operação um maior valor de CST. Além disso, a Figura 32 relaciona o CST com os valores de SST, mostrando que não existe influência direta entre estes parâmetros.

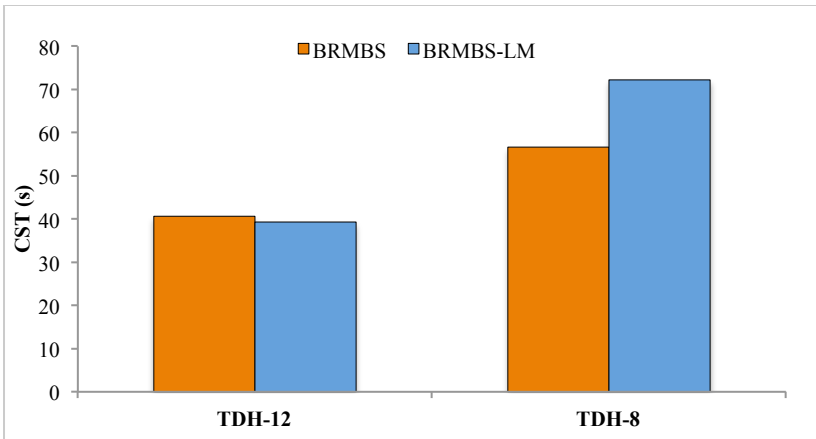
Sombatsompop, Visvanathan e Ben Aim (2006) e Sombatsompop (2007) verificaram que o valor do CST no reator híbrido foi maior do que no reator de biomassa em suspensão devido à presença do pequenos flocos no reator com biomassa aderida, levando a uma diminuição na propriedade de desidratação de lodo. Além disso, a propriedade de desidratação do licor misto aumenta com a diminuição do TDH (ZHANG, BISHOP e KUPFERLE, 1998).

**Figure 32 – Distribuição temporal dos valores de CST ao longo dos dias de operação**



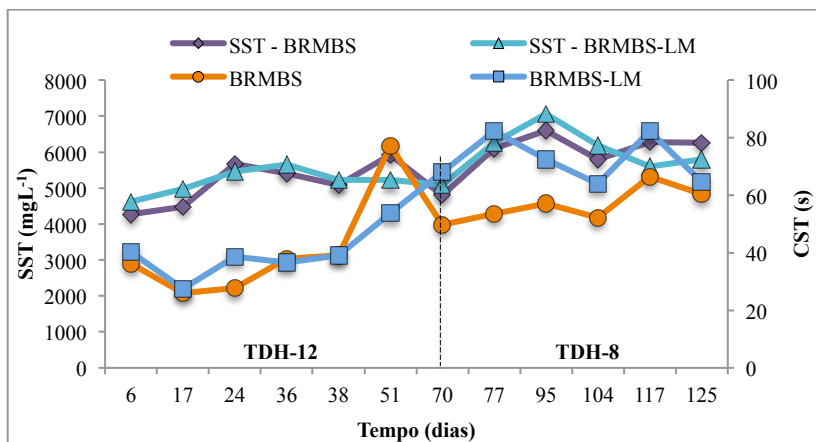
Fonte: Elaborado pela autora (2016)

**Figure 33 - Evolução da média do CST em relação ao TDH**



Fonte: Elaborado pela autora (2016)



**Figure 34 - Distribuição temporal dos valores de CST e respectivos SST**

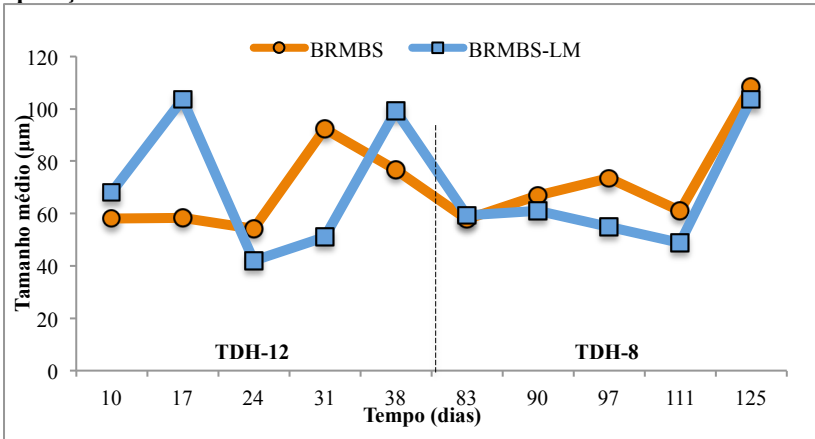
Fonte: Elaborado pela autora (2016)

### 5.2.3 Granulometria

A granulometria é uma importante análise de controle para os BRM pois colabora com o desempenho de filtração devido ao tamanho médio das partículas em suspensão e seu comportamento em relação ao tamanho do poro da membrana (KELLNER, 2014). A Figura 35 apresenta o tamanho médio das partículas ao longo dos dias de operação do BRMBS e BRMBS-LM enquanto que a figura 36 mostra a média do tamanho das partículas dos reatores em relação ao TDH.

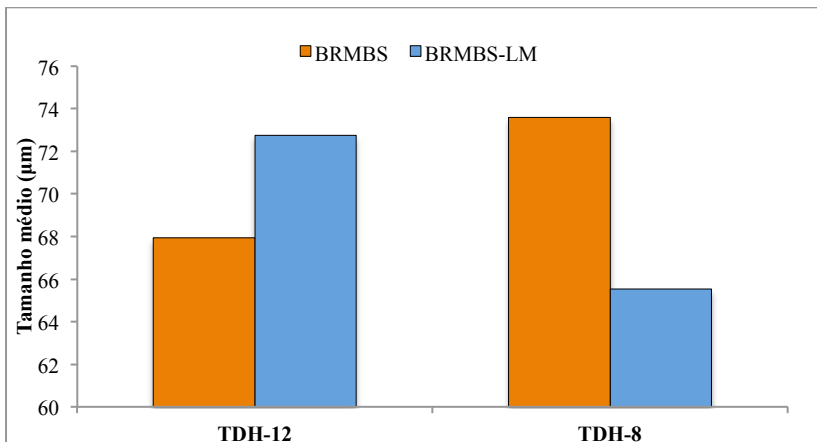
Observa-se que durante a fase 1, houve uma variação no tamanho médio das partículas dos reatores, sendo a média dos valores inferior no BRMBS. Na fase 2 nota-se predominantemente o BRMBS-LM com os menores tamanhos de partículas.

**Figure 35 - Tamanho médio das partículas em relação ao tempo de operação**



Fonte: Elaborado pela autora (2016)

**Figure 36 - Evolução da tamanho médio das partículas em relação ao TDH**



Fonte: Elaborado pela autora (2016)

Zhang *et al.* (1997) sugeriram que a distribuição do tamanho de partícula dos flocos do BRM foi menor do que a observada com os sistemas convencionais de lodos ativados. Ognier, Wisniewski e Grasmick (2002) concluíram que o menor tamanho dos flocos no BRM resultou da alta e turbulenta aeração que pode ser responsável pela quebra da partícula. No entanto, a força de cisalhamento decorrente de

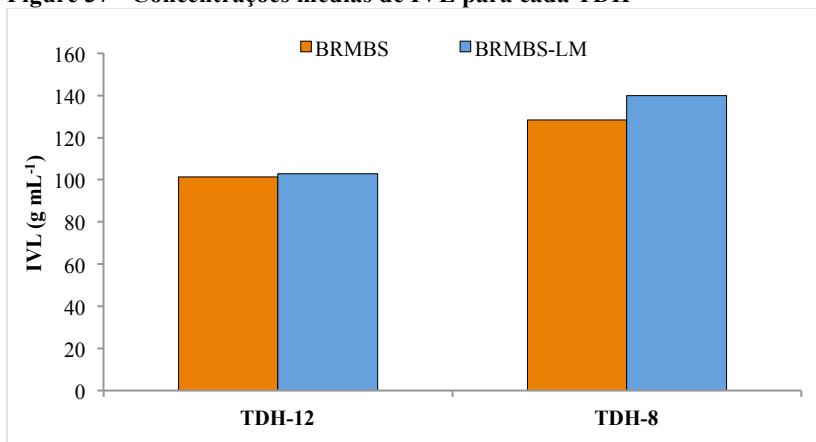
bombeamento durante a filtração também levou à separação dos flocos biológicos.

De acordo com Le-Clech, Chen e Fane (2006), Chen *et al.* (2016) e Li *et al.* (2012), o licor misto com partículas de menores diâmetros geralmente facilita a deterioração da permeabilidade da membrana, dado que as partículas no licor misto mostraram uma forte tendência a ser depositada sobre as superfícies da membrana. No entanto, para Hu *et al.* (2012), os reatores híbridos com menor tamanho de partícula D (4,3) mostraram tempos de operação mais longos em comparação com reator convencional o qual explica que partículas de maior dimensão podem ser facilmente separadas da superfície da membrana devido à colisão entre os meios de suporte e a superfície da membrana. Outros pesquisadores observaram o mesmo fenômeno KHAN *et al.* (2011) e LEE *et al.* (2006).

Da mesma forma, tem-se que na fase 2, os tamanhos médios das partículas do BRMBS-LM foi de 65,53  $\mu\text{m}$ , sendo no BRMBS de 73,59  $\mu\text{m}$ . Nesse contexto, a média dos valores de CST do BRMBS-LM foi 72,25 s e para o BRMBS foi 56,61 s. Assim, pode-se concluir que o valor do CST no BRMBS-LM foi mais elevado do que o BRMBS pois o movimento do material suporte pode causar a ruptura dos flocos, e produzir pequenos flocos, o que resulta em má desidratação do licor misto. Além disso, propriedade de desidratação de lodo aumentou com a diminuição do TDH.

#### **5.2.4 Índice Volumétrico do Lodo (IVL)**

A Figura 37 apresenta os resultados do ensaio de IVL dos reatores, de acordo com seus respectivos TDHs. Em relação aos reatores, não houve significativa alteração do ensaio entre eles. Entretanto, nota-se que o IVL aumentou em virtude da mudança de TDH da operação. Ressalta-se que baixos valores de TDH resultam em alta carga orgânica (COV), sendo assim, com TDH menor os reatores tendem a uma pior sedimentabilidade do lodo. Yujiao, Yong e Xia (2007) verificaram que o valor do IVL de 100 para 150-200 após 40 dias de operação é explicado devido a propagação de bactérias filamentosas agravando a sedimentabilidade e com isso aumentando o IVL. Nesta pesquisa, o IVL na fase 1 foi em média 100 g/ml enquanto que na segunda fase teve-se um comportamento crescente em torno de 160 g/ml, indicando piora na filtrabilidade do licor misto.

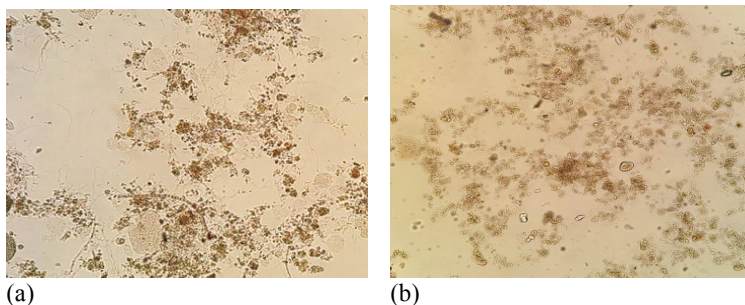
**Figure 37 - Concentrações médias de IVL para cada TDH**

Fonte: Elaborado pela autora (2016)

As Figuras 38 e 39 apresentam imagens de microscopia da biomassa dos BRMBS e BRMBS-LM, imagens estas obtidas na fase 2 (TDH-8) de operação dos reatores.

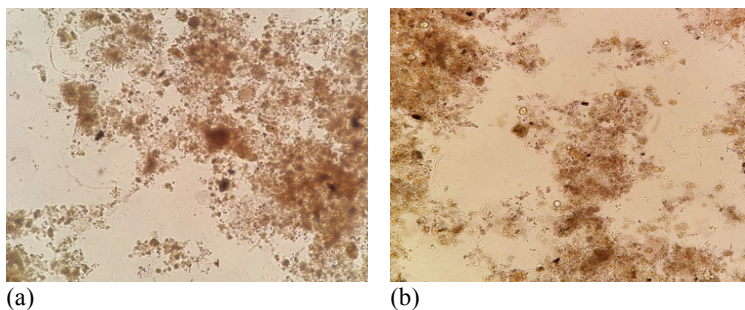
Em ambos os reatores identificou-se flocos com características adequadas, tendo um equilíbrio entre bactérias filamentosas e formadoras de flocos. Dentre a grande diversidade de microrganismos, foram observados a presença de *Zooglea ramigera*, o qual segundo Bento (2000) são grandes produtoras de biopolímeros e muitas vezes, formam colônias viscosas as quais produzem muito mais biopolímeros do que a quantia considerada satisfatória para a formação dos flocos ideais. Além disso, observou-se também a presença de cianobactérias as quais são formadoras de flocos filamentosos. Observou-se também a presença de *Microthrix parvicella* os quais estão geralmente associados às escumas. De acordo com Bento (2000), quando presentes em excesso, estes agregados de menor densidade que a água, flutuam à superfície do reator formando escumas. Bento acrescenta que em sistemas operados com elevada carga orgânica (alta razão A/M e baixa idade do lodo) tem-se a apresentação deste tipo bacteriano (BENTO, 2000).

**Figure 38 - Microscopia (100x) do reator BRMBS-LM (a) e BRMBS (b) com 192 dias de operação.**



Fonte: LaRA (2016)

**Figure 39 - Microscopia (100x) do reator BRMBS-LM (a) e BRMBS (b) com 248 dias de operação.**



Fonte: LaRA (2016)

Em decorrência da análise microscópica de ambos os reatores pode-se concluir que houve a significativa presença de microrganismos filamentosos nos reatores BRMBS e BRMBS-LM. Nesse sentido, tem-se que a diferença no IVL entre os reatores não pode ser atribuída a presença de bactérias filamentosas, visto que a propagação dessas foi semelhante em ambos reatores. Além disso, como observado na Figura 24, a quantidade de SST foi bastante expressiva na operação com o TDH-8, também não sendo observada significativa diferença de concentração de sólidos entre os reatores BRMBS e BRMBS-LM.



## 6 CONCLUSÃO

Neste estudo, pode-se concluir que a diminuição do tempo de detenção hidráulica (TDH) intensificou a colmatação da membrana de ambos os reatores devido a elevação da carga orgânica volumétrica (COV) o qual resultou em uma maior disponibilidade de substrato no reator, acarretando em um aumento da relação A/M o que provocou um acréscimo nas concentrações de EPS, SMP e viscosidade do licor misto.

Em relação ao reator com biomassa em suspensão (BRMBS) e o reator com biomassa aderida (BRMBS-LM), tem-se como resultado da PTM, que o BRMBS possuiu uma maior dificuldade de filtração em relação ao BRMBS-LM. Entretanto, parâmetros importantes para a avaliação do potencial incrustante do licor misto revelaram que o BRMBS-LM teve uma piora significativa da filtrabilidade quando comparado ao BRMBS. Sendo as análises de MFI, CST, viscosidade, granulometria e IVL as responsáveis por tal conclusão.

A formação de biofilme no material suporte para minimização da colmatação da membrana está longe de um consenso. Alguns relatos observaram que a taxa de incrustação no biorreator de leito móvel foi bem menor que a do biorreator convencional. Em contraste, houve vários resultados experimentais que indicaram que a colmatação da membrana em um BRM de leito móvel foi mais severa do que aqueles em um BRM convencional.

Desta forma, visto que a incrustação da membrana representa a principal limitação à operação do processo de membrana, a investigação e o contínuo desenvolvimento de pesquisas dedicadas a sua melhoria são de grande importância para que a tecnologia de BRM torne-se mais competitiva e economicamente atrativa, e assim possa ser aplicada em grande escala.





## 7 RECOMENDAÇÕES

Em vista dos resultados obtidos, sugere-se para futuros estudos:

- Avaliar comparativamente a colmatação da membrana dos reatores BRMBS e BRMBS-LM sob a variação da idade de lodo ( $\theta_c$ );
- Separar o módulo de membrana do material suporte, de modo que se criem dois tanques distintos, cada qual com uma taxa de aeração apropriada para sua respectiva finalidade. A aeração é fundamental para reduzir a colmatação nas membranas, entretanto, uma alta taxa de aeração pode dificultar a adesão do biofilme no material suporte.



## REFERÊNCIAS

ADHAM, S.; FANE, A. **Cross Flow Sampler Fouling Index. National Water Research Institute**. Fountain Valley, California. 22 p. 2008.

AHMED, Z. *et al.* Effects of sludge retention time on membrane fouling and microbial community structure in a membrane bioreactor. **Journal of Membrane Science**, v. 287, n. 2, p. 211–218, 2007.

AL-HALBOUNI, D. *et al.* Correlation of EPS content in activated sludge at different sludge retention times with membrane fouling phenomena. **Water Research**, v. 42, n. 6-7, p. 1475–1488, 2008.

ANDERSON, M. J.; PARKS, P. J.; PETERSON, M. L. A mucosal model to study microbial biofilm development and anti-biofilm therapeutics. **Journal of Microbiological Methods**, v. 92, p. 201–208, 2013.

APHA, AWWWA, WPCF (1998). Standard method for the examination of water and wastewater, 20th edition, Washington DC.

SMITH, C.W.; GREGORIO, D.; TALCOTT, R.M. 24th Annual Purdue Industrial Waste Conference. West Lafayette. 1969. 1300 p.

BELLI, T. J. **Biorreator à Membrana em Batelada Sequencial para a Remoção de Nutrientes de Esgoto Sanitário: Desempenho do Tratamento, Colmatção das Membranas e Estratégias de Otimização**. 2015. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). Florianópolis, 2015.

BENTO, P. A. **Caracterização da microfauna no sistema insular de tratamento de esgotos de Florianópolis/sc: um instrumento de controle operacional e a valiação da eficiência do processo**. 2000. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental), Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2000.

BOERLAGE, S. F. E. *et al.* Applications of the MFI-UF to measure and predict particulate fouling in RO systems. **Journal of Membrane Science**, v. 220, p. 97–116, 2003.

BRAAK, E. *et al.* Aeration and hydrodynamics in submerged membrane bioreactors. **Journal of Membrane Science**, v. 379, n. 1-2, p. 1–18, 2011.

CHAE, S. R. *et al.* Mitigated membrane fouling in a vertical submerged membrane bioreactor (VSMBR). **Journal of Membrane Science**, v. 280, n. 1-2, p. 572–581, 2006.

CHANG, I.; BAG, S.; LEE, C. Effects of membrane fouling on solute rejection during membrane filtration of activated sludge. **Process Biochemistry**, v. 36, p. 855–860, 2001.

CHANG, I.-S. *et al.* Membrane fouling in membrane bioreactors for wastewater treatment. **Journal of Environmental Engineering**, v. 128, n. 11, p. 1018–1029, 2002.

CHANG, S. Application of submerged hollow fiber membrane in membrane bioreactors: Filtration principles, operation, and membrane fouling. **Desalination**, v. 283, p. 31–39, 2011.

CHEN, J. *et al.* Membrane fouling in a membrane bioreactor: High filtration resistance of gel layer and its underlying mechanism. **Water Research**, v. 102, p. 82–89, 2016.

CHO, B. D.; FANE, A. G. Fouling transients in nominally sub-critical flux operation of a membrane bioreactor. **Journal of Membrane Science**, v. 209, n. 2, p. 391–403, 2002.

CHU, H. P.; LI, X. Y. Membrane fouling in a membrane bioreactor (MBR): Sludge cake formation and fouling characteristics. **Biotechnology and Bioengineering**, v. 90, n. 3, p. 323–331, 2005.

COSTA, R.E. **Remoção de Nitrogênio e Fósforo de Esgoto Sanitário em Biorreator a Membrana de Leito Móvel operado na Modalidade de Batelada Sequencial**. 2015. Qualificação (Doutorado em Engenharia Ambiental). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). Florianópolis, 2015.

DELAI SUN, D. *et al.* Impact of prolonged sludge retention time on the performance of a submerged membrane bioreactor. **Desalination**, v. 208, n. 1-3, p. 101–112, 2007.

DENG, L. *et al.* New functional biocarriers for enhancing the performance of a hybrid moving bed biofilm reactor–membrane bioreactor system. **Bioresource Technology**, v. 208, p. 87–93, 2016.

DI TRAPANI, D. *et al.* Comparison between moving bed-membrane bioreactor (MB-MBR) and membrane bioreactor (MBR) systems: Influence of wastewater salinity variation. **Bioresource Technology**, v. 162, p. 60–69, 2014.

DILLON, P. *et al.* Enhancement of the membrane filtration index (MFI) method for determining the clogging potential of turbid urban stormwater and reclaimed water used for aquifer storage and recovery. **Desalination**, v. 140, p. 153–165, 2001.

DONG, B.; JIANG, S. Characteristics and behaviors of soluble microbial products in sequencing batch membrane bioreactors at various sludge retention times. **Desalination**, v. 243, n. 1-3, p. 240–250, 2009.

DREWS, A. *et al.* Influence of unsteady membrane bioreactor operation on EPS formation and filtration resistance. **Desalination**, v. 192, n. 1-3, p. 1–9, 2006.

DREWS, A. Membrane fouling in membrane bioreactors-Characterisation, contradictions, cause and cures. **Journal of Membrane Science**, v. 363, n. 1-2, p. 1–28, 2010.

DUAN, L. *et al.* Comparison between moving bed-membrane bioreactor and conventional membrane bioreactor systems. Part I: membrane fouling. **Environmental Earth Sciences**, v. 73, n. 9, p. 4881–4890, 2015.

FALLAH, N. *et al.* Long-term operation of submerged membrane bioreactor (MBR) for the treatment of synthetic wastewater containing styrene as volatile organic compound (VOC): Effect of hydraulic retention time (HRT). **Journal of Hazardous Materials**, v. 178, n. 1-3, p. 718–724, 2010.

FAN, F.; ZHOU, H. Interrelated effects of aeration and mixed liquor fractions on membrane fouling for submerged membrane bioreactor processes in wastewater treatment. **Environmental Science and Technology**, v. 41, n. 7, p. 2523–2528, 2007.

FANE, A. G.; CHANG, S.; CHARDON, E. Submerged hollow fibre membrane module - Design options and operational considerations. **Desalination**, v. 146, n. 1-3, p. 231–236, 2002.

FLEMMING, H. C. *et al.* Biofouling - the Achilles heel of membrane processes. **Desalination**, v. 113, p. 215–225, 1997.

FLEMMING, H. C.; WINGENDER, J. The biofilm matrix. **Microbiology**, v.8, p. 623–633, 2010.

GERARDI, M. H. **Troubleshooting the sequencing batch reactor**. New Jersey: John Wiley and Sons, 216 p., 2010.

GKOTSIS, P. *et al.* Fouling Issues in Membrane Bioreactors (MBRs) for Wastewater Treatment: Major Mechanisms, Prevention and Control Strategies. **Processes**, v. 2, n. 4, p. 795–866, 2014.

GUO, J. *et al.* Filamentous and non-filamentous bulking of activated sludge encountered under nutrients limitation or deficiency conditions. **Chemical Engineering Journal**, v. 255, p. 453–461, 2014.

GUO, W.; NGO, H. H.; LI, J. A mini-review on membrane fouling. **Bioresource Technology**, v. 122, p. 27–34, 2012.

HU, J. *et al.* Effect of carriers on sludge characteristics and mitigation of membrane fouling in attached-growth membrane bioreactor. **Bioresource Technology**, v. 122, p. 35–41, 2012.

HUANG, Z.; ONG, S. L.; NG, H. Y. Submerged anaerobic membrane bioreactor for low-strength wastewater treatment: Effect of HRT and SRT on treatment performance and membrane fouling. **Water Research**, v. 45, n. 2, p. 705–713, 2011.

IVANOVIC, I.; LEIKNES, T. Impact of aeration rates on particle colloidal fraction in the biofilm membrane bioreactor (BF-MBR). **Desalination**, v. 231, n. 1-3, p. 182–190, 2008.

JAMAL KHAN, S. *et al.* Influence of biofilm carriers on membrane fouling propensity in moving biofilm membrane bioreactor. **Bioresource Technology**, v. 113, p. 161–164, 2012.

JIN, L.; ONG, S. L.; NG, H. Y. Fouling control mechanism by suspended biofilm carriers addition in submerged ceramic membrane bioreactors. **Journal of Membrane Science**, v. 427, p. 250–258, 2013.

JORDÃO, E. P., PESSÔA, C.A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 4.ed. Rio de Janeiro: ABES, 2005. 932 p.

JUDD, S. **The MBR Book: Principles and Applications of Membrane Bioreactors in Water and Wastewater Treatment**. 1ª ed. Oxford, UK: Elsevier Ltd, 2006. 317 p.

KAEWSUK, J. *et al.* Kinetic development and evaluation of membrane sequencing batch reactor (MSBR) with mixed cultures photosynthetic bacteria for dairy wastewater treatment. **Journal of Environmental Management**, v. 91, n. 5, p. 1161–1168, 2010.

KELLNER, R. L. **Biorreator à membrana de leito móvel em bateladas sequenciais para a remoção de nutrientes e matéria orgânica de efluentes sanitários**. 2014. Dissertação (mestrado em Engenharia Ambiental), Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2014.

KESKES, S. *et al.* Performance of a submerged membrane bioreactor for the aerobic treatment of abattoir wastewater. **Bioresource Technology**, v. 103, n. 1, p. 28–34, 2012.

KOOTENAEI, F. G.; AMINIRAD, H. Membrane Biological Reactors (MBR) and their applications for Water Reuse. **International Journal of Advanced Biological and Biomedical Research**, v. 2, n. 7, p. 2208–2216, 2014.

LAPOLLI, F. R.; BERGAMASCO, R.; CAMPOS, J. R. O problema de colmatção de membranas na microfiltração de esgotos sanitários. In: I - 146 Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 20, Rio de Janeiro, p. 801–811, 1999.

LASPIDOU, C. S.; RITTMANN, B. E. A unified theory for extracellular polymeric substances, soluble microbial products, and active and inert biomass. **Water Research**, v. 36, n. 8, p. 2711–2720, 2002.

LE-CLECH, P. Membrane bioreactors and their uses in wastewater treatments. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 88, n. 6, p. 1253–1260, 2010.

LE-CLECH, P.; CHEN, V.; FANE, T. A. G. Fouling in membrane bioreactors used in wastewater treatment. **Journal of Membrane Science**, v. 284, n. 1-2, p. 17–53, 2006.

LEE, J.; AHN, W. Y.; LEE, C. H. Comparison of the filtration characteristics between attached and suspended growth microorganisms in submerged membrane bioreactor. **Water Research**, v. 35, n. 10, p. 2435–2445, 2001.

LEE, S.; KIM, M. H. Fouling characteristics in pure oxygen MBR process according to MLSS concentrations and COD loadings. **Journal of Membrane Science**, v. 428, p. 323–330, 2013.

LEE, W. N.; KANG, I. J.; LEE, C. H. Factors affecting filtration characteristics in membrane-coupled moving bed biofilm reactor. **Water Research**, v. 40, n. 9, p. 1827–1835, 2006.

LEIKNES, T.; ØDEGAARD, H. The development of a biofilm membrane bioreactor. **Desalination**, v. 202, n. 1-3, p. 135–143, 2007.

LEYVA-DÍAZ, J. C. *et al.* 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.

LI, J. *et al.* Microbial community and biomass characteristics associated severe membrane fouling during start-up of a hybrid anoxic – oxic membrane bioreactor. **Bioresource Technology**, v. 103, p. 43–47, 2012.

LI, T. *et al.* Fouling control of submerged hollow fibre membrane bioreactor with transverse vibration. **Journal of Membrane Science**, v. 505, p. 216–224, 2016.

LIANG, S.; LIU, C.; SONG, L. Soluble microbial products in membrane bioreactor operation: Behaviors, characteristics, and fouling potential. **Water Research**, v. 41, n. 1, p. 95–101, 2007.



LIM, A. L.; BAI, R. Membrane fouling and cleaning in microfiltration of activated sludge wastewater. **Journal of Membrane Science**, v. 216, n. 1-2, p. 279–290, 2003.

LIN, H. *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**, v. 460, p. 110–125, 2014.

LIN, H. J. *et al.* Sludge properties and their effects on membrane fouling in submerged anaerobic membrane bioreactors (SAnMBRs). **Water Research**, v. 43, n. 15, p. 3827–3837, 2009.

LIU, Q. *et al.* Performance of a hybrid membrane bioreactor in municipal wastewater treatment. **Desalination**, v. 258, n. 1-3, p. 143–147, 2010.

LIU, Y. *et al.* The role of EPS concentration on membrane fouling control: Comparison analysis of hybrid membrane bioreactor and conventional membrane bioreactor. **Desalination**, v. 305, p. 38–43, 2012.

LOUSADA-FERREIRA, M. *et al.* MLSS concentration: Still a poorly understood parameter in MBR filterability. **Desalination**, v. 250, n. 2, p. 618–622, 2010.

MARTÍN-PASCUAL, J.; LEYVA-DÍAZ, J. C.; POYATOS, J. M. Treatment of urban wastewater with pure moving bed membrane bioreactor technology at different filling ratios, hydraulic retention times and temperatures. **Annals of Microbiology**, v. 66, n. 2, p. 607–613, 2016.

MASSÉ, A.; SPÉRANDIO, M.; CABASSUD, C. Comparison of sludge characteristics and performance of a submerged membrane bioreactor and an activated sludge process at high solids retention time. **Water Research**, v.40, p. 2405-2415. 2006.

MENG, F. *et al.* Effect of filamentous bacteria on membrane fouling in submerged membrane bioreactor. **Journal of Membrane Science**, v. 272, n. 1-2, p. 161–168, 2006.

MENG, F. *et al.* Effect of hydraulic retention time on membrane fouling and biomass characteristics in submerged membrane bioreactors. **Bioprocess and Biosystems Engineering**, v. 30, n. 5, p. 359–367, 2007.

MENG, F. *et al.* Recent advances in membrane bioreactors (MBRs): Membrane fouling and membrane material. **Water Research**, v. 43, n. 6, p. 1489–1512, 2009.

MENG, F. *et al.* Recent Advances in Membrane Bioreactors: Configuration Development, Pollutant Elimination, and Sludge Reduction. **Environmental Engineering Science**, v. 29, n. 3, p. 139–160, 2012.

MUTAMIM, N. S. A. *et al.* Application of membrane bioreactor technology in treating high strength industrial wastewater: A performance review. **Desalination**, v. 305, p. 1–11, 2012.

NEIWPC - New England interstate water pollution control commission. **Sequencing batch reactor design and operational considerations**. September 2005.

NG, N.L.A; KIM, S.A. A mini-review of modeling studies on membrane bioreactor (MBR) treatment for municipal wastewaters. **Desalination**, v.212, p. 261-281, 2007.

NI, B. J.; RITTMANN, B. E.; YU, H. Q. Soluble microbial products and their implications in mixed culture biotechnology. **Trends in Biotechnology**, v. 29, n. 9, p. 454–463, 2011.

ØDEGAARD, H. The Moving Bed Biofilm Reactor. **Water Environmental Engineering and Reuse of Water**, p. 250–305, 1999.

OGNIER, S.; WISNIEWSKI, C.; GRASMICK, A. Influence of macromolecule adsorption during filtration of a membrane bioreactor mixed liquor suspension. **Journal of Membrane Science**, v. 209, p. 27–37, 2002.

PATSIOS, S. I.; KARABELAS, A. J. An investigation of the long-term filtration performance of a membrane bioreactor (MBR): The role of specific organic fractions. **Journal of Membrane Science**, v. 372, n. 1-2, p. 102–115, 2011.

PHATTARANAWIK, J.; LEIKNES, T. Double-Deck Aerated Biofilm Membrane Bioreactor with Sludge Control for Municipal Wastewater Treatment. **American Institute of Chemical Engineers Journal**, v. 55, n. 5, p. 1291–1297, 2009.

RADJENOVI, J. Membrane Bioreactor (MBR) as an Advanced Wastewater Treatment Technology. **Handbook of Environmental Chemistry**, v. 5, p. 37–101, 2008.

ROLLINGS-SCATTERGOOD, S. M. **Comparison between Hybrid Moving Bed Membrane Bioreactor and Conventional Membrane Bioreactor Processes in Municipal Wastewater Treatment**. Thesis (Master of Applied Science in Environmental Engineering), The University of Guelph, Guelph, 2011.

ROSENBERGER, S.; KUBIN, K.; KRAUME, M. Filterability of Activated Sludge in Membrane Bioreactors. **Desalination**, v. 151, p. 195-200, 2002.

RUSTEN, B. *et al.* Design and operations of the Kaldnes moving bed biofilm reactors. **Aquacultural Engineering**, v. 34, n. 3, p. 322–331, 2006.

SAWALHA, O. **Capillary Suction Time (CST) Test: Developments in testing methodology and reliability of results**. Thesis (Degree of doctor of philosophy), The University of Edinburgh, Edinburgh 2010.

SCHIPPERS, J. C.; VERDOUM, J. The Modified Fouling Index, a method of determining the fouling characteristics of water. **Desalination**, v.32, p. 137–148, 1980.

SCHNEIDER, E. E. **Avaliação de um reator de leito móvel com biofilme para tratamento de efluente da indústria do petróleo, com posterior ozonização acoplada a carvão ativado granular com biofilme**. 2010. Dissertação (mestrado em Engenharia Química) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2010.

SCHNEIDER, R.P.; TSUTIYA, M.T. **Membranas Filtrantes para o tratamento de água, esgoto e água de reuso**. 1ª Ed, ABES, São Paulo, 2001.

SINGH, P. B *et al.* Characterization of concentrated colloidal ceramics suspension: A new approach. **Journal of Colloid and Interface Science**, v.300, p. 163-168, 2006.

SOMBATSOMPOP, K. **Membrane fouling studies in suspended and attached growth membrane**. Dissertation (Degree of Doctor of Technical Science in Environmental Engineering and Management), School of Environment, Resources and Development, Asian Institute of Technology, 2007.

SOMBATSOMPOP, K.; VISVANATHAN, C.; BEN AIM, R. Evaluation of biofouling phenomenon in suspended and attached growth membrane bioreactor systems. **Desalination**, v. 201, n. 1-3, p. 138–149, 2006.

SUN, F.; WANG, X.; LI, X. Visualisation and characterisation of biopolymer clusters in a submerged membrane bioreactor. **Journal of Membrane Science**, v. 325, n. 2, p. 691–697, 2008.

SUN, F.; WANG, X.; LI, X. Effect of biopolymer clusters on the fouling property of sludge from a membrane bioreactor (MBR) and its control by ozonation. **Process Biochemistry**, v. 46, n. 1, p. 162–167, 2011a.

SUN, F. YUN; WANG, X.; LI, X. Change in the fouling propensity of sludge in membrane bioreactors (MBR) in relation to the accumulation of biopolymer clusters. **Bioresource Technology**, v. 102, n. 7, p. 4718–4725, 2011b.

SUN, J. *et al.* Reducing aeration energy consumption in a large-scale membrane bioreactor: Process simulation and engineering application. **Water Research**, v. 93, p. 205–213, 2016.

TANG, B. *et al.* Essential factors of an integrated moving bed biofilm reactor–membrane bioreactor: Adhesion characteristics and microbial community of the biofilm. **Bioresource Technology**, v. 211, p. 574–583, 2016.

TIAN, Y.; SU, X. Relation between the stability of activated sludge flocs and membrane fouling in MBR: Under different SRTs. **Bioresource Technology**, v. 118, p. 477–482, 2012.

VON SPERLING, M. **Lodos Ativados – Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**, v.4. 2ª ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade de Minas Gerais, 2002. 428 p.

VON SPERLING, M. **Biological Wastewater Treatment. Volume 1: Wastewater Characteristics, Treatment and Disposal**. London: IWA Publishing, 2007.

WAGNER, J. **Processo de Granulação Aeróbia em Reatores em Bateladas Sequenciais (RBS)**. 2015. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). Florianópolis, 2015.

WANG, R. C.; WEN, X. H.; QIAN, Y. Influence of carrier concentration on the performance and microbial characteristics of a suspended carrier biofilm reactor. **Process Biochemistry**, v. 40, n. 9, p. 2992–3001, 2005.

WANG, X.; LI, X. Accumulation of biopolymer clusters in a submerged membrane bioreactor and its effect on membrane fouling. **Water Research**, v. 42, p. 855–862, 2008.

WANG, X. M.; LI, X. Y.; HUANG, X. Membrane fouling in a submerged membrane bioreactor (SMBR): Characterisation of the sludge cake and its high filtration resistance. **Separation and Purification Technology**, v. 52, n. 3, p. 439–445, 2007.

WANG, X.; SUN, F.; LI, X. Chemosphere Investigation of the role of biopolymer clusters in MBR membrane fouling using flash freezing and environmental scanning electron microscopy. **Chemosphere**, v. 85, n. 7, p. 1154–1159, 2011.

WANG, Z.; WU, Z.; TANG, S. Extracellular polymeric substances (EPS) properties and their effects on membrane fouling in a submerged membrane bioreactor. **Water Research**, v. 43, n. 9, p. 2504–2512, 2009.

XU, S.; WU, D.; HU, Z. Impact of hydraulic retention time on organic and nutrient removal in a membrane coupled sequencing batch reactor. **Water Research**, v. 55, p. 12–20, 2014.

YANG, S. *et al.* 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.

YANG, S. *et al.* Simultaneous nitrogen and phosphorus removal by a novel sequencing batch moving bed membrane bioreactor for wastewater treatment. **Journal of Hazardous Materials**, v. 175, n. 1-3, p. 551–557, 2010.

YANG, W.; CICEK, N.; ILG, J. State-of-the-art of membrane bioreactors: Worldwide research and commercial applications in North America. **Journal of Membrane Science**, v. 270, n. 1-2, p. 201–211, 2006.

YUJIAO, S. U. N.; YONG, W.; XIA, H. Relationship between sludge settleability and membrane fouling in a membrane bioreactor. **Frontiers of Environmental Science & Engineering in China**, v. 1, n. 2, p. 221–225, 2007.

ZHANG, J. *et al.* Factors affecting the membrane performance in submerged membrane bioreactors. **Journal of Membrane Science**, v. 284, n. 1-2, p. 54–66, 2006.

ZHANG, X.; BISHOP, P. L.; KUPFERLE, M. J. Measurement of polysaccharides and proteins in biofilm extracellular polymers. **Water Science and Technology**, v. 37, n. 4, p. 345–348, 1998.

ZHOU, L.; XIA, S.; ALVAREZ-COHEN, L. Structure and distribution of inorganic components in the cake layer of a membrane bioreactor treating municipal wastewater. **Bioresource Technology**, v. 196, p. 586–591, 2015.