



**UNIVERSIDADE ESTADUAL DA PARAÍBA
CAMPUS I - CAMPINA GRANDE
PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA AMBIENTAL
CURSO DE DOUTORADO EM ENGENHARIA AMBIENTAL**

AMANDA DA SILVA BARBOSA CARTAXO

**SISTEMA DE ULTRAFILTRAÇÃO POR GRAVIDADE COMO ALTERNATIVA AO
TRATAMENTO DE ÁGUA NO PONTO DE USO**

**CAMPINA GRANDE – PB
2023**

AMANDA DA SILVA BARBOSA CARTAXO

**SISTEMA DE ULTRAFILTRAÇÃO POR GRAVIDADE COMO ALTERNATIVA AO
TRATAMENTO DE ÁGUA NO PONTO DE USO**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental da Universidade Estadual da Paraíba como requisito para obtenção do título de Doutor (a) em Engenharia Ambiental

Área de concentração: Tecnologias de tratamento de água e resíduos

ORIENTADOR: Prof. Dr. Valderi Duarte Leite

**CAMPINA GRANDE – PB
2023**

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

C322s Cartaxo, Amanda da Silva Barbosa.
Sistema de ultrafiltração por gravidade como alternativa ao tratamento de água no ponto de uso [manuscrito] / Amanda da Silva Barbosa Cartaxo. - 2023.
100 p. : il. colorido.

Digitado.
Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) - Universidade Estadual da Paraíba, Centro de Ciências e Tecnologia, 2023.
"Orientação : Prof. Dr. Valderi Duarte Leite, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - CCT. "
1. Filtração da água. 2. Qualidade da água potável. 3. Microcontaminantes. 4. Eutrofização. I. Título
21. ed. CDD 628.162

AMANDA DA SILVA BARBOSA CARTAXO

**SISTEMA DE ULTRAFILTRAÇÃO POR GRAVIDADE COMO ALTERNATIVA AO
TRATAMENTO DE ÁGUA NO PONTO DE USO**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental da Universidade Estadual da Paraíba como requisito para obtenção do título de Doutor (a) em Engenharia Ambiental

Área de concentração: Tecnologias de tratamento de água e resíduos

Aprovada em: 25/05/2023.

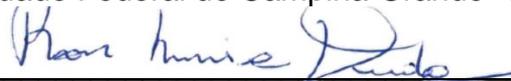
BANCA EXAMINADORA



PROF. DR. VALDERI DUARTE LEITE
Universidade Estadual da Paraíba- UEPB



PROFª DRA. GLAUCIANE DANUSA COELHO
Universidade Federal de Campina Grande- UFCG



PROFª DRA. ROSE MARIA DUDA
Faculdade de Tecnologia de Jaboticabal- FATEC/SP



PROFª DRA. DANIELE VITAL VICH
Universidade Federal de Alagoas-UFAL



PROF. DR. SALOMÃO DE SOUSA MEDEIROS
Instituto Federal da Paraíba- IFPB



PROFª DRA. CATARINA SIMONE ANDRADE DO CANTO
Universidade Estadual da Paraíba -UEPB

Dedico esse trabalho a Deus e Nossa
Senhora, por toda proteção, acolhimento
e fortalecimento diante das adversidades.

AGRADECIMENTOS

À Deus e Nossa Senhora, por terem me concedido saúde, força e disposição, por terem tranquilizado o meu espírito nos momentos mais difíceis da minha trajetória acadêmica até então.

A minha filha Sarah Maria, por me fazer forte e persistente, que com seu sorriso me fazia esquecer das adversidades. Meu amor, obrigada por compreender a mamãe e cuidar tão bem de mim.

Ao meu esposo, Mailson Augusto, por todo carinho, atenção e dedicação, que foram essenciais para meu desempenho na pesquisa.

Aos meus pais, Juliana e Djalma, meus irmãos e sobrinhos por toda orientação e cuidado. Agradeço por entenderem cada momento de ausência. Obrigada por toda torcida que vocês têm por mim.

Ao meu orientador, professor Valderi, por seus ensinamentos, paciência, conselhos e compreensão. Por toda sua dedicação, meu muito obrigada!

A professora Beatriz Ceballos, por seus ensinamentos e contribuições na minha formação. Mesmo distante a senhora foi essencial na minha vida pessoal e profissional.

A professora Lúcia, por ter acreditado em mim quando ainda eu era criança, incentivado nos estudos. A senhora foi encaminhada por Deus e mudou a minha história. Não tenho palavras para lhe agradecer.

A Pós- Doutora Catarina Canto, pela disponibilidade de ajudar, pelos ensinamentos e atenção, muito obrigada!

A Danielle Torres pela confiança e, sobretudo pela amizade.

Aos meus sogros, Maria e Mailson, sempre com bons conselhos, palavras de apoio e incentivo.

Ao Programa e a todos os professores da Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental da Universidade Estadual da Paraíba.

A Universidade Estadual da Paraíba, pelo acolhimento e implantação da Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental.

À FAPESQ pela concessão da bolsa e incentivo a pesquisa.

E a todos que direta ou indiretamente fizeram parte dessa caminhada, meu muito obrigada!

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

“Mas os que esperam no Senhor renovarão as forças, subirão com asas como águias; correrão, e não se cansarão; caminharão, e não se fatigarão (Isaías 40:31).”

RESUMO

A falta de água potável continua sendo uma grande preocupação para a maioria dos países em desenvolvimento. As tecnologias de tratamento de água doméstica estão crescendo em popularidade para atender às necessidades de água potável da população. Chamadas Tecnologias de Ponto de Uso (TPU) utilizam tratamento físico e/ou químico (para reutilização de águas superficiais e águas residuais) para remover contaminantes. Dentre as POU's existentes, a ultrafiltração por gravidade vem chamando atenção, pela sua eficiência na remoção de diversos contaminantes. Sendo assim, o presente trabalho avaliou a eficiência do sistema de ultrafiltração por gravidade como alternativa tecnológica aplicada ao tratamento de água destinada ao consumo humano no ponto de uso. O sistema experimental utilizado é constituído de 3 estágios de tratamento: Estágio 1: Tela de naylo (pré- tratamento da água). Estágio 2: Membrana de ultrafiltração por gravidade operada com baixa pressão transmembranar (40 mbar). Estágio 3: Desinfecção (hipoclorito de sódio). A pesquisa foi dividida em duas etapas: na primeira etapa ocorreu formação do biofilme na membrana de ultrafiltração. A estabilização do fluxo do permeado ocorreu após o 7º dia de operação no sistema experimental. A membrana de ultrafiltração produziu vazão de 1,3 L.h⁻¹ de água tratada por um período de 10 meses de fluxo estável. Após formação do biofilme, a água de estudo foi conduzida ao sistema experimental para realizar as análises físico-químicas e microbiológicas. Após a ultrafiltração com biofilme ocorreu 100% de remoção da cor e 96% de remoção da turbidez. Também foram observados 100% de remoção dos ovos de helmintos. Com relação a cianobactérias, coliformes totais, *E. coli* e bactérias heterotróficas, a remoção foi de 78, 97, 72,6 e 66%, respectivamente. Foi necessário adicionar a etapa de desinfecção após o tratamento da água em UF com biofilme, uma vez que a água potável não pode apresentar microrganismos. Assim, foi utilizado hipoclorito de sódio nas dosagens de 15, 30 e 45 mL para 40 litros de água tratada após UF. A melhor dosagem encontrada para remoção de 100% dos microrganismos remanescentes foi a de 30 mL de hipoclorito de sódio. Após os testes de toxicidade com *Lactuca sativa*, a amostra apresentou índice de germinação (IG) de 90%. Na segunda etapa, a vazão na membrana de ultrafiltração sem biofilme foi de 2,1 L.h⁻¹, realizando-se retrolavagem. A água de estudo apresentou remoção de 100% da cor, 94% de turbidez e 100 % de ovos de

helmintos. Com relação a cianobactérias, coliformes totais, *E. coli* e bactérias heterotróficas as remoções foram, respectivamente: 72, 99, 70 e 80%. Embora a ultrafiltração sem biofilme apresentou-se com melhores retenções dos microrganismos, também foi necessário adicionar a etapa de desinfecção para inativar os microrganismos remanescentes. A dosagem de 30 mL de hipoclorito de sódio também foi utilizada, o mesmo índice de germinação da primeira etapa foi observado na amostra da segunda etapa. Sendo assim, o sistema proposto nessa pesquisa pode ser considerado como um tratamento alternativo, eficaz, de baixo custo, fornecendo água tratada de qualidade para consumo humano.

Palavras-chave: filtração de água; qualidade de água potável; microcontaminantes; eutrofização.

ABSTRACT

The lack of clean water remains a major concern for most developing countries. Domestic water treatment technologies are growing in popularity to meet the drinking water needs of the population. So-called Point-of-Use Technologies (TPU) use physical and/or chemical treatment (for reuse of surface water and wastewater) to remove contaminants. Among the existing POU, gravity ultrafiltration has been drawing attention due to its efficiency in the removal of several contaminants. Therefore, the present work evaluated the efficiency of the gravity ultrafiltration system as a technological alternative applied to the treatment of water intended for human consumption at the point of use. The experimental system used consists of 3 treatment stages: Stage 1: Nylon screen (water pre-treatment). Stage 2: Gravity ultrafiltration membrane operated with low transmembrane pressure (40 mbar). Stage 3: Disinfection. The research was divided into two stages: in the first stage, biofilm formation occurred on the ultrafiltration membrane. Permeate flux stabilization occurred after the 7th day of operation in the experimental system. The ultrafiltration membrane produced a flow rate of 1.3 L.h⁻¹ of treated water over a period of 10 months with stable flow. After biofilm formation, the study water was conducted to the experimental system to perform the physical-chemical and microbiological analyses. After ultrafiltration with biofilm, 100% color removal and 96% turbidity removal occurred. 100% removal of helminth eggs was also observed. Regarding cyanobacteria, total coliforms, *E. coli* and heterotrophic bacteria, the removal was 78, 97, 72.6 and 66%, respectively. It was necessary to add the disinfection step after treating the UF water with biofilm, since drinking water cannot contain microorganisms. Thus, sodium hypochlorite was used at dosages of 15, 30 and 45 mL for 40 liters of water treated after UF. The best dosage found to remove 100% of the remaining microorganisms was 30 mL of sodium hypochlorite. After the toxicity tests with *Lactuca sativa*, the sample showed a germination index (GI) of 90%. In the second stage, the flow rate in the ultrafiltration membrane without biofilm was 2.1 L.h⁻¹ performing a backwash. The study water showed removal of 100% of color, 94% of turbidity and 100% of helminth eggs. Regarding cyanobacteria, total coliforms, *E. coli* and heterotrophic bacteria, the removals were, respectively: 72, 99, 70 and 80%. Although ultrafiltration without biofilm showed better retention of microorganisms, it was also necessary to add the disinfection step to inactivate the remaining

microorganisms. The dosage of 30 mL of sodium hypochlorite was also used, the same germination index of the first stage was observed in the sample of the second stage. Therefore, the system proposed in this research can be considered as an alternative, effective, low-cost treatment, providing quality treated water for human consumption.

Keywords: water filtration; drinking water quality; microcontaminants; eutrophication.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1: Crescimento do Mercado de Sistemas de tratamento de água para pontos de uso, por região (US bilhões).	29
Figura 2: Processo de separação por membrana.....	34
Figura 3: Correntes do processo de filtração em membrana.....	35
Figura 4: Comparação esquemática entre filtração convencional e tangencial.	36
Figura 5: Principais características das técnicas de separação com membranas que utilizam diferença de pressão como força motriz.	37
Figura 6: Estabilização do fluxo do permeado para diferentes tipos de águas durante a ultrafiltração por gravidade.....	44
Figura 7: Formação do biofilme na superfície da membrana. (A) Água de alimentação contendo microrganismos, material particulado e dissolvido (B) Depósito de microrganismos, material particulado e dissolvido na membrana. (C) Espessura da camada de biofilme aumenta com o tempo.	46
Figura 8: Efeito da predação por eucariotos sobre a estrutura dos biofilmes desenvolvidos na superfície da membrana de ultrafiltração.....	47
Figura 9: Estação Experimental de Tratamento Biológico de Esgotos Sanitários.	52
Figura 10: Fluxograma Geral da Metodologia do Sistema Experimental. Etapa 1: Membrana de UF com Biofilme. Etapa 2: Membrana de UF sem Biofilme. ..	53
Figura 11: Diagrama esquemático do sistema experimental.....	54
Figura 12: Membrana de Ultrafiltração: A- Suporte externo da membrana de ultrafiltração. B- Interior da Membrana UF.	56
Figura 13: Vela de tripla- ação com parede microporosa, prata coloidal e carvão ativado.	56
Figura 14: Reservatório de água- Extrabes.....	57
Figura 15: Comportamento da variação temporal de fluxo de permeado.....	62
Figura 16: Vazão média da água após formação do Biofilme na Membrana UF.	63
Figura 17: Eficiência do sistema experimental na remoção de ovos de helmintos.....	69
Figura 18: Eficiência do tratamento empregado na remoção de bactérias heterotróficas.....	71

Figura 19: Crescimento de bactérias heterotróficas após 3 dias de armazenamento da água tratada em membrana UF com biofilme.....	72
Figura 20: Eficiência do tratamento empregado na remoção de coliformes totais.....	73
Figura 21: Eficiência do tratamento empregado na remoção de E. coli.	74
Figura 22: Crescimento de microrganismos após três dias de armazenamento (tratamento UF-Biofilme).	75
Figura 23: Relação cloro residual, microrganismos e teste de toxicidade (sistema experimental com UF/Biofilme).	78
Figura 24: Eficiência do sistema experimental (sem biofilme) na remoção de ovos de helmintos.	82
Figura 25: Eficiência do tratamento empregado na remoção de bactérias heterotróficas no sistema experimental sem biofilme.....	83
Figura 26: Eficiência do tratamento empregado na remoção de coliformes totais.....	84
Figura 27: Eficiência do tratamento empregado na remoção de Escherichia coli.....	85
Figura 28: Crescimento de microrganismos após três dias de armazenamento (tratamento UF- sem biofilme).	86
Figura 29: Relação cloro residual, microrganismos e teste de toxicidade.	87

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Materiais utilizados na produção das membranas filtrantes.....	41
Tabela 2: Parâmetros de caracterização e métodos utilizados.....	57
Tabela 3: Condições do teste de inibição do crescimento radicular das plântulas de <i>L. sativa</i>	58
Tabela 4: Parâmetros físico-químicos analisados nos estágios de tratamento da água	65
Tabela 5: Diversidade e densidade fitoplânctonica.....	67
Tabela 6: Resultados do ensaio de toxicidade.....	77
Tabela 7: Parâmetros físico-químicos analisados nos estágios de tratamento da água no sistema experimental com membrana UF sem biofilme.	80
Tabela 8: Diversidade e densidade fitoplânctonica.....	81
Tabela 9: Resultados do ensaio de toxicidade.....	86

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

- AE-** Água de estudo
- AF-** Água final após desinfecção/velas
- ANA-** Agência Nacional das Águas
- AT-** Água tela
- AU+3D-** Água tratada em UF após três dias de armazenamento
- AUF-** Água após ultrafiltração
- CAG-** Carvão ativado granular
- CAGEPA-** Companhia de Água e Esgoto da Paraíba
- COA-** Carbono orgânico assimilável
- CR_a-** Crescimento radicular na amostra
- CR_{c (-)}-** Crescimento radicular no controle negativo
- EPS-** Substâncias poliméricas extracelulares
- EXTRABES-** Estação Experimental de Tratamento Biológico de Esgotos Sanitários
- GDM-** Membrana acionada por gravidade
- IBGE-** Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
- ICR-** Porcentagem de inibição do crescimento radicular
- IG-** Índice de germinação
- IMETRO-** Instituto Nacional de Metrologia, Qualidade e Tecnologia
- LAQUISA-** Laboratório de Química Sanitária Ambiental
- MF-** Microfiltração
- NF-** Nanofiltração
- NTU-** Turbidez
- OMS-** Organização Mundial da Saúde
- PAC-** Carvão ativado alimentado
- PAN-** Poliacrinonitrila
- PES-** Polietersulfona
- pH-** Potencial Hidrogeniônico
- PP-** Polipropileno
- PS-** Polisulfona
- PVC-** Policloreto de vinil
- PVDF-** Fluoreto de polivinilideno

RO- Osmose reversa

TPU- Tecnologia de Tratamento no Ponto de Uso

UEPB- Universidade Estadual da Paraíba

UF- Membrana de ultrafiltração

VMP- Valor Máximo Permitido

SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO	18
2.	OBJETIVOS	21
2.1	Objetivos geral.....	21
2.2	Objetivos Específicos.....	21
3.	FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	22
3.1	Microrganismos e suas implicações em águas destinadas ao consumo humano	22
3.2	Tecnologias do Tratamento de Água no Ponto de Uso	27
3.3	Aplicação de Membranas no Tratamento de Água	33
3.4	Membrana de Ultrafiltração por Gravidade como Tecnologia Descentralizada do Tratamento de Água Destinado ao Consumo Humano.....	42
4.	MATERIAL E MÉTODOS.....	52
4.1	Considerações Gerais.....	52
4.2	Descrição do sistema experimental.....	53
4.2.1	<i>Membrana de ultrafiltração (UF)</i>	54
4.2.2	<i>Elemento filtrante de tripla-ação</i>	55
4.3	Água de Estudo	56
4.4	Parâmetros monitorados e métodos utilizados	57
4.5	Testes de toxicidade	58
4.6	Desinfecção.....	59
4.7	Procedimento de operação do sistema experimental	59
5.	RESULTADOS E DISCUSSÃO	62
5.1	resultado sistema experimental utilizando membrana de uf com biofilme	62
5.1.1	<i>Estabilização do fluxo do permeado</i>	62
5.1.2	<i>Resultados dos parâmetros físicos e químicos</i>	64
5.1.3	<i>Resultados dos parâmetros microbiológicos</i>	66
5.1.4	<i>Desinfecção e Teste de toxicidade</i>	76
5.2	Sistema experimental utilizando membrana de ultrafiltração sem biofilme	79
5.2.1	<i>Resultados dos parâmetros físicos e químicos</i>	79
5.2.2	<i>Resultados dos parâmetros microbiológicos</i>	80

5.2.3	<i>Desinfecção e Teste de toxicidade</i>	83
5.3	Custos do Sistema Experimental	88
6.	CONSIDERAÇÕES FINAIS	90
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	92

1. INTRODUÇÃO

A poluição dos recursos hídricos é um desafio global que afeta países do mundo inteiro, prejudicando o crescimento econômico, saúde ambiental e impactando negativamente a vida de bilhões de pessoas. Dentre as principais fontes de poluição, destaca-se: esgoto doméstico e industrial, crescimento populacional, agrotóxicos e fertilizantes agrícolas, culminando em problemas de eutrofização, poluição microbiana, poluição química entre outros agravos. Com a qualidade afetada, a água ingerida sem tratamento adequado pode ser veículo de transmissão de diversas doenças ocasionadas por microrganismos patogênicos e seus metabólitos (CABRAL, 2010). São bactérias, protozoários, fungos e vírus que depois de ingeridos apresentam potencial de letalidade, principalmente entre crianças, idosos e imunodeprimidos (BOUSEETTINE et al., 2019).

No Brasil, apesar de apresentar considerável disponibilidade de recursos hídricos, estima-se que mais de 35 milhões de brasileiros não possuem acesso a água tratada. Essa situação é ainda mais alarmante na região Norte e Nordeste, que há anos apresentam os piores índices de saneamento básico do país, especialmente nas comunidades rurais (INSTITUTO TRATA BRASIL, 2020). São muitos os desafios para levar água potável a todos, em muitas localidades pouco povoadas ou distantes, os custos, a distância e escassez de recursos nesses locais torna-se economicamente inviável para as companhias o fornecimento de água tratada.

Uma alternativa viável para essa situação seria o tratamento descentralizado através das Tecnologias de Tratamento de Água no Ponto de Uso (TPU). As tecnologias TPUs são sistemas de tratamento de água no local através de tratamento físico, químico ou biológico para remover contaminantes (CHAIDEZ et al, 2016). Numerosas tecnologias surgiram e foram implementadas em sistemas de tratamento TPU nas últimas décadas (filtração doméstica, SODIS, filtro biológico, entre outras), melhorando significativamente a qualidade da água destinada ao consumo humano.

Recentemente a tecnologia de membrana foi considerada a responsável pela maior participação de mercado em sistemas TPU. Devido seu maior potencial de remoção de contaminantes orgânicos e microrganismos, potencial de aceitação e baixo impacto ambiental, as membranas de Ultrafiltração são as que melhor se adéqua para o tratamento de água no ponto de uso doméstico, em situações de emergência, como catástrofes ambientais e secas em que a água pode se tornar escassa ou de má qualidade (LOO et al., 2012). Há algumas décadas atrás as membranas de ultrafiltração apresentavam custo financeiro elevado, para obter alta vazão precisava de bombas para manter elevada pressão no sistema, o que requeria alto gasto de energia e, a periodicidade de retrolavagem para evitar formação de biofilme eram pontos que evitavam sua utilização como tecnologia TPU.

Porém, estudos recentes demonstram que a membrana de ultrafiltração pode ser utilizada por gravidade. Diferentemente da ultrafiltração convencional, a membrana de UF por gravidade pode ser operada em baixa pressão transmembranar (0,04- 0,1 bar) e em modo de filtração contínuo, apresentando fluxo estável (média de 5 L.h⁻¹.m⁻²) (PETER-VARBANETS et al., 2011; DARLON et al, 2017). Além disso, pode ser operada por muito tempo (anos) sem retrolavagem ou limpeza da membrana, necessitando de baixa manutenção, pois permite a formação de biofilme em sua superfície, o que contribui para estabilização do fluxo e qualidade do permeado. O Sistema de UF por gravidade, apresenta alto desempenho na remoção de microrganismos como vírus, bactérias e protozoários, e compostos orgânicos, evidenciando-se como uma tecnologia que pode ser utilizada como tratamento descentralizado de água destinada ao consumo humano (PRONK et al., 2019).

Com uma grande parcela de brasileiros sem acesso a água potável e os reservatórios destinados ao abastecimento cada vez mais contaminados com microrganismos, pesticidas, cianotoxinas, fármacos e desreguladores endócrinos, culminando em graves problemas de saúde na população que faz uso da água sem tratamento, como forma de minimizar essa situação o governo brasileiro sancionou recentemente o Novo Marco do Saneamento, dentre as metas estabelecidas destaca-se a garantia do atendimento de 99% da população com água potável até o final do ano de 2033 (BRASIL, 2020). Para atender essa demanda, será necessário o investimento em Tecnologias TPU, sendo a Ultrafiltração por gravidade atraente

para locais que não recebem água tratada ou é tratada de forma ineficiente, devido sua eficácia na remoção de diversos contaminantes, baixo custo, facilidade de implementação e baixo impacto ambiental.

Dessa forma, o objetivo do presente trabalho é avaliar a eficiência do sistema de ultrafiltração por gravidade como alternativa tecnológica aplicada ao tratamento de água destinada ao consumo humano no ponto de uso, uma vez conhecida sua eficiência pode-se tornar um sistema de grande utilidade para fornecer água potável, principalmente para populações que fazem uso de água sem tratamento

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Avaliar a eficiência do sistema de ultrafiltração por gravidade como alternativa tecnológica aplicada ao tratamento de água destinada ao consumo humano no ponto de uso.

2.2 Objetivos Específicos

- Desenvolver um sistema de tratamento de água no ponto de uso constituído por membrana de ultrafiltração por gravidade (com e sem biofilme).
- Avaliar a influência do biofilme (formado na membrana de ultrafiltração) na estabilização do fluxo do permeado.
- Comparar o desempenho microbiológico e físico-químico da água submetida ao tratamento no sistema experimental com/sem biofilme.

3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

3.1 Microrganismos e suas Implicações em Águas Destinadas ao Consumo Humano.

As doenças transmitidas pela água continuam a ser uma das principais causas de morbidade e mortalidade humana em todo o mundo, visto que os microrganismos patogênicos presentes em ecossistemas aquáticos podem causar diversas doenças. Em geral, o risco de contaminação microbiana da água está relacionado à contaminação fecal como resultado principalmente do lançamento de esgoto doméstico não tratado em águas superficiais (CABRAL, 2010; PANDEY et al., 2014). Muitas pessoas que não têm acesso a água potável estão expostas a ingerir microrganismos e outros poluentes presentes em águas contaminadas, afetando negativamente sua saúde, principalmente em imunodeprimidos, crianças e idosos (HASEENA et al., 2017; ASHBOLT, 2015; PAL et al., 2018).

Os dejetos humanos provenientes de esgotos não tratados ou da defecação ao ar livre geralmente contêm altas concentrações de patógenos, juntamente com os dejetos animais são considerados as principais fontes de contaminantes microbiológicos associados à transmissão de doenças pela água (GERBA, 2014; OMAROVA et al., 2018; PENAKALAPATI et al., 2018). Alguns desses patógenos podem permanecer infecciosos por longos períodos de tempo após serem introduzidos no meio ambiente e, sob certas condições, são capazes de se replicar, aumentando consideravelmente sua carga (AW, 2018).

Os patógenos de veiculação hídrica estão intimamente relacionadas à qualidade e segurança da água. A transmissão por essa rota depende principalmente (i) da quantidade de contaminação fecal, carga de patógenos liberada no meio ambiente; (ii) a reprodução e / ou persistência do patógeno; e (iii) a infecciosidade (dose infecciosa em dose-resposta) relacionada à exposição individual pela ingestão da água contaminada (BAIN et al., 2014; PANDEY et al., 2014). Os caminhos de exposição incluem águas superficiais, água de recreio, água de irrigação e águas utilizadas para higiene. As doenças clássicas de veiculação hídrica, como febre tifóide (causada por *Salmonella typhi*), cólera (causada por cepas toxigênicas de *Vibrio cholerae*) e disenteria (causada por *Shigella* spp.

e *Entamoeba histolytica*) foram controlados na maioria dos países desenvolvidos pela proteção de fontes de água e pelo tratamento de água e esgoto. No entanto, essas doenças clássicas de veiculação hídrica continuam a ser um problema nas regiões em desenvolvimento (WHO, 2017).

Dentre as doenças provocadas por microrganismos de veiculação hídrica, as diarreicas são as que mais acometem a população, especialmente nos países em desenvolvimento, cujas taxas de mortalidade por doenças diarreicas são mais altas. Os principais fatores são: falta de acesso à água potável, disponibilidade de vacina contra rotavírus e desnutrição. Os óbitos são maiores em crianças, estimativas mostram que em países em desenvolvimento essa taxa é superior a 100 mortes anuais por 100.000 crianças. Nos países com pior índice em saúde e saneamento básico incluindo Madagascar, Chade e República Centro-Africana, agravam-se ainda mais, a taxa é superior a 300 por 100.000 crianças. Estima-se que 1,6 milhões de pessoas morreram vítimas de diarreia em 2017, dessas aproximadamente 1,2 milhões morreram como resultado da ingestão de fontes de águas inseguras, sendo mais de meio milhão de crianças menores de 5 anos (HANNAH RITCHIE, 2019).

A Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (EPA) por meio de sua Lista de Contaminantes Candidatos pontuam mais de 500 patógenos de veiculação hídrica potencialmente preocupantes em fontes de águas superficiais. Para ajudar na identificação de representantes dentro de cada um dos grupos microbianos (vírus, bactérias, protozoários parasitas e fungos) é descrito abaixo os patógenos de veiculação hídrica mais difundidos e as doenças por eles provocadas, bem como seus efeitos à saúde humana (EPA,2020).

- **Vírus**

Os vírus são agentes infecciosos que são parasitas intracelulares obrigatórios, o que significa que devem estar dentro de uma célula hospedeira para se reproduzir. Os vírus não são os próprios organismos porque, fora da célula hospedeira, não têm metabolismo próprio, não realizam funções respiratórias ou biossintéticas e não podem se reproduzir. No entanto, os vírus podem sobreviver fora da célula, o que permite que eles permaneçam infecciosos (capazes de infectar o próximo indivíduo) fora do hospedeiro suscetível. Isso está bem documentado pelo

número crescente de surtos de doenças transmitidas pela água causadas por vírus entéricos em todo o mundo (LIGON; BARTRAM, 2016).

Os vírus são muito pequenos, vistos apenas ao microscópio eletrônico, e variam de cerca de 0,02 a 0,1 μm . Uma partícula de vírus, conhecida como vírion, consiste em ácido nucléico que é envolvido por uma capa protéica protetora chamada capsídeo. Os ácidos nucléicos virais podem consistir em ácido desoxirribonucléico (DNA) de fita simples ou dupla ou ácido ribonucléico (RNA), mas não ambos. Os vírus são geneticamente diversos e capazes de se adaptar às mudanças nas condições das células hospedeiras e do ambiente (HULO et al., 2010).

Cada vírus transmitido pela água tem um repertório específico de células hospedeiras (por exemplo, trato intestinal e fígado), que pode invadir para iniciar uma infecção. Além disso, os vírus apresentam forte especificidade para as espécies hospedeiras (FONG; LIPP, 2005). A maioria das infecções virais transmitidas pela água é causada por vírus entéricos, que são vírus não envelopados, como enterovírus (poliovírus, coxsackievírus, echovírus), norovírus (anteriormente conhecido como vírus do tipo Norwalk), adenovírus, rotavírus, astrovírus e hepatite A, além dos vírus entéricos clássicos (CORALIE, 2014; GIBSON, 2014; BOUSEETTINE et al., 2019).

Estudos recentes têm se concentrado na identificação de vírus emergentes ou recentemente identificados, por exemplo, poliomavírus, papilomavírus, vírus *Aichi*, *salivírus* (ITTA et al., 2016 ; REUTER et al., 2016), coronavírus (Sars-CoV-2) (RIMOLDI et al., 2020; CARDUCCI et al., 2020) associado à água e às águas residuais. Os vírus entéricos estão associados a uma variedade de doenças, como gastroenterite, hepatite, miocardite e meningite em humanos. Em países desenvolvidos, os norovírus são identificados como a causa mais comum de gastroenterite aguda não bacteriana em crianças e adultos (AYUKEKBONG et al., 2014). Nos países em desenvolvimento, os rotavírus desempenham um papel mais importante, pois são a principal causa de gastroenterite aguda em bebês e crianças pequenas no sul da Ásia e na África subsaariana. No Quadro 1, encontra-se os principais vírus de veiculação hídrica e exemplos de doenças que os mesmos causam aos seres humanos.

Quadro 1- Vírus de veiculação hídrica e exemplos de doenças que causam.

Vírus	Sintomatologia
Adenovírus entérico	Gastroenterite, doenças respiratórias agudas, pneumonia, febre faringoconjuntival, cervicite, uretrite, cistite hemorrágica, conjuntivite
Astrovírus	Enterite
Calicivírus (incl. Norovírus)	Enterite
Coxsackievirus	Vários: doença respiratória, enterite, meningite viral
Ecovírus	Meningite asséptica, encefalite (frequentemente assintomática)
Hepatite A	Hepatite (febre, mal-estar, anorexia, náusea, desconforto abdominal, icterícia)
Hepatite E	Hepatite
Poliovírus	Poliomielite (frequentemente assintomática, febre, náuseas, vômitos, dor de cabeça, paralisia)
Rotavírus	Enterite

Fonte: EPA, 2020.

- **Bactérias**

As bactérias são microrganismos procariotos unicelulares, variam em tamanho de 0,2 a 2 µm, apresentam organização celular simplificada. A principal característica é ter o material genético sem carioteca e sem histonas. É constituída por uma parede celular, membrana citoplasmática, citoplasma, material nuclear, ribossomos e estruturas como, flagelo, fímbrias, plasmídeos, endósporo e inclusões. A maioria das bactérias tem um único cromossomo circular, que é repleto de DNA de fita dupla (MADIGAN et al., 2010). Há uma variedade de morfologias entre as bactérias, mas três das mais comuns são bacilos (em forma de bastonete, por exemplo, *Aeromonas*, *Escherichia coli*), cocos (esféricos, por exemplo, *Staphylococcus aureus*) ou espirilo (hastes helicoidais, por exemplo, *Arcobacter*, *Campylobacter*, *Helicobacter pylori*) (INGRAHAM; INGRAHAM, 2008).

Bactérias patogênicas, que representam apenas uma pequena fração do total de bactérias no ambiente, podem ser divididas em dois grupos principais com base em suas estruturas de parede celular, que influenciam sua reação à coloração de Gram: gram-positivas e gram-negativas. Bactérias Gram-positivas aparecem roxo-violeta e bactérias Gram-negativas aparecem rosa após a coloração de Gram (PELCZAR et al., 1997). A maioria das bactérias que causam doenças transmitidas

pela água são bactérias gram-negativas, incluindo *Aeromonas*, *Arcobacter*, *Campylobacter*, *E. coli* patogênica, *Shigella*, *Helicobacter pylori*, *Leptospirila*, *Salmonella*, *Vibrio cholerae* e *Yersinia* (JANDA; ABBOTT, 2010). No Quadro 2, encontra-se as principais bactérias de veiculação hídrica e exemplos de doenças que as mesmas causam aos seres humanos.

Quadro 2- Bactérias de veiculação hídrica e exemplos de doenças que causam.

Bactérias	Sintomatologia
<i>Aeromonas</i> spp	Gastroenterite, septicemia, infecção de ferida, infecção respiratória, diarreia.
<i>Campylobacter jejuni</i> / <i>coli</i>	Campilobacteriose (diarreia, cólicas, dor abdominal, febre, náuseas; artrite; síndrome de Guillain-Barré)
<i>Escherichia coli</i>	Enterite
<i>Plesiomonas shigelloides</i>	Enterite
<i>Salmonella typhi</i> / <i>paratyphi</i>	Febre tifóide / paratifóide (dor de cabeça, febre, mal-estar, anorexia, bradicardia, esplenomegalia, tosse)
<i>Salmonella</i> spp.	Salmonelose (diarreia, febre, cólicas abdominais)
<i>Shigella</i> spp.	Shigelose (disenteria - diarreia com sangue, vômitos, cólicas, febre; síndrome de Reiter)
<i>Vibrio cholera</i>	Cólera (diarreia aquosa, letal se grave e não tratada)
<i>Yersinia</i> spp.	Yersinioses (febre, dor abdominal, diarreia, dores nas articulações, erupção na pele)

Fonte: EPA, 2020.

- **Protistas**

Protistas são organismos eucarióticos, apresentam organelas e podem sofrer replicação simples (crescimento e divisão) ou replicação sexual complexa. Os protistas são em sua maioria microscópicos, variando em tamanho de 10 a 200 µm. Eles são diversos na forma e os exemplos incluem protistas semelhantes a plantas (as algas) e protistas semelhantes a animais (os protozoários). Muitos protistas, particularmente protozoários, são patógenos que são parasitas obrigatórios que devem infectar outros organismos para sobreviver e se propagar (NEVES, 2005). A maioria dos protozoários transmitidos pela água são patógenos gastrointestinais que causam náuseas, cólicas abdominais, vômitos, diarreia e febre (BOARATO et al., 2016; BEN; SABBAHI, 2017) No Quadro 3, encontra-se os principais protozoários de veiculação hídrica e exemplos de doenças que os mesmos causam aos seres humanos.

Quadro 3- Protozoários de veiculação hídrica e exemplos de doenças que causam.

Protozoários	Sintomatologia
<i>Cryptosporidium parvum</i> <i>/ hominis</i>	Criptosporidiose (diarreia aquosa, cólicas abdominais e dor)
<i>Cyclospora cayetanensis</i>	(frequentemente assintomático; diarreia; dor abdominal)
<i>Entamoeba histolytica</i>	Amebíase (frequentemente assintomática, disenteria, desconforto abdominal, febre, calafrios)
<i>Giardia intestinalis</i>	Giardíase (diarreia, cólicas abdominais, mal-estar, perda de peso)

Fonte: EPA, 2020.

Os protozoários parasitas mais prevalentes associados a doenças de veiculação hídrica são *Cryptosporidium parvum* e *Giardia lamblia*. Eles formam oocistos resistentes (*Cryptosporidium*) e cistos (*Giardia*) que podem sobreviver fora de um hospedeiro e são excretados nas fezes de indivíduos infectados. Os cistos são muito persistentes na água e resistentes aos desinfetantes comumente usados no tratamento de água potável. *Cryptosporidium* juntamente com *E.coli* enterotoxigênica, *Shigella* e rotavírus mostraram ser as principais causas de doença diarreica moderada a grave em crianças na África Subsaariana e no Sul da Ásia (KOTLOFF et al., 2013).

A maioria das doenças citadas são evitáveis, através de melhorias nos serviços de saneamento básico, principalmente no que tange o fornecimento de água potável, através do seu fornecimento ocorre diminuição significativa de doenças microbiológicas na população beneficiada. Em regiões menos desenvolvidas, tecnologias alternativas e descentralizadas no tratamento de água, mostram-se interessantes, para atender principalmente comunidades rurais que muitas vezes são as mais afetadas pelo não fornecimento de água tratada. No entanto, não se pode mais presumir que a água potável microbiológica seja segura, existem outros contaminantes tão prejudiciais quanto os patógenos, que merecem atenção e tratamento adequado, para se garantir a potabilidade requerida (WHO, 2015).

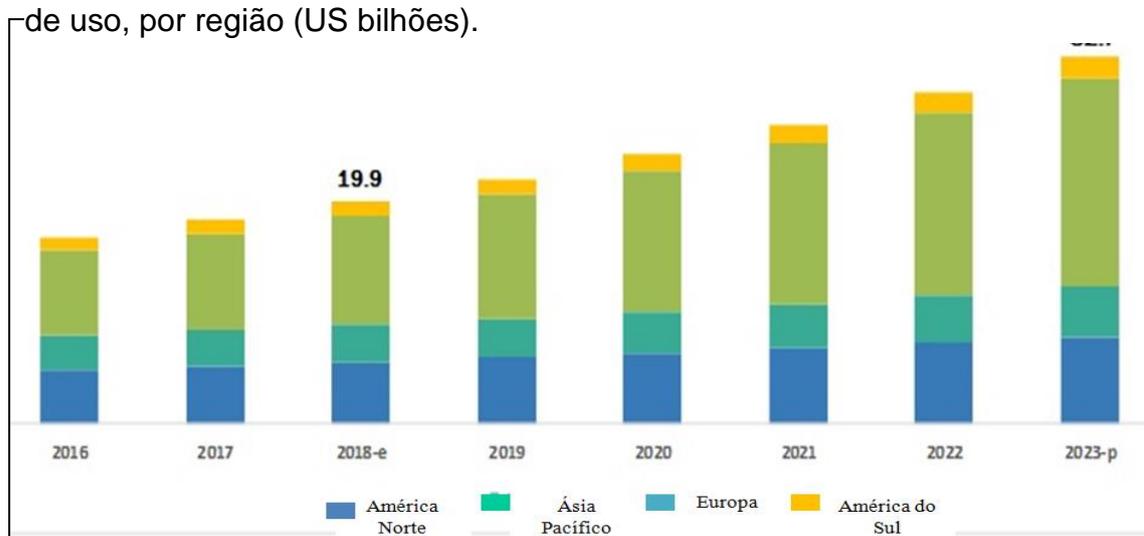
3.2 Tecnologias do Tratamento de Água no Ponto de Uso

Doenças transmitidas pela água podem ser evitadas com um tratamento adequado (PERKINS et al., 2017). Nos países desenvolvidos e nas principais áreas urbanas, o abastecimento de água é administrado principalmente por sistemas de tratamento centralizados. A água tratada é então distribuída às famílias por meio de sistemas capazes de remover microrganismos e outros tipos de contaminantes, evitando danos a saúde (BREACH, 2012). No entanto, nos países em desenvolvimento e nas áreas rurais, o custo inicial de um sistema centralizado de tratamento e distribuição de água, devido à baixa infraestrutura, dificulta sua instalação (WHO, 2009). Para essas áreas, a adoção de um sistema de tratamento e armazenamento no ponto de uso é um meio viável e essencial (ARVAI; POST, 2012).

Tecnologia de Tratamento de Água no Ponto de Uso (TPU) são sistemas de tratamento de água no local que reduzem ou eliminam os patógenos, cor, turbidez e outros contaminantes presentes em águas destinadas ao consumo humano (EPA, 2006). Estratégias para aumentar o acesso à água potável são desafiadas por recontaminação entre a coleta e o uso da água (EDOKPAYI et al., 2018). As tecnologias de tratamento de água no ponto de uso tratam a água potável na casa antes de ser consumida, diminuindo o risco de contaminação tanto na fonte quanto durante o transporte para a família (SOBSEY et al., 2008). Sustentável, socialmente aceitável e de baixo custo intervenções como essas tecnologias têm o potencial de melhorar a qualidade microbiana da água doméstica, reduzir a exposição à patógenos em crianças, prevenir doenças diarréicas melhorando significativamente a qualidade da água destinada ao consumo humano (POOI et al., 2018).

O mercado de sistemas de tratamento de água em pontos de uso vem em ascensão nos últimos anos, estima-se que ocorrerá um crescimento de US \$ 21,9 bilhões até o final do ano de 2023. As tecnologias TPU estão crescendo devido à alta demanda por água potável, mudanças nas legislações de qualidade da água, ocasionadas pelos inúmeros benefícios do tratamento a saúde humana, bem como inovações tecnológicas na indústria de tratamento de água (MARKETS AND MARKETS RESEARCH, 2020). Na Figura 1 apresenta-se o comportamento de

Figura 1- Crescimento do Mercado de Sistemas de tratamento de água para pontos de uso, por região (US bilhões).



crescimento do Mercado de Sistemas de tratamento de água para pontos de uso, por região (US bilhões).

Fonte: Water Treatment Systems Market Size, 2020

A região Ásia-Pacífico deverá ser a de crescimento mais rápido no mercado de sistemas de tratamento de água em pontos de uso. Fatores importantes como a rápida urbanização, a crescente conscientização sobre as tecnologias de purificação de água, o crescimento da população de classe média e o aumento da renda disponível devem impulsionar a demanda por sistemas de tratamento de água em pontos de uso durante a previsão período. Em contrapartida a região africana, cuja população mais sofre com a indisponibilidade e baixa qualidade dos serviços de água, o mercado de tecnologias TPU deverá apresentar baixo crescimento em relação às outras regiões, no entanto mostra-se em gradativa progressão (MARKETS AND MARKETS RESEARCH, 2020).

Désille (2012) destaca que a escolha de uma tecnologia no ponto de uso depende de um grande número de fatores. Uma análise cuidadosa, antes de qualquer decisão sobre orientação técnica, é, portanto, essencial. Abaixo são elencados alguns critérios importantes que devem ser levados em consideração na implementação das tecnologias no ponto de uso.

- **Eficiência na remoção do contaminante**

Antes de qualquer tratamento empregado, deve-se primeiro conhecer as características precisas da água a ser tratada, saber os tipos de contaminantes que devem ser removidos é essencial para saber a tecnologia a ser melhor aplicada. O maior objetivo de um dispositivo de tratamento de água doméstico é tornar a água potável e própria para consumo humano, sendo assim a tecnologia a ser empregada deverá ser eficiente na remoção de uma gama de contaminantes presentes na matriz aquática disponível para uso por uma determinada população. Ao mesmo tempo, deverá garantir o abastecimento dos volumes de água potável necessários para os habitantes da mesma residência. Dependendo do país, uma família contém de 2 a 15 pessoas. Segundo a ONU (2013) cada pessoa precisa de no mínimo 20 litros de água potável por dia (para beber e cozinhar). É, portanto, necessário garantir que os sistemas de tratamento previstos sejam capazes, todos os dias, de tratar os volumes de água necessários ao consumo doméstico.

- **Apropriação Pelos Usuários**

As tecnologias TPU deverão integrar-se de forma rápida e fácil às práticas diárias de uma residência. A noção de apropriação pelos usuários é fundamental, se não for garantida, o risco de abandono (ou não uso) do sistema de tratamento é alto. Outro ponto que deverá ser levado em consideração são os hábitos e as práticas dos usuários. Cada localidade, cada família, de acordo com os hábitos culturais ou condicionantes ligados ao lugar de vida, desenvolveu lógicas e estratégias. Trata-se, portanto, de garantir que o princípio do tratamento e do armazenamento não entre em conflito com os hábitos das famílias na gestão diária da água.

- **Viabilidade Técnica**

A complexidade dos protocolos de manutenção que os usuários devem seguir para uso de uma tecnologia TPU pode variar muito, dependendo das soluções técnicas consideradas. Por exemplo, aplicar a dosagem correta de cloro (desinfecção), respeitar a exposição ao sol (Sodis), são dois protocolos que podem parecer simples, mas podem ser questões complexas para alguns usuários.

Outro ponto que deverá ser considerado é a durabilidade do sistema, visto que o tratamento doméstico de água requer, a longo ou curto prazo, e de forma mais ou menos regular, a compra de materiais e atividades de manutenção. A utilização

destes diferentes bens e serviços requer o fácil acesso no mercado. Cada opção técnica tem seus requisitos em termos de peças de reposição e serviços. Portanto, é essencial avaliar a viabilidade do setor de serviços correspondente e o contexto econômico local.

- **Viabilidade Financeira**

Um dispositivo é financeiramente viável se, por um lado, o custo do investimento inicial for acessível aos usuários pretendidos e, por outro lado, se estes tiverem capacidade financeira para arcar com os custos operacionais associados a esse investimento. O custo de aquisição de um sistema depende do preço de compra, bem como de quaisquer políticas de subsídio implementadas. Quando ocorre investimentos governamentais na implantação e manutenção da tecnologia em questão, torna-se bem mais fácil e acessível a população beneficiada, em especial em países em desenvolvimento e zonas rurais, que apresentam alta taxa de doenças de veiculação hídrica.

O tratamento da água pela tecnologia TPU envolve diversas fontes aquáticas, como água da chuva, poços rasos, pequenos riachos, entre outras. Cada fonte pode apresentar contaminantes diferentes e antes de ser aplicada determinada tecnologia TPU, deverá levar em consideração a eficácia, facilidade de uso, preço, tempo de tratamento e volume de água tratada. As principais tecnologias TPU utilizadas estão elencadas no Quadro 1.

Quadro 4- Principais tecnologias de tratamento de água no ponto de uso com potencial de utilização

Tecnologia	Filtro de cerâmica	Filtro Biológico (Biosand)	SODIS	Filtro de cerâmica impregnados com nanopartículas de prata (AgNP).	Cloração
Princípio da Tecnologia	A filtração em cerâmica consiste na passagem de um fluido através de um meio poroso (geralmente argila) onde o material em suspensão e coloidal pode ser retido no meio filtrante/poros ou, por exclusão de tamanho.	Tecnologia de inovação dos filtros lentos de areia tradicionais. Consiste em um recipiente de concreto ou plástico preenchido com areia e cascalho especialmente selecionados e preparados. À medida que a água flui pelo filtro, o esforço físico remove os patógenos, turbidez e outros contaminantes da água. O biofilme formado contribui para a remoção de patógenos devido à predação e competição por alimentos de microrganismos.	Desinfecção solar da água é um método de baixo custo que utiliza os raios ultravioletas do sol e garrafas plásticas do tipo PET transparentes.	O meio poroso é impregnado com nanopartículas de prata, que possui ação desinfetante e antisséptica. À medida que o fluido passa pelo meio poroso as partículas em suspensão e coloidal presentes no fluido vão ficando retidas. E os microrganismos inativados.	O cloro (Cl) em dosagem recomendada é adicionado na água a ser tratada, após o período de tempo estipulado. Os microrganismos são desativados por um processo de oxidação.
Contaminante	<i>E. coli</i>	<i>E. coli</i>	<i>E. coli</i>	Coliformes totais; <i>E. coli</i>	Bactérias e Vírus
Eficiência de remoção	94,70%	96%	99,25%	82% e 97%, respectivamente	Remoção completa de bactérias e da maioria dos vírus
Desvantagem	Baixa eficiência para remoção de vírus. Colmatação do elemento filtrante em turbidez elevada.	Problemas de manutenção (retrolavagem)	Fortemente dependente das condições climáticas; e requer um período de exposição de mais de 48 h em dias nublados.	AgNP apresenta efeito de longo prazo desconhecido. Seu descarte inadequado e a lixiviação podem resultar na entrada de nanopartículas no meio ambiente, o que pode ser prejudicial para vida marinha, visto que em concentrações elevadas, são tóxicos.	Presença de alta composição orgânica que pode dar origem à formação de subprodutos desinfetantes, considerados cancerígenos.
Localização	Longhai (Zona Rural-China)	Njoro (Zona rural-Qênia)	Bandar Abbas (Irã)	San Mateo Ixtatán, Guatemala (Zona periurbana)	Cosmopolita
Referência	Farrow et al. (2018).	Jenkins et al. (2009)	Alipour et al. (2017)	Kallman et al. (2011)	Wilhelm et al. (2018).

O principal objetivo da maioria das tecnologias TPU se dá pela remoção ou redução de patógenos. Murphy *et al.*, (2010) afirmam que os benefícios para a saúde em termos de redução de doenças diarreicas foram bem documentados para as tecnologias TPU, porém ainda são poucas as pesquisas que têm se concentrado na capacidade dessas tecnologias para tratar outros contaminantes que representam problemas de saúde, incluindo microcontaminantes presentes em matrizes aquáticas e o potencial de formação de subprodutos como resultado do tratamento TPU. Essas tecnologias não foram rigorosamente testadas para ver se atende às diretrizes de água potável da Organização Mundial da Saúde (OMS). Embora tratem uma carga considerável de patógenos, não quer dizer que a água submetida ao tratamento TPU apresenta-se potável e própria para consumo, outros parâmetros físico-químicos, biológicos e ecotoxicológicos devem ser levados em consideração antes de sua aplicação.

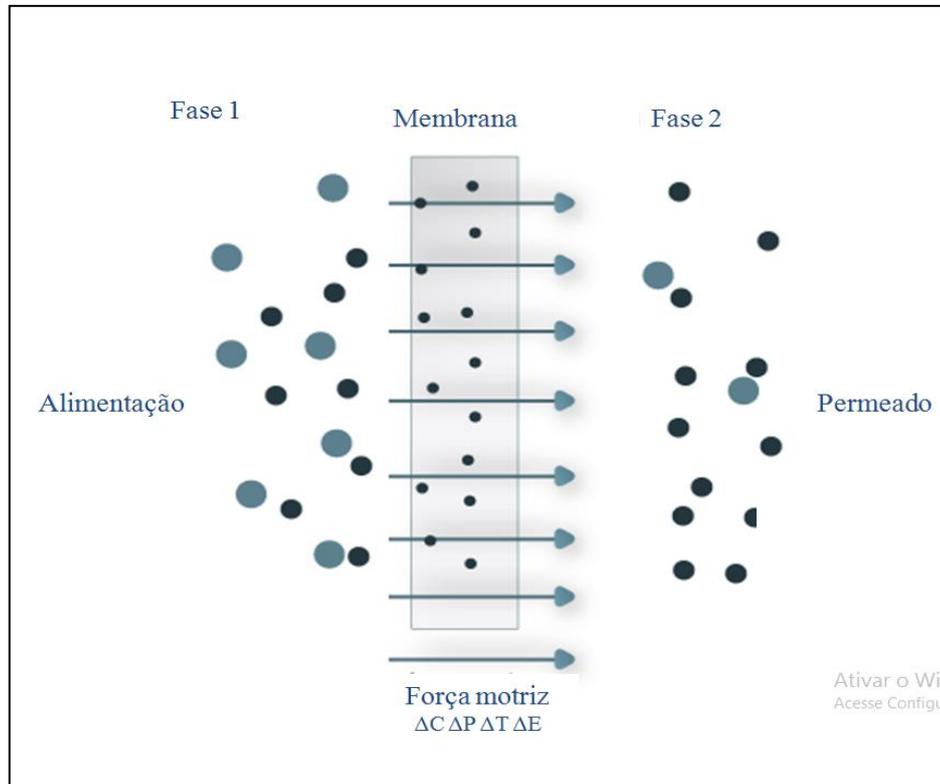
Algumas pesquisas vêm sendo desenvolvidas para testar as tecnologias TPU mais sofisticadas, com capacidade de remoção de diversos contaminantes. Segundo o relatório sobre tendências do mercado por tecnologia no ponto de uso publicado pela Grand view research (2020), as tecnologias com maior potencial de crescimento até 2027 são: Métodos de filtração por membrana, sistemas de destilação e métodos de desinfecção. Dentre essas, espera-se que o segmento de tecnologia de filtração por membranas responda por uma participação de mercado significativa devido à alta capacidade de tratamento da água dos diferentes tipos de membranas e adoção de filtros em residências, instituições e locais de trabalho.

3.3 Aplicação de Membranas no Tratamento de Água

A crescente demanda em fornecimento de água de qualidade, exige técnicas de potabilidade seletivas, econômicas e viáveis para o tratamento de água. Dentre as tecnologias existentes, a filtração por membranas é uma das mais promissoras que surgiu nas últimas décadas, devido a sua alta capacidade de remoção de microrganismos e compostos químicos, presentes na água. Segundo Li *et al.*, (2018) os processos de filtração por membranas permitem o fracionamento de solutos dissolvidos em correntes líquidas e a separação de misturas gasosas. Pode ser definido como a separação de um ou mais compostos por intermédio de uma barreira semipermeável a membrana, sendo denominado, permeado a fração que

transpassa a membrana e concentrado a fração retida (WANKAT, 2006). Na Figura 2 é apresentado o processo de separação por membrana.

Figura 2- Processo de separação por membrana



Fonte: MULDER, 1996 (Adaptado).

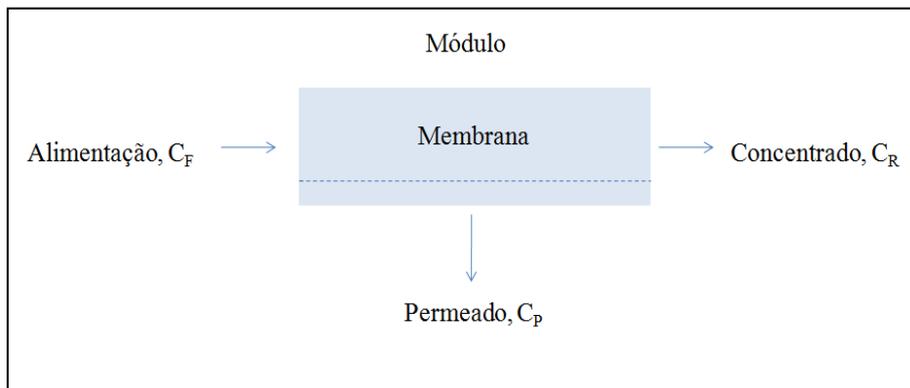
Se comparado a outros processos de purificação, o processo de separação por membranas apresenta como grandes vantagens a alta seletividade, a facilidade de *scale-up* desses sistemas e a simplicidade de operação. Outro aspecto de grande relevância nos processos de separação por membranas, é que na maioria das vezes são realizados a temperatura ambiente, o que resulta em um menor gasto energético, além de não alterar as características de substâncias sensíveis a oscilações de temperatura (HABERT et al., 2006).

O desempenho ou eficiência de uma membrana é determinada por dois parâmetros: a *seletividade* e o *fluxo*. A seletividade é normalmente expressa pelo *coeficiente de retenção*, $R = 1 - C_P/C_F$, em que C_F representa a concentração do soluto na alimentação e C_P a concentração do soluto no permeado ou filtrado. O fluxo ou velocidade de permeação é definido como o volume de solução que atravessa a membrana por unidade de área e por unidade de tempo ($L^3.L^{-2}.\Theta^{-1}$)

(BAKER, 2004).

No processo de separação por membranas, a corrente de alimentação com concentração do soluto C_F é alimentada em escoamento tangencial ao longo da superfície da membrana e divide-se em duas correntes, o concentrado ou retido e o permeado (BAKER, 2004), como está ilustrado na Figura 3. A corrente do retido é essencialmente constituída por partículas e solutos rejeitados pela membrana, cuja concentração C_R é superior à C_F , enquanto a de permeado por solvente ou solução clarificada.

Figura 3- Correntes do processo de filtração em membrana



Fonte: Elaborada pela autora, 2021.

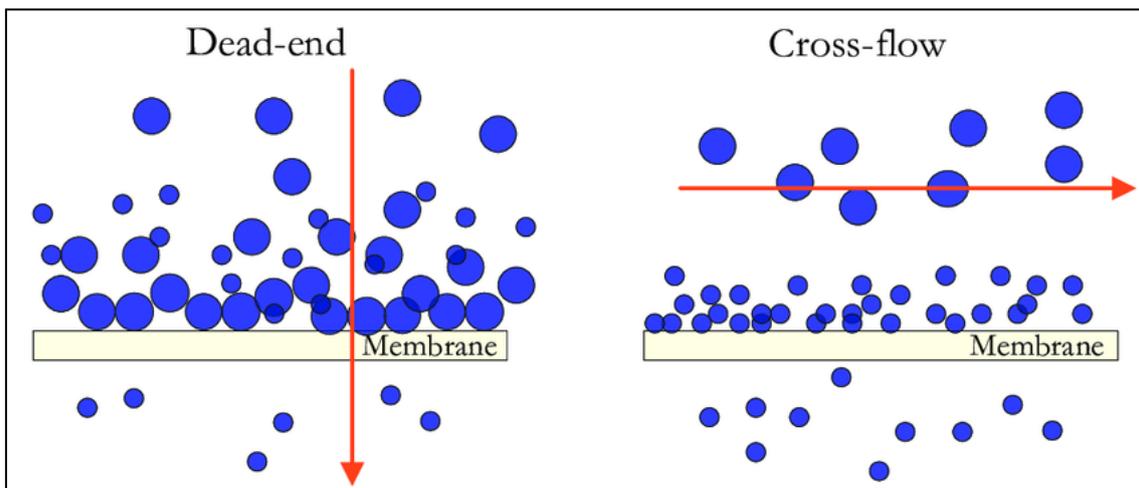
Os principais processos de membranas utilizam como força motriz o gradiente de potencial químico e/ou o gradiente de potencial elétrico. Como a maioria dos processos ocorrem em condições isotérmicas, o gradiente de potencial químico é expresso em termos do gradiente de pressão, concentração ou pressão parcial de acordo com a Equação 1.

$$\Delta\mu_i = RT\Delta\ln(\lambda_i x_i) + v_i \Delta P \quad (1)$$

onde μ_i é o potencial elétrico da espécie i , λ_i é o coeficiente de atividade, x_i é a fração molar, v_i é o volume molar e ΔP o gradiente de pressão.

Os processos de separação por membranas podem ser classificados em perpendicular (*dead end filtration*) ou tangencial (*crossflow filtration*), de acordo com o sentido de filtração. Na filtração perpendicular, o sentido do fluxo de alimentação é perpendicular à membrana filtrante. Desta forma, o processo normalmente é interrompido para a limpeza ou substituição da membrana, devido ao acúmulo de material retido sobre a superfície do meio filtrante. Já na filtração tangencial, o fluxo de alimentação ocorre em sentido paralelo à membrana, enquanto o permeado é conduzido transversalmente à membrana, sendo que a tensão cisalhante formada na superfície da membrana não permite que a torta aumente indefinidamente (CHERYAN, 1998). Assim, a operação *cross-flow* apresenta um melhor controle da polarização de concentração e resistência ao transporte, podendo manter fluxos elevados de permeado por longos períodos de operação (HABERT et al., 2006). A Figura 4 apresenta-se um esquema comparativo dos dois processos de filtração.

Figura 4- Comparação esquemática entre filtração convencional e tangencial.

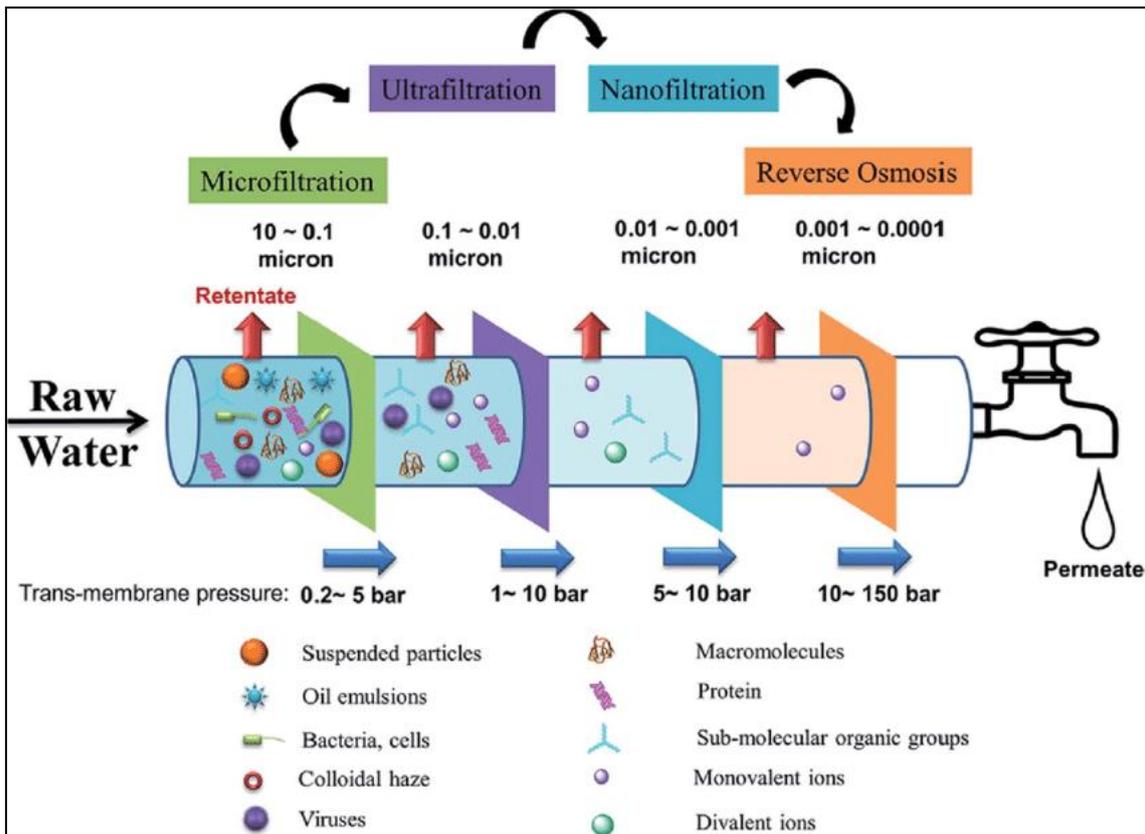


Fonte: Garcia et al., 2017.

De modo geral os processos de separação por membrana podem ser divididos em: microfiltração (MF), ultrafiltração (UF), nanofiltração (NF) e osmose reversa (OR). Eles podem ser distinguidos por critérios que levam em conta o tamanho dos poros da membrana, o tipo de material rejeitado, denominado contaminante ou soluto, e as pressões de operação. A diferença de cada um é a dimensão das partículas e das moléculas que são retidas e com qual intensidade a força motriz promove a separação (GALVÃO; GOMES, 2015). Na Figura 5

apresentam-se as principais características das técnicas de separação por membranas que utilizam diferença de pressão como força motriz.

Figura 5- Principais características das técnicas de separação com membranas que utilizam diferença de pressão como força motriz.



Fonte: Selatileet al., 2018.

- **Microfiltração (MF)**

É um processo baseado em membrana acionado por pressão que separa sólidos suspensos e partículas finas na faixa de 0,1–10 µm do líquido. A vasta gama de tamanhos cobre uma ampla variedade de compostos e partículas industriais e naturais. A microfiltração é capaz de remover efetivamente colóides, micropartículas, uma variedade de microorganismos e macromoléculas em suspensão. A eficiência e o custo da microfiltração dependem da permeabilidade medida como fluxo e seletividade tabulada como rejeição. Numerosos fatores que afetam esses dois parâmetros vitais, incluindo características da membrana (material, morfologia e tamanho dos poros) e parâmetros operacionais, como pressão transmembrana, velocidade de fluxo cruzado e propriedades de

alimentação (concentração, temperatura, pH, força iônica, química de superfície). A microfiltração eficiente é amplamente utilizada nas indústrias de alimentos e bebidas, biotecnologia e tratamento de água e esgoto para remover significativamente a turbidez, bactérias e protozoários de água e esgoto. Além disso, vários estudos publicados relataram remoção parcial do vírus por MF. Essa tecnologia tem várias vantagens, incluindo alta seletividade, alta qualidade do produto, operação rápida, necessidade de pouco espaço, operação contínua e rápida, facilidade de aumento de escala, baixos custos de operação e investimento de capital moderado. Além disso, os processos de microfiltração são compatíveis com os padrões ambientais devido à não formação de subprodutos e ao uso limitado de aditivos químicos (MADAENI, 2015).

- Ultrafiltração (UF):

Membranas de UF realizam separações com base no tamanho do soluto, seus poros variam de 0,1–0,01 μm . Apresentam classificações de retenção de 1–5.000 KDa para solutos aproximadamente esféricos e podem reter solutos de 10–1.000 Å ou maiores em diâmetro (cerca de 300–1.000 KDa), como coloides, moléculas grandes e nanopartículas. Solutos e solventes menores passam pelo ultrafiltro. As membranas de UF retêm solutos menores do que as membranas de microfiltração e solutos maiores do que as membranas de osmose reversa. A maioria das operações comerciais é executada como filtração de fluxo tangencial (TFF), mas soluções diluídas, como tratamento de água ou preparação de amostra em pequena escala, são executadas como filtração de fluxo normal (NFF). Os filtros de retenção de vírus, às vezes chamados de nanofiltros, estão na extremidade mais aberta do UF e podem ser executados como NFF ou TFF. A primeira grande aplicação comercial de UF foi a reciclagem de tintas, seguida pela recuperação de soro de leite em meados da década de 1970. As aplicações podem ser descritas como clarificação de um produto de permeado (por exemplo, purificação de água), concentração de um produto retentado (por exemplo, tinta, laticínios e produtos farmacêuticos) ou purificação de soluto (por exemplo, separação de vírus / proteína e troca de tampão). As aplicações de UF são habilitadas por operação de baixa temperatura e baixo custo, particularmente com reutilização de membrana. Os processos de UF podem variar

significativamente entre os aplicativos devido a diferentes requisitos e custos relativos. A durabilidade de uma membrana de ultrafiltração varia em média de 6 á 8 anos. Nos últimos anos, devido aos grandes benefícios dessa tecnologia vem sendo largamente empregada no tratamento de água, principalmente em países desenvolvidos.

- Nanofiltração (NF):

A membrana de nanofiltração é uma membrana acionada por pressão, com um corte de peso molecular nominal (peso molecular do soluto que é 90% rejeitado pela membrana) variando de 200 a 1000 Da, tamanho de poro de cerca de 0,2-2,0 nm e pressões operacionais de 70 –200 psi (5–15 bar) (Schäfer et al. 2002).

A membrana de nanofiltração foi definida em 1987 por Simpson et al. (1987) na primeira publicação com o título de nanofiltração como: “Essas membranas carregadas possuem propriedades situadas entre aquelas de osmose reversa e as membranas de ultrafiltração. Moléculas com massa molecular superior a 300-400 Da, por exemplo, glicose, são rejeitadas e íons inorgânicos são seletivamente excluídos de acordo com suas densidades de carga.” A membrana de nanofiltração é usada principalmente para separar produtos orgânicos de baixo peso molecular e sais multivalentes de sais monovalentes e água. Eles fornecem rejeição de sais de 50–90% em operação de baixa pressão. Isso reduz o consumo de energia e diminui significativamente os custos de instalação e operação. As membranas de nanofiltração fornecem vantagens específicas sobre as membranas convencionais. Eles exibem maior fluxo em pressões mais baixas versus osmose reversa e rejeição melhorada em comparação com membranas de ultrafiltração.

- Osmose reversa (RO):

Membranas de osmose reversa retêm íons monovalentes (99% de retenção) e constituem as membranas clássicas de dessalinização. O processo de osmose reversa é utilizado nas mais diversas atividades como: no tratamento de águas residuárias municipais (remoção de sólidos dissolvidos), na remoção de orgânicos e poluentes orgânicos de águas residuárias, na separação e concentração (recuperação) de diversos solutos e no tratamento de efluentes de

diversos setores industriais (químico, petroquímico, eletroquímico, alimentos, papéis) (BÓDALO et al., 2004). Sistemas de osmose reversa também estão sendo utilizados para a remoção de matéria orgânica como: aditivos plásticos, pesticidas, compostos farmacêuticos, benzeno e tolueno. (XU et. al., 2005).

As principais vantagens na utilização desses sistemas são: facilidade de operação e manutenção, poluentes inorgânicos e orgânicos podem ser removidos simultaneamente, utilizam menos energia, quando comparados com outras tecnologias (3-9,4 Kwh/m³ de produto), normalmente operam na temperatura ambiente, reduzindo problemas de incrustação e corrosão, a estrutura modular deste processo aumenta a flexibilidade na construção das plantas, além da possibilidade do funcionamento em conjunto com outros processos (oxidação, adsorção, tratamentos biológicos e outros) para produzir, por exemplo, águas de reuso (GARUD et al., 2011).

Os materiais utilizados na produção das membranas variam. Há membranas preparadas com materiais poliméricos (orgânicos) e aquelas que são produzidas com materiais inorgânicos. Os materiais orgânicos para produção das membranas são basicamente os poliméricos e os inorgânicos são os metais e as cerâmicas (GALVÃO et al., 2015). Na Tabela 1 estão presentes os diferentes tipos de materiais utilizados na produção das membranas filtrantes.

Tabela 1- Materiais utilizados na produção das membranas filtrantes.

Membrana	Material
Microfiltração (MF)	Cerâmica Polipropileno (PP)
Ultrafiltração (UF)	Cerâmica Acetato de Celulose (AC) Polisulfona (PS) Polietersulfona (PES) Polivinilpirrolidona Poliacrinonitrila (PAN) Fluoreto de polivinilideno (PVDF)
Nanofiltração (NF)	Poliacrilamida
Osiose Reversa (OR)	Poliamida Poliacrilamida

Fonte: Adaptado de Cavalcanti (2012).

As membranas são utilizadas em diversas configurações, são elas: tipo planar, tubular, fibra oca e em espiral (WAGNER, 2001; HABERT, et al., 2006; GALVÃO et al., 2015).

Membranas Planares: Formam uma configuração do tipo “plate and frame”, isto é, são dispostas paralelamente, separadas por espaçadores e suportes porosos. Apresentam uma densidade de empacotamento (área superficial de membrana por volume de módulo, A/V) baixa que pode variar entre 100 a 400 m^2/m^3 .

Membranas Tubulares: é constituída por tubos de material polimérico ou cerâmico, cujo diâmetro normalmente é superior a 10 mm, inseridos dentro de módulos de geometria cilíndrica. A relação A/V do módulo também é considerada baixa, sendo sempre menor que 300 m^2/m^3 .

Membrana de Fibras Ocas: são usadas na forma de cartuchos contendo centenas de fibras de pequeno diâmetro (interno) que variam entre 100 a 500 μm . A grande vantagem desta configuração é a elevada densidade de empacotamento, A/V , que pode atingir valores da ordem dos 30 000 m^2/m^3 . São bastante utilizados em MF e UF.

Membrana em Espiral: é uma das mais comuns nas indústrias que operam com processos de separação por membranas, principalmente MF, UF e OI. É constituído por membranas planares, suportes e espaçadores que são fixados e enrolados em redor de um tubo coletor central por onde flui o permeado. A relação A/V varia entre 300 a 1000 m²/m³.

Nos últimos anos, vem chamando atenção o uso doméstico de membranas filtrantes para o tratamento de água descentralizado, em especial as do tipo planar e fibra oca. Segundo Loo et al., (2012) as membranas UF apresentam maior potencial para essa finalidade, devido a sua facilidade de implementação, facilidade de uso, manutenção, desempenho na remoção de contaminantes orgânicos e microrganismos, potencial de aceitação e baixo impacto ambiental. As membranas UF é a tecnologia que melhor se adéqua para o tratamento de água no ponto de uso doméstico, em situações de emergência, como catástrofes ambientais e secas sem que a água pode se tornar escassa ou de má qualidade. Segundo Pronk et al. (2019) outro ponto que deve ser levado em consideração é a utilização das membranas de UF por gravidade (GDM), mesmo tratando um volume de água relativamente baixo, quando comparado a ultrafiltração convencional, mostra-se eficiente em diversos parâmetros de qualidade da água, apresentando-se como tecnologia promissora, principalmente para populações que não dispõem de água tratada.

3.4 Membrana de Ultrafiltração por Gravidade como Tecnologia Descentralizada do Tratamento de Água Destinado ao Consumo Humano

A ultrafiltração por membrana acionada por gravidade é uma modalidade específica do processo de ultrafiltração. Em comparação com a convencional, a ultrafiltração por gravidade é operada em baixa pressão transmembranar (0,04- 0,1 bar) e em modo de filtração contínuo, apresentando fluxo estável (média de 5 L.h⁻¹.m⁻²) (PETER-VARBANETS et al., 2011). Além disso ao contrário dos sistemas de membrana de ultrafiltração típicos, é operada por muito tempo (anos) sem retrolavagem ou limpeza da membrana, necessitando de baixa manutenção. Permite a formação de biofilme na superfície da membrana, o que contribui para estabilização do fluxo e qualidade do permeado. O Sistema de membrana UF por gravidade mostra-se eficiente na remoção de microrganismos como vírus, bactérias

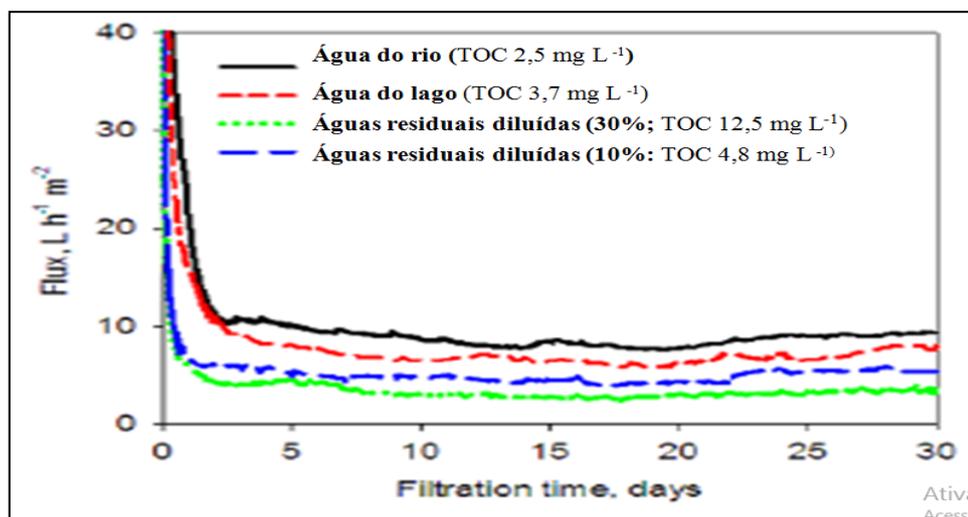
e protozoários, evidenciando-se como uma tecnologia que pode ser utilizada como tratamento descentralizado de água destinada ao consumo humano (PRONK et al., 2019).

O estudo publicado por Clasen et al., (2009) é um dos pioneiros na utilização do processo de Ultrafiltração por gravidade para o tratamento de água destinada ao consumo humano. Com o objetivo de verificar a eficiência da tecnologia para remoção dos microrganismos *Escherichia coli*, *Cryptosporidium parvum* e o vírus colifago MS2, os autores utilizaram um cartucho de membrana de ultrafiltração de fibra oca (26 cm de comprimento) realizando limpeza periódica e retrolavagem, o dispositivo produzia água tratada a uma taxa média de 143 mL/min (8,6 L/hora). A água de estudo apresentava turbidez moderada (15 NTU). Após tratamento por UF-Gravidade ocorreram reduções significativas dos microrganismos: *E. coli* (99,9999%), Vírus colifago MS2 (99,99%) e (99,9%) para cistos dos protozoários *Cryptosporidium parvum*. Ao final do estudo observou-se que o sistema foi capaz de produzir 20.000 L de água tratada. Os resultados apresentados mostraram alta taxa de remoção de microrganismos, evidenciando-se como uma tecnologia TPU eficaz e atraente para populações que estão expostas a ingestão de águas de fontes inseguras, porém a necessidade de realizar retrolavagem e limpeza da membrana foram elencados como possíveis problemas para sua utilização.

Com o objetivo de analisar o sistema UF-Gravidade sem utilizar retrolavagem, limpeza química ou fornecimento externo de energia Peter-Varbanets et al.(2011) utilizaram membrana UF do tipo planar e, monitoraram durante 24 meses um sistema por gravidade. O sistema foi operado em pressões relativamente baixas (40-65 cm de coluna d'água). Foram utilizadas diferentes tipos de água de alimentação, incluindo água de rio (Chriesbach, Suíça), água do lago (Greifensee, Suíça) e águas residuárias diluídas a 10% e 30% (Efluente primário, Duebendorf, Suíça). O fluxo estabilizou-se por volta do 7º dia e permaneceu estável durante pelo menos 120 dias para todos os tipos de água de alimentação (os primeiros 30 dias são mostrados na Figura 9). O sistema UF-Gravidade não foi afetado por aumento da turbidez da água até 100 NTU. O fluxo do permeado estabilizou-se entre 4-10 h⁻¹.m⁻². Esta nova abordagem para operar sistemas UF em condições de fluxo estáveis pode ser considerada um importante avanço na tecnologia de membrana, pois permite o desenvolvimento de uma tecnologia TPU com grande potencial de implantação. Na

Figura 6 é apresentada a Estabilização do fluxo do permeado para diferentes tipos de águas durante a ultrafiltração por gravidade.

Figura 6- Estabilização do fluxo do permeado para diferentes tipos de águas durante a ultrafiltração por gravidade.



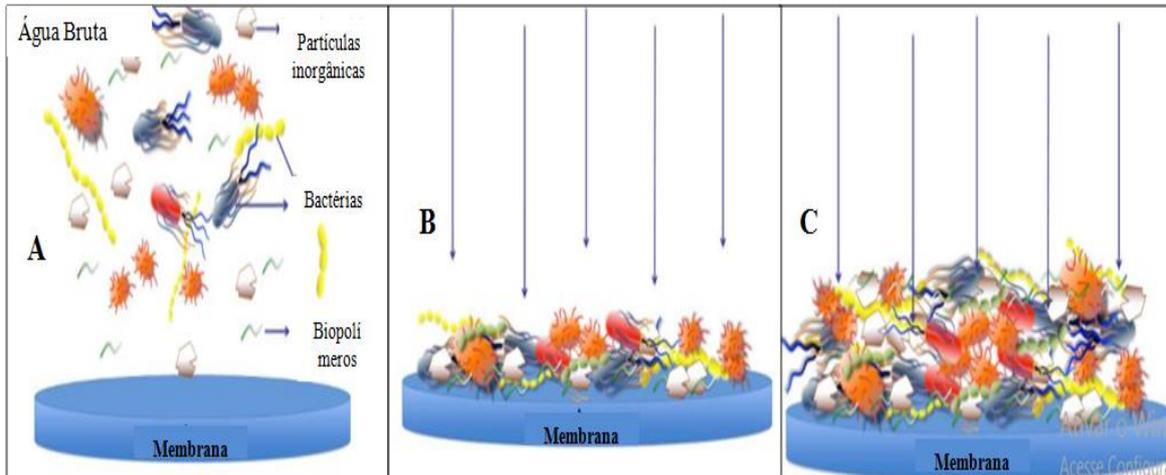
Fonte: Peter-Varbanets et al., 2011.

Tang et al., (2016) também observaram o fenômeno de estabilização do fluxo. Utilizando um sistema de filtração de membrana acionada por gravidade em escala piloto sob baixa pressão gravitacional (65, 120 e 200 mbar) sem realizar qualquer pré-tratamento na água de alimentação, retrolavagem, descarga ou limpeza química. Os resultados revelaram que o sistema UF- gravidade apresentou desempenho eficiente na remoção de turbidez e compostos orgânicos. A estabilização do fluxo ocorreu após 10 dias de operação. Os valores médios do fluxo estável foram 6,6, 8,1 e 8,6 h⁻¹.m⁻² para pressões de 65, 120 e 200 mbar, respectivamente. O fluxo permaneceu estável por 58 dias, após esse período foi realizada limpeza física simples e o sistema recuperou seu fluxo estável. Os resultados evidenciam que é possível utilizar o processo UF-GDM com baixa manutenção.

Peter-Varbanets et al., (2011) e Chomiak et al., (2013) identificaram em seus trabalhos que a estabilização do fluxo se dá pela formação do biofilme na membrana de ultrafiltração. A formação de biofilmes nas superfícies da membrana é geralmente considerada prejudicial, pois os desempenhos de filtração diminuem. No entanto, controlar a formação de biofilmes continua desafiador e requer uma demanda significativa de energia e limpeza química. O processo de ultrafiltração por gravidade

desenvolveu um novo paradigma para sistemas operacionais de membrana que consiste em aproveitar a presença de biofilmes nas superfícies das membranas. A formação de biofilme nas membranas ajuda a estabilizar o fluxo de permeado ao longo de vários meses. A composição da água de alimentação determina a estrutura física e bioquímica dos biofilmes e, em última instância, sua resistência hidráulica. O biofilme também ajuda a aumentar a qualidade do permeado, visto que a retenção de compostos biodegradáveis ou vírus é maior no caso de um "biofilme + membrana". Durante a filtração em ultrafiltração, os microrganismos, partículas coloidais, matéria orgânica e inorgânica presentes na água de alimentação são acumulados na superfície da membrana. Estas substâncias retidas na membrana tendem a formar uma camada de biofilme, que é considerado como "mini sistema ecológico" (DERLAN; PRONK, 2018). A caracterização do biofilme em UF-Gravidade é um assunto complexo, uma vez que inclui uma gama de diferentes campos, tais como (1) morfologia (2) estrutura dimensional); (3) Atividade biológica, composição da comunidade (procariotos e eucariotos, incluindo predadores) e sua distribuição espacial. A formação de biofilmes na superfície das membranas resulta tanto na acumulação de produtos microbianos solúveis e crescimento bacteriano (FLEMMING, 2011). As bactérias presentes na superfície das membranas se alimentam de compostos biodegradáveis contidos na água de alimentação, e formam uma matriz de exo-polímeros (substâncias poliméricas extracelulares-EPS) (LOOSDRECHT et al, 2012). A matriz de EPS atua como uma substância aderente, que mantém as bactérias ligadas entre si e à superfície da membrana, aumentando assim a resistência hidráulica (DERLON et al., 2013; DERLON et al., 2016; DESMOND et al., 2018). Na Figura 7, encontra-se a formação do biofilme na superfície da membrana.

Figura 7- Formação do biofilme na superfície da membrana. (A) Água de alimentação contendo microrganismos, material particulado e dissolvido (B) Depósito de microrganismos, material particulado e dissolvido na membrana. (C) Espessura da camada de biofilme aumenta com o tempo.

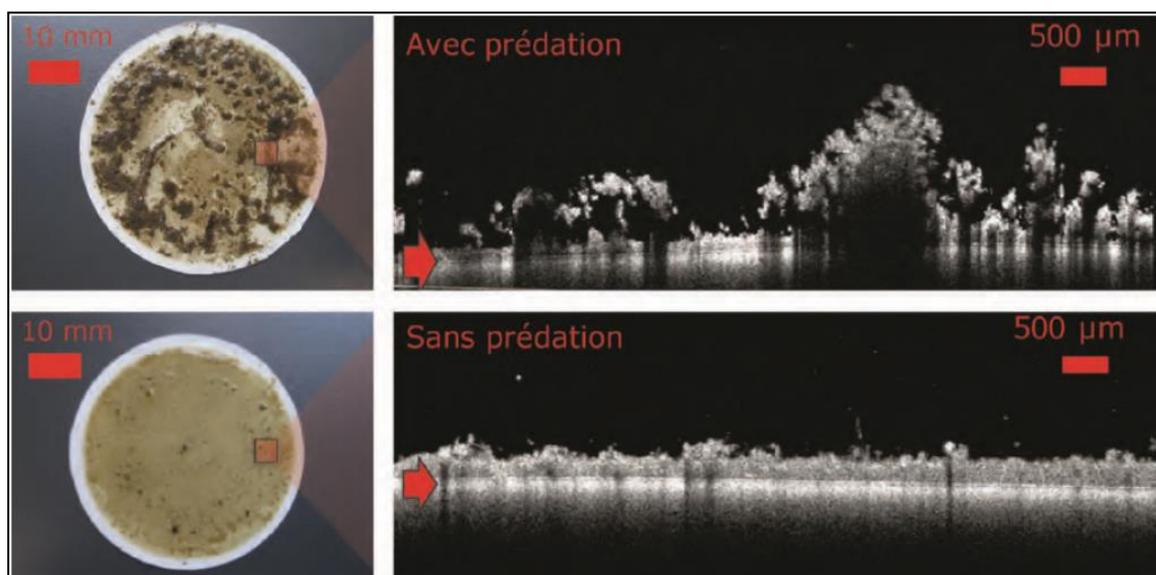


Fonte: Peter-Varbanets et al., (2011). (Adaptado)

Novos estudos estão sendo realizados com o objetivo de analisar a importância da formação de biofilme na membrana. Derlon et al., (2013) identificaram que a formação de biofilme altamente permeável, devido à presença de eucariotos, em particular, de metazoários é um mecanismo chave que aumenta a permeabilidade da membrana. Em média, a predação por nematódeos e oligoquetas gera um aumento do fluxo de permeado de cerca de 100% em comparação com os valores medidos na ausência de predação. Nematódeos e oligoquetas criam biofilmes mais permeáveis devido à sua ação de motilidade e construção de microhabitats. Assim, a resistência hidráulica do biofilme não se relaciona apenas com a sua espessura, mas também a sua heterogeneidade (MARTIN et al., 2014).

Tendo em destaque a influência de metazoários no fluxo de permeado, há hipótese de que estes tipos de seres vivos podem ser utilizados para modular a resistência de fluxo de biofilmes. Em um estudo experimental, Klein et al. (2016) enriqueceram o biofilme bacteriano com o oligoqueta *Aelosoma hemprichi* e com o nematóideo *Aquaticus plectus*. Os autores observaram aumento do fluxo de 50% após a adição de *A. plectus* e até mais de 150% devido à adição de oligoquetas (*A. hemprichi*) em relação a membrana controle. Na Figura 8 é exibido o efeito da predação por eucariotos sobre a estrutura dos biofilmes desenvolvidos na superfície da membrana de ultrafiltração. A composição da comunidade biológica do biofilme foi influenciada, não só em termos de metazoários em si, mas também da composição de protozoários e bactérias. Estes resultados demonstram que a presença de eucariotas pode ser manipulada para ajustar a resistência do fluxo do biofilme.

Figura 8- Efeito da predação por eucariotos sobre a estrutura dos biofilmes desenvolvidos na superfície da membrana de ultrafiltração.



Fonte: Derlon et al., (2013).

Vários fatores influenciam a formação do biofilme nas membranas, dentre eles destacam-se: A composição da água a ser tratada; as condições de operação, tais como a pressão transmembrana; a composição das comunidades microbianas presente no biofilme; e a temperatura que pode influenciar no crescimento microbiano e alterar a estabilização do fluxo (PRONK et al., 2019).

A comunidade microbiana do biofilme afeta a sua estrutura física na escala de alguns microns até alguns milímetros, e assim a sua resistência hidráulica. A formação de biofilme que tem uma estrutura homogênea e compacta resulta em fluxo de permeado relativamente baixo de cerca de $5\text{L}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ (DERLON et al., 2012). Por outro lado, uma formação heterogênea resulta em valores mais elevados de fluxo de permeado de até $20\text{L}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$. Vários autores afirmam que a retenção dos compostos é mais elevada para os sistemas biofilme-membrana através de uma combinação de processos biológicos e físicos. O uso de sistemas compostos de biofilme-membrana faz com que seja possível aumentar a retenção de: carbono orgânico assimilável (COA) (DERLON et al., 2014); toxinas microbianas, tais como cianotoxinas (KOHLENER et al 2014; SILVA et al., 2018) e polímeros orgânicos, tais como polissacarídeos (CHOMIAK et al., 2015).

O carbono orgânico disponível é um indicador de possível crescimento bacteriano na água. Quanto menor a concentração de carbono orgânico assimilável, mais limitado é o risco de crescimento bacteriano. Via de regra, uma quantidade significativa de carbono orgânico assimilável passa pelas membranas, causando um risco significativo de desenvolvimento de bactérias patogênicas na água filtrada (PREST, et al 2016). Utilizando um sistema de ultrafiltração por gravidade para tratamento de água, Derlon et al (2014) investigaram a qualidade do permeado em termos de conteúdo de carbono orgânico assimilável (COA) e frações de carbono orgânico dissolvido (por exemplo, biopolímeros). Os resultados indicaram que a membrana de ultrafiltração virgem remove uma pequena fração do COA e dos biopolímeros (rejeição <10%), quando ocorre presença de um biofilme fino e jovem na superfície das membranas de ultrafiltração a qualidade do permeado aumentou devido à degradação do COA (> 80%).

As comunidades de microrganismos que se desenvolvem dentro do biofilme também ajudam a degradar as toxinas microbianas, em particular os metabólitos das cianobactérias as chamadas cianotoxinas. Na verdade, a maioria das cianotoxinas não são retidas apenas pelas membranas. As bactérias presentes na comunidade microbiana do biofilme da membrana são capazes de usar essas toxinas como fonte de carbono (SILVA et al., 2018). Diferentes bactérias aeróbias (por exemplo, *Variovorax paradoxus*) e anaeróbias (*Aeromonas hydrophila*) são, portanto, capazes de degradar microcistinas. A adaptação da comunidade microbiana de biofilmes de

membrana permite a eliminação completa de microcistinas. Com o objetivo de verificar a eficiência do processo UF-Gravidade na remoção de microcistinas, Kholer et al., (2014) monitoraram um sistema de ultrafiltração por durante 24 dias. O sistema funcionou a uma pressão hidrostática de 0,65 mbar. A água de alimentação foi enriquecida com células de *Microcystis aeruginosa* e com a microcistina-LR. Os resultados mostraram que o fluxo médio do permeado foi de $4,7 \text{ L m}^{-2} \text{ h}^{-1}$. Após 15 dias de operação, o sistema cuja membrana apresentava biofilme obteve 100% de remoção para MC-LR (concentração inicial de $400 \mu\text{g.l}^{-1}$), enquanto que para o sistema sem a presença do biofilme, a taxa de remoção foi de 80%, apresentando residual de $80 \mu\text{g.l}^{-1}$ na água filtrada. Os principais táxons encontrados no biofilme formado no sistema e que estava relacionados com a degradação da MC-LR foram: Deltaproteobacteria, Fibrobacteres, Alphaproteobacteria, Betaproteobactérias, Firmicutes e Gammaproteobacteria. Os autores afirmam que a ultrafiltração por gravidade fornece uma maneira rápida e eficiente de remover microcistinas da água destinada ao consumo humano. Assim como as observações feitas para carbono orgânico assimilável, os biofilmes de membrana também contribuem para aumentar a qualidade do permeado por meio da degradação de toxinas microbianas.

A formação de biofilmes na membrana também contibuem para degradação de polímeros e proteção da membrana contra obstrução irreversível. Os biofilmes de membrana atuam como uma primeira barreira biológica e protegem a membrana da adsorção de compostos responsáveis pela obstrução irreversível, como os polissacarídeos (CHOMIAK et al., 2015). A comunidade microbiana que se desenvolve dentro dos biofilmes é capaz de degradar completamente os polissacarídeos de baixo peso molecular (menores que o tamanho dos poros da membrana), também ajudam a reter / hidrolisar / degradar polissacarídeos com um grande peso molecular (ou seja, maior do que o tamanho dos poros da membrana).

Outros estudos também estão sendo desenvolvidos utilizando o sistema UF-Gravidade combinado com outros processos. Recentemente vários autores relatam pré tratamento da água de alimentação com reator de biofilme, processo de adsorção, processo de coagulação, filtração, entre outros. Também existem estudos que incorporam na membrana,particulas desinfectantes como prata coloidal. Ding et al. (2018) adicionaram uma camada de carvão ativado granular (GAC) e uma

camada de carvão ativado alimentado (PAC) para tratamento da água da chuva. Verificou-se que melhorou a eficiência de remoção de 20-25% de orgânicos visto que GAC e PAC podem efetivamente adsorver compostos fluorescentes (por exemplo, proteínas aromáticas, proteínas triptofano e húmicos). Wang et al., (2017) descreveram um método fácil para preparar membranas de ultrafiltração carregadas de prata para aplicações de desinfecção no ponto de uso. A membrana com incorporação de prata alcançou um fluxo de água de alta pureza, demonstrando a viabilidade da filtração por gravidade com eficiência energética e eliminando a necessidade de energia elétrica. A forte atividade antibacteriana e a alta rejeição física da membrana levaram a um excelente poder de desinfecção, não sendo detectadas células bacterianas viáveis em sua água permeada.

Caso de sucesso utilizando o processo de ultrafiltração por Gravidade já é relatado na comunidade científica. Peter Verbans et al., (2017) relatam que foram implantados (pela Universidade de Ciências Aplicadas e Artes do Noroeste da Suíça em parceria com o Instituto Federal Suíço de Ciência e Tecnologia Aquática) quiosques que tratam água por UF-Gravidade em três escolas nas proximidades do Lago Vitória, em Uganda, lá os moradores podem comprar água potável tratada. Sistemas simples de filtração por membrana removem o material turvo, bactérias e vírus da água, garantindo assim que um número significativamente menor de pessoas façam uso de água poluída. Como resultado, a diarreia em crianças menores de cinco anos diminuiu 69% e, em adultos, surpreendentes 78%. A manutenção dos filtros de membrana operados é simples; eles funcionam sem adição permanente de produtos químicos e não requerem entrada de energia - exceto para bombear a água do Lago Vitória para a estação. Enquanto os sistemas convencionais de ultrafiltração funcionam com alta pressão e precisam ser limpos regularmente, os filtros desenvolvidos em Uganda funcionam apenas por gravidade.

Um dos entraves da utilização da tecnologia UF-Gravidade são os custos relacionados as membranas, em alguns países os valores ainda são altos, dificultando o uso pela população mais carente. Recentemente Lee et al., (2020) realizaram um levantamento de custos de varias tecnologias TPU no tratamento de água. O processo UF-Gravidade mostrou-se muito atraente. Estima-se que a cada 1000 L de água tratada é gasto uma média de US\$ 3,84, o que permitiria o

tratamento doméstico de água em países de baixa e média renda, atendendo aos requisito mínimo diário de água de uma família de cinco pessoa.

As pesquisas que estudam o processoUF-Graviade estão em expansão e são de suma importância para o tratamento de água no ponto de uso. O sistema UF-GDM apresenta-se como tecnologia inovadora e eficiente para populações que não possuem acesso a água tratada ou ingerem água de fontes inseguras. É importante realizar estudos de aplicabilidade e viabilidade financeira como forma de garantir que o sistema possa ser utilizado por aqueles que mais necessitam.

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Considerações Gerais

O estudo foi desenvolvido no Laboratório de Química Sanitária Ambiental (LAQUISA), localizado na Estação Experimental de Tratamento Biológico de Esgotos Sanitários – (EXTRABES), em área cedida em sistema de comodato pela Companhia de Água e Esgoto da Paraíba (CAGEPA) à Universidade Estadual da Paraíba (UEPB). A EXTRABES esta situada no bairro do Tambor, na cidade de Campina Grande – PB, Brasil, latitude 7° 13' 11" Sul e longitude 35° 52' 31" Oeste, altitude média de 550 m do nível do mar, conforme Figura 9.

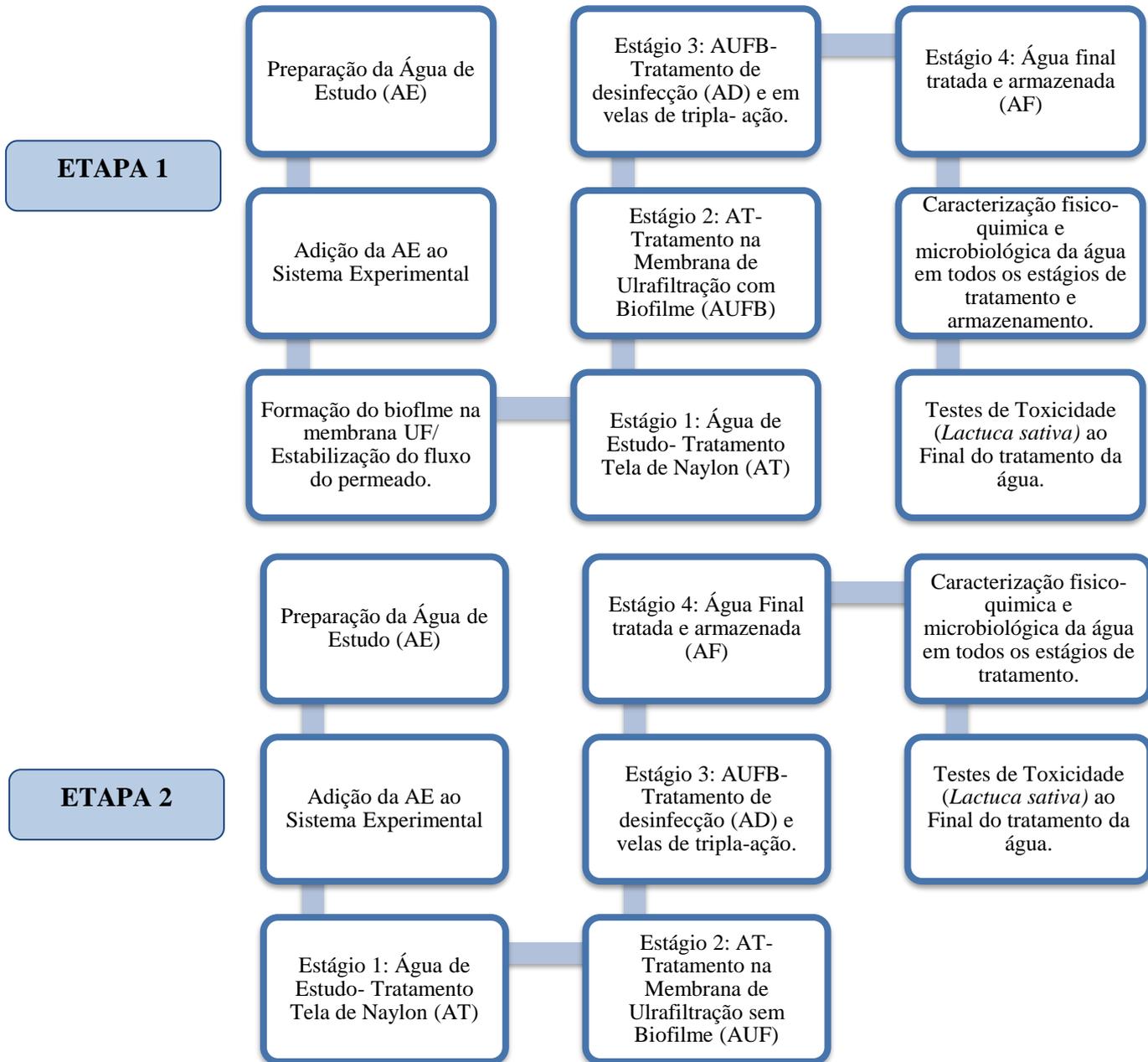
Figura 9: Estação Experimental de Tratamento Biológico de Esgotos Sanitários.



Fonte: Google Maps, 2023.

O sistema experimental proposto nessa pesquisa foi baseado nos estudos de Peter- Verbants et al., 2011 com adaptações pelo autor. A metodologia utilizada nesse trabalho foi dividida em 2 Etapas. Na 1° Etapa foi monitorado o Sistema Experimental utilizando membrana de ultrafiltração com biofilme. Na 2° Etapa foi utilizado Sistema Experimental com membrana de ultrafiltração sem Biofilme. Na Figura 10 é possível visualizar o fluxograma geral da metodologia do sistema experimental.

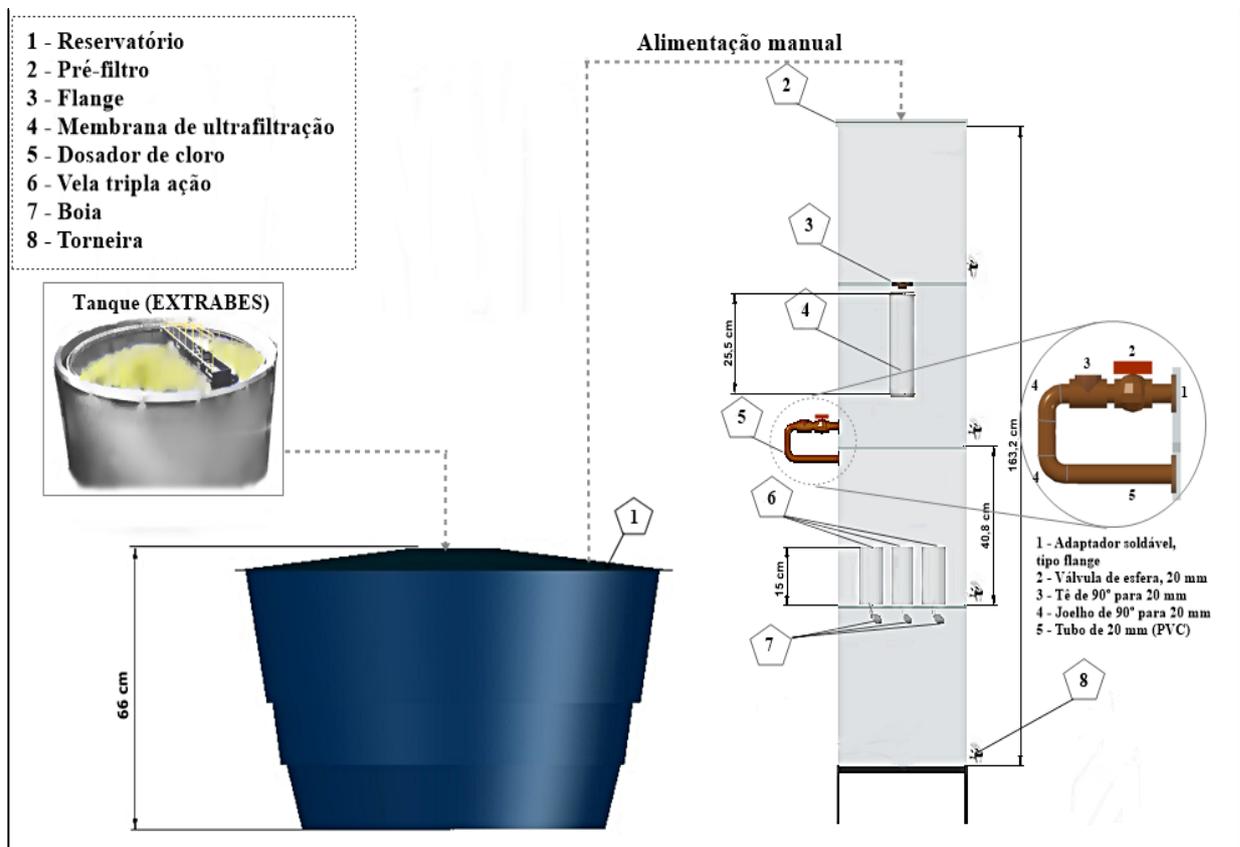
Figura 10- Fluxograma Geral da Metodologia do Sistema Experimental. Etapa 1: Membrana de UF com Biofilme. Etapa 2: Membrana de UF sem Biofilme.



4.2 Descrição do sistema experimental

O sistema experimental funcionou em regime de batelada. A cada 48 horas eram adicionados (manualmente) 40 litros da água de estudo (AE). A pressão operada no sistema foi de 40 mbar. O mesmo foi operado por um período de 10 meses, funcionando apenas com a ação da gravidade, sem necessidade de energia. Na Figura 11 pode ser visualizado o sistema experimental.

Figura 11- Diagrama esquemático do sistema experimental



Fonte: Elaborada pela autora, 2020.

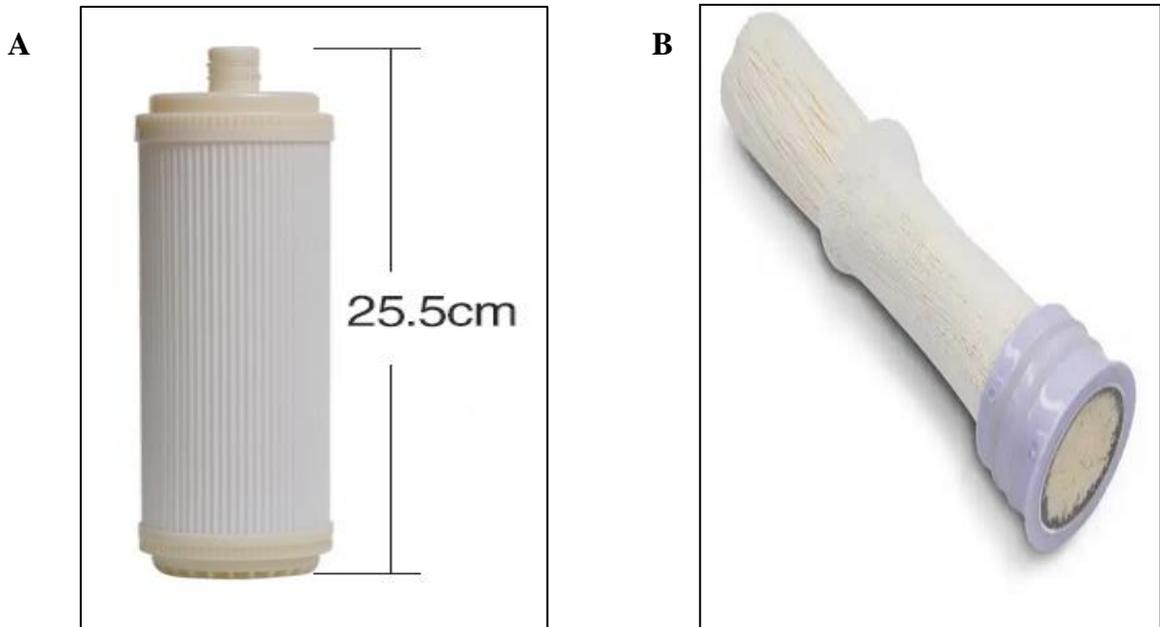
O sistema experimental apresenta os seguintes constituintes: a) Uma tela filtrante de nylon ($50 \mu\text{m}$). b) quatro recipientes de polipropileno com tampa (A 40,8 cm x L 36 cm). c) Cinco elementos filtrantes (velas). d) Cinco controladores de nível (bóias para filtro). e) Adaptador flange roscável (20 mm). f) Suporte (PVC) para membrana de ultrafiltração. g) Uma membrana de ultrafiltração h) Quatro torneiras de PVC com rosca e conector.

4.2.1 Membrana de ultrafiltração (UF)

Para o sistema experimental foi utilizada membrana de ultrafiltração de fibra oca, polietersulfona (Water Quality NSF, China), cujas especificações destinam-se a utilização no ponto de uso (Figura 12). A membrana apresenta poros de $0,01 \mu\text{m}$ e, superfície de filtração de $0,05\text{m}^2$. Suas dimensões são: 25,5 cm (A) X 7 cm (D). Um suporte de PVC confere proteção a membrana. A membrana de ultrafiltração operou em uma pressão de 40 mbar. Antes de utilizá-la, a mesma foi embebida em

2 litros de água ultrapura por 24 horas para remover produtos químicos de conservação.

Figura 12- Membrana de Ultrafiltração: **A-** Suporte externo da membrana de ultrafiltração. **B-** Interior da Membrana UF.

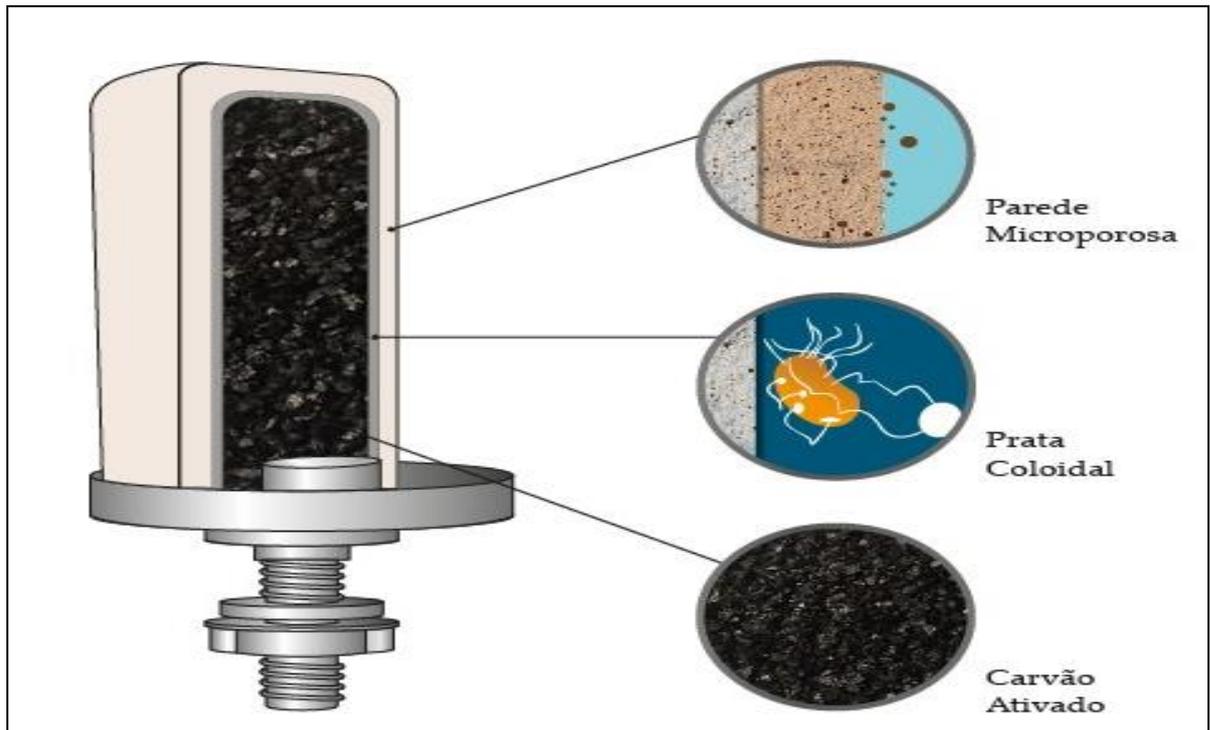


Fonte: Water Quality, 2019.

4.2.2 Elemento filtrante de tripla-ação

Com o objetivo de diminuir a concentração de cloro na água tratada, foram utilizados quatro elementos filtrantes (velas), fabricado pela Cerâmica Stéfani. Os elementos filtrantes são compostos de cerâmica branca, carvão ativado, prata coloidal e parede microporosa de 0,5 μm . Suas dimensões são 12,5 cm (A) X 6 cm (D). São denominadas de tripla-ação, devido sua ação bactericida (prata coloidal), remoção de micropartículas (parede microporosa de 0,5 μm) e remoção de gosto e odor (carvão ativado) (Figura 13). Cada elemento filtrante foi conectado a um controlador de nível (bóia) para manter o nível de água limite dentro do reservatório. Antes de utilizá-los, foi necessário realizar a filtração de 10 litros de água destilada em cada elemento filtrante, para remoção de produtos químicos de conservação. Cada elemento filtrante apresentou em média taxa de filtração de 700 mL/hora.

Figura 13- Vela de tripla- ação com parede microporosa, prata coloidal e carvão ativado.



Fonte: Elaborada pela autora, 2019.

4.3 Água de Estudo

A preparação da Água de Estudo (AE) foi realizada utilizando-se 37,5 litros de água de torneira desclorada, 2 litros de água do reservatório da Extrabes, localizada na cidade de Campina Grande-PB e, 500 mL de esgoto bruto (para aumentar a concentração de bactérias do grupo coliformes). Essas concentrações foram estabelecidas, pois foram as mais próximas dos parâmetros observados nos reservatórios de águas superficiais já estudados pelo grupo de pesquisa. O planejamento de armazenamento das amostras seguiu os critérios estabelecidos no Guia Nacional de coleta e Preservação de amostras que trata de Água, Sedimento, Comunidades aquáticas e efluentes líquidos (ANA,2011). Na Figura 14 é possível verificar o reservatório da Extrabes, da qual foi utilizado água para fazer a água de estudo.

Figura 14- Reservatório de água- Extrabes



Fonte: Elaborada pela autora, 2022.

4.4 Parâmetros monitorados e métodos utilizados

As análises físico-químicas e microbiológicas foram realizadas durante todos os estágios de tratamento da água no Sistema Experimental. Os parâmetros monitorados e os métodos utilizados nas análises de caracterização da água estão descritos na Tabela 2.

Tabela 2: Parâmetros de caracterização e métodos utilizados.

Parâmetro	Método
Temperatura (°C)	2550 A*
pH	Eletrométrico 4500 B*
Turbidez (uT)	Nefelométrico 2130 B*
Cor (uH)	Espectrofotométrico 2120 B*
Dureza (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	Titulação 2340 C*
Alcalinidade (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	Titulação 2320 B*
Condutividade elétrica (µS.cm ⁻¹)	Eletrométrico 2510 B*
Cloro residual livre (mg/L)	Colorimétrico 4500-Cl*
Coliformes Totais (NMP/100 mL)	Colilert
<i>Escherichia coli</i> (NMP/100 mL)	Colilert
Bactérias heterotróficas (UFC)	Meio de cultura 9215 B*
Ovos de helmintos (Ovos/L)	Bailenger (1979) / Ayres e Mara (1996)
Quantificação de fitoplâncton	Sedimentação (Uthermöhl, 1958)
Identificação do fitoplâncton	Sant'Anna <i>et al.</i> (2012)

*Fonte: APHA (2012).

4.5 Testes de toxicidade

A metodologia adotada para o teste de toxicidade seguiu as recomendações de Sobrero e Ronco (2004) e encontra-se descrita na Tabela 3.

Tabela 3- Condições do teste de inibição do crescimento radicular das plântulas de *L. sativa*.

Requisitos	Espécie
Organismo-teste	Lactuca sativa
Ensaio	Estático
Período de exposição	120h
Solução de diluição	água destilada
Volume mínimo da solução-teste/recipiente	4 mL
Número mínimo de organismos por recipiente-teste	10
Número mínimo de réplicas por solução-teste	Duas
Temperatura	22 °C
Fotoperíodo	Escuro
Efeito observado	Inibição no desenvolvimento plantular, radicular e germinação
Expressão do resultado	CE ₅₀ ou CI ₅₀ ou % inibição

Fonte: Sobreiro; Ronco, 2004.

Para a realização dos ensaios, um mesmo lote de sementes de alface, variedade manteiga, da Hortivalle, livre de agrotóxicos, grau de pureza de 99,9% e com taxa de germinação de 98% foi adquirido. O teste consistiu em dispor, de forma equidistante, 10 sementes de alface em uma placa de Petri sobre papel de filtro embebido com 4 mL da solução a ser analisada, em triplicatas. Após o preparo, as placas foram envolvidas individualmente em plástico filme para evitar a evaporação de água, mantendo a umidade no interior das placas e, em seguida, acondicionadas em câmara de DBO a $22 \pm 1^\circ\text{C}$ ao abrigo de luz, por 120 horas. Um controle positivo composto por solução de ZnSO_4 0,05 N e um controle negativo por água destilada foram preparados nas mesmas condições. Após o período de exposição, o comprimento da radícula e do hipocótilo de cada uma das plântulas foi aferido, bem

como o número de sementes germinadas. As radículas das sementes foram medidas com utilização de paquímetro de resolução de 0,01 mm.

Foram consideradas para efeito de medida as sementes que apresentaram crescimento radicular maior ou igual a 5 mm. O cálculo de inibição de crescimento radicular foi realizado utilizando-se a Equação 1.

$$\% ICR = \frac{(CR_{c(-)} - CR_a)}{(CR_{c(-)})} \times 100$$

Onde.

% ICR: porcentagem de inibição do crescimento radicular (%);

CR_{c(-)}: crescimento radicular no controle negativo (mm);

CR_a: crescimento radicular na amostra (mm).

Os dados provenientes das medições foram utilizados para os cálculos de índice de germinação (IG), conforme equação abaixo:

$$IG \% = \frac{\text{Número de sementes germinadas}}{\text{Número total de sementes}} \times 100$$

O teste de toxicidade descrito foi realizado ao final do tratamento da água, após a etapa de desinfecção.

4.6 Desinfecção

O hipoclorito de sódio (NaClO) foi escolhido como agente desinfetante, devido ser amplamente utilizado no Brasil, pois apresenta baixo custo, acessibilidade e fácil manipulação. Por esses motivos, destaca-se na utilização em tratamento de água destinado ao consumo humano.

Na etapa de desinfecção foram realizados testes com as dosagens de 15 mL, 30 mL e 45 mL de NaClO para 40 litros de água tratada. O tempo de contato foi estipulado em 30 minutos, conforme recomenda a Portaria GM/MS Nº 888, de 4 de maio de 2021.

1.7 Procedimento de operação do sistema experimental

A pesquisa foi desenvolvida em duas etapas, conforme explicado abaixo:

Etapa 1: Sistema Experimental com Membrana de Ultrafiltração com Biofilme.

1. *Formação do Biofilme:* Foi necessário criar um ambiente favorável para a formação do biofilme na membrana de ultrafiltração. Dessa forma, a membrana de UF foi embebida em 2 litros de água ultrapura por 24 horas. Após esse período, a membrana UF foi adicionada ao Sistema Experimental. Durante 15 dias foi realizado o monitoramento da vazão por hora e por dia, para tal foi utilizada uma proveta graduada de 500 mL. O fluxo do permeado atingiu sua estabilização por volta do 7º dia de monitoramento. No entanto, o monitoramento da vazão do permeado permaneceu diariamente até o 15º dia. Após esse período, o monitoramento da vazão passou a ser realizado quinzenalmente durante 10 meses de operação. Para a formação do Biofilme foi utilizada 40 litros da Água de Estudo (AE) que é descrita no Item 4.3. Em média a cada 32 horas era necessário realizar a alimentação do Sistema Experimental, porém, essa alimentação ocorreu até o 15º dia, para ocorrer a estabilização do fluxo do permeado, após esse período a alimentação passou a ser a cada 2 dias.
2. *Água de Estudo:* Após a formação do biofilme e estabilização do fluxo do permeado, a água de estudo passou a ser conduzida ao Sistema Experimental para verificar a sua eficiência de remoção nos parâmetros monitorados descritos na Tabela 2.
3. *Estágio 1 de tratamento- Tela de Nylon de 50 µm:* No primeiro reservatório do Sistema Experimental foram adicionados 40 litros da água de Estudo. Inicialmente, foi realizado um pré-tratamento da água de alimentação, com a finalidade de remover os sólidos mais grosseiros que poderiam comprometer a membrana de ultrafiltração. É indicado que esse reservatório sempre contenha água, pois evita o ressecamento da membrana UF presente no reservatório posterior.
4. *Estágio 2 de tratamento- Membrana de Ultrafiltração:* No segundo reservatório do sistema experimental, encontra-se a membrana de ultrafiltração, a água pré-tratada anteriormente, foi conduzida por gravidade até a membrana de ultrafiltração com biofilme previamente formado.
5. *Estágio 3 de tratamento- Desinfecção:* Foram adicionados ao dosador de cloro 30 mL de hipoclorito de sódio. Através do adaptador roscável foram liberados os 40 litros da água tratada em membrana UF. Como forma de garantir a potabilidade microbiológica da água. Nesse período, foi necessário aguardar

o tempo de contato de 30 minutos, para completa remoção dos microrganismos remanescentes. No 3º reservatório também encontram-se as velas de tripla-ação, porém as mesmas ficam com as bóias fechadas, evitando que ocorra liberação da água antes do tempo de contato de 30 minutos. As velas de tripla-ação foram utilizadas para reduzir a quantidade de hipoclorito de sódio presente na água, evitando sabor e odor na água tratada.

6. *Estágio 4- Armazenamento:* O tratamento completo da água é finalizado, a mesma fica armazenada no 4º e último reservatório. É essencial que esse reservatório sempre contenha água potável, pois é a presença da água que garante o fechamento das bóias que estão ligadas as velas de tripla-ação, evitando o vazamento antes do tempo estabelecido.

Em todos os estágios de tratamento da água foram realizados os parâmetros estabelecido na Tabela 2. Apenas o parâmetro cloro residual e teste de toxicidade com *Lactuca sativa* foram realizados ao final do tratamento completo.

Etapa 2: Sistema Experimental com Membrana de Ultrafiltração sem Biofilme.

Para essa etapa, foi utilizada uma nova membrana de ultrafiltração com as mesmas especificações do item 4.2.1, idêntica a membrana que formou biofilme. A nova membrana UF ficou embebida em água ultrapura por 24 horas e, logo após foi adicionada ao sistema experimental. Os mesmos estágios de tratamento empregado na Etapa 1, foram empregados na Etapa 2. No entanto, para essa membrana foi utilizado retrolavagem, a mesma foi realizada utilizando seringa de 15 mL com água de torneira. A cada batelada no Sistema Experimental, a retrolavagem era realizada. As velas de tripla-ação também precisaram passar por higienização, pois foram utilizadas as mesmas presentes na Etapa 1. Para essa higienização, foi utilizada água de torneira e esponja multiuso (lado macio). Em seguida, as velas filtraram 12 litros de água destilada. Os mesmos parâmetros físico-químicos, microbiológicos e de toxicidade foram empregadas nas análises da água tratada na Etapa 2.

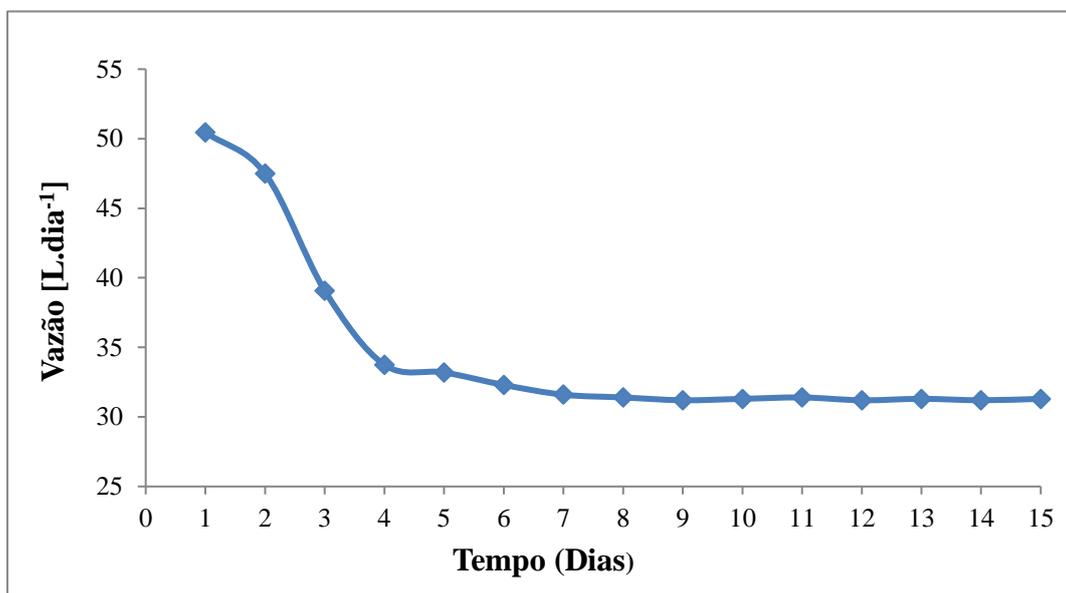
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Resultado sistema experimental utilizando membrana de UF com biofilme

5.1.1 Estabilização do fluxo do permeado

O sistema experimental foi operado em regime de batelada. A membrana de ultrafiltração do sistema operou com pressão transmembranar de 40 mbar. Não foi necessário realizar limpeza química ou retrolavagem da membrana por um período de 10 meses, conservando assim, o biofilme formado dentro da membrana de UF. Na Figura 15 mostra que o fluxo do permeado diminuiu consideravelmente durante os 3 primeiros dias. A estabilização do fluxo do permeado ocorreu por volta do 7º dia. A vazão média de água tratada ao dia foi de 31 litros de água.

Figura 15-Comportamento da variação temporal de fluxo de permeado.

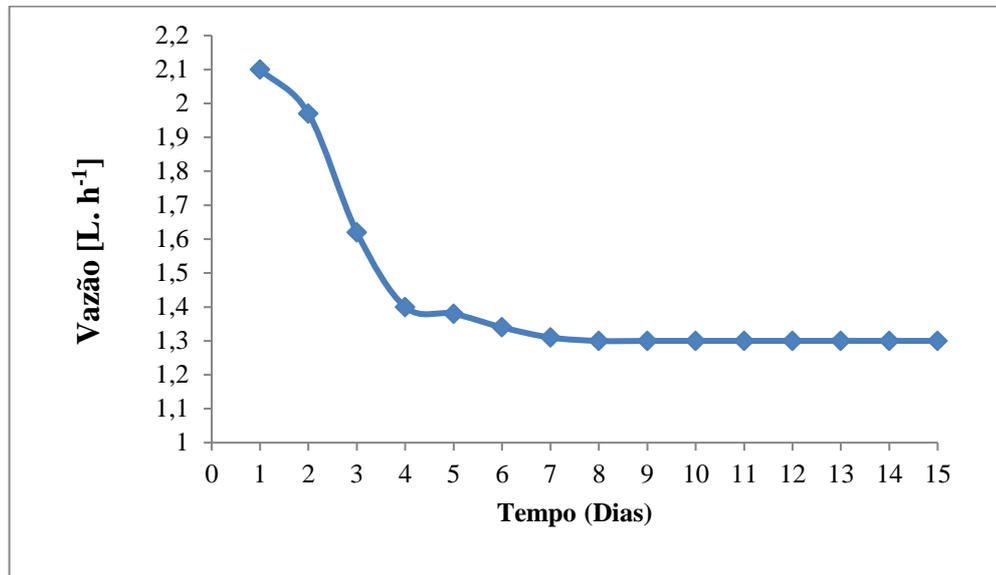


Elaborada pela autora, 2023.

Conforme Figura 16, nos dois primeiros dias de filtração da água na membrana de ultrafiltração a vazão média foi de 2,0 L.h⁻¹ à medida que os dias foram passando e o biofilme sendo formado no interior da membrana a vazão média da água passou para 1,3 L.h⁻¹, ocorrendo redução média de 35%. Essa vazão

estabilizou-se por volta do 7º dia e permaneceu ao longo do funcionamento do sistema experimental que operou por 10 meses.

Figura 16- Vazão média da água após formação do Biofilme na Membrana UF.



Fonte: Elaborada pela autora, 2023.

De acordo com Derlon et al., (2016), historicamente, a presença de biofilmes na superfície de membranas tem sido considerada prejudicial. Mas esta visão foi recentemente desafiada. Alguns estudos demonstram efetivamente que é relevante a presença de biofilmes na superfície de membranas. A utilização de sistemas compósitos "biofilme-membrana" pode garantir muitas vantagens sobre o uso de sistemas de membrana convencionais (sem biofilme). Recentemente, vários sistemas de tratamento de água com base no uso da membrana com biofilme foram desenvolvidos e mostrou-se de grande relevância para estabilização do fluxo do permeado, baixa manutenção e até mesmo na remoção de compostos como microcontaminantes de água destinada ao consumo humano.

Se tratando de um sistema de ponto de uso para tratamento de água, a membrana UF com Biofilme, mostra-se atraente, uma vez que necessita de baixa manutenção como limpeza química ou retrolavagem, facilitando o uso e a aceitação do consumidor. A membrana UF operada nessa pesquisa apresentou durabilidade de 10 meses, após esse período, a membrana UF ficou colmatada, reduzindo a vazão da água tratada. A mesma foi retirada do sistema experimental para fazer

retrolavagem, no entanto, suas fibras foram se rompendo, inviabilizando seu uso novamente.

No estudo realizado por Peter-Varbanets et al., (2011) o sistema experimental utilizou UF-GDM para tratamento de água destinada ao consumo humano. A membrana de UF utilizada no sistema apresentou durabilidade superior a 24 meses, o fluxo de água tratada foi de 4-10 L.h⁻¹m⁻². No entanto, foi utilizado um conjunto composto de 10 unidades de membranas de ultrafiltração do tipo planar, proporcionando maior eficiência de tratamento. Embora apresente durabilidade superior a 24 meses, a membrana do tipo planar aumenta o custo do tratamento, uma vez que foi necessário maior quantidade de membranas. Outro ponto que merece destaque é a sensibilidade da membrana de ultrafiltração do tipo planar, necessitando de maior técnica na sua manipulação.

5.1.2 Resultados dos parâmetros físicos e químicos

Foram realizadas análises físico-químicas quinzenalmente em todos os estágios do tratamento. Na Tabela 4 é possível verificar a média dos resultados obtidos em cada estágio de tratamento, bem como a eficiência de remoção dos parâmetros analisados em consonância com a Portaria GM/MS Nº 888, de 4 de maio de 2021, que dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade.

Tabela 4-Parâmetros físico-químicos analisados nos estágios de tratamento da água

PARÂMETROS	AE	AT	AUF	AF	%	PORTARIA *
Cor aparente (uH)	70	67	0	0	100	15 uH
Turbidez (uT)	27,5	23,5	0,7	1,08	96	1 uT
Alcalinidade (mgCacO ₃ .L ⁻¹)	76,3	76,2	73,6	73,1	4,2	_____
Dureza (mgCacO ₃ .L ⁻¹)	360	320	316	261	27,5	300 mg/L
Temperatura (°C)	25.2	25.2	25.3	23.3	7,4	_____
Condutividade Elétrica (µS.cm ⁻¹)	1574	1580	1196	483	69	_____
Salinidade (NaCl) %	3,1	3,1	2,3	1,8	42	_____
Sólidos Dissolvidos Totais (mg/L)	921	889	597	350	62	500 mg/L
pH	8,6	8,6	8,2	8,0	9,3	6,0 á 9,5

Fonte: Elaborada pela autora, 2023.

AE: **Água de estudo** AT: **água tela** AUF: **água membrana de ultrafiltração** AF: **água final após desinfecção/velas** .; %**porcentagem de remoção ou redução**.; *: PORTARIA GM/MS Nº 888, DE 4 DE MAIO DE 2021. _____: Parâmetro ausente.

A cor aparente, apresentou o melhor resultado de redução dos parâmetros físico-químicos analisados durante o tratamento, 100% da cor aparente foi removida já no Estágio 2 (Ultrafiltração). A Portaria GM/MS Nº 888, de 4 de maio de 2021, determina limite de até 15 uH de cor para água destinada ao consumo humano. Outro parâmetro que merece destaque é a turbidez, a remoção foi de 96% ao final do tratamento, apresentando residual de 1,08 uT. Pode-se observar que na AUF a redução da turbidez foi maior do que a AF, visto que entre esses dois estágio foi adicionado hipoclorito de sódio, deixando a água tratada levemente mais turva ao final do tratamento.

Resultados semelhantes foram obtidos no estudo realizado por Ishak et al., (2021). Os autores utilizaram um sistema de ultrafiltração por gravidade para tratamento de água de rio com finalidade de consumo humano. A água inicialmente apresentou elevada turbidez (107.9 uT), após o tratamento, a taxa de remoção foi de 99%, apresentando residual de 0,45 uT, sendo considerado tratamento eficaz para águas consideradas turvas.

Os parâmetros condutividade elétrica e sólidos dissolvidos totais, também apresentaram elevada taxa de remoção, 69% e 62% respectivamente. Mesmo sendo considerado um valor relativamente alto de SDT, ainda sim, o valor final observado na água tratada ficou abaixo do VMP de 500 mg/L. O pH, ao final do tratamento da água também atendeu o VMP estabelecido na Portaria, no entanto, apresentou pequena elevação após adição do hipoclorito de sódio.

No trabalho de Ishak et al., (2021), utilizando sistema GDM para tratar a água, a taxa de redução da condutividade elétrica foi superior a 40% e de SDT, superior a 50%. Resultados semelhantes também foram obtidos por esse estudo. Nota-se que após o Estágio 2 de tratamento da água, ocorreu redução em média de 33% de SDT. Pronk et al., 2018 destacam que o biofilme- membrana tem importância nessa redução, uma vez que os microrganismos tendem a assimilar o SDT presente na água tratada.

Os demais parâmetros também obtiveram redução após o tratamento empregado. No entanto, alcalinidade, salinidade e temperatura, não apresentam VMP na Portaria GM/MS Nº 888, de 4 de maio de 2021.

5.1.3 Resultados dos parâmetros microbiológicos

Foram realizadas análises da diversidade e densidade de cianobactérias na Água de Estudo a cada 15 dias. Na Tabela 5 é possível verificar os resultados obtidos.

Tabela 5-Diversidade e densidade fitoplânctonica

Tratamento	Diversidade de cianobactérias	Densidade de cianobactérias (células.ml⁻¹)	Remoção (%)
AE	<i>Microcystis aeruginosa</i> <i>Aphanocapsa elachista</i> <i>Planktothrix agardhii</i>	1350	
AT	<i>Microcystis aeruginosa</i> <i>Aphanocapsa elachista</i> <i>Planktothrix agardhii</i>	1130	16
AUF	<i>Microcystis aeruginosa</i> <i>Aphanocapsa elachista</i> <i>Planktothrix agardhii</i>	250	78
AF	Ausente	Ausente	100

Fonte: Elaborada pela autora, 2023.

AE: Água de Estudo AT: Água Tela AUF: Água Membrana de Ultrafiltração AV: Água Elementos Filtrantes (velas) AF: Água Final após desinfecção/velas.

Para tornar a Água de Estudo com parâmetros mais próximos da realidade dos reservatórios de águas superficiais já estudados pelo grupo de pesquisa, a AE na sua preparação utilizou água do reservatório da Extrabes, pois foi necessário realizar semeadura de microrganismos, elevar alguns parâmetros como cor, turbidez, SDT, entre outros. As águas desse reservatório apresentam grande diversidade de seres vivos, como: peixes, macroinvertebrados bentônicos, cianobactérias e algas, justificando o seu uso na pesquisa.

Foram identificadas com maior prevalência na AE as seguintes espécies de cianobactérias: *Microcystis aeruginosa* da família Microcystaceae, ordem Chroococcales, caracterizadas por colônias esféricas com diâmetro médio entre 4-6,5 µm. *Aphanocapsa elachista* espécie da família Merismopediaceae, ordem Chroococcales, caracterizada por colônias irregulares e difusas com diâmetro médio de 1,8-2 µm e, a espécie *Planktothrix agardhii* da família Phormidiacea, ordem Oscillatoriales, caracterizada por apresentar tricomas solitários e retos com diâmetro médio entre 4-5µm (SANT'ANNA *et al.*, 2012). De acordo com diversos autores,

todas as espécies identificadas, são frequentemente observadas nos reservatórios da região nordeste do Brasil (BITTENCOURT-OLIVEIRA et al., 2010; VILAR et al., 2014).

O primeiro estágio de tratamento empregado foi a filtração da AE na Tela de Nylon (50 μm), embora esse tratamento seja eficiente na remoção de sólidos grosseiros como folhas, galhos de árvores e alguns macroinvertebrados da família Chironomidae (Bloodworms) ele apresentou baixa eficiência na remoção das cianobactérias, algo já esperado, uma vez que o diâmetro da tela de nylon é superior ao diâmetro médio de todas as cianobactérias estudadas. O percentual de remoção que ocorreu (16%), acredita-se que esteja associado à sedimentação da água que ocorre no recipiente antes da filtração em UF.

Após tratamento na Tela de Nylon, a água foi conduzida por gravidade para membrana de ultrafiltração com biofilme. Esse tratamento apresentou alta taxa de remoção, com média de 78% de eficiência. As espécies *Microcystis aeruginosa*, *Aphanocapsa elachista* e *Planktothrix agardhii* ainda foram observadas após tratamento em UF e a densidade média de cianobactérias foi de 250 células.ml⁻¹. Embora com alta taxa de eficiência de remoção, a água destinada ao consumo humano, não pode apresentar microrganismos, portanto foi necessário incluir a etapa de desinfecção, como forma de evitar a proliferação desses microrganismos na água tratada.

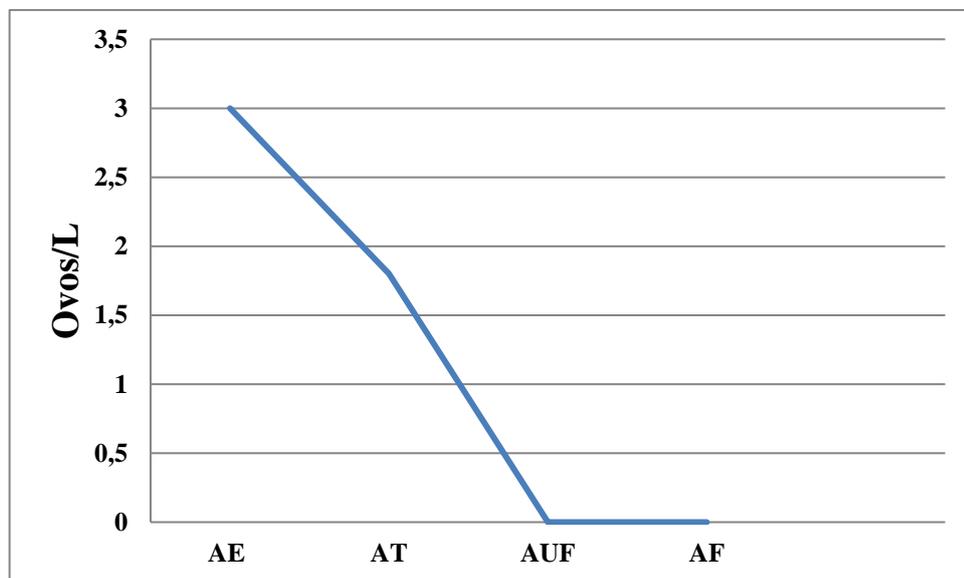
Após o estágio de ultrafiltração, a água foi ficando armazenada no segundo reservatório do Sistema Experimental. Foi necessário aguardar toda a filtração da água na membrana UF, procedimento que durou em média de 32 horas. Passando-se esse período, foram adicionados 30 mL de hipoclorito de sódio. Aguardou-se o tempo de contato de 30 minutos, conforme recomenda a Portaria GM/MS Nº 888, de 4 de maio de 2021. Após análise da diversidade e densidade de cianobactérias não foram observados microrganismos ativos na água que passou por desinfecção, apenas fragmentos oxidados. Ao final do tratamento, 100% das cianobactérias encontradas inicialmente não foram observadas, garantindo eficiência de remoção e portabilidade para esse parâmetro. Após 3 dias de armazenamento, foram realizadas novas análises para verificar possível crescimento, permanecendo ausência de cianobactérias para esse parâmetro.

A etapa de desinfecção foi necessária, uma vez que o tratamento em UF não se mostrou suficiente na remoção completa dos microrganismos. O crescimento de

cianobactérias também foi observado na água após tratamento por ultrafiltração, reafirmando a necessidade de desinfecção da água. Alguns autores recomendam a desinfecção da água após tratamento em UF por gravidade, uma vez que foram observados crescimento de microrganismos na água tratada por essa tecnologia.

Dentre os microrganismos que causam doenças de veiculação hídrica, incluem-se também os enteroparasitas, cujo mecanismo de transmissão envolve a ingestão de água e /ou alimentos contaminados por fezes humanas ou de animais contendo ovos de helmintos e/ou cistos de protozoários (JAYARAINI et al., 2014). Sendo assim, outro parâmetro microbiológico observado foi ovos de helmintos. Para garantir a sua presença, foram adicionados 500 mL de esgoto bruto (concentrado) na água de estudo, uma vez que é uma das principais fontes desses microrganismos. Na Figura 17 é possível observar a eficiência do sistema experimental na remoção de ovos de helmintos.

Figura 17- Eficiência do sistema experimental na remoção de ovos de helmintos.



Fonte: Elaborada pela autora, 2023.

AE: Água de Estudo AT: Água Tela AUF: Água Membrana de Ultrafiltração. AF: Água Final após desinfecção/velas.

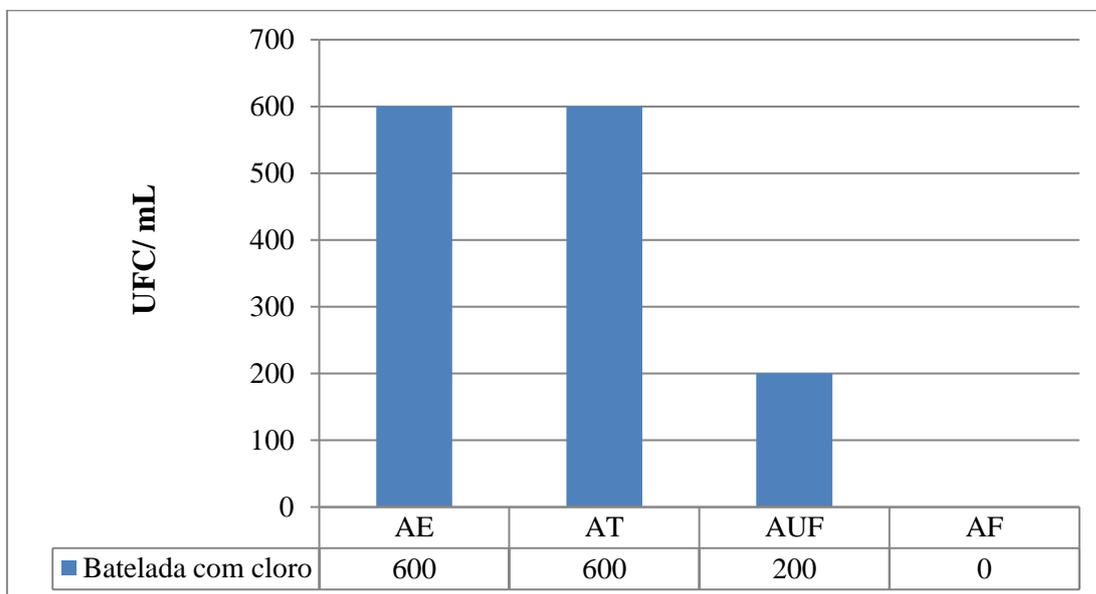
A concentração média de ovos de helmintos observada foi de 3 ovos/L na água de estudo. Na primeira etapa de tratamento, a água de estudo passa pela tela de filtração e os sólidos vão sedimentando, assim ocorreu remoção média de 40% dos

ovos de helmintos, já no primeiro estágio de tratamento, ficando um residual de 1,8 ovos/L. Diversos estudos atribuem a sedimentação como um dos melhores tratamentos empregados na remoção de ovos de helmintos. Após a etapa de ultrafiltração ocorreu remoção completa dos ovos de helmintos na água tratada. Como a membrana de ultrafiltração é uma barreira seletiva e os ovos observados têm média de tamanho de 60µm, os mesmos ficam aderidos na membrana, garantindo a eficiência do tratamento. Estudos realizados recentemente evidenciam que o processo de ultrafiltração é eficiente na remoção de ovos de helmintos devido a diferença de tamanho do ovo e poro da membrana de UF (BERTOLOSSI et al., 2021).

A espécie prevalente observada na água de estudo foi *Ascaris spp.*, segundo Moreira et al., (2021) *Ascaris spp.*, é a espécie de helmintos mais observada nas amostras humanas brasileiras. Uma vez presentes em águas destinadas ao consumo humano, pode ser uma via de contaminação, caso ocorra à ingestão da água sem tratamento prévio, pois diferentemente de outros microrganismos que precisam de uma carga considerável de microrganismos para ocorrer contaminação, basta apenas 1 ovo de helminto viável que a contaminação já pode acontecer.

Os resultados das análises de bactérias heterotróficas durante o tratamento da água no sistema experimental podem ser observados na Figura 18. Com base no critério de potabilidade estabelecido pela Portaria GM/MS Nº 888, de 4 de maio de 2021, observa-se que, o tratamento empregado mostrou-se eficiente na remoção desses microrganismos, atingindo ao final do tratamento o limite de até 500 UFC mL⁻¹ estabelecidos pela portaria vigente.

Figura 18- Eficiência do tratamento empregado na remoção de bactérias heterotróficas.

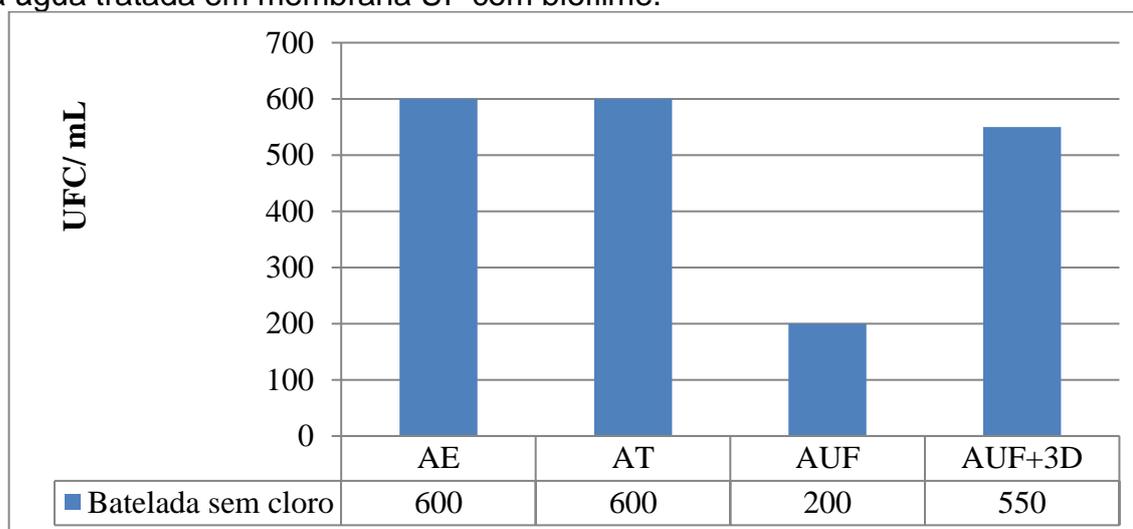


Fonte: Elaborada pela autora, 2023.

AE: Água de Estudo AT: Água Tela AUF: Água Membrana de Ultrafiltração. AF: Água final após desinfecção/velas.

O tratamento empregado no Estágio 1 não mostrou-se eficiente na redução de bactérias heterotróficas permanecendo com o mesmos valores da AE (600 UFC/mL), algo já esperado, pois o tamanho dos poros da Tela de Nylon são superiores ao tamanho médio das bactérias heterotróficas. Já no Estágio 2 (Ultrafiltração) a remoção de bactérias heterotróficas foi superior a 66%, ficando um residual de 200 UFC/ mL. No entanto, mesmo ocorrendo alta redução e estando dentro da potabilidade requerida na portaria vigente, ocorreu crescimento bacteriano. Na Figura 19 é possível verificar que após 3 dias, as análises foram repetidas e foi detectado crescimento, a amostra tratada por UF armazenada passou de 200 UFC/mL para 550 UFC/ mL, ultrapassando os valores estabelecidos na Portaria GM/MS Nº 888, de 4 de maio de 2021.

Figura 19- Crescimento de bactérias heterotróficas após 3 dias de armazenamento da água tratada em membrana UF com biofilme.



Fonte: Elaborada pela autora, 2023.

AE: Água de Estudo AT: Água Tela AUF: Água Membrana de Ultrafiltração. AF+3D: Água membrana de UF após 3 dias de armazenamento.

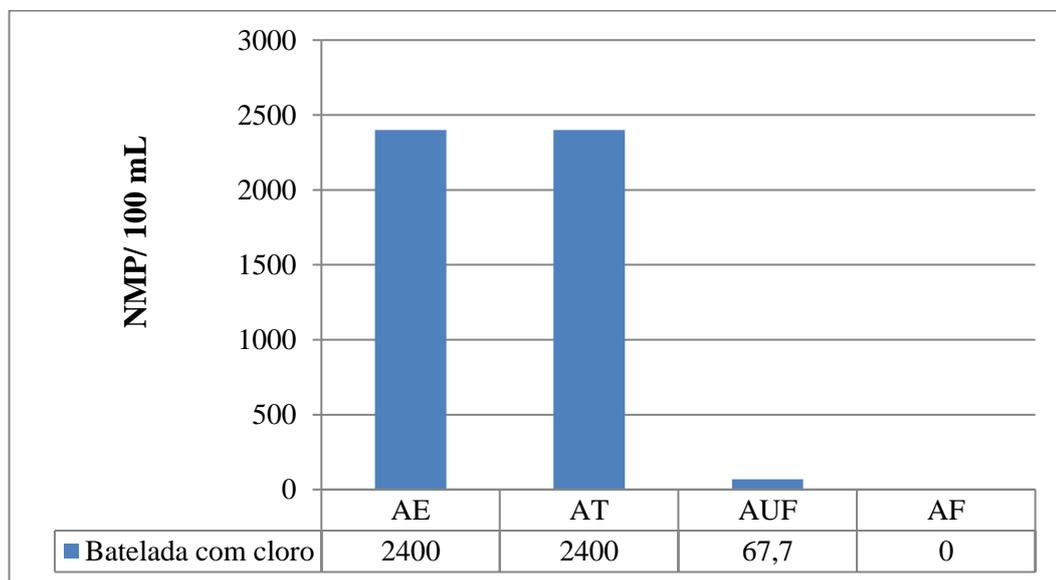
Em um estudo realizado por YI et al.,(2018) foi monitorado as mudanças no nível de bactérias heterotróficas na água filtrada em membrana de ultrafiltração por gravidade. Os resultados mostraram que as bactérias heterotróficas presentes na água que ficou armazenada no reservatório após tratamento em membrana UF aumentaram exponencialmente, evidenciando que pode ser uma via de contaminação caso ocorra a ingestão da água armazenada.

Após realizar a desinfecção da água que passou por tratamento em membrana de ultrafiltração por gravidade, não foram observadas presença de bactérias heterotróficas. Após 3 dias, as análises desses microrganismos foram novamente realizadas, porém os mesmos continuaram ausentes na água tratada, mesmo após armazenamento. O tratamento de desinfecção é recomendado por alguns autores que utilizaram o sistema de ultrafiltração por gravidade, uma vez que os estudos realizados por eles mostraram aumento de microrganismos como bactérias heterotróficas após armazenamento, podendo comprometer a qualidade microbiológica da água tratada.

As bactérias do grupo coliforme são consideradas as principais indicadoras de contaminação fecal e são comumente encontradas em diferentes locais e ambientes. No entanto, a água potável não é um ambiente natural para bactérias coliformes e a existência dessas bactérias na água potável deve ser considerada

pelo menos como um parâmetro indicativo de contaminação microbiológica. (MOHAMED et al., 2017). A presença de amostras positivas de coliformes totais na água tratada por várias tecnologias refere-se à ineficiência do tratamento, perda de desinfetante ou quebra dos sistemas de drenagem. Diante da importância desse parâmetro microbiológico foram realizadas análises de coliformes totais na água submetida ao tratamento no sistema experimental estudado. Na Figura 20 é possível verificar a eficiência do tratamento empregado para remoção de coliformes totais.

Figura 20- Eficiência do tratamento empregado na remoção de coliformes totais.



Fonte: Elaborada pela autora, 2023.

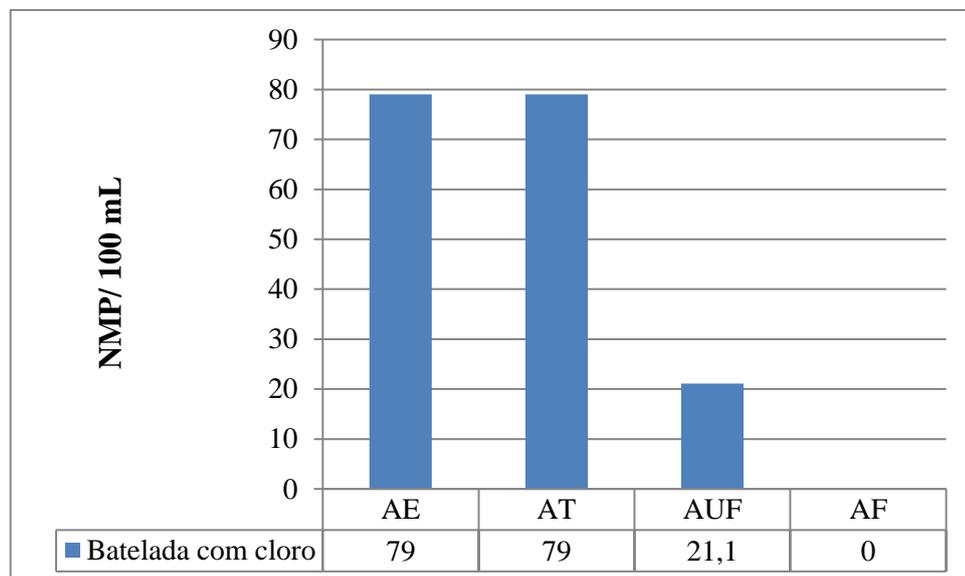
* AE: Água de Estudo AT: Água Tela AUF: Água Membrana de Ultrafiltração. AF: Água Final

A água de estudo apresentou valores superiores a 2400 NMP/100 mL, após tratar a água em tela de Nylon os valores permaneceram os mesmos, indicando a ineficiência desse tratamento para esse parâmetro. Em seguida, a água foi tratada em membrana de ultrafiltração, a remoção de coliformes totais foi superior a 97%, ficando um residual de 67,7 NMP/100 mL. Mesmo apresentando excelente resultado de remoção, a Portaria GM/MS Nº 888, de 4 de maio de 2021, recomenda ausência de coliformes na água submetida a tratamento destinada ao consumo humano. Assim, foi necessário adicionar a etapa de desinfecção, na qual foi utilizada a dosagem de 30 mL de hipoclorito de sódio na água submetida a tratamento por ultrafiltração. Foi respeitado o tempo de ação de 30 minutos para desinfecção. Em

seguida a água foi tratada em velas de tripla-ação. Ao final do tratamento não foram observadas a presença de coliformes na água.

Também foram realizadas análises de *E.coli*. Na Figura 21 é possível verificar o desempenho do tratamento no sistema experimental na remoção desses microrganismos. A água de estudo (AE) apresentou 79 NMP/100 mL de *E.coli*, permanecendo os mesmos valores após o tratamento da água em tela de nylon. Em seguida a água foi tratada em membrana de ultrafiltração (com biofilme) e ocorreu remoção de 72, 6% de *E. coli*, ficando um residual de 21.6 NMP/100 mL na água tratada. Assim como os demais microrganismos, *E.coli* deve estar ausente na água tratada destinada ao consumo humano. Em seguida, foi adicionado hipoclorito de sódio e após tempo de contato de 30 minutos ocorreu 100% de remoção de *E.coli*, tornando-se ausente ao final do tratamento realizado no sistema experimental.

Figura 21- Eficiência do tratamento empregado na remoção de *E. coli*.



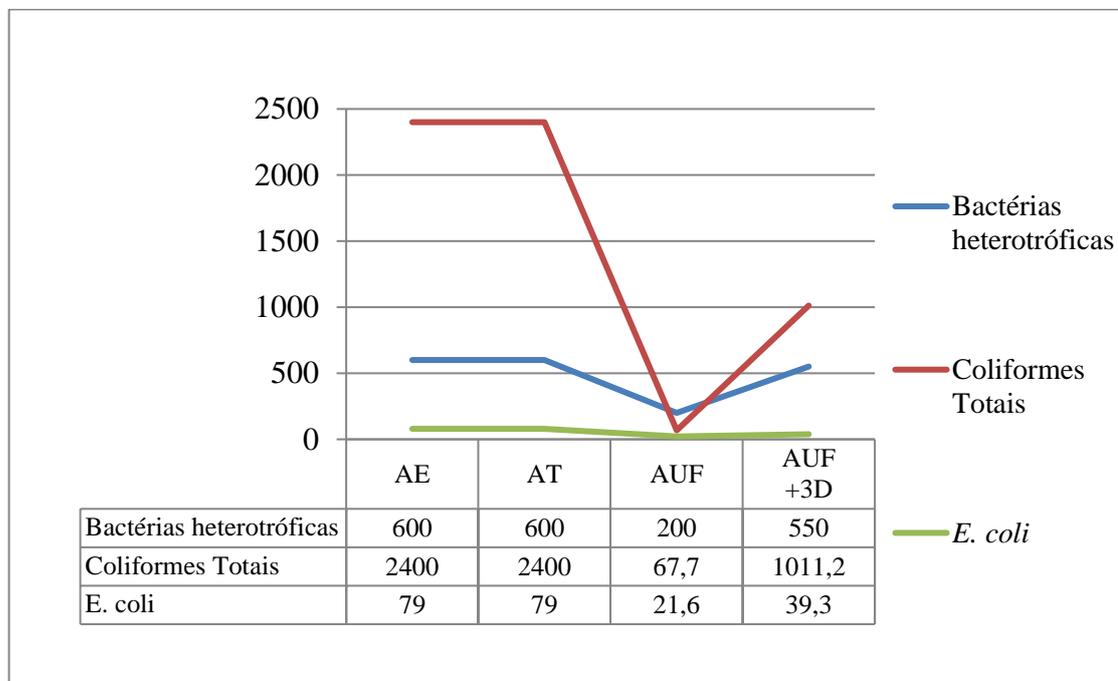
Fonte: Elaborada pela autora, 2023.

AE: Água de Estudo AT: Água Tela AUF: Água Membrana de Ultrafiltração. AF: Água Final

Na Figura 22 é possível verificar que o tratamento de ultrafiltração (com biofilme) por si só não garantiu a potabilidade da água para esse parâmetro. Após 3 dias, foram realizadas análises na água tratada na membrana UF com biofilme e foi observado crescimento de coliformes totais, passando de 67.7 NMP/100 mL para

1011.2 NMP/100 mL (Figura 18). O mesmo foi observado com *E.coli*, após 3 dias de armazenamento da água tratada em membrana de ultrafiltração (com biofilme), ocorreu crescimento, passando de 21,6 NMP/100 mL para 39.3 NMP/100mL. Alguns estudos vêm alertando para o crescimento de microrganismos após tratamento da água (armazenada) em membrana de ultrafiltração por gravidade e, sugerindo a necessidade da etapa de desinfecção para garantir a ausência de microrganismos e atingir o que é estabelecido na portaria vigente.

Figura 22-Crescimento de microrganismos após três dias de armazenamento (tratamento UF-Biofilme).



Fonte: Elaborada pela autora, 2023.

AE: Água de Estudo AT: Água Tela AUF: Água Membrana de Ultrafiltração. AUF+3D: Água UF após 3 dias de armazenamento.

Ishak et al., (2022) utilizaram membranas de ultrafiltração (UF) de fibra oca operada sob força gravitacional para tratar água superficial contendo *Escherichia coli*. Os resultados mostraram que, após a filtração em UF acionada por gravidade, as células de *E. coli* foram acumuladas na superfície da membrana removendo 86,35% para concentrações iniciais de células de 5.000 NMP/100mL de *E. coli*. Após armazenamento da água, ocorreu aumento de células, indicando a necessidade da etapa de desinfecção ao tratamento.

Meierhofer et al., (2017) observaram altos níveis de crescimento de coliformes totais em água tratada em membrana de ultrafiltração por gravidade. A água tratada ficou armazenada por 24 horas em recipientes do tipo galão. O crescimento foi atribuído principalmente a manipulação e a possíveis resíduos presentes no reservatório de armazenamento. O mesmo foi observado por Chaidez et al., (2016), as bactérias indicadoras (coliformes fecais e *E. coli*) foram detectados em todas as amostras de água armazenada 24 horas após o tratamento em membrana de ultrafiltração por gravidade.

Os resultados microbiológicos juntamente com a literatura evidenciam a necessidade de utilizar etapa de desinfecção na água submetida ao tratamento em membrana de ultrafiltração por gravidade, garantindo assim, ausência de possíveis microrganismos patogênicos que colocariam em risco a potabilidade da água.

5.1.4 Desinfecção e Teste de toxicidade

Inicialmente foi utilizada água sanitária a 2,5% para tratar a água no sistema experimental. As dosagens de 15, 30 e 45 mL foram utilizadas para 40 litros de água tratada em membrana de ultrafiltração, com tempo de contato de 30 minutos. No entanto, não foi o suficiente para remover totalmente os microrganismos. Em todas as dosagens utilizadas alguns microrganismos continuaram ativos e, ocorreu crescimento com frequência nas amostras após armazenamento de 24, 48 e 72 horas. Sendo assim, foi necessário utilizar o hipoclorito de sódio, pois se mostrou com maior eficiência na remoção dos microrganismos remanescentes.

Com a finalidade de remover os microrganismos que ficaram presentes na água após tratamento em membrana de ultrafiltração (com biofilme) aplicou-se as seguintes dosagens de hipoclorito de sódio 15, 30 e 45 mL. Cada dosagem foi adicionada sem diluição em 40 litros de água tratada no Estágio 2. O tempo de oxidação para todas as dosagens foi de 30 minutos, conforme estabelecido na Portaria GM/MS Nº 888, de 4 de maio de 2021. Por se tratar de uma tecnologia de tratamento de água no ponto de uso, foram utilizadas no sistema experimental as velas de tripla-ação. De acordo com fabricante, as mesmas conseguem reduzir o cloro presente na água tratada por desinfecção, removendo também o sabor que fica na água na presença de cloro, o que caso presente, pode culminar em não uso por parte do possível consumidor final.

Todos os parâmetros estabelecidos na Tabela 2 foram monitorados na etapa de desinfecção, no entanto serão aqui discutidos: cloro residual livre, coliformes, *E. coli*, e testes de toxicidade com *Lactuca sativa* (sementes de alface).

As sementes de *L. sativa* são amplamente utilizadas devido a sua sensibilidade a diversos contaminantes. De acordo com o fabricante, a porcentagem de germinação das sementes de alface do lote é de 98%. No teste realizado, 97% das sementes germinaram no Controle Negativo com água destilada. Na Tabela 6 é possível verificar os resultados obtidos do teste de toxicidade em função da dosagem de cloro residual presente na água tratada.

Tabela 6- Resultados do ensaio de toxicidade

Hipoclorito de sódio (mL)	Cloro residual (mg/L)	Comprimento médio da radícula (mm)	Comprimento médio do hipocótilo (mm)	ICR (%)	IG (%)
15	0,5	15,6	19,3	95	93
30	1,0	12	16,2	73	90
45	1,3	6	8,5	37	30

Fonte: Elaborada pela autora, 2023.

A realização do ensaio se deu de acordo com a Tabela 3 para as variáveis de controle selecionadas. As médias para alongamentos das radículas variaram entre 15,6mm a 6mm de comprimento. Já para o alongamento do hipocótilo as médias ficaram entre 19,3mm a 8,5mm de comprimento. O índice de germinação das sementes variou de 93% a 30%. De acordo com Young et al. (2012), é considerado tóxica a amostra que inibiu o crescimento das sementes com resultado de IG abaixo de 80%.

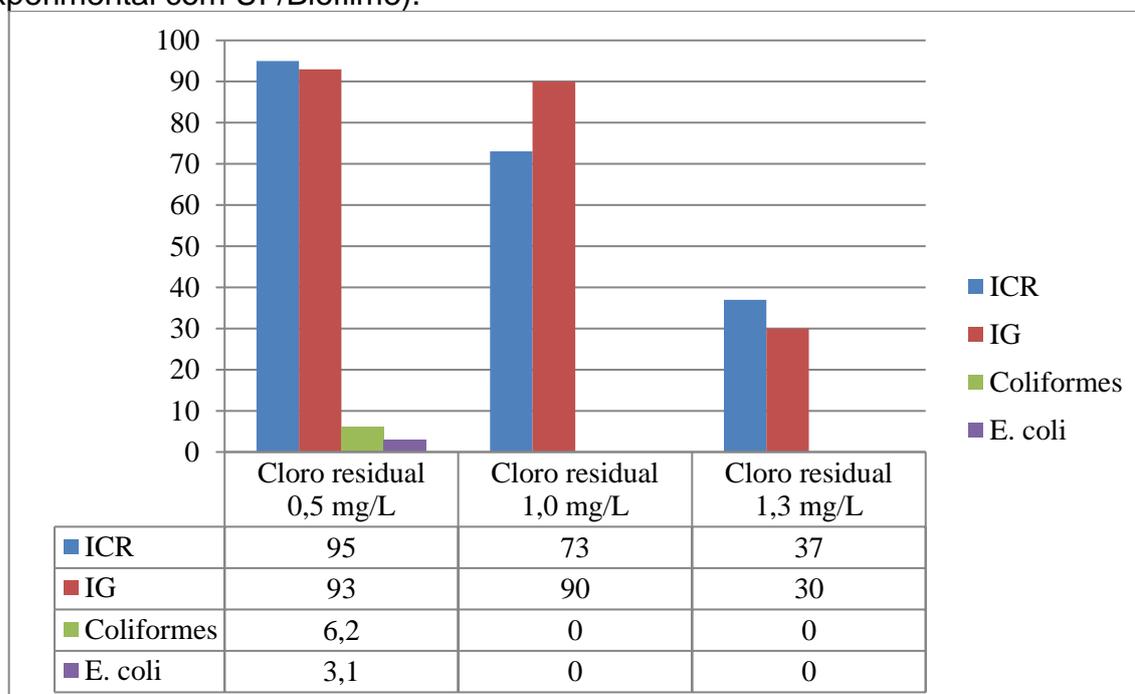
Das amostras observadas a menor taxa de germinação ocorreu na dosagem de 45 mL de hipoclorito de sódio, com cloro residual de 1,3 mg/L, sendo observada apenas 30% de germinação de sementes para esse tratamento. Por apresentar índice de germinação abaixo de 80%, o uso da dosagem estabelecida, para o residual de cloro encontrado, a amostra apresenta-se como tóxica não sendo aconselhado seu uso mesmo estando de acordo com o estabelecido na Portaria GM/MS Nº 888, de 4 de maio de 2021, que determina teor mínimo de 0,5 mg/L e máximo de 2,0 mg/L de cloro residual na água destinada ao consumo humano. As amostras cujo cloro residual foi de 0,5 mg/L e 1,0 mg/L apresentaram,

respectivamente, índice de germinação de 93% e 90%, atendendo o que é estabelecido pela norma.

A partir do comprimento da radícula foi calculado o Índice de Crescimento Radicular (ICR). As amostras obtiveram ICR de 96%, 73% e 37% para as dosagens de 0,5 mg/L, 1,0 mg/L e 1,3 mg/L de cloro residual, respectivamente. O limite considerado pela norma é de 80%. No entanto, mesmo apresentando índice de germinação de 90% das sementes de *Lactuca sativa*, a amostra que apresenta cloro residual de 1,0 mg/L apresentou 73% de índice de germinação. Esse fato deve ser levado em consideração, uma vez que não é possível atribuir exatamente à quantidade de cloro residual disponível na amostra, pois pode ter ocorrido formação de subprodutos ou liberação de compostos tóxicos do biofilme presente na membrana. Estudos mais detalhados precisam ser realizados para identificar a origem dessa possível toxicidade.

Na Figura 23 é possível verificar a melhor dosagem de hipoclorito de sódio para manter a ausência de microrganismos na água tratada, bem como evitar possível toxicidade.

Figura 23- Relação cloro residual, microrganismos e teste de toxicidade (sistema experimental com UF/Biofilme).



Fonte: Elaborada pela autora, 2023.

A amostra com dosagem de hipoclorito de sódio de 15 mL e cloro residual de 0,5 mg/L, embora tenha apresentando os melhores resultados dos testes de toxicidade, não foi possível ocorrer remoção completa dos microrganismos, pois foi observado 6,2 NMP/100mL de Coliformes totais e 3,1 NMP/100mL de *E. coli* na água após etapa de desinfecção. Como a água tratada não deve conter microrganismos, a dosagem em questão não foi a mais adequada para o tratamento.

Mesmo apresentando índice de crescimento da radícula abaixo de 80% a melhor dosagem encontrada para o tratamento da água no sistema experimental com biofilme foi a de 30 mL de hipoclorito de sódio e 1,0 mg/L de cloro residual, pois removeu 100% dos microrganismos, mesmo após 3 dias de armazenamento.

Embora o sistema experimental utilizando membrana (com biofilme) de ultrafiltração por gravidade tenha se mostrado eficiente no tratamento de água em diversos parâmetros, novos estudos devem ser realizados, uma vez que outros contaminantes podem estar presentes na água tratada, a exemplo de subprodutos de desinfecção, produtos de degradação do biofilme e microcontaminantes.

5.2 Sistema experimental utilizando membrana de ultrafiltração sem biofilme

5.2.1 Resultados dos parâmetros físicos e químicos

Como forma de comparar a eficiência do sistema experimental utilizando membrana de ultrafiltração sem biofilme também foram realizadas análises físico-químicas em todos os estágios do tratamento. Na Tabela 7 é possível verificar a média dos resultados obtidos em cada estágio de tratamento, bem como a eficiência de remoção dos parâmetros analisados em consonância com a Portaria GM/MS Nº 888, de 4 de maio de 2021.

Tabela 7- Parâmetros físico-químicos analisados nos estágios de tratamento da água no sistema experimental com membrana UF sem biofilme.

PARÂMETROS	AE	AT	AUF	AF	%	PORTARIA *
Cor aparente (uH)	61	59	0	0	100	15 uH
Turbidez (uT)	21,5	23,5	2,7	1,2 9	94	1 uT
Alcalinidade (mgCacO ₃ .L ⁻¹)	64,2	64,3	61,2	61, 2	4,7	_____
Dureza (mgCacO ₃ .L ⁻¹)	243	238	228, 5	215	11,5	300 mg/L
Temperatura (°C)	24,8	24,8	24,3	22, 5	9,3	_____
Condutividade Elétrica (µS.cm ⁻¹)	1223	1221	875	382	69	_____
Salinidade (NaCl) %	3,6	3,4	2,9	2,1	41	_____
Sólidos Dissolvidos Totais (mg/L)	727	727	439	279	62	500 mg/L
pH	8,5	8,5	8,6	8,0	6,0	6,0 á 9,5

Fonte: Elaborada pela Autora, 2023.

AE: Água de estudo AT: água tela AUF: água membrana de ultrafiltração AF: água final após desinfecção/velas.; %percentagem de remoção ou redução.; *: PORTARIA GM/MS Nº 888, DE 4 DE MAIO DE 2021. _____: Parâmetro ausente.

A cor aparente continuou apresentando o melhor resultado de redução dos parâmetros físico-químicos analisados durante o tratamento. O percentual de 100% da cor aparente foi removido já no Estágio de Ultrafiltração, o que também ocorreu no sistema experimental utilizando membrana com biofilme. A turbidez também apresentou alta remoção (94%), com residual final de 1,29 uT. As remoções de cor e turbidez ficaram bem semelhantes às remoções do sistema experimental com biofilme, evidenciando a eficiência do sistema experimental para esses parâmetros. Os parâmetros condutividade elétrica e sólidos dissolvidos totais também apresentaram semelhança ao sistema experimental com biofilme. Foi observada elevada taxa de remoção, 69% de condutividade elétrica e 62% SDT.

5.2.2 Resultados dos parâmetros microbiológicos

Foram realizadas análises da diversidade e densidade de cianobactérias na Água de Estudo e a taxa de remoção desses seres vivos ao logo do tratamento. Na Tabela 8 é possível verificar os resultados obtidos.

Tabela 8- Diversidade e densidade fitoplânctonica

Tratamento	Diversidade de cianobactérias	Densidade de cianobactérias (células.ml ⁻¹)	Remoção (%)
AE	<i>Microcystis aeruginosa</i> <i>Aphanocapsa elachista</i> <i>Planktothrix agardhii</i>	1570	
AT	<i>Microcystis aeruginosa</i> <i>Aphanocapsa elachista</i> <i>Planktothrix agardhii</i>	1220	22%
AUF	<i>Microcystis aeruginosa</i> <i>Aphanocapsa elachista</i> <i>Planktothrix agardhii</i>	345	72
AF	Ausente	Ausente	100

Fonte: Elaborada pela autora, 2023.

AE: Água de Estudo AT: Água Tela AUF: Água Membrana de Ultrafiltração AF: Água Final.

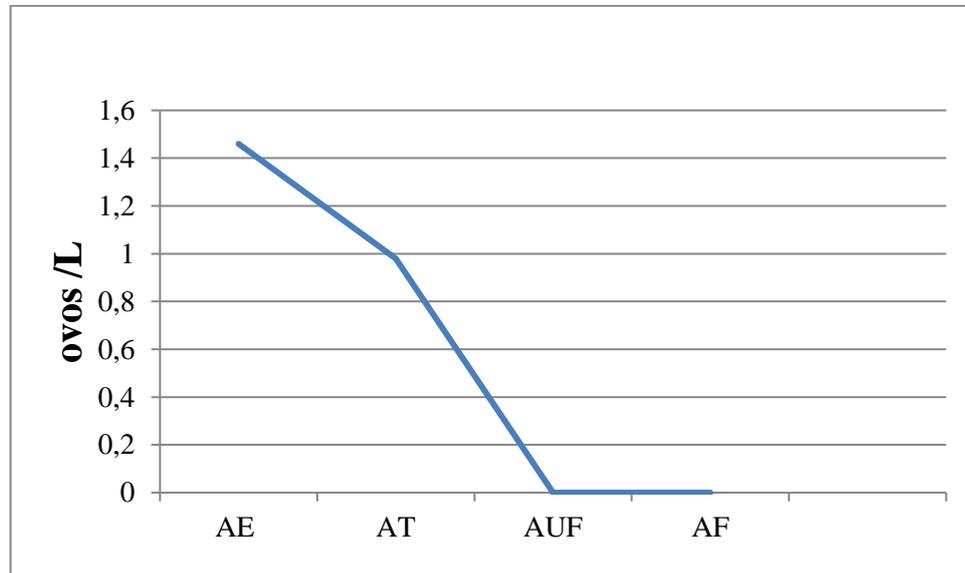
O tratamento da água no sistema experimental utilizando membrana de ultrafiltração sem biofilme, também mostrou-se eficiente na remoção de cianobactérias, ocorrendo remoção de 72% após o estágio de ultrafiltração. As espécies *Microcystis aeruginosa*, *Aphanocapsa elachista* e *Planktothrix agardhii* ainda foram observadas após tratamento em UF e a densidade média de cianobactérias foi de 345 células.ml⁻¹. Embora com alta taxa de eficiência de remoção, o estágio de desinfecção se faz necessário, pois garantiu a remoção completa desses microrganismos.

O estágio de ultrafiltração sem biofilme apresentou eficiência de remoção de cianobactérias (72%) semelhante ao uso de membrana com biofilme (77%), o que evidência que a formação do biofilme não apresentou diferença tão significativa quando comparado ao tratamento sem biofilme. No entanto, Liang et al., (2021) destacam que a camada de torta formada pelas células de cianobactérias pode

prender a matéria orgânica produzida por esses microrganismos e evitar algumas incrustações irreversíveis da membrana. Os resultados do estudo realizado por eles, também mostraram que, embora a camada de torta formada pelas células de cianobactérias cause um declínio severo do fluxo de permeado, ela pode desempenhar um papel duplo de interceptação com a membrana de UF e aumentar a eficiência de remoção de matéria orgânica.

Na Figura 24 é possível observar a eficiência do sistema experimental sem biofilme na membrana UF na remoção de ovos de helmintos. A concentração média de ovos de helmintos observada foi de 1,46 ovos/L na água de estudo. Na primeira etapa de tratamento, ocorreu remoção média de 33% dos ovos de helmintos, ficando residual de 0,98 ovos/L. Após estágio de ultrafiltração, ocorreu remoção de 100% dos ovos de helmintos, assim como ocorreu na membrana com biofilme. Ambas as membranas com/sem biofilme removeram 100% dos ovos remanescentes, comprovando eficiência de remoção desses microrganismos.

Figura 24- Eficiência do sistema experimental (sem biofilme) na remoção de ovos de helmintos.



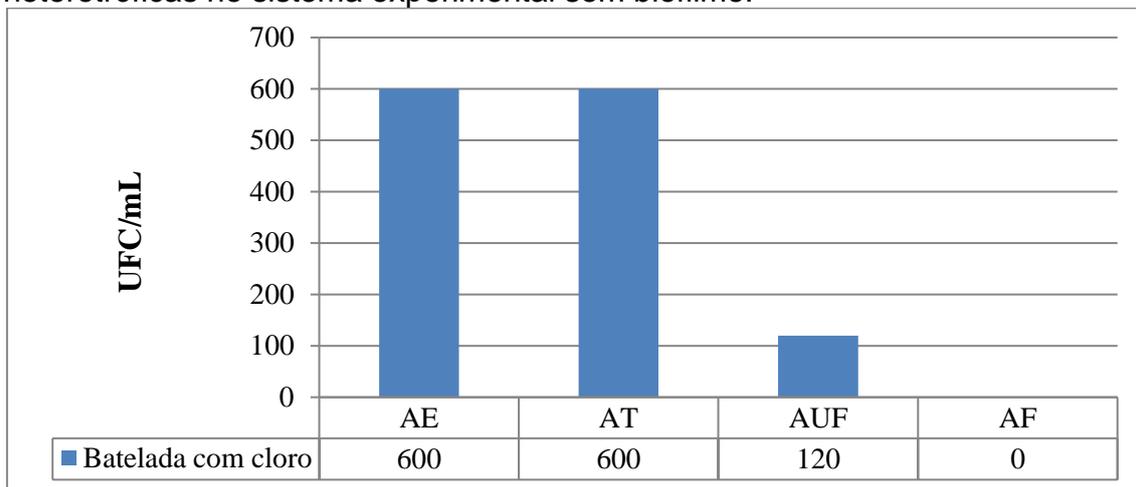
Fonte: Elaborada pela autora, 2023.

AE: Água de Estudo AT: Água Tela AUF: Água Membrana de Ultrafiltração. AF: Água Final.

Os resultados das análises de bactérias heterotróficas durante o tratamento da água no sistema experimental (sem biofilme) podem ser observados na Figura 25. Com base no critério de potabilidade estabelecido pela Portaria GM/MS Nº 888, de 4 de maio de

2021, observa-se que, o tratamento empregado mostrou-se eficiente na remoção desses microrganismos, atingindo ao final do tratamento ausência de bactérias heterotróficas.

Figura 25- Eficiência do tratamento empregado na remoção de bactérias heterotróficas no sistema experimental sem biofilme.



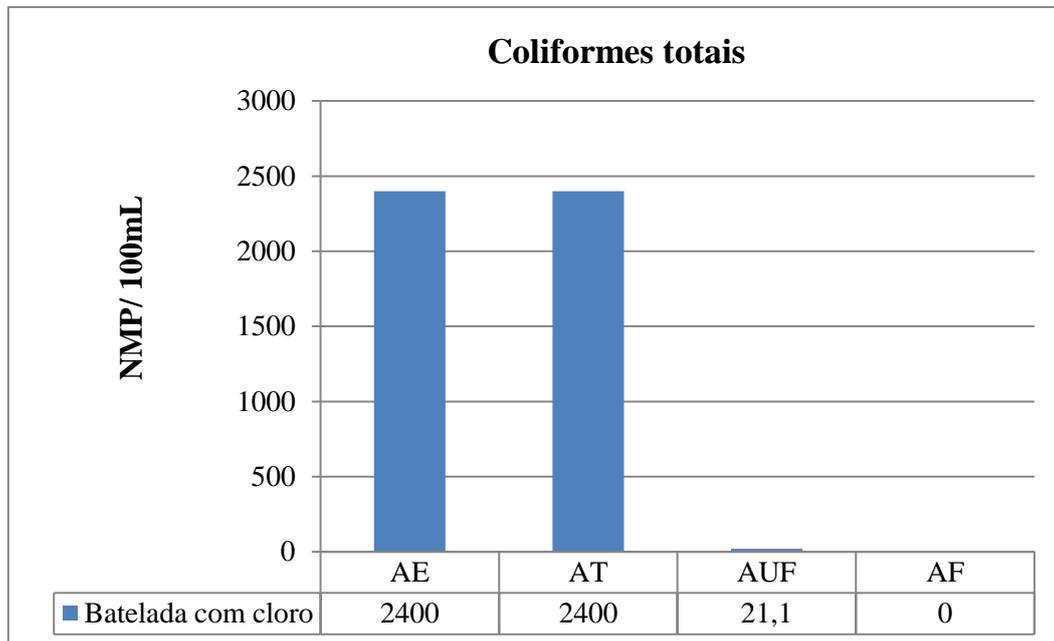
Fonte: Elaborada pela autora, 2023.

AE: Água de Estudo AT: Água Tela AUF: Água Membrana de Ultrafiltração. AF: Final

O tratamento de ultrafiltração sem biofilme apresentou melhor remoção de bactérias heterotróficas, pois foi superior a 80% do valor inicial da AE, ficando residual de 120 UFC/mL. Após 3 dias, as análises foram repetidas e foi detectado crescimento, a amostra tratada por UF armazenada passou de 120 UFC/mL para 340 UFC/ mL. Em relação ao tratamento da água que não utiliza biofilme na membrana, a remoção de bactérias heterotróficas foi superior, fato esse que pode estar associado à liberação de compostos formado pelo biofilme, servindo de alimentação para as bactérias remanescentes. Outro ponto que se deve levar em consideração é o tamanho celular de bactérias recém reproduzidas, pois pode apresentar menor tamanho de diâmetro, podendo estar ocorrendo reprodução desses microrganismos no biofilme formado, permitindo sua passagem para o permeado.

Com relação aos coliformes totais é possível verificar os resultados obtidos no sistema experimental sem biofilme na Figura 26..

Figura 26- Eficiência do tratamento empregado na remoção de coliformes totais.



Fonte: Elaborada pela autora, 2023.

AE: Água de Estudo AT: Água Tela AUF: Água Membrana de Ultrafiltração. AF: Água final

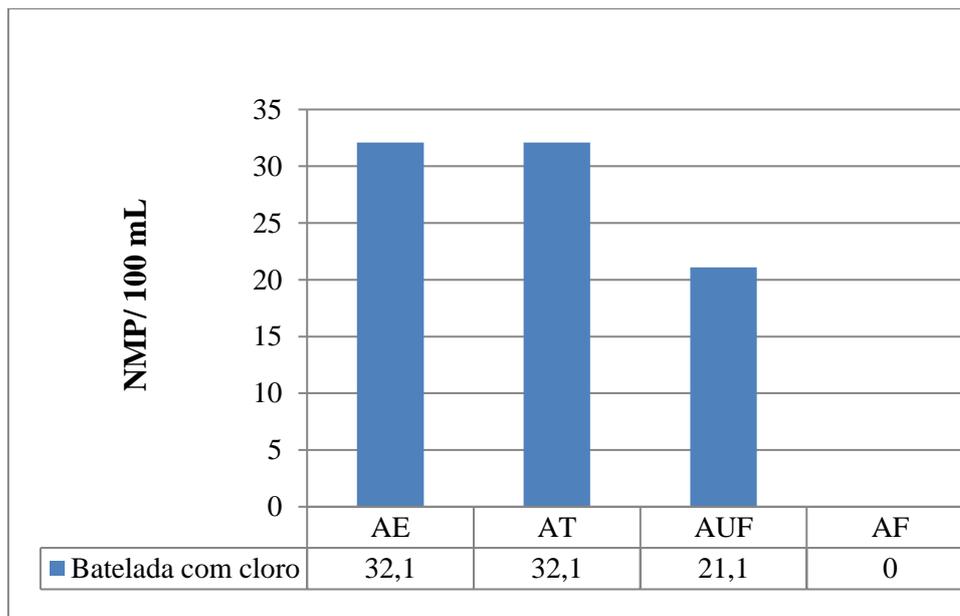
A água de estudo também apresentou valores superiores a 2400 NMP/100 mL, após tratar a água em tela de Nylon os valores permaneceram os mesmos, indicando a ineficiência desse tratamento para esse parâmetro. Em seguida, a água foi tratada em membrana de ultrafiltração, a remoção de coliformes totais foi superior a 99%, ficando um residual de 21,1 NMP/100 mL. Mesmo apresentando excelente resultado de remoção, ainda sim se faz necessário adicionar a etapa de desinfecção, na qual foi utilizada a dosagem de 30 mL de hipoclorito de sódio na água submetida ao tratamento por ultrafiltração. Foi respeitado o tempo de ação de 30 minutos para desinfecção. Em seguida a água foi tratada em velas de tripla-ção. Ao final do tratamento não foram observadas a presença de coliformes na água. O sistema experimental sem biofilme mostrou ser mais eficiente na remoção de coliformes totais do que o sistema com biofilme.

Também foram realizadas análises de *E.coli*. Na Figura 27 é possível verificar o desempenho do tratamento no sistema experimental na remoção desses microrganismos. A água de estudo (AE) apresentou 32.1 NMP/100 mL de *E.coli*, permanecendo os mesmos valores após o tratamento da água em tela de nylon. Em seguida a água foi tratada em membrana de ultrafiltração e ocorreu remoção de

70% de *E. coli*, ficando residual de 9,6 NMP/100 mL na água tratada. Assim como os demais microrganismos, *E.coli* deve estar ausente na água tratada destinada ao consumo humano. Em seguida, foi adicionado hipoclorito de sódio e após tempo de contato de 30 minutos ocorreu

100% de remoção de *E.coli*, tornando-se ausente ao final do tratamento realizado no sistema experimental.

Figura 27- Eficiência do tratamento empregado na remoção de *Escherichia coli*.

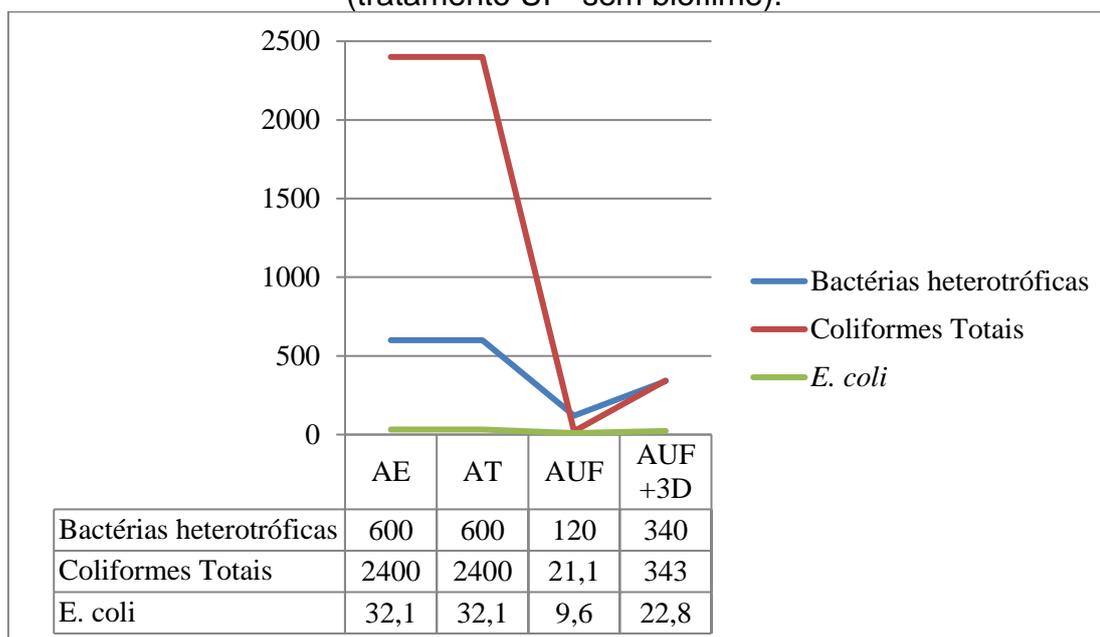


Fonte: Elaborada pela autora, 2023.

AE: Água de Estudo AT: Água Tela AUF: Água Membrana de Ultrafiltração. AF: Água Final.

O tratamento de ultrafiltração sem biofilme por si só também não garantiu a potabilidade da água para esse parâmetro (Figura 28). Após 3 dias de armazenamento, foram realizadas análises na água tratada por ultrafiltração e foi observado crescimento de coliformes totais, passando de 21.1 NMP/100 mL para 343 NMP/100 mL (Figura 18). O mesmo foi observado com *E.coli*, após 3 dias de armazenamento da água tratada em membrana de ultrafiltração sem biofilme, ocorreu crescimento, passando de 9,6 NMP/100 mL para 22,8 NMP/100 mL. Independente do sistema de tratamento com/sem biofilme, os resultados evidenciam o crescimento dos microrganismos, culminando na necessidade da etapa de desinfecção para garantir a ausência desses microrganismos na água tratada.

Figura 28- Crescimento de microrganismos após três dias de armazenamento (tratamento UF- sem biofilme).



Fonte: Elaborada pela autora, 2023.

5.2.3 Desinfecção e Teste de toxicidade

Com a finalidade de remover os microrganismos que ficaram presentes na água após tratamento em membrana de ultrafiltração sem biofilme, aplicou-se as seguintes dosagens de hipoclorito de sódio 15, 30 e 45 mL. Cada dosagem foi adicionada sem diluição em 40 litros de água tratada no Estágio 2. O tempo de oxidação para todas as dosagens foi de 30 minutos, conforme estabelecido na Portaria GM/MS Nº 888, de 4 de maio de 2021.

Também foram realizados os testes de toxicidade com as sementes de *L. sativa*. Na Tabela 9 é possível verificar os resultados obtidos do teste de toxicidade em função da dosagem de cloro residual presente na água tratada.

Tabela 9- Resultados do ensaio de toxicidade.

Hipoclorito de sódio (mL)	Cloro residual (mg/L)	Comprimento médio da radícula (mm)	Comprimento médio do hipocótilo (mm)	ICR (%)	IG (%)
15	0,6	16,3	21,1	95	97
30	0,9	13,1	18,2	77	90
45	1,5	7,2	10,1	43	40

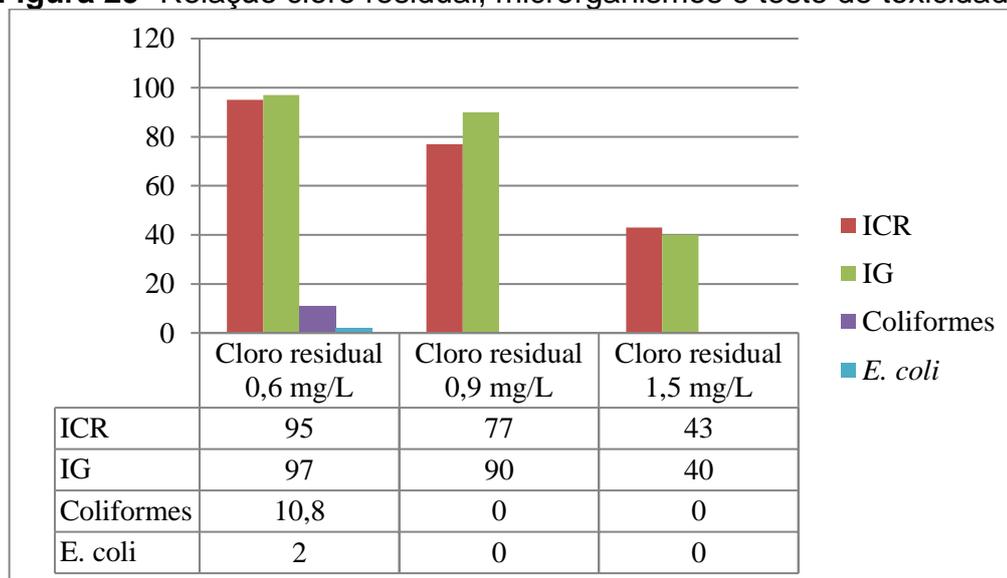
Fonte: Elaborada pela autora, 2023.

Das amostras observadas a menor taxa de germinação também ocorreu na dosagem de 45 mL de hipoclorito de sódio, com cloro residual de 1,5 mg/L, sendo observada apenas 40% de germinação de sementes para esse tratamento. Por apresentar índice de germinação abaixo de 80%, o uso da dosagem estabelecida, para o residual de cloro encontrado, a amostra apresenta-se como tóxica não sendo aconselhado seu uso. As amostras cujo cloro residual foi de 0,6 mg/L e 0,9 mg/L apresentaram, respectivamente, índice de germinação de 97% e 90%, atendendo o que é estabelecido pela norma.

A partir do comprimento da radícula foi calculado o Índice de Crescimento Radicular (ICR). As amostras obtiveram ICR de 95%, 77% e 43% para as dosagens de 0,6 mg/L, 0,9 mg/L e 1,5 mg/L de cloro residual, respectivamente. Os valores encontrados são semelhantes ao tratamento no sistema experimental utilizando membrana com biofilme.

Na Figura 29 é possível verificar a melhor dosagem de hipoclorito de sódio para manter a ausência de microrganismos na água tratada, bem como evitar possível toxicidade

Figura 29- Relação cloro residual, microrganismos e teste de toxicidade.



Fonte: Elaborada pela autora, 2023.

A amostra com dosagem de hipoclorito de sódio de 15 mL e cloro residual de 0,6 mg/L, embora tenha apresentando os melhores resultados dos testes de

toxicidade, não foi possível ocorrer remoção completa dos microrganismos, pois foi observado 10,8 NMP/100mL de Coliformes totais (concentração inicial de 21,1 NMP/100 mL) e 2,0 NMP/100mL de *E.coli* (concentração inicial de 9,6 NMP/100 mL) na água após etapa de desinfecção. Como a água tratada não deve conter microrganismos, a dosagem em questão não foi a mais adequada para o tratamento.

Mesmo apresentando índice de crescimento da radícula 77% a melhor dosagem encontrada para o tratamento da água no sistema experimental sem biofilme foi a de 30 mL de hipoclorito de sódio e 0,9 mg/L de cloro residual, pois removeu 100% dos microrganismos, mesmo após 3 dias de armazenamento. A mesma dosagem também é foi a melhor encontrada entre as testadas para o tratamento no sistema experimental com membrana de ultrafiltração com biofilme. No entanto, em estudos futuros recomenda-se testar outras dosagens de hipoclorito de sódio, para verificar a eficiência de remoção dos microrganismos e possível toxicidade.

5.3 Custos do Sistema Experimental

O sistema experimental com/ sem biofilme na membrana de ultrafiltração, mostrou-se eficiente na remoção de diversos parâmetros como cor, turbidez, SDT e microrganismos. No entanto, para garantir a potabilidade da água se faz necessária a etapa de desinfecção, após tratamento da água em membrana UF, evitando crescimento de microrganismos na água submetida ao tratamento. A proposta do sistema experimental adotada nessa pesquisa visa contribuir com a ODS 6 (Até 2030, alcançar o acesso universal e equitativo a água potável e segura para todos), visando atingir principalmente locais que não dispõem de água tratada, seja por falta de recursos ou de localização que dificultem o acesso a esse recurso. A potabilidade da água é uma demanda urgente, uma vez que pode ser veículo de diversas doenças. No Quadro 5 é possível verificar os custos do sistema experimental.

Quadro 5- Custos do sistema experimental.

Item	Quantidade	Preço unitário	Preço total
Reservatório com tampa	4	R\$ 95,90	R\$ 383,60
Tela de Nylon	1	R\$ 12,00	R\$ 12,00
Velas de tripla-ação	5	R\$ 10,00	R\$ 50,00
Adaptador flange	2	R\$ 18,00	R\$ 36,00
Boias controladoras de nível	5	R\$ 4,00	R\$ 20,00
Membrana de ultrafiltração	1	R\$ 70,00	R\$ 70,00
Torneira de PVC	4	R\$ 4,00	R\$ 16,00
			R\$ 587,60

Fonte: Elaborada pela autora, 2023.

O custo estimado do sistema experimental foi em média de 600,00 R\$, para tratamento da água durante 10 meses de operação, não necessitando de troca de itens durante esse período. A manutenção realizada foi apenas na higienização dos reservatórios quando necessária. Em média foi realizada filtração de 6.000 mil litros de água no sistema experimental com biofilme na membrana de UF, recomendando a troca da membrana após atingir esses valores ou o tempo de 10 meses.

As velas utilizadas na retenção de cloro não precisaram ser trocadas apenas higienizadas. Pois como elas ficaram no reservatório contendo hipoclorito de sódio não apresentaram problemas de colmatação. No entanto, pode ter ocorrido desgaste por contato com hipoclorito de sódio.

Na membrana sem biofilme foi realizada limpeza por retrolavagem, permanecendo fluxo em média de 2,1 L.h⁻¹ de água tratada. Isso prova que a retrolavagem é adequada para remover a camada de incrustação na superfície da membrana e dentro dos poros da membrana. No entanto, não foram realizadas análises de durabilidade da membrana fazendo retrolavagem.

Este estudo demonstra que o tratamento de água utilizando ultrafiltração com/sem biofilme pode ser uma tecnologia sustentável, fornecendo água com custo relativamente baixo, sem energia e de baixa manutenção. Além disso, em comparação com outras tecnologias, pode haver economia de custos ao longo do tempo.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

- O sistema experimental de ultrafiltração por gravidade com/sem biofilme produziu água de boa qualidade, atendendo a Portaria GM/MS Nº 888, de 4 de maio de 2021 para os parâmetros estudados. O mesmo mostrou-se como uma tecnologia de tratamento de água no ponto de uso altamente eficiente para a potabilização de água contendo cor e turbidez elevada e presença de microrganismos.
- O biofilme formado na membrana foi essencial para estabilização do fluxo do permeado, permitindo vazão de 1,3 L.h⁻¹ de água tratada por 10 meses de operação, totalizando mais de 6 mil litros de água tratada durante esse período.
- O sistema experimental utilizando UF com/sem biofilme mostrou-se eficiente no tratamento da água de estudo. A filtração da água em membrana de UF, mostrou-se eficiente na remoção de cor, turbidez, SDT e reduziu significativamente os microrganismos (ovos de helmintos, cianobactérias, coliformes totais, *E. coli* e bactérias heterotróficas), produzindo águas filtradas de melhor qualidade que a água de estudo, mas não aptas para consumo humano, independente do tratamento com/sem biofilme.
- Foi observado crescimento significativo de microrganismos na água armazenada após tratamento de ultrafiltração por gravidade. Evidenciando a necessidade de desinfecção da água após tratamento por ultrafiltração.
- A melhor dosagem de hipoclorito de sódio para desinfecção foi de 30 mL, para tempo de contato de 30 minutos que deve ser respeitado para remover os microrganismos. No entanto, sugere-se o estudo com novas dosagens, para evitar possível toxicidade.
- Sugere-se adicionar mais um reservatório ao sistema experimental, para que as velas de tripla-ação fiquem separadas do dosador de cloro, evitando possíveis desgastes desses elementos filtrantes.

- É necessário realizar estudos de eficiência do sistema experimental para microcontaminantes como cianotoxinas, fármacos e pesticidas que possam comprometer a qualidade da água.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS- ANA. **Guia nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos/ Companhia Ambiental do Estado de São Paulo**; São Paulo: CETESB; Brasília, 2011.
- ALIPOUR, V.; REZAEI, L.; ETESAMIRAD, M.R.; RAHDAR. **Feasibility and applicability of solar disinfection (SODIS) for point-of-use water treatment in Bandar Abbas, South of Iran**. *Journal of Global Pharma Technology*: 9. 40-46, 2017.
- APHA. American Public Health Association. **Standard Methods for the examination of water and wastewater**. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environmental Federation, 22th ed. Washington, 2012.
- ARVAI J, POST K. **Risk management in a developing country context: improving decisions about point-of-use water treatment among the rural poor in Africa**. *Risk Anal.* Jan;32(1):67-80, 2012. doi: 10.1111/j.1539-6924.2011.01675.x.
- ASHBOLT, N.J. **Microbial Contamination of Drinking Water and Human Health from Community Water Systems**. *Curr Envir Health Rpt 2*, 95–106. 2015. <https://doi.org/10.1007/s40572-014-0037-5>.
- AW, T. **Environmental Aspects and Features of Critical Pathogen Groups**. In: J.B. Rose and B. JiménezCisneros, (eds) *Global Water Pathogen Project*. 2018.
- AYUKEKBONG, J.; MESUMBE, H.; O.; OLUFUNMILAYO.; LINDH, M; BERGSTRÖM, T. **The role of noroviruses as etiologic agents of diarrhea in developing countries**. *The Journal of general virology*. 96. 10.1099/vir.0.000194. 2015.
- BAKER, R. W. **Membrane technology and applications**. Second ed. Chichester: John Wiley & Sons Ltda. 2004. ISBN: 0470854456.
- BECKER V.; HUSZAR, V.L.M.; CROSSETTI, L.O. **Responses of phytoplankton function algroups to the mixing regime in a deep subtropical reservoir**. *Hydrobiologia*, **628**: 137–151. 2009.
- BEN, A.; SABBAHI, S.. *Entamoeba histolytica* . Projeto Global Water Pathogens. <http://www.waterpathogens.org>. (Jiménez-Cisneros, JBRose e., B., ed.). Michigan State University, E. Lansing, MI, UNESCO. 2017.
- BITTENCOURT, O.M.C.; PICCIN,S.V.; GOUVÊA, B.S. 2010. **Microcystin-Producing Genotypes from Cyanobacteria in Brazilian Reservoirs**. *Environ. Toxicol.*, 27(8): 461–471, 2010. <http://dx.doi.org/10.1002/tox.20659>.

BOARATO-DAVID, E., GUIMARÃES, S. E CACCIÒ, S. **Giardia duodenalis . Projeto Global Water Pathogens.** Michigan State University, E. Lansing, MI, UNESCO. 2016.

BÓDALO, A.; GOMEZ, G.E.; MÁXIMO, F.; HIDALGO, A. **Spiral-wound membrane reverse osmosis and the treatment of industrial effluents.** *Desalination.* 160. 151-158. 2004. 10.1016/S0011-9164(04)90005-7.

BOUSEETTINE, R.; HASSOU, N.; BESSI, H.; ENNAJI, M.M. **Waterborne Transmission of Enteric Viruses and Their Impact on Public Health.** *Emerging and Reemerging Viral Pathogens*, 907–932, 2020. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-819400-3.00040-5>.

BOUSEETTINE, R.; HASSOU, N.; BESSI, H.; ENNAJI, M.M. **Waterborne Transmission of Enteric Viruses and Their Impact on Public Health.** *Emerging and Reemerging Viral Pathogens*, 907–932. 2020. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-819400-3.00040-5>. 2020.

BRASIL, MINISTÉRIO DA SAÚDE, **Portaria de Consolidação nº 888/2021 Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para o consumo humano e seu padrão de potabilidade.** Brasília: Diário Oficial da União, 2021.

BRASIL, MINISTÉRIO DO DESENVOLVIMENTO REGIONAL, lei no 14.026, de 15 de julho de 2020. **Dispõe sobre o novo marco do saneamento do Brasil.** Brasília: Diário Oficial da União, 2020.

CABRAL J.P. Water microbiology. **Bacterial pathogens and water.** *International journal of environmental research and public health*, 7(10), 3657–3703. 2010. <https://doi.org/10.3390/ijerph7103657>.2010.

CABRAL, J.P. Water microbiology. **Bacterial pathogens and water.** *International journal of environmental research and publichealth*, 7(10), 3657–3703, 2010. <https://doi.org/10.3390/ijerph7103657>.

CARDUCCI, A.; FEDERIGI, I.; LIU, D.; THOMPSON, J.R.; VERANI, M. **Making Waves: Coronavirus detection, presence and persistence in the water environment: State of the art and knowledge needs for public health.** *Water Res.* Jul 15;179:115907. doi: 10.1016/j.watres.2020.115907. Epub 2020 May 5. PMID: 32389891; PMCID: PMC7199000. 2020.

CAVALCANTI, J.E.W. **Manual de tratamento de efluentes industriais.** 2ª ed. São Paulo: Engenho Editora Técnica, 453p. 2012.

CHAIDEZ, C.; IBARRA, R.J.R.; VALDEZ, J.B.; SOTO, M.; GERBA, C.P.; CASTRO, D.; CAMPO,N. **Point-of-use Unit Basedon Gravity Ultrafiltration Removes Waterborne Gastrointestinal Pathogens from Untreated Water Sources in Rural Communities.** *Wilderness Environ Med.* 2016 Sep;27(3):379-85. doi: 10.1016/j.wem.2016.

CHERYAN M. **Ultrafiltration and Microfiltration Handbook**, Technomic, Lancaster, PA, USA. 1998.

CHOMIAK, A.; MIMOSO, J.; KOETZSCH, S.; SINNET, B.; PRONK, W.; DERLON, N.; MORGENROTH, E. **Biofilm formation and permeate quality improvement in Gravity Driven Membrane ultrafiltration**. *Water Science & Technology Water Supply*. 2013. 14. 10.2166/ws.2013.197.

CLASEN, T.; NARANJO, J.; FRAUCHIGER, D.; GEBRA, C. **Laboratory assessment of a gravity-fed ultrafiltration water treatment device designed for household use in low-income settings**. *American Journal of Tropical Medicine and Hygiene* Vol. 80, No 5, pp. 819-823. 2013.

CORALIE, CM, 2014. **Virus enteriques transmissibles par voie alimentaire: detecção, tipagem, pouvoirinfectieux et nouvellestechnologies**. *Medecinehumaine et pathologie*. AgroParis-Tech, 2014.

DERLON, N. **The composition and compression of biofilms developed on ultrafiltration membranes determine hydraulic biofilm resistance**. *Water Research* 102: 63–72. 2016.

DERLON, N.; GRÜTTER, A.; BRANDENBERGER, F.; SUTTER, A.; KUHLCHE, U.; NEU, T.R.; MORGENROTH, E. **The composition and compression of biofilms developed on ultrafiltration membranes determine hydraulic biofilm resistance**. *Water Res.* Oct 1;102:63-72. 2016. doi: 10.1016/j.watres.2016.06.019.

DERLON, N.; KOCH, N.; EUGSTER, B.; POSCH, T.; PERNTHAL, E.R.; PRONK, W.; MORGENROTH, E. **Activity of metazoa governs biofilm structure formation and enhances permeate flux during Gravity-Driven Membrane (GDM) filtration**. *Water research*. 2013. 47. 2085-95. 10.1016/j.watres.2013.01.033.

DERLON, N.; PETER-VARBANETS, M.; SCHEIDEGGER, A.; PRONK, W.; MORGENROTH, E. **Predation influences the structure of biofilm developed on ultrafiltration membranes**. *Water Res.* Jun 15;46(10):3323-33. 2012. doi: 10.1016/j.watres.2012.03.031.

DÉSILLE, D.. Guide pratique. **Conservation et traitement de l'eau à domicile**. Programme Solidarité Eau, 2012.

DESMOND, P.; BEST, J.P.; MORGENROTH, E.; DERLON, N. **Linking composition of extracellular polymeric substances (EPS) to the physical structure and hydraulic resistance of membrane biofilms**. *Water Res.* 2018 doi: 10.1016/j.watres.2017.12.058.

EDOKPAYI, J.N.; ODIYO, J.O.; DUROWOJU, O. S. **Impact of Wastewater on Surface Water Quality in Developing Countries: A Case Study of South Africa**. *Water Quality*. 2017. doi:10.5772/66561.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY- EPA. **Point-of-Use or Point-of Entry Treatment Options for Small Drinking Water Systems.** EPA 815-R-06-010 April 2006.

FARROW, C.; MCBEAN, E.; HUANG, G.; YANG, A.; WU, Y.; LIU, Z.; DAI, Z.; CAWTE, T.; LI, Y. **Ceramic Water Filters: A Point-of-Use Water Treatment Technology to Remove Bacteria from Drinking Water in Longhai City, Fujian Province, China.** Journal of Environmental Informatics. 2018. 32. 10.3808/jei.201800388.

FLEMMING, H.C. **Microbial Biofouling: Unsolved Problems, Insufficient Approaches, and Possible Solutions.** In: Biofilm Highlights, Springer Series on Biofilm, 5. eds. 2011.

GALVÃO, D. F.; GOMES, E. R. **The separation processes by membrane sand their use in the treatment of industrial effluents of the dairy industry: literature review.** Rev. Inst. Laticínios Cândido Tostes, Juiz de Fora, v. 70, n. 6, p. 349-360, nov/dez, 2015.

GARUD RM, KORE SV, KORE VS, KULKARNI, GS. A short review on process and applications of reverse osmosis. Univers J Environ Res Techno. 1(3):233-38.2011.

GERBA CP. **Environmentally Transmitted Pathogens.** Environmental Microbiology. 2015:509–50. doi: 10.1016/B978-0-12-394626-3.00022-3. Epub 2014 Oct 10. PMID: PMC7149939. 2015.

GRAND VIEW RESEARCH. **United States Point Of Use Water Treatment Systems Market Size, Share & Trends Analysis Report By Technology (RO, Distillation, Disinfection, Filtration), By Device (Pitchers, Faucet Filters, Countertop),** Spear Street 1100, San Francisco, CA 94105, By Region, And Segment Forecasts, 2023 – 2030. Number of Pages: 115. 2020.

HABERT, A. C., BORGES, C.P., NOBREGA, R. **Processos de separação por membranas.** Rio de Janeiro: E-papers, 181 p. 2006.

HASEENA, M.; MALIK, M.F.; JAVED, A.; ARSHAD, S.; ASIF, N. **Water pollution and human health.** Environ Risk Assess Remediat. 2017;1(3):16-19. DOI: 10.4066 / 2529-8046.100020. 2017.

HULO, C.; CASTRO, E.; MASSON, P.; BOUGUELERET, L.; BAIROCH, A.; XENARIOS, I.L.; MERCIER, P. **Viral Zone: a knowledge resource to understand virus diversity.** Nucleic Acids Res. 2011 Jan;39(Database issue):D576-82. doi: 10.1093/nar/gkq901. Epub 2010 Oct 14. PMID: 20947564; PMID: PMC3013774. 2014.

INSTITUTO TRATA BRASIL. **Ranking do Saneamento Instituto Trata brasil.** São Paulo. 2020.

ISHAK, N.; SENG, O.; CHIEH, D.; YAO, A.; YING, S.; CHANG, N.G. **Treatment of river water using modular gravity-driven ultrafiltration (GDU) for individual contingency water supply.** Water Supply, 2022. 22. 10.2166/ws.2022.164.

JANDA, J.; ABBOTT, M.S. **The Genus *Aeromonas* : Taxonomy, Pathogenicity, and Infection**. *Revisões de Microbiologia Clínica*. 23, pp. 35-73. doi: 10.1128 / CMR.00039-09. 2010.

JAYARANI, K.; SANDHYA, R.T.; JAYARANJANI, K. **Intestinal parasitic infections in preschool and school going children from rural area in Puducherry**. *Current Research in Microbiology and Biotechnology*, Pondicherry, v. 2, n. 4, p. 406- 409, set. 2014.

JENKINS, M.; TIWARI, S.; DARBY, J.; NYAKASH, D.; SAENYI, W.; LANGENBACH, K. **The BioSand Filter for Improved Drinking Water Quality in High Risk Communities in the Njoro Watershed, Kenya**. *SUMAWA Research Brief*. 2009.

KALLMAN, E.; OYANEDEL, C.V.; SMITH, J. **Ceramic Filters Impregnated with Silver Nanoparticles for Point-of-Use Water Treatment in Rural Guatemala**. *Journal of Environmental Engineering*. 137. 407-415. 2011. 10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0000330.

KLEIN, T.; ZIHLMANN, D.; DERLON, N.; ISAACSON, C.; SZIVAK, I.; WEISSBRODT, D.G.; PRONK, W. **Biological control of biofilms on membranes by metazoans**. *Water Res.* Jan 1;88:20-29. 2016. doi: 10.1016/j.watres.2015.09.050.

KOHLER, E.; VILLIGER, J.; POSCH, T.; DERLON, N.; SHABAROVA, T, MORGENROTH, E, PERNTHALER, J, BLOM, J.F. **Biodegradation of microcystins during gravity-driven membrane (GDM) ultrafiltration**. *PLoS One*. Nov 4;9(11):e111794. 2014. doi: 10.1371/journal.pone.0111794.

KOTLOFF, K.L.; NATARO, J.P.; BLACKWELDER, W.C.; NASRIN, D.; FARAG, T.H. **Carga e etiologia da doença diarreica em bebês e crianças pequenas em países em desenvolvimento (o Global Enteric Multicenter Study, GEMS): um estudo prospectivo de caso-controle**. *The Lancet*. 382, pp. 209-222. 2013.

LEE, S.S.; PASPALOF, A.M.; SNOW, D.; RICHMOND, E.K.; ROSI, E.J. **Ocorrência e potenciais efeitos biológicos das anfetaminas nas comunidades ribeirinhas**. *Environmental SCIENCE & TECHNOLOGY* 50 (17): 9727–35. 2016. DOI: 10.1021 / ACS.EST.6B03717.

LI, L.; XU, G.; HUARONG, Y.; XING, J. **Dynamic membrane for micro-particle removal in wastewater treatment: Performance and influencing factors**. *Science of The Total Environment*. 627. 332-340. 2018. 10.1016/j.scitotenv.2018.01.239.

LIANG, H.; HUANG, X.; WANG, H.; XU, W.; SHI, B. **The role of extracellular organic matter on the cyanobacteria ultrafiltration process**. *J Environ Sci (China)*. Dec;110:12-20, 2021. doi: 10.1016/j.jes.2021.03.010.

LIGON, G.; BARTRAM, J. **Literature Review of Associations among Attributes of Reported Drinking Water Disease Outbreaks**. *Int J Environ Res Public Health*. 2016 May 27;13(6):527. doi: 10.3390/ijerph13060527. PMID: 27240387; PMCID: PMC4923984. 2016.

LIGON, G.;BARTRAM,J. **Literature Review of Associations among Attributes of Reported Drinking Water Disease Outbreaks.** *Int J Environ Res Public Health.* 2016 May 27;13(6):527. doi: 10.3390/ijerph13060527. PMID: 27240387; PMCID: PMC4923984. 2016.

LOO, S.L.; FANE, A.G.; KRANTZ, W.; LIM, T. **Emergency water supply: A review of potential technologies and selection criteria.** *Water research.* 46, 2012. 3125-51. 10.1016/j.watres.2012.03.030.

MADAENI S.S. **Microfiltration (MF).** In: Drioli E., Giorno L. (eds) *Encyclopedia of Membranes.* Springer, Berlin, Heidelberg. 2015. https://doi.org/10.1007/978-3-642-40872-4_2208-.

MADIGAN, M.T.; MARTINKO, J.M.; STAHL, D.; CLARK, D.P. **Microbiology Brock.** 13.ed. Pearson Education, 2012.

MARKETS AND MARKETS RESEARCH. *Point-of-Use Water Treatment Systems Market.* Estados Unidos. 2020.

MARTIN, K.; BOLSTER, D.; DERLON, N.; MORGENROTH, E.; NERENBERG, R. **Effect of fouling layer spatial distribution on permeate flux: A theoretical and experimental study.** *Journal of Membrane Science.* 471. 2014. 10.1016/j.memsci.2014.07.045.

MEIERHOFER, R.; RUBLI, P.; DREYER, K.; OUMA, H.; WANYAMA, K.; PETER-VARBANETS, M.; UGANDA, S. **Membrane filtration reduces recontamination risk in chlorinated household water containers.** 2017.

MOHAMED, E.; MAHMOUD, S.M.A.; SHOAIB, M.A.S.; SARAH, M.E. **Efficient and fast removal of total and fecal coliform, BOD, COD and ammonia from raw water by microwave heating technique.** *Ground water for Sustainable.*

MOREIRA, A.M.; ZANETT, A.S.; BARROS, L.F.; CRUZ, L.A.B.M. MALHEIROS, A.F. **Cenário da prevalência e condições socioambientais associadas às geohelmintíases no Brasil: Uma revisão integrativa da literatura.** *Research, Society and Development*, v. 10, n. 5, e23610515000, 2021. doi: <http://dx.doi.org/10.33448/rsd-v10i5.15000>.

MULDER, M. **Basic Principles of Membrane Technology.** 2nd Edition, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht. 1996. <http://dx.doi.org/10.1007/978-94-009-1766-8>.

MURPHY, H.M.; MCBEAN, E.A.; FARAHBAKHS. K.; **Nitrification, denitrification and ammonification in point-of-use biosand filters in rural Cambodia.** *Journal of Water and Health*, 8(4): 803–817. 2010.

NEVES, D.P. **Parasitologia Humana**, 11^a ed, São Paulo, Atheneu, 2005.

OMAROVA,A.;TUSSUPOVA, K.;BERNDTSSON, R.;KALISHEV, M.;SHARAPATOVA, K. **Protozoan Parasites in Drinking Water: A System**

Approach for Improved Water, Sanitation and Hygiene in Developing Countries.

Int J Environ Res Public Health. 2018 Mar 12;15(3):495. doi:

10.3390/ijerph15030495. PMID: 29534511; PMCID: PMC5877040. 2018.

ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DA SAÚDE (OMS), UNICEF. **Progresso em Água Potável, Saneamento e Higiene: Atualização de 2017 e Bases de ODS.** 2017.

PAL, M.;AYELE, Y.;HADUSH, A.; PANIGRAHI, S.; JADHAV, V. **Public Health Hazards Due to Unsafe Drinking Water.** 7. 10.4172/2167-7719.1000138. 2018.

PANDEY P.K.;KASS P.H.; SOUPIR M.L.;BISWAS S.; SINGH V.P. **Contamination of water resources by pathogenic bacteria.** AMB Express. 2014 Jun 28;4:51. doi: 10.1186/s13568-014-0051-x. PMID: 25006540; PMCID: PMC4077002. 2014.

PELCZAR, J.R. **Microbiologia – conceitos e aplicações vol I e II.** Makron books, São Paulo, 1997.

PENAKALAPATI, G.;SWARTHOUT, J.;DELAHOY, M.J.;MCALILEY, L.;WODNIK, B.;LEVY, K.;FREEMAN, M.C. **Exposição a fezes de animais e saúde humana: uma revisão sistemática e prioridades de pesquisa propostas.** EnvironSciTechnol. 17 de outubro de 2017; 51 (20): 11537-11552. doi: 10.1021 / acs.est.7b02811. Epub 2017, 9 de outubro. PMID: 28926696; PMCID: PMC5647569. 2017.

PERKINS, A.; TRIMMIER. M. **RecreationalWaterborneIllnesses: Recognition, Treatment, and Prevention.** Am Fam Physician. May 1;95(9):554-560, 2017.

PETER-VARBANETS, M.; DREYER, K.; MCFADDEN, N.; OUMA, H., WANYAMA, K.; ETENU, C.; MEIERHOFER, R. **Evaluating novel gravity-driven membrane (GDM) water kiosks in schools.** 40th WEDC International Conference. The future of water, sanitation and hygiene in low-income countries. Innovation, adaptation and engagement in a changing world. . WEDC, Loughborough, UK, 2017.

PETER-VARBANETS, M.; JOHNSTON, R.; MEIERHOFER, R.; KAGE, F.; PRONK, W. **Gravity-driven membrane disinfection for household drinking water treatment.** Eawag. 2011.

POOI, C. K.; HOW, N.G. **Review of low-cost point-of-use water treatment systems for developing communities.** npj Clean Water. 2018. 1. 11. 10.1038/s41545-018-0011-0.

PREST, E.I.; HAMMES, F.; VAN LOOSDRECHT M.C., VROUWENVELDER, J.S. **Biological Stability of Drinking Water: Controlling Factors, Methods, and Challenges.** Front Microbiol. Feb 1;7:45. 2016. doi: 10.3389/fmicb.2016.00045.

PRONK, W.; DING, A.; MORGENROTH, E.; DERLON, N.; DESMOND, P.; BURKHARDT, M.; WU, B.; FANE, A. G. **Gravity-driven membrane filtration for water and wastewater treatment: A review.** Water Res. 2019 Feb 1;149:553-565. doi: 10.1016/j.watres.2018.11.062.

RIMOLDI, S.; STEFANI, F.; GIGANTIELLO, A.; POLESELLO, S.; COMANDATORE, F. **Presence and vitality of SARS-CoV-2 virus in wastewaters and rivers.** 10.1101/2020.05.01.20086009. 2020.

SANT'ANNA, C.L.; TUCCI, A.; AZEVEDO, M.T.P.; MELCHER, S.S.; WERNER, V.R.; MALONE, C.F.S.; ROSSINI, E.F.; JACINAVICIUS, F.R.; HENTSCHKE, G.S.; OSTI, J.A.S.; SANTOS, K.R.S.; GAMAJUNIOR, W.A.; ROSAL, C, G. **Atlas de cianobactérias e microalgas de águas continentais brasileiras.** Instituto de botânica – São Paulo, 2012.

SELATILE, M., SINHA, R.S.; OJIJO, V.; SADIKU, R. **Depth filtration of airborne agglomerates using electrospun bio-based polylactide membranes.** Journal of Environmental Chemical Engineering. 2017. 6. 10.1016/j.jece.2017.12.070.

SILVA, M. O., BLOM, J. F., YANKOVA, Y., VILLIGER, J. & PERNTHALER, J. **Priming of microbial microcystin degradation in biomass-fed gravity driven membrane filtration biofilms.** Systematic and Applied Microbiology 41, 221–231. 2018.

SOBRERO, M. S.; RONCO, A. **Ensayo de toxicidad aguda con semillas de lechuga. In: Ensayos Toxicológicos y Métodos de Evaluación de calidad de Aguas: Estandarización, intercalibración, resultados y aplicaciones.** Facultad de Ciencias Físicas e Matemáticas Ed. Chile, cap. 4, 2004.

SOBSEY, M.; STAUBER, C.; CASANOVA, L.; BROWN, J.; ELLIOTT, M. **Point of Use Household Drinking Water Filtration: A Practical, Effective Solution for Providing Sustained Access to Safe Drinking Water in the Developing World.** Environmental science & technology. 42. 2008. 4261-7. 10.1021/es702746n.

TANG, X.; DING, A.; QU, F.; JIA, R.; CHANG, H.; CHENG, X.; LIU, B.; LI, G.; LIANG, H. **Effect of operation parameters on the flux stabilization of gravity-driven membrane (GDM) filtration system for decentralized water supply.** Environmental Science and Pollution Research. 2016. 23. 10.1007/s11356-016-6857-0.

UTERMÖHL, H. **Zur Vervollkommnung der quantitativen PhytoplanktonMethodik.** Mitteilungen Internationale Vereinigung Theoretische und Angewandte Limnologie 9:1-38. 1958.

VAN LOOSDRECHT, M.; BERESCHENKO, L.; RADU, A.; KRUITHOF, J.; PICIOREANU, C.; JOHNS, M.; VROUWENVELDER, J.S. **New approaches to characterizing and understanding biofouling of spiral wound membrane systems.** Water science and technology : a journal of the International Association on Water Pollution Research. 66. 88-94, 2012. 10.2166/wst.2012.096.

VILAR, M.C.P.; ARAÚJO, C.M.V.; MOURA, A.N.. **Acute toxicity of Microcystis spp. (Cyanobacteria) bloom on Moina minuta (Cladocera) in a tropical reservoir, Northeastern Brazil.** Ecotoxicol. Environ. Contam., v. 09, n. 1, 93-98, 2014. doi: 10.5132/eec.2014.01.012.

WHO. **Transforming our world: the 2030 Agenda for Sustainable Development. Resolution adopted by the General Assembly. 2015b.** Disponível em: .Acesso em: 7 nov. 2015.

WHO. **Transforming our world: the 2030 Agenda for Sustainable Development. Resolution adopted by the General Assembly. 2015b.** Disponível em: .Acesso em: 7 nov. 2020.

WILHELM, N.; KAUFMANN, A.; BLANTON, EL.; LANTAGNE, D. **Sodium hypochlorite dosage for household and emergency water treatment: updated recommendations.** Journal of Water and Health. 16. 2017. wh2017012. 10.2166/wh.2017.012.

XU, Y.; ZHANG, F.; SU, Z.; MCNEW, J.A.; SHIN, Y.K.; **Hemifusion in SNARE-mediated membrane fusion.** Nat. Struct. Mol. Biol. 12, 417–422. 2005.

YI, J.C.; LEE, J.; JUNG, H.; PARK, P.K.; NOH, S. **Reduction in bacterial regrowth in treated water by minimizing water stagnation in the filtrate line of a gravity-driven membrane system.** Environmental Engineering Research. 2018. 24. 10.4491/eer.2018.048.

YOUNG, B.J.; RIERA, N.I.; BEILY, M.E.; BRES, P.A.; CRESPO, D.C.; RONCO, A.E. **Toxicity of the effluent from an anaerobic bioreactor treating cereal residues on *Lactuca sativa*.** Ecotoxicology and Environmental Safety, n. 76, p. 182-186, 2012.