

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA MARIA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA  
AMBIENTAL

Ana Paula De Melo Targino

**BIORREATOR ANAERÓBIO DE MEMBRANA SUBMERSA  
APLICADO AO TRATAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO**

Frederico Westphalen, RS  
2024

Ana Paula De Melo Targino

**BIORREATOR ANAERÓBIO DE MEMBRANA SUBMERSA APLICADO AO  
TRATAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO**

Dissertação de Mestrado apresentada ao Curso de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS) *campus* Frederico Westphalen, como requisito parcial para a obtenção do título de **Mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental**.

Orientador: Prof. Dr. Rodrigo Ferreira

Frederico Westphalen, RS  
2024

Targino , Ana Paula de melo  
BIORREATOR ANAERÓBIO DE MEMBRANA SUBMERSA APLICADO AO  
TRATAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO / Ana Paula de melo  
Targino .- 2024.  
70 p.; 30 cm

Orientador: Rodrigo Ferreira da Silva  
Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa  
Maria, Campus de Frederico Westphalen, Programa de Pós  
Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, RS, 2024

1. Sistema de esgotamento doméstico 2. Tratamento de  
esgoto utilizando biorreator anaeróbico de membrana  
submersa 3. Tratamento anaeróbico I. Ferreira da Silva ,  
Rodrigo II. Título.

Sistema de geração automática de ficha catalográfica da UFSM. Dados  
fornecidos pelo autor(a). Sob supervisão da Direção da Divisão de Processos  
Técnicos da Biblioteca Central. Bibliotecária responsável Paula Schoenfeldt  
Patta CRB 10/1728.

Declaro, ANA PAULA DE MELO TARGINO , para os devidos fins e sob as penas da lei, que a pesquisa constante neste trabalho de conclusão de curso (Dissertação) foi por mim elaborada e que as informações necessárias objeto de consulta em literatura e outras fontes estão devidamente referenciadas. Declaro, ainda, que este trabalho ou parte dele não foi apresentado anteriormente para obtenção de qualquer outro grau acadêmico, estando ciente de que a inveracidade da presente declaração poderá resultar na anulação da titulação pela Universidade, entre outras consequências legais.

**Ana Paula De Melo Targino**

**BIORREATOR ANAERÓBIO DE MEMBRANA SUBMERSA APLICADO AO  
TRATAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO**

Dissertação de Mestrado apresentada ao Curso de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS) *campus* Frederico Westphalen, como requisito parcial para a obtenção do título de **Mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental**.

Aprovada em 28 de Junho de 2024.

---

**Rodrigo Ferreira da Silva, Dr. (UFSM)  
(Presidente/Orientador)**

---

**Rennio Felix De Sena, Dr. (UFPB)**

---

**Willian Fernando de Borba, Dr. (UFSM)**

Frederico Westphalen, RS  
2024

## **DEDICATÓRIA**

*Dedico ao meu filho, mini pessoa da qual retirei forças para  
concluir mais esse sonho em minha vida.*

*Ainda que a minha mente e o meu corpo enfraqueçam, Deus é a minha força, Ele é tudo o que eu sempre preciso”.*

*Salmos 73:26*

## **AGRADECIMENTOS**

Agradeço a Deus por me dar força e coragem de me manter no caminho e chegar até aqui, além de colocar pessoas incríveis ao meu lado, me ajudando a tornar esse sonho possível.

Agradeço aos meus pais, pelo incentivo contínuo aos estudos, força e motivação para não desistir.

Agradeço ao meu amigo e parceiro de pesquisa, Carlos Vinícius, pela força, tempo e dedicação as análises necessárias para o desenvolvimento desta pesquisa.

Agradeço ao meu orientador Rodrigo Ferreira, pela oportunidade que me foi dada como sua orientanda. Muito obrigada por todas as orientações e correções necessárias. Muito obrigada, também por aceitar o desafio de realizar essa pesquisa nessa temática pouco explorada.

Agradeço ao meu co-orientador RENNIO FELIX, que me aceitou no seu grupo de pesquisa da UFPB, abrindo as portas do laboratório para que eu realizasse todas as análises necessárias para elaboração deste trabalho. Muito obrigada por aceitar o convite de ser meu co-orientador e por todas orientações realizadas.

Agradeço a Simone, técnica do laboratório LTQ e LCA, pela paciência em me ensinar a prática correta para elaboração de todas as análises. Simone, aprendi demais com você, excelência é tudo!

## RESUMO

### BIORREATOR ANAERÓBIO DE MEMBRANA SUBMERSA APLICADO AO TRATAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO

AUTORA: Ana Paula de Melo Targino  
ORIENTADOR: Prof. Dr. Rodrigo Ferreira da Silva

O esgoto doméstico por muitas vezes é lançado no ambiente sem o devido tratamento ocasionando contaminação do solo e das águas, pois contém contaminantes como o Nitrogênio e o Fósforo. O biorreator anaeróbico de membrana submersa poderá ser uma alternativa de tratamento avançado para auxiliar na remoção desses compostos contaminantes do esgoto doméstico. O objetivo do estudo foi avaliar a viabilidade da aplicação do biorreator anaeróbico de membrana submersa para o tratamento de esgoto doméstico visando a remoção de matéria orgânica e nutrientes como nitrogênio e fósforo. O esgoto utilizado foi de origem doméstica, coletado na casa do estudante da UFPB e na estação de tratamento de esgoto da Paraíba. A avaliação foi feita no mês de março de 2023 a fevereiro de 2024. Os parâmetros avaliados foram: DQO, DBO, N, P, Turbidez e pH. Os equipamentos utilizados para avaliação foram: pastel UV, espectrofotômetro, turbidímetro e pHmetro, respectivamente. A partir dos resultados obtidos foi calculado a eficiência, onde obteve-se remoção de DQO, DBO, N e P e turbidez. O sistema de tratamento de esgoto composto por biorreator anaeróbico de membrana submersa apresentou eficiência de remoção de 70% para DQO e DBO, 12% para N, 16% para P e 62%, na Turbidez. Recomenda-se, como estudos futuros, manter o sistema na temperatura de 35°C para analisar quantidade de biogás gerado, bem como, o aproveitamento como adubo orgânico e fonte de Nitrogênio e Fósforo para as plantas, do lodo residual proveniente do sistema.

**Palavras-chave:** Esgoto. Contaminação. Eficiência. Remoção. DBO.

## ABSTRACT

### ANAEROBIC SUBMERGED MEMBRANE BIOREACTOR APPLIED TO THE TREATMENT OF DOMESTIC SEWAGE

AUTHOR: Ana Paula de Melo Targino  
ADVISOR: Prof. Dr. Rodrigo Ferreira

Domestic sewage is often released into the environment without proper treatment, causing contamination of soil and water, as it contains contaminants such as N and P. The submerged membrane anaerobic bioreactor could be an advanced treatment alternative to help remove these contaminating compounds in domestic sewage. The objective of the study was to evaluate the feasibility of applying a submerged membrane anaerobic bioreactor for the treatment of domestic sewage aiming to remove organic matter and nutrients such as nitrogen and phosphorus. The sewage used was of domestic origin, collected from the UFPB student's home and from the Paraíba sewage treatment plant. The evaluation was carried out from March 2023 to February 2024. The parameters evaluated were: COD, BOD, N, P, Turbidity and pH. The equipment used for evaluation was: UV pastel, spectrophotometer, turbidimeter and pH meter, respectively. From the results obtained, the efficiency was calculated, where COD, BOD, N and P and turbidity were removed. The sewage treatment system composed of a submerged membrane anaerobic bioreactor showed a removal efficiency of 70% for COD and BOD, 12% for N, 16% for P and 62% for Turbidity. It is recommended, as future studies, to keep the system at a temperature of 35°C to analyze the amount of biogas generated, as well as the use of residual sludge from the system as organic fertilizer and a source of Nitrogen and Phosphorus for plants.

**Keywords:** Sewage. Contamination. Efficiency. Removal. BOD.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Desenho esquemático do reator UASB. ....	22
Figura 2 - Biorreator com membrana (a) externa ao tanque e (b) submersa no tanque. .....	29
Figura 3 - Esquema do processo de separação por membranas. ....	30
Figura 4 - Esquema MBR submerso demonstrando (a) permeado retirado por bomba de sucção; (b) permeado retirado por gravidade.....	32
Figura 5 - Módulo de membrana externo ao tanque de aeração .....	32
Figura 6 - Características morfológicas das membranas ao longo da sua espessura .....	35
Figura 7 - Configuração do módulo de membrana a) Plana; b) espiral.....	37
Figura 8 - Configuração do módulo de membrana c) Tubular; d) Fibra oca .....	38
Figura 9 - Representação esquemática da filtração frontal e tangencial .....	38
Figura 10 - Desenho esquemático de uma membrana inorgânica com multicamadas .....	40
Figura 11 - Módulo de membrana com placas .....	42
Figura 12 - Módulo de fibras ocas.....	42
Figura 13 - Coleta do efluente na estação de tratamento de esgoto de João Pessoa .....	45
Figura 14 - Biorreator anaeróbico de membrana submersa.....	46
Figura 15 – Tubos contendo solução para análise de P total, método Hach 8190 (A) e Espectrofotômetro UV- Vis (B).....	48
Figura 16– Tubos contendo solução para a análise de N total método Hach 10071.	49
Figura 17 - Pastel UV .....	50
Figura 18 – Tubos com solução do esgoto bruto, filtrado, permeado e branco, para análise de DQO método Hach .....	51
Figura 19 – pHmetro portátil da marca testo 206 e tampões de pH marca cisética. .	52
Figura 20 - Condutivímetro da marca Hach e solução de calibração da marca Hach .....	53
Figura 21 - Turbidímetro da marca Hach.....	54
Figura 22 - Membrana com biofilme criado após utilização no biorreator (A), Membrana após limpeza química (B).....	55

Figura 23 - Análise da remoção da Demanda química de oxigênio (DQO) do efluente bruto e do permeado submetido ao sistema de tratamento por biorreator anaeróbio de membrana submersa, do esgoto oriundo da ETE João Pessoa e da casa do estudante, durante o período de 11 meses .....	56
Figura 24 – Análise da remoção do nitrogênio (mg/L) do efluente bruto e do permeado submetido ao sistema de tratamento por biorreator anaeróbio de membrana submersa, do esgoto oriundo da ETE João Pessoa e da casa do estudante, durante o período de 11 meses.....	58
Figura 25 – Análise da remoção de Fósforo Total (mg/L) do efluente bruto e do permeado submetido ao sistema de tratamento por biorreator anaeróbio de membrana submersa, do esgoto oriundo da ETE João Pessoa e da casa do estudante, durante o período de 11 meses.....	59
Figura 26 - Análise da remoção de DBO do efluente bruto e do permeado submetido ao sistema de tratamento por biorreator anaeróbio de membrana submersa, do esgoto oriundo da ETE João Pessoa e da casa do estudante, durante o período de 11 meses .....	60
Figura 27 - Análise do pH do efluente bruto e do permeado submetido ao sistema de tratamento por biorreator anaeróbio de membrana submersa, do esgoto oriundo da ETE João Pessoa e da casa do estudante, durante o período de 11 meses .....	61
Figura 28 - Análise da remoção da turbidez do efluente bruto e do permeado submetido ao sistema de tratamento por biorreator anaeróbio de membrana submersa, do esgoto oriundo da ETE João Pessoa e da casa do estudante, durante o período de 11 meses.....	62
Figura 29 – Comparação visual entre amostra da água potável (esquerda) e amostra do permeado (direita) .....	63

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Faixas de remoção de constituintes físico-químicos em reator UASB .....	22
Tabela 2 - Principais Características dos Microrganismos presentes nos Esgotos Domésticos.....	23
Tabela 3 - Microrganismo presentes nos esgotos domésticos brutos e a sua concentração expressa em org/100ml.....	24
Tabela 4 - Principais características químicas dos esgotos domésticos.....	25
Tabela 5 – Parâmetros Físicos do esgoto bruto doméstico e suas respectivas características .....	26
Tabela 6 - Vantagens e desvantagens dos módulos submersos e externos.....	31
Tabela 7 - Classificação das membranas quanto ao tamanho dos poros.....	35
Tabela 8 - Metodologia e frequência dos parâmetros utilizados .....	47
Tabela 9 - Valores de eficiência dos parâmetros analisados do efluente bruto e do permeado submetido ao sistema de tratamento por biorreator anaeróbio de membrana submersa, do esgoto oriundo da ETE João Pessoa e da casa do estudante, durante o período de 11 meses.....	64

## LISTA DE SIGLAS

ANMBR	Biorreator Anaeróbio de Membrana
BAS	Biofiltro Aerado Submerso
BRM	Biorreator utilizando membranas
BRMs	Biorreator utilizando membranas
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
CONSEMA	Conselho De Meio Ambiente do Rio Grande do Sul
COT	Carbono Orgânico Total
COV'S	Gases Orgânicos Voláteis
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
EB	Efluente Bruto
ED	Eletrodialise
EF	Eficiência
EP	Efluente Permeado
ETA	Estação de Tratamento de Água
ETEs	Estações de Tratamento de Efluentes
JP	Fluxo do Permeado
LCA	Laboratório de Carvão Ativado
MF	Microfiltração
MO	Matéria Orgânica
NF	Nanofiltração
Nt	Nitrogênio total
NTK	Nitrogênio Total Kjeldahl
OD	Oxigênio Dissolvido
OI	Osmose Inversa
OR	Osmose Reversa
POA's	Processos Oxidativos Avançados
Qp	Volume Permeado
RAFA	Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente
RBS	Reator Sequencial em Batelada
SSMA-RS	Secretaria de Saúde e Meio Ambiente Rio Grande do Sul

SST	Sólidos Suspensos Totais
SSTA	Sólidos Suspensos no Tanque de Aeração
TDH	Tempo de Detenção Hidráulica
TRC	Tempo de Retenção Celular
UASB	<i>Upflow Anaerobic Sludge Blanket</i>
UF	Ultrafiltração
UFPB	Universidade Federal da Paraíba

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO</b> .....	<b>16</b>
1.1 OBJETIVOS .....	17
1.1.1 Objetivo geral .....	17
1.1.2 Objetivos específicos .....	17
1.2 HIPÓTESES .....	18
<b>2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA</b> .....	<b>19</b>
2.1 PROCESSOS DE TRATAMENTO DE EFLUENTES .....	19
2.1.1 Tratamento biológico.....	20
2.1.2 <i>Upflow Anaerobic Sludge Blanket</i> (UASB) .....	21
2.1.3 Filtros biológicos.....	23
2.2 CARACTERIZAÇÃO DA QUALIDADE DE ESGOTOS .....	23
2.3 BIORREATORES COM MEMBRANAS .....	27
2.3.1 Tipos de biorreatores à membrana.....	30
2.3.2 Aspectos importantes em MBRs.....	33
2.3.3 Classificação das membranas .....	34
2.3.4 Configuração das membranas.....	36
2.3.5 Tipos de filtração .....	38
2.3.6. Características das membranas .....	39
2.3.7 Tipos de membranas e módulos.....	41
<b>3. MATERIAIS E MÉTODOS</b> .....	<b>44</b>
3.1 EQUIPAMENTOS .....	44
3.2 PROCEDIMENTO EXPERIMENTAL.....	44
3.2.1 Coleta do efluente e armazenamento.....	44
3.2.2 Biorreator de membrana submersa .....	45
3.2.3 Análises realizadas .....	47
3.2.3.1 Análise de Fósforo Total – P.....	47
3.2.3.2 Análise de Nitrogênio Total – N .....	48
3.2.3.3 Análise da Demanda Bioquímica de Oxigênio – DBO .....	49
3.2.3.4 Análise da Demanda Química de Oxigênio – DQO.....	50
3.2.3.5 Análise de pH .....	51
3.2.3.6 Análise de Condutividade .....	52
3.2.3.7 Análise da Sólidos Suspensos Totais.....	53

3.2.3.8 Análise da turbidez.....	53
3.3 LIMPEZA QUÍMICA DA MEMBRANA .....	54
3.4 CÁLCULOS DE EFICIÊNCIA DO SISTEMA PROPOSTO.....	55
<b>4. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....</b>	<b>56</b>
4.1 RESULTADOS DA DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO (DQO) .....	56
4.2 RESULTADOS DO NITROGÊNIO TOTAL (mg/L) .....	57
4.3 RESULTADOS DO FÓSFORO TOTAL (mg/L) .....	58
4.4 RESULTADOS DA DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXIGÊNIO (DBO).....	59
4.5 RESULTADO DO pH .....	60
4.6 RESULTADO DAS ANÁLISES DE TURBIDEZ.....	61
4.7 EFICIÊNCIAS OBTIDAS NO SISTEMA DE TRATAMENTO POR BIORREATOR ANAERÓBIO DE MEMBRANA SUBMERSA.....	63
4.8. PADRÕES DE LANÇAMENTO NA LEGISLAÇÃO BRASILEIRA .....	64
4.9. BIOGAS NO SISTEMA DE TRATAMENTO POR BIORREATOR ANAERÓBIO DE MEMBRANA SUBMERSA .....	65
<b>5. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....</b>	<b>66</b>
<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>67</b>

## 1 INTRODUÇÃO

Sabe-se que a água é um bem fundamental para manutenção dos seres vivos, tendo em vista que, só há vida, devido a existência da água no planeta em condições de disponibilidade para utilização dos seres vivos. Contudo, a fração de água doce, passível de utilização humana, é cerca de 6%, onde aproximadamente 94% da água do planeta encontra-se em mares e oceanos, sendo de característica salgada (GIACOBBO, 2010).

A qualidade dos corpos d'água é um fator preocupante devido a diversas fontes existentes de contaminação, que podem alcançar os corpos hídricos, como rios e lagos. Esses poluentes possuem fontes variadas, como efluente industrial e doméstico, que por muitas vezes são lançados sem o devido tratamento.

O Oxigênio Dissolvido (OD) no corpo hídrico é indispensável para manutenção do ecossistema aquático. Contudo, o lançamento de altas concentrações de cargas orgânicas, oriundo de efluentes sem o devido tratamento, acaba ocasionando um desequilíbrio, e, através do processo de decomposição biológica, ocorre a modificação dos poluentes orgânicos em compostos mais simples e inertes, levando a condições de anaerobiose e perda da vida aquática (CARDOSO, 2012).

Andrade (2011) relata que as principais técnicas de tratamento de efluente no Brasil, possuem como característica, alta demanda de área, custo elevado e baixa eficiência, se implantada em um único sistema de tratamento. Por isso, é de fundamental importância o investimento em novas tecnologias de tratamento de efluente, que possam ser utilizadas como forma de refinar o sistema convencional.

Sistemas como o tratamento por membranas de ultrafiltração são capazes de remover partículas de difícil remoção, que costumam ter baixa eficiência se comparado a sistemas de tratamento de efluente convencional. No processo de tratamento de efluentes utilizando membranas, ocorre a separação do material particulado e coloidal. Devido à membrana ser de ultrafiltração, a faixa de tamanho das partículas se estende até incluir as substâncias dissolvidas (METCALF; EDDY, 2003). Segundo Cheryan (1998), este processo se caracteriza como uma barreira física que permite a passagem de certas substâncias em virtude de outras.

Os processos de membrana mais utilizados consistem em Microfiltração (MF), Ultrafiltração (UF), Nanofiltração (NF) e a Osmose Inversa (OI). O que diferencia um sistema do outro, é a pressão exercida na membrana e o tamanho dos poros, tendo

em vista que dependendo do seu diâmetro, a capacidade de retenção das partículas é alterada.

Visando promover uma tecnologia para tratamento de esgoto mais avançada, espera-se que com esse sistema, se obtenha valores de remoção da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e Demanda Química de Oxigênio (DQO) significativos. Também é esperado que o sistema seja eficiente na remoção de Nitrogênio (N) e Fósforo (P), além de turbidez e sólidos suspensos totais.

No decorrer deste trabalho, será demonstrado a eficiência de remoção de parâmetros como DBO, DQO, N, P e Turbidez do processo biológico anaeróbio do biorreator, alinhado com a utilização de membranas de ultrafiltração, para remoção de altos teores de cargas orgânicas, nutrientes, nitrogênio e fósforo.

## 1.1 OBJETIVOS

### 1.1.1 Objetivo geral

Avaliar a viabilidade da aplicação do biorreator anaeróbio de membrana submersa para o tratamento de efluente doméstico visando a remoção de matéria orgânica e nutrientes como nitrogênio e fósforo.

### 1.1.2 Objetivos específicos

- Caracterizar o efluente doméstico;
- Caracterizar o permeado obtido após o processo de filtração;
- Avaliar parâmetros de DQO, DBO, N, P, pH, Turbidez; e
- Avaliar a remoção de nutrientes pelo ANMBR.

## 1.2 HIPÓTESES

- Hipótese 1: O tratamento de esgoto doméstico utilizando biorreator anaeróbio de membrana submersa não obterá eficiência de remoção dos parâmetros de DBO, DQO, N, P, Turbidez;
- Hipótese 2: As concentrações de DQO, DBO, N, P e Turbidez do esgoto doméstico terão seus níveis reduzidos ao longo dos 11 meses analisados, quando submetido ao biorreator anaeróbio de membrana submersa.

## 2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

### 2.1 PROCESSOS DE TRATAMENTO DE EFLUENTES

O tratamento de efluente se baseia na transformação dos poluentes não só dissolvidos como também em suspensão e gases sedimentáveis ou inertes, em efluentes passíveis de serem dispostos no corpo receptor (GIORDANO, 2004). Esse mesmo autor relata que o objetivo dos sistemas de tratamento de efluentes devem se estender para além do tratamento e priorizar a não geração de resíduos desnecessários durante o processo, bem como a estação de tratamento de efluente não deve gerar incômodos, seja por odor, ruídos, ou poluição visual.

Pensando em atender as condições ideais para preservar não só a saúde humana, como o meio ambiente, a detecção de constituintes com características nocivas e maléficas vem sendo cada vez mais aprimoradas para realização do tratamento da água residuária. (METCALF;EDDY, 2003).

O Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA), estipula padrões de lançamento de alguns elementos, que possuem potencial de contaminação no corpo receptor. Com relação a efluentes aquáticos, o limite máximo de nitrogênio na forma de amônia, é de 20mg/L (artigo 34, Resolução no 357 – 2005), onde, em âmbito federal, única legislação que possui padrões de controle de nitrogênio (GOMES, 2012).

Na esfera de regulamentação estadual, Gomes (2012), cita o Conselho de Meio Ambiente (CONSEMA-RS), e a Secretaria de Saúde e Meio Ambiente (SSMA – RS), onde através da resolução nº128/2006, padronizam a concentração máxima de 20 mg L<sup>-1</sup>, tanto de Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK) como para nitrogênio amoniacal.

Com isso, pode-se perceber que o efluente tratado deve manter uma qualidade elevada, estando em conformidade com os valores estabelecidos com os parâmetros da legislação, levando sempre em consideração a saúde, meio ambiente, e qualidade de vida (DORNELLES, 2009).

Pensando em melhorar a qualidade do efluente tratado, e conseqüentemente a qualidade do corpo receptor, diversas formas de tratamento estão sendo cada vez mais aprimoradas, buscando alinhar o desenvolvimento econômico com a sustentabilidade.

### 2.1.1 Tratamento biológico

O tratamento de efluentes por processos biológicos se baseia na remoção de contaminantes através da atividade microbiológica desenvolvida por microrganismos confinados na unidade de tratamento, ou seja, as estações reproduzem os processos que ocorrem de forma natural de autodepuração em corpos hídricos, de maneira controlada e acelerada (MAESTRI, 2007).

Os processos que envolvem o tratamento biológico têm como objetivo utilizar a matéria orgânica dissolvida ou em suspensão como substrato para microrganismos como bactérias, fungos e protozoários. Dentre os principais processos biológicos, alguns possuem maior utilização nas estações de tratamento, como a oxidação biológica, na forma aeróbia ou anaeróbia, e digestão de lodo de forma também aeróbia e anaeróbia, sendo este, conhecido como tanque séptico (DORNELLES, 2009).

Atualmente, existem várias tecnologias voltadas ao tratamento de efluentes líquidos, visando a remoção do teor de carga orgânica, e, conseqüentemente, de nutrientes como nitrogênio e fósforo. Alguns sistemas biológicos possuem maior utilização, dentre eles, os principais são: lagoas aeróbias, filtros biológicos, e lodo ativado. No sistema de tratamento utilizando lagoas aeróbias, a depuração se dá através da oxidação e quebra dos compostos. Já nas lagoas anaeróbias, as reações ocorrem sem a necessidade de oxigênio dissolvido.

A Matéria Orgânica (MO), presente na fração dos sólidos voláteis, é comumente verificada de forma indireta pela demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e DQO, sendo que a DBO mede a quantidade de oxigênio necessária para ocorrer a degradação biológica da matéria orgânica, e a DQO a quantidade de oxigênio necessária para oxidar quimicamente a matéria orgânica. Esse teor de MO, em altas concentrações, ocasiona um elevado acúmulo de OD, no meio hídrico, reduzindo a qualidade da água (GIORDONO, 2004).

A presença em excesso de sais, mesmo com características inertes, como o cloreto de sódio, pode retardar ou inviabilizar os processos biológicos, por efeito osmótico, e em casos mais críticos, inviabilizar o uso das águas por salinização (GRADY JÚNIOR et.al, 1980).

O sistema biológico anaeróbio, utilizado no biorreator de membranas, é fundamental no que se diz respeito ao tratamento de efluentes, devido possuir eficiência elevada na remoção de matéria orgânica e nutrientes como nitrogênio e

fósforo. Dentro do sistema biológico, existem vertentes que variam de acordo com a necessidade do tratamento, como disponibilidade mínima de área, características físico-químicas do efluente e geração de lodo.

O tratamento biológico possui o objetivo de promover a coagulação, a fim de remover os sólidos coloidais não ajustáveis e estabilizar a matéria orgânica. Ramalho 1991 classifica o tratamento biológico de efluentes como uma forma de remover a matéria orgânica dissolvida e em suspensão, transformando está em flocos biológicos, ou gases.

É de fundamental importância conhecer os microrganismos envolvidos no processo biológico, bem como suas necessidades nutricionais, e a natureza do metabolismo microbiano, tendo em vista que os microrganismos são os principais responsáveis pela eficiência do tratamento. Segundo Gomes (2012), no tratamento biológico, o microrganismo tem a função de depurar os poluentes, transformando em produtos finais de ordem mais simples ou inertes (LAPOLLI, 1998). Os sistemas citados acima, são considerados de baixo custo de instalação e operação, obtendo a possibilidade de redução da DBO em até 60%, tornando o processo muito bem aceito entre os profissionais da área. Todavia, lagoas de ordem anaeróbias possuem a necessidade de grande área para instalação, além de geração de maus odores (JORDÃO; PESSÔA, 1995).

### **2.1.2 *Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB)***

O reator UASB ou RAFA, existe o crescimento aderido da biomassa, que pode formar grânulos correspondentes a aglutinação de bactérias diversas, podendo assim, servir como meio de suporte para outras bactérias (GOMES et al., 2007)

Rissoli (2004) relata que para se obter uma performance no reator UASB, é necessário grande formação e desenvolvimento granular da biomassa com alta atividade, que responsável pela degradação da matéria orgânica do esgoto.

O sistema UASB é apontado como uma boa alternativa para o tratamento de efluentes, tendo em vista que possui eficiência na remoção de DBO, baixo tempo de detenção hidráulica devido à grande concentração de biomassa no reator, o que reduz também o volume das unidades, se comparado a outros sistemas de tratamento. Outro ponto positivo é a menor produção de lodo, sendo um produto já estabilizado

(GOMES, et al, 2007). Na tabela 1, observa-se as faixas de remoção dos constituintes físico-químicos do reator UASB.

Tabela 1 - Faixas de remoção de constituintes físico-químicos em reator UASB

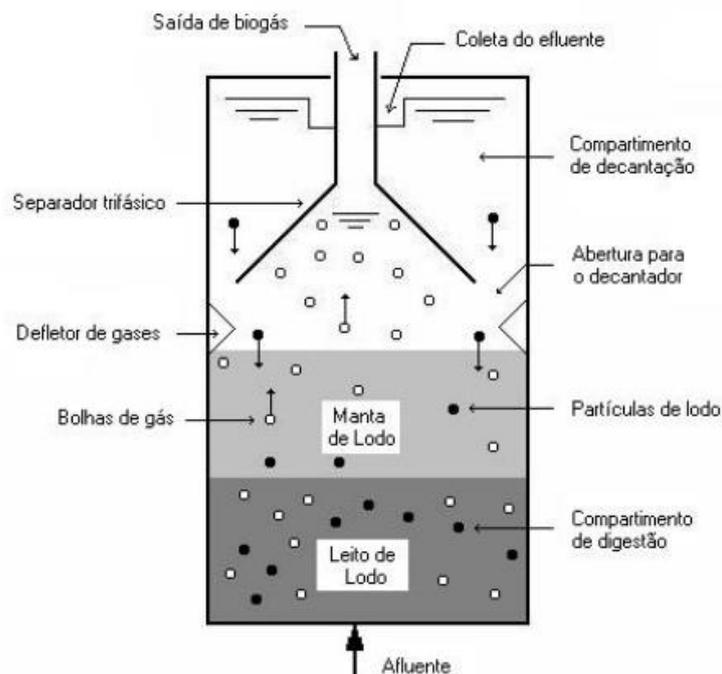
Parâmetro	Eficiência típica de remoção (%)
DBO	60 – 80
Nitrogênio	10 – 25
Fósforo	10 – 20
Coliformes	60 – 90

Fonte: Aceivala (1981) et. al apud VON SPERLING(1996).

O UASB também apresenta alta eficiência na remoção de cargas volumétricas de DQO (Gomes, 2012). Podendo chegar a 95% em concentrações de até 18.000 mg DQO/L (LETTINGA; HULSHOFF POL, 1991).

Rissoli (2004) afirma que ao longo do perfil vertical do tanque do UASB o lodo varia conforme a concentração, onde, no fundo é formado um lodo mais denso e com alta capacidade de sedimentação, ocorrendo assim, de forma gradativa, a variação do lodo para concentrações mais leves e dispersos no topo do reator, conhecido também como manta de lodo (Figura 1).

Figura 1 - Desenho esquemático do reator UASB.



Fonte: Chernicharo (1997)

### 2.1.3 Filtros biológicos

O sistema de filtro biológico é considerado um dos processos mais antigos no que se diz respeito ao tratamento de efluente. Neste tipo de tratamento, a sua maior vantagem é a capacidade de amortecimento de cargas orgânicas e variações de pH. Costuma frequentemente ser associado a outro processo de tratamento, onde é aproveitado o baixo custo operacional do processo para uma redução de carga orgânica de até 60%, sendo possível aumentar a eficiência desejada utilizando um outro processo complementar (GIORDANO, 2010).

## 2.2 CARACTERIZAÇÃO DA QUALIDADE DE ESGOTOS

A característica dos esgotos está diretamente relacionada aos usos a qual a água foi submetida. Outras variações que influenciam nas características do esgoto é o clima, situação social, econômica e hábitos populacionais (VON SPERLING, 1997). Os esgotos domésticos possuem aproximadamente 99,90 % de água. A fração restante é composta por sólidos orgânicos e inorgânicos, suspensos e dissolvidos, além de microrganismos.

A necessidade do tratamento de esgoto vem da fração de 0,10 %. Os principais parâmetros relativos a esgoto doméstico, utilizados em pesquisas para monitoramento, são os indicadores de matéria orgânica, indicadores de contaminação fecal, fósforo, nitrogênio e sólidos. Na Tabela 2 é observa-se os principais microrganismos biológicos e suas características (VON SPERLING, 1997).

Tabela 2 - Principais Características dos Microrganismos presentes nos Esgotos Domésticos

(continua)

<b>Microrganismos</b>	<b>Característica</b>
<b>Bactérias</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>-Organismos protistas unicelulares</li> <li>-Apresentam-se em várias formas e tamanhos</li> <li>-São os principais responsáveis pela estabilização da matéria orgânica</li> </ul>
<b>Fungos</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>-Organismos aeróbios, multicelulares, não fotossintéticos, heterotróficos,</li> <li>-Também de grande importância na decomposição da MO</li> <li>-Podem crescer em condição de baixo pH.</li> </ul>
<b>Protozoários</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>-Organismos unicelulares sem parede celular</li> <li>-A maioria é aeróbia ou facultativa</li> <li>-Alimentam-se de bactérias, algas e outros microrganismos</li> <li>-São essenciais no tratamento biológico para a manutenção de um equilíbrio entre os diversos grupos</li> <li>-Alguns são patogênicos</li> </ul>

(conclusão)

<b>Virus</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>–Organismos parasitas, formados pela associação de material genético (DNA ou RNA) e uma carapaça proteica</li> <li>–Causam doenças e podem ser de difícil remoção no tratamento da água ou esgoto...</li> </ul>
<b>Helmintos</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>–Animais superiores</li> <li>–Ovos de helmintos presentes nos esgotos podem causar doenças</li> </ul>

Fonte: Silva (2006)

As principais características biológicas do esgoto doméstico são os microrganismos, além de serem vistos como indicadores de poluição e contaminação fecal. Os principais organismos presentes no esgoto doméstico são as bactérias, fungos, protozoários, vírus e helmintos, na Tabela 3 é possível observar os microrganismos presentes no esgoto versus o CPC e a concentração presente no esgoto (VON SPERLING, 1997).

Tabela 3 - Microrganismo presentes nos esgotos domésticos brutos e a sua concentração expressa em org/100ml

<b>Microrganismo</b>	<b>CPC (org/hab.d)</b>	<b>Concentração (org/100 mL)</b>
Bactérias totais	$10^{12} - 10^{13}$	$10^9 - 10^{10}$
Coliformes totais	$10^9 - 10^{12}$	$10^6 - 10^9$
Coliformes fecais	$10^8 - 10^{11}$	$10^5 - 10^8$
Estreptococos fecais	$10^8 - 10^9$	$10^5 - 10^6$
Cistos de protozoários	$<10^6$	$<10^3$
Ovos de helmintos	$<10^6$	$<10^3$
Vírus	$10^5 - 10^7$	$10^2 - 10^4$

Fonte: Silva (2006)

As principais características químicas do esgoto doméstico são os sólidos totais, matéria orgânica, nitrogênio, fósforo, pH, Alcalinidade, cloretos e óleos e graxas. Sendo classificada também em sólidos voláteis (fração orgânica) e sólidos fixos (fração inorgânica) (Tabela 4).

Tabela 4 - Principais características químicas dos esgotos domésticos

Parâmetro	Descrição
<b>SÓLIDOS TOTAIS</b>	<i>Orgânicos e inorgânicos, suspensos e desintegrados, sedimentáveis</i>
<i>Em suspensão</i>	Fração dos sólidos orgânicos e inorgânicos que são retidos em filtros de papel com aberturas de dimensões padronizadas (0,45 a 2,0 µm).
<i>Fixos</i>	minerais, não incineráveis, inertes, dos sólidos em suspensão
<i>Voláteis</i>	Componentes orgânicos dos sólidos em suspensão.
<i>Dissolvidos</i>	Sólidos orgânicos e inorgânicos que não são retidos nos filtros de papel descritos acima. Englobam também os sólidos coloidais.
<i>Fixos</i>	Componentes minerais dos sólidos distribuídos.
<i>Voláteis</i>	Componentes orgânicos dos sólidos dissolvidos
<i>Sedimentáveis</i>	Fração dos sólidos orgânicos e inorgânicos que sedimenta em 1 hora no cone Imhoff.
<b>MATÉRIA ORGÂNICA</b>	<i>Mistura heterogênea de diversos compostos orgânicos. Principais componentes: proteínas, carboidratos e lipídios.</i>
<i>Determinação indireta</i>	
<i>DBO<sub>5</sub></i>	Demanda Bioquímica de Oxigênio, Medida a 5 dias, 20°C. Está associado à fração biodegradável dos componentes orgânicos carbonáceos. É uma medida do oxigênio consumido após 5 dias pelos microrganismos na oxidação bioquímica da matéria orgânica.
<i>DQO</i>	Demanda Química de Oxigênio. Representa a quantidade de oxigênio requerida para estabilizar quimicamente a matéria orgânica carbonácea.
<b>NITROGÊNIO TOTAL</b>	<i>O nitrogênio total inclui o nitrogênio orgânico, amônia, nitrito e nitrato. É um nutriente indispensável para o desenvolvimento dos microrganismos no tratamento biológico. O nitrogênio orgânico e a amônia compreendem o denominado Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK).</i>
<b>FÓSFORO</b>	<i>O fósforo total existe na forma orgânica e inorgânica. É um nutriente indispensável no tratamento biológico.</i>
<i>pH</i>	<i>Indicador das características ácidas ou básicas do esgoto. Uma solução é neutra em pH 7. Os processos de oxidação biológica normalmente tendem a reduzir o pH.</i>
<b>ALCALINIDADE</b>	<i>Indicador da capacidade do meio (resistência às variações do pH). Devido à presença de bicarbonato, carbonato e hidroxila.</i>
<b>CLORETOS</b>	<i>Provenientes da água de abastecimento e dos projetos humanos</i>
<b>ÓLEOS E GRAXAS</b>	<i>Fração da matéria orgânica solúvel em hexanos. Nos esgotos domésticos, as fontes são óleos e gorduras utilizados nas comidas.</i>

Fonte: adaptado de Arceivala (1981), Qasim (1985), Metcalf e Eddy (1991).

A DBO condiz com a quantidade de oxigênio necessária pelos microrganismos para ocorrer a degradação da matéria orgânica, ou seja, mede a quantidade de oxigênio dissolvido na oxidação biológica da MO. Possui relevância na caracterização do esgoto, tendo em vista a sua capacidade de estimar a carga orgânica, além de indicar o grau de poluição do efluente (SANTOS, 2005). A DBO média do esgoto doméstico é de 300 mg.L<sup>-1</sup> e a carga per capita, representando a contribuição de cada indivíduo por unidade de tempo é de 54 g. hab./dia de DBO (VON SPERLING, 1997).

Segundo Nuvolari (2003), a DQO mede o consumo de oxigênio que ocorre durante a oxidação química de compostos orgânicos presentes na água. Através da DQO é possível medir de forma indireta, o teor de matéria orgânica presente. Para esgoto doméstico a DQO/DBO varia de 1,7 a 2,4, onde à medida que o esgoto passa

por sistemas de tratamento, esta relação vai aumentando, obtendo valores finais com DQO/DBO superior a 3,0.

O nitrogênio é um componente de elevada importância no que diz respeito a geração e controle de poluição dos cursos hídricos. É também um elemento indispensável para o crescimento dos microrganismos no tratamento de esgoto. No efluente doméstico bruto, as formas predominantes são nitrogênio orgânico e a amônia (VON SPERLING, 1997).

Os fósforos totais nos esgotos domésticos apresentam-se na forma de fosfatos, inorgânico, origem principal do detergente e outros produtos químicos domésticos, e orgânico, de origem fisiológica. O fósforo nos detergentes ocorre na água residuária bruta, na forma de polifosfatos solúveis ou após hidrólise, na forma de ortofosfato. O fósforo nos detergentes representa até 50% da concentração de fósforo total no esgoto. O fósforo também é um nutriente essencial para o crescimento de microrganismos responsáveis por estabilizar a matéria orgânica e promover o crescimento de algas, podendo ocasionar o fenômeno de eutrofização em cursos hídricos (VON SPERLING, 1997).

As principais características físicas do esgoto doméstico são temperatura, cor, odor e turbidez (Tabela 5).

Tabela 5 – Parâmetros Físicos do esgoto bruto doméstico e suas respectivas características

<b>Parâmetro</b>	<b>Descrição</b>
Temperatura	<ul style="list-style-type: none"> <li>-Ligeiramente superior à da água de abastecimento</li> <li>-Variação conforme as estações (mais estável ar)               <ul style="list-style-type: none"> <li>-Influência na atividade microbiana</li> <li>-Influência na solubilidade dos gases</li> <li>-Influência na viscosidade do líquido</li> </ul> </li> </ul>
Cor	<ul style="list-style-type: none"> <li>-Esgoto fresco: ligeiramente cinza</li> <li>-Esgoto séptico: cinza escuro ao preto</li> </ul>
Odor	<ul style="list-style-type: none"> <li>-Esgoto fresco: odor oleoso, relativamente desagradável</li> <li>-Esgoto séptico: odor fétido, devido ao H<sub>2</sub>S e outros               <ul style="list-style-type: none"> <li>-Despejos industriais: odores característicos</li> </ul> </li> </ul>
Turbidez	<ul style="list-style-type: none"> <li>-Causada por uma grande variedade de SS</li> <li>-Esgotos mais frescos ou mais concentrados (+)</li> </ul>

Fonte: Silva (2006)

## 2.3 BIORREATORES COM MEMBRANAS

O sistema de Biorreator Utilizando Membranas (BRM) consiste na junção de processos biológicos aeróbios e anaeróbios através da separação por membranas, que podem ser MF ou UT, propendendo à retenção dos sólidos suspensos (ANDRADE, 2011).

Segundo Andrade (2011), devido boa parte da biomassa ser retida pela membrana, a sedimentação do lodo deixa de ser um fator determinante na qualidade do efluente tratado através de BRM. Outro ponto destacado pelo autor é que, esse tipo de sistema, consegue operar com concentrações maiores de sólidos suspensos e maior idade de lodo, se comparado a sistemas convencionais, como por exemplo, lodos ativados.

O sistema de biorreator anaeróbio de membranas tem como principal objetivo a redução do volume, devido a facilidade gerada em separar o Tempo de Detenção Hidráulica (TDH) e o Tempo de Retenção Celular (TRC). Em sistemas como esse, o TDH é relativamente mais curto e o TRC mais longo, ou seja, a biomassa retida no reator é mantida mais tempo que o lodo, fator esse que ocasiona a redução do volume do biorreator, além de corresponder a altas taxas de digestão e melhora significativa do sistema (DAGNEW et al., 2012).

No que se diz respeito as vantagens dos BRM, é possível citar o favorecimento para produção menor de lodo, ocasionando redução nos custos de instalação, redução do volume do reator e menor custo com a disposição final do lodo. Conhecidos também por possuir sistema modular, os escalonamentos desses reatores possuem baixa sensibilidade a variações de carga (ANDRADE, 2011).

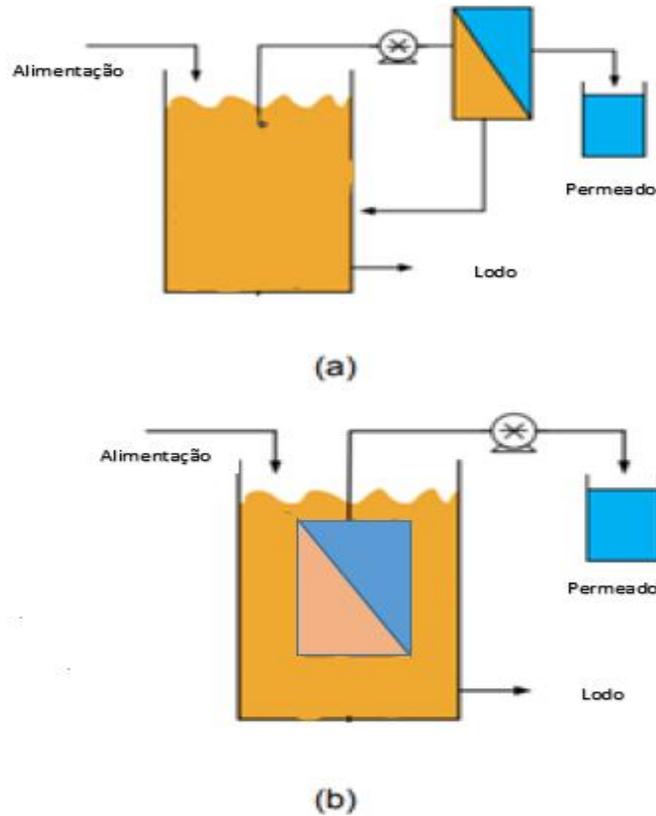
Com relação a retenção das membranas, os compostos que possuem alta massa molar ou são considerados recalcitrantes, podem acabar permanecendo no BRM por um período maior que o tempo estimado na detenção hidráulica, o que pode acarretar o crescimento de microrganismos mais aclimatados a esses compostos com maior potencial de degradá-los. Esse fator faz com que esses sistemas apresentem maior eficiência de remoção de micropoluentes, como também de poluentes orgânicos e poluentes com biodegradabilidade lenta (BERNHARD et al., 2006). O BRM também é visto como uma das tecnologias mais promissoras para o reuso de efluentes, devido a sua alta qualidade final (ACERO et al., 2007).

Contudo, apesar das vantagens citadas do BRM, ao comparar ao tratamento convencional, a incrustação das membranas forma uma limitação ao crescimento deste tipo de sistema, ocasionando aumento na resistência da filtração, o que conseqüentemente acarreta o aumento de energia para promover a permeação, esse conjunto de fatores acaba aumentando os custos operacionais (ANDRADE, 2011).

O início da tecnologia utilizando BRM se deu devido a necessidade de dessalinizar a água do mar, por volta dos anos 60, através do sistema de osmose reversa. A NF é uma forma alternativa para essa tecnologia, operando a pressões menores, começou a ser utilizada em escala comercial visando a remoção de dureza de águas subterrâneas, no estado da Flórida- EUA, além de ser implantada para remoção de cor em águas turvas na Noruega, na década de 80. Entretanto. Esses dois seguimentos dos BRM não apresentam metade dos sistemas que podem ser utilizados no tratamento por membranas, no ramo do saneamento básico (SCHNEIDER; TSUTIYA, 2001).

Ainda na década de 60, a utilização de membranas filtrantes passou por alguns impasses devido ao seu custo e elevado perda de eficiência devido a incrustações. Alguns sistemas possuíam também a necessidade de instalações externas (conforme Figura 2a), além de altas pressões e velocidades tangenciais auxiliando na filtração. No entanto, Yamamoto et al. (1989), revelaram uma nova forma para a apresentação do sistema, onde as membranas são dispostas dentro do reator (Figura 2b). Com essas modificações, o borbulhamento de ar comprimido contribuiu para o controle das incrustações, além de aerar o processo. As modificações buscando o aprimoramento do sistema foram primordiais para reduzir os custos com a produção das membranas, permitindo assim, sua ampliação também para sistemas industriais (SILVA, 2009).

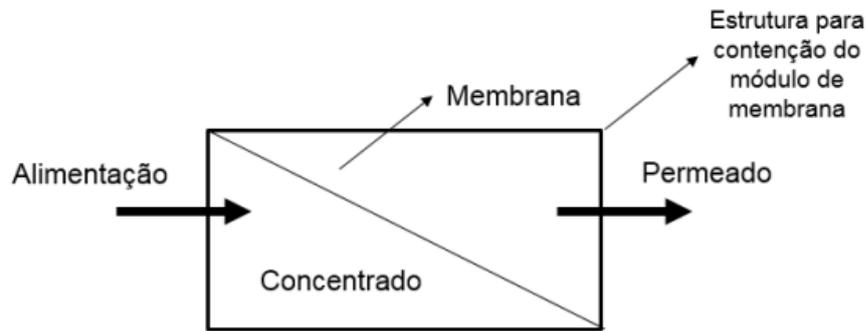
Figura 2 - Biorreator com membrana (a) externa ao tanque e (b) submersa no tanque.



Fonte: Adaptado de Silva (2009)

De acordo com Gomes (2022), os biorreatores com módulo externo ao tanque de aeração e o submerso ao tanque estão disponíveis de forma comercial no mercado. O primeiro citado é considerado simples, estável e de operação fácil, porém, apresenta alto consumo energético para se manter a pressão que a permeação requer. Já no caso das membranas submersas, umas das principais vantagens encontradas nesse sistema é o baixo consumo energético, na Figura 3, é possível observar o processo por separação de membrana no modelo submerso, que será o objetivo alvo deste trabalho, onde o material coloidal particulado e os constituintes dissolvidos no meio, podem ser removidos através desse sistema

Figura 3 - Esquema do processo de separação por membranas.



Fonte: Adaptado de Barbosa (2009).

A ótima retenção da biomassa permite que as membranas substituam os decantadores das estações de tratamento convencionais, além de produzir um efluente tratado de alta qualidade, com uma boa redução de área (HOLBROOK; MASSIE;NOVAK, 2005).

### 2.3.1 Tipos de biorreatores à membrana

Os MBR possuem alguns sistemas que podem ser implantados de acordo com o tipo de efluente a ser tratado. A sua classificação depende também da configuração e modo de operação, que são distribuídos em dois grupos: módulo de membranas submerso no biorreator, e módulo de membranas externo ao biorreator (LENS et al., 2002; METCALF;EDDY, 2003; RADJENOVIC et al., 2008).

Outros fatores relevantes na escolha da configuração das membranas é a simplicidade de manuseio, facilidade de limpeza e baixo volume morto gerado. Além das membranas, esse sistema comporta estruturas de suporte da pressão, vácuo, canais de alimentação e canais de remoção de permeado, além do concentrado. (SCHNEIDER;TSUTIYA, 2001). Na Tabela 6, é possível observar algumas vantagens x desvantagens do sistema de membrana submerso e externo.

Tabela 6 - Vantagens e desvantagens dos módulos submersos e externos

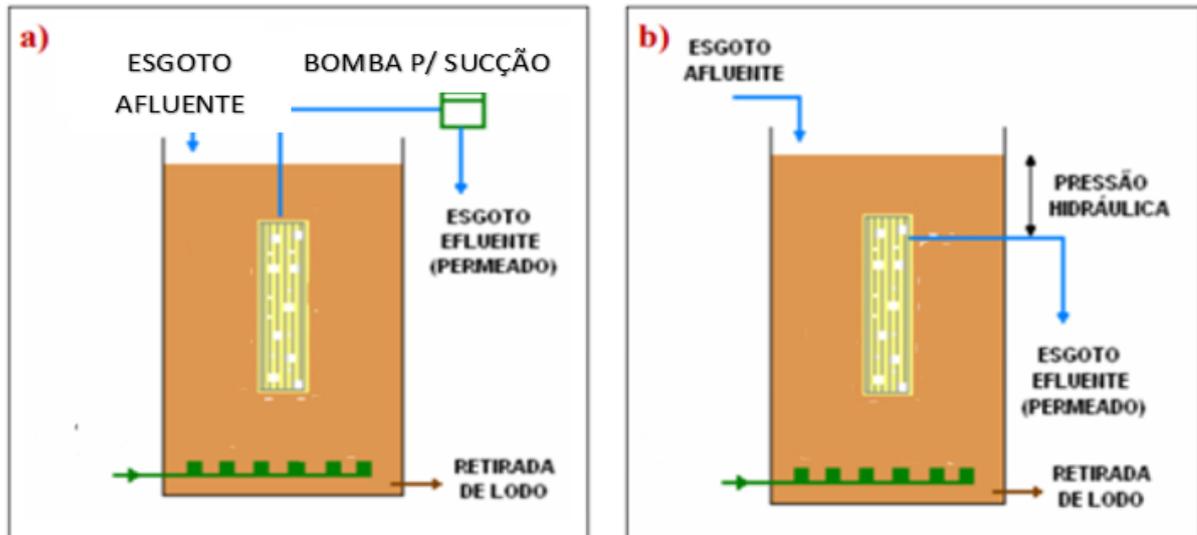
Configuração	Vantagens	Desvantagens
Módulo Submerso	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Redução do <i>fouling</i> irreversível pela operação e menores pressões;</li> <li>- Menor frequência para limpeza química;</li> <li>- Possibilidade de retro lavagem.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Necessidade de aeração vigorosa (se aeróbio);</li> <li>- Baixa resistência a hidrocarbonetos / óleo livre.</li> </ul>
Módulo Externo	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Membranas resistentes;</li> <li>- Facilidade na interrupção da linha;</li> <li>- Facilidade de manutenção.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Maior consumo de energia pelo sistema de recirculação;</li> <li>- Aumento do <i>fouling</i> pela operação em maiores pressões;</li> <li>- Maior frequência de limpeza;</li> <li>- Maior custo operacional.</li> </ul>

Fonte: Torres (2006)

A característica principal dos biorreatores de membranas submerso é a posição em que a membrana se encontra, disposta dentro do módulo do reator biológico ou em um tanque separado por membranas. As membranas são sujeitas a um vácuo no lado permeado, acarretando a permeação da solução, já os sólidos com fração maior que os poros da membrana, não retidos no biorreator (METCALF;EDDY, 2003).

Dentro do sistema de biorreator de membrana submersa, também existem algumas configurações, como ilustrado na figura 4a, onde o vácuo no lado permeado é provocado através do auxílio de uma bomba, peristáltica ou a vácuo. Outra forma de se obter essa diferença de pressão, fazendo com que ocorra a passagem do líquido através da membrana é a pressão hidráulica, que é obtida pela diferença da altura com a coluna de líquido com relação ao módulo de membranas, conforme figura 4b (MAESTRI, 2007).

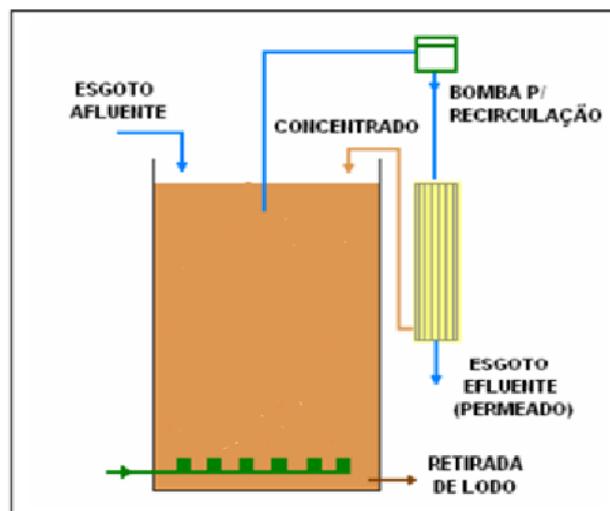
Figura 4 - Esquema MBR submerso demonstrando (a) permeado retirado por bomba de sucção; (b) permeado retirado por gravidade



Fonte: Adaptado de Maestri (2007)

Na configuração de MBR com módulo externo, a membrana é instalada na parte externa do biorreator (Figura 5). Deste modo, a suspensão do reator é bombardeada para o sistema de membranas, promovendo a separação em dois canais: o permeado, cujo mesmo é removido, e o concentrado, onde este, retorna ao biorreator (LENS et al., 2002; METCALF; EDDY, 2003).

Figura 5 - Módulo de membrana externo ao tanque de aeração



Fonte: Adaptada de Maestri (2007)

O sistema de MBR com módulo de membrana externo ao biorreator apresentam maior flexibilidade operacional e ainda permitem aplicação de fluxos maiores, se comparado ao módulo submerso (Figura 12). Os módulos externos necessitam de um consumo maior de energia, variando em torno de duas grandezas a mais que os módulos submersos, devido ser necessário altas velocidades tangenciais de lodo no módulo (GANDER et al.,2000 apud VIANA (2004).

Por possuir um alto consumo de energia, aplicações de MBR com membrana externa, ainda possui restrições, sendo aplicado apenas a pequenas e médias instalações, sobretudo em indústrias ou estabelecimentos comerciais, onde existe o interesse no reuso das águas residuárias (SCHNEIDER;TSUTIYA, 2001).

### **2.3.2 Aspectos importantes em MBRs**

Alguns fatores externos podem interferir no tratamento do efluente, como temperatura, características do efluente, etc. Outros pontos que podem gerar interferência, porém podem ser controlados, é o pH, aeração, concentração de biomassa, dentre outros. Essas interferências citadas acima se aplicam em qualquer sistema de tratamento de efluente, seja ele o mais simples, como as lagoas, ou mais complexos, como os biorreatores a membrana (GIACOBBO, 2010).

O desempenho do biorreator é diretamente afetado de acordo com a presença de sais coloidais dissolvidos, onde, espera-se que, com o aumento da concentração de sólidos no reator, haja uma redução de fluxo do permeado, devido a deposição de partículas sobre a membrana (MAESTRI, 2007).

De acordo com Viana (2004), altas concentrações podem dificultar a turbulência responsável pela diminuição da deposição de partículas sobre o módulo de membrana submersa. Todavia, estudos realizados indicam a faixa de concentração de sólidos suspensos totais no tanque de aeração, variando de 2.7 g/L. (KIMURA, NARUSE;WATANABE, 2009) a 30 g/L (SCHOLZ;FUCHS, 2000). Com relação a parâmetros de concentrações superiores, Visvanathan, Aim & Parameshwaran. (2000), indicam que concentrações entre 40-50g/L devem ser evitadas, devido ao risco de reduzir bruscamente o fluxo do permeado, já que neste caso, há um aumento da viscosidade do lodo, dificultando também, o processo de transferência de oxigênio.

O processo de colmatação é um fator físico que ocorre devido a formação de uma camada de partículas, conhecida como "torta" sobre a membrana, fator esse que

provoca o decaimento do fluxo de permeação no decorrer da operação (PELEGRIN, 2004). Radjenović et al. (2008) relata que esse processo de colmatação também é conhecido como fouling, e por si só, é um dos fatores limitantes para os MBRs, que ocorre justamente da interação entre membrana e os SSTA. Alguns fatores podem diminuir a eficiência da membrana, que são: compactação, acúmulo reversível de material retido na superfície da membrana e o acúmulo irreversível, chamado também de fouling (SCHNEIDER; TSUTIYA (2001). De acordo com Pelegrin (2004), o fenômeno de colmatação é caracterizado como um processo físico, onde devido a agregação de partículas na membrana, ocorre um decaimento do fluxo do permeado ao longo do tempo de operação, impactando diretamente na capacidade de filtração. Com relação ao processo biológico, para tratamento de efluente sanitário, o processo de colmatação ocorre devido ao acúmulo de matéria orgânica e o crescimento da microbiologia, conhecido também como *biofouling* (MAESTRI, 2007).

### **2.3.3 Classificação das membranas**

Por apresentar diferentes classificações, as membranas possuem estruturas variadas. De modo geral, podem ser classificadas em duas categorias: densas e porosas, dividindo-se em: isotrópicas e anisotrópicas, respectivamente (PROVENZI, 2005).

A classificação das membranas também se difere de acordo com a sua natureza, que pode ser de ordem sintética ou biológica, sendo a última, mais essencial para manutenção da integridade física das células, já as sintéticas, são fabricadas e podem ser de origem orgânica ou inorgânica (SOUSA, 2008).

Com relação a área do saneamento, a classificação das membranas mais utilizadas se dá pelo diâmetro de filtração, ou seja, tamanho dos poros e tipo de filtragem, além das substâncias passantes. Segundo Maestri (2007), a porosidade das membranas é dividida da seguinte forma: Microfiltração (MF), com poros variando entre 1000 a 1000.000D, estas são utilizadas na separação de partículas (Tabela 7). Já as membranas de Nanofiltração (NF), possuem porosidade nominal entre 200 D e 1.000 D, por fim, as de osmose reversa (RO), com porosidade menor que 200 D.

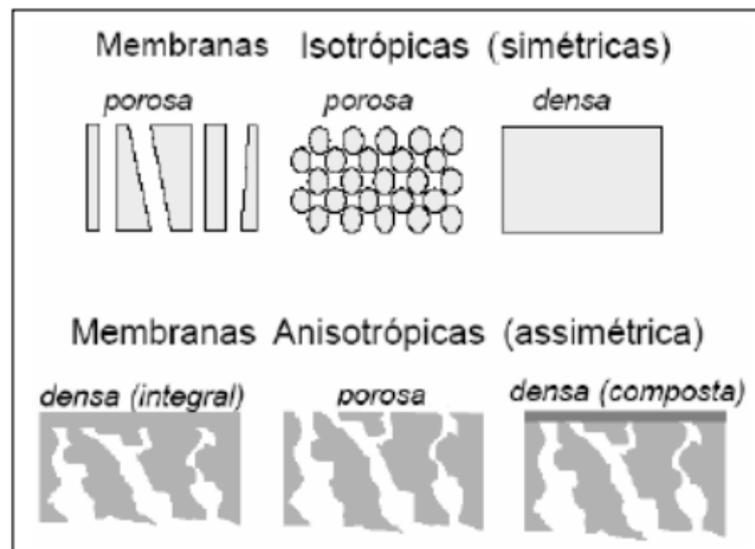
Tabela 7 - Classificação das membranas quanto ao tamanho dos poros

MEMBRANA	POROSIDADE	MATERIAL RETIDO
MICROFILTRAÇÃO (MF)	0,1 $\mu\text{m}$ – 0,2 $\mu\text{m}$	Protozoários, bactérias, maioria dos vírus e partículas.
ULTRAFILTRAÇÃO (UF)	1.000 D – 100.000 D	Material removido na MF mais colóides e a totalidade dos vírus.
NANOFILTRAÇÃO (NF)	200 D – 1.000 D	Íons divalentes e trivalentes, moléculas orgânicas com tamanho maior do que a porosidade média da membrana.
OSMOSE REVERSA (OR)	< 200 D	Íons, praticamente toda matéria orgânica.

Fonte: Adaptado de Schneider & Tsutiya (2001).

Ainda sobre a classificação das membranas, estas podem ser classificadas de acordo com características morfológicas ao decorrer da sua espessura, (Figura 6), onde as que apresentam a mesma característica são chamadas de isotrópicas e as que apresentam características distintas são chamadas de anisotrópicas ou assimétricas (HABERT et al. 2003).

Figura 6 - Características morfológicas das membranas ao longo da sua espessura



Fonte: Habert et al (2003).

Com relação as membranas anisotrópicas, a mesma apresenta boas propriedades mecânicas, além de proporcionar um fluxo de permeado melhor, quando

comparado as isotrópicas. Outro fator positivo é a sua resistência a ataques químicos e bacterianos. Contudo, possui baixa capacidade de suportar altas temperaturas e valores extremos de pH. Sua constituição se dá basicamente por um único tipo de polímero (MAESTRI, 2007).

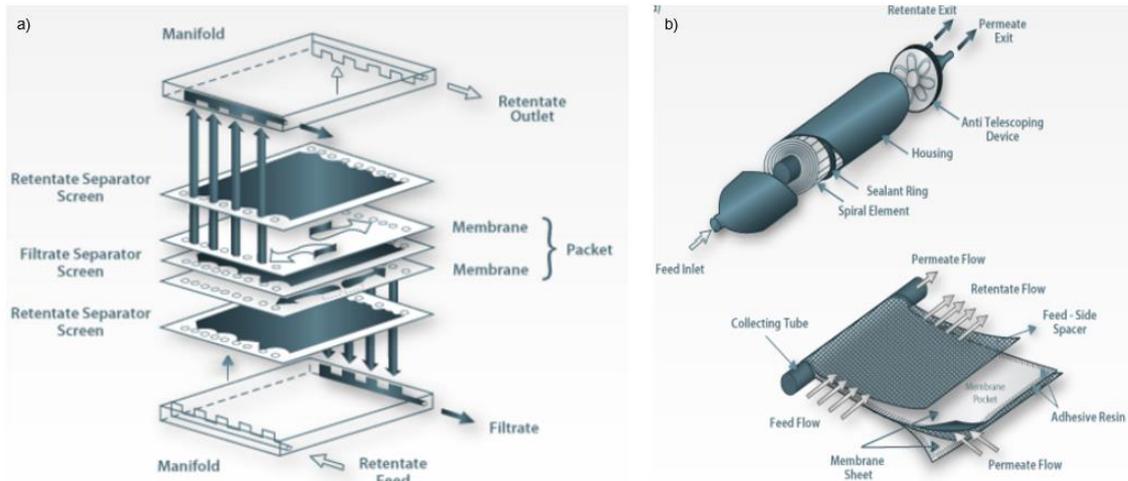
### **2.3.4 Configuração das membranas**

A configuração da membrana consiste na forma em que ela é montada (modulo) em que orientação ela é feita, com relação ao fluxo de água. Essas configurações são o ponto essencial para o desempenho do sistema. Atualmente existe basicamente duas configurações, a plana e cilíndrica. Na plana, a sua configuração se dá em modo espiral e placa, enquanto a cilíndrica, é encontrada no modo tubular e fibra oca. (HABERT; BORGES; NÓBREGA, 2006).

Existem alguns fatores em que a configuração das membranas precisa atender, dentre eles, é possível citar: simplicidade de manuseio, facilidade de limpeza além do baixo volume morto. Além das membranas, no sistema é possível citar estruturas de suporte da pressão e vácuo, como também, canais de alimentação e remoção do permeado e do concentrado (SCHNEIDER; TSUTIYA, 2001 apud SILVA, 2014).

Na modalidade envolvendo o tipo plano, o sistema mais encontrado é o de placas delgadas. Essas placas são dispostas em paralelo, além de serem separadas por espaçadores e suportes porosos. As placas são dotadas de ranhuras, por onde flui o permeado até um tubo de coleta central, onde o mesmo é coletado (Figura 7a). Com relação a configuração das membranas dispostas em espiral, a mais comum no mercado industrial é constituída por membranas planares, além de suportes e espaçadores, esses por sua vez, são fixados e enrolados ao redor do tubo coletor central (Figura 7b). O sistema opera levando a solução a ser filtrada para um escoamento sobre a membrana, já o solvente purificado, que também passa pela membrana, flui a caminho do sistema coletor, através do tubo central (TAMBOSI, 2008).

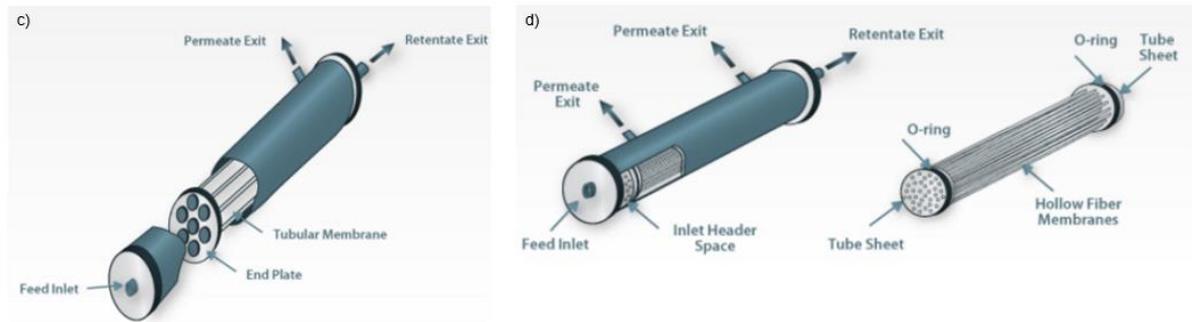
Figura 7 - Configuração do módulo de membrana a) Plana; b) espiral.



Fonte: FCTUC (2004)

Com relação a geometria cilíndrica, os dispositivos tubulares são formados por feixes paralelos de tubos de paredes rígidas, podendo ser de material poroso ou perfurados. A alimentação pressurizada escoa no interior dos tubos e o permeado vai gotejando através da superfície externa, onde posteriormente será reunido por dutos ou vasos apropriados (Figura 8c). Na configuração das membranas compostas por fibras ocas (Figura 8d), o líquido da entrada escoa através da superfície dessas fibras ocas (TAMBOSI, 2008). Esse modelo costuma ser comumente aplicado em sistemas de MF e UF (SILVA, 2014).

Figura 8 - Configuração do módulo de membrana c) Tubular; d) Fibra oca

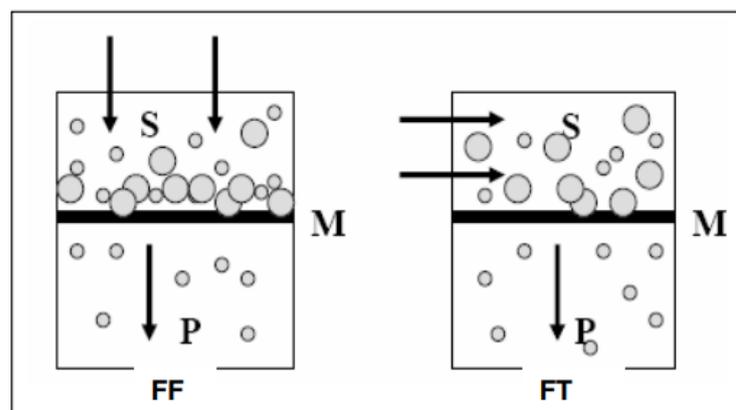


Fonte: FCTUC (2004)

### 2.3.5 Tipos de filtração

De acordo com Maestri (2007), o processo de filtração por membranas possui dois seguimentos: frontal ou tangencial (Figura 9). No sistema de alimentação frontal, a alimentação se dá por meio forçado perpendicularmente em relação a membrana. Nesse formado de sistema, há uma alta concentração de partículas na zona localizada próxima a membrana, devido ao tempo, gerando uma queda de fluxo do permeado pelo aumento de resistência.

Figura 9 - Representação esquemática da filtração frontal e tangencial



Fonte: KOROS et al. (1996) apud PROVENZI, (2005)

Com relação a filtração tangencial, a alimentação é feita em paralelo sobre a superfície da membrana, onde parte deste fluido é permeado no sentido transversal a membrana. Nesse modelo, o número de partículas que se depositam sobre a

membrana é menor, tornando mais eficiente o processo de filtração (KOROS et al., 1996 apud PROVENZI, 2005).

Viana (2004), relata que na filtração tangencial é observado um tipo de decréscimo contínuo do fluxo permeado, ao decorrer do tempo. Isso se dá devido ao “fouling” que nada mais é do que um conjunto de fenômenos capazes de gerar com o tempo, uma queda no desempenho da membrana. As consequências do fouling são parciais ou totalmente irreversíveis, onde, alguns fatores contribuem para formação do mesmo, como a adsorção de partículas na superfície da membrana, além de altas concentrações de soluto na superfície da membrana.

A limpeza química da membrana é realizada de forma periódica, podendo ser reutilizada. Essa técnica visa diminuir os efeitos causados pela colmatção, além de realizar a devida manutenção do fluxo de permeação sem elevar o consumo de energia (MAESTRI, 2007). Segundo SCHNEIDER & TSUTIYA (2001), a limpeza é realizada quando alguns parâmetros de operação, como o fluxo ou pressão, marcam limites pré-estabelecidos para o sistema. Todavia, alguns fatores auxiliam na identificação do momento adequado para realização da limpeza, como a cinética da redução de fluxo permeado, redução da rejeição de solutos pela membrana, além do aumento da pressão diferencial entre as extremidades do módulo. Contudo, Giacobbo (2010) afirma que em ciclos que possuem duração média entre 45min e 24h, podem restaurar o fluxo das membranas, alcançando valores muito próximos a valores iniciais. No entanto, a dificuldade de remoção do biofilme e do material precipitado são fatores determinantes no processo de limpeza.

### **2.3.6. Características das membranas**

Os processos que envolvem a separação por membranas dependem muito das características das membranas. Segundo Pelegrin (2004), as características principais são: porosidade, seletividade, permeabilidade e espessura.

De acordo com Petrus (1997), a porosidade seria a relação entre a fração sólida e os poros presentes na membrana, ou ainda, a quantidade de vazios presentes em sua estrutura.

A porosidade é comumente relacionada com o processo utilizado em sua composição ou no pós-tratamento, onde, quanto maior a porosidade encontrada na subcamada, maior será o fluxo do solvente através da membrana. Devido a

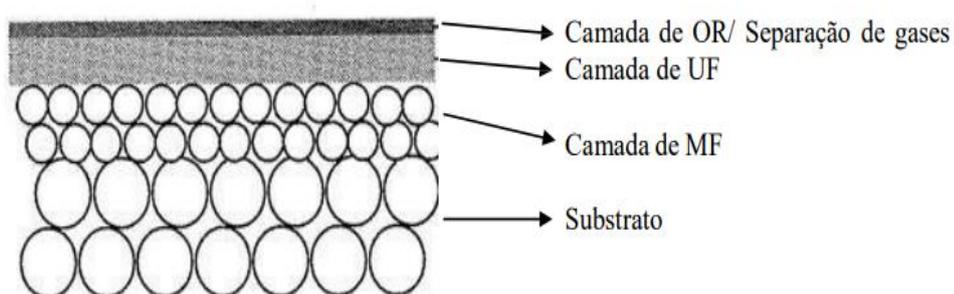
dificuldade de existir membranas com um diâmetro único do poro, se faz necessário realizar a determinação do diâmetro médio para a sua devida caracterização (Maestri, 2007).

A seletividade da membrana depende de fatores como a distribuição do tamanho dos poros, no entanto, como já dito no decorrer deste trabalho, estas não possuem apenas um tamanho de poros, e sua determinação é feita através do diâmetro médio do poro. Atualmente existe uma grande quantidade de determinação para o diâmetro médio, onde, os dois métodos mais utilizados são: medida direta com a utilização do microscópio eletrônico de varredura, porosimetria de mercúrio, porosimetria de deslocamento de líquido e uso de soluções de polímeros polidispersos (PELEGRIN, 2004; PROVENZI, 2005).

De acordo com Provenzi (2005), existem alguns fenômenos que alteram a permeabilidade, como o escoamento de uma solução ou de uma suspensão complexa através de um meio poroso. As modificações que ocorrem nas propriedades do escoamento podem ser classificadas de acordo com o tamanho das partículas do meio, em comparação com o tamanho dos poros da membrana.

As membranas podem possuir características morfológicas semelhantes, neste caso, quanto maior a espessura da subcamada maior será a resistência ao fluxo, conseqüentemente menor será a taxa de permeação. Sendo assim, membranas utilizadas na indústria devem apresentar suporte macroporoso, objetivando deixar a mesma mais resistente. Essa nova resistência das membranas é dita como inferior a da subcamada, sendo que, tanto a camada filtrante, como a subcamada e o suporte poroso são resistências decrescente e em série. Na figura 10, é possível observar uma membrana com múltiplas camadas.

Figura 10 - Desenho esquemático de uma membrana inorgânica com multicamadas



Fonte: Mulder (2003)

### 2.3.7 Tipos de membranas e módulos

Com relação a utilização das membranas em processos de separação, seja em escala industrial ou em estações de tratamento de água e efluente ETA/ETE, deve-se primeiramente serem acomodadas em forma de módulos compactos (MAESTRI, 2007). Estes módulos são considerados elementos triviais do sistema que compõe as membranas, devido a agregação de todas as estruturas que são essenciais para viabilizar a operação das membranas como unidade de separação (PELEGRIN, 2004).

Os módulos possuem alguns constituintes indispensáveis, como:

- Membranas
- Estruturas de suporte da pressão, do vácuo ou da corrente elétrica aplicados ao sistema;
- Canais de alimentação e remoção do permeado e do concentrado;

A projeção dos módulos, é feita para atender os seguintes requisitos:

- Limitar o acúmulo de material retido pela membrana através da otimização da circulação do fluido a ser tratado;
- Maximizar a superfície da membrana por volume de módulo;
- Evitar a contaminação do permeado com o material do concentrado;
- Simplificar o manuseio;
- Permitir a limpeza eficiente da membrana;
- Reduzir o volume morto.

Além dessas características listadas acima por Maestri (2007), ele ressalta que os módulos devem apresentar fácil manuseio, e permitir a limpeza eficaz da membrana. Existe no mercado vários tipos de módulos, porém os mais utilizados são: módulos com placas, módulos com fibra oca, módulos tubulares.

Dentre as configurações modular existentes, a com placa é considerada a mais simples. A principal utilização se dá no ramo de eletrodialise (ED), onde se utiliza em sistemas de tratamento de água e esgoto. Estes módulos são formados por camadas alternadas de membranas planas e placas de suporte, ordenadas de forma vertical ou horizontal (Figura 11). Outra característica desse sistema é a densidade volumétrica

pequena ( $100$  a  $400\text{m}^2/\text{m}^3$ ), quando comparado a sistemas como os de fibras ocas ou espiral (RADJENOVIC et al., 2008).

Figura 11 - Módulo de membrana com placas



Fonte: TORRES, (2006)

Atualmente existem dois tipos de membrana com fibras ocas. Esse tipo de módulo é comumente utilizado na microfiltração e ultrafiltração. A fixação dessas fibras ocorre nas duas extremidades do tubo através de uma resina que também serve como vedação além de separar os compartimentos de água bruta e permeado (figura 12). Com relação a área da membrana, que é dada por volume de módulo, esta compreende cerca de  $1.000\text{ m}^2/\text{m}^3$ , para sistemas de microfiltração e ultrafiltração e  $10.000\text{m}^2/\text{m}^3$  em módulos de osmose reversa. Outro fator importante é que o número de fibras por módulo varia de centenas a 22.500, dependendo do fabricante.

Figura 12 - Módulo de fibras ocas



Fonte: (RADJENOVIC et al., 2008).

Os módulos tubulares também são conhecidos por possuir um formato simples de módulo, devido sua estrutura ser baseada em tubos revestidos internamente. Sua composição se dá por meio de tubos individuais ou blocos de tubos empacotados na parte interna dos cilindros de suporte. Esse sistema apresenta baixa área de membranas por volume de módulo, contudo, podem apresentar também, altas velocidades de transporte de líquido no interior dos tubos.

Os biorreatores de membrana são reatores de ordem biológica, com biomassa em suspensão, onde ocorre a separação da parte sólida através de microfiltração, utilizando membranas com tamanhos de poros variando de 0,1 a 0,4  $\mu\text{m}$  (METCALF & EDDY, 2003). Provenzi (2005) relata que esse sistema consiste na união de um tratamento biológico juntamente com o processo de separação física por membranas de micro ou ultrafiltração. Sendo assim, os MBRs são ditos como um processo híbrido, uma junção do processo biológico de ordem aeróbia, a um processo de filtração por membranas.

De acordo com Lapolli (1998) apud Maestri (2007), os biorreatores de membrana realizam de forma simultânea duas funções, que consistem no tratamento biológico no biorreator e a separação física utilizando a membrana. O biorreator possui a função de transformar o material orgânico ali presente em mineral ( $\text{CO}_2$ , nitratos, fosfatos, etc), em biomassa. Já a membrana, possui a função de separar a fase líquida da fase sólida, onde a filtração é realizada impondo-se em circulação frontal ou tangencial da suspensão através da membrana. Portanto, o MBR é visto como uma variante do processo de lodos ativados, tendo em vista que o decantador secundário é substituído por um sistema de filtração utilizando membranas. É importante ressaltar também que processos anaérobios também são utilizados nesse sistema (BEAL, 2004; VIDAL, 2006).

### **3. MATERIAIS E MÉTODOS**

Os experimentos para elaboração do estudo foram realizados no laboratório de mecânica da Universidade Federal da Paraíba (UFPB), onde está localizado o biorreator de membrana externa anaeróbio, em escala piloto. Outras análises como DQO, DBO, Nitrogênio, Fósforo, pH, Turbidez e Condutividade foram realizadas no laboratório de carvão ativado (LCA) no centro de tecnologia (CT). O período de análise ocorreu durante os meses de março de 2023 a fevereiro de 2024 (totalizando onze meses de análises), a fim de se obter resultados significativos para a pesquisa em questão. A metodologia utilizada para realização dessas análises está no manual de procedimentos disponibilizados pela Hach – Empresa que vende equipamentos de laboratório.

#### **3.1 EQUIPAMENTOS**

Os equipamentos utilizados durante as análises foram:

- Pastel – UV da Secoman ®
- Espectrofotômetro UVmini-1240/ UVmini-1240V da Shimadzu ®
- Válvulas para controle da vazão e ajuste da pressão
- Tanque para armazenamento de permeado
- Bomba peristáltica da OFA ®
- Tanque retangular de membrana de ultrafiltração -
- Recipiente para captação e coleta do gás metano gerado no biorreator

#### **3.2 PROCEDIMENTO EXPERIMENTAL**

##### **3.2.1 Coleta do efluente e armazenamento**

Para a realização dos ensaios, realizou-se a coleta do efluente bruto na estação de tratamento de efluentes, localizada em João Pessoa-PB, e na casa do estudante universitário, localizada na Universidade Federal da Paraíba, campus João Pessoa. A coleta foi realizada manualmente, a cada 15 dias, ou ainda, conforme esgotava a alimentação do reator. As bombonas utilizadas foram de 10L e 20L (Figura 13). Após

a coleta, uma parte do efluente foi destinado para alimentação do reator, e o restante, para geladeira, sendo utilizado quando necessário, para realimentação do biorreator.

Figura 13 - Coleta do efluente na estação de tratamento de esgoto de João Pessoa

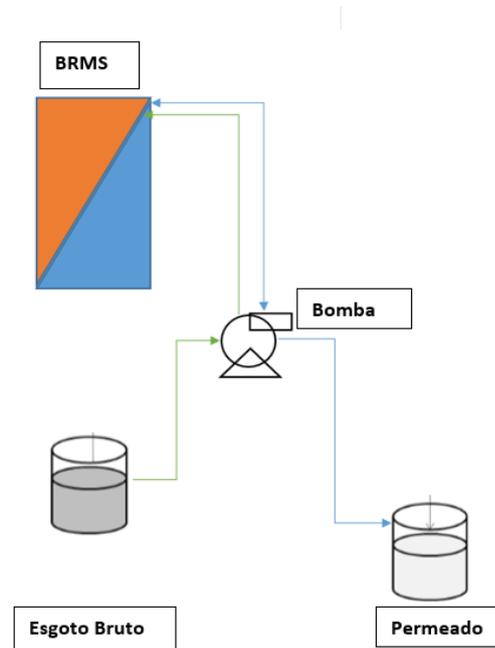


Fonte: Autora, (2023)

### 3.2.2 Biorreator de membrana submersa

O sistema de biorreator de membrana submersa- BRMS, é constituído por um tanque retangular, possui volume de 12L, composto por uma placa de membrana submersa, com placa de ultrafiltração, contendo área de 0,08 m<sup>2</sup> e os poros variando o diâmetro entre 0,03 a 0,1 µm, possuindo também uma bomba peristáltica e dois tanques, um para alimentação do reator, e outro para coleta do permeado, além de um dispositivo para coleta do gás emitido no reator (Figura 14).

Figura 14 - Biorreator anaeróbio de membrana submersa



Fonte: Autora (2024)

O biorreator funciona através do regime de alimentação de fluxo contínuo, onde todos os dias foi alimentado com 2 L de esgoto doméstico, e retirado 2 L do permeado. Seu princípio de funcionamento é biológico sem injeção de oxigênio, com membrana submersa de ultrafiltração, visando refinar o tratamento, para obter percentuais de remoção mais elevado. Por operar de forma anaeróbia, possui potencial para geração de gás metano, devido a atividade microbiológica de bactérias anaeróbias.

Para realização da alimentação do biorreator e retirada do permeado foi utilizado uma bomba peristáltica, que ficava em funcionamento apenas no período de alimentação e retirada do permeado. A bomba foi direcionada para funcionar de forma lenta, evitando a aceleração da colmatação da membrana. O recipiente utilizado tanto para alimentar quanto para retirar o permeado foram dois Becker com volume de 2 litros de capacidade.

O estudo foi dividido em duas etapas, a primeira etapa é a que compõe os dados apresentados neste trabalho, e a segunda etapa, terá novos dados com todas os ajustes necessários para melhorar a eficiência no tratamento proposto, além de estudar outras vertentes que na primeira etapa não foi possível abranger, como por exemplo a geração de gás metano e o aproveitamento do lodo como biofertilizante.

### 3.2.3 Análises realizadas

As análises de DQO-HACH, fósforo- HACH, nitrogênio-HACH, sólidos totais- Método de secagem, foram realizadas semanalmente, e as análises de turbidez, condutividade e PH, foram realizadas diariamente, conforme tabela a seguir. As amostras foram extraídas da seguinte forma: Amostra bruta: efluente bruto, Amostra filtrada: efluente bruto, onde este foi passado pelo filtro de café, visando obter a amostra filtrada e por fim, a amostra do permeado, obtida através do permeado do efluente doméstico.

Tabela 8 - Metodologia e frequência dos parâmetros utilizados

VARIÁVEIS	MÉTODOS	FREQUENCIA
DQO	HACH/ Pastel UV	Semanal
DBO	Pastel UV	Semanal
FÓSFORO	HACH	Semanal
NITROGÊNIO	HACH	Semanal
SÓLIDOS TOTAIS	Pastel UV / Secagem	Semanal
CONDUTIVIDADE	Condutímetro	Diária
TURBIDEZ	Turbidímetro	Diária
PH	Phmetro	Diária

Fonte: Autora (2024)

#### 3.2.3.1 Análise de Fósforo Total – P

Na análise de fósforo total, o método utilizado foi o 8190 da Hach, através da digestão com persulfato ácido com faixa de 0,06 a 3,50 mg L<sup>-1</sup> PO<sub>4</sub><sup>-</sup>. Em cada amostra realizada semanalmente, o efluente foi diluído em água destilada na proporção 4:1, e posteriormente inserido 5,0 mL de amostra ao tubo analítico, sendo acrescentado em seguida, o sachê de pó de persulfato de potássio para fosfato. Após esse procedimento, foi realizada uma leve agitação na amostra, seguindo o procedimento analítico, e levado ao reator pré-aquecido a 150°C por 30 minutos. Após o período de 30 min dentro do reator, o tubo foi resfriado em temperatura ambiente, para não ocorrer alterações na análise. Na sequência adicionou-se 2 mL da solução padrão de hidróxido de sódio de 1,54 N, presente no kit da hach para amostra em questão. Em

seguida, realizou-se a vedação do frasco, onde o mesmo para submetido ao espectrofotômetro. Este equipamento precisa ser zerado sempre antes de iniciar o processo de leitura da amostra (Figura 15). Após zerar o equipamento, é colocado dentro do tubo o sachê em pó de Phosver 3. Por fim, o método analítico da Hach recomenda realizar a agitação da amostra, além de esperar o intervalo de 2 min para realizar a leitura.

Figura 15 – Tubos contendo solução para análise de P total, método Hach 8190 (A) e Espectrofotômetro UV- Vis (B)



Fonte: Autora (2023)

### 3.2.3.2 Análise de Nitrogênio Total – N

As análises de Nitrogênio Total- N, foram feitas através do método 10071 da Hach por digestão de persulfato em 2 tubos, devido a necessidade de se utilizar um tubo para amostra e outro na preparação do branco. Em um tubo, foi colocado 2 mL da amostra, e no outro, para preparação do branco, 2 mL de água destilada. Posteriormente agitou-se os tubos e os inseriu no reator, sendo pré-aquecido a 106°C durante 30 minutos. Após esse período, as análises são removidas do equipamento e deixadas para resfriar em temperatura ambiente e, então, adicionado o sachê contendo o reagente A. A Hach recomenda aguardar o prazo de 2 para dar continuidade as etapas seguintes da análise. Na sequência, o próximo passo foi inserir com o auxílio de uma pipeta, 2 mL da solução preparada para o reagente C no tubo,

onde esperou-se 10 minutos para ocorrer a reação. Com o espectrofotômetro calibrado, foi feita a leitura da amostra (Figura 16) no programa 350 N total.

Figura 16– Tubos contendo solução para a análise de N total método Hach 10071



Fonte: Autora (2023)

### 3.2.3.3 Análise da Demanda Bioquímica de Oxigênio – DBO

A análise de DBO é comumente utilizada como parâmetro de qualidade da água, sendo vista como indicador de poluição de cursos hídricos por resíduos orgânicos, como esgoto doméstico e efluente industrial, onde prevalece a relação de que, quanto maior a DBO, maior vai ser a quantidade de MO presente no corpo hídrico. A análise foi realizada por meio do aparelho marca AquaLytic, com o auxílio de uma incubadora, possui duração de 5 dias, para realização da leitura. Foram feitas três análises utilizando este equipamento, porém, o mesmo deu defeito, impossibilitando a continuidade das análises por essa metodologia. Contudo, o equipamento Pastel UV (Figura 17) possui vários parâmetros analíticos, incluindo a DBO, sendo assim, esse equipamento foi utilizado para obtenção dos demais valores de DBO.

Figura 17 - Pastel UV



Fonte: Autora (2023)

#### 3.2.3.4 Análise da Demanda Química de Oxigênio – DQO

A DQO é um parâmetro fundamental para aferir a quantidade de compostos orgânicos presente na amostra de água, além de verificar a capacidade do consumo de oxigênio no processo de oxidação química, o tempo médio para realização da análise de DQO é de 2h. Nesta análise, foi utilizado o método de digestão do reator USEPA 1 800 da Hach, onde a faixa de leitura foi de 20 a 1500 mg/L de DQO. Dando seguimento a metodologia da análise, utilizou-se uma micropipeta para coletar 2 mL da amostra, para adicionar no tubo reacional. Após esse procedimento, a amostra foi agitada e colocada no reator, pré-aquecido por 2h. Para análise da DQO, é necessário a utilização do branco, então o mesmo foi feito, em um tubo separado, contendo 2 mL de água destilada, visando a sua utilização para zerar o espectrofotômetro, para obtenção da leitura da amostra (Figura 18).

Figura 18 – Tubos com solução do esgoto bruto, filtrado, permeado e branco, para análise de DQO método Hach



Fonte: Autora (2023)

### 3.2.3.5 Análise de pH

A análise de pH foi realizada com o intuito de determinar o grau de acidez, neutralidade e/ou alcalinidade aquosa. A escala do pH varia de 0 a 14, possuindo leitura para valores abaixo de 7 (acidez) e acima de 7 (alcalinidade). O instrumento utilizado nas análises para leitura do pH foi o pHmetro (Figura 19). Monitorar o pH é extremamente fundamental para manutenção da microbiota de microrganismos anaeróbios, que são responsáveis pela degradação da MO.

Figura 19 – pHmetro portátil da marca testo 206 e tampões de pH marca cinética.



Fonte: Autora (2023)

### 3.2.3.6 Análise de Condutividade

A análise de condutividade foi utilizada para medir a capacidade de que uma determinada solução possui, em conduzir corrente elétrica. Parâmetros como íons presentes na solução, influenciam na condutividade. Devido a praticidade em realizar essa análise nas amostras, a frequência analítica realizada neste experimento foi diária, a partir de amostras do efluente bruto, permeado e filtrado. O equipamento utilizado para análise foi o condutímetro da Hach (Figura 20), sendo calibrado antes de todas as leituras.

Figura 20 - Condutivímetro da marca Hach e solução de calibração da marca Hach



Fonte: Autora (2023)

### 3.2.3.7 Análise da Sólidos Suspensos Totais

A literatura relata que os Sólidos Suspensos Totais (SST) são tidos como indicadores de qualidade da água e efluente e, quando em excesso, são prejudiciais ao corpo receptor (METCALF & EDDY, 2003).

Pensando nisso, foram feitas algumas análises para verificar se houve redução de SST nas amostras retiradas do biorreator. A determinação dos SST foi feita a partir da secagem em estufa, do substrato retirado do biorreator.

### 3.2.3.8 Análise da turbidez

A turbidez é uma análise realizada com o intuito de verificar a quantidade de sólidos em suspensão na água. Essas partículas são comumente formadas por sedimentos, matéria orgânica e microrganismos. Esse parâmetro afeta a transparência da água, implicando assim, na qualidade da água para consumo humano. As análises de turbidez foram realizadas utilizando o turbidímetro da Hach (Figura 21), onde o mesmo foi calibrado antes das leituras realizadas no equipamento.

Figura 21 - Turbidímetro da marca Hach



Fonte: Autora (2024)

### 3.3 LIMPEZA QUÍMICA DA MEMBRANA

A limpeza química da membrana foi realizada quando estava saturada, diminuindo assim a eficiência do tratamento. Isso ocorre devido a formação de uma camada de biofilme na membrana (Figura 22-a), reduzindo a passagem do efluente pelo filtro, aumentando também a perda de carga do sistema. Para realização da limpeza da membrana, o biorreator foi drenado e a solução biológica presente no seu interior foi armazenada em uma bombona, visando sua preservação. Após a drenagem do biorreator, a membrana foi desacoplada, lavada com água e detergente visando a remoção do biofilme presente na mesma. Em seguida, a mesma foi devolvida ao biorreator, que foi preenchido com 10 litros de água, e posteriormente, adicionado 300mL de ácido fosfórico (pH = 2), para realização da lavagem química. A membrana ficou submersa nesta solução por 24h. A periodicidade da lavagem da membrana é feita a partir do momento que as análises começam a demonstrar formação de biofilme, além de redução da eficiência de filtração do sistema.

Figura 22 - Membrana com biofilme criado após utilização no biorreator (A), Membrana após limpeza química (B)



Fonte: Autora, (2023)

### 3.4 CÁLCULOS DE EFICIÊNCIA DO SISTEMA PROPOSTO

De posse dos resultados de DBO, Nitrogênio total, fósforo, DQO e turbidez medidos no período de março de 2023 a fevereiro de 2024, foram calculados a eficiência do tratamento proposto, por meio da equação (1), utilizando a média, obtida no efluente bruto e a média obtida no permeado:

$$Ef = \frac{Eb - Ep}{Eb} \times 100 \quad (1)$$

Sendo:

$Ef$  = Eficiência do Sistema

$Eb$  = efluente bruto

$Ep$  = permeado

## 4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

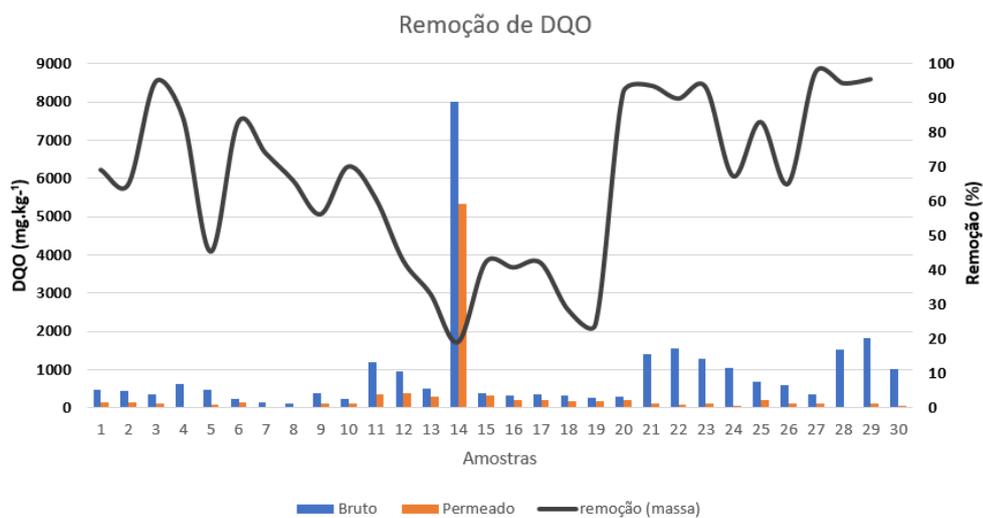
### 4.1 RESULTADOS DA DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO (DQO)

Os resultados evidenciaram que na amostra 1, o esgoto bruto da ETE João Pessoa apresentou DQO inicial no valor de 480,00 mg L<sup>-1</sup>, já o permeado obteve redução para 141,00 mg L<sup>-1</sup> de DQO. Devido o reator ter sido alimentado por fontes diferentes de esgoto doméstico, além da adição do lodo, que foi realizada no início do tratamento visando aumentar a microbiologia do sistema, a DQO sofreu variações no decorrer das análises, ficando bem evidenciado na amostra 14, onde a DQO do efluente bruto foi 8000 mg L<sup>-1</sup>, e o permeado resultou em DQO de 5350 mg L<sup>-1</sup>.

Campello (2009) realizou um estudo sobre biorreator de membrana submersa aplicado ao tratamento de esgoto, e obteve valores de DQO (mg L<sup>-1</sup>) na faixa de 167,39±125,21 para esgoto bruto e no permeado 13,78±10,53, com remoção de 87,4%. Santos (2020) obteve valores de DQO com média aproximada de 440 mg L<sup>-1</sup> para o esgoto bruto, já no permeado a média ficou entre 220 ± 170 mg L<sup>-1</sup>.

Os resultados de DQO obtidos (Figura 23), quando comparado com outros estudos disponíveis na literatura citados nesse tópico, são satisfatórios para representar eficiência de remoção, tendo em vista que foi obtido eficiência de 70%.

Figura 23 - Análise da remoção da Demanda química de oxigênio (DQO) do efluente bruto e do permeado submetido ao sistema de tratamento por biorreator anaeróbio de membrana submersa, do esgoto oriundo da ETE João Pessoa e da casa do estudante, durante o período de 11 meses



No mês de junho de 2023, as análises foram realizadas com coletas obtidas através do esgoto da casa do estudante da UFPB. O esgoto desse ponto de coleta apresenta concentrações de DQO mais baixas, devido a variações da quantidade de residentes e horário da coleta. A remoção de DQO seguiu com uma ótima eficiência, durante os meses de junho a fevereiro. A alimentação do reator foi feita de forma contínua, durante todo o tempo de estudo. No mês 07 de 2023, a coleta foi realizada na estação de tratamento de João Pessoa - PB, obtendo um esgoto com características mais densas, e DQO mais elevada.

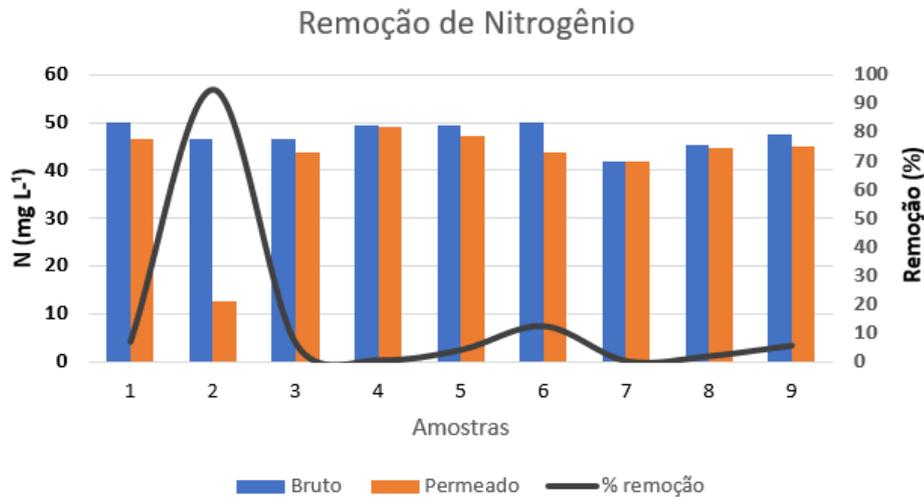
Nos meses seguintes, o padrão analítico se manteve o mesmo, obtendo resultados similares aos meses apresentados neste trabalho, mantendo a eficiência elevada, de acordo com as concentrações de DQO obtidas. Resultados de pesquisa para o mesmo tratamento relatam que o esperado de remoção de DQO é de 30 a 99% (ERSAHIN et al., 2017). Esses dados evidenciam que o tratamento apresentado possui eficácia para remoção de DQO.

#### 4.2 RESULTADOS DO NITROGÊNIO TOTAL (mg L<sup>-1</sup>)

O sistema de biorreator anaeróbio de membrana submersa possibilitou remoção de 14,64 mg L<sup>-1</sup> nos tores de nitrogênio total presente no efluente doméstico (Tabela 9, figura 24). No estudo de Felizatto (2017), os resultados obtidos foram de 58,5 mg.L para o afluente e 59,5 mg L<sup>-1</sup> para o efluente do permeado, não obtendo eficiência de remoção em nitrogênio.

Com relação a concentrações obtidas no esgoto bruto, Von Sperling (2002), relata que a concentração de Nitrogênio Total para esgoto doméstico bruto é 35 a 70 (mg L<sup>-1</sup>), no presente estudo, a média de Nt para o afluente foi de 47,4 mg L<sup>-1</sup>, estando dentro da faixa do esperado conforme literatura.

Figura 24 – Análise da remoção do nitrogênio ( $\text{mg L}^{-1}$ ) do efluente bruto e do permeado submetido ao sistema de tratamento por biorreator anaeróbio de membrana submersa, do esgoto oriundo da ETE João Pessoa e da casa do estudante, durante o período de 11 meses.

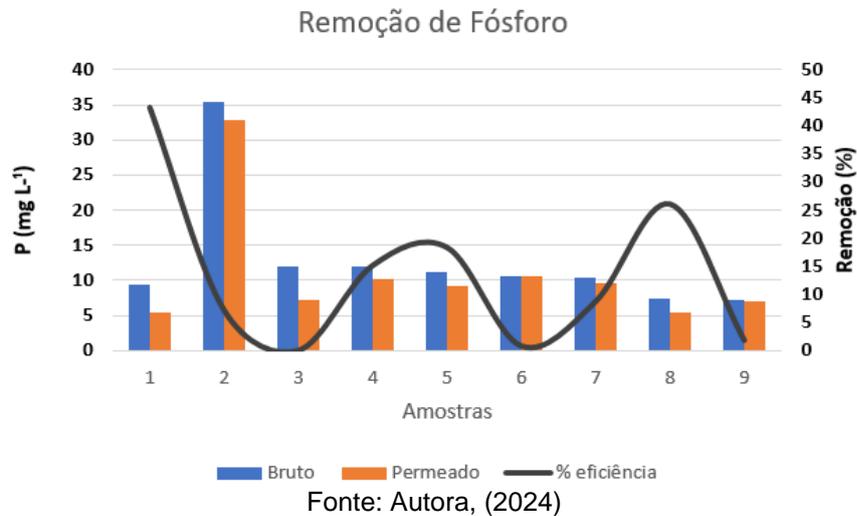


#### 4.3 RESULTADOS DO FÓSFORO TOTAL ( $\text{mg L}^{-1}$ )

O presente estudo obteve redução nos teores de fósforo quando comparado o esgoto bruto e o efluente permeado do biorreator anaeróbio de membrana submersa. Ao total, foram realizadas 10 análises de Fósforo. Campello (2009) em seu estudo, obteve média de remoção de P na faixa de 17,72%, Santos (2020) obteve remoção de 13%, Ersahin et al. (2014) obtiveram remoção de 13%.

Com relação a concentrações obtidas no esgoto bruto, Von Sperling (2002), relata que a concentração de Fósforo Total (Pt) para esgoto doméstico bruto é 5 a 25  $\text{mg L}^{-1}$ , no presente estudo, a média de Pt para o afluente foi de 12,9  $\text{mg L}^{-1}$ , estando dentro da faixa do esperado conforme literatura (Figura 25). Já para os valores de remoção do Fósforo, Von Sperling segue afirmando que, 35% é a faixa máxima que os sistemas de tratamento conseguem obter de remoção de fósforo total.

Figura 25 – Análise da remoção de Fósforo Total ( $\text{mg L}^{-1}$ ) do efluente bruto e do permeado submetido ao sistema de tratamento por biorreator anaeróbio de membrana submersa, do esgoto oriundo da ETE João Pessoa e da casa do estudante, durante o período de 11 meses

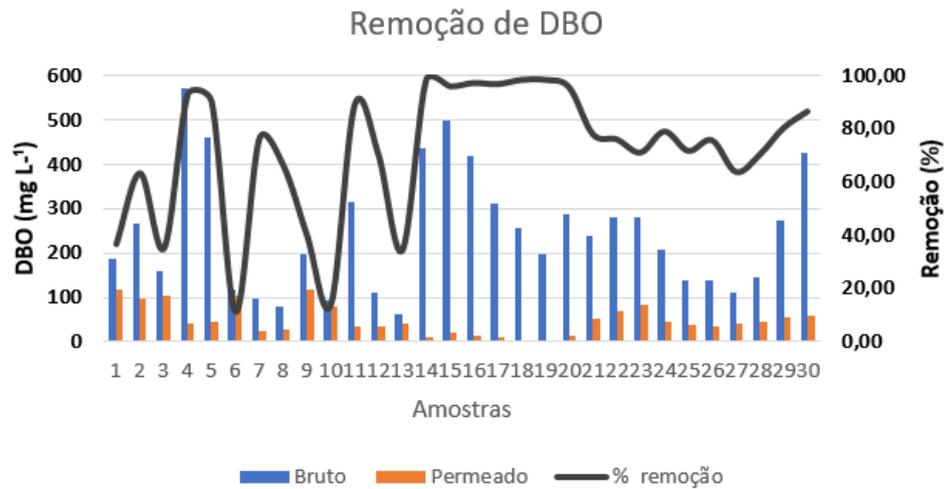


#### 4.4 RESULTADOS DA DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXIGÊNIO (DBO)

Os resultados evidenciaram que o sistema de biorreator anaeróbio com membrana interna removeu de  $197 \text{ mg L}^{-1}$  na DBO (Tabela 9; Figura 26). Nos resultados apresentados por Giacobbo (2010), em seu estudo a remoção de DBO foi de 88%, Felizatto (2017) obteve remoção de DBO de 87%. Apesar do trabalho ter obtido percentuais um pouco abaixo de outros estudos relacionados a remoção de DBO, o presente trabalho ainda na primeira etapa obteve uma remoção satisfatória de DBO, tendo em vista que com relação ao lançamento de efluentes em corpos hídricos, o mesmo deverá apresentar máximo de concentração de  $120,0 \text{ mg de O}_2 \text{ L}^{-1}$ , ou remoção mínima de 60% em sistemas de tratamento (CONAMA 430/11), confirmando que o sistema é eficiente na remoção deste parâmetro, tendo em vista que foi atingido 70% de remoção.

A concentração média da DBO para o efluente bruto foi de  $276,3 \text{ mg de O}_2 \text{ L}^{-1}$ , (Figura 26) estando dentro da faixa para esgoto bruto ( $200 - 750 \text{ mg de O}_2 \text{ L}^{-1}$ ), segundo (SILVA e MARA, 1979), e da faixa de  $110-400 \text{ mg de O}_2 \text{ L}^{-1}$  por Gonçalves e Souza (1997).

Figura 26 - Análise da remoção de DBO do efluente bruto e do permeado submetido ao sistema de tratamento por biorreator anaeróbio de membrana submersa, do esgoto oriundo da ETE João Pessoa e da casa do estudante, durante o período de 11 meses



Fonte: Autora, (2024)

A DBO e DQO são parâmetros importantes na análise de eficiência de um sistema, tendo em vista que ambas possuem capacidade de determinar a quantidade de matéria orgânica presente no esgoto. Nas análises realizadas, nesses dois parâmetros, o permeado do biorreator manteve valores de DBO e DQO abaixo dos valores obtidos no efluente bruto, indicando que após passar no biorreator, a demanda de oxigênio é reduzida.

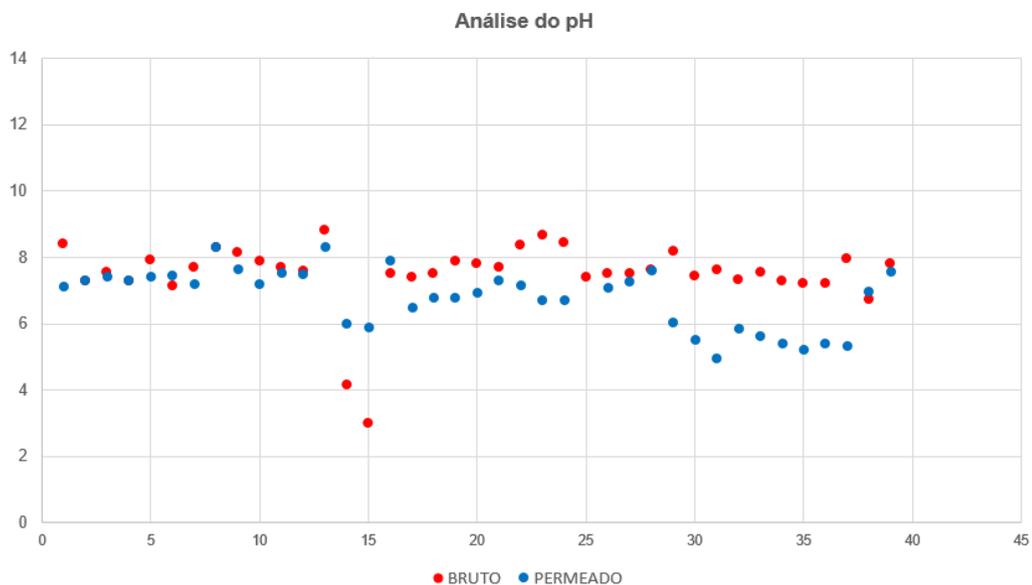
#### 4.5 RESULTADO DO pH

De acordo com Metcalf & Eddy (2003), a maioria dos microrganismos não possui tolerância a níveis de pH fora da faixa de 4 a 9,5, sendo o nível ótimo entre 6,5 a 7,5. Esse controle nessas etapas é fundamental para manutenção dos microrganismos anaeróbios capazes de degradar a matéria orgânica.

Santos (2020) obteve resultados de pH no sistema de biorreator de membrana dinâmica submersa com média de 7,5 para o bruto e 7,6 para o permeado, afirmando que o pH permaneceu dentro da faixa ótima para desenvolvimento dos microrganismos. Campello (2009) obteve valores de pH na faixa de 6,42 a 7,54. Giacobbo (2010) na faixa de 6 a 8. Nascimento (2020) na faixa de 6,82 a 7,79.

Na figura 27 é possível perceber que na faixa vermelha, que representa o efluente bruto, o valor do pH médio é de 7,56. Já na faixa azul, representada pelo efluente do permeado, a média do pH é de 7.06, devido a necessidade de algumas correções no decorrer das etapas metabólicas dos microrganismos. Esses valores vão de acordo com a faixa de pH obtido na literatura, para manutenção do sistema de forma eficiente.

Figura 27 - Análise do pH do efluente bruto e do permeado submetido ao sistema de tratamento por biorreator anaeróbico de membrana submersa, do esgoto oriundo da ETE João Pessoa e da casa do estudante, durante o período de 11 meses



Fonte: Autora, (2024)

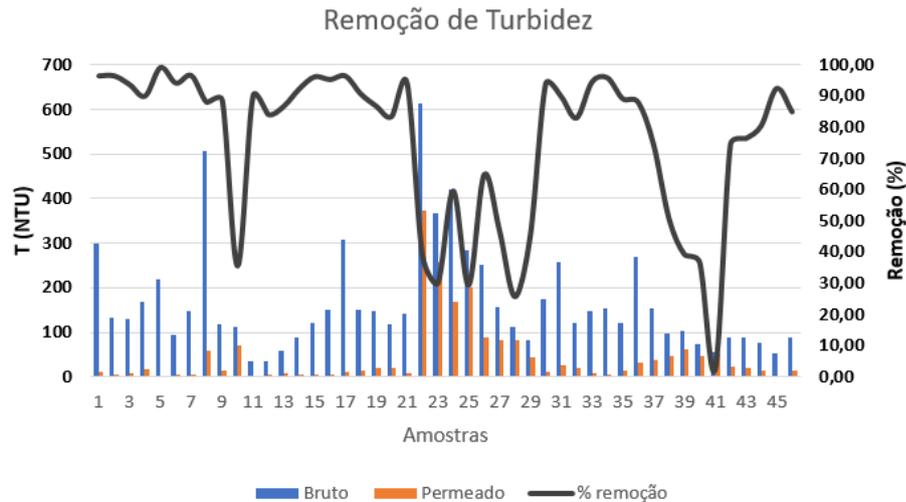
#### 4.6 RESULTADO DAS ANÁLISES DE TURBIDEZ

O esgoto bruto coletado apresentou turbidez média de 155,1 NTU. Já o permeado, apresentou média de 28,6 NTU, foram realizadas um total de 163 análises.

Santos (2020) analisou o sistema de biorreator de membrana submersa por 120 dias, e obteve no esgoto bruto, turbidez de 271,86 NTU e no permeado, turbidez de 80,45 NTU. Já Nascimento (2020) atingiu valores de turbidez média no esgoto bruto de  $321,1 \pm 127,3$  NTU, e o permeado  $120,8 \pm 43,8$  NTU,

Ao comparar com os resultados de remoção de turbidez de outros trabalhos, é possível constatar que o sistema de biorreator anaeróbio de membrana submersa reduziu substancialmente a turbidez (Figura 28).

Figura 28 - Análise da remoção da turbidez do efluente bruto e do permeado submetido ao sistema de tratamento por biorreator anaeróbio de membrana submersa, do esgoto oriundo da ETE João Pessoa e da casa do estudante, durante o período de 11 meses



Na amostra 22, houve esse pico de turbidez devido a adição de lodo no sistema, para aumentar a microbiologia, porém como observado na figura acima, a adição de lodo não reduziu a eficiência do sistema nas análises seguintes.

Após passar pelo tratamento proposto, a melhora no parâmetro da turbidez foi significativa, obtendo um permeado bastante clarificado, quando comparado a água potável. Nesse sentido, ao observar a água potável do lado esquerdo da imagem, e o permeado do lado direito fica evidente a eficiência de remoção da turbidez através do sistema de tratamento utilizando biorreator anaeróbio de membrana submersa (Figura 29).

Figura 29 – Comparação visual entre amostra da água potável (esquerda) e amostra do permeado (direita)



Fonte: Autora, (2023)

#### 4.7 EFICIÊNCIAS OBTIDAS NO SISTEMA DE TRATAMENTO POR BIORREATOR ANAERÓBIO DE MEMBRANA SUBMERSA

Para eficiência do parâmetro de DQO, Nascimento (2020) obteve eficiência média de remoção de 56,01%, enquanto Giacobbo (2010) obteve remoção de DQO de 46% e Santos (2020) obteve remoção de 77,4 %. Neste trabalho, a eficiência de DQO e DBO foi de 70%, obtendo equivalência de remoção com outros percentuais obtidos na literatura.

A turbidez obteve eficiência de remoção de 62%. Resultados de pesquisa relatam eficiência média de 60% (Nascimento, 2020) a 78% na remoção da turbidez (Brito, 2022).

O sistema apresentou remoção do nitrogênio total com média de 12 a 14,64%. Foram realizadas 9 análises de Nitrogênio (Apêndice G). Esse valor é considerado intermediário, com base nos estudos realizados por Giacobbo (2010), que apresentou 16% de remoção e Campello (2009), 17,11%.

O resultado de eficiência média de Fósforo Total (15,12%) da presente pesquisa foi inferior ao reportado por Campello (2009), 17,72%, mas teve equivalência quando comparado ao reportado por Santos (2020), 13% e Ersahin et al. (2014), 13%.

Na tabela 9 é possível observar os valores de eficiência de remoção obtidos nos parâmetros de DQO, DBO, Nt, P, Turbidez.

Tabela 9 - Valores de eficiência dos parâmetros analisados do efluente bruto e do permeado submetido ao sistema de tratamento por biorreator anaeróbio de membrana submersa, do esgoto oriundo da ETE João Pessoa e da casa do estudante, durante o período de 11 meses.

<b>Parâmetros</b>	<b>Bruto</b>	<b>Permeado</b>	<b>Eficiência %</b>
	Média	Média	
DQO, mgO <sub>2</sub> /L	655,7	193,6	70%
DBO, mgO <sub>2</sub> /L <sup>-1</sup>	276,3	80,0	70%
N, mg/L <sup>-1</sup>	47,4	41,6	12%
P, mg/L <sup>-1</sup>	12,9	10,8	16%
Turbidez, NTU	155,1	28,6	62%

Fonte: Autora, (2024)

#### 4.8. PADRÕES DE LANÇAMENTO NA LEGISLAÇÃO BRASILEIRA

Segundo o Conama 430/11, para lançamento de DBO o valor máximo de referência permitido é de 120 mg de O<sub>2</sub>/L ou 60% de eficiência de remoção para o tratamento proposto, a DBO do permeado obteve média de 80mgO<sub>2</sub>/L<sup>-1</sup>, estando dentro dos padrões de lançamento em corpo hídrico exigidos pela legislação, além de eficiência de remoção de 70%. Para DQO, Fósforo e turbidez, esta normativa não disponibiliza valores de referência. Com relação ao pH, o valor padronizado pela legislação para lançamento compreende a faixa de 5 a 9. O valor médio de pH obtido neste trabalho para o permeado foi de 7,06, estando dentro das conformidades para lançamento. O nitrogênio total não possui valores limites de referência, porém, o CONAMA padronizou o nitrogênio amoniacal total com limite de 20 mg/L. Apesar do sistema ter obtido remoção do Nt de 12%, não foi o suficiente para se obter níveis satisfatórios com relação a concentração final do nitrogênio, necessitando de um aprimoramento do sistema para remoção deste nutriente.

#### 4.9. BIOGAS NO SISTEMA DE TRATAMENTO POR BIORREATOR ANAERÓBIO DE MEMBRANA SUBMERSA

No trabalho proposto não foi possível obter biogás proveniente do metano gerado pelas bactérias anaeróbias na primeira fase do estudo, acredita-se que isso aconteceu devido ao biorreator ter sido mantido na temperatura de 25°C, impactando na atividade microbológica. Santiago et al. (1997) e Von Sperling (2002) indicam como temperatura ótima para geração do biogás metano, 35°C. O ajuste e variações da temperatura do biorreator será efetuado na sequência de desenvolvimento desta pesquisa.

## 5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O sistema de tratamento de efluente composto por biorreator anaeróbico de membrana submersa apresentou eficiência para a remoção de DQO e DBO de 70%, N de 12%, P de 16% e Turbidez de 62%.

Os valores obtidos com a remoção dos parâmetros analisados foram satisfatórios perante percentuais obtidos na literatura para DQO, DBO, P, N e Turbidez, porém, apenas o nitrogênio total não alcançou a concentração ideal para lançamento em corpo hídrico exigido pelo CONAMA, necessitando de aprimoramento no sistema para melhor remoção.

Nesta primeira etapa do estudo, não foi possível gerar biogás proveniente de bactérias anaeróbias, porque o biorreator foi mantido em temperatura de 25°C. Recomenda-se como estudos futuros, manter o sistema na temperatura de 35°C, para analisar quantidade de biogás gerado. Outro ponto a ser destacado para estudos futuros é a possibilidade do aproveitamento do lodo residual proveniente do sistema como adubo orgânico, tendo em vista que esse material é rico em nutrientes como Nitrogênio e Fósforo.

## REFERÊNCIAS

ANDRADE, L. H. **Tratamento de efluente de indústria de laticínios por duas configurações de biorreator com membranas e nanofiltração visando o reúso.** Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, MG, 2011.

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. 313 p.

BERNHARD, M.; MÜLLER, J.; KNEPPER, T. P. **Biodegradation of persistent polar pollutants in wastewater: Comparison of an optimised lab-scale membrane bioreactor and activated sludge treatment.** *Water research*, v. 40, p. 3419-3428, 2006.

BRITO, A. L. M. Membrana dinâmica aplicada em biorreatores anaeróbios tratando águas residuárias domésticas concentradas. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental). Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, PB. 2022.

CAMPELLO, F. Nitrificação e pré-desnitrificação em sistema de tratamento de esgoto sanitário utilizando biorreator à membrana submersa visando reúso. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC. 2009.

CARDOSO, M. G. **Bioaugmentação em reatores anaeróbico e aeróbio e uso de reator nitrificante para redução da carga orgânica e nitrogenada.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) - Universidade Federal de Santa Maria - Centro de Tecnologia. Santa Maria, RS, 2012.

CHERNICHARO, C.A.L.; ZERBINI, A.M.; BITTENCOURT, R.B. **Análises comparativas das técnicas de tubos múltiplos e substrato definido, aplicadas à identificação de coliformes em amostras de esgotos brutos efluentes anaeróbios.** In: Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios: coletânea de trabalhos técnicos. Coord. CHERNICHARO, C.A.L. Belo Horizonte, p.61- 69, 2001.

CHERYAN, M. **Ultrafiltration and Microfiltration Handbook.** Pennsylvania, Technomic, 1998.

CONAMA: CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução n.430 de 13 de Maio de 2011.** Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes complementam e alteram a resolução n. 357 de 17 de março de 2005.

DAGNEW, M.; PARKER, Q.; SETO, P. *Anaerobic membrane bioreactors for treating waste activated sludge: Short term membrane fouling characterization and control tests.* *Journal of Membrane Science*, n. 421-422, p.103–110, 2012.

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.

FELIZATTO, M. R. **Tratamento de esgotos sanitários usando reator UASB seguindo de microfiltração por membrana submersa**. Tese (Doutorado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos). Universidade de Brasília, Distrito Federal. 2017.

GIACOBBO, Alexandre. **Biorreator à membrana aplicado ao tratamento de efluentes** 2010.1 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Minas, Metalúrgica e de Materiais) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS, 2010. Disponível em: <file:///C:/Users/User/Desktop/DISSERTA%C3%87%C3%83O/MATERIAL%20DA%20DISSERTA%C3%87%C3%83O/DISSERTA%C3%87%C3%83O.pdf>. Acesso em: 13 mar. 2022.

GONÇALVES, F. B.; SOUZA, A. P. *Disposição Oceânica de Esgotos Sanitários: História e Prática*. Rio de Janeiro: ABES, 1ª edição. 1997

GONÇALVES, R.F.; CHERNICHARO, C.A.L.; ANDRADE, C.O.; ALEM, P.; KATO, M.T.; COSTA, R.H.R.; AISSE, M.M.; ZAIAT, M.. **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios por reatores com biofilme**. In: Capítulo 4. “Pós-Tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios – coletânea de trabalhos Vol. 1”, Coord C.A.L. CHERNICHARO. Projeto PROSAB. Belo Horizonte, 1ª ed, p.171-278, 2001.

HABERT, A.C.; BORGES, C.P.; NOBREGA, R. *Escola Piloto em Engenharia Química: Processos de separação com membranas*. Instituto Alberto Luiz Coimbra de Pós Graduação e Pesquisa de Engenharia (COPPE) – Universidade Federal do Rio de Janeiro - UFRJ, 2006.

HOLBROOK, R. D.; MASSIE, K. A.; NOVAK, J. T. A. **Comparison of Membrane Bioreactor and Conventional-Activated-Sludge Mixed Liquor and Biosolids Characteristics**. *Water Environmental Research*, v. 77, p. 323 – 330, 2005.

LAPOLLI, F. R. **Biofiltração e Microfiltração Tangencial para Tratamento de Esgotos**. Tese. Escola de Engenharia de São Carlos – USP, 1998.

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

METCALF & EDDY, INC. (2003). **Wastewater Engineering – treatment, disposal and reuse**. 3º ed. Estados Unidos, McGraw-Hill.

MULDER, M. **Basic principles of membrane technology**. 2nd. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 2003.

NASCIMENTO, J. N. **Utilização de biorreator anaeróbico de membrana dinâmica no tratamento de esgoto doméstico para reuso agrícola.** Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental). Universidade Estadual da Paraíba – UEPB. Campina Grande. 2020.

PELEGRIN, D. C. **Microfiltração tangencial de efluente sanitário após tratamento biológico.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC, 2004. 114 p.

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. 154 p

RADJENOVIĆ, J. et al. **Membrane bioreactor (MBR) as an advanced wastewater treatment technology.** In: Handbook Environmental Chemistry. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, v. 5, 2008. p. 37-101.

RISSOLI, C. A. **Estudo de parâmetros operacionais do reator UASB tratando esgoto doméstico e avaliação da biodegradabilidade do seu efluente.** Dissertação (Mestrado Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos), Universidade de Brasília – Faculdade de Tecnologia. Brasília, DF, 2004.

SANTIAGO, V. M. J. et al. **Nitrificação em biodisco.** In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 19.,1997, Foz do Iguaçu. Anais do XIX Congresso Brasileiro de engenharia Sanitária e Ambiental. Foz do Iguaçu: ABES, 1997. p. 958-970.

SANTOS, R. B. **Aplicação de biorreator de membrana dinâmica submersa no tratamento de águas residuárias domésticas.** Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental). Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande. 2020.

SANTOS, A.S.P. **Avaliação de desempenho de um filtro biológico percolador em diferentes meios suporte plásticos.** 2005. 81p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil).Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. 2005.

SCHNEIDER, R.P.; TSUTIYA, M.T. **Membranas Filtrantes para o tratamento de água, esgoto e água de reúso.** Edição I, ABES, São Paulo, 2001.

SILVA, M. K. **Biorreatores com membranas: uma alternativa para o tratamento de efluentes.** Porto Alegre – RS, 2009. Tese de Doutorado (Engenharia Química) Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2009.

SILVA, M. K.; TESSARO, I. C. & WADA, K. **Biorreatores com membranas, uma alternativa promissora no tratamento de águas e efluentes para reuso.** In: Seminário do Programa de PósGraduação em Engenharia Química – PPGEQ – Oktober Fórum, Porto Alegre. Anais... Porto Alegre: UFRGS, 2014. 4 p.

SILVA, S. A.; MARA, D. D. **Tratamento Biológico de Águas Residuárias.** Belo Horizonte, UFMG. 2 a edição. 196p. 1979.

SOUSA, C. A. **Tratamento termofílico aeróbio de efluente de máquina de papel utilizando biorreator a membranas.** Tese (Doutorado em Ciência Florestal). Viçosa: Universidade Federal de Viçosa, 2008. 127 p.

TAMBOSI, J. L. **Remoção de fármacos e avaliação de seus produtos de degradação através de tecnologias avançadas de tratamento.** Florianópolis – SC, 2008. Tese de Doutorado (Engenharia Química), Universidade Federal de Santa Catarina, 2008.

VIANA, P.Z. **Biorreator com membrana aplicado ao tratamento de esgotos sanitários: avaliação do desempenho de módulos de membranas com circulação externa.** Tese do Instituto Alberto Luiz Coimbra de Pós Graduação e Pesquisa de Engenharia (COPPE), Universidade Federal do Rio de Janeiro - UFRJ, 2004.

VIDAL, C. M. S. **Avaliação de microfiltração tangencial como alternativa de tratamento avançado de efluente gerado em sistema de tratamento de esgoto sanitário constituído de reator UASB (*upflow anaerobic sludge blanket*) seguido de tanque de aeração.** Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento). São Carlos: Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo - USP, 2006. 193 p.

VON SPERLING, M. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias – Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.** DESA – Universidade Federal de Minas Gerais - UFMG, Belo Horizonte, v.1, 243 p., 1996.

VON SPERLING, M. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias – Princípios básicos do tratamento de esgotos.** DESA – Universidade Federal de Minas Gerais - UFMG, Belo Horizonte, v.2, 211 p., 1996.

VON SPERLING, M. **Lodos ativados.** v. 4. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 2002. 428 p.

YAMAMOTO, K.; HIASA, M.; MAHMOOD, T.; MATSUO, T.; *Direct Solid-liquid Separation using Hollow Fiber Membrane in an Activated-sludge Aeration Tank.* *Water Science Technology*, v. 21, p. 43–54, 1989.