



UNIVERSIDADE ESTADUAL DA PARAÍBA
PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA
CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA AMBIENTAL

RAFAELA BARBOSA SANTOS

**APLICAÇÃO DE BIORREATOR DE MEMBRANA DINÂMICA SUBMERSA NO
TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS DOMÉSTICAS**

Campina Grande – PB

2020

RAFAELA BARBOSA SANTOS

**APLICAÇÃO DE BIORREATOR DE MEMBRANA DINÂMICA SUBMERSA NO
TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS DOMÉSTICAS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental da Universidade Estadual da Paraíba, como requisito parcial para obtenção do título de mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Wilton Silva Lopes

Campina Grande – PB

2020

É expressamente proibido a comercialização deste documento, tanto na forma impressa como eletrônica. Sua reprodução total ou parcial é permitida exclusivamente para fins acadêmicos e científicos, desde que na reprodução figure a identificação do autor, título, instituição e ano do trabalho.

S237a Santos, Rafaela Barbosa.
Aplicação de biorreator de membrana dinâmica submersa no tratamento de águas residuárias domésticas [manuscrito] / Rafaela Barbosa Santos. - 2020.
53 p. : il. colorido.
Digitado.
Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) - Universidade Estadual da Paraíba, Centro de Ciências e Tecnologia, 2020.
"Orientação : Prof. Dr. Wilton Silva Lopes, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - CCT."
1. Tratamento anaeróbio. 2. Matéria orgânica. 3. Águas residuárias. 4. Membrana dinâmica. I. Título
21. ed. CDD 628.162

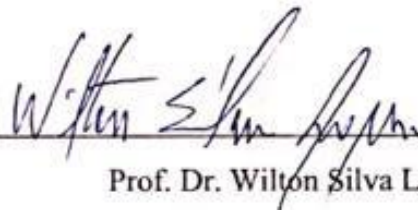
RAFAELA BARBOSA SANTOS

APLICAÇÃO DE BIORREATOR DE MEMBRANA DINÂMICA SUBMERSA NO
TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS DOMÉSTICAS

Dissertação apresentada ao programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental – PPGCTA, em cumprimento às exigências para obtenção de título de Mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental.

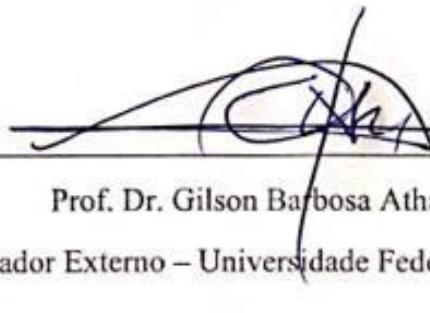
Aprovado em 18 de Fevereiro de 2020

BANCA EXAMINADORA



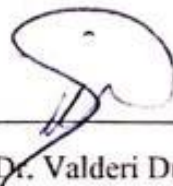
Prof. Dr. Wilton Silva Lopes

(Orientador – Universidade Estadual da Paraíba – UEPB)



Prof. Dr. Gilson Barbosa Athayde Júnior

(Examinador Externo – Universidade Federal da Paraíba – UFPB)



Prof. Dr. Valderi Duarte Leite

(Examinador Interno – Universidade Estadual da Paraíba – UEPB)

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus por toda a força e discernimento que me foi concedida durante toda a caminhada do mestrado. Com certeza eu não chegaria até aqui se não fosse por Ele.

À minha família, por todo o apoio durante os momentos bons e ruins. Especialmente aos meus pais, Aldenice e Bosco, por todas as palavras em momentos que eu quis fraquejar e sempre acreditarem em mim quando nem eu mesma acreditei. À minha irmã, Renata, por sempre ser meu porto seguro e dividir comigo um pouco do final de uma trajetória acadêmica.

Aos amigos que me apoiaram e não me deixaram enlouquecer em meio à todas as responsabilidades que me cercaram. Especialmente à Cinthia, Juanne, Marília, Martina e Isabella pela companhia durante toda caminhada, compartilhando nossas dificuldades e nos ajudando dia a dia.

Ao professor e orientador, Wilton Silva Lopes, por todo o conhecimento compartilhado e toda paciência, compreensão e confiança depositada.

Aos alunos, professores e funcionários do laboratório, em especial à Wilza e Sr. Marcone por toda paciência e auxílio no processo experimental da pesquisa.

Por fim, agradeço a todos aqueles que fazem parte da minha vida, acompanhando de longe ou perto, e que contribuíram de maneira positiva para o meu crescimento profissional e pessoal.

*Não deixe que mentes pequenas te convençam
que seus sonhos são grandes demais.*

RESUMO

O presente trabalho teve como objetivo o tratamento de água residuária doméstica utilizando biorreator anaeróbio de membrana dinâmica submersa para uso agrícola, sendo avaliada a capacidade de remoção de matéria orgânica e remoção de patógenos. O biorreator foi construído na Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgoto Sanitário (EXTRABES) em Campina Grande, Paraíba, no qual o material suporte utilizado foi uma malha de polietileno foi de 89 μm , o sistema operou sob um TDH de 8 horas, com um fluxo constante de 3,39 $\text{L}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ e temperatura ambiente. O sistema operou por 120 dias e a PTM chegou a 122,78 kPa, o mesmo mostrou bom desempenho e resultados promissores na remoção de DQO e turbidez, sendo estes de 77,3% e 83,2%, respectivamente. Houve ainda uma remoção de 99,5% de ovos de helmintos, sendo encontrado 0,3 ovos.L⁻¹ no permeado, além da remoção de Coliformes totais e *E. Coli*, possibilitando o uso agrícola da água residuária tratada na irrigação de cultivo de folhosas e plantas cultivadas distantes do nível do solo, visto que o preconizado pela diretriz é que o valor de *E. Coli* seja $\leq 10^5$ e 10^6 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, respectivamente. Observou-se ainda que o BRAnMD submerso não é capaz de remover nutrientes como o fósforo, o que é uma vantagem visto a destinação objetivada pelo estudo. De acordo com os resultados obtidos, pode-se afirmar que a tecnologia de BRAnMD submerso é uma maneira mais compacta e economicamente viável de tratamento, quando comparada a tecnologias já difundidas como o UASB. Além disso, a construção do biorreator utilizando materiais mais baratos não comprometem o seu desempenho, tornando a alternativa mais atrativa ainda no ponto de vista econômico.

Palavras-chave: Membrana Dinâmica, Tratamento Anaeróbio, Águas Residuárias, Matéria Orgânica.

ABSTRACT

The present study had as objective the treatment of domestic wastewater using anaerobic submerged dynamic membrane bioreactor for agricultural use, being evaluated the capacity of removal of organic matter and removal of pathogens. The bioreactor was built at the Experimental Station for Biological Treatments of Sanitary Sewage (EXTRABES) in Campina Grande, Paraíba, which the supporting material used was a 89 μm polyethylene mesh, the system operated under an 8-hour HRT, with a constant flow of 3.39 $\text{Lm}^{-2}.\text{d}^{-1}$ and ambient temperature. The system operated for 120 days and TMP reached 122.78 kPa, showing good performance and promising results in the removal of COD and turbidity, which were 77.3% and 83.2%, respectively. There was also a removal of 99.5% of helminth eggs, with 0.3 eggs.L⁻¹ being found in the permeate, in addition to the removal of total coliforms and *E. coli*, enabling the agricultural use of treated wastewater in crop irrigation of hardwoods and cultivated plants far from the ground level, since what is recommended by the guideline is that the value of *E. Coli* is $\leq 10^5$ and 10^6 mg.L⁻¹, respectively. It was observed that the submerged AnDMBR is not able to remove nutrients such as phosphorus, which is an advantage given the purpose of the study. According to the results obtained, the submerged AnDMBR technology is a more compact and economically viable way of treatment, when compared to technologies already widespread such as UASB. In addition, the construction of the bioreactor using cheaper materials does not compromise its performance, making the alternative even more attractive from an economic point of view.

Keywords: Dynamic Membrane, Anaerobic Treatment, Wastewater, Organic Matter.

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Classificação das membranas quanto à sua porosidade.....	20
Tabela 2: Diretrizes da OMS para o uso agrícola de esgotos sanitários	33
Tabela 3: Principais características do inóculo utilizado.....	36
Tabela 4: Metodologia e período de análises realizadas	38
Tabela 5: Concentrações dos parâmetros de Coliformes Totais e E. Coli	47

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Representação esquemática do sistema de filtração frontal e tangencial.....	20
Figura 2: Configurações dos BRAnMs (a) submerso e (b) externo	24
Figura 3: Esquema do sistema experimental	35
Figura 4: (a) Tela metálica utilizada na construção do módulo de membrana; (b) Malha de polietileno utilizada como material suporte, com 89 μm	35
Figura 5: Medidas de pressão fornecidas pelo SisMonBio	37
Figura 6: Comportamento das variações temporais do pH.....	40
Figura 7: Comportamento do parâmetro Alcalinidade total	40
Figura 8: Comportamento do parâmetro AGV.....	41
Figura 9: Comportamento das concentrações de DQO total	42
Figura 10: Comportamento das concentrações de DQO solúvel.....	42
Figura 11: Comportamento das concentrações de Sólidos Totais.....	43
Figura 12: Comportamento das concentrações de Sólidos Totais Voláteis.....	43
Figura 13: Comportamento das concentrações de Sólidos Suspensos	44
Figura 14: Comportamento das concentrações de Sólidos Suspensos Voláteis.....	44
Figura 15: Comportamento das concentrações de Fósforo total	45
Figura 16: Comportamento das concentrações de Turbidez	46
Figura 17: Comportamento das concentrações de Ovos de Helmintos.....	47
Figura 18: Comportamento da Pressão Transmembrana.....	48
Figura 19: Comportamento das concentrações de SMP (a) Carboidratos e (b) Proteínas	49

ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

%	Percentual
µm	Micrômetro
A/M	Alimento/Microrganismo
AGV	Ácidos Graxos Voláteis
APHA	American Public Health Association
BRAnM	Biorreator Anaeróbio de Membrana
BRAnMD	Biorreator Anaeróbio de Membrana Dinâmica
BRM	Biorreator de Membrana
BRMD	Biorreator Aeróbio de Membrana Dinâmica
CO₂	Dióxido de Carbono
d	Dia
DQO	Demanda Química de Oxigênio
DQOs	Demanda Química de Oxigênio solúvel
DQOt	Demanda Química de Oxigênio total
<i>E. Coli</i>	<i>Escherichia Coli</i>
EPS	Substâncias Poliméricas Extracelulares
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
EXTRABES	Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgoto Sanitário
g	Gramma
h	Hora
kPa	Quilopascal
kWh	Quilowatt-hora
L	Litro
MD	Membrana Dinâmica
MF	Microfiltração
mg	Miligrama
mL	Mililitro
NTU	Unidade Nefelométrica de Turbidez

OMS	Organização Mundial da Saúde
P	Fósforo
pH	Potencial hidrogeniônico
PTM	Pressão Transmembrana
PVC	Policloreto de vinila
RBS	Reator em batelada sequencial
SisMonBio	Sistema de Monitoramento Online de Biorreatores
SMP	Produtos Microbianos Solúveis
SNIS	Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento
SST	Sólidos suspensos totais
SSV	Sólidos suspensos voláteis
ST	Sólidos totais
STV	Sólidos totais voláteis
TDH	Tempo de Detenção Hidráulica
TRH	Tempo de Retenção Hidráulica
UASB	Upflow Anaerobic Sludge Blanket
UF	Ultrafiltração
UNICEF	Fundo das Nações Unidas

SUMÁRIO

1.0 INTRODUÇÃO	14
2.0 OBJETIVOS	16
2.1 Objetivo Geral	16
2.2 Objetivos Específicos	16
3.0 REVISÃO DE LITERATURA	17
3.1 Tratamento anaeróbio aplicado ao esgoto doméstico	17
3.2 Filtração por membranas	19
3.3 Biorreatores de Membrana (BRM)	21
3.4 Membrana Dinâmica (MD)	25
3.5 Uso de águas residuárias domésticas tratadas	30
4.0 MATERIAL E MÉTODOS	34
4.1 Afluente utilizado no estudo	34
4.2 Projeto e operação do Biorreator Anaeróbio de Membrana Dinâmica Submersa	34
4.3 Métodos Analíticos	37
5.0 RESULTADOS E DISCUSSÃO	39
5.1 pH, AGV e alcalinidade	39
5.2 DQO, frações de sólidos e fósforo	41
5.3 PTM, turbidez e patógenos	45
6.0 CONCLUSÃO	50
7.0 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	51

1.0 INTRODUÇÃO

Sabe-se que grande parte da superfície do planeta é coberta pela água, porém, apenas uma pequena porção dela está facilmente disponível para a utilização humana. A água é um recurso fundamental para o desenvolvimento de uma nação, visto que, é um insumo essencial utilizado em indústrias, atividades domésticas e agrícolas. No entanto, a utilização inadequada e indiscriminada deste bem pode acarretar a deterioração da qualidade e diminuição da quantidade dele. A escassez de água se torna cada vez mais preocupante diante, não só do aumento da demanda do recurso, como também da degradação de sua qualidade, gerada pelos conflitos de uso da má distribuição do insumo.

Essa escassez é sentida principalmente pela população mais carente, os quais sofrem não só com essa problemática como também com a falta de saneamento básico. Dados apresentados pela Organização Mundial da Saúde (OMS) e pelo Fundo das Nações Unidas para a Infância (UNICEF), em 2017, estimam que 2,1 bilhões de pessoas não tem acesso a água potável e disponível em casa; e 4,5 bilhões de pessoas carecem de saneamento seguro. No Brasil, cerca de 83,5% da população é atendida com abastecimento de água tratada, restando mais de 35 milhões de pessoas sem acesso a esse serviço básico (SNIS, 2017).

Uma das técnicas bastante utilizada para lidar com a problemática da falta desse recurso é o uso das águas residuárias. Para isso, surgem diversos tipos de tratamento, dentre os quais se pode citar como alternativa: a utilização dos processos anaeróbios de alta taxa como uma estratégia de melhoria desse cenário. Esses processos possibilitam o tratamento de efluentes com altas cargas orgânicas e menor volume, produzindo um resíduo rico em nutrientes, com baixo custo energético e uma boa produção de biogás. O efluente tratado por este tipo de tecnologia ainda oferece a vantagem de poder ser utilizado na agricultura, para esta finalidade devem ser analisados alguns parâmetros específicos vigentes na legislação, como por exemplo, a quantidade de ovos de helminto. Essas vantagens consolidaram os reatores anaeróbios de alta taxa como boas alternativas para tratamento de efluentes, e impulsionaram investimento nesse tipo de procedimento.

A maior aceitabilidade desta técnica permitiu a continuidade dos estudos de desenvolvimento de reatores e metodologias atendendo às particularidades dos mais diversos tipos de resíduos orgânicos, dentre eles, pode-se mencionar os sistemas combinados de tratamento, como os biorreatores de membranas. O objetivo desses sistemas é combinar um processo biológico, geralmente um sistema de lodos ativados, e outro de separação por

membranas de Microfiltração (MF) ou Ultrafiltração (UF). Ele poderia substituir, em alguns casos, a função de decantação e filtração de efluentes.

Os reatores desenvolvidos primeiramente foram aeróbios e devido a sua crescente aplicação e sucesso na execução, o uso da versão anaeróbia tem recebido muita atenção, combinando as vantagens de ambas tecnologias. Os biorreatores anaeróbios com membrana (BRAnM) oferecem alta qualidade ao efluente, deixando-o livre de sólidos e patógenos devido à sua maior eficiência de tratamento e completa retenção da biomassa (DERELI *et al.*, 2012). Essa capacidade de retenção pode ser utilizada para manter as comunidades microbianas especiais que podem degradar determinados poluentes (VAN LIER *et al.*, 2015).

Os biorreatores anaeróbios de membrana apresentam uma economia bastante significativa de capital e gerenciamento quando comparados à versão aeróbia, visando diminuir ainda mais esses custos e melhorar a capacidade de filtração. O processo para filtrar, feito por malha, foi proposto como uma alternativa ao uso de MF/UF. Quando a filtração de malha é aplicada, uma Membrana Dinâmica (MD) é formada no material de suporte. A MD é uma camada de biofilme ou “torta” obtida através da deposição sobre a malha de substâncias orgânicas e bactérias presentes no reator. Uma vez que a MD é formada, a retenção de sólidos é realizada por essa camada biológica regenerativa, enquanto a malha só atua como suporte. O principal benefício oferecido por essa técnica é que ela prescinde os módulos de membrana dispendiosos, fornecendo uma superfície de filtração de baixo custo, regenerativa e autoformada com permeabilidade adaptável.

Dois arranjos são possivelmente identificados entre biorreator e membrana, a membrana pode ser aplicada externamente ou pode ficar submersa ao biorreator. Ersahin *et al.* (2017) faz um comparativo sobre o desempenho de ambas configurações do biorreator, sendo observado resultados positivos para a membrana submersa, no qual a qualidade do permeado obtido é ligeiramente melhor em termos de DQO, com a eficiência de remoção do mesmo maior que 99%, além de possuir uma maior produção de metano.

A maioria dos reatores instalados utiliza membranas submersas, devido a vida útil das membranas ser maior do que nas de configuração externa, uma vez que a frequência de retrolavagem é menor. Porém, sabe-se que normalmente o material utilizado para construção dos reatores e o material suporte das membranas são bastante dispendiosos. Assim, o presente trabalho oferece a redução desses custos sem comprometer o desempenho do biorreator na remoção de matéria orgânica e patógenos.

2.0 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

O presente trabalho teve como objetivo analisar o processo de tratamento de água residuária doméstica utilizando biorreator anaeróbio de membrana dinâmica submersa para uso agrícola.

2.2 Objetivos Específicos

- Otimizar os parâmetros operacionais do biorreator para maximizar a remoção de matéria orgânica;
- Avaliar a remoção de microrganismos patogênicos do esgoto doméstico.

3.0 REVISÃO DE LITERATURA

3.1 Tratamento anaeróbio aplicado ao esgoto doméstico

Segundo o Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS 2017), 52,36% da população brasileira possui acesso à coleta de esgoto, dado preocupante, tendo em vista que mais de 100 milhões de brasileiros não têm o mesmo acesso. Além disso, mais de 3,5 milhões de brasileiros, nas cem maiores cidades analisadas pelo estudo, despejam esgoto irregularmente, mesmo possuindo redes coletoras disponíveis. Sobre o esgoto que é coletado, apenas 46% recebem algum tipo de tratamento.

Os baixos índices de atendimento ao saneamento básico da população brasileira se devem, principalmente, a problemas de ordem política e econômica. Já que o Brasil detém a tecnologia desenvolvida no campo da Engenharia Sanitária e Ambiental e há profissionais capacitado para adequar e desenvolver soluções para esse tipo de problema enfrentado atualmente.

Tecnologias vêm sendo desenvolvidas ao longo do tempo para que seja realizado o tratamento de maneira eficiente e de forma economicamente viável, diante das configurações de construção e operação do sistema, para que sua aplicação seja mais atrativa, levando-se em consideração as características de cada efluente. O tratamento adequado dos efluentes, em geral, é uma alternativa à recuperação das águas, ajudando a tratar o problema de escassez desse recurso bem como a disposição adequada dos rejeitos gerados. Dessa forma, visa a atender a legislação vigente, além da sociedade como um todo, que almeja a preservação do meio ambiente, especialmente devido ao rápido crescimento populacional atrelado à conseqüente geração de maiores volumes de rejeitos.

Os tipos de tratamento adequado podem ser feitos seguindo duas vias: aeróbios e anaeróbios, nos quais, quando se compara a conversão biológica, é possível uma visualização mais clara de algumas das vantagens da digestão anaeróbia em relação ao tratamento aeróbio, notadamente, no que se refere à produção de gás metano e à baixíssima produção de sólidos. Para os sistemas aeróbios, ocorre somente cerca de 40% a 50% de degradação biológica, com a conseqüente conversão em CO₂. Verifica-se uma enorme incorporação de matéria orgânica como biomassa microbiana (cerca de 50% a 60%), que vem a ser o lodo excedente do sistema, e o material orgânico não convertido em gás carbônico ou em biomassa deixa o reator como material não degradado (5% a 10%). Já para os sistemas anaeróbios, verifica-se

que a maior parte do material orgânico biodegradável, presente no despejo, é convertida em biogás (cerca de 70% a 90%), que é removido da fase líquida e deixa o reator na forma gasosa, apenas uma pequena parcela do material orgânico é convertida em biomassa microbiana (5% a 15%), vindo a se constituir o lodo excedente do sistema. Além da pequena quantidade produzida, o lodo excedente apresenta-se, via de regra, mais concentrado e com melhores características de desidratação. Assim, o material não convertido em biomassa deixa o reator como material não degradado (10% a 30%) (CHERNICHARO, 1997).

Diante das vantagens oferecidas pelos reatores anaeróbios, a técnica se difundiu como uma maneira eficiente e econômica para tratamento de águas residuárias, os mesmos se consolidaram como opções atrativas por serem compactos e dispensarem gastos dispendiosos com aeração, o que resultou em um baixo custo de investimento. A utilização dos processos anaeróbios tem grande viabilidade como técnica de tratamento, pois ocorre a redução do volume de resíduos à medida em que os estabiliza, produzindo um resíduo que pode ser utilizado para o condicionamento de solos, tem a capacidade de preservar a atividade do lodo por longos períodos sob ausência de alimentação, baixo custo energético e boa produção de metano. Segundo van Lier (2008), ainda há outras vantagens que podem ser levadas em consideração, como a utilização de altas cargas orgânicas na alimentação, podendo atingir a DQO de 20 kg a 35 kg DQO/ m³.dia, possui pouco ou nenhum consumo de produtos químicos e o lodo excedente possui valor de mercado, sendo utilizado como biofertilizante.

Diversos tipos de sistemas anaeróbios são ofertados, nos quais se podem citar: tanques sépticos, filtros anaeróbios e os reatores UASB, podendo ser empregados também de forma combinada. Segundo Santos (2019), o tanque séptico possui baixa eficiência de remoção de matéria orgânica, uma faixa de 30% a 40%, devido à hidrodinâmica desse sistema favorecer apenas os mecanismos físicos de separação dos poluentes presentes no esgoto. Os filtros anaeróbios são caracterizados pela presença de um material de enchimento estacionário (meio suporte) ao qual os sólidos biológicos podem aderir ou podem ficar retidos nos interstícios, mesmo sendo bastante aplicados em tratamentos de esgoto de pequenas populações, apresentam como principal desvantagem o acúmulo de biomassa, no fundo e no meio do suporte, provocando colmatação e formação de caminhos preferenciais. Já o processo de tratamento feito pelos reatores UASB consiste em um fluxo ascendente de esgoto, através de um leito de lodo denso contendo microrganismos facultativos e anaeróbios estritos, o esgoto deixa o reator na sua parte superior, através de um decantador interno.

Uma pesquisa realizada por Chernicharo *et al.* (2018) mostra que em 1.667 ETEs distribuídas em nove estados brasileiros 40% são compostos por reatores UASB devido a sua simplicidade operacional, baixa produção de lodo, grau de compacidade, entre outros. Esses reatores são conhecidos por ter capacidade de remover cerca de 70% da matéria orgânica, porém não há remoção de turbidez e nem de patógenos, sendo necessário um pós-tratamento a depender do uso objetivado.

3.2 Filtração por membranas

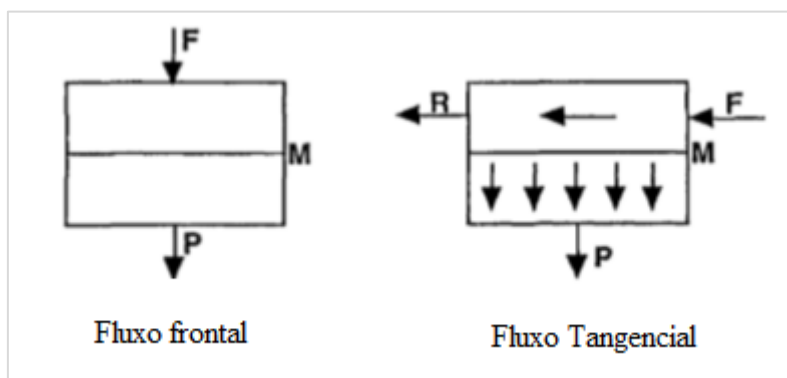
A filtração feita através de membranas é uma tecnologia de tratamento bastante utilizada, na qual o processo de separação é aquele que usa membranas semipermeáveis para dividir o fluxo em duas porções: retido ou concentrado e permeado. Assim, a membrana é responsável pela separação de duas fases, agindo como uma barreira semipermeável e seletiva, restringindo total ou parcialmente o transporte de uma ou várias espécies químicas presentes nas soluções, fazendo-se necessário um meio que permita a passagem de alguma espécie (permeabilidade do meio) e da existência de uma força atuante.

No início dos anos 60, a tecnologia de membranas passou a ser comercializada na forma de sistemas de osmose reversa, para fins de dessalinização da água do mar. Já na década de 80, a nanofiltração começou a ser difundida em escala comercial, a fim de remover cor em águas derivadas de zonas com turfas, na Noruega, e para remoção de dureza de águas subterrâneas no estado da Flórida – EUA. Entretanto, estes representam pequenos nichos dentro do universo dos sistemas utilizados no tratamento de água e esgoto em saneamento básico (SCHNEIDER e TSUTIYA, 2001).

Observa-se dois tipos de filtração por membranas, frontal e tangencial, que são esquematizadas na Figura 1. Na filtração frontal, também conhecida por convencional, a alimentação é forçada perpendicularmente à membrana, nesta configuração existe uma concentração elevada de partículas na região próxima à membrana, em função do tempo, o que ocasiona uma queda no fluxo permeado pelo aumento da resistência à filtração (MAESTRI, 2007). Por outro lado, na filtração tangencial, também chamada de fluxo cruzado, o fluxo do permeado é perpendicular à membrana, enquanto o fluxo de circulação do sistema permanece no sentido paralelo à membrana. Assim, este sistema permite diminuir a concentração de partículas que se depositam sobre a membrana, proporcionando maior

eficiência do sistema de filtração (PROVENZI, 2005). A Tabela 1, mostrada por Schneider e Tsutiya (2001), apresenta a classificação mais utilizada de acordo com o tamanho dos poros da membrana e material retido.

Figura 1: Representação esquemática do sistema de filtração frontal e tangencial



Fluxo (F), Retido (R), Membrana (M), Permeado (P)

Fonte: Adaptado de Koros *et al.* (1996)

Tabela 1: Classificação das membranas quanto à sua porosidade

Membrana	Porosidade	Material Retido
Microfiltração	0,1 – 0,2 μm	Protozoários, bactérias, maioria dos vírus e partículas
Ultrafiltração	1.000 – 100.000 Da	Material removido na MF mais coloides e a totalidade dos vírus
Nanofiltração	200 – 1.000 Da	Íons divalentes e trivalentes, moléculas orgânicas com tamanho maior que a porosidade média da membrana
Osiose Reversa	< 200 Da	Íons e praticamente toda matéria orgânica

Fonte: Adaptado de Schneider e Tsutiya (2001)

3.3 Biorreatores de Membrana (BRM)

Metcalf & Eddy (2012) definem os Biorreatores de Membrana (BRM) como reatores biológicos, com biomassa em suspensão, em que a separação de sólidos se dá por microfiltração através de membranas, com tamanho de poro variando de 0,1 a 0,4 μm . Ou seja, a união do tratamento biológico a um processo de separação física por membranas de micro ou ultrafiltração é dada simultaneamente no mesmo reator.

O biorreator transforma a matéria orgânica em matéria mineral (CO_2 , nitratos, fosfatos, etc), e em novas células (biomassa), enquanto a membrana é responsável pela separação das fases líquida e sólida, de tal forma que a filtração é realizada impondo-se uma circulação frontal ou tangencial da suspensão através da membrana. Os BRMs são uma variante do processo de lodos ativados, visto que o decantador secundário é substituído por um sistema de filtração por membranas, de micro ou ultrafiltração, podendo substituir também os decantadores primários, ocupando uma área muito menor para tratar a mesma vazão.

Alguns fatores importantes que são levados em consideração no que diz respeito aos BRMs são: pH, temperatura, idade do lodo, tempo de detenção hidráulica, relação alimento/microrganismo, pressão transmembrana e a colmatação dos BRMs.

O pH é sempre um parâmetro de muita importância nos sistemas de tratamento de efluentes, especialmente para os sistemas biológicos. De acordo com Metcalf & Eddy (2012), a maioria dos microrganismos possui o pH ótimo entre 6,5 e 7,5. Beal (2004) ainda cita outra função ao pH: influenciar a formação da membrana. Caso ocorra variações no pH, isso influenciará a solubilidade de sais e proteínas. O efeito do pH sobre a proteína ocorre em relação à sua conformação e solubilidade, a interação entre a proteína e a membrana muda de acordo com a diminuição da solubilidade das proteínas, dependendo da faixa de pH utilizada. Isso acontece quando o mesmo se encontra no ponto isoelétrico, o fluxo diminui quando o pH está próximo a tal ponto.

A temperatura também é um aspecto bastante importante em processos biológicos, pois interfere na solubilidade do oxigênio e na atividade microbiana. Braile & Cavalcanti (1993) afirmam que a concentração de oxigênio dissolvido na água a 0 °C é 14 mg/L, a 20 °C é 9 mg/L e a 35 °C < 7 mg/L. Metcalf & Eddy (2012) traz a eficiência global do sistema também é afetada pela temperatura, devido à interferência na atividade metabólica dos

microrganismos. Contudo, temperaturas elevadas aumentam a taxa das reações químicas e biológicas, devendo-se operar na faixa de temperatura usual de sobrevivência dos microrganismos. É importante manter a temperatura constante, pois diferentes tipos de microrganismos são favorecidos em distintas faixas de temperaturas, ocasionando a alteração nas características de digestão do sistema.

Outro fator que deve ser levado em consideração é a idade do lodo, parâmetro que se refere ao tempo médio de retenção celular ou de permanência média de uma partícula em suspensão no tanque de aeração. Pollice *et al.* (2008) trabalharam com esta variável na faixa de 20 a 80 dias e também em regime de completa retenção de lodo (quase 1 ano). Obtivendo excelentes resultados com $\theta_c > 40$ dias, porém trabalhar com completa retenção de lodo não foi recomendado, devido ao aumento excessivo da viscosidade do lodo, o que dificulta a aeração e a filtrabilidade. Segundo Choi *et al.* (2002), a idade de lodo elevada garante um poder maior de digestão no biorreator, de tal forma que, em sistemas de lodos ativados por aeração prolongada, por exemplo, a quantidade de lodo gerada é 50% menor. Isto é possível devido a redução da atividade anabólica, já que a matéria orgânica é usada principalmente para manutenção celular e não para formação de novas células.

O Tempo de Detenção Hidráulica (TDH) é definido como o tempo em que um determinado volume de líquido permanece no biorreator. Amplas faixas de TDH vêm sendo estudadas, porém geralmente são optadas pelo TDH, variando entre 5 e 12 h (JEONG, *et al.*, 2007; MENG *et al.*, 2007; WU *et al.*, 2008). Meng *et al.* (2007) esclarecem que baixos valores de TDH geram concentrações elevadas de polímeros extracelulares e sólidos suspensos, conferindo alta viscosidade ao efluente. Quando operados dessa maneira, estes fatores estabeleceram um efeito negativo sobre a formação da membrana, diminuindo o fluxo do permeado. De acordo com os autores, esta queda no fluxo, é atribuída ao fato do baixo TDH causar um crescimento excessivo de bactérias filamentosas no lodo em suspensão. Segundo Viana (2004), quando se mantém fixa a concentração de sólidos, a produção de lodo é inversamente proporcional ao TDH. Assim, quanto maior o TDH, menor é a produção de lodo.

A relação Alimento/Microrganismo (A/M) tem suma importância na operação do BRM, a qual consiste na relação entre o alimento presente no substrato (afluente) e os microrganismos presentes no biorreator. Dessa forma, quanto menor a relação A/M, maior a eficiência de biodegradação e menor a produção de lodo. Em BRMs, a relação A/M situa-se

entre 0,05 e 0,15 d⁻¹, enquanto que em sistemas de Lodos Ativados Convencionais (LAC) estes valores tendem a ficar de 0,2 a 0,4 d⁻¹ (VIANA, 2004; JORDÃO & PESSÔA, 2011), segundo a Norma ABNT-570, a relação A/M deve ser encontrada entre 0,07 e 1,1 d.

A performance do biorreator é diretamente afetada pela presença de sólidos suspensos e dissolvidos, de tal maneira que o aumento da sua concentração no reator provoca a diminuição do fluxo de permeação, devido à deposição de partículas sobre a membrana. O aumento da quantidade de sólidos sobre a membrana afeta diretamente outro fator importante, a Pressão Transmembrana (PTM). Quanto maior a velocidade com que as partículas se depositam sobre a membrana, maior será a PTM e o processo de entupimento acelerado dos poros (colmatação) será favorecido. Desta forma, a pressões menores, o sistema tende a manter a filtração mais estável, resultando em menores variações do fluxo permeado ao longo do tempo.

A deposição dos sólidos presentes no biorreator sobre a membrana forma uma camada, a essa interação é dado o nome de colmatação, este fenômeno é uma das principais limitações nos processos de BRMs, o qual provoca o decaimento do fluxo de permeação ao longo do tempo de operação. Radjenovic *et al.*, (2008) citam alguns fatores como principais causas deste fenômeno: adsorção de macromoléculas e material coloidal, crescimento de biofilme na superfície da membrana, precipitação de matéria inorgânica, envelhecimento da membrana.

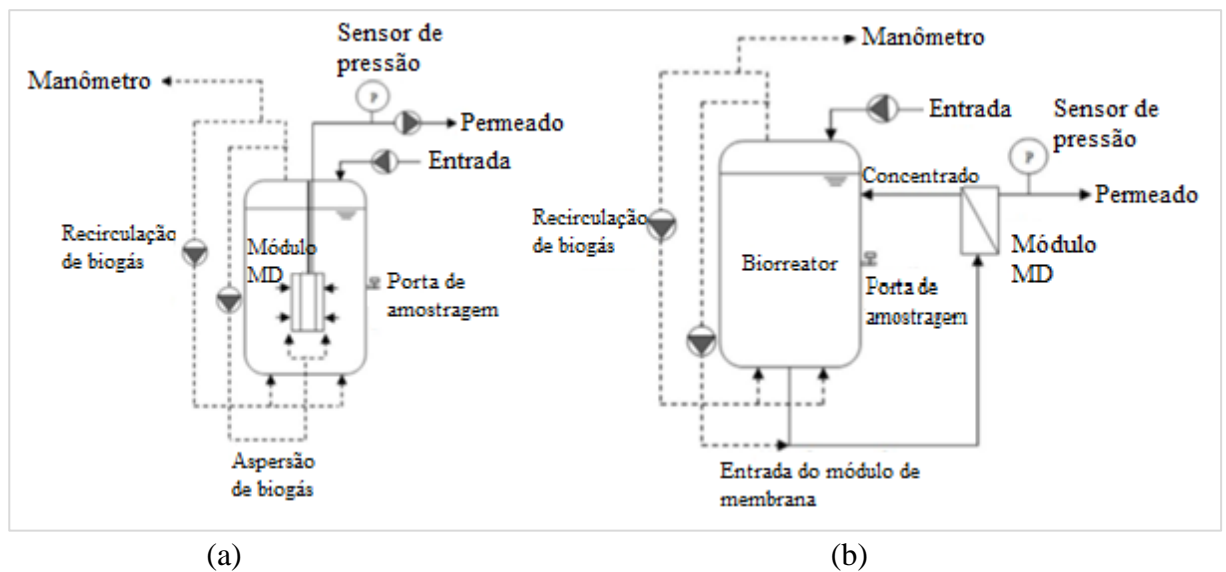
Com o intuito de superar as deficiências dos BRMs, passou-se a utilizar sua versão anaeróbia, Biorreatores Anaeróbios de Membranas (BRAnM), as quais, usam membranas para separar a biomassa do efluente, oferecem alta qualidade na corrente de saída do tratamento, livre de sólidos e patógenos devido a sua maior eficiência de tratamento e completa retenção da biomassa, independente da sua capacidade de decantação ou de granulação (DERELI *et al.*, 2012). BRAnMs combinam as vantagens oferecidas pelos BRMs e a tecnologia anaeróbia, a capacidade de retenção pode ser utilizada para manter as comunidades microbianas especiais que podem degradar determinados poluentes, sendo uma remediação ao problema de lavagem de biomassa (VAN LIER *et al.*, 2015).

Devido às melhorias oferecidas por esse processo, a tecnologia apresentada se mostra uma opção atraente na aplicação do tratamento de águas residuárias com condições extremas, tais como alta salinidade, temperatura elevada, altas concentrações de sólidos suspensos e

presença de toxicidade, que impedem a granulação e retenção da biomassa ou redução da atividade biológica.

A classificação dos sistemas de BRAnMs é feita a partir da localização na qual a membrana se encontra em seu modo de operação, podendo ser distribuídos em dois grupos, submerso ao reator e acoplado ao mesmo, ambas as configurações são exemplificadas segundo a Figura 2 a seguir:

Figura 2: Configurações dos BRAnMs (a) submerso e (b) externo



Fonte: adaptado de Ersahin *et al.* (2017)

O que caracteriza os BRAnMs submersos, primeira configuração citada, é a imersão do módulo de membranas diretamente dentro do reator biológico ou em um tanque em separado para as membranas. As membranas são sujeitas a um vácuo, no lado do permeado, proporcionando a permeação da solução (com as moléculas menores que o tamanho dos poros) através da membrana, enquanto os sólidos (com tamanho maior que os poros da membrana) são retidos no biorreator (METCALF & EDDY, 2012). O sistema submerso também é caracterizado por operar com baixas diferenças de pressão, de tal forma que a PTM, geralmente, varie de 0,2 a 0,8 bar (ARTIGA *et al.*, 2005). Paralelamente a isso, esta configuração também apresenta baixo consumo de energia, entre 0,2 a 0,4 kWh/m³ de filtrado (CÔTÉ e THOMPSON, 2000). Além disso, a vida útil das membranas submersas tende a ser maior do que as externas, já que a frequência de retrolavagem é muito menor quando

comparada à outras membranas que fazem retrolavagem periodicamente (PEREBOOM, 2013).

Já o segundo tipo citado de configuração consiste em um biorreator, ao qual é acoplado externamente o módulo de membranas, BRAnMs externos. Assim, a suspensão do biorreator é bombeada ao sistema de membranas, a qual promove a separação em dois canais: o do permeado, que é removido; e o do concentrado, o qual retorna ao biorreator (LENS *et al.*, 2002; METCALF & EDDY, 2012). De acordo com Côté & Thompson (2000), os BRAnMs externos possuem um alto consumo de energia, de 1 a 10 kWh/m³ de filtrado, devido à necessidade de uma elevada velocidade tangencial. Assim, o elevado consumo de energia acaba por restringir a utilização deste modelo de biorreator a sistemas de pequeno e médio porte, nos quais o reúso de água é economicamente interessante ou a otimização de espaço é um importante critério operacional (SCHNEIDER e TSUTIYA, 2001).

3.4 Membrana Dinâmica (MD)

Como dito anteriormente, um fator preocupante na utilização dos BRAnMs é o fenômeno da incrustação, que por sua vez reduz o fluxo devido ao acúmulo de partículas orgânicas e inorgânicas sobre os poros da membrana ou em sua superfície. No entanto, estudos comprovam que a eficiência de filtração é melhorada quando a membrana apresenta características de incrustação, visto a capacidade de retenção de organismos indesejados e é a partir da decorrência desse fenômeno que se dá a formação da Membrana Dinâmica.

Ersahin *et al.* (2014) esclarecem que o acúmulo de partículas sólidas, como células microbianas, orgânicos extracelulares e precipitados inorgânicos na superfície da membrana é um fenômeno comum que ocorre em BRAnMs durante a filtração. A matéria acumulada na superfície da membrana se torna mais densa ao longo do tempo e forma uma camada, chamada também de “torta”, que regula a limitação de incrustações e fluxo. A formação e uso efetivo dessa camada em uma camada suporte, apresenta um novo conceito de filtração que é chamado de filtração por Membrana Dinâmica (MD), essa nomenclatura foi escolhida devido a facilidade em ser removida da superfície do material suporte e ser reestabelecida novamente em pouco tempo. A camada MD é usada como filtro prioritário, ou seja, mesmo com o material suporte de poros largos, a camada densa e compacta da MD provoca uma retenção efetiva em Biorreatores Anaeróbios de Membrana Dinâmica (BRAnMDs). Além disso, Kiso

et al. (2000) sugerem que a camada MD age não somente como filtro, mas também melhora a eficiência de remoção de poluentes através das reações bioquímicas que acontecem na torta de sólidos.

O fenômeno que antes era tido como uma desvantagem dos BRAnMs passa a ser utilizado de maneira efetiva para realizar a filtração, podendo ser empregados materiais mais baratos como material suporte, capacitando a aplicação dos BRAnMDs com menor custo possível. Segundo Ersahin *et al.* (2013), para uma formação efetiva e consolidação da camada MD a seleção dos tipos apropriados de material suporte dizem respeito à sua estrutura, tipo do fio, tamanho dos poros e disponibilidade. Os tipos de materiais suportes mais comumente utilizados em vários estudos, incluindo ambos os reatores aeróbios e anaeróbios de membrana dinâmica são: malha, tecido e não-tecido (ERSAHIN *et al.*, 2012).

Os benefícios oferecidos pela filtração de MD sobre a filtração tradicional em tratamentos biológicos são bastante atrativas, visto que os mesmos não necessitam de um módulo de membrana dispendioso, provendo então uma membrana de baixo custo, regenerativa, com capacidade de se formar uma superfície filtrante com capacidade de permeabilidade e altos fluxos. No entanto, a conexão entre a malha de poros largos e a formação da camada ainda não está clara, o uso dos poros largos na malha pode reduzir, no geral, a resistência a filtração e o custo do módulo de filtração, porém, o tamanho máximo de poro que é permitido para o desenvolvimento de uma camada dinâmica filtrante confiável ainda não foi definido.

Muitos estudos já foram desenvolvidos a respeito da tecnologia de filtração aplicada aos BRAnMDs, nos quais foi possível a observação de parâmetros como Demanda Química de Oxigênio (DQO), turbidez, PTM, sólidos suspensos totais (SST), tempo de retenção hidráulica (TRH), além de diversos tamanhos de poros terem sido utilizados.

Alibardi *et al.* (2016) desenvolveram um biorreator de membrana dinâmica em escala piloto responsável pelo tratamento de uma água residuária sintética em temperatura ambiente, utilizando um material suporte que possuía tamanho de poro igual a 200 μm . Eles alcançaram uma remoção de matéria orgânica de 80% e 90% para DQO total e DQO solúvel, respectivamente. Devido ao tamanho do poro, foi possível ter um alto fluxo na membrana (20 $\text{L}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$) que produziu uma baixa eficiência na remoção de sólidos em TMP menores que 100 mbar. Quando os fluxos são comparados aos aplicados em BRMDs aeróbios submersos,

os obtidos por BRAnMDs são muito menores, podendo citar Spagni *et al.* (2010) que obtiveram fluxos entre 2 e 5 L.m².h⁻¹ em um BRAnMD submerso com poros de 0,4µm. Segundo o estudo citado, baixos TRH (0,5 ou 0,25 d) e altos fluxos aplicados a membrana dinâmica produzem o grande acúmulo de sólidos na camada filtrante causando aumento da TMP, além de prejudicar a remoção de matéria orgânica, já que foram encontrados valores de remoção de DQO entre 50% e 60% para o TRH menores que 0,5 d e valores superiores a 80% na remoção de DQO quando o TRH aplicado foi maior que 0,5 d.

Cai *et al.* (2018) estudaram o comportamento da filtração com relação ao tamanho de poros (entre 1 e 50 µm) do material suporte na fase de inicialização e estabilizados dos biorreatores anaeróbios de membrana dinâmica submersa, observando-se também a capacidade de remoção de turbidez e a mudança de fluxo médio em cada material utilizado. Antes da formação da membrana dinâmica (MD), a turbidez no tamanho de poro igual a 50 µm foi superior a 250 NTU, enquanto era menor que 40 e 10 NTU a 25 e 10 µm, respectivamente. Após estabilizado, o sistema operou com baixa pressão transmembrana, <0,6 kPa, por 61 dias e a partir do 62º dia houve uma elevação gradativa de pressão até 8,2 kPa. Os filtros de 5, 10 e 25 µm apresentaram turbidez de valores similares (<1 NTU) e demanda química de oxigênio (< 20 mg.L⁻¹).

Chen *et al.* (2017) compararam a tecnologia do biorreator de membrana dinâmica nas versões aeróbia e anaeróbia, para determinar qual é o tipo preferido para o tratamento de águas residuais municipais. Ambos os sistemas apresentaram eficiência de remoção de DQO similares (acima de 91%), embora o acúmulo de AGV ocorreu mais significativamente no BRAnMD submersa.

Ersahin *et al.* (2014) investigaram a aplicabilidade dos biorreatores anaeróbios de membrana dinâmica submerso no tratamento de efluentes de alta resistência utilizando como material suporte um tecido de monofilamento. Variou-se o tempo de retenção hidráulica (TRH), com o intuito de determinar o efeito desse parâmetro nas performances biológicas e características da membrana dinâmica de filtração. Foram analisados alguns parâmetros, dentre eles se pode citar a remoção de DQO, capacidade total de retenção de sólidos suspensos (SST), evolução da pressão transmembrana (PTM) e substâncias poliméricas extracelulares/produtos microbianos solúveis (EPS/SMP). Foi observado uma alta eficiência de remoção de DQO e SST, maior que 99%, com fluxo foi estável de 2,6 L.m².h⁻¹, e tendo o TRH como um fator importante na produção de EPS e SMP.

Ersahin *et al.* (2017) compararam BRAnMDs submersa e externa em termos de: eficiência na remoção; características de filtragem; e estrutura da comunidade microbiana. O módulo de membrana utilizado foi do tipo folha plana e o tecido de material suporte foi de monofilamento de polipropileno com tamanho de poros de 10 μm . Altas eficiências de remoção de DQO foram obtidas em ambas configurações de BRAnMDs, maior que 99%, porém, para obter uma camada MD efetiva que permita permeado de alta qualidade foi necessário mais tempo na configuração externa do BRAnMD em comparação à submersa, a fim de formar uma camada MD eficaz, permitindo alcançar uma eficiência de remoção estável e baixas concentrações de DQO solúvel no permeado. Os resultados mostraram que o sistema BRAnMD submerso pode proporcionar um período inicial mais curto, permear uma qualidade um pouco melhor em termos de concentração de DQO e maior produção de biogás em comparação com o externo no modo de elevação de gás. Concluindo que a configuração BRAnMD submersa é mais adequada quando é necessário um curto período de arranque ou quando se considera a limpeza periódica do tecido do filtro.

Xiong *et al.* (2019) propuseram a recuperação de matéria orgânica das águas residuais domésticas para a produção de bioenergia da filtração por membrana dinâmica. Os resultados indicaram que um módulo MD com um material de suporte de uma malha de aço inoxidável de 25 μm com uma estrutura de três camadas, auxiliada por partículas suspensas internas derivadas de águas residuais brutas, possibilitou a rápida formação da camada DM dentro de 1 h. O processo de filtração MD operou sob um fluxo constante alto de 30-60 $\text{L}\cdot\text{m}^2\cdot\text{h}^{-1}$ a uma pressão transmembrana inferior a 40 kPa. Durante a operação contínua, a DQO média de um afluente e permeado foi de 305 e 113 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, respectivamente, enquanto o desempenho de remoção de outros poluentes (como nitrogênio e fósforo) variou, indicando efeitos de retenção diferencial para os vários poluentes da camada MD.

Li *et al.* (2018) avaliaram a viabilidade da tecnologia de membrana dinâmica para remoção de micropartículas de baixa densidade não degradáveis, como o plástico, assim como o efeito do fluxo e da concentração de sólidos no processo de filtração. Como resultados se teve a turbidez do efluente inferior a 1 NTU após 20 minutos de filtração, verificando-se a efetiva remoção de micropartículas pela MD. A pressão transmembrana aumentou linearmente com o tempo de filtração e o estudo concluiu que o fluxo crescente e a concentração de sólidos no afluente facilitam a formação da MD e podem ser usados como parâmetro de controle para o processo.

Wang *et al.* (2018) estudaram o processo de formação da MD e as características de incrustação da mesma em um biorreator capaz de recuperar material orgânico em águas residuárias. O material suporte utilizado foi uma malha de tecido com tamanho de poro de 150 μm . Os resultados demonstram que houve uma eficiência de recuperação de matéria orgânica de 80%. Concluiu-se ainda que embora altos fluxos de membrana tenham sido adotados nos experimentos, o reator ainda pode obter uma operação estável a longo prazo e o ciclo operacional alcançou até 8 dias.

Yang *et al.* (2016) com o intuito de aliviar a incrustação de um filtro, substratos simples, filtração dinâmica e lodo granular foram aplicados em um biorreator de membrana anaeróbia (BRAnM). Os resultados mostraram que, sob pressão transmembrana <20 kPa, o fluxo do filtro variou entre 15 e 20 $\text{L}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$ por um período de 30 dias, o fluxo foi superior ao fluxo típico de BRAnMs com membranas convencionais e a maioria dos filtros dinâmicos atuais, além disso, o baixo custo do filtro evitou a necessidade de um fluxo maior. Uma camada compacta de incrustação/filtração se formou no filtro, o que contribuiu para baixas concentrações de DQO em efluentes e turbidez.

Saleem *et al.* (2016) desenvolveram estudos em uma membrana dinâmica desenvolvida sobre uma malha de 200 μm em um reator operando sob condições anaeróbias e avaliaram os efeitos do fluxo inicial em razão do desenvolvimento da membrana dinâmica e no desempenho do biorreator durante dois experimentos consecutivos, nos quais diferentes taxas de fluxos de filtração, tempo de detenção hidráulica e carga orgânica foram aplicados. Foram avaliados os parâmetros DQO, Sólidos Totais (ST), Sólidos Voláteis (SV), Sólidos Suspensos Totais (SST) e Sólidos Suspensos Voláteis (SSV). Os resultados demonstraram que o rápido desenvolvimento da MD assegurou desempenhos mais estáveis do biorreator, para os quais as eficiências de remoção de DQO e sólidos foram compatíveis aos sistemas de tratamento anaeróbios convencionais de alta taxa.

Como se pode notar, não há um material suporte padrão utilizado para a formação da camada MD, a relação do poro com essa formação ainda é desconhecida possibilitando, assim, uma enorme variação nos estudos. A remoção de DQO encontrada geralmente em BRAnMD é superior a 99% e os fluxos tendem a ser altos, fator também influenciado pelo tamanho de poro do material suporte utilizado, o que gera uma formação mais rápida da MD, porém essa rapidez pode prejudicar na qualidade da membrana e colmatção da mesma, para que isso não ocorra, e seja possível um maior controle sobre essa formação, é ideal que haja

uma PTM estável, porém isso irá depender da quantidade de material acumulado sobre o material suporte. É observado também a influência do tamanho do poro na remoção de turbidez, na qual ela é removida de maneira mais significativa em materiais com tamanhos de poros menores.

Os estudos apresentados mostram uma grande variedade de águas residuárias tratadas, mostrando que a tecnologia de filtração por Membrana Dinâmica pode ser aplicada em diversas áreas e para diferentes finalidades. Os estudos mostram que os BRAnMD submersos se sobrepõem diante os BRAnMD externos devido a vantagens como uma maior produção de biogás, maior vida útil da membrana, inicialização mais rápida do sistema e qualidade melhor do efluente tratado.

3.5 Uso de águas residuárias domésticas tratadas

Em diversos países a prática do reúso é bastante disseminada, seja como parte integrante de políticas oficiais de gestão de recursos hídricos, e programas de saneamento ou de forma espontânea sem o devido controle. Em relação ao Brasil, uma prática bastante disseminada é o reúso indireto, o qual utiliza as águas superficiais contaminadas, ocorrendo de forma indiscriminada e impondo grandes riscos à saúde pública em função da quase inexistência de tratamento de esgotos na maioria dos municípios brasileiros aliada à escassez do recurso, falta de educação ambiental e necessidade de sobrevivência dos agricultores.

A utilização do reúso vem crescendo significativamente ao longo do tempo em decorrência das limitações das fontes de água, do aumento da demanda urbana por água potável, a necessidade crescente de produção de alimentos e ao reconhecimento do valor nutricional dos esgotos. O reúso viável é aquele que aproveita todos os aspectos da prática de maneira planejada e controlada, protegendo as águas superficiais, com medidas de segurança para os trabalhadores e suas famílias, bem como consumidores em geral. Essa prática apresenta atrativos de ordem ambiental, tais como a reciclagem de nutrientes e controle de poluição; e econômica, como a economia de fertilizantes, fontes alternativas de água e o aumento da produção agrícola.

A utilização de águas residuárias na agricultura pode favorecer a produção de alimentos, uma vez que fornece os nutrientes necessários às plantas, principalmente o nitrogênio e fósforo. Naturalmente, o nível de incremento de produção dependerá de uma

série de fatores, como tipo de cultura, disponibilidade de nutrientes nos esgotos e das demandas nutricionais das plantas, além das formas de manejo anteriormente praticadas, a exemplo da utilização ou não de adubação química.

Entretanto, essa prática está associada à alguns inconvenientes de ordem sanitária e limitações de manejo agrônômico, como por exemplo a presença de microrganismos patogênicos que provocam riscos à saúde pública. O aspecto sanitário é um dos mais polêmicos em relação ao uso das águas residuárias, não há dúvidas de que a utilização de esgotos para irrigação envolve riscos à saúde, a controvérsia está na definição dos riscos aceitáveis, ou seja, na definição dos padrões de qualidade e graus de tratamento de esgotos que garantam a segurança sanitária.

Um dos microrganismos patogênicos mais preocupantes são os ovos de Helminthos, a exposição à essas águas parcialmente ou não tratadas aumentou o risco de infecção por meio destes, de acordo com Zerhani (2000) essa exposição se dá principalmente pela classe Nematoda (*Ascaris lumbricoides*, *Trichuris trichiura* e anisostomídeos) devido à alguns fatores principais como: possuem um período de embrionamento no solo antes de atingirem o hospedeiro, com a capacidade de se tornar viáveis e garantindo um potencial infeccioso; persistem muito tempo no meio ambiente, com um período de latência que varia de acordo com a espécie e não necessitam de hospedeiro intermediário para completar o ciclo biológico.

É importante que haja a determinação da quantidade de ovos de helminto presentes na água residuária a ser tratada, bem como a fração dos ovos que tem capacidade de completar seu ciclo biológico conferindo caráter infeccioso, quando há o interesse em utilizar essas águas para a prática de reúso. Faz-se necessário estabelecer um sistema de vigilância direta devido às suas baixas doses infecciosas, ou seja, requerem poucos ovos para causar uma infecção nos humanos e à ineficiência dos sistemas convencionais de tratamento em eliminá-los.

Vale salientar que mesmo que seja detectado a presença de ovos de helminto nas águas residuárias, sua presença não significa necessariamente sua infecção. A sua presença é apenas um risco potencial, entretanto, o risco real se faz pela junção de outros fatores, como: resistência dos organismos patogênicos ao tratamento aplicado e condições ambientais, suscetibilidade e grau de imunidade do hospedeiro, grau de exposição humana aos focos de

transmissão, dose infectiva e patogenicidade. Caso seja identificado com perfil infeccioso, a transmissão de doenças através da reutilização de águas residuárias na irrigação pode ser dada por duas vertentes: pelo contato direto com efluentes ou consumo de alimentos contaminados. A prevenção pode ser feita através da aplicação de ações que interrompam os sítios chave do ciclo de transmissão de helmintos, sendo estas o tratamento das águas residuárias, a restrição de culturas que podem ser irrigadas e o controle da exposição humana.

Os helmintos constituem um grupo muito numeroso, com espécies de vida livre e espécies parasitas. Os helmintos intestinais, durante a fase parasitária, vivem no trato gastrointestinal do hospedeiro (homem e/ou animal) e seus ovos chegam ao ambiente juntamente com as fezes. As ocorrências no homem são muito comuns, grau de infecção e a natureza do parasito têm papel importante na patogenicidade causada no hospedeiro. A capacidade patogênica é variável, podendo-se distinguir: agentes patogênicos estritos (são frequentemente responsáveis pela doença) e agentes patogênicos oportunistas (induzem a doença em caso de diminuição de imunidade do hospedeiro).

Os principais nematóides de interesse sanitário compreendem os parasitos que não necessitam de hospedeiro intermediário (Feachem *et al.*, 1983), tendo como representantes dessa categoria as espécies *Ascaris lumbricoides*, *Trichuris trichiura* e ancilostomídeos (*Necator americanus* e *Ancylostoma duodenale*). Além desses, são também considerados helmintos de interesse sanitário os parasitos que necessitam de hospedeiro intermediário (suínos e bovinos), sendo os representantes desta categoria as espécies *Taenia solium* e *Taenia saginata*, e os que necessitam de um hospedeiro intermediário aquático (moluscos), tendo como representante o gênero *Schistosoma*.

Dessa maneira, para garantir a proteção dos consumidores deve existir um monitoramento frequente dos sistemas de tratamento para avaliar a presença e a viabilidade de ovos de helmintos, e de outros indicadores microbiológicos, além da adoção de medidas integradas de manejo. Considerando as evidências epidemiológicas disponíveis e o conceito de risco real, permitiu a formulação de critérios para o uso de águas residuárias na agricultura, à exemplo das recomendações da Organização Mundial da Saúde (OMS, 2006), apresentada na Tabela 2.

Tabela 2: Diretrizes da OMS para o uso agrícola de esgotos sanitários

Tipo de irrigação	Tratamento de esgotos e remoção de patógenos (log ₁₀) ⁽¹⁾	Qualidade do efluente	
		<i>E. coli</i> 100 mL ⁻¹ (2)	Ovos de helmintos L ⁻¹
Cultivo de raízes e tubérculos	4	≤10 ⁴	
Cultivo de folhosas	3	≤10 ⁵	
Irrigação localizada de plantas cultivadas distantes do nível do solo	2	≤10 ⁶	≤1 ⁽³⁾
Irrigação localizada de plantas cultivadas rentes ao solo	4	≤10 ⁴	

(1) Remoção de vírus que associada as outras medidas de proteção à saúde corresponderiam a uma carga de doença viral tolerável <10⁻⁶ DALY ppa e riscos menores de infecções bacterianas e por protozoários.

(2) Qualidade do efluente correspondente à remoção de patógenos indicada em (1).

(3) No caso de exposição de crianças (15 anos) recomenda-se um padrão e, ou, medidas complementares mais exigentes: <0,1 ovo L⁻¹, utilização de equipamentos de proteção individual, tratamento quimioterápico. No caso da garantia da remoção adicional de 1 log₁₀ na higiene dos alimentos pode-se admitir < 10 ovos L⁻¹.

Fonte: OMS (2006)

4.0 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Afluente utilizado no estudo

O afluente utilizado foi o esgoto doméstico proveniente das instalações prediais localizadas a 200 metros de distância da Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgoto Sanitário (EXTRABES). A habitação multifamiliar conta com 72 apartamentos, garantindo uma vazão de 30 m³/d de esgotos domésticos que era conduzido por bombeamento, com o auxílio de um conjunto motor-bomba de fabricante KSB, 220 V, modelo 50-160K, para um tanque de equalização responsável pela alimentação diária do sistema. O tanque de equalização (TE) contava ainda com o homogeneizador mecânico, o homogeneizador trabalhava com uma rotação lenta a fim de causar apenas a mistura da massa líquida sem provocar a sua aeração. O TE era preenchido diariamente e sua limpeza era feita semanalmente, havendo o descarte do volume residual existente para então ser preenchido com água residual fresca novamente.

4.2 Projeto e operação do Biorreator Anaeróbico de Membrana Dinâmica Submersa

O BRAnMD submerso, Figura 3, foi construído nas dependências da Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgoto Sanitário (EXTRABES), localizada no bairro Tambor, em Campina Grande (Paraíba), pertencente à Universidade Estadual da Paraíba (UEPB).

O sistema foi projetado para ter capacidade total de 7,2 litros utilizando um tubo de PVC de 100 mm de diâmetro para sua construção, o módulo de membrana tem formato circular com 90 mm de diâmetro, no qual a superfície inferior foi acoplada à uma curva de 90° de PVC e posteriormente à uma tubulação que possibilitou a retirada do permeado através da saída lateral do biorreator. Dessa forma, o módulo de membrana é sustentado pela própria tubulação e, como seu diâmetro é menor, suas extremidades ficam livres para passagem do afluente. Para a construção do módulo de membrana, Figura 4, utilizou-se uma tela metálica como apoio para evitar deformidade no material suporte utilizado para formação da membrana dinâmica. O material suporte utilizado foi uma malha de polietileno com tamanho de poro igual a 89 µm, a qual foi após sua instalação foi vedada a fim de que todo o efluente passasse pela área da mesma.

Para inicialização do processo de tratamento, o BRAnMD foi inoculado com lodo anaeróbio de um reator UASB e lodo aeróbio de um RBS numa proporção de 2:1, respectivamente, para que houvesse uma boa relação alimento/microorganismo, as principais características do inóculo estão descritas na Tabela 3.

Figura 3: Esquema do sistema experimental

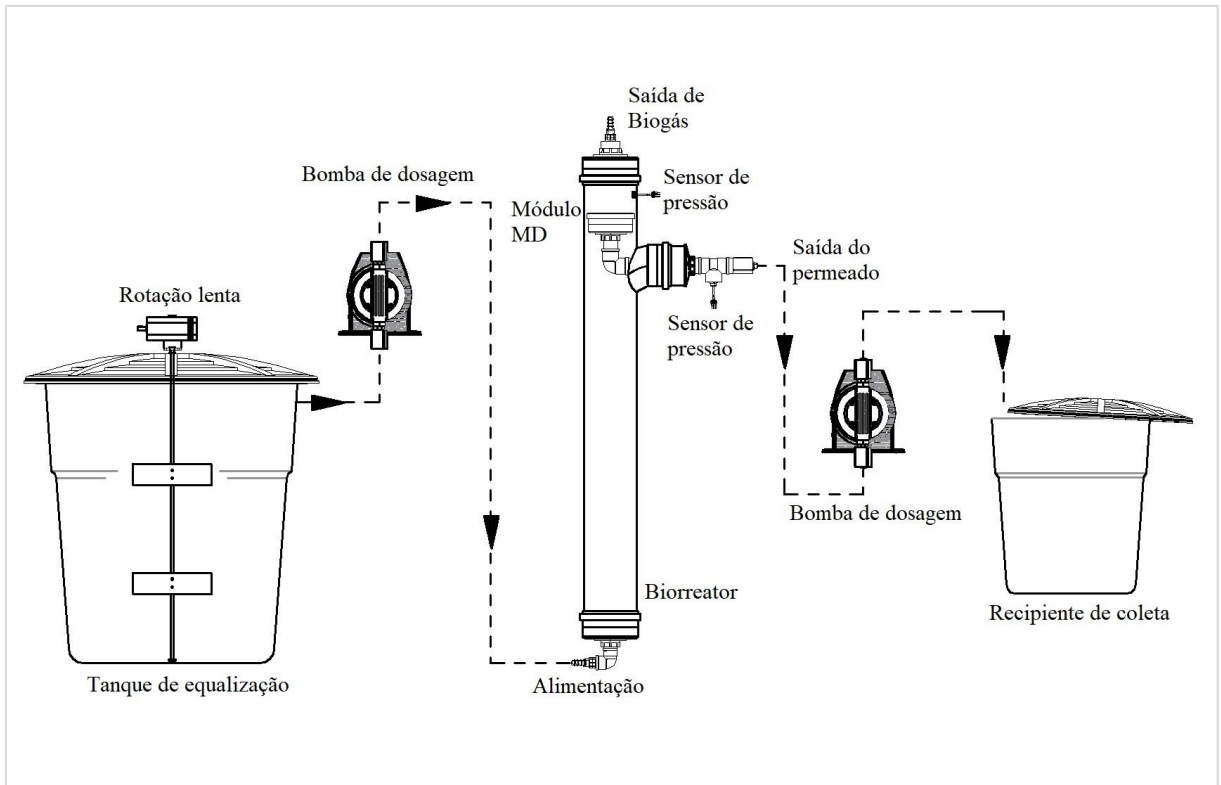


Figura 4: (a) Tela metálica utilizada na construção do módulo de membrana; (b) Malha de polietileno utilizada como material suporte, com 89 μm



(a)



(b)

Após a inoculação, o biorreator operou com uma alimentação contínua de fluxo ascendente, no qual com o auxílio de uma bomba de dosagem magnética a água residuária era transferida do tanque de equalização para o biorreator, introduzindo uma vazão de $0,9 \text{ L.h}^{-1}$, operando sob condições de temperatura ambiente e tempo de detenção hidráulica de 8 horas. Ao ser preenchido completamente, o módulo de membrana ficou submerso dentro do biorreator para que houvesse a consequente formação da membrana dinâmica. O permeado foi obtido através de outra bomba de dosagem magnética de mesma vazão utilizada para a alimentação, ou seja, o fluxo apresentado diariamente por meio do tratamento foi de $3,39 \text{ L.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$. O sistema operou sob total retenção celular e não foi realizada nenhuma retrolavagem durante o período analisado.

Tabela 3: Principais características do inóculo utilizado

Parâmetros	Valor
pH	7,17
ST (g.L⁻¹)	10,8
STV (g.L⁻¹)	4,25
DQO (g.L⁻¹)	2,8
Nitrogênio total (mg.L⁻¹)	255
Fósforo total (mg.L⁻¹)	74,2

Para o monitoramento da pressão transmembrana, foram instalados sensores de pressão em dois pontos do sistema, acima do módulo de membrana, no qual se encontrava a água residuária antes da passagem pela membrana, e na tubulação responsável pela coleta do permeado, após a água residuária ter passado pelo tratamento. Os sensores eram conectados a uma placa composta por um microcontrolador, programado para fornecer medidas diárias, em tempo real, dos valores de pressão, e enviar esses dados a um computador que permitia acompanhar o desempenho do biorreator. O acompanhamento da medição da pressão transmembrana foi feito através do projeto Sistema de Monitoramento Online de Biorreatores (SisMonBio) desenvolvido por Albuquerque (2017), Figura 5, no qual os dados eram salvos a cada 5 minutos e se faz possível também a geração de tabelas no próprio programa.

Figura 5: Medidas de pressão fornecidas pelo SisMonBio

Data / Hora	Biogás (kPa)	Entrada (kPa)	Saída (kPa)	Transmembrana (kPa)
31.07.2019 23:57	100,08	88,99	135,57	-46,58
31.07.2019 23:52	100,08	88,99	132,68	-43,69
31.07.2019 23:47	100,08	76,34	140,67	-64,33
31.07.2019 23:42	100,08	74,79	135,57	-60,78
31.07.2019 23:37	99,85	73,68	135,35	-61,67
31.07.2019 23:31	100,08	73,46	135,12	-61,66

4.3 Métodos Analíticos

Todas as análises foram realizadas em duplicata, seguindo o processo metodológico do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012), sendo analisado o desempenho gradativo do biorreator através de análises físico-químicas e microbiológicas. Para as análises físico-químicas foram utilizados parâmetros de turbidez, frações de sólidos, pH, alcalinidade, AGV (Ácidos graxos voláteis), fósforo (P), DQO (Demanda Química de Oxigênio), proteínas e carboidratos. Com relação às análises microbiológicas, foram realizadas análises para o parâmetro de ovos de helmintos e uma análise foi realizada para coliformes totais e *Escherichia Coli* a fim de observar o comportamento do sistema a respeito desses parâmetros. Para as determinações das concentrações solúveis, as amostras foram filtradas em filtro de fibra de vidro de 0,45 µm. Na Tabela 4 são apresentadas as metodologias utilizadas durante as análises e o período determinado para realização dos mesmos.

Tabela 4: Metodologia e período de análises realizadas

Parâmetros	Metodologia/Referência	Frequência
AGV	Kapp (1984)	
Alcalinidade	Titulação potenciométrica, 2320 B/APHA (2012)	
pH	APHA (2012)	
DQO total e solúvel	Refluxação fechada, 5520 C/APHA (2012)	Semanal
Fósforo	Ácido ascórbico, 4500 – P E/ APHA (2012)	
Turbidez	Nefolométrico	
Ovos de Helminhos	Bailenger modificado por Ayres & Mara (1996)	
Frações de sólidos	Gravimétrico, 2540 G/APHA (2012)	
Proteínas	Lowry modificado por Frølund <i>et al.</i> (1995)	Quinzenal
Carboidratos	Dubois <i>et al.</i> (1956)	
Coliformes totais e E. Coli	Colilert	-

5.0 RESULTADOS E DISCUSSÃO

No início da fase experimental, trabalhou-se com um TDH de 5 horas e com um volume útil do BRAnMD submerso de aproximadamente 4,5L. Porém, ao decorrer do seu funcionamento e ao serem realizadas as análises experimentais para o devido acompanhamento do desempenho do mesmo, pôde-se observar que essas não estavam sendo as condições ideais para a efetiva remoção de matéria orgânica e patógenos das águas residuárias domésticas. Então, optou-se por aumentar o TDH para 8 horas e, conseqüentemente, o volume do biorreator para 7,2L.

5.1 pH, AGV e alcalinidade

A partir da avaliação dos parâmetros de pH, AGV e alcalinidade no BRAnMD submerso, se faz possível a observação do processo de digestão anaeróbia, no qual, através da interação estabelecida entre os parâmetros, a alcalinidade tem a capacidade de neutralizar os ácidos gerados no sistema e tamponar o pH, quando houver acúmulo desses ácidos, proporcionando então uma digestão anaeróbia adequada.

As variações de pH foi expressada na Figura 6, a fim de observar o comportamento ao decorrer do tempo de operação do biorreator. Pôde-se observar que, depois de 120 dias de operação, o afluente possuía uma média geométrica de $7,5 \pm 0,2$ enquanto que o permeado obtivo após o tratamento teve uma média geométrica de $7,6 \pm 0,1$, esse parâmetro não sofreu grandes variações e permaneceu dentro da faixa de pH ótimo para o desenvolvimento dos microrganismos.

Posteriormente, foram analisados os resultados referentes à alcalinidade total e ácidos graxos voláteis (AGV), no qual a média de alcalinidade total encontrada para o afluente foi de $360,2 \pm 135,3 \text{ mg CaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$ enquanto que no permeado foi obtido a média de $362,3 \pm 115,5 \text{ mg CaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$, sendo possível notar um pequeno aumento, tais valores são demonstrados na Figura 7. Já os valores encontrados para o parâmetro AGV nos mostram um pequeno decréscimo, sendo explicitados na Figura 8, no qual o afluente possuía uma média de $142,1 \pm 60,9 \text{ mg HAc} \cdot \text{L}^{-1}$ e o permeado uma média de $55 \pm 21,8 \text{ mg HAc} \cdot \text{L}^{-1}$. É necessário ressaltar a importância do equilíbrio entre os valores de AGV e Alcalinidade total, visto que caso haja

um aumento muito significativo da concentração de AGV o processo de digestão anaeróbia pode ser inibido.

Figura 6: Comportamento das variações temporais do pH

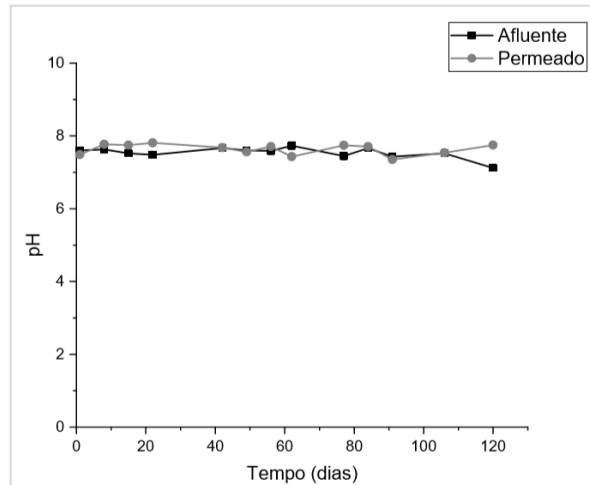


Figura 7: Comportamento do parâmetro Alcalinidade total

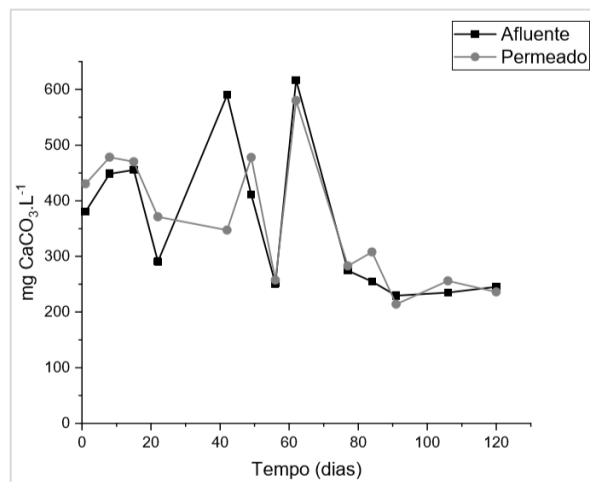
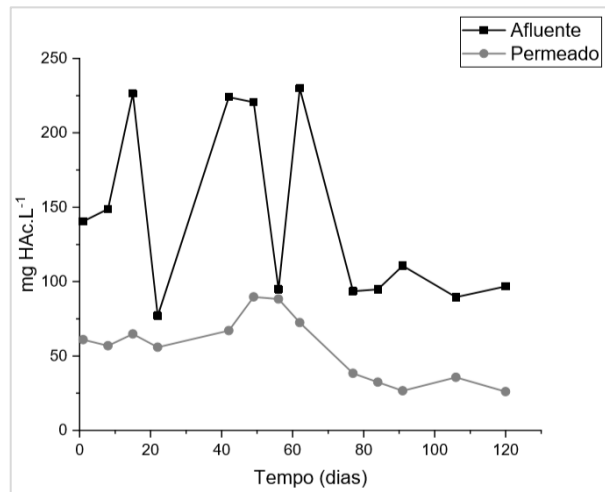


Figura 8: Comportamento do parâmetro AGV



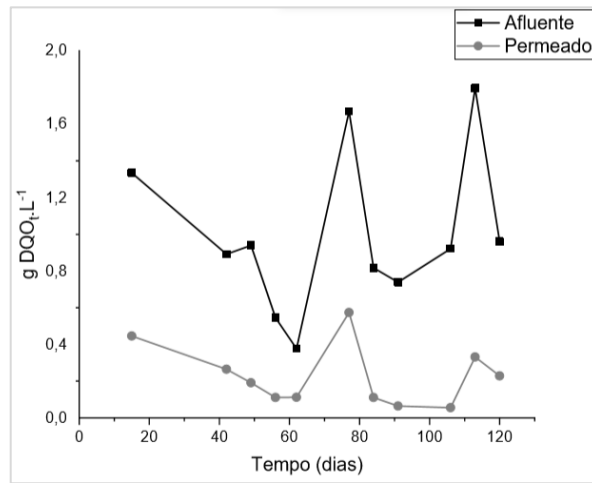
5.2 DQO, frações de sólidos e fósforo

O biorreator operou por 120 dias, sendo coletadas 11 amostras para a análise de DQO total e solúvel, 7 amostras para o parâmetro das frações de sólidos e 10 amostras para o parâmetro de fósforo total.

Por meio dos resultados apresentados, observa-se o biorreator removeu cerca de 77,4% da concentração de DQO total, o afluente que possuía média de $1 \pm 0,44 \text{ g.L}^{-1}$ após o tratamento foi obtido um permeado com média de $0,22 \pm 0,17 \text{ g.L}^{-1}$, o comportamento da DQO total durante o tempo de operação do biorreator é mostrado na Figura 9. O sucesso na remoção de DQO já é bastante consolidado na literatura, na qual essa remoção pode chegar até 99% como mostrado por Ersahin *et al.* (2017) ao utilizar um biorreator de membrana dinâmica em ambas as configurações para o tratamento de águas residuárias. Porém, como dito por Alibardi *et al.* (2016), em estudos utilizando um TDH menor que 0,5 d é comum que os valores de remoção de DQO fique entre 50 e 60%, ou seja, o resultado obtido em um biorreator em que houve retenção completa estava entre o esperado de acordo com a literatura.

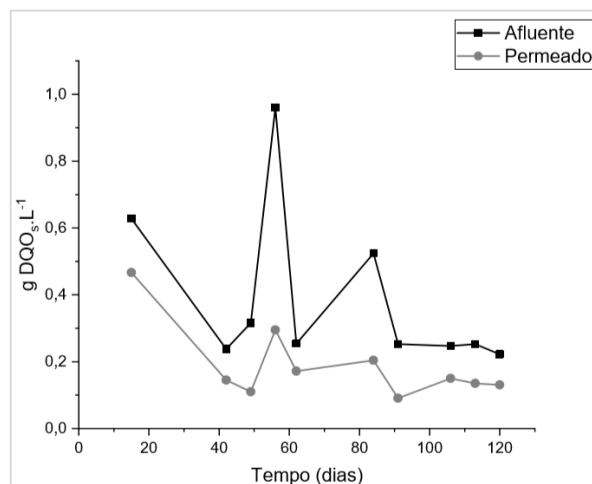
Pode-se observar que os valores encontrados para a DQO da água residuária bruta são maiores do que os que geralmente são encontrados na literatura para esgoto doméstico. Uma das razões para que isso tenha ocorrido é a maneira da qual foi realizada a coleta da amostra, essa coleta sempre era realizada no momento de homogeneização do tanque de equalização, por esse motivo a água residuária pode ter apresentado valores mais concentrados.

Figura 9: Comportamento das concentrações de DQO total



Contudo, a eficiência de remoção de DQO solúvel se mostrou um pouco mais baixa, sendo de 51,2%, o principal motivo para a ocorrência dessa diminuição de eficiência segundo Liu *et al.* (2016), é que a DQO solúvel é resultado da presença de substratos solúveis de baixo peso molecular (AGV, amônia e carboidratos, por exemplo) e são mais disponíveis para consumo dos microrganismos. O comportamento da variação de DQO solúvel está apresentado na Figura 10, na qual a concentração média de DQO solúvel para o afluente e permeado foram de $0,39 \pm 0,24 \text{ g.L}^{-1}$ e $0,19 \pm 0,11 \text{ g.L}^{-1}$, respectivamente.

Figura 10: Comportamento das concentrações de DQO solúvel



Outro parâmetro analisado foram as frações de sólidos, esses são fundamentais para a formação das membranas, Li *et al.* (2018) mostram que quanto maior a concentração de

sólidos aplicada ao biorreator, maior a facilidade da formação da membrana dinâmica. O desempenho de remoção da fração de Sólidos Totais é mostrado na Figura 11, com médias de $1,5 \pm 0,5$ g ST.L⁻¹ no afluente e $0,9 \pm 0,2$ g ST.L⁻¹ no permeado, para os sólidos totais voláteis, Figura 12, foram encontrados valores de $0,9 \pm 0,2$ g STV.L⁻¹ no afluente e $0,5 \pm 0,1$ g STV.L⁻¹ no permeado, garantindo uma remoção de 36,4 e 37,6%, respectivamente. Já as médias dos sólidos suspensos, mostradas na Figura 13, foram de $0,5 \pm 0,2$ g SST.L⁻¹ no afluente e $0,2 \pm 0,1$ g SST.L⁻¹ no permeado, enquanto que na fração volátil, Figura 14, tivemos $0,3 \pm 0,1$ g SSV.L⁻¹ no afluente para $0,2 \pm 0,04$ g SSV.L⁻¹ no permeado, tendo um percentual de remoção de 58,2 e 47,4%, respectivamente.

Figura 11: Comportamento das concentrações de Sólidos Totais

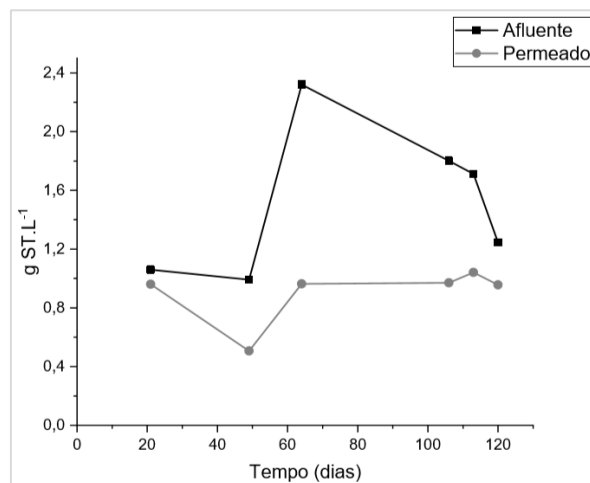


Figura 12: Comportamento das concentrações de Sólidos Totais Voláteis

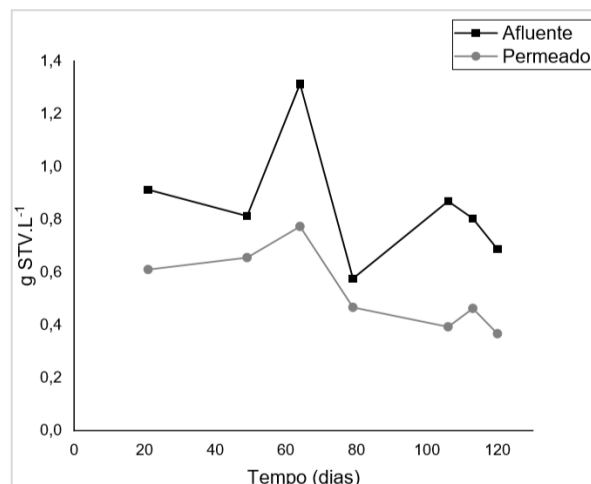


Figura 13: Comportamento das concentrações de Sólidos Suspensos

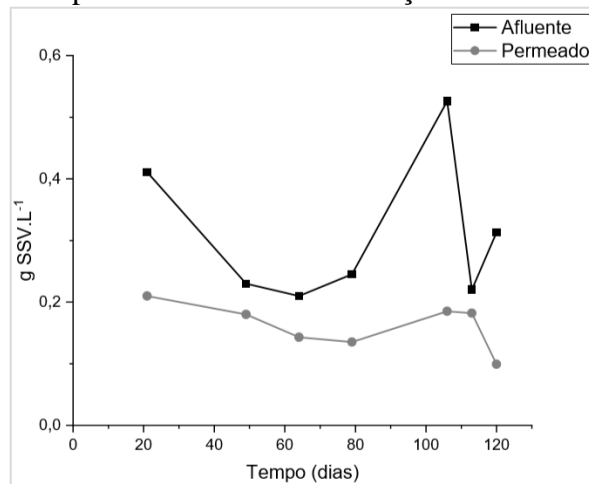
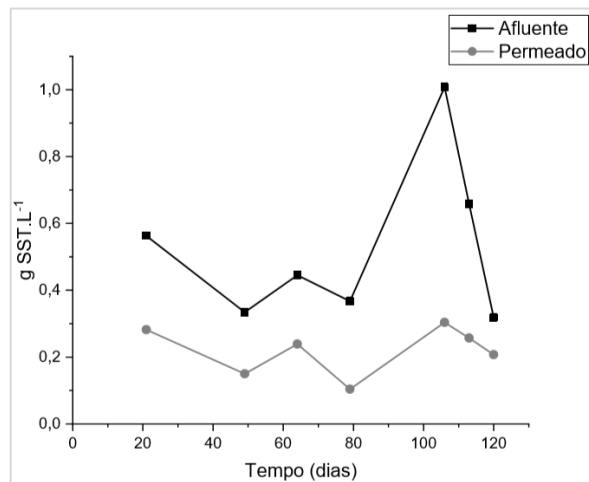


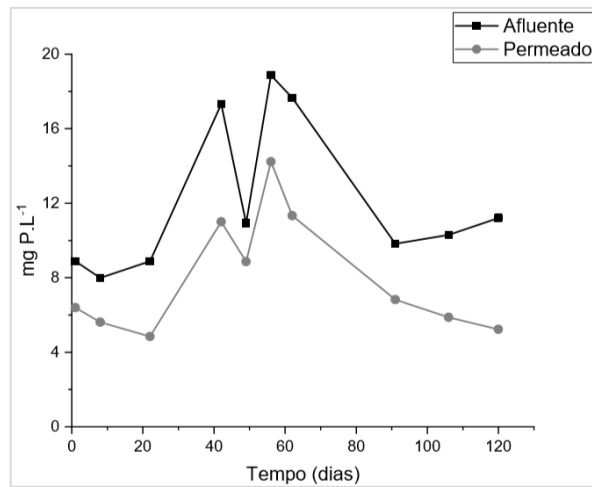
Figura 14: Comportamento das concentrações de Sólidos Suspensos Voláteis (SSV) em g SST.L⁻¹ ao longo do tempo (dias) para Afluente e Permeado.



Estudo realizado por Ersahin *et al.* (2014) mostra que ao tratar água residuária sintética concentrada utilizando a tecnologia de BRAnMD, não é possível a remoção de grandes concentrações de nutrientes, como o Fósforo total, que foi de 13%. O aumento de fosfato se dá, segundo Marti *et al.* (2010), durante a digestão anaeróbia através da liberação de polifosfato para a fase líquida. Porém, observando a Figura 15, na qual estão as concentrações de fósforo total no sistema de tratamento, pode-se notar que há uma melhora nessa remoção já que de $12,2 \pm 4,1$ mg P.L⁻¹ presente no afluente se obteve um valor de $8 \pm 3,2$ mg P.L⁻¹ no permeado, resultando em uma remoção de 34,2%. O valor obtido foi próximo ao encontrado no estudo realizado por Wang *et al.* (2018), no qual foi encontrada uma remoção de 30% de fósforo total, o autor justifica que essa baixa remoção pode estar relacionada ainda ao fato das concentrações de nutrientes presentes nas águas residuárias serem solúveis.

Os resultados encontrados ainda podem ser comparados com os resultados mostrados por Díaz Flórez (2016) e Chernicharo (2007) que mostram que os valores obtidos para a caracterização físico-química em reatores UASB tratando esgotos domésticos foi de 38 a 156 g DQO.L⁻¹, 103 a 288 g ST.L⁻¹ e de 67 a 183 g STV.L⁻¹, mostrando então que a tecnologia de BRAnMD submersa é uma tecnologia superior ao reator UASB na eficiência de tratamento.

Figura 15: Comportamento das concentrações de Fósforo total



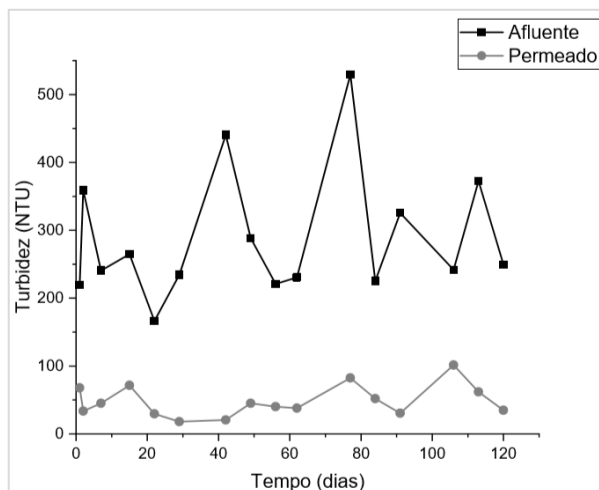
5.3 PTM, turbidez e patógenos

Como exposto anteriormente, a concentração de sólidos do sistema está intimamente ligada a deposição da mesma sobre o material suporte e consequente formação da membrana dinâmica, com essa formação ocorre a retenção da matéria orgânica e patógenos, garantindo-nos um permeado de boa qualidade. À medida que há essa retenção dos sólidos e formação da membrana dinâmica, observa-se uma maior remoção de turbidez e um aumento da PTM.

Foram coletadas 16 amostras para o parâmetro de turbidez e o comportamento das concentrações desse parâmetro é mostrado na Figura 16, correspondendo a uma remoção de 83,2% da turbidez, no qual o afluente possuía média de $288,1 \pm 95,1$ NTU e após o tratamento passou a ter uma média de $48,3 \pm 23,2$ NTU no permeado. Pode-se comparar os resultados obtidos com estudos realizados por Cai *et al.* (2018), por exemplo, no qual para um material suporte com tamanho de poro de 50 μm a turbidez obtida era superior a 250 NTU e com o tamanho de poro de 89 μm trabalhado no presente trabalho foi possível conseguir uma média de 48,3 NTU. Trabalhou-se com um fluxo de $0,14 \text{ L.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$ e, de acordo com Zhao *et al.*

(2012), ao trabalhar com pequenos fluxos é necessário um maior tempo para que haja a efetiva formação da membrana dinâmica.

Figura 16: Comportamento das concentrações de Turbidez



Para os parâmetros relativos aos microrganismos, foram realizadas caracterizações dos ovos de helmintos, coliformes totais e *E. Coli*, através de 9 coletas de amostras de ovos de helminto e uma amostra de coliformes totais e *Escherichia Coli* a fim de observar o desempenho do reator quanto a esses parâmetros. O esgoto doméstico utilizado no presente trabalho foi caracterizado como esgoto forte quando relacionados parâmetros de DQO e fósforo de acordo com Metcalf & Eddy (1991) que cita que para esse tipo de esgoto o valor de DQO é igual a 1 g.L^{-1} e o parâmetro de Fósforo total é de 15 mg.L^{-1} . Foram encontradas médias para afluente e permeado de $63,7 \pm 14,6 \text{ ovos.L}^{-1}$ e $0,3 \pm 0,3 \text{ ovos.L}^{-1}$, respectivamente, observando a remoção de 99,5%, tal comportamento foi demonstrado na Figura 17. A quantidade de ovos de helmintos encontrada no água residuária doméstica utilizada no presente trabalho foi relativamente baixa quando comparada ao que normalmente se encontra na literatura, isso pode ter ocorrido devido ao nível social das instalações prediais e a quantidade de moradores presentes no mesmo.

Enquanto que para a análise de coliformes totais e *E. Coli* foram encontrados valores de $7,9 \cdot 10^5$ e $3,5 \cdot 10^5 \text{ mg.100mL}^{-1}$, respectivamente. Esses valores de microrganismos foram comparados aos valores encontrados por Henze e Ledín (2001) e von Sperling (2015), quando o esgoto doméstico é caracterizado como concentrado, os valores de coliformes totais e

Escherichia Coli comumente encontrados são de 1.10^{13} e 1.10^{10} mg.100mL⁻¹, respectivamente, essa comparação pode ser melhor observada na Tabela 5.

Quando são comparados os valores obtidos no presente estudo com as diretrizes da OMS (2006) para o uso agrícola se observa que a água residuária tratada poderia ser utilizada na irrigação de cultivo de folhosas e plantas cultivas distantes do nível do solo, visto que o sugerido pela diretriz é que o valor de *E. Coli* seja $\leq 10^5$ e 10^6 mg.100mL⁻¹, respectivamente. Quanto ao parâmetro de ovos de helmintos, observa-se que o efluente pode ser utilizado para irrigação mostradas na Tabela 2, já que o valor encontrado foi menor do que o que é sugerido pela diretriz (≤ 1 ovo.L⁻¹).

Figura 17: Comportamento das concentrações de Ovos de Helmintos

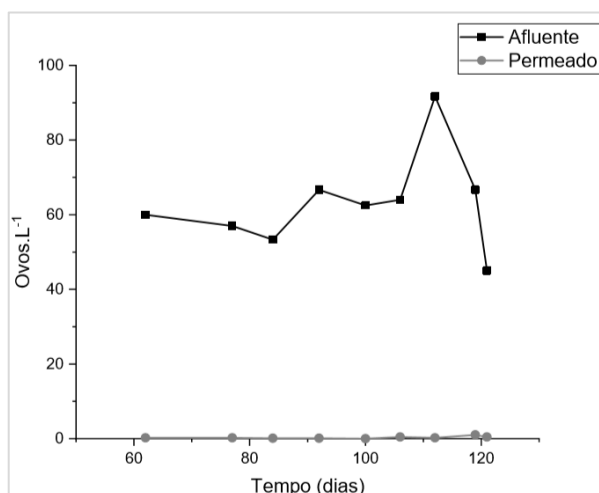
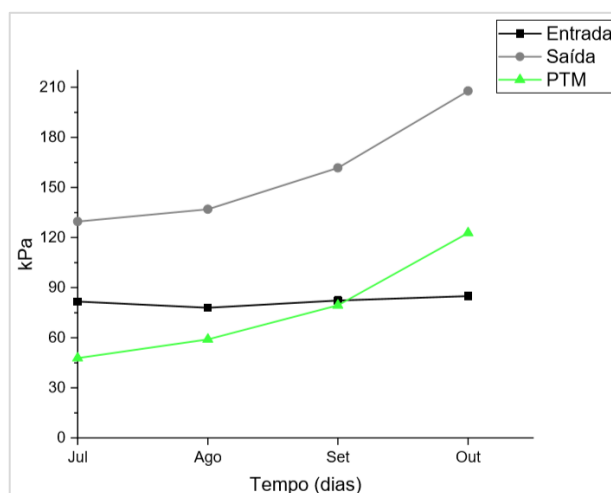


Tabela 5: Concentrações dos parâmetros de Coliformes Totais e *E. Coli*

	Coliformes totais (mg. 100mL⁻¹)	<i>E. Coli</i> (mg. 100mL⁻¹)
Afluente	1.10^{13}	1.10^{10}
Permeado	$79,4.10^5$	35.10^5
Eficiência de Remoção (%)	99,999921	99,965000

Para a construção do gráfico da Pressão Transmembrana, Figura 18, utilizou-se as médias de cada mês de operação do biorreator e foi possível notar o crescente aumento da pressão transmembrana com o decorrer do tempo. Esse aumento da pressão se deu ao decorrente acúmulo das partículas sobre o material suporte e formação da membrana dinâmica, podendo observar que as médias obtidas para os meses de Julho, Agosto, Setembro e Outubro foram de 47,84, 58,96, 79,44 e 122,78 kPa, respectivamente, notando-se o seu aumento progressivo.

Figura 18: Comportamento da Pressão Transmembrana



5.4 SMP (Proteínas e Carboidratos)

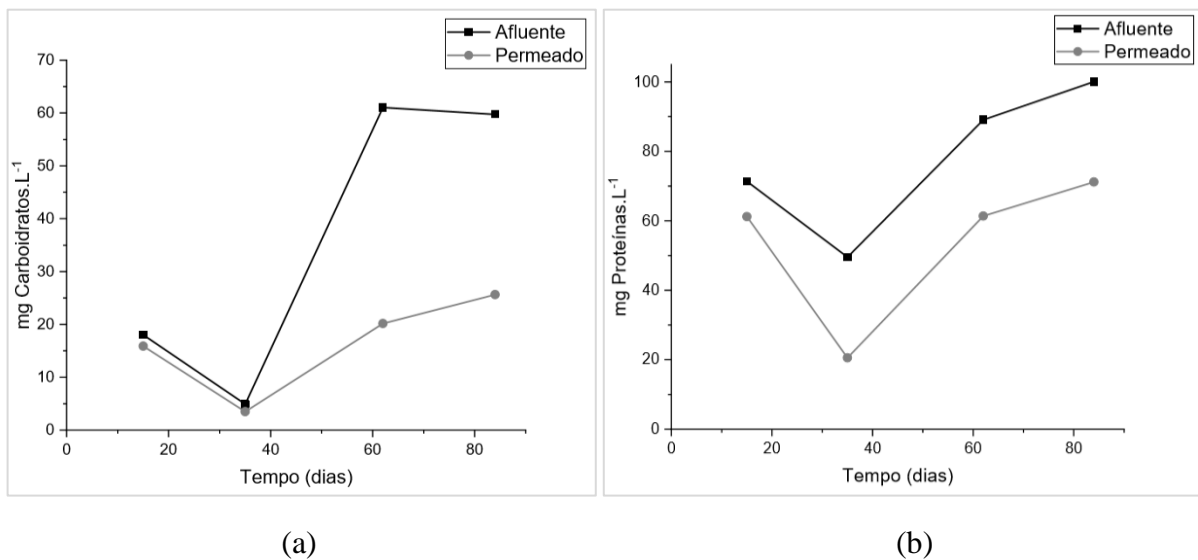
A formação e consolidação de uma camada de MD são significativamente afetadas pelos compostos de EPS e SMP, o SMP consiste nos compostos orgânicos originários do metabolismo do substrato e/ou deterioração da biomassa no interior do biorreator. O EPS é composto principalmente por material da superfície celular, como proteínas, polissacarídeos, lipídios, ácidos nucléicos e ácidos húmicos (Meng *et al.*, 2009) e ainda mantém os flocos de lodo juntos na superfície da membrana ao envolvê-los (Lin *et al.*, 2011). No presente trabalho foi analisado apenas a fração SMP, carboidratos e proteínas, de acordo das análises físico-químicas.

Com as médias das concentrações de 4 amostras, durante 80 dias de operação, podendo-se observar uma redução de $35,9 \pm 28,8$ mg Carboidratos.L⁻¹ no afluente e $16,3 \pm 9,4$ mg Carboidratos.L⁻¹ no permeado, obtendo então uma remoção de 54,6% da concentração de

Carboidratos em SMP, resultado demonstrado através da Figura 19a. Já para as proteínas, notou-se uma remoção menos expressiva de 30,9%, no qual o afluente possuía $77,5 \pm 22,1$ mg Proteínas.L⁻¹ e passou a ter $53,6 \pm 22,5$ mg Proteínas.L⁻¹ no permeado como é mostrado na Figura 19b.

Tanto o acúmulo na camada de MD quanto a biodegradação podem ser responsáveis pela diminuição do SMP no sistema. Os microrganismos têm taxas mais baixas de metabolismo, menor captação e degradação de nutrientes devido ao crescimento endógeno em TRHs mais longos, essas condições fornecem retenção de maiores concentrações de SMP nos BRAnMs. Mais matérias orgânicas podem ser metabolizadas e menos SMP é produzido devido à maior taxa de atividade dos microrganismos com baixos TRHs. Portanto, menor concentração de SMP no sistema é razoável em TRHs mais curtos (ERSAHIN *et al.* 2014). De acordo com Shi *et al.* (2018), as proteínas em sua forma solúvel ficam retida na membrana por terem maior afinidade com as partículas de lodo em comparação aos carboidratos, devido à maior hidrofobicidade e carga superficial.

Figura 19: Comportamento das concentrações de SMP (a) Carboidratos e (b) Proteínas



6.0 CONCLUSÃO

Após serem identificadas as condições ideais de funcionamento do BRAnMD submersa através da mudança de alguns parâmetros operacionais, o mesmo demonstrou bom desempenho ao tratar águas residuárias domésticas, apresentando boa eficiência na remoção de matéria orgânica e turbidez, conseguindo remover cerca de 77,3% de DQO e 83,2% de turbidez. É possível observar o desenvolvimento da membrana dinâmica por meio da pressão transmembrana, à medida em que há a formação da camada MD uma maior quantidade de poluentes fica retida na mesma e a PTM aumenta chegando até a 122,78 kPa.

Em se tratando da viabilidade da tecnologia para sua aplicação na agricultura como irrigação, nota-se que a mesma pode ser utilizada para alguns tipos de irrigação explicitados pelas diretrizes da OMS (2006), sendo esses a irrigação de cultivo de folhosas e plantas cultivas distantes do nível do solo, visto que o sugerido pela diretriz é que o valor de *E. Coli* seja $\leq 10^5$ e 10^6 mg.100 mL⁻¹, respectivamente, já que foi possível a obtenção de menos que 1 ovo de helminto. L⁻¹ no permeado, resultante da remoção de 99,5% desse parâmetro, e houve redução da quantidade de Coliformes totais e *E. Coli* para $7,9 \cdot 10^5$ e $3,5 \cdot 10^5$ mg.100 mL⁻¹, respectivamente. Além disso, observou-se que o BRAnMD submerso não é capaz de remover nutrientes como o fósforo, o que é uma vantagem visto a destinação objetivada pelo estudo.

Por fim, pode-se afirmar que a tecnologia de BRAnMD submerso é uma maneira mais compacta e economicamente viável de tratamento, quando comparada a tecnologias já difundidas como o UASB, o qual não é capaz de remover turbidez e patógenos, necessitando de um pós-tratamento para determinados fins agrícolas. Além disso, a construção do biorreator utilizando materiais mais baratos não comprometem o seu desempenho, tornando a alternativa mais atrativa ainda no ponto de vista econômico.

7.0 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALBUQUERQUE, T. L. Q. de. **Automação de biorreatores de membrana utilizando a plataforma arduino**. 2017. 57f. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental - PPGCTA) - Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, 2017.

ALIBARDI, Luca *et al.* Anaerobic dynamic membrane bioreactor for wastewater treatment at ambient temperature. **Chemical Engineering Journal**, [s.l.], v. 284, p.130-138, jan. 2016. Elsevier BV.

APHA – AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 20 th ed. Washington DC: APHA, 1999.

ARTIGA, P. *et al.* Na innovative biofilm-suspended biomass hybrid membrane bioreactor for wastewater treatment. **Desalination**, v. 179, n. 1-3, 2005.

AYRES, R.M., MARA, D.D. Analysis of Wastewater for Use in Agriculture. **A Laboratory Manual of Parasitological and Bacteriological Techniques**. World Health Organization, Finland, 1996.

BAILENGER, J. Mechanisms of parasitological concentration in coprology and their practical consequences. **Journal of American Medical Technology**, 41; p. 65-7, 1979.

BEAL, L. L. **Tratamento anaeróbio de efluente de curtume de acabamento associado à membranas de micro e ultrafiltração**. Tese (Doutorado em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental). Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul – UFRGS, 2004.

BRAILE, P. M. & CAVALCANTI, J. E. W. A. **Manual de tratamento de águas residuárias industriais**. São Paulo: CETESB, 1993.

CAI, Donglong *et al.* Effect of support material pore size on the filtration behavior of dynamic membrane bioreactor. **Bioresource Technology**, [s.l.], v. 255, p.359-363, maio 2018. Elsevier BV.

CHEN, Cheng *et al.* Impact of reactor configurations on the performance of a granular anaerobic membrane bioreactor for municipal wastewater treatment. **International Biodeterioration & Biodegradation**, [s.l.], v. 121, p.131-138, jul. 2017. Elsevier BV.

CHENICHARO, C. A. L.; RIBEIRO, T. B.; GARCIA, G. B.; LERMONTOV, A.; PEREIRA, C. B.; PLATZER, C. J.; POSSETTI, G. R. C.; JUDICE, M. A. M.; LEITES, M. A. L.; ROSSETO, R. **Panorama do tratamento de esgoto sanitário nas regiões Sul, Sudeste e Centro-Oeste do Brasil: tecnologias mais empregadas.** Revista DAE, 213 (66), 5-19, 2018.

CHERNICHARO, C. A. L. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: biodigestores anaeróbios.** Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. UFMG, 1997. (v. 5).

CHERNICHARO, C.A.L. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias.** v. 5: Reatores Anaeróbios. 2. Ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFMG, 2007. 379 p.

CHOI, J. G. *et al.* The behavior of membrane fouling initiation on the crossflow membrane bioreactor system. **Journal of Membrane Science**, v. 203, n. 1-2, 2002.

CÔTÉ, P. and THOMPSON, D. Wastewater treatment using membranes: the North American experience. **Water Science and Technology**, v. 41, n. 10-11, 2000.

DERELI, R.K.; ERSAHIN, M.E.; OZGUN, H.; OZTURK, I.; JEISON, D.; VAN DER ZEE, F.; VAN LIER, J.B. Potentials of anaerobic membrane bioreactors to overcome treatment limitations induced by industrial wastewaters. **Bioresource Technology**, v. 122, out. 2012.

DÍAZ, FLÓREZ, C. A. **Avaliação de protocolos de descarte e desaguamento da espuma acumulada no interior de separadores trifásicos de reatores UASB.** 2016. 83 p. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2016.

DUBOIS, M.; GILLES, K.A; HAMILTON, J.K.; REBERS, P.A.; SMITH, F. Colorimetric method for determination of sugars and related substances. **Analytical Chemistry**, v. 28, p. 350-356, 1956.

ERSAHIN, M. E., OZGUN, H., DERELI, R. K., OZTURK, I., ROEST, K., VAN LIER, J.B., 2012. A review on dynamic membrane filtration: materials, applications and future perspectives. **Bioresour. Technol.** 122, 196-206.

ERSAHIN, M. E., OZGUN, H., VAN LIER, J. B., 2013. Effect of support material properties on dynamic membrane filtration performance. **Separ. Sci. Technol.** 48 (15), 2263-2269.

ERSAHIN, Mustafa Evren *et al.* Applicability of dynamic membrane technology in anaerobic membrane bioreactors. **Water Research**, [s.l.], v. 48, jan. 2014. Elsevier BV.

ERSAHIN, Mustafa Evren *et al.* Impact of anaerobic dynamic membrane bioreactor configuration on treatment and filterability performance. **Journal Of Membrane Science**, [s.l.], v. 526, mar. 2017. Elsevier BV.

FEACHEM, R. G., BRADLEY, D. J., GARELICK, H. & MARA, D. Sanitation and Disease: Health Aspects of Excreta and wastewater Management. 1983.

FRØLUND, B.; PALMGREN, R.; KEIDING, K.; NIELSEN, P. H.; Extraction on extracellular polymers from active sludge using a cation exchange resin. **Water Research**, v. 30, n. 8, p. 1749-1758, 1995.

HENZE, M.; LEDIN, A. Types, characteristics and quantities of classic, combined domestic wastewaters. In: LENS; P.; ZEEMAN, G.; LETTINGA, G. (eds.) Decentralised sanitation and reuse: Concepts, systems and implementation. London : IWA Publishing, 2001, p. 59-72.

JEONG, T. Y. *et al.* Characteristics of bio-fouling in a submerged MBR. **Desalination**, v. 207, n. 1-3, 2007.

JORDÃO, E.P.; PESSOA, C.A. **Tratamento de esgotos domésticos**, 6. Edição, Rio de Janeiro: ABES, 2011

KISO, Y., JUNG, Y. J., ICHINARI, T., PARK, M., KITAO, T. NISHIMURA, K., MIN, K.S., 2000. Wastewater treatment performance of a filtration bio-reactor equipped with a mesh as a filter material. **Water Research**. 34 (17), 4143-4150.

KOROS, W. J.; MA, Y. H.; SHIMIDZU, T.. Terminology for membranes and membrane processes (IUPAC Recommendations 1996). **Pure And Applied Chemistry**, [s.l.], v. 68, n. 7, p.1479-1489, 1 jan. 1996.

LENS, P. *et al.* **Water recycling and resource recovery in industry: analysis, technologies and implementation**. 1st. ed. London: IWA, 2002.

LI L.; XU G.; YU H.; XING J.; Dynamic membrane for micro-particle removal in wastewater treatment: Performance and influencing factors. **Science of the Total Environment**, 2018.

LIN, H.j. *et al.* Sludge properties and their effects on membrane fouling in submerged anaerobic membrane bioreactors (SAnMBRs). **Water Research**, [s.l.], v. 43, n. 15, p.3827-3837, ago. 2009. Elsevier BV.

LIU, Jiadong *et al.* Membrane fouling behavior in anaerobic baffled membrane bioreactor under static operating condition. **Bioresource Technology**, [s.l.], v. 214, p.582-588, ago. 2016. Elsevier BV.

MAESTRI, R. S. **Biorreator à membrana como alternativa para o tratamento de esgotos sanitários e reuso da água**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC, 2007.

MARTI, N.; PASTOR, L.; BOUZAS, A.; FERRER, J.; SECO, A. Phosphorus recovery by struvite crystallization in WWTPs: Influence of the sludge treatment line operation. **Water Research**, v. 44, p. 2371-2379, 2010.

MENG, F. *et al.* Effect of hydraulic retention time on membrane fouling and biomass characteristics in submerged membrane bioreactors. **Bioprocess Biosyst. Eng.**, v. 30, 2007.

METCALF & EDDY, Inc. **Wastewater Engineering: Treatment, Disposal, Reuse**. McGraw-Hill International Editions, 3 ed., New York, 1991.

METCALF & EDDY. **Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery**. 5 th ed. Boston: McGraw-Hill, 2012.

OMS – Organização Mundial da Saúde. Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater. Policy and regulatory aspects. WHO Library Cataloguing-in Publication Data, v.1, 2006.

PEREBOOM, Jan. **Nieuwe anaerobe technieken**, Meer biogas voor bedrijven tegen lagere kosten. Veolia, 2013.

POLLICE, A. *et al.* Effects of sludge retention time on the performance of a membrane bioreactor treating municipal sewage. **Journal of Membrane Science**, v. 217, n. 1-2, 2008.

PROVENZI, G. **Biorreator à membrana submersa para tratamento biológico de efluentes: estudos hidrodinâmicos e físico-químicos no controle da colmatação**. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental). Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC, 2005.

RADJENOVIC, J. *et al.* **Membrane bioreactor (MBR) as an advanced wastewater treatment technology.** In: Handbook Environmental Chemistry. Springer – Verlag Berlin Heidelberg, v. 5, 2008.

SALEEM, Mubashir *et al.* Effect of filtration flux on the development and operation of a dynamic membrane for anaerobic wastewater treatment. **Journal Of Environmental Management**, [s.l.], v. 180, p.459-465, set. 2016. Elsevier BV.

SANTOS, A.B dos (org.). **Caracterização, tratamento e gerenciamento de subprodutos de correntes de esgotos segregadas e não segregadas em empreendimentos habitacionais.** Fortaleza: Imprece, 2019.

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

SHI, Y.; HUANG, J.; ZENG, G.; GU, Y.; HU, Y.; TANG, B.; ZHOU, J.; YANG, Y.; SHI, L. Evaluation of soluble microbial products (SMP) on membrane fouling in membrane bioreactors (MBRs) at the fractional and overall level: a review. **Rev Environ Sci Biotechnol**, v. 17, p. 71-85, 2018.

SNIS, Sistema Nacional de Informações Sobre Saneamento. **RANKING DO SANEAMENTO INSTITUTO TRATA BRASIL.** Sao Paulo: Go Associados, 2019. Disponível em: <http://www.tratabrasil.org.br/images/estudos/itb/ranking-2019/Relatório_-_Ranking_Trata_Brasil_2019_v11_NOVO_1.pdf>. Acesso em: 1 dez. 2019.

SPAGNI, A. *et al.* Filterability in a submerged anaerobic membrane bioreactor. **Desalination**, [s.l.], v. 250, n. 2, p.787-792, jan. 2010. Elsevier BV.

VAN LIER, J. High-rate anaerobic wastewater treatment: diversifying from end-of-the-pipe treatment to resource-oriented conversion techniques. **Water Science & Technology**, v. 57, n. 8, abr. 2008.

VAN LIER, J.B.; VAN DER ZEE, F.P.; FRIJTERS, C.T.M.; ERSAHIN, M.E. Celebrating 40 years anaerobic sludge bed reactors for industrial wastewater treatment. **Reviews in Environmental Science and Bio/Technology**, v. 14, ago. 2015.

VIANA, P. Z. **Biorreator com membrana aplicado ao tratamento de esgotos domésticos: avaliação do desempenho de módulos de membranas com circulação externa.**

Dissertação (mestrado em Engenharia Civil). Rio de Janeiro: COPPE, Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ, 2004.

WANG, L., LIU, H., ZHANG, W. YU, T., JIN, Q., FU, B., LIU, H., Recovery of organic matters in wastewater by self-forming dynamic membrane bioreactor: Performance and membrane fouling, **Chemosphere**, 2018.

WHO - World Health Organization and United Nations Children's Fund (UNICEF). **Progress on Drinking Water, Sanitation and Hygiene: 2017 Update and SDG Baselines**. Geneva:, 2017.

WU, J. *et al.* Effects of relaxation and backwashing conditions on fouling in bioreactor. **Journal of Membrane Science**, v. 324, n. 1-2, 2008.

XIONG, Jiaqing *et al.* Applying a dynamic membrane filtration (DMF) process for domestic wastewater preconcentration: Organics recovery and bioenergy production potential analysis. **Science Of The Total Environment**, [s.l.], v. 680, p.35-43, ago. 2019. Elsevier BV.

YANG, Jixiang *et al.* Performance of an anaerobic membrane bioreactor in which granular sludge and dynamic filtration are integrated. **Biofouling**, [s.l.], v. 33, n. 1, p.36-44, 2 dez. 2016. Informa UK Limited.

ZERBINI, Adriana Molina. **Identificação e análise de viabilidade de ovos de helmintos em um sistema de tratamento de esgotos domésticos constituído de reatores anaeróbios e rampas de escoamento superficial**. 2000. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.

ZHAO, T., Study on the performance of anaerobic self-forming dynamic membrane (AnSFDM) for wastewater treatment and mechanism of AnSFDM formation and fouling. Dissertation. **Shandong University**, Chine (In Chinese), 2012.