UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
Escola de Engenharia
Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos

Mariana Mendes Miranda

SISTEMA DE MEMBRANA RECICLADA ASSISTIDO POR ENERGIA SOLAR FOTOVOLTAICA PARA RECUPERAÇÃO AMBIENTAL DA ÁGUA DE LAGOS ORNAMENTAIS EUTROFIZADOS

Belo Horizonte
2022

Mariana Mendes Miranda

SISTEMA DE MEMBRANA RECICLADA ASSISTIDO POR ENERGIA SOLAR FOTOVOLTAICA PARA RECUPERAÇÃO AMBIENTAL DA ÁGUA DE LAGOS ORNAMENTAIS EUTROFIZADOS

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Universidade Federal de Minas Gerais, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos.

Orientador: Prof. Dr. Eduardo Coutinho de Paula

Coorientadora: Profª. Drª. Míriam Cristina Santos Amaral

Belo Horizonte

2022

Miranda, Mariana Mendes.
M672s Sistema de membrana reciclada assistido por energia solar fotovoltacia para recuperação ambiental da água de lagos ornamentais eutrofizados [recurso eletrônico] / Mariana Mendes Miranda. – 2022.
1 recurso online (147 f. : il., color.) : pdf.

Orientador: Eduardo Coutinho de Paula.
Coorientadora: Míriam Cristina Santos Amaral.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Engenharia.

Bibliografia: f. 138-147.
Exigências do sistema: Adobe Acrobat Reader.

1. Engenharia sanitária - Teses. 2. Meio Ambiente – Teses.
3. Energia solar – Teses. 4. Ultrafiltração – Teses.
5. Separação (Tecnologia) – Teses. 6. Eutrofização – Teses.
I. Paula, Eduardo Coutinho de. II. Amaral, Míriam Cristina Santos.
III. Universidade Federal de Minas Gerais. Escola de Engenharia.
IV. Título.

CDU: 628(043)

Ficha catalográfica elaborada pela Bibliotecária Letícia Alves Vieira - CRB-6/2337
Biblioteca Prof. Mário Werneck - Escola de Engenharia da UFMG

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
[ESCOLA DE ENGENHARIA]
COLEGIADO DO CURSO DE GRADUAÇÃO / PÓS-GRADUAÇÃO EM [SANEAMENTO, MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS]

FOLHA DE APROVAÇÃO

Sistema de Membrana Reciclada Assistido Por Energia Solar Fotovoltaica Para recuperação ambiental da água de lagos ornamentais eutrofizados

MARIANA MENDES MIRANDA

Dissertação defendida e aprovada pela banca examinadora constituída pelos Senhores:

Prof. Eduardo Coutinho de Paula

Profa Miriam Cristina Santos Amaral Moravia

Prof. Victor Flores Mendes

Profa Glaucia Pantano

Prof. Luciano Matos Queiroz

Aprovada pelo Colegiado do PG SMARH	Versão Final aprovada por
Profª. Sonaly Cristina Rezende Borges de Lima	Prof. Eduardo Coutinho de Paula
Coordenadora	Orientador

Belo Horizonte, 31 de maio de 2022.

Documento assinado eletronicamente por **Glaucia Pantano**, **Usuário Externo**, em 31/05/2022, às 12:36, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020.

Documento assinado eletronicamente por **Eduardo Coutinho de Paula**, **Professor do Magistério Superior**, em 31/05/2022, às 15:01, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020.

Documento assinado eletronicamente por **Luciano Matos Queiroz**, **Usuário Externo**, em 01/06/2022, às 07:35, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020.

Documento assinado eletronicamente por **Victor Flores Mendes**, **Professor do Magistério Superior**, em 01/06/2022, às 15:11, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020.

Documento assinado eletronicamente por **Miriam Cristina Santos Amaral Moravia**, **Professora do Magistério Superior**, em 06/06/2022, às 13:49, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020.

A autenticidade deste documento pode ser conferida no site https://sei.ufmg.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0, informando o código verificador **1481187** e o código CRC **02BC5D87**.

Referência: Processo nº 23072.230326/2022-35 SEI nº 1481187

A minha mãe, Ailane.

AGRADECIMENTOS

À minha família, sempre, por todo o apoio. À minha mãe, Ailane, e irmã, Andressa, por sempre acreditarem em mim. À Tia Rosa, Juliana e Débora por todo o incentivo.

Aos meus amigos, Alexandre, Michele e Rodrigo, por toda a torcida em todos esses anos.

À Ana Calegari por me mostrar que as possibilidades são infinitas.

Aos Professores Eduardo e Míriam, pela orientação, por todos os ensinamentos e pela gentileza nesses dois anos desafiadores. Foi uma honra ter a oportunidade de aprender tanto com vocês!

Aos colegas de grupo do GEAPS Membranas, por toda a troca de experiências e por compartilhar o dia-a-dia do laboratório comigo, em especial à Debora Aguilar, pela acolhida e imenso aprendizado.

Ao colega Lindomar Matias, pela ajuda com o sistema fotovoltaico e por compartilhar tanto conhecimento.

À Marianna E. Carvalho, por todo o auxílio durante a fase mais difícil da pesquisa!

Aos técnicos do PPG-SMARH por todo o conhecimento partilhado e paciência.

Aos membros da banca examinadora, Eduardo Subtil, Glaucia Pantano, Luciano Matos Queiroz, Lisete Celina Lange e Victor Flores Mendes, por aceitarem o convite e contribuírem de forma valiosa para o enriquecimento dessa pesquisa.

Às agências de fomento à pesquisa, pelo apoio financeiro.

A todos que de alguma forma me auxiliaram nessa caminhada!

RESUMO

A eutrofização é um desafio ambiental premente em todo o mundo, que associa o aumento da produtividade primária e o desenvolvimento excessivo de algas e/ou macrófitas aquáticas, o que implica em efeitos adversos sobre os ecossistemas aquáticos, como o desenvolvimento de condições anóxicas e diminuição da diversidade de espécies. Além disso, a eutrofização afeta os bens e serviços ecológicos derivados de lagos e reservatórios, como o abastecimento de água. Ao mesmo tempo, o impacto negativo da escassez de água potável têm estimulado o interesse por sistemas de tratamento descentralizado de água utilizando processos de separação por membranas (PSM) auxiliados por energias renováveis. A utilização da energia solar fotovoltaica (FV) para o acionamento dessas instalações ocorre de modo satisfatório a formar um sistema FV-membrana com baixo consumo específico de energia, indicado principalmente para regiões desconectadas da rede. Estudos recentes desenvolveram a reciclagem de membranas de osmose inversa, ao final da sua vida útil, como uma alternativa ao seu descarte. As membranas recicladas, de baixo custo, são utilizadas em processos de separação menos restritivos. O presente estudo avaliou o desempenho de um sistema com membrana reciclada auxiliado por energia solar FV para tratamento de águas eutrofizadas de lagos ornamentais. Em escala de bancada investigou-se o tratamento de amostras de água eutrofizada, coletadas de dois lagos ornamentais, utilizando uma membrana reciclada, similar a membranas de ultrafiltração (UF) comerciais. Em escala piloto, avaliou-se um módulo de membrana reciclada de UF em configuração espiral em um sistema assistido por energia solar FV. O tratamento foi avaliado quanto à remoção de cor, turbidez, demanda química de oxigênio (DQO), fósforo total (PT), ortofosfato, nitrato, amônia, carbono orgânico total (COT), nitrogênio total (NT) e clorofila *a*. Os resultados demonstraram que as membranas recicladas de UF propiciaram um permeado com valores médios de 0,1 UNT para turbidez; 2,2 uH para cor aparente; 26,3 $mg.L^{-1}$ de DQO; 1,6 $mg.L^{-1}$ de PT, 7,4 $mg.L^{-1}$ de COT; 0,2 $\mu g.L^{-1}$ de clorofila *a* e 0,4 $mg.L^{-1}$ de NT. Destaque para remoções superiores a 90% para os parâmetros PT, COT e DQO; superiores a 96% para clorofila *a* e cor aparente; superiores a 98% para turbidez e superiores a 40% para a remoção de NT. O sistema FV-membrana reciclada de UF

demonstrou capacidade de operação, de modo satisfatório, isento de riscos de redução drásticas na pressão de operação ou desligamentos, para fins de remoção de algas e recuperação da qualidade de lagos ornamentais eutrofizados.

Palavras-chave: água eutrofizada; membrana reciclada; ultrafiltração; energia solar fotovoltaica.

ABSTRACT

Eutrophication is a pressing environmental challenge worldwide, which associates the increase in primary productivity and the excessive development of algae and/or aquatic macrophytes, which implies adverse effects on aquatic ecosystems, such as the development of anoxic conditions and of species diversity. In addition, eutrophication affects ecological goods and services derived from lakes and reservoirs, such as water supply. At the same time, the negative impact of potable water shortages has stimulated interest in decentralized water treatment systems using membrane separation processes (PSM) aided by renewable energies. The use of photovoltaic solar energy (PV) to drive these installations occurs in a satisfactory way to form a PV-membrane system with low specific energy consumption, mainly indicated for regions disconnected from the grid. Recent studies have developed the recycling of reverse osmosis membranes, at the end of their useful life, as an alternative to their disposal. Low-cost, recycled membranes are used in less restrictive separation processes. The present study evaluated the performance of a recycled membrane system aided by PV solar energy for the treatment of eutrophic waters from ornamental lakes. On a bench scale, the treatment of eutrophic water samples, collected from two ornamental lakes, using a recycled membrane, similar to commercial ultrafiltration (UF) membranes, was investigated. On a pilot scale, a recycled UF membrane module in spiral configuration was evaluated in a PV solar powered system. The treatment was evaluated for removal of apparent color, turbidity, chemical oxygen demand (COD), total phosphorus (TP), nitrate, ammonia, total organic carbon (TOC), total nitrogen (TN) and chlorophyll a. The results showed that the recycled UF membranes provided a permeate with average values of 0,1 UNT for turbidity; 2.2 uH for apparent color; 26.3 $mg.L^{-1}$ of COD; 1.6 $mg.L^{-1}$ of TP, 7.4 $mg.L^{-1}$ of TOC; 0.2 $\mu g.L^{-1}$ of chlorophyll *a* and 0.4 $mg.L^{-1}$ of NT. The highlights were removals higher than 90% for TP, TOC and COD; higher than 96% for chlorophyll a and apparent color; higher than 98% for turbidity and higher than 40% for TN removal. The PV-recycled UF membrane system demonstrated satisfactory operation capacity, with no risk of drastic reduction in operating pressure or shutdowns, for the purpose of algae removal and recovery of the environmental quality of eutrophicated ornamental lakes.

Keywords: eutrophication; recycled membrane; ultrafiltration; solar photovoltaic.

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1 - Características dos processos de separação por membranas que utilizam diferença de pressão como força motriz. 31
Figura 3.2 - Processo de osmose natural e osmose inversa. 35
Figura 3.3 - Representação esquemática do processo de *fouling*. 37
Figura 3.4 - Imagem esquemática da estrutura de membranas tipo CFF de poliamida aromática.....44
Figura 3.5 - Economia circular em processos de separação de membranas. 45
Figura 3.6 - Esquema conceitual da degradação controlada da camada de poliamida (PA) em uma membrana de osmose inversa. 46
Figura 3.7 - Fluxograma dos procedimentos de reciclagem de membranas. 48
Figura 3.8 - Espectro da radiação solar. 51
Figura 3.9 - Componentes da irradiância solar 52
Figura 3.10 – Mapa solarimétrico do Brasil, total diário da irradiação global horizontal - média anual.....54
Figura 3.11 – Mapa solarimétrico de Minas Gerais - irradiação solar média diária anual. 55
Figura 3.12 - Piranômetro termoelétrico modelo CMP3, Kipp&Zonen. 56
Figura 3.13 - Piranômetro de fotodiodo de silício modelo SP Lite2, Kipp&Zonen. ...57
Figura 3.14 - Pireliômetro modelo CHP1, Kipp&Zonen. 57
Figura 3.15 - Estrutura básica de uma célula fotovoltaica de silício. 58
Figura 3.16 - Gerações de tecnologias solares fotovoltaicas. 60
Figura 3.17 - Configuração básica de um sistema fotovoltaico isolado. 61
Figura 3.18 - Representação de uma célula FV (A), um módulo FV (B) e um painel FV (C). 62
Figura 3.19 - Curva I-V de uma célula fotovoltaica de silício sob condições-padrão de ensaio. 63
Figura 3.20 - Representação de um sistema FV-Membrana. 79
Figura 3.21 - Representação gráfica dos parâmetros para a definição do conceito de resiliência, fator de resiliência e o tempo de recuperação. 96
Figura 4.1 - Foto aérea da (a) Biblioteca Central e (b) da Reitoria do Campus Pampulha da UFMG. 99
Figura 4.2 - (a) Lago ornamental da Biblioteca Central e (b) Lago ornamental da Reitoria, ambos do Campus Pampulha da UFMG 99
Figura 4.3 - (b) Módulo BW30 (membrana A) rompido e (b) retirada de uma folha de membrana. 102
Figura 4.4 - Módulo BW30HP (membrana C) descartado. 102
Figura 4.5 - Módulo em configuração espiral com suporte em PVC. 103
Figura 4.6 - Imagem esquemática (a) da adaptação (em preto) feita ao módulo de membrana (em azul) para acoplamento/encaixe do suporte e (b) do suporte proposto (em preto) acoplado ao módulo de membrana (em azul). 104
Figura 4.7 – (a) Imagem das duas peças que constituem o vaso de pressão de baixo custo e (b) Imagem esquemática de uma das partes do vaso de pressão de baixo custo com detalhamento dos materiais utilizados, sendo: (1) Tê de redução para esgoto 100 x 50 mm; (2) Cap para esgoto 100 mm; (3) Bucha de redução longa para

esgoto 50 x 40 mm; (4) Bucha de redução soldável longa 40 x 25 mm; (5) Adaptador soldável curto com bolsa e rosca para registro 20 mm. 104
Figura 4.8 - (a) módulo de membrana anterior à colagem da adaptação e (b) módulo de membrana com a adaptação colada ao tubo central. 105
Figura 4.9 - Módulo de membrana indicando o sentido das correntes durante a utilização do vaso de pressão de baixo custo em substituição ao vaso de pressão convencional. 105
Figura 4.10 - Representação esquemática da unidade de permeação com membranas 106
Figura 4.11 - Unidade de permeação (a) vista frontal e lateral direita do painel de controle e (b) vista posterior mostrando conjunto motobomba. 107
Figura 4.12 - (a) foto frontal da célula de permeação e (b) membrana cortada utilizada na célula 108
Figura 4.13 - Unidade utilizada para ensaios em campo dotada de rotâmetro, manômetro e válvula para regulação da pressão. 108
Figura 4.14 - Suporte metálico para o módulo FV. 110
Figura 4.15 - Módulo FV modelo Kript KRPF320M5B e suporte metálico 116
Figura 4.16 - (a) Caixa de controle com controlador de carga MPPT Epsolar Tracer-2210RN e inversor Wagan Tech Smart AC 400W #2003-5 e (b) bateria estacionária de chumbo-ácido Freedom DF300. 116
Figura 4.17 - Motobomba Flojet 3000 series 03501506. 117
Figura 4.18 - Esquema do sistema FV-membrana reciclada. 118
Figura 4.19 - Sistema solar FV-membrana reciclada de UF. 118
Figura 4.20 - (a) módulo PWM mosfet D4184 e (b) Arduino Uno R3. 119
Figura 4.21 - Configuração adotada para controle da motobomba com Arduino, módulo PWM mosfet D4184 e LabVIEW. 120
Figura 4.22 - Configuração adotada vista em campo para controle da motobomba com Arduino e módulo PWM mosfet D4184. 120
Figura 4.23 - Controle da vazão por meio do LabVIEW. 121
Figura 4.24 - Interface com usuário no controle da vazão por meio do LabVIEW. ..122
Figura 4.25 - Configuração para controle da motobomba com Arduino, módulo PWM mosfet D4184 e potenciômetro. 123
Figura 4.26 - Preenchimento do módulo durante (a) limpeza alcalina (NaOH, 0,1% m/m) e ácida ($C_6H_8O_7$ 2%) e (b) tratamento oxidativo (NaClO 10-12%). 125
Figura 5.1 – Lago ornamental da Biblioteca Central da UFMG na região mais rasa com presença de sedimentos, folhas e frutos. 132
Figura 5.2 - Parcela da população de peixes do lago "Ala A" da Reitoria em que se incluem carpas-capim, carpas nishikigoi e tilápias. 132
Figura 5.3 - (a) Água de enxague pós limpeza química com presença de resíduo de coloração esbranquiçada e (b) detalhe do resíduo. 137
Figura 5.4 - Água de enxague da membrana após limpezas ácidas sucessivas de 24h. 138
Figura 5.5 - (a) água bruta anteriormente à decantação e (b) ensaio de bancada com a membrana reciclada de UF com amostra do lago ornamental da Biblioteca Central da UFMG. 146
Figura 5.6 - Perfil do fluxo de permeado normalizado a 25 °C das amostras de água dos lagos ornamentais da Biblioteca Central e da Reitoria da UFMG, Campus Pampulha. 147

Figura 5.7 - Imagem das amostras de água bruta e permeado (da esquerda para a direita, respectivamente) (a) da amostra do lago ornamental da Biblioteca Central e (b) da amostra da água bruta antes e após decantação ao lado do permeado (da esquerda para a direita, respectivamente) da amostra do lago “Ala A” da Reitoria.149
Figura 5.8 - Coleta de amostra de água para a realização do ensaio piloto.....151
Figura 5.9 - Perfil do fluxo de permeado normalizado a 25 °C do Ensaio Piloto 1 de uma amostra da água do “lago Ala A” da Unidade Administrativa I – Reitoria do Campus Pampulha da UFMG. 151
Figura 5.10 - Fluxo de permeado normalizado a 25ºC durante os 5 dias de ensaio piloto.....152
Figura 5.11 - Imagem das amostras de água bruta e permeado (da esquerda para a direita, respectivamente) do lago “Ala A” da Reitoria. 155
Figura 5.12 - Vazão de permeado e vazão de alimentação durante o primeiro dia de ensaio piloto. 157
Figura 5.13 - Vazão de permeado, vazão de alimentação e pressão durante os dias 2 a 5 de ensaio piloto. 158

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1 - Índice de estado trófico para ambientes lóticos 27
Tabela 3.2 - Índice de estado trófico para reservatórios 28
Tabela 3.3 – Comparação entre os motores mais comuns utilizados em sistemas ER-membrana. 81
Tabela 3.4 – Comparação entre as bombas mais comuns utilizados em sistemas ER-membrana. 84
Tabela 3.5 - Comparação entre tecnologias de armazenamento de energia adequadas à sistemas FV-membranas de pequena escala.....89
Tabela 4.1 - Principais características dos módulos de membranas utilizados.....101
Tabela 4.2 - Irradiação solar diária média no plano horizontal.....109
Tabela 4.3 - Dados técnicos da motobomba flojet 3000 series 03501506 110
Tabela 4.4 - Consumo diário de energia - média mensal.....111
Tabela 4.5 - Dados técnicos do módulo FV Kript KRPF320M5B 112
Tabela 4.6 - Dados técnicos do controlador de carga MPPT Epsolar Tracer-2210RN 113
Tabela 4.7 - Dados técnicos do inversor Wagan Tech Smart AC 400W #2003-5...113
Tabela 4.8 - Dados técnicos da bateria Freedom DF300.....114
Tabela 4.9 - Parâmetros avaliados nos experimentos e a metodologia adotada. ...130
Tabela 5.1 - Caracterização da água do lago ornamental da Biblioteca Central e do Lago “Ala A” da Reitoria 133
Tabela 5.2 - Intensidades de contato utilizadas para o tratamento oxidativo da membrana B e a permeabilidade hidráulica após cada tratamento oxidativo 136
Tabela 5.3 - Permeabilidade hidráulica e rejeição salina encontrados para as membranas A, B e C 139
Tabela 5.4 - Monitoramento hidroquímico de quatro poços em municípios do interior do estado de Pernambuco atendidos pelo PAD.....142
Tabela 5.5 - Listagem de materiais utilizados na montagem e fabricação do vaso de pressão de baixo custo 144
Tabela 5.6 - Comparação entre os resultados dos parâmetros analisados das amostras de água do lago ornamental da Biblioteca Central e do lago “Ala A” da UFMG.....148
Tabela 5.7 - Fluxo de permeado normalizado a 25°C dos ensaios piloto 1 a 5 152
Tabela 5.8 - Comparação entre os resultados dos parâmetros analisados dos ensaios piloto das amostras do lago “Ala A” da Reitoria do Campus Pampulha da UFMG.....153

LISTA DE ABREVIATURAS

$\Delta V/\Delta t$	Volume de permeado pelo tempo
H	Eficiência
η_{bat}	Eficiência global da bateria
η_{inv}	Eficiência do inversor
$\mu(25°C)$	Viscosidade da água na temperatura de 25ºC
$\mu(T)$	Viscosidade da água na temperatura do processo
A	Parâmetro que controla a degradação da resiliência atribuível ao tempo para o novo equilíbrio
a-Si	Silício amorfo
BNDES	Banco Nacional de Desenvolvimento Econômico e Social
c.a.	Corrente alternada
c.c.	Corrente contínua
C20	Regime de descarga em 20 horas
Ca	Concentração de sais na alimentação
CB_{C20}	Capacidade do banco de baterias para o regime de descarga de 20 horas
CBIbat	Capacidade da bateria selecionada
CdTe/CdS	Telureto de Cádmio/Sulfeto de Cádmio
CEE	Consumo específico de energia
CEPEL	Centro de Pesquisas de Energia Elétrica
CFF	Compósito de Filme Fino
CIGS	Disseleneto de cobre, índio e gálio
COT	Carbono Orgânico Total
Cp	Concentração de sais no permeado
CPRM	Serviço Geológico do Brasil
CRESESB	Centro de Referência para Energia Solar e Eólica Sérgio Brito
CSP	Energia solar concentrada
DESA	Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental
DGA	Departamento de Gestão Ambiental
DNOCS	Departamento Nacional de Obras Contra as Secas
DQO	Demanda química de Oxigênio
DSSC	Cédulas fotovoltaicas sensibilizadas por corantes
EC	Condutividade eltétrica
ED	Eletrodiálise
EDR	Eletrodiálise inversa
ER	Energia renovável
F_0	Desempenho original e estável do sistema
FAPESQ	Fundação de Apoio à Pesquisa do Estado da Paraíba
F_d	Desempenho do sistema imediatamente após a interrupção
F_d	Valor de concentração do permeado imediatamente após a interrupção
FF	Fator de forma
F_r	Desempenho do sistema em estabilidade após a recuperação
FR	Fator de resiliência
FV	Fotovoltaica

G	Irradiância global horizontal
G	Irradiância solar incidente
G_{dif}	Irradiância difusa horizontal
G_{dir}	Irradiância direta horizontal
G_i	Irradiância no plano inclinado
G_n	Irradiância direta normal
HSP	Horas de sol pleno
IC	Carbono inorgânico
IDH	Índice de desenvolvimento humano
IET	Índice de Estado Trófico
I_m	Corrente do painel
Imp	Corrente do módulo no ponto máximo de potência
I_{MP}	Corrente no ponto de máxima potência
INSA	Instituto Nacional do Semiárido
IS	Irradiância Solar
I_{SC}	Corrente de curto-circuito
I_{SC-stc}	Corrente de curto circuito do módulo nas STC
J_N	Fluxo normalizado a 25ºC
K_t	Coeficiente térmico
L	Energia ativa necessária diariamente
L_{ca}	Quantidade de energia consumida diariamente em corrente alternada no mesmo mês
L_{cc}	Quantidade de energia consumida diariamente em corrente contínua em determinado mês
L_i	Quantidade de energia consumida diariamente no mês
Li-íon	Lítio-íon
L_m	Energia ativa necessária diariamente
MD	Destilação por membranas
MDR	Ministério do Desenvolvimento Regional
MED	Destilação multiefeitos
MF	Microfiltração
MMA	Ministério de Meio Ambiente
MOA	Matéria Orgânica Algal
MON	Matéria Orgânica Natural
MSF	Destilação flash de múltiplos estágios
MVC	Compressão mecânica de vapor
NF	Nanofiltração
NOCT	Temperatura nominal de operação do módulo
NT	Nitrogênio Total
OD	Osmose direta
OECD	Organization for Economic Co-operation and Development
OI	Osmose Inversa
PA	Poliamida aromática
PAD	Programa Água Doce
Pb-ácido	Chumbo-ácido
PC	Polarização de Concentração

P_d	Máxima profundidade de descarga da bateria
PET	Poliéster
P_m	Potência de pico
P_m	Potência do painel fotovoltaico
P_m	Potência total do gerador
P_{mod}	Potência nominal do módulo adotado
P_{MP}	Ponto de máxima potência
PSM	Processos de separação por Membrana -
PSM	Pressão transmembrana
PSU	Polissulfona
PT	Fósforo Total
PVC	Policloreto de vinila
PWM	Pulse Width Modulation
R	Rejeição salina
Red_1	Fator de redução da potência dos módulos FV em relação ao seu valor nominal
Red_2	Fator de redução da potência devido a perdas no sistema
RS	Radiação Solar
S	Transparência
SC	Supercapacitores
SFI	Sistemas Fotovoltaicos Isolados
SFV	Sistema Fotovoltaico
S_p	Fator de velocidade de recuperação
SPPM	Seguimento de ponto em potência máxima
T_{amb}	Temperatura ambiente
TEP	Partículas de exopolímeros transparentes
T_{mod}	Temperatura do módulo
t_r	Tempo até o novo ponto de equilíbrio
t_r^*	Tempo necessário para completar a recuperação do sistema ao estado inicial
t_δ	Tempo máximo pós-disrupção antes da recuperação
UF	Ultrafiltração
UFCG	Universidade Federal de Campina Grande
UFMG	Universidade Federal de Minas Gerais
V	Tensão
V_{bat}	Tensão nominal da bateria
V_{MP}	Tensão no ponto de Máxima potencia
V_{OC}	Tensão de circuito aberto
VPL	Valor presente líquido
V_{pmTmax}	Tensão de máxima potência do módulo FV na sua temperatura máxima de operação
V_{pmTmin}	Tensão de mínima potência do módulo FV na sua temperatura mínima de operação
V_{sist}	Tensão do sistema
$V_{SPPMmax}$	Máxima tensão de operação do SPPM do controlador

$V_{SPPMmin}$	Mínima tensão de operação do SPPM do controlador
Wp	Potência Elétrica de pico

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO 21

1.1 Justificativa 23

2 OBJETIVOS 25

2.1 Objetivo geral 25
2.2 Objetivos específicos 25

3 REVISÃO DA LITERATURA 26

3.1 Eutrofização 26
3.2 Processos de separação por membranas 30
3.2.1 Microfiltração, ultrafiltração e nanofiltração 33
3.2.2 Osmose inversa 35
3.2.3 Incrustação da membrana 36
3.2.4 Processos de separação por membranas em tratamento de águas eutrofizadas 41
3.3 Membranas recicladas a partir de membranas de osmose inversa 42
3.4 Recurso solar 50
3.4.1 Instrumentos de medição da radiação solar 55
3.5 Energia solar fotovoltaica 58
3.5.1 Componentes básicos de um sistema fotovoltaico 60
3.5.2 Dimensionamento de sistemas fotovoltaicos isolados 69
3.6 Energias renováveis aplicadas em processos de separação por membranas 74
3.6.1 Componentes operacionais do sistema FV-membrana 78
3.6.2 Requisitos energéticos em sistemas integrados 84
3.6.3 Dispositivos de armazenamento de energia 85
3.6.4 Influência das flutuações da irradiância solar sobre incrustações 91
3.6.5 Resiliência em sistemas FV-membrana 94

4 MATERIAIS E MÉTODOS 98

4.1 Amostragem e local de estudo 98
4.2 Aparato experimental 100
4.2.1 Módulos e membranas de OI descartados 100
4.2.2 Vaso de pressão para o módulo de membrana reciclada 103
4.2.3 Unidades de permeação 106
4.2.4 Dimensionamento do sistema fotovoltaico isolado 109
4.2.5 Descrição dos componentes do sistema solar fotovoltaico isolado 115
4.2.6 Sistema solar FV-membrana reciclada 117
4.2.7 Demais componentes do sistema FV-membrana reciclada 123
4.3 Procedimentos operacionais 123
4.3.1 Aplicação do protocolo de reciclagem em membranas de OI descartadas 123
4.3.2 Aplicação das membranas recicladas no tratamento de águas eutrofizadas 128
4.4 Caracterização físico-química 129

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO 132
5.1 Caracterização dos lagos ornamentais 132
5.2 Tratamento oxidativo das membras de OI descartadas 134
5.3 Avaliação do vaso de pressão de baixo custo 143
5.4 Avaliação preliminar em escala de bancada da recuperação da qualidade ambiental de água eutrofizada utilizando membrana reciclada de UF 146
5.5 Ensaios piloto com o sistema solar FV-membrana reciclada 150
5.5.1 Avaliação do desempenho do sistema FV-membrana reciclada 156
6 CONCLUSÕES 160
REFERÊNCIAS 163

1 INTRODUÇÃO

A eutrofização é um problema ambiental premente em todo o mundo que afeta praticamente todos os ecossistemas aquáticos continentais. Tem sido considerada como uma das ameaças globais mais comuns à segurança e à proteção dos recursos hídricos, pois é um desafio de gestão que afeta negativamente o desenvolvimento socioeconômico e a qualidade de vida das populações (GHADOUANI; COGGINS, 2011; ZHANG *et al.*, 2020).

Diversas técnicas podem ser empregadas para a prevenção e para a recuperação da qualidade ambiental de águas eutrofizadas, incluindo métodos físicos, químicos e biológicos. Os processos de separação por membranas (PSM) a baixas pressões como a microfiltração (MF) e ultrafiltração (UF) se mostram promissores para esse fim. As vantagens incluem uma alta eficiência de tratamento, a utilização de uma pequena área operacional, modularidade, controle direto e facilitado e a não utilização de agentes coagulantes (SZYMAŃSKI *et al.*, 2019). Segundo Villacorte (2014) e Cheng *et al*. (2021) membranas de UF possuem uma boa perspectiva de aplicação para o tratamento de águas com presença de algas que possam ser rejeitadas por exclusão de tamanho, evitando, assim, a ruptura de suas células.

Assim, as membranas de UF são largamente utilizadas no tratamento de águas eutrofizadas de lagos naturais e ornamentais, reservatórios, na colheita de algas para produção de biocombustíveis, além de atuarem como pré-tratamento em plantas de dessalinização de água do mar afetada por floração de algas (BILAD *et al.* 2014; LIANG *et al.*, 2008; LIU *et al.*, 2020; QU *et al.*, 2014; SUN *et al.*, 2013; VILLACORTE, 2014).

O tema de reciclagem de membranas vem atraindo o interesse tanto no âmbito acadêmico quanto industrial, apontando para o fortalecimento da economia circular no setor de membranas. Dentre outras aplicações, a literatura relata a possibilidade do emprego de membranas recicladas de baixo custo para fins de potabilização de água, atendendo ao padrão brasileiro vigente para parâmetros analisados como cor aparente, turbidez, coliformes totais, *Escherichia coli* e bactérias heterotróficas (COUTINHO DE PAULA *et al.*, 2017; COUTINHO DE PAULA *et al.*, 2018).

O principal objetivo da reciclagem de membranas descartadas de osmose inversa (OI) é aplica-las em processos de separação menos restritivos e de baixa pressão, como a MF e UF. Para isso, utilizam-se agentes oxidantes, como o hipoclorito de sódio (NaClO), para degradar parcial ou completamente a camada seletiva de poliamida aromática (PA) da membrana, dado que sua tolerância ao cloro é inferior a 1.000 ppm.h (COUTINHO DE PAULA *et al.,* 2017; GARCÍA-PACHECO *et al.*, 2018). Em uma avaliação econômica, Coutinho de Paula e Amaral (2018) apontaram a membrana reciclada como uma solução eficaz e barata, pois seu custo foi estimado em apenas 1,1% do valor de um módulo novo de membrana de UF comercial. Além de produzir fluxo satisfatório de água tratada e baixa tendência à incrustação, a membrana reciclada apresenta baixo requisito energético, demonstrando, portanto, seu grande potencial de integração a módulos solares fotovoltaicos (FV).

A energia solar FV é considerada como uma forma de energia renovável (ER) de baixo custo, com o potencial de ultrapassar a energia eólica e hidrelétrica como uma fonte crucial de energia. Nos últimos 10 anos houve melhorias tecnológicas que permitiram um declínio de 80% no custo dos módulos FV. Há uma previsão de redução adicional de 59% em relação aos preços de 2015, com potencial de diminuir a média global para $0,05-$0,06 por kWh. Espera-se que a energia solar FV contribua com 20% do total de energia fornecida mundialmente até 2050, com consequente redução de até 50% das emissões de CO_2 até 2.100 (AHMED *et al.,* 2019).

A utilização de módulos solares FV se apresenta como uma possibilidade viável para aplicações em lagos naturais, ornamentais e reservatórios. Eles configuram sistemas robustos e confiáveis, de baixo custo operacional, baixo requerimento em mão de obra especializada e proporcionam a independência do consumo de combustíveis fósseis e de consequentes emissões atmosféricas (BOUSSOUGA *et al.*, 2021; LI *et al*., 2020; PIMENTEL DA SILVA; SHARQAWY, 2020).

Assim, este trabalho visa associar processos de tratamento com membranas recicladas de UF e sistemas fotovoltaicos isolados (SFI) com vistas à recuperação da qualidade ambiental de lagos ornamentais dado a sua facilidade de integração e baixo custo de operação.

1.1 Justificativa

O impacto negativo da escassez de água potável e a necessidade de emprego de alternativas energéticas com baixa produção de carbono têm estimulado o interesse por sistemas de tratamento descentralizado de água utilizando processos de separação por membranas (PSM) auxiliados por energias renováveis. A utilização da energia solar fotovoltaica (FV) para o acionamento de instalações de dessalinização de água salina ou salobra é amplamente estudada e aplicada em grande e pequena escala em diversas regiões do mundo. Essa associação ocorre de modo satisfatório a formar um sistema FV-membrana com baixo consumo específico de energia, indicado principalmente para regiões desconectadas da rede.

Nos últimos anos, o tema de reciclagem de membranas vem atraindo o interesse tanto no âmbito acadêmico quanto industrial, apontando para o fortalecimento da economia circular no setor de membranas. Dentre outras aplicações, a literatura relata a possibilidade do emprego de membranas recicladas de baixo custo para fins de potabilização de água, atendendo ao padrão brasileiro vigente para parâmetros analisados como cor aparente, turbidez, coliformes totais, *Escherichia coli* e bactérias heterotróficas (COUTINHO DE PAULA *et al.*, 2017). Além de produzir fluxo satisfatório de água tratada e baixa tendência à incrustação, a membrana reciclada apresenta baixo requisito energético, demonstrando, portanto, seu grande potencial de integração a módulos solares fotovoltaicos.

Apesar da associação entre energia solar FV e PSM ser amplamente estudada, em aplicações práticas existem ainda grandes desafios sobre a utilização dessa tecnologia em relação à natureza transitória da energia solar e às flutuações da irradiância solar (IS) sobre os módulos FV. Tais problemas referem-se à robustez do sistema e sua habilidade em tolerar perturbações abruptas que levam a constantes desligamentos e influências indesejáveis no desempenho do sistema e no fluxo e qualidade do permeado.

A presente pesquisa insere-se em um projeto mais amplo, realizado no Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - DESA/UFMG, que desenvolveu um protocolo de reciclagem de membranas e que vem investigando as aplicações das membranas recicladas para diversos fins. Coutinho de Paula *et al.* (2017) avaliaram e

sistematizaram o processo de oxidação química de membranas descartadas de OI e sua aplicabilidade no tratamento de águas superficiais. Lemos *et al.* (2019) avaliaram a utilização das membranas recicladas no tratamento terciário de efluentes domésticos e Oliveira *et al.* (2020) a sua aplicação em um reator fotocatalítico para polimento de efluente de refinaria de petróleo. Aguilar (2020) desenvolveu uma membrana reciclada de nanofiltração (NF) para avaliar a remoção de ferro e manganês de águas superficiais e Moreira *et al.* (2021a) avaliaram a remoção de arsênio de águas superficiais por membranas recicladas de UF.

Nesse contexto, o presente trabalho visa contribuir com a avaliação da aplicação de membrana reciclada no tratamento *in-situ* de águas eutrofizadas em lagos ornamentais por meio de um sistema auxiliado por energia solar fotovoltaica e atender uma demanda interna do Departamento de Gestão Ambiental (DGA) da Universidade Federal de Minas Gerais quanto à recuperação da qualidade ambiental de seus lagos ornamentais.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Avaliar o desempenho de um sistema com membrana reciclada assistido por energia solar fotovoltaica para o tratamento descentralizado de águas eutrofizadas em lagos ornamentais.

2.2 Objetivos específicos

- Avaliar o desempenho da membrana reciclada no tratamento de água eutrofizada em escala de bancada e piloto;
- Desenvolver um aparato de baixo custo a ser utilizado como vaso de pressão para as operações de limpeza química, reciclagem de módulos de membranas em escala piloto, caracterizações de desempenho da membrana reciclada e operação de permeação;
- Avaliar a qualidade da água tratada com base na variação da qualidade da água bruta de alimentação e aos fins a que se destina.

3 REVISÃO DA LITERATURA

3.1 Eutrofização

A eutrofização é definida como o processo de enriquecimento de nutrientes, especialmente fósforo e nitrogênio, em um corpo d'água, seja por meios naturais ou induzidos pelo homem, associado ao aumento da produtividade primária e ao desenvolvimento excessivo de algas ou macrófitas aquáticas (LAMPARELLI, 2004).

Em função do processo de eutrofização, o ecossistema aquático muda sua condição trófica, variando do estado ultraoligotrófico a hipereutrófico. A classificação tipológica de graus de trofia foi introduzida por Weber em 1907 para distinguir áreas alagadas, e foi atribuída a lagos por Naumann em 1919 e 1929, sendo definida como uma resposta biológica do ecossistema à introdução de nutrientes (LAMPARELLI, 2004; TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2011).

De acordo com Tundisi e Matsumura-Tindisi (2011) o estado trófico agrupa os ecossistemas aquáticos em categorias em função das cargas de nutrientes; da biomassa do fitoplâncton, do zooplâncton e do bacterioplâncton; da concentração de oxigênio no hipolímnio; da transparência; e da concentração de fósforo total na água.

O cálculo desses indicadores por meio de uma fórmula empírica é, ainda, imperfeito. A depender do índice utilizado para a classificação, um mesmo corpo d'água pode se enquadrar em duas categorias diferentes. Os critérios mais utilizados para a definição do estado trófico são a concentração de nutrientes, como fósforo total (PT), ortofosfato, nitrogênio total (NT) e nitrogênio inorgânico dissolvido, além de carga alóctone e autóctone de nutrientes inorgânicos, taxa de consumo de oxigênio dissolvido no hipolímnio, produção primária do fitoplâncton, clorofila *a*, transparência do disco de Secchi, dentre outros (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2011).

Carlson em 1977 propôs um dos primeiros métodos para a estimativa do índice trófico que tem sido utilizado até os dias atuais. Este índice relaciona fósforo total, clorofila *a* e transparência do disco de Sechi. Em 1982, a *Organization for Economic Co-operation and Development* (OECD) propôs uma nova classificação utilizando-se dos mesmos parâmetros como critério de classificação. Ambas metodologias foram desenvolvidas para ecossistemas de ambientes temperados dificultando sua inteira

aplicação em regiões tropicais. Em 1986, a Organização Pan-americana da Saúde e da Organização Nacional da Saúde propuseram uma nova classificação para lagos tropicais fundamentada na concentração limitante de nutrientes e nos limites da eutrofização (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2011).

Posteriormente, diversos autores e organizações têm feito adaptações e melhorias para a classificação de corpos d'água quanto ao nível trófico, adaptando as já existentes metodologias às diferentes condições ambientais locais incluindo a especificação de índices de estado trófico para lagos, represas e rios para regiões tropicais.

Lamparelli (2004) propôs um índice de estado trófico para ambientes lóticos e reservatórios no estado de São Paulo. O índice para reservatórios foi atualizado posteriormente por Cunha, Calijuri e Lamparelli (2013) incluindo a classe hipereutrófico, aumentando, assim, a amplitude da classificação, conforme Tabela 3.1 e

Tabela **3.2**.

Tabela 3.1 - Índice de estado trófico para ambientes lóticos

Nível trófico	**Fósforo total (mg.L^{-1})**	**Clorofil a *a* (µg.L^{-1})**	**S (m)**	**IET**
Ultraoligotrófico	≤ 0,013	≤0,74	≥2,4	≤47
Oligotrófico	0,013 < FT≤ 0,035	0,74<Cl≤ 1,31	2,4>S ≥1,7	47<IET≤52
Mesotrófico	0,035<FT≤ 0,137	1,31<Cl≤ 2,96	1,7>S ≥1,1	52<IET≤59
Eutroófico	0,137<FT≤ 0,296	2,96<Cl≤ 4,70	1,1>S ≥0,8	59<IET≤63
Supereutrófico	0,296<FT≤ 0,640	4,70<Cl≤ 7,46	0,8>S ≥0,6	63<IET≤67
Hipereutrófico	>0,640	>7,46	<0,6	>67

*IET = Índice de estado trófico; S = transparência.

Fonte: Lamparelli (2004).

Tabela 3.2 - Índice de estado trófico para reservatórios

Nível trófico	Fósforo total (mg.L^{-1})	Clorofila *a* (µg.L^{-1})	IET
Ultraoligotrófico	≤ 0,0159	≤2,0	≤51,1
Oligotrófico	0,016≤FT≤ 0,0238	2,1≤Cl≤3,9	51,2<IET≤53, 1
Mesotrófico	0,0239≤ FT≤0,0367	4,0≤Cl≤10,0	53,2<IET≤55, 7
Eutroófico	0,0368≤ FT≤0,0637	10,1≤Cl≤20, 2	55,8<IET≤58, 1
Supereutrófico	0,0638≤FT ≤ 0,0776	20,3≤Cl≤27, 1	58,2<IET≤59
Hipereutrófico	≥0,0777	≥27,2	≥59,1

*IET = Índice de estado trófico

Fonte: Cunha, Calijuri e Lamparelli (2013).

Embora o aumento do grau de trofia em lagos possa levar centenas de anos em condições naturais, uma vez que depende da carga inorgânica que recebe e da contribuição de processos naturais da bacia hidrográfica, o aumento de nutrientes causado por atividades humanas atenuam o processo de eutrofização natural (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2011).

De acordo com Tundisi e Matsumura-Tundisi (2011), a eutrofização natural causada por um aumento progressivo e lento da sedimentação, concentração de nutrientes (N e P) e matéria orgânica se relaciona com os efeitos do intemperismo e da adição de material biológico como matéria orgânica morta ou em decomposição, como folhas e restos vegetais de matas ciliares.

A taxa e o tempo de progressão da eutrofização em um lago dependem de fatores como o seu estado trófico inicial, a profundidade média e morfometria e o tempo de residência ou tempo de retenção. A profundidade do lago influencia na diluição de nutrientes e na sua concentração por volume ou área. Uma redução na

profundidade média aproxima os sedimentos da zona eufótica e, consequentemente, à superfície do lago, aumentando sua produtividade. Um longo tempo de residência aumenta a disponibilidade ao uso de nutrientes pelo fitoplâncton propiciando seu crescimento acelerado (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2011).

A eutrofização artificial, por outro lado, é provocada por diversas atividades humanas em função da intensa urbanização associada a atividades industriais. Estão relacionadas, dentre outras, com a entrada de águas residuárias, de drenagem superficial, águas subterrâneas contaminadas e de fertilizantes nos ecossistemas aquáticos (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2011; ZHANG *et al.*, 2020).

As consequências do processo de eutrofização são diversas e afetam não só os ecossistemas aquáticos e seus integrantes, como também os bens e serviços ecológicos derivados de lagos e reservatórios, como o abastecimento de água potável, produção de energia, atividades pesqueiras e recreação (GHADOUANI; COGGINS, 2011; SZYMAŃSKI *et al.*, 2019)

O processo de eutrofização causa uma série de efeitos adversos sobre os ecossistemas aquáticos, os quais são apresentados resumidamente a seguir (LAMPARELLI, 2004; PAUL; BHATTACHARYA; GOGOI, 2021; TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2011) :

- Anoxia provocando a mortandade de peixes e invertebrados e a liberação de gases como H_2S e CH_4;
- O florescimento de algas e aumento de cianobactérias, o crescimento descontrolado de macrófitas e a deposição de sedimentos afetam as trocas gasosas promovendo a acumulação de poluentes orgânicos e inorgânicos;
- Perda da integridade ecológica, redução da biodiversidade e do número de espécies de plantas e animais;
- Alteração na composição de espécies de peixes com consequente redução de seu valor comercial em função da contaminação;
- Aumento da turbidez;
- Aumento da taxa de sedimentação com diminuição da vida útil de reservatórios.

De forma geral, a reabilitação de águas eutrofizadas naturais e artificiais abrange três componentes principais: o controle das fontes poluentes, a restauração do ecossistema danificado e a gestão das bacias hidrográficas. Algumas medidas básicas incluem o controle da poluição endógena, exógena e biológica. Assim, diversas técnicas podem ser empregadas incluindo métodos físicos, químicos e biológicos (ZHANG *et al.*, 2020).

Métodos químicos são indicados em lagos com grave estado nutricional, resultando em floração de algas azuis-esverdeadas. Dentre outras opções, herbicidas e algicidas podem ser aplicados, embora sejam limitados pelo custo, geração de poluição secundária e risco de toxicidade a outros organismos aquáticos, animais selvagens, gado e seres humanos (ZHANG, *et al.*, 2020). Em lagos artificiais ou ornamentais o uso de floculantes e algicidas é largamente empregado, sendo necessária uma filtração adicional ou aspiração dos materiais decantados.

Métodos biológicos de tratamento *in-situ* incluem ilhas flutuantes artificiais, fitorremediação, filtros biológicos e compostagem, tanto para lagos naturais quanto ornamentais. Enquanto métodos de tratamento físico podem ser *ex-situ*, baseados na extração ou colheita manual da biomassa de algas e macrófitas para utilizá-las de forma produtiva em outros processos, além, dentre outros, da retirada seletiva de sedimentos por sucção e aeração do hipolímnio ou de toda a coluna d'água (PAUL *et al.* 2021). O emprego de filtros mecânicos e filtros UV e/ou de ozônio também são amplamente utilizados em lagos ornamentais para o controle de algas e micro-organismos, como bactérias e fungos.

No entanto, o melhor controle da eutrofização em lagos ornamentais se inicia antes de sua construção, pois esses lagos precisam ser pensados e projetados em termos de profundidade, sistema de filtragem e circulação, aeração e controle biológico a fim de facilitar sua manutenção e minimizar a proliferação de algas verdes.

3.2 Processos de separação por membranas

Os processos que utilizam membranas sintéticas como barreiras seletivas surgiram como uma tentativa de se imitar membranas naturais, em particular quanto as suas características únicas de seletividade e permeabilidade. Sendo assim, uma

membrana é um filme que separa duas fases, atuando como uma barreira que restringe total ou parcialmente o transporte de uma ou várias espécies químicas presentes nas fases. As operações com membranas se caracterizam pela divisão do fluxo de alimentação em duas correntes: o permeado, fluxo que atravessa a membrana, e o concentrado, fluxo retido no lado da alimentação contendo os solutos ou sólidos suspensos rejeitados pela membrana (HABERT *et al.,* 2006).

A seletividade da membrana é caracterizada por sua capacidade em transportar um componente de uma solução mais prontamente do que outro, devido às diferenças nas propriedades físicas e/ou químicas entre a membrana e os componentes que a permeiam. As operações com membranas podem ser classificadas considerando parâmetros como força motriz, mecanismos de separação e propriedades de rejeição. Assim, é possível concentrar, separar ou purificar soluções mediante aplicação de uma força motriz, que pode ser um gradiente de pressão, de concentração, de potencial elétrico ou de temperatura (BAKER, 2011; VROUWENVELDER *et al.*, 2011).

Nos processos conhecidos como microfiltração (MF), ultrafiltração (UF), nanofiltração (NF) e osmose inversa (OI) são empregadas membranas com diferentes tamanhos e distribuição de poros, além de membranas densas cuja força motriz é o gradiente de pressão. Em função do tamanho dos poros há uma maior demanda de valores de pressão partindo da MF à OI (HABERT *et al.,* 2006). A Figura 3.1 apresenta as principais características dos processos que utilizam a diferença de pressão como força motriz.

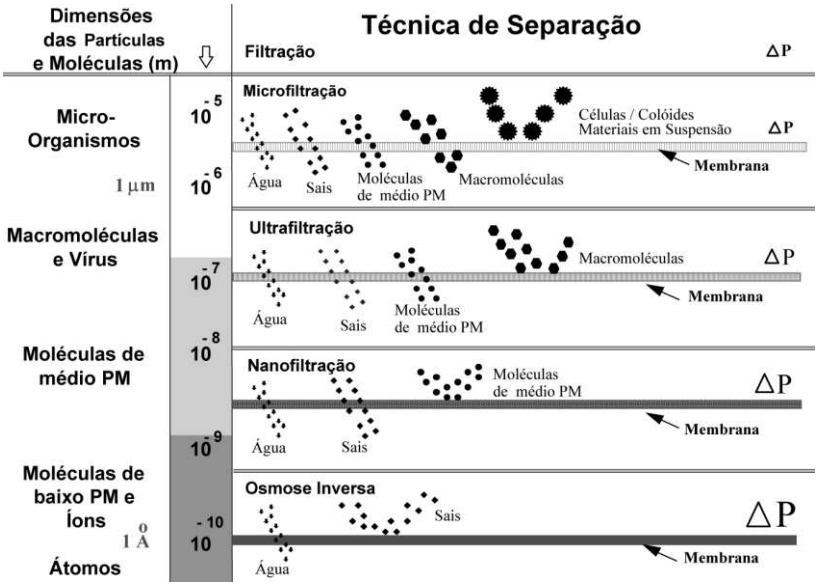

Figura 3.1 - Características dos processos de separação por membranas que utilizam diferença de pressão como força motriz.

Fonte: Habert; Piacsek; Nobrega (2006).

Nos processos em que são utilizadas membranas porosas (MF e UF) a capacidade seletiva está diretamente associada à relação entre o tamanho das espécies químicas presentes e ao tamanho dos poros das membranas. O transporte através das membranas é convectivo: o permeado é transportado por fluxo convectivo impulsionado pela pressão trespassando os poros da membrana, ocasionando uma separação por exclusão de tamanho (BAKER, 2011; HABERT *et al.,* 2006).

Membranas de NF apresentam características de transição entre UF e OI, possuem rejeição ao cloreto de sódio de entre 20 e 80% e massa molar de corte de 200 a 1000 Da. Podem ser consideradas como membranas de “OI abertas” ou “OI de baixa pressão”. O processo de transporte através das membranas de NF pode ser convectivo ou, em grande maioria, difusivo. A rejeição de sais é complexa, ocorre por exclusão de tamanho e por efeito Donnan em que grupos de polímeros carregados da superfície da membrana tendem a excluir íons de mesma carga, principalmente íons multivalentes, enquanto permitem a passagem de íons multivalentes de cargas opostas (BAKER, 2011).

Em processos que empregam membranas densas, como a OI, a capacidade seletiva depende da afinidade entre as espécies presentes na solução com o material da membrana e de sua difusão através do filme polimérico (HABERT *et al.,* 2006). O transporte, nesse caso, é difusivo: o soluto se dissolve no material da membrana e se

difunde através dela até um gradiente de concentração inferior independentemente da força motriz aplicada. A separação das espécies corre devido às diferenças nas solubilidades dos materiais na membrana e nas taxas em que esses materiais se difundem através da membrana (BAKER, 2011).

A tecnologia de membranas oferece grandes vantagens sobre os métodos convencionais de separação, não só em termos de eficiência de separação, mas também em termos e eficiência energética e ambiental por gerar pouca poluição secundária (PAL, 2020). Em razão disso, os PSM estão se tornando cada vez mais atraentes na produção de água potável, principalmente em aplicações de pequena escala somando-se a características como alta eficiência de remoção, estabilidade de operação, facilidade de escalonamento e o fato da separação ser realizada em condições ambientais menos agressivas. No entanto, ainda são observadas desvantagens apesar dos recentes avanços nas tecnologias por membranas, como incrustações, custos específicos relativos à vida útil das membranas (5 a 7 anos) e o descarte seguro dos concentrados (CAÑAS KURZ *et al.*, 2021).

3.2.1 Microfiltração, ultrafiltração e nanofiltração

Em função do tamanho relativamente grande dos poros (0,1 a 10 µm) as membranas de microfiltração (MF) são adequadas para a separação de partículas coloidais, células microbianas e bactérias sob variação de pressão de 1 a 4 bar (BAKER, 2011). Membranas de MF possuem alta capacidade de remoção de turbidez atingindo valores abaixo de 0,1 NTU e reduz os níveis de SDI_{15} dos efluentes a abaixo de 3 em 90% das ocasiões (VOUTCHKOV, 2017). São frequentemente utilizadas na indústria de eletrônicos, na indústria alimentícia no processamento de laticínios, leite, vinhos, cerveja e na concentração de sumos de frutas, bem como na separação de macromoléculas na fabricação de produtos farmacêuticos, além de atuar como pré-tratamento à ultrafiltração (UF), nanofiltração (NF) e osmose inversa (OI). Com a menor pressão operacional e maior fluxo, seu custo é também o mais baixo em relação aos outros processos cuja força motriz é o gradiente de pressão (BAKER, 2011; PAL, 2020).

Membranas de UF são utilizadas para purificar e fracionar soluções contendo macromoléculas. Possui poros que variam de 1 a 100 nm e tratam solutos numa ampla

faixa de massa molar (10^3 – 10^6 Da) contendo vírus, proteínas, enzimas, polissacarídeos, coloides e células bacterianas. As diferenças de pressão aplicadas através destas membranas variam na faixa de 2 a 10 bar. Valores gerais de fluxos permeados ocorrem entre 150 a 250 $L.m^{-2}.h^{-1}$, mas valores bem menores podem ocorrer em função da polarização de concentração e de incrustações a depender da natureza da solução a ser tratada e das condições de operação do sistema (HABERT; PIACSEK; NOBREGA, 2006). As membranas de UF são amplamente empregadas na indústria química para a recuperação de compostos de interesse, na indústria alimentícia, de bebidas e de laticínios, além de possuir aplicações em biotecnologia, na área médica, e no tratamento de tintas para a indústria têxtil e metalúrgica (AL AANI *at al.*, 2020; HABERT *et al.*, 2006). Outras aplicações de destaque residem no setor de tratamento de águas residuárias e água, substituindo, em alguns casos, o tratamento convencional.

As razões pelas quais a UF substitui o processo convencional de purificação e desinfecção baseiam-se na simplicidade do processo por ser compacto e modular, em um baixo custo geral do projeto devido a um reduzido consumo de energia, a um controle operacional facilitado necessitando de reduzida mão de obra, baixo consumo de reagentes químicos durante o processo, temperatura de operação suave e tratamento de alta qualidade (AL AANI *et al.*, 2020).

Por serem processos que trabalham a baixas pressões, a MF e a UF, produzem um alto fluxo de permeado com uma baixa pressão transmembrana. Isso significa que essas técnicas possuem custos menos elevados que a NF ou a OI. Embora a MF e a UF não sejam eficazes na remoção de matéria orgânica natural (MON), removem micro-organismos satisfatoriamente. A UF ainda é eficaz na remoção de turbidez e pode ser utilizada sem outros processos como coagulação, adsorção ou flotação quando a água não é rica em carbono orgânico total (COT). Caso contrário, um pré-tratamento com adsorção é necessário (SZYMAŃSKI *et al.*, 2019).

A literatura reporta que as membranas de UF são a tecnologia mais indicada como pré-tratamento para a OI, uma vez que proporcionam uma qualidade de água superior em comparação com tratamentos convencionais devido à espessura mais fina de seus poros. Além de fornecer uma boa e contínua qualidade de filtração

independente da variação sazonal da água de alimentação (AL AANI *et al.*, 2020; ASCHERMANN *et al.*, 2016).

Apesar dessas vantagens, um fator determinante para o desempenho das membranas de UF é a polarização de concentração, principalmente ao tratar águas residuárias, pois esse fenômeno, inerente a todo processo de transporte seletivo, causa incrustações devido à deposição de coloides e macromoléculas na superfície da membrana. Geralmente o fluxo de permeado das membranas de UF é por vezes superior a 600 $L.m^2.h^{-1}$, no entanto, ao separar soluções contendo macromoléculas ou coloides, o fluxo diminui rapidamente para valores até menores que 60 $L.m^2.h^{-1}$. Essa redução imediata de fluxo é atribuída à formação de uma camada de gel de solutos retidos sob a superfície da membrana devido à polarização de concentração que forma uma barreira secundária ao fluxo através da membrana (BAKER, 2011).

3.2.2 Osmose inversa

A osmose é um processo natural pelo qual a água se movimenta de um meio hipotônico para um meio hipertônico. Quando uma membrana seletiva livremente permeável à água (solvente), mas bem menos permeável a um soluto, separa uma solução concentrada, a água passa através da membrana seguindo o processo da osmose. Ao ser aplicada uma pressão hidrostática ao lado hipertônico, o fluxo de água pode ser reduzido e, então, cessado quando houver pressão suficiente para se chegar ao equilíbrio. A essa pressão dá-se o nome de pressão osmótica. Ao se aplicarem pressões superiores à pressão osmótica no lado hipertônico da membrana ocorre a inversão do fluxo e a água flui da solução hipertônica para a hipotônica da membrana. Esse processo é denominado osmose inversa, a Figura 3.2 ilustra o processo de osmose natural e osmose inversa descritos (BAKER, 2011).

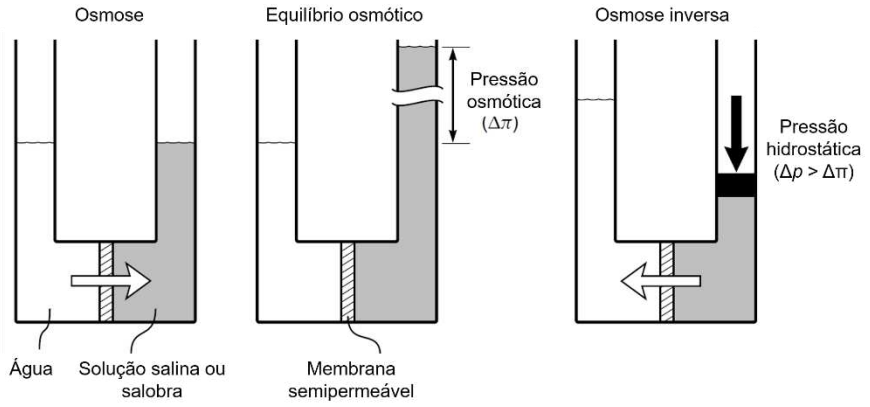

Figura 3.2 - Processo de osmose natural e osmose inversa.
Fonte: Adaptado de Baker (2011).

Membranas de osmose inversa (OI) são utilizadas quando se deseja reter solutos de baixa massa molar, como sais inorgânicos ou pequenas moléculas orgânicas como glicose. Por este motivo, apresentam microporos e uma resistência maior à permeação com pressões de operações mais altas (10 a 80 bar) (HABERT *et al.,* 2006). É uma tecnologia bem estabelecida para tratamento de água, sendo amplamente utilizadas em processos de dessalinização de águas salinas e salobras, apresentando um aumento de 48% na capacidade instalada entre 2017 (99,8 milhões de $m^3.d^{-1}$) e 2020 (148,4 milhões de $m^3.d^{-1}$) (CONTRERAS-MARTÍNEZ *et al.*, 2021).

É a tecnologia mais utilizada mundialmente para a dessalinização nos últimos anos, com cerca de 60% do total da capacidade instalada (CHEN *et al.*, 2019). Algumas vantagens da OI em relação aos processos tradicionais de dessalinização podem ser destacadas como o baixo custo de investimento, a possibilidade de alcançar até 75% de rendimento de água purificada, 99% de redução de sais minerais, bactérias e partículas; e o fato de ser um processo contínuo que necessita de pequenos espaços (CARTAXO *et al.*, 2006).

De acordo com Esmaeilion (2020) tecnologias de dessalinização têm sido utilizadas por muitos anos em regiões áridas do mundo, como Oriente Médio, Mediterrâneo e terras do Caribe. A maior capacidade de dessalinização instalada pertence ao Oriente Médio, representando 65% da capacidade total. Arábia Saudita, Emirados Árabes Unidos, EUA, Espanha e China têm a maior capacidade de dessalinização, e a Índia tem o maior crescimento neste setor desde 2002.

A demanda por água doce tem crescido acima de seu ponto de sustentabilidade em função do aumento da urbanização, industrialização e consumo per capita. Em 2015, cerca de 400 milhões de indivíduos consumiram água dessalinizada, e projeta-se que até 2025, cerca de 14% da população mundial terá de usar água potável derivada desse processo de tratamento (ESMAEILION, 2020).

3.2.3 Incrustação da membrana

Em processos de separação por membranas é comum observar uma diminuição contínua no fluxo do permeado quando o processo é operado sob condições de pressão constante com o passar do tempo, indicando a presença de fenômenos que provocam um decréscimo na rejeição do soluto. A polarização de concentração é um dos fatores que contribui para essa redução, sendo comum em processos de transporte seletivo, pois sempre haverá um aumento da concentração das espécies retidas próximo à superfície da membrana que provocará um movimento difusivo do soluto no sentido de retornar ao seio da solução. Esse fenômeno provoca uma resistência adicional à transferência de massa do solvente através da membrana com consequente diminuição no fluxo permeado (HABERT *et al.,* 2006).

Uma variação continuada do fluxo de permeado é atribuída a possíveis alterações na membrana provocadas pelas espécies presentes na solução. Ao conjunto dessas alterações denomina-se incrustação da membrana que, em casos mais severos, podem inviabilizar o processo de filtração devido a baixos fluxos de permeado (HABERT *et al.,* 2006).

As incrustações afetam diretamente as condições operacionais e hidráulicas do sistema resultando em baixa eficiência e menor produtividade. Possuem um efeito significativo na velocidade tangencial, na permeabilidade da membrana, na pressão transmembrana e no fluxo de permeado (SHAHID *et al.*, 2020). Assim, elevam o consumo de energia do processo, na medida em que são requeridas maiores pressões para superar a resistência à permeação, e causam um aumento na frequência de limpeza, resultando em altos custos de operação e manutenção (CAI *et al.*, 2021).

Diferentemente da polarização de concentração, os fenômenos que compõem as incrustações são considerados total ou parcialmente irreversíveis, os quais

dependem inteiramente do contexto no qual as membranas são operadas e limpas (GUO *et al.,* 2012; HABERT et al., 2006). As principais causas que contribuem para as incrustações são: a adsorção das moléculas de soluto na superfície da membrana e/ou no interior de seus poros; o entupimento dos poros por moléculas ou partículas em suspensão; e o depósito de material em suspensão sobre a superfície da membrana com formação de torta (HABERT *et al.*, 2006).

A Figura 3.3 ilustra simplificadamente o processo de incrustação e as opções de limpeza utilizadas.

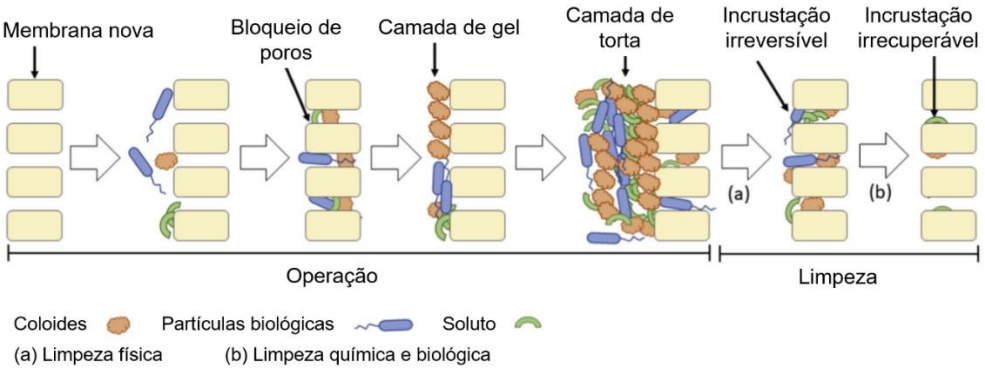

Figura 3.3 - Representação esquemática do processo de *fouling*.
Fonte: Adaptado de Shahid *et al.* (2020).

A incrustação reversível ou temporária ocorre devido à formação de camada de torta ou PC na superfície de rejeição da membrana. Assim, a membrana pode ser restaurada por meio de métodos físicos como retrolavagem, lavagem hidrodinâmica, relaxamento e lavagem com ar. Casos de entupimento irreversível podem ser superados mediante aplicação de lavagem química (GUO *et al.,* 2012; SHAHID *et al.*, 2020). O entupimento irreversível ocorre por mecanismos de entupimento dos poros. Nesse caso, o fluxo de permeado não pode ser recuperado de forma dinâmica ou química. Isto significa que as membranas devem passar por uma extensa limpeza química ou serem substituídas (GUO *et al.,* 2012).

As incrustações são caracterizadas principalmente em três categorias: orgânicas (*fouling*), inorgânicas (*scaling*) e biológicas (*biofouling*). O *fouling* é causado principalmente por lipídios, proteínas, ácido húmico, polissacarídeos e outras matérias orgânicas. O *scaling* é o resultado da precipitação de sais e coagulação de coloides e

do acúmulo de materiais inorgânicos na superfície da membrana em forma de camada de torta.

O *biofouling*, também chamado biofilme, é normalmente causado pelo acúmulo e colonização de micro-organismos na superfície da membrana. Além disso, as secreções de micro-organismos como, por exemplo, produtos microbianos solúveis e substâncias poliméricas extra-celulares, contribuem para a sua formação (SHAHID *et al*., 2020).

Em águas eutrofizadas e com floração de algas, os materiais incrustantes são complexos. Partículas de exopolímeros transparentes (TEP, do inglês *transparent exopolymer particles*) são materiais orgânicos típicos de algas que contribuem em grande medida com o *bioufouling* em sistemas de tratamento de águas. As TEP são uma classe de substâncias excretadas por fitoplânctons e bactérias com grande capacidade de adsorção e condensação de outros organismos e substâncias orgânicas (ZHANG *et al*., 2020).

Durante a floração de algas, nota-se um significativo aumento na concentração de TEP, e associados a eles podem estar proteínas e polissacarídeos, além de partículas inorgânicas e cátions metálicos. A literatura relata que as partículas de exopolímeros transparentes excretadas pelas algas são identificadas como os principais contribuintes para o *biofouling* na superfície das membranas durante o tratamento com membranas de UF em águas ricas em algas (ZHANG *et al*., 2020; ZHU *et al*., 2022).

É amplamente reportado na literatura que as incrustações e suas características são determinadas conforme a composição e concentração dos principais constituintes da água de alimentação, por características físico-químicas da água (pH, força iônica e concentração de cátions divalentes), por propriedades da membrana como a morfologia da superfície, hidrofobicidade, temperatura, modo de operação e condições hidrodinâmicas, como fluxo inicial de permeado e velocidade tangencial (GUO *et al.,* 2012).

3.2.3.1 Programa Água Doce

No Brasil, o Programa Água Doce (PAD) é uma ação do Governo Federal, formulado em 2003 e lançado em 2004 sob coordenação do Ministério de Meio

Ambiente (MMA), em parceria com instituições federais, estaduais, municipais e sociedade civil. Atualmente, o programa é coordenado pelo Ministério do Desenvolvimento Regional. O PAD visa democratizar o acesso à água de boa qualidade para consumo humano por meio de uma política pública permanente de acesso à água por meio do aproveitamento sustentável de águas subterrâneas salobras e salinas. O programa incorpora cuidados ambientais e sociais na implantação, recuperação e gestão de sistemas de dessalinização sustentáveis, para atender, prioritariamente, localidades difusas do Semiárido Brasileiro (BRASIL, 2012).

A ação foi formulada de forma participativa com contribuição de diversas entidades que tratam do tema, tanto a nível federal como estadual. A mesma atua em nove estados do Nordeste (Alagoas, Bahia, Ceará, Maranhão, Paraíba, Pernambuco, Piauí, Rio Grande do Norte e Sergipe) e dois do Sudeste (Minas Gerais e Espírito Santo). Em cada estado há um Núcleo Estatal, instância máxima de decisão, e uma Coordenação Estatal, com seu respectivo Grupo Executivo, composto e equipe técnica capacitada pelo PAD em cada um dos componentes, coordenados por um órgão gestor de recursos hídricos estadual, e compostos por representantes do poder público (BRASIL, 2012).

A partir de 2011, o Programa Água Doce entrou em sua fase de escala, passando a fazer parte do Programa Água Para Todos por meio do Decreto nº 7535, de 26 de julho de 2011, e com recursos do Programa de Segurança Alimentar e Nutricional.

O aporte financeiro para o desenvolvimento das ações do Programa é proveniente de recursos do Ministério do Desenvolvimento Regional (MDR) e de parcerias firmadas com os estados onde atua. Atualmente, são dez convênios em execução no país, com investimento de aproximadamente R$ 330 milhões para fornecer água de qualidade às comunidades rurais do semiárido brasileiro. Entre os principais órgãos parceiros destacam-se a Agência Nacional de Águas (ANA), Banco Nacional de Desenvolvimento Econômico e Social (BNDES), Embrapa Semiárido, Embrapa Meio Ambiente, Fundação Banco do Brasil, Fundação de Apoio à Pesquisa do Estado da Paraíba (FAPESQ), Petrobras, Serviço Geológico do Brasil (CPRM), Departamento Nacional de Obras Contra as Secas (DNOCS), Instituto Nacional do Semiárido (INSA) e a Universidade Federal de Campina Grande – UFCG.

Quanto à execução dos convênios firmados no âmbito do Programa Água Doce, sua distribuição é a seguinte: 252 sistemas no Ceará, 93 sistemas na Paraíba, 29 sistemas em Sergipe, 39 sistemas no Piauí, 98 sistemas no Rio Grande do Norte, 94 sistemas em Alagoas e 286 sistemas na Bahia. O estado de Pernambuco iniciou a etapa de implantação, manutenção e monitoramento dos sistemas e os convênios dos estados de Minas Gerais e Maranhão estão na fase de diagnóstico.

A segunda fase do Programa foi iniciada em 2020 com a atualização dos planos estaduais para o período 2020-2029 e em dezembro do mesmo ano o MDR concluiu a licitação para implantar 396 sistemas de dessalinização por meio de contratação direta, nos estados de Alagoas, Bahia, Ceará, Maranhão, Minas Gerais, Paraíba, Piauí, Rio Grande do Norte e Sergipe (MDR, 2021).

A implementação do programa em cada estado está dividida em três fases:

1. Diagnósticos técnicos, sociais e ambientais;

2. Recuperação e implantação dos sistemas de dessalinização; e

3. Monitoramento e manutenção dos sistemas de dessalinização implantados ou recuperados.

A escolha da localidade a ser beneficiada considera critérios como: baixo IDH-M, baixos níveis pluviométricos, altos índices de mortalidade infantil e inexistência de outras fontes para abastecimento de água potável para a população (BRASIL, 2012).

3.2.4 Processos de separação por membranas em tratamento de águas eutrofizadas

Membranas de ultrafiltração (UF) são uma tecnologia confiável de separação por membranas cujo mecanismo é a exclusão por tamanho da partícula. Como a massa molar de corte das membranas de UF é substancialmente menor que o tamanho das algas mais comuns, podem reter 100% das células das algas. Diferentemente de métodos como a oxidação química, a filtração por membranas diminui drasticamente o potencial de ruptura das células das algas realizando a efetiva separação da matéria orgânica (ZHU *et al.*, 2022).

Assim, são largamente utilizadas no tratamento de águas eutrofizadas de lagos e reservatórios, na colheita de algas para produção de biocombustíveis, além de atuarem como pré-tratamento em plantas de dessalinização de água do mar afetada

por floração de algas (BILAD *et al.,* 2014; LIANG *et al.,* 2008; LIU, *et al.*, 2020; QU *et al.*, 2014; SUN *et al.*, 2013; VILLACORTE, 2014).

Szymański *et al.* (2019) ao investigarem a eficiência de remoção de COT (carbono orgânico total), nitrogênio total (NT) e fósforo total (FT) por membranas cerâmicas de microfiltração e ultrafiltração em águas eutrofizadas de lagos urbanos, observaram que as eficiências de rejeição foram de 71,6 ± 5,8% para COT, 16,0 ± 5,7 para FT e 19,6 ± 9,3 para NT. Ambas membranas obtiveram um fluxo de permeado de 132 ± 6 $L.m^{-2}.h^{-1}$ e foram consideradas eficientes para o tratamento de águas em regiões com alta concentração de fitoplâncton.

Villacorte *et al.* (2015) investigaram a rejeição e o potencial de incrustação de membranas de MF e UF em relação à matéria orgânica algal (MOA) liberada por algumas das espécies mais comuns de algas marinhas (*Alexandrium tamarense* e *Chaetoceros affinis*) e de água doce (*Microcystis* sp.). Os resultados demostraram uma alta remoção de MOA, como partículas de exopolímeros transparentes (TEP, do inglês *Transparent Exopolymer Particles*), com uma porcentagem de rejeição de 14% a 56% para membranas de UF com massa molar de corte de 100 kDa e uma rejeição de 83% a 97% para membranas de UF com massa molar de corte de 10kDa.

O grande obstáculo para o tratamento de águas eutrofizadas por membranas de UF está relacionado às incrustações, mais especificamente ao biofilme, ocasionado por algas e derivados orgânicos. As algas estão associadas à formação de uma camada de torta, pois as células das algas são depositadas sobre a superfície da membrana e o pequena massa molar da matéria orgânica induz o bloqueio dos poros (LIU *et al.*, 2020). Zhang *et al.* (2020) destacam a grande importância que os TEP possuem no tratamento de águas eutrofizadas com membranas de UF especialmente aqueles em estado coloidal, pois podem causar incrustações graves e irreversíveis nas membranas.

Zhu *et al.* (2022) investigaram o desempenho de membranas de UF durante o tratamento de águas eutrofizadas na presença de surfactantes aniônicos como o dodecil sulfato de sódio e o dodecilbenzeno sulfonato de sódio. Os autores observaram que os surfactantes aumentaram a incrustação da membrana de UF no início do processo de filtração por um bloqueio mais grave dos poros contribuindo para

uma diminuição do fluxo total, no entanto, durante a etapa seguinte a incrustação foi aliviada devido à formação de uma camada de torta mais solta.

Villacorte *et al.* (2015) relataram um rápido aumento da pressão transmembrana após a retenção de MOA ao longo do tempo, caracterizado pelo bloqueio dos poros nos primeiros minutos de filtração seguido de formação de torta com maior compressão, indicado pela progressão exponencial da pressão transmembrana. Esse aumento da pressão transmembrana e consequente formação de uma camada de torta atuou aumentando a taxa de rejeição de TEP agindo como uma barreira adicional sobre a superfície da membrana.

3.3 Membranas recicladas a partir de membranas de osmose inversa

Membranas de osmose inversa (OI) são expressivamente aplicadas em tratamento de água para dessalinização, constituindo uma parcela de 69% do total de tecnologias para esse fim em todo o mundo (ESMAEILION, 2020). São amplamente consideradas como eficientes e rentáveis não apenas para produzir água doce para a população, mas também no tratamento de água para usos industriais (KHALESS *et al.*, 2021).

O crescente aumento de sua utilização nos últimos anos provocou um consequente aumento do descarte de membranas ao término da vida útil, que varia de 5 a 7 anos. Em 2016 estimava-se que mais de 840.000 membranas eram descartadas por ano no mundo, correspondendo a mais de 14.000 toneladas de plástico (LANDABURU-AGUIRRE *et al.*, 2016; LEJARAZU-LARRAÑAGA *et al.*, 2020).

Segundo Moradi *et al.* (2019), em 2018 a estimativa de descarte anual era de 16.500 toneladas de módulos espirais de membranas, quantidade esta que tende a aumentar a cada ano, podendo chegar a 30.000 toneladas até 2025 (GROSSI *et al.*, 2021). Ainda segundo Grossi *et al.* (2021), é esperado o descarte em torno de 1.800 toneladas de módulos até 2024. De acordo Contreras-Martínez *et al.* (2021) a taxa de substituição por ano dos módulos de OI é de 20% para tratamento de água marinha e 10% para água salobra. Levando em consideração que para a dessalinização de 1.000 $m^3.d^{-1}$ de água é necessário uma média de 100 módulos de membranas, e com

base na capacidade instalada em 2020 de 148,4 milhões de $m^3.d^{-1}$, um número aproximado de 2,2 milhões de módulos de OI seriam descartados por ano considerando uma média de substituição de 15% (CONTRERAS-MARTÍNEZ *et al.*, 2021).

Mais de 66% dos módulos instalados em plantas de OI em 2017 eram compostos de um tipo de membrana chamada compósito de filme fino (CFF) em poliamida aromática (PA), conforme ilustrado na Figura 3.4. Essas membranas são feitas de uma camada mais espessa, e de maior massa, de poliéster (PET) sobre a qual um substrato poroso de polissulfona (PSU) é depositado pelo método de inversão de fase. Na sequência, uma camada ativa de PA é formada sobre a camada porosa de PSU por meio de polimerização interfacial. A camada de poliamida aromática pode ser ultrafina, densa, ativa ou seletiva (CONTRERAS-MARTÍNEZ *et al.*, 2021).

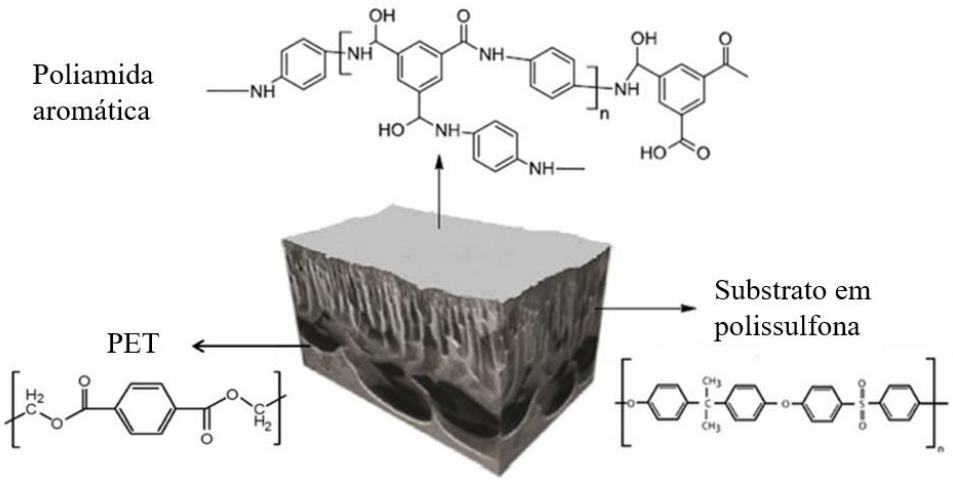

Figura 3.4 - Imagem esquemática da estrutura de membranas tipo CFF de poliamida aromática.

Fonte: Adaptado de Ismail *et al.* (2015).

O manejo dessas membranas em final de ciclo de vida depende da legislação de cada país, normalmente seu destino final são aterros sanitários, uma vez que são consideradas resíduos sólidos urbanos inertes de composição principalmente polimérica (COUTINHO DE PAULA *et al.*, 2017).

Os fatores que contribuem para o descarte estão associados aos danos físicos e à compressão das membranas, mas principalmente às incrustações que comprometem sua estrutura externa e interna. As incrustações são inerentes aos

processos de separação por membranas, porém são agravadas pela qualidade da água de alimentação e condições operacionais. Alguns exemplos de parâmetros de processo a serem considerados que podem influenciar a vida útil da membrana são o pH, a temperatura, os agentes químicos utilizados em etapas de limpeza ou como anti-incrustantes e um pré-tratamento eficaz (LANDABURU-AGUIRRE *et al.*, 2016).

Notadamente, em função do aumento dos descartes, verifica-se também um aumento dos impactos adversos causados por sua disposição em função do crescente volume de módulos utilizados. Avanços contínuos estão sendo feitos em nível industrial e científico para manter as membranas em funcionamento por maior tempo dentro da cadeia de valor de seus processos, como sumariza a Figura 3.5. Algumas dessas ações são: i) a fabricação de membranas a partir de novos materiais que demonstram maior desempenho; ii) a integração de processos de pré-tratamento e limpeza mais eficientes; e iii) o desenvolvimento de processos de reciclagem das membranas. Tais ações propiciam um avanço em direção a uma economia mais circular no setor (LANDABURU-AGUIRRE *et al.*, 2016).

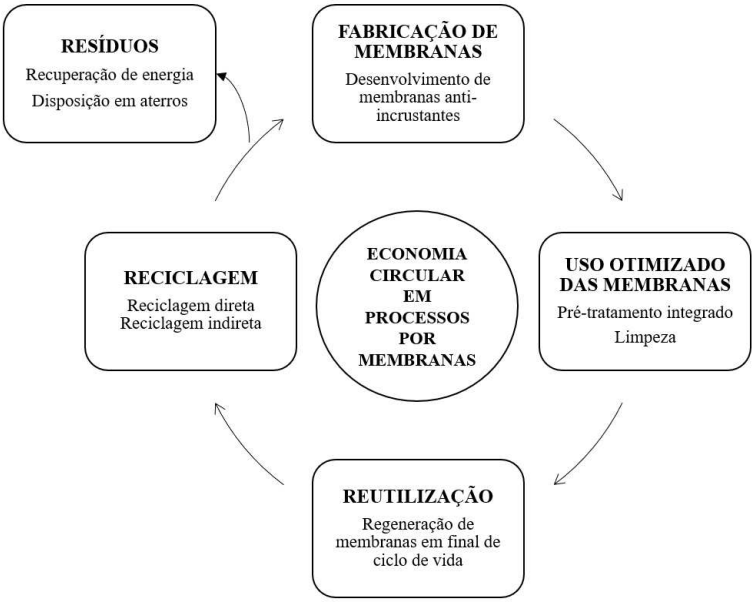

Figura 3.5 - Economia circular em processos de separação de membranas.
Fonte: Adaptado de Landaburu-Aguirre *et al.* (2016).

A literatura reporta algumas alternativas para a disposição de membranas em final de ciclo de vida, como o reuso direto, a reciclagem direta e a reciclagem indireta (ou recuperação de energia). Dentre elas, a alternativa mais estudada atualmente é a

reciclagem direta. O principal objetivo é aplicar as membranas recicladas em processos de separação menos restritivos e de baixa pressão. Para isso, utilizam-se agentes oxidantes, como o hipoclorito de sódio (NaClO), para degradar a camada seletiva de poliamida aromática da membrana, dado que sua tolerância ao cloro é inferior a 1.000 ppm.h (GARCÍA-PACHECO *et al.*, 2018).

Desta forma, membranas de OI em final de ciclo de vida são convertidas em membranas de nanofiltração (NF) ou ultrafiltração (UF) a depender do grau de exposição ao oxidante, sem modificar sua configuração, e sua estrutura física que se mantem idêntica às membranas descartadas (LEJARAZU-LARRAÑAGA *et al.*, 2020).

A Figura 3.6 ilustra simplificadamente esse processo, no qual uma curta exposição degrada parcialmente a camada de poliamida aromática convertendo-a a uma membrana de NF, enquanto uma exposição mais longa converte-a a uma membrana de UF.

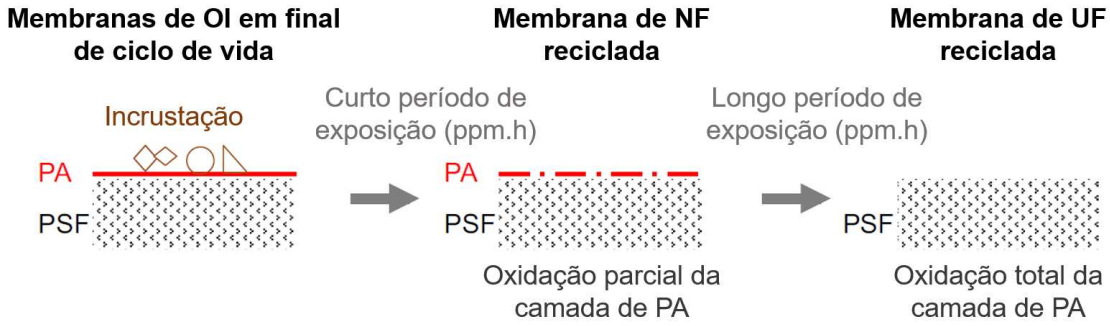

Figura 3.6 - Esquema conceitual da degradação controlada da camada de poliamida (PA) em uma membrana de osmose inversa.

Fonte: Adaptado de García-Pacheco *et al.* (2018).

O conceito da reciclagem de membranas de OI em final de ciclo de vida para transformá-las em membranas de UF foi inicialmente abordado por Rodríguez *et al.* (2002) para o seu reuso em tratamento de águas residuais. Foi avaliada a reciclagem em membranas de OI outrora usadas para tratar água do mar mediante emprego de diferentes agentes oxidantes ($KMnO_4$, H_2O_2, NaClO e NaOH) a fim de descolar a camada de PA. À época, os autores descobriram que o $KMnO_4$ era um reagente químico de maior sucesso que o NaClO. Entretanto, García-Pacheco *et al.* (2015) argumentam que a baixa concentração de cloro utilizada pelos autores pode não ter

sido suficiente para uma transformação significativa da camada superficial da membrana.

Lawler *et al.* (2013) demonstraram que a transformação dessas membranas em final de ciclo de vida era possível devido a completa remoção da camada ativa de PA. Os autores relataram um aumento significativo da permeabilidade da membrana (modelo CSM RE8040-FE) reciclada (48,6 vezes superior) e rejeição ao NaCl inferior a 1% após 300.000 ppm.h de exposição ao NaClO. Um fator importante indicado nesse estudo aponta que o armazenamento da membrana seca influencia negativamente o processo da reciclagem, resultando em uma permeabilidade menor em relação àquelas armazenadas umedecidas.

García-Pacheco *et al.* (2015, 2018) reciclaram membranas de OI utilizando a técnica de conversão química com NaClO como agente oxidante. Diferentes intensidades de exposição da membrana ao oxidante foram avaliadas, a saber 36, 50, 122, 242 e 410 horas. Segundo os autores, membranas recicladas expostas ao NaClO por até 50h apresentaram características semelhantes às membranas comerciais de NF em termos de permeabilidade e rejeição salina, enquanto membranas expostas por 242h apresentam desempenho semelhante a módulos de UF comerciais. Um tempo de exposição de 122h pode ser considerado como a linha limite da reciclagem para uma membrana de NF e UF.

A permeabilidade e a rejeição salina são, de fato, afetadas pelas condições de armazenamento, portanto, para garantir a transformação das membranas em final de ciclo de vida é essencial mantê-las umedecidas após o descarte. No entanto, como na maioria das ocasiões não é possível garantir tais condições de armazenamento, indica-se o NaClO como o reagente mais efetivo capaz de provocar modificações na permeabilidade das membranas mesmo quando armazenadas secas (GARCÍA-PACHECO *et al.*, 2015).

Os resultados de estudos em escala de bancada e piloto desenvolvidos por Coutinho de Paula *et al.* (2017) mostraram um desempenho da membrana reciclada de UF similar a membranas de UF comerciais ao utilizar NaClO como agente oxidante e uma intensidade de contato de 300.000 ppm.h. Nesse estudo, os autores observaram uma permeabilidade hidráulica de 86,0 $L.h^{-1}.m^{-2}.bar^{-1}$ e rejeição salina de 16,7%, e uma baixa tendência a incrustação. Amostras de águas superficiais tratadas

com as membranas recicladas de UF resultaram em um permeado, cuja qualidade estava em conformidade com padrão brasileiro de potabilidade vigente à época para os parâmetros analisados como cor aparente, turbidez, coliformes totais, *Escherichia coli* e bactérias.

Posteriormente, em uma avaliação econômica, Coutinho de Paula e Amaral (2018) apontaram a membrana reciclada como uma solução eficaz e barata, pois seu custo foi estimado em apenas 1,1% do valor de um módulo novo de membrana de ultrafiltração comercial.

Uma outra opção em estudo é a utilização das membranas recicladas no tratamento de águas cinzas. Ahmed e Jamal (2020) reciclaram membranas de OI descartadas do tratamento de águas salobras e as testaram para tratar águas cinzas domésticas, compostas de água de banho e limpeza de pisos. Inicialmente os autores realizaram a limpeza alcalina da membrana por meio de recirculação e imersão em uma solução contendo 1% hidróxido de sódio e 0,025% de dodecil sulfato de sódio a um pH de 11,8 por mais de 12h. Na sequência, foi realizada a limpeza ácida da membrana por meio da recirculação de uma solução contendo 0,2% de ácido clorídrico a um pH de 1 a 2 por 2h. As membranas limpas foram expostas a uma solução contendo 6% de hipoclorito de sódio por 5h, correspondendo a uma exposição de 300.000 ppm.h. Os resultados demonstraram que as membranas recicladas obtiveram desempenho similar à filtração convencional, com remoção de turbidez acima de 90% (< 1 NTU) e remoção de DQO entre 80-90%.

Conforme descrito por Coutinho de Paula *et al.* (2017), os procedimentos para a reciclagem consistem na caracterização inicial da membrana, em seu correto armazenamento seguido de limpeza química, reumedecimento, tratamento oxidativo em imersão com hipoclorito de sódio (NaClO) comercial (10-12%) e caracterização da membrana reciclada. O fluxograma da Figura 3.7 ilustra os passos do procedimento.

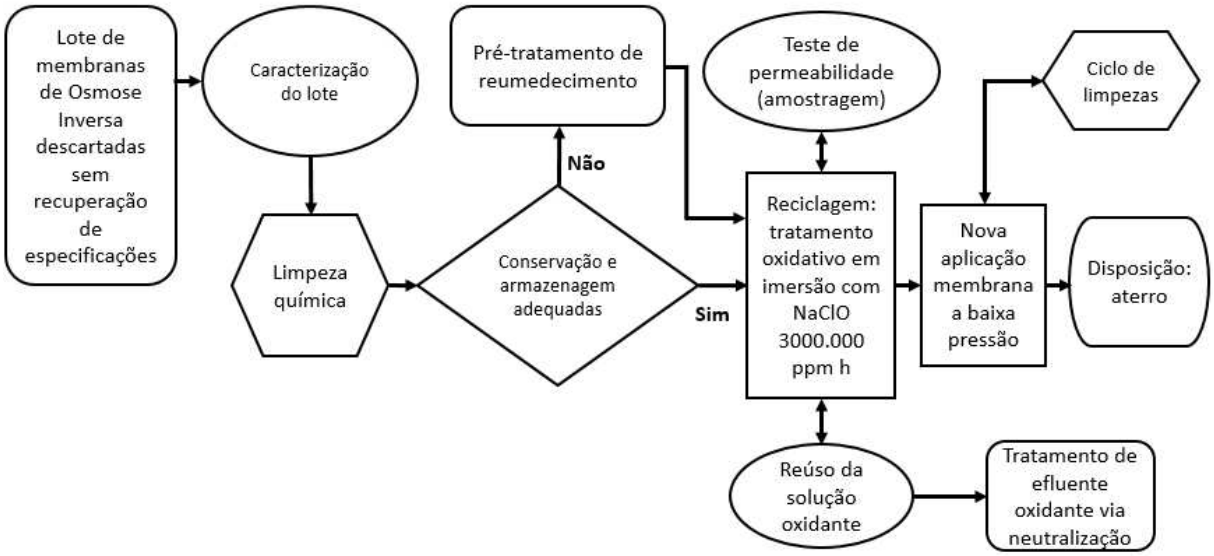

Figura 3.7 - Fluxograma dos procedimentos de reciclagem de membranas.
Fonte: Coutinho de Paula (2017).

A caracterização inicial das membranas descartadas em termos de permeabilidade hidráulica e rejeição salina antes e após limpeza química deve ser realizada com o objetivo de orientar os procedimentos de limpeza e reciclagem. A limpeza, por sua vez, tem a finalidade de remover as incrustações e evitar sequestro do agente oxidante utilizado no processo de reciclagem.

O reumedecimento da membrana por imersão em mistura de 50% (v/v) de etanol-água durante 10 a 15 min é indicado como um pré-tratamento antes da reciclagem com o objetivo de aumentar o fluxo de permeado quando a membrana não é mantida sob condições adequadas ou armazenadas por um longo período após o descarte.

O tratamento oxidativo é realizado por meio da imersão completa da membrana de OI descartada em hipoclorito de sódio comercial (10-12%), pH 11 e temperatura de 25 ºC. Essa estratégia de reciclagem é capaz de degradar a camada de PA de modo satisfatório conferindo à membrana reciclada desempenho similar ao de membranas de baixa pressão, como MF e UF (COUTINHO DE PAULA *et al.*, 2017) ou membranas de NF (AGUILAR, 2020) a depender das características desejadas ajustando-se a intensidade de contato.

Segundo Coutinho de Paula *et al.* (2017), um importante parâmetro a ser considerado na reciclagem de membranas é a intensidade de exposição ou

intensidade de contato, que é definido como o produto da concentração da solução de NaClO pelo tempo de exposição da membrana, expresso em ppm·h. Conforme dito anteriormente, o tratamento oxidativo confere características de permeabilidade e rejeição similares à MF, UF e NF a depender da intensidade de contato. A diferença em termos de permeabilidade das membranas recicladas também pode ser atribuída às incrustações as quais as membranas foram submetidas durante sua primeira utilização, à efetividade da limpeza, ao armazenamento das membranas descartadas, à intensidade da pré-umidificação e ao fabricante (LAWLER *et al.*, 2013).

O banho de imersão pode ser reutilizado para a reciclagem de sucessivos módulos até o momento em que o teor de cloro ativo no hipoclorito de sódio atingir 2,5%, valor este que não mais confere tratamento oxidativo adequado à membrana de OI. Desta forma, a solução de NaClO deve ser neutralizada com agentes redutores, como sulfito de sódio (Na_2SO_3), bissulfito de sódio ($NaHSO_3$), metabissulfito de sódio ($Na_2S_2O_5$), tiossulfato de sódio ($Na_2S_2O_3$) ou peróxido de hidrogênio (COUTINHO DE PAULA *et al.*, 2017).

3.4 Recurso solar

O Sol é a fonte primária de sustentação de toda a vida no planeta Terra e possui um potencial de insolação global anual de 5.600 ZJ. É composto por uma mistura de gases como hidrogênio (70%) e hélio (28%), além de carbono, nitrogênio e oxigênio (totalizando 1,5%) e outros gases de neônio, ferro, silício, magnésio e enxofre (totalizando 0,5%) (SAKTHIVADIVEL *et al.*, 2020).

Em seu núcleo ocorre a geração de energia mediante reações termonucleares que fazem a fusão de átomos de hidrogênio em hélio (PEREIRA *et al.*, 2017). A energia solar constitui uma fonte energética inesgotável ao se considerar a escala temporal da vida no planeta, com enorme potencial de utilização por meio de sistemas de captação e conversão energética (PINHO; GALDINO, 2014). Considerando seus múltiplos usos, a energia solar possui o maior potencial técnico de aproveitamento frente a outras energias renováveis (ER) (TOLMASQUIM, 2016).

A energia proveniente do sol é emitida na forma de radiação eletromagnética que, ao ser interceptada pela Terra, sofre processos de absorção e espalhamento.

Tais processos alteram sua intensidade e espectro eletromagnético ao interagir de forma distinta com os constituintes atmosféricos (PEREIRA *et al.*, 2017).

A radiação eletromagnética é composta por duas formas diferentes de energia: temperatura e fótons. As ondas eletromagnéticas são uma forma de energia que se propaga como ondas elétricas e magnéticas em pacotes de energia chamados de fótons. Os espectros da radiação eletromagnética com diferentes ondas podem ser classificados de acordo com seus comprimentos de onda (raios cósmicos, raio-x, raios ultravioleta, luz visível, raios infravermelhos, ondas de rádio e micro ondas) e frequências (SAKTHIVADIVEL *et al.*, 2020).

A Figura 3.8 ilustra o espectro da radiação solar, em que 81% da energia que chega à atmosfera terrestre está na faixa de comprimentos de onda que vai do visível ao infravermelho próximo, sendo o espectro visível apenas uma pequena fração dos diferentes tipos de radiação existentes.

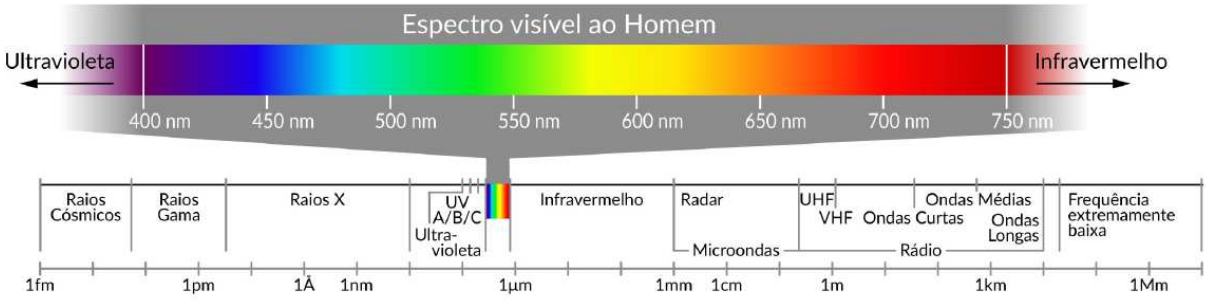

Figura 3.8 - Espectro da radiação solar.

Fonte: Pereira *et al.* (2017).

O termo “radiação solar” (RS) é usado de forma genérica, mas é por definição a energia procedente do sol por meio da propagação de ondas eletromagnéticas (PINHO; GALDINO, 2014). De acordo com a ABNT NBR 10899 (2020), a irradiância solar (IS) é a taxa na qual a radiação solar incide em uma superfície por unidade de área, medida em $W.m^{-2}$. Já a irradiação solar é a energia radiante incidente acumulada em um intervalo de tempo, também dada pela integral da irradiância durante tempo especificado, normalmente 1 hora ou 1 dia, medida em $Wh.m^{-2}$ (PEREIRA *et al.*, 2017).

A irradiância solar que chega à Terra e incide sobre uma superfície receptora para geração de energia é composta por suas componentes direta e difusa. A

irradiância extraterrestre (G_0) é a taxa de energia incidente por unidade de área em um plano horizontal imaginário situado no topo da atmosfera. A Figura 3.9 ilustra as diferentes componentes incidindo sobre um receptor solar.

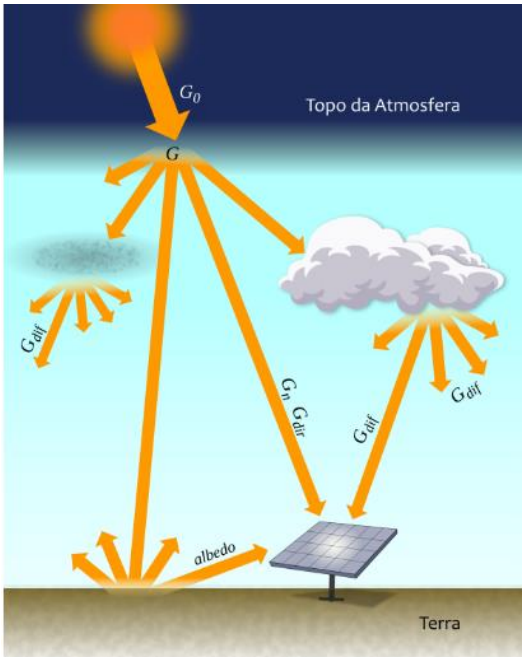

Figura 3.9 - Componentes da irradiância solar

Fonte: Pereira *et al.* (2017).

De acordo com o Atlas Brasileiro de Energia Solar (2017), a irradiância solar direta apresenta direção de incidência na linha imaginária entre a superfície e o Sol e representa a parcela que não sofreu os processos radiativos de absorção e espalhamento. Pode ser dividida em irradiância direta normal (G_n), sendo a taxa de energia por unidade de área proveniente diretamente do Sol incidindo perpendicularmente à superfície; e irradiância direta horizontal (G_{dir}), sendo a taxa de energia por unidade de área proveniente diretamente do Sol incidindo diretamente numa superfície horizontal.

A componente difusa engloba a radiação proveniente de todas as demais direções que são decorrentes dos processos de espalhamento pelos gases, particulados e nuvens presentes na atmosfera. É dividida em irradiância difusa horizontal (G_{dif}) sendo a taxa de energia incidente sobre uma superfície horizontal por unidade de área decorrente do espalhamento do feixe solar direto (PEREIRA *et al.*, 2017).

A irradiância global horizontal (G) é a taxa de energia total por unidade de área incidente numa superfície horizontal, é dada conforme a Equação 3.1 ou Equação 3.2:

$$G = G_{dif} + G_{dir} \quad \textbf{(Eq. 3.1)}$$

$$G = G_{dif} + G_n.\cos(\theta_z) \quad \textbf{(Eq. 3.2)}$$

Sendo θ_z o ângulo zenital. Já a irradiância no plano inclinado (G_i) corresponde à taxa de energia total por unidade de área incidente sobre um plano inclinado na latitude do local em relação à superfície da Terra (PEREIRA *et al.*, 2017).

Em uma superfície inclinada com a horizontal, há outra componente refletida pelo ambiente do entorno como o solo, a vegetação ou qualquer obstáculo, cujo coeficiente de reflexão é denominado albedo. Em um dia totalmente sem nuvens, 20% da irradiância solar que atinge a superfície é difusa, enquanto que em um dia nublado esse valor aumenta para 100% (PINHO; GALDINO, 2014).

De acordo com o Pinho e Galdino (2014), a irradiância incidente sobre a superfície da Terra normalmente atinge o seu valor máximo de 1.000 $W.m^{-2}$ no meio dia solar em condições de céu claro. Este valor se deve às perdas do fluxo de potência entre o espectro da irradiância no todo da atmosfera e o espectro da irradiância global que efetivamente atinge uma superfície inclinada. Este valor é considerado como padrão para a especificação da potência nominal de um módulo fotovoltaico.

Valores de até 1.400 $W.m^{-2}$ podem ser observados por curtos períodos de tempo em condições de nebulosidade parcial em função de espalhamentos por bordas de nuvens. Em território brasileiro já foram observados valores de irradiância global horizontal de até 1.822 $W.m^{-2}$ (PEREIRA *et al.*, 2017). A potência total disponibilizada pelo Sol à Terra é de aproximadamente 174 mil TW, embora somente 94 mil TW chegam efetivamente à superfície. No intervalo de duas horas a quantidade de energia solar recebida na superfície terrestre equivale a 188 mil TWh, valor este superior ao consumo energético anual da humanidade em 2011 (143 mil TWh) (PINHO; GALDINO, 2014).

Os projetos de sistemas fotovoltaicos exigem uma irradiação de no mínimo 3 a 4 $kWh.m^{-2}$.dia, o equivalente a 125 a 166 $W.m^{-2}$, valores estes disponíveis para quase

todas as áreas entre os trópicos (PINHO; GALDINO, 2014). O mapa solarimétrico do Brasil, apresentado na Figura 3.10, e desenvolvido por Pereira *et al.* (2017) representa a média anual do total diário da irradiação global horizontal, cujos valores variam de 3,5 a 6,25 kWh.m^{-2} indicando condições vantajosas para o aproveitamento energético do recurso solar.

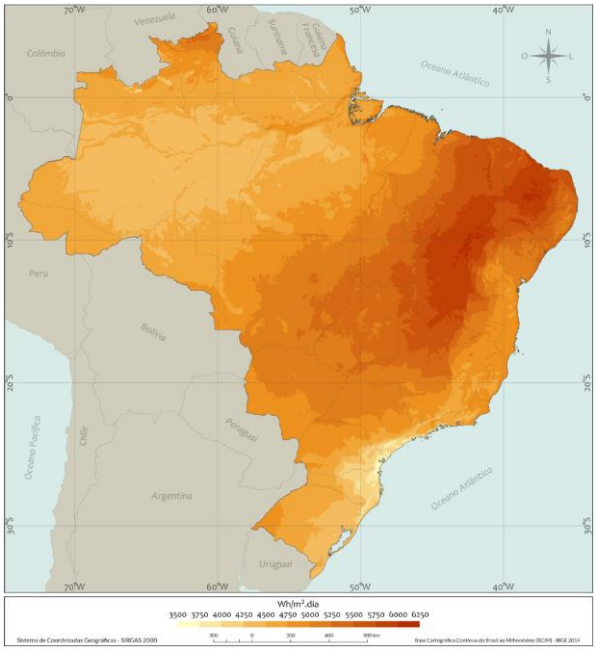

Figura 3.10 – Mapa solarimétrico do Brasil, total diário da irradiação global horizontal - média anual.

Fonte: Pereira *et al.* (2017).

A Figura 3.11 apresenta o mapa solarimétrico de Minas Gerais, elaborado por Reis e Tiba (2016), e mostra a distribuição da irradiação solar global diária média anual em Minas Gerais. Observa-se que os valores variam entre 4,5 e 6,5 kWh.m^{-2}. Os valores máximos ocorrem na região Norte de Minas Gerais e os mínimos na região Sudeste, onde se encontram as áreas de maior altitude (Serra do Caparaó e Mantiqueira) e o regime pluviométrico é mais intenso, com totais anuais de precipitação superiores aos 1.400 mm.

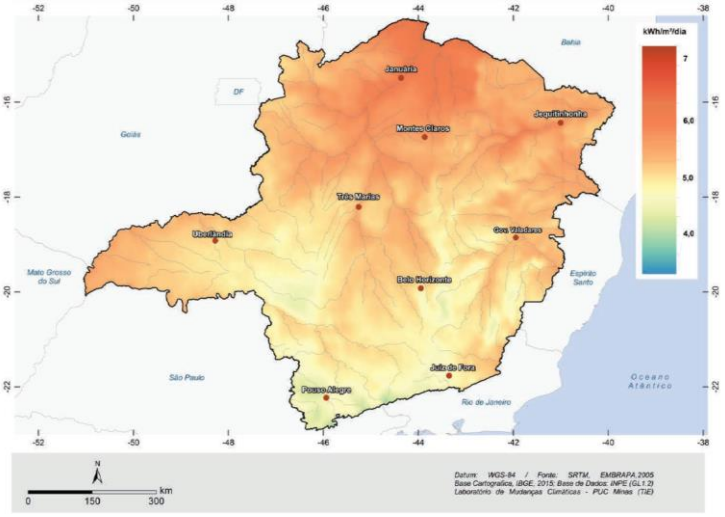

Figura 3.11 – Mapa solarimétrico de Minas Gerais - irradiação solar média diária anual.
Fonte: Reis; Tiba (2016).

3.4.1 Instrumentos de medição da radiação solar

A medição da radiação solar tem por principal objetivo conhecer melhor o recurso solar e constitui uma base de dados importante para estudos de climatologia. Os dados de radiação, no contexto da energia solar FV, são importantes para auxiliar na seleção da localização mais adequada para a instalação do sistema FV, possibilitar o cálculo da produção de energia anual, mensal ou diária e, assim, auxiliar no dimensionamento do sistema FV e do armazenamento de energia e no monitoramento do conjunto (ISO, 2018; PEREIRA *et al.*, 2017; PINHO; GALDINO, 2014; SANTOS *et al.*, 2020).

Os instrumentos utilizados para a mensuração da irradiação solar na superfície são o piranômetro, para medir a irradiação global, e o pireliômetro, para medidas da irradiação direta. A partir de ambos obtém-se experimentalmente o valor instantâneo da irradiância ou irradiação ao longo do tempo (PINHO; GALDINO, 2014). Estes instrumentos devem ser sensíveis o suficiente para detectar todas as variabilidades inerentes aos fatores atmosféricos, como a nebulosidade e concentração de aerossóis e a presença de poluentes (PEREIRA *et al.*, 2017).

De acordo com a ISO 9060 (ISSO, 2018) o piranômetro é um radiômetro projetado para medir a irradiância em uma superfície receptora plana resultante do fluxo radiante incidente dentro da faixa de comprimento de onda de aproximadamente

0,3 µm a cerca de 3 µm a 4 µm. Há três tipos de piranômetros: termoelétrico, de fotodiodo e fotovoltaico.

O piranômetro termoelétrico, ilustrado conforme a Figura 3.12, é utilizado para medir a irradiância solar global, direta e difusa, no plano horizontal. Possui como elemento sensor uma termopilha localizada no interior de duas semiesferas de vidro concêntricas que converte energia térmica em elétrica. A termopilha tem a função de absorver a energia radiante solar incidente e convertê-la a calor, que, por sua vez, é convertido em uma diferença de potencial elétrico proporcional à irradiância solar (SANTOS *et al.*, 2020). Esse instrumento possui sensores de temperatura e um ventilador, ou aquecedor, destinado a manter a temperatura do conjunto estável ao longo do dia (PEREIRA *et al.*, 2017).

Figura 3.12 - Piranômetro termoelétrico modelo CMP3, Kipp&Zonen.
Fonte: Kipp&Zonen (2021).

O piranômetro de fotodiodo, ilustrado conforme Figura 3.13, possui uma célula semicondutora como sensor e tem por finalidade converter diretamente a radiação solar em corrente elétrica proporcionalmente à irradiância solar incidente. Esse radiômetro não apresenta uma resposta espectral plana implicando incertezas para observações realizadas em condições de céu claro e céu totalmente nublado. Além disso, é mais sensível a ruídos quando comparado com o piranômetro termoelétrico. Embora possua menor custo, é classificado como equipamento de “segunda classe”

por apresentar maior incerteza de medição, sendo indicado para aplicações menos restritivas, como em meteorologia e agrometeorologia (PEREIRA *et al.*, 2017).

Figura 3.13 - Piranômetro de fotodiodo de silício modelo SP Lite2, Kipp&Zonen.
Fonte: Kipp&Zonen (2021).

O piranômetro fotovoltaico é composto por uma célula FV de pequenas dimensões e possui como vantagens um baixo custo e tempo de resposta praticamente instantâneo e linear com a irradiância. Contudo, o fornecimento dessas medidas possui menor precisão quando comparados com o piranômetro termoelétrico (PINHO; GALDINO, 2014).

O pireliômetro, conforme Figura 3.14, é um radiômetro desenvolvido para medir a irradiância resultante do fluxo radiante solar a partir de um ângulo bem definido, cujo eixo é perpendicular à superfície do receptor plano. A responsividade espectral dos pireliômetros é frequentemente limitada ao intervalo de aproximadamente 0,3 µm a 3 µm, dependendo de suas propriedades (ISO, 2018).

Figura 3.14 - Pireliômetro modelo CHP1, Kipp&Zonen.
Fonte: Kipp&Zonen (2021).

É dotado de um colimador com abertura que possibilita a incidência apenas da componente direta normal da radiação solar sobre o sensor. Deve ser conectado a um sistema rastreador solar para estar sempre direcionado ao Sol. Apresenta uma curva de resposta plana para os comprimentos de onda entre 300 a 2800 nm, cobrindo toda a faixa de ondas curtas do espectro solar (PEREIRA *et al.*, 2017).

3.5 Energia solar fotovoltaica

A energia solar fotovoltaica é a energia obtida por meio da conversão direta da luz em eletricidade, verificada pela primeira vez em 1839 por Edmond Becquerel. Essa conversão é conhecida como efeito fotovoltaico, em que há o aparecimento de uma diferença de potencial nos extremos de uma estrutura de material semicondutor ocasionada pela absorção da luz. A célula fotovoltaica é a unidade fundamental deste processo de conversão e está representada na Figura 3.15 (PINHO; GALDINO, 2014).

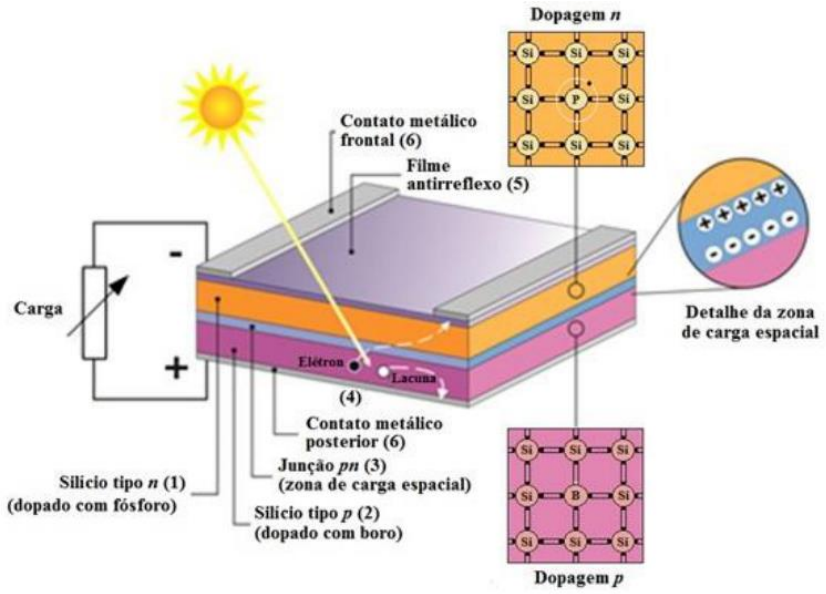

Figura 3.15 - Estrutura básica de uma célula fotovoltaica de silício.

Fonte: Pinho; Galdino (2014).

Os materiais semicondutores possuem bandas de energia onde é permitida a presença de elétrons (bandas de valência e bandas de condução) e uma banda vazia, chamada *gap*. À temperatura ambiente, há energia necessária, apesar de pequena, para que alguns elétrons transitem pelo *gap* e atinjam a banda de condução. Por este

motivo, é necessário realizar um processo chamado dopagem para que seja possível a utilização de um semicondutor para produzir energia elétrica (PINHO; GALDINO, 2014).

Nos semicondutores, os átomos se caracterizam por possuírem quatro elétrons que se ligam aos vizinhos formando uma rede cristalina. Ao serem adicionados átomos como os de fósforo, que possuem 5 elétrons, haverá excesso de elétrons e aquele que não poderá ser emparelhado ficará fracamente ligado a seu átomo de origem. É necessária pouca energia para que este elétron seja liberado e vá para a banda de condução. Neste caso, o fósforo atua como um doador de elétrons e é denominado dopante *n*. Quando são introduzidos átomos de boro, com apenas três elétrons de ligação, não haverá um elétron para satisfazer as ligações com os átonos de silício da rede, formando, então, uma “lacuna”. Demanda-se pouca energia para que um elétron de um sítio vizinho ocupe esta posição, causando o deslocamento do “buraco”. Desta forma, diz-se que o boro é um aceitador de elétrons, ou dopante *p* (PINHO; GALDINO, 2014).

Ao serem introduzidos em um silício puro átomos de boro em uma metade e de fósforo na outra, será formada uma junção *pn* ou zona de carga especial. Nesta junção, os elétrons livres do lado *n* passam para o lado *p* onde se encontram os “buracos” a serem ocupados, ocasionando um acúmulo de elétrons próximo à interface no lado *p*, tornando-a negativamente carregada. Uma redução de elétrons na região da interface do lado *n* torna essa região eletricamente positiva. Um campo elétrico permanente é gerado por estas cargas dificultando a passagem de mais elétrons do lado *n* para o lado *p*. Esse processo ocorre até que se alcance o equilíbrio com a formação de uma barreira pelo campo elétrico capaz de impedir a movimentação dos elétrons livres remanescentes no lado *n*. Quando uma junção *pn* é exposta a fótons com energia maior que o *gap* na região onde o campo elétrico é diferente de zero, ocorre a geração de pares de elétrons-lacuna e de corrente devido à aceleração das cargas. É este deslocamento que dá origem à diferença de potencial chamada de efeito fotovoltaico, que converte a energia luminosa em energia elétrica, e ocorre em qualquer diodo semicondutor exposto à radiação (PINHO; GALDINO, 2014).

Inúmeras tecnologias para a fabricação de células fotovoltaicas foram desenvolvidas nos últimos 60 anos a partir de diversos materiais semicondutores, e podem ser classificadas em quatro gerações, de acordo como o apresentado na Figura 3.16.

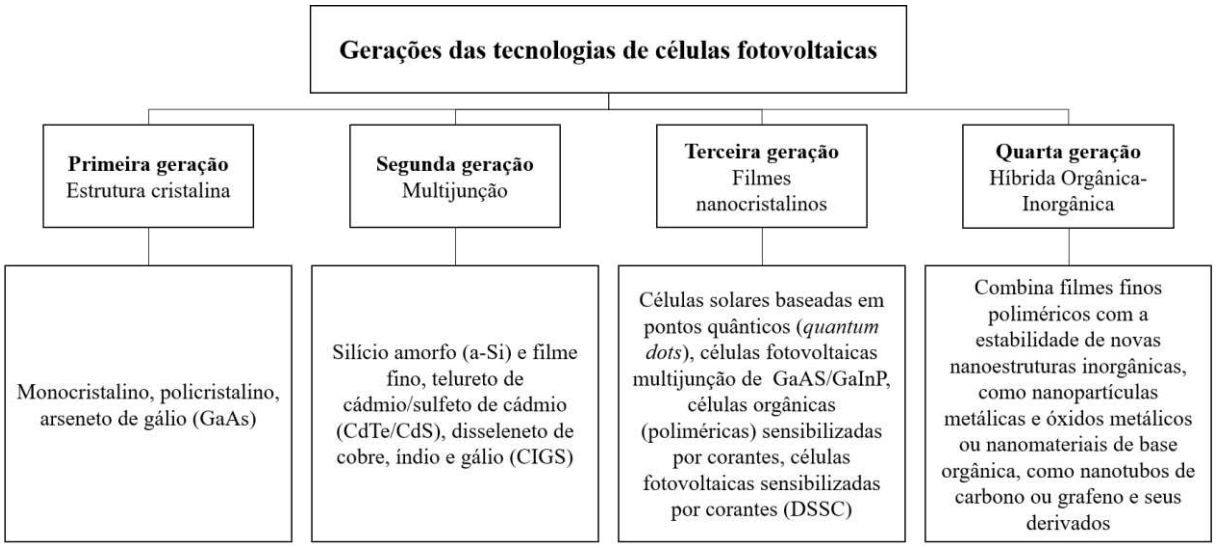

Figura 3.16 - Gerações de tecnologias solares fotovoltaicas.

Fonte: Adaptado de Sakthivadivel *et al.* (2020).

As células fabricadas a partir de lâminas de silício cristalino (monocristalino ou policristalino) são as mais utilizadas e correspondem a mais de 90% do mercado (AHMED *et al.,* 2019). Paralelamente células de segunda geração também têm sido comercializadas, no entanto, com eficiência ainda insuficiente para a substituição das células de silício cristalino. Células de terceira e quarta geração compreendem tecnologias emergentes, mas ainda não encontradas no mercado para ampla comercialização.

3.5.1 Componentes básicos de um sistema fotovoltaico

Um sistema fotovoltaico (SFV) é classificado em duas categorias principais: sistema fotovoltaico isolados (SFI), ou *off-grid*, e conectados à rede, ou *on-grid*. Quando operados a partir de mais de uma fonte de energia, renovável ou não, são chamados de híbridos. Em SFI normalmente utiliza-se algum tipo de armazenamento de energia, seja por meio de baterias e supercapacitores ou sob a forma de energia

potencial gravitacional por meio de tanques elevados de água. A Figura 3.17 ilustra uma configuração básica de um SFI, com módulos FV, uma unidade de controle e condicionamento de carga, que consiste de controlador de carga e inversor, e dispositivos de armazenamento de energia.

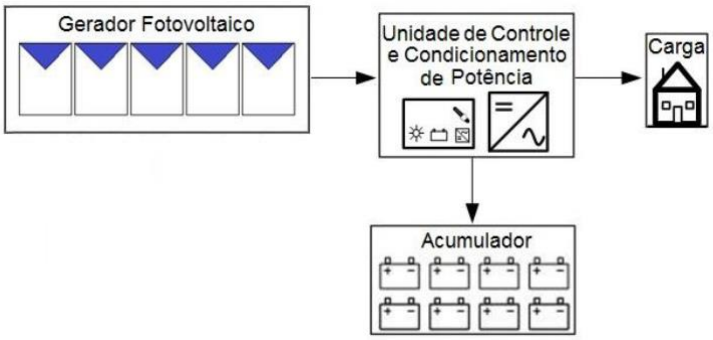

Figura 3.17 - Configuração básica de um sistema fotovoltaico isolado.
Fonte: Pinho; Galdino (2014).

Em sistemas conectados à rede a potência produzida pelo gerador FV é entregue diretamente à rede elétrica, sendo imprescindível a utilização de um inversor para converter corrente contínua (c.c.) em corrente alternada (c.a.).

A seguir serão descritos cada um desses componentes em detalhes.

3.5.1.1 Módulo fotovoltaico

Segundo a ABNT NBR 10899 (2020), o módulo FV é a unidade básica formada por um conjunto de células FV encapsuladas e interligadas eletricamente, com objetivo de gerar energia elétrica. Além de produzir tensão e corrente suficientes para a utilização prática da energia, protege fisicamente as células. Um módulo FV pode ser constituído de 36 a 216 células associadas em série e/ou paralelo a depender da aplicação a que o módulo se destina.

A Figura 3.18 ilustra a representação de uma célula FV (A), um módulo FV (B), um painel FV (C).

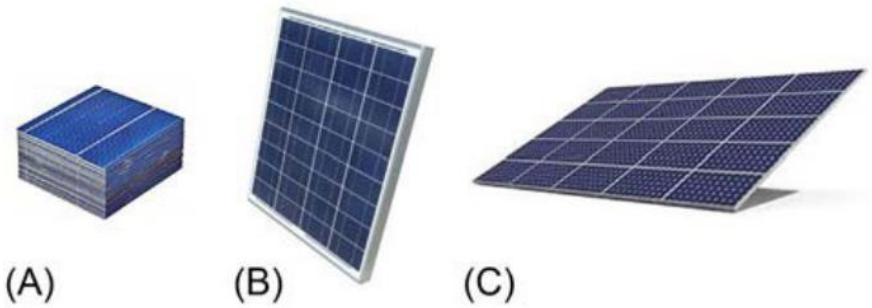

Figura 3.18 - Representação de uma célula FV (A), um módulo FV (B) e um painel FV (C).
Fonte: Aghaei *et al.* (2020).

Os módulos FV são definidos pela potência elétrica de pico (Wp), dada pelo fabricante e determinada sob condições-padrão de teste, com irradiância solar de 1.000 $W.m^{-2}$, espectro solar AM1,5 e temperatura de célula de 25 °C (PINHO; GALDINO, 2014). As características elétricas dadas pelos fabricantes também incluem potência máxima definida, tensão de circuito aberto, corrente de curto-circuito, tensão de potência máxima, corrente de potência máxima e coeficientes de temperatura (TOLMASQUIM, 2016).

Os parâmetros elétricos que caracterizam uma célula FV podem ser determinados a partir da curva I-V que corresponde à corrente elétrica em função da diferença de potencial aplicada à célula, ilustrada segundo a Figura 3.19. Os parâmetros elétricos em destaque na curva são a tensão do circuito aberto (V_{OC}), a tensão no ponto de máxima potência (V_{MP}), a corrente de curto-circuito (I_{SC}), a corrente no ponto de máxima potência (I_{MP}) e o ponto de máxima potência (P_{MP}).

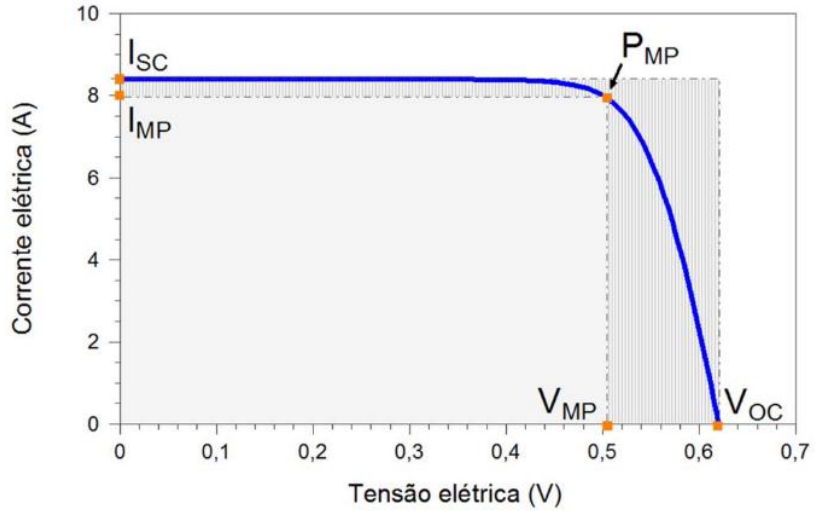

Figura 3.19 - Curva I-V de uma célula fotovoltaica de silício sob condições-padrão de ensaio.

Fonte: Pinho; Galdino (2014).

A partir da curva I-V pode-se determinar outros parâmetros elétricos que caracterizam as células ou módulos FV. A tensão de circuito aberto (V_{OC}) é a tensão entre os terminais da célula FV quando não já presença de corrente circulando. É a máxima tensão que a célula FV pode produzir e depende da corrente de saturação, da corrente elétrica fotogerada e da temperatura. A corrente de curto-circuito (I_{SC}) é a máxima corrente obtida, medida quando a tensão elétrica nos terminais da célula FV é igual a zero. Depende da área da célula FV, da irradiância solar e sua distribuição espectral, das propriedades ópticas e da probabilidade de coleta dos pares elétron-lacuna formados (PINHO; GALDINO, 2014).

O fator de forma (FF) também pode ser observado na Figura 3.19 como a razão entre a área dos dois retângulos destacados. é a razão entre a máxima potência da célula e o produto da corrente de curto circuito com a tensão de circuito aberto. Depende da tecnologia utilizada na fabricação das células FV cujos valores variam de 0,7 < FF < 0,95 (SAKTHIVADIVEL *et al.*, 2020). É definido segundo a Equação 3.3.

$$FF = \frac{V_{MP} I_{MP}}{V_{OC} I_{SC}} \qquad \textbf{(Eq. 3.3)}$$

Sendo:

V_{MP} = tensão no ponto de máxima potência (V);
V_{OC} = tensão de circuito aberto (V);
I_{MP} = corrente no ponto de máxima potência (A);
I_{SC} = corrente de curto-circuito (A).

A eficiência (η) é a relação entre a potência elétrica produzida pela célula FV e a potência da energia solar incidente, e define o quão efetivo é o processo de conversão da energia solar em elétrica. Células de silício monocristalino e policristalino possuem eficiência de 25% e 20,4%, respectivamente, mas, de modo geral, os valores variam de 10,11% a 37,7% a depender da tecnologia utilizada (PINHO; GALDINO, 2014). É definida segundo a (Eq. **3.4**:

$$\eta = \frac{I_{SC} V_{OC} FF}{A.G}.100\% = \frac{P_{MP}}{A.G}.100\% \qquad \textbf{(Eq. 3.4)}$$

Sendo:
I_{SC} = corrente de curto-circuito (A);
FF = fator de forma;
V_{OC} = tensão de circuito aberto (V);
A = área da célula (m^2);
G = irradiância solar incidente ($W.m^{-2}$);
P_{MP} = ponto de máxima potência.

Geradores FV, assim como as células em um módulo, podem se associar em série e/ou paralelo para formar arranjos de geração com a tensão e corrente desejadas. Essa geração é feita em corrente contínua (c.c.), portanto, é necessário um inversor para transformá-la em corrente alternada (c.a.) para ser utilizada para diversos equipamentos.

De acordo com Pinho e Galdino (2014) o desempenho de um módulo FV depende de condições ambientais, como sombreamento, temperatura, irradiação solar, ângulo de incidência, massa de ar, e dos materiais que os compõem. A irradiância solar (IS) incidente e sua distribuição espectral influenciam diretamente em seu funcionamento e afetam a curva I-V de uma célula FV de silício, por exemplo,

mantida a uma temperatura de 25 °C. Valores muito altos reduzem a eficiência, enquanto valores muito baixos reduzem a potência elétrica gerada. A corrente elétrica produzida aumenta linearmente com o aumento da IS incidente, e a tensão de circuito aberto aumenta de forma logarítmica quando mantida a mesma temperatura. Essa relação pode ser observada segundo a (Eq. **3.5**.

$$I_{SC} = I_{SC_{stc}} \times \frac{G}{1000} \quad \textbf{(Eq. 3.5)}$$

Sendo:

I_{SC} = corrente de curto-circuito do módulo, para a irradiância G e uma temperatura de 25ºC (A);

$I_{SC\text{-}stc}$ = corrente de curto circuito do módulo nas STC (A);

G = irradiância incidente sobre o módulo ($W.m^{-2}$);

1.000 = irradiância nas STV ($W.m^{-2}$).

Uma redução da radiação incidente sobre o módulo FV pode ocorrer devido a um sombreamento parcial ou depósito de sujeira/objeto sobre o vidro que o recobre. O sombreamento de uma ou mais células FV faz com que sua corrente limite a corrente de todo o conjunto, essa redução pode se propagar para todos os módulos conectados em série. Quando a potência elétrica gerada não é totalmente entregue ao consumo e se dissipa sobre apenas uma célula ou uma pequena região do módulo FV, ocorre um fenômeno conhecido como “ponto quente”, derivado do inglês “*hotspot*”, que produz intenso calor sobre a célula afetada pelo sombreamento causando ruptura do vidro e fusão de polímeros e metais (PINHO; GALDINO, 2014).

Variações na temperatura ambiente afetam a temperatura de operação das células FV que compõem os módulos. Um aumento da temperatura da célula implica em uma diminuição de tensão e, consequentemente, de desempenho. A (Eq. **3.6** demonstra o cálculo simplificado da temperatura de operação de um módulo FV sob condições ambientais específicas.

$$T_{mod} = T_{amb} + K_t \times G \quad \textbf{(Eq. 3.6)}$$

Sendo:

T_{mod} = temperatura do módulo (ºC);

T_{amb} = temperatura ambiente (ºC);

G = irradiância incidente sobre o módulo ($W.m^{-2}$);

K_t = coeficiente térmico para o módulo, pode ser adotado um valor de 0,03 caso não seja conhecido, dado em ($ºC.W^{-1}.m^{-2}$).

O coeficiente Kt pode ser calculado segundo a (Eq. **3.7)** e depende da temperatura nominal de operação (NOCT) fornecida pelo fabricante do módulo.

$$K_t = \frac{NOCT - 20}{800} \qquad \textbf{(Eq. 3.7)}$$

Sendo:

Kt = coeficiente térmico para o módulo ($ºC.W^{-1}.m^{-2}$).

NOCT = temperatura nominal de operação do módulo (ºC);

20 = temperatura ambiente definida para medida da NOCT (ºC);

800 = irradiância definida para a medida da NOCT ($W.m^{-2}$).

3.5.1.2 Inversores

Módulos FV podem se associar em série e/ou paralelo para formar arranjos de geração com a tensão e corrente desejadas. Essa geração é feita em c.c., portanto, em alguns casos, é necessário um inversor para transformá-la em c.a. para ser utilizada em diversos equipamentos ou para conectar o sistema à rede (TOLMASQUIM, 2016).

3.5.1.3 Controladores de carga

Segundo Pinho e Galdino (2014), em um SFI é imprescindível a presença de controladores de carga quando baterias são utilizadas. Esses dispositivos possuem como principal função o gerenciamento da carga de acordo com a disponibilidade de

energia solar, protegendo a bateria contra cargas e descargas excessivas, aumentando sua vida útil e impedindo que sofra danos irreversíveis.

Quando a bateria atingir carga plena, os controladores devem desconecta-la do gerador FV, e interromper o fornecimento de energia quando o estado de carga da bateria atingir um nível mínimo de segurança. Outra função que algumas marcas apresentam é monitorar a corrente e tensão de carregamento da bateria e dos equipamentos conectados e acionar alarmes caso ocorra algum problema (PINHO; GALDINO, 2014).

3.5.1.4 Baterias

Uma bateria é um conjunto de células conectadas em série e/ou paralelo capazes de armazenar energia elétrica na forma de energia química. Ao conectar uma bateria carregada a uma carga elétrica, uma corrente contínua é produzida pela conversão de energia química em energia elétrica (PINHO; GALDINO, 2014).

Algumas características importantes sobre as baterias são apresentadas a seguir, segundo Pinho e Galdino (2014):

- Capacidade nominal: estimativa dada pelo fabricante do número total de amperes-hora que pode ser retirado de uma bateria nova para valores especificados de corrente de descarga, temperatura e tensão de corte;
- Corrente de descarga;
- Tensão de corte: valor em que a descarga da bateria é interrompida, a partir do qual ocorrem danos irreversíveis à bateria;
- Autodescarga: descarregamento espontâneo e gradual comum a todas as baterias por processos químicos internos quando não estão em uso. É normalmente especificada como uma porcentagem da capacidade nominal que é perdida por mês;
- Ciclo: refere-se a uma sequência de carga-descarga de uma bateria até uma determinada profundidade de descarga;
- Profundidade de descarga: indica quanto da capacidade nominal da bateria foi retirado a partir do estado de carga plena. É um valor complementar ao estado de carga;

- Densidade de energia: capacidade de energia nominal normalizada pelo volume ($Wh.L^{-1}$) ou massa ($Wh.kg^{-1}$) da bateria;
- Estado de carga: capacidade remanescente disponível na bateria em um determinado momento, expressa em porcentagem da capacidade nominal. É, também, o valor complementar da profundidade de descarga;
- Taxa de carga: refere-se ao valor de corrente elétrica aplicado a uma bateria durante o processo de carga, e é normalizada em relação à capacidade nominal da bateria;
- Taxa de descarga: refere-se ao valor da corrente elétrica durante o processo de descarga

SFI necessitam de dispositivos de armazenamento de energia com a finalidade de atender a demanda em períodos nos quais a geração é nula ou insuficiente. Parte da energia solar produzida pelos módulos FV durante o dia é armazenada para ser usada quando necessário. Existem algumas outras alternativas para esse armazenamento, tais como o uso de supercapacitores e indutores com supercondutores, mas a bateria eletroquímica ainda é o dispositivo mais utilizado em um SFI.

De acordo com Pinho e Galdino (2014), para que as baterias de chumbo-ácido apresentem um bom desempenho em sistemas isolados, é necessário que tenham as seguintes características: elevada vida cíclica para descargas profundas; necessidade de pouca ou nenhuma manutenção; elevada eficiência de carregamento; e baixa taxa de autodescarga.

Baterias Lítio-íon também são utilizadas em SFI, apresentam alta densidade energética (de 90-200 $Wh.kg^{-1}$) e tensão nominal elevada. Possuem a possibilidade de suportar altas taxas de carga e descarga, baixo tempo de carga e baixa taxa de autodescarga (LI *et al.*, 2019; PINHO; GALDINO, 2014).

Baterias utilizadas em SFI devem atender a dois tipos de ciclos: rasos a cada dia e profundos por vários dias ou semanas. Os ciclos profundos ocorrem quando o carregamento não é suficiente para repor a quantidade de carga utilizada durante o dia. Quando o estado de carga é ligeiramente reduzido depois de cada ciclo diário por vários dias consecutivos correrá um ciclo profundo. Um carregamento extra ocorre

quando as condições meteorológicas se estabilizam, assim aumentando o estado de carga após cada ciclo diário (PINHO; GALDINO, 2014).

Características como uma elevada vida cíclica para descargas profundas, elevada eficiência de carregamento, baixa taxa de autodescarga, densidade de energia e pouca necessidade de manutenção devem ser observadas para que os dispositivos de armazenamento tenham um bom desempenho quando utilizados em SFI (PINHO; GALDINO, 2014).

3.5.2 Dimensionamento de sistemas fotovoltaicos isolados

O dimensionamento de um sistema FV abrange uma sequência de etapas básicas, e deve atender a demanda de energia considerando a robustez e facilidade de instalação e manutenção, uma vez que serão utilizados em regiões remotas, e as perdas relativas aos seus componentes. O ponto de partida é conhecer os dados meteorológicos e a demanda de carga para, então, especificar ou dimensionar o gerador FV, os equipamentos de controle e condicionamento de potência e o armazenamento de energia quando requerido (AGHAEI *et al.*, 2020). Segundo Pinho e Galdino (2014), as principais etapas do projeto de um SFI são:

- avaliação e levantamento adequado do recurso solar disponível no local da aplicação;
- definição da localização e configuração do sistema;
- levantamento adequado de demanda e consumo de energia elétrica;
- dimensionamento do gerador fotovoltaico;
- dimensionamento dos equipamentos de condicionamento de potência;
- dimensionamento do sistema de armazenamento.

A avaliação do recurso solar é necessária para quantificar a radiação solar global incidente sobre o painel FV. Os dados da radiação solar podem estar disponíveis em termos de irradiância ou irradiação, sendo mais comum a apresentação dos dados na forma valores médios mensais para a energia acumulada ao longo do dia. Convenientemente expressa-se o valor acumulado da energia solar

ao longo do dia por meio do número de horas de sol pleno (HSP) que reflete o número de horas em que a IS deve permanecer constante e igual a 1.000 W.m^{-2}. O cálculo do HSP é expresso segundo a (Eq. **3.8)**:

$$HSP = \frac{Irradiação\ solar\ diária\ média\ mensal\ (kWh.m^{-2}.dia^{-1})}{1000\ (kW.m^{-2})} \quad \textbf{(Eq. 3.8)}$$

A base para o dimensionamento de um SFI é entender que o sistema deve gerar mais eletricidade do que o limite estabelecido para o consumo. De maneira simples, sabe-se a demanda da unidade consumidora ao somar as energias consumidas por cada equipamento listando-se a potência elétrica, o tempo diário de funcionamento e os dias de utilização por semana, para se dispor de dados diários de energia consumida em Wh.dia^{-1}.

De acordo com o Manual da CRESESB (PINHO; GALDINO, 2014), o dimensionamento pode ser feitos pelo método do mês crítico utilizando valores médios mensais de irradiância solar e da carga, considerando-se somente os valores do mês mais desfavorável na relação carga/irradiação, proporcionando um excesso de energia nos meses mais favoráveis. A construção da curva de carga, expressa em kW em função das horas de um dia, por exemplo, permite analisar a demanda de energia identificando possíveis sazonalidades, implicando em uma redução no custo de sistema e no risco de falta de energia.

De forma a calcular a energia ativa necessária diariamente (L) considera-se a carga do sistema em c.c. e c.a. e, caso haja, a eficiência dos elementos que constituem o sistema de armazenamento e condicionamento de potência, conforme (**Eq**. **3.9)**.

$$L = \left(\frac{L_{cc}}{\eta_{bat}}\right) + \left(\frac{L_{ca}}{\eta_{bat}\eta_{inv}}\right) \quad \textbf{(Eq. 3.9)}$$

Sendo:

L_{cc} = quantidade de energia consumida diariamente em corrente contínua em determinado mês (Wh.dia^{-1});

L_{ca} = quantidade de energia consumida diariamente em corrente alternada no mesmo mês ($Wh.dia^{-1}$);

η_{bat} = eficiência global da bateria (%);

η_{inv} = eficiência do inversor (%).

Para determinar a potência do painel FV, considera-se a quantidade de energia consumida diariamente para cada mês do ano (obtida pela (Eq. 3.9)) escolhendo-se o mês crítico, ou seja, o mês de pior irradiação. A potência é, então, calculada segundo a (Eq. **3.10)**.

$$P_m = max_{i=1}^{12}\left(\frac{L_i}{HSP_i \times Red_1 \times Red_2}\right) \quad \textbf{(Eq. 3.10)}$$

Sendo:

P_m = potência do painel fotovoltaico (Wp);

L_i = quantidade de energia consumida diariamente no mês i ($Wh.dia^{-1}$);

HSP_i = horas de sol pleno no plano do painel fotovoltaico no mês i ($h.dia^{-1}$);

Red_1 = fator de redução da potência dos módulos FV, em relação ao seu valor nominal, cujo valor por *default* para módulos de c-Si é 0,75 (%). Engloba perdas causadas por: i) eventual acúmulo de sujeira na superfície ao longo do tempo de uso; ii) degradação física permanente ao longo do tempo; iii) tolerância de fabricação para menos, em relação ao valor nominal; iv) perdas devido à temperatura;

Red_2 = fator de redução da potência devido a perdas no sistema, incluindo fiação, controlador, diodos etc. Recomenda-se como *default* o valor de 0,9 (%).

Para estabelecer a configuração do arranjo FV é necessário definir o módulo FV e o controlador de carga com seguimento de ponto de potência máxima (SPPM), mais indicado para SFI. O número de módulos em série deve ser tal que a tensão de saída do painel FV esteja dentro da faixa ótima de operação do controlador recomendada pelo fabricante, de acordo com a (Eq. **3.11)**.

$$\frac{V_{SPPMmin}}{V_{mpTmax}} < nº\ de\ módulos\ em\ série\ < \frac{V_{SPPMmax}}{V_{mpTmin}} \quad \textbf{(Eq. 3.11)}$$

Sendo:

$V_{SPPMmax}$ = máxima tensão de operação do SPPM do controlador (V);

$V_{SPPMmin}$ = mínima tensão de operação do SPPM do controlador (V);

V_{pmTmax} = tensão de máxima potência do módulo FV na sua temperatura máxima de operação (V);

V_{pmTmin} = tensão de mínima potência do módulo FV na sua temperatura mínima de operação (V).

Complementarmente, o cálculo do número de fileiras em paralelo que pode ser conectada ao controlador é calculado de acordo com a (Eq. **3.12)**.

$$Nº\ de\ módulos\ em\ paralelo = \frac{P_m}{Nº_{modulos_série} P_{mod}} \quad \textbf{(Eq. 3.12)}$$

Sendo:

P_{mod} = potência nominal do módulo adotado (Wp);

P_m = potência total do gerador (W);

Para se confirmar a adequação do painel FV ao controlador, recomenda-se verificar se a corrente do painel (I_m) está de acordo com as especificações do fabricante do controlar para operação do SPPM. Para tanto, utiliza-se da (Eq. **3.12)**.

$$I_m = nº\ módulos\ paralelo . I_{mp} \quad \textbf{(Eq. 3.13)}$$

Sendo:

Imp = corrente do módulo no ponto de máxima potência, nas condições-padrão de ensaio.

O dimensionamento do banco de baterias é determinado segundo a (Eq. **3.14)** e (Eq. **3.15)**:

$$CB_{C20} = \frac{L_m . N}{P_d} \quad \textbf{(Eq. 3.14)}$$

$$CBI_{C20} = \frac{CB_{c20}}{V_{sist}} \quad \textbf{(Eq. 3.15)}$$

Sendo:

CB_{C20} = capacidade do banco de baterias para o regime de descarga de 20 horas , C20 (Wh);

CBI_{C20} = capacidade (Ah);

N = número de dias de autonomia que varia em função da região onde se instala o sistema. Normalmente entre 2 e 4, e não deve ser menor que 2;

P_d = máxima profundidade de descarga da bateria, considerando o período de autonomia;

L_m = energia ativa necessária diariamente (Eq. **3.9)**;

V_{sist} = tensão do sistema (V).

Após o cálculo da capacidade do sistema de acumulação, determina-se o número de baterias em paralelo ou em série, conforme a (Eq. **3.16)** e (Eq. **3.17)**.

$$Nº\ de\ baterias\ em\ paralelo = \frac{CBI}{CBI_{bat}} \quad \textbf{(Eq. 3.16)}$$

$$Nº\ de\ baterias\ em\ série = \frac{V_{sist}}{V_{bat}} \quad \textbf{(Eq. 3.17)}$$

Sendo:

CBI = capacidade (Ah);

CBIbat = capacidade da bateria selecionada (Ah);

Vsist = V_{sist} = tensão do sistema (V).

Vbat = tensão nominal da bateria (V);

O dimensionamento do inversor deve levar em conta a potência demandada pelo sistema e apresentar tensão de entrada igual à tensão c.c. do sistema (tensão do banco de baterias) e a tensão c.a. de saída.

3.6 Energias renováveis aplicadas em processos de separação por membranas

O impacto negativo da escassez de água sobre comunidades residentes em regiões isoladas ou semiáridas tem estimulado o interesse por sistemas de tratamento de água utilizando processos de separação por membranas (PSM) auxiliados por energias renováveis (ER). Adicionalmente, a necessidade do emprego de alternativas energéticas com baixa produção de carbono fomentam essas iniciativas (KASAEIAN *et al.,* 2019). A utilização de ER é capaz de reduzir a dependência do consumo de combustíveis fósseis, reduzir emissões atmosféricas de CO_2 e melhorar a segurança do abastecimento devido à diversificação das fontes energéticas. Em países cuja principal fonte energética são combustíveis fósseis a utilização exclusiva destes recursos afeta economicamente o processo de abastecimento devido às rápidas mudanças no custo dos combustíveis (NASSRULLAH *et al.*, 2020).

Algumas das limitações à utilização de ER são características inerentes, como a baixa intensidade e intermitência dos recursos. Estes desafios podem ser minimizados pela integração à rede quando possível, a utilização de mais de uma fonte renovável de energia e sistemas de armazenamento da energia (OKAMPO; NWULU, 2021).

Assim, destacam-se plantas piloto de dessalinização por membranas que utilizam não só energia solar FV como também energia solar térmica, energia eólica, geotérmica, marítima e hidrogênio (ABDELKAREEM *et al.*, 2018; ESMAEILION, 2020; MALEKI; POURFAYAZ; AHMADI, 2016). Sistemas híbridos, principalmente a combinação entre módulos FV e turbinas eólicas, têm ganhado atenção nos últimos anos em função de sua complementaridade temporal que aumenta a confiabilidade do conjunto (BEN ALI, *et al.*, 2020). No entanto, nem toda ER é adequada a todos os processos de dessalinização por membranas e algumas são melhor aplicadas em plantas de pequena escala. Fatores como acessibilidade ao recurso energético,

localização, custo, infraestrutura, incentivos e regulamentações governamentais influenciam consideravelmente nessa escolha (NASSRULLAH *et al.*, 2020; ROSALES-ASENSIO *et al.*, 2021).

Apesar do uso de ER aumentar a sustentabilidade do processo, o custo da produção de água potável pode ser mais alto em instalações de grande escala em comparação com processos que utilizam combustíveis fósseis, principalmente em países onde o preço desse recurso é menor, como no Oriente Médio. Apesar disso, significativos investimentos têm sido direcionados em países árabes no Golfo Pérsico para o desenvolvimento de tecnologias de dessalinização associadas à energia solar com perspectivas futuras favoráveis e competitivas para o mercado da dessalinização (RAHIMI *et al.*, 2021).

Atualmente, existem 130 plantas de dessalinização auxiliadas por ER em todo o mundo produzindo 1% do total de água potável por esta tecnologia. Dentre as diferentes fontes destacam-se a energia solar FV correspondendo a 43% do total utilizado, seguido da energia solar térmica (27%), eólica (20%) e plantas híbridas (10%) (NASSRULLAH *et al.*, 2020).

As tecnologias de dessalinização comumente associadas às ER compreendem a osmose inversa (OI), nanofiltração (NF), eletrodiálise (ED), eletrodiálise inversa (EDR), osmose direta (OD), destilação por membranas (MD), destilação multiefeitos (MED), destilação flash de múltiplos estágios (MSF) e compressão mecânica de vapor (*mechanical vapor compression* – MVC). A dessalinização pode ser realizada por meio de processos de mudança de fase, os quais incluem MED, MSF e MVD, ou via processos de separação com membranas, como OI, NF, OD, MD e ED, que dependem das propriedades de filtração de membranas poliméricas (RICHARDS; SCHÄFER, 2010).

Tecnologias que geram calor como sistemas de energia solar concentrada (CSP, do inglês *concentrated solar power*), sistemas geotérmicos e nucleares são mais adequadas para se associarem à MD. Enquanto sistemas de energia solar FV e eólica são frequentemente combinados com NF, OI, FO e ED (ALI *et al.*, 2018).

Os PSM que utilizam o gradiente de pressão como força motriz, tais como a MF, UF, NF e OI necessitam da geração de uma pressão transmembrana (PTM).

Determinam, portanto, os requisitos de potência requeridos pelos sistemas FV para acionar a motobomba responsável por exercer pressão na água de alimentação.

Tanto os módulos FV quanto os elementos dos PSM são modulares, assim facilitando sua aplicação em sistemas isolados e regiões que enfrentam problemas técnicos, logísticos, socioeconômicos e ambientais com consequente falta de água e energia elétrica (BOUSSOUGA *et al.,* 2021; SCHÄFER et al., 2018; SHEN *et al.*, 2019). Essa associação ocorre de modo satisfatório a formar um sistema fotovoltaico-membrana (FV-membrana) com baixo consumo específico de energia (CEE) (LI *et al.*, 2020; NASSRULLAH *et al.*, 2020; SCHÄFER, *et al.,* 2007). Sendo, portanto, possível escalonar estes dois componentes para as dimensões desejadas dependendo de sua aplicação.

Comparada com outras fontes renováveis de energia, a energia solar FV apresenta atrativos como um longo tempo de vida útil (maior que 20 anos), manutenção simplificada, modularidade e a necessidade de reduzido espaço para instalação (AJIWIGUNA *et al.*, 2021; RICHARDS; SCHÄFER, 2010). A associação com PSM é principalmente atraente para regiões remotas e sistemas de pequena escala com produção aproximada de 1 $m^3.d^{-1}$ (LI *et al.*, 2021).

Os sistemas FV-membrana de pequena escala devem possuir um projeto simplificado, robustez e confiabilidade de operação, bem como requerer mínima manutenção, uma vez que seu reparo é dificultado em comunidades isoladas (RICHARDS *et al.*, 2015). Desse modo, um treinamento adequado da população local é necessário e capaz de assegurar a operação e manutenção do sistema sem a necessidade de profissionais externos (ELASAAD *et al.*, 2015).

A primeira planta em escala comercial de dessalinização por OI acionada por energia solar FV foi implementada na Arábia Saudita, em 1981, com uma produção de 3,2 $m^3.d^{-1}$ e um sistema FV acoplado de 8kWp. Até os dias atuais, as capacidades variam de 0,1 $m^3.d^{-1}$ a 75,7 $m^3.d^{-1}$ para sistemas em escala real (DELGADO-TORRES *et al.*, 2019).

De acordo com Soares (2008), a primeira unidade de osmose inversa auxiliada por energia solar FV no Brasil foi instalada na comunidade de Cuité, Ceará, em 2001, para tratar águas subterrâneas com concentração de sais de 1.200 $mg.L^{-1}$. O sistema

contava com 8 baterias (12V, 100Ah), um controlador de carga, uma membrana de OI e 20 módulos FV (55Wp cada).

Ghafoor *et al.* (2020) avaliaram a viabilidade técnica e econômica de uma unidade FV-OI para a dessalinização de águas salobras com capacidade de produção de 500 $L.h^{-1}$ e potência máxima de 2 kWp no Paquistão, um país de clima tropical. Os autores avaliaram os efeitos do uso de rastreadores solares que aumentaram em 20-25% a produção de energia e o resfriamento dos módulos FV com aumento da eficiência em 5-10%. Os módulos FV foram capazes de suprir 60% da energia requerida durante o verão com um período de *payback* do sistema como um todo de 1,83 anos demonstrando sua viabilidade econômica.

Pimentel da Silva e Sharqawy (2020) propuseram um modelo para ajudar a projetar um sistema FV-OI de pequena escala em comunidades semiáridas brasileiras, cujos resultados foram integrados a um sistema de informações geográficas para avaliar a viabilidade técnica e econômica. O modelo previu que uma capacidade de permeação de 10 $m^3.d^{-1}$ operando por 8h e utilizando uma área de 26-33 m^2 para instalação dos módulos é capaz de produzir água potável a um custo de 1,44 a 1,65 $US\$.m^{-3}$. Produção suficiente para atender as necessidades básicas de 250 pessoas durante 2 dias.

Bouhadjar *et al.* (2019) instalaram uma pequena planta piloto FV-NF com um único módulo de membrana (NF90) com objetivo de remover fluoreto de águas subterrâneas em comunidades rurais no norte da Tanzânia. Foram utilizados 9 módulos FV fornecendo um total de 2,25 kWp conectados a 2 baterias de chumbo-ácido de 230 Ah cada, capazes de armazenar 2,2 kWh e suprir as necessidades da planta piloto por 2 horas. A utilização dos módulos FV durante 2,5 horas por dia permitiu uma produção de 240 $L.h^{-1}$ de permeado com CEE de 4,4 $kWh.m^{-3}$ e recuperação de 12%. A remoção de fluoreto foi de 98%, valor suficiente para atender os padrões da Organização Mundial da Saúde (<1,5 $mg.L^{-1}$).

Richards *et al.* (2017) avaliaram a eficiência de um sistema FV-membrana de OI e NF funcionando a baixas pressão (3 a 5 bar) para tratar águas contaminadas com fluoreto no norte da Tanzânia. O procedimento experimental consistiu da comparação de 4 módulos de membranas (BW30, BW30-LE, NF90 e NF270) sob uma vazão de alimentação de 510 $L.h^{-1}$ e potência máxima de 240 W. O principal interesse do estudo

foi avaliar a utilização de diferentes módulos de membrana, variações na energia de entrada disponível e pressão transmembrana no consumo específico de energia (CEE) ao prover água potável. As membranas BW30, BW30-LE e NF90 obtiveram os melhores resultados com qualidade de permeado suficiente para atender aos padrões da Organização Mundial da Saúde, sob uma quantidade variável de energia de alimentação, e CEE variando de 0,5 a 2,5 $kWh.m^{-2}$. A membrana NF90 obteve os melhores resultados em termos de produção de permeado com o menor CEE (de 0,5 a 1,5 $kWh.m^{-2}$).

Um critério importante para a implementação de um sistema FV-membrana é o destino a ser dado ao concentrado devido ao potencial impacto ambiental negativo causado pelo descarte extensivo de salmoura e a degradação ambiental relacionada à hipersalinidade. Estima-se que 2 m^3 de salmoura são gerados para cada 1 m^3 de água dessalinizada (BUONOMENNA; BAE, 2015).

Em plantas de dessalinização de grande escala para tratar água marinha é necessário um tratamento adicional ao concentrado, pois seu descarte no mar gera implicações ambientais negativas (SCHÄFER *et al.,* 2007). Alguns dos impactos adversos são a mortandade da fauna e flora local causada pela redução da qualidade da água devido a condições anóxicas e elevada turbidez do efluente. Além do comprometimento da produtividade primária devido à quebra do equilíbrio osmótico entre plânctons e a água do mar (PALOMAR; LOSADA, 2011).

Para regiões rurais uma opção que tem sido aplicada pelo Programa Água Doce é a utilização do concentrado em um sistema produtivo integrado sustentável para a dessedentação animal e criação de peixes (BRASIL, 2012).

3.6.1 Componentes operacionais do sistema FV-membrana

Os componentes mas utilizados em sistemas FV-membrana estão indicados na Figura 3.20. Estes sistemas podem ser auxiliados por diferentes combinações de fontes energéticas e dispositivos de armazenamento de energia, como dito anteriormente. A seguir serão detalhadas as características de cada um dos componentes que o compõem.

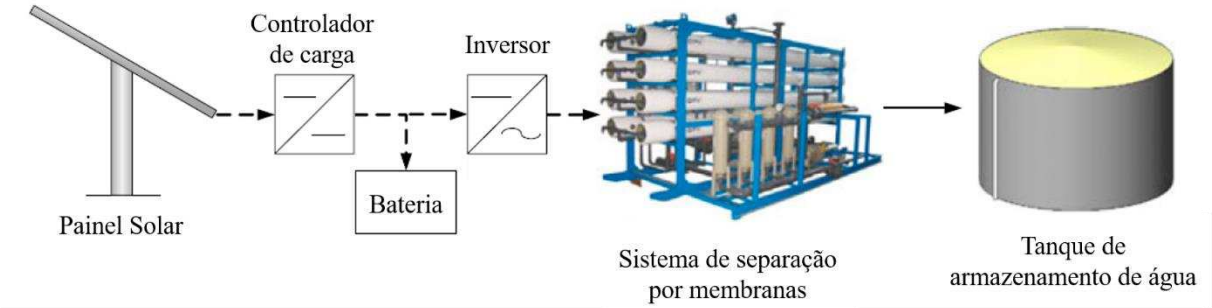

Figura 3.20 - Representação de um sistema FV-Membrana.

Fonte: Adaptado de Bilton; Kelley (2015).

3.6.1.1 Módulos fotovoltaicos

De forma geral, em associações de energia solar FV com PSM, recomenda-se a utilização de módulos fabricados a partir de lâminas de silício cristalino, monocristalino ou policristalino, por serem mais facilmente encontradas no mercado e representarem a opção de menor risco. Outros fatores importantes são a sua durabilidade (> 25 anos) e a maturidade técnica da tecnologia (LI *et al*., 2019).

3.6.1.2 Controlador de carga

A presença de controlador de carga em SFI, como apresentado na seção 3.3.1.3, é igualmente importante em sistemas FV-membrana para gerenciar a carga de acordo com a disponibilidade de energia solar. Recomenda-se o uso de controladores de carga com seguimento de potência

máxima para assegurar a utilização da potência máxima disponível ao sistema durante todo o tempo de operação (LI *et al*., 2019, PINHO; GALDINO, 2014).

3.6.1.3 Inversor

A função dos inversores é adaptar as características da corrente gerada à demanda total ou parcial do sistema através de um sistema de chaveamento para alternar o fluxo de corrente entre as direções positiva e negativa (RIBEIRO, 2009). Em algumas aplicações em que há a necessidade da utilização de equipamentos em

corrente alternada (c.a.), é necessária a presença de um inversor a fim de transformar corrente contínua (c.c.) proveniente dos módulos FV em corrente alternada.

3.6.1.4 Baterias

Uma discussão detalhada sobre baterias será apresentada na seção 3.5.3.

3.6.1.5 Válvulas de controle

As válvulas de controle mais comuns utilizadas em sistemas de membranas são para o controle de pressão e vazão. Controle de pressão podem ser utilizados para reduzir, aliviar ou ajustar pressões.

3.6.1.6 Motor elétrico

Um motor elétrico é uma máquina que realiza a conversão de energia elétrica em energia mecânica, essa conversão se baseia em princípios eletromagnéticos nos quais condutores em um campo magnético atravessados por corrente elétrica sofrem a ação de uma força mecânica, chamada de torque (RIBEIRO, 2009). Em sistemas de corrente contínua o condicionamento de potência pode ser feito utilizando-se um conversor c.c-c.c ou acoplando diretamente o gerador FV ao motor. Nos dois casos, a fim de otimizar a captação de energia sob condições variáveis de IS podem ser utilizados seguidores do ponto de potência máxima (PINHO; GALDINO, 2014).

Há três tipos de motores mais utilizados para a captação de água em sistemas auxiliados por ER: motores c.c. com escova de ímãs permanentes; motores c.c. sem escovas de ímãs permanentes; e motores c.a.. A escolha do motor dependerá das características dos componentes elétricos do sistema (LI *et al.*, 2019).

Motores c.c. são indicados para uma baixa demanda de energia (< 5kW), sua eficiência é geralmente mais elevada quando comparada a motores c.a. e são projetados para operar por um longo tempo. Porém, possuem custo inicial elevado e os motores com escovas necessitam de manutenção periódica, além de possuírem um tempo de vida de 4 a 8 anos (LI *et al.*, 2019; PINHO; GALDINO, 2014). Motores c.c. sem escovas são mais indicados para aplicações em regiões remotas, pois

possuem vantagens como o aumento da confiabilidade do sistema e a reduzida necessidade de manutenção. São geralmente de menor potência e possuem um tempo de vida de 10 a 20 anos (LI *et al.*, 2019). Para maiores demandas (> 10kW) motores c.a. são mais utilizados em conjunto com um inversor. A maior desvantagem está ligada à associação com inversores que configuram risco adicional de falhas ao sistema (LI *et al.*, 2019).

As vantagens e desvantagens das diferentes tecnologias de motores aplicadas em sistemas de ER-membranas são apresentadas na Tabela 3.3.

Tabela 3.3 – Comparação entre os motores mais comuns utilizados em sistemas ER-membrana.

Motores	Potência	Vantagens	Desvantagens
Motores c.c. com escova de ímãs permanentes	< 5 kW	Estrutura simplificada para pequenas cargas. Não são necessários circuitos de controle complexos. Maior eficiência	Manutenção e troca das escovas a cada 2.000 a 4.000 horas de uso. Tempo de vida de 4 a 8 anos. Podem apresentar centelhamento, aquecimento e consequente desgaste das escovas
Motores c.c. sem escovas de ímãs permanentes	< 5 kW	Tempo de vida de 10 a 20 anos. Baixa necessidade de manutenção. Maior confiabilidade. Maior eficiência	O circuito eletrônico extra para o sensor de posição do rotor oferece o dobro do preço do motor
Motores c.a.	> 10 kW	Maior variedade de modelos disponíveis no mercado. Diversidade de estratégias de controle. 20% mais barato que motores	Requerem inversor. Adicionam complexidade e aumentam o risco de falhas do sistema

	c.c.. Tempo de vida de 15 a 20 anos

Fonte: Li *et al*. (2019); Pinho e Galdino (2014).

A escolha do motor mais adequado dependerá do volume de água necessário, da potência requerida do sistema para atingir a pressão desejada ao funcionamento das membranas, eficiência, custo, confiabilidade, disponibilidade e facilidade de manutenção (LI *et al*., 2019; PINHO; GALDINO, 2014).

3.6.1.7 Bomba

Bombas são dispositivos hidráulicos cuja função é fornecer um fluido hidráulico sob pressão a um sistema. Para tanto, utilizam energia primária, normalmente elétrica, pela conversão da energia de uma força motriz em velocidade ou energia cinética. A quantidade de fluido distribuída é proporcional ao deslocamento de fluido por rotação da bomba e pela rotação na qual a bomba é operada (RIBEIRO, 2009).

As bombas utilizadas em sistemas de bombeamento auxiliados por energia FV são classificadas em volumétricas (de deslocamento positivo) ou rotativas, as quais colhem continuamente o líquido da câmara, e bombas centrífugas, que provêm velocidade à corrente fluida. Em sistemas FV-membrana as bombas são componentes chave, pois produzem a vazão de alimentação e a pressão necessárias para o processo de separação por membranas e determina a necessidade de energia dos módulos FV (LI *et al*., 2019).

Bombas centrífugas possuem um rotor (dispositivo rotatório dotado de pás) que transfere movimento de rotação para a massa de água da carcaça forçando a água para fora através de aberturas de saída em função da força centrífuga. O vácuo criado possibilita a pressão atmosférica a forçar mais água para dentro da carcaça através da abertura de entrada (RIBEIRO, 2009). Essas bombas são adequadas para aplicações que exigem grandes vazões, e as que trabalham em c.c. conectadas diretamente ao gerador FV são muito sensíveis ao valor da radiação solar. Quando o nível de IS reduz, a corrente do gerador diminui e o motor gira mais lentamente. Pequenas mudanças nos níveis de IS resultam em grandes mudanças na vazão da bomba, levando-a ao não atendimento da vazão necessária ou até mesmo

interrompendo seu funcionamento até que os níveis de IS se elevem novamente (PINHO; GALDINO, 2014).

Em bombas volumétricas o fluido na entrada do sistema tem aproximadamente a mesma direção que no ponto de saída. A água é bombeada a partir de um êmbolo que força o deslocamento do fluido no sentido do próprio êmbolo com movimentos sucessivos. Devido ao volume fixo de água deslocada durante cada curso da bomba, a vazão é diretamente proporcional à velocidade de oscilação (LI *et al.*, 2019; PINHO; GALDINO, 2014; RIBEIRO, 2009).

Bombas volumétricas (ou de deslocamento positivo) são indicadas para vazões entre 0,3 a 40 $m^3.d^{-1}$, e as mais utilizadas em sistemas FV são bombas de diafragma, bombas de pistão com contrapeso e bombas de cavidade progressiva. Tais bombas não se ajustam bem quando acopladas diretamente ao gerador FV quanto as bombas centrífugas. Necessitam de inversores ou conversores c.c.-c.c. para ajustar o ponto operacional do gerador FV e proporcionar a corrente necessária para a partida da bomba que demanda mais potência que a partida de uma bomba centrífuga. Pequenas variações nos níveis de IS também diminuem a velocidade do motor (PINHO; GALDINO, 2014).

Para aplicações de pequena potência (até 250 Wp) são comumente utilizadas bombas de deslocamento positivo de diafragma, bombas centrífugas de estágio único ou de poucos estágios. Em aplicações que requerem uma grande quantidade de potência é indicado o uso de bombas centrífugas multiestágios e de deslocamento positivos helicoidais (PINHO; GALDINO, 2014). De acordo com Li *et al*. (2019) , bombas de deslocamento positivo são mais indicadas para aplicações em sistemas FV-membranas de pequena escala.

A Tabela 3.4 mostra algumas características, vantagens e desvantagens das diferentes tecnologias de bombas aplicadas em sistemas de ER-membranas.

Tabela 3.4 – Comparação entre as bombas mais comuns utilizados em sistemas ER-membrana.

Bombas	Características	Vantagens	Desvantagens
Volumétrica (ou deslocamento positivo)	Indicada para vazões de 0,3 a 40 $m^3.d^{-1}$. E pressões de 17 a 78 bar	Operam com maior eficiência sob diferentes valores de pressões e vazões. Baixo custo e consumo energético	Inadequada para ligação direta, necessitando de controladores eletrônicos para proporcionar corrente necessária à partida da bomba. Pequenas mudanças nos níveis de irradiância sobre o módulo FV reduzem a velocidade do motor
Centrífugas (dinâmicas)	Indicada para vazões de 25 a 100 $m^3.d^{-1}$. E pressões entre 1 a 3 bar	Mais utilizada mundialmente por possuir robustez, simplicidade e design econômico. Eficiência hidráulica de 30 a 60%	Redução da eficiência na medida em que a pressão operacional se afasta da especificada pelo fabricante

Fonte: Li *et al*. (2019); Pinho e Galdino (2014); Ribeiro (2009).

3.6.2 Requisitos energéticos em sistemas integrados

A quantidade de energia necessária em plantas de dessalinização para a produção de água potável depende do método e tecnologia de dessalinização empregada, da capacidade da planta, da temperatura e da salinidade da água de alimentação, da porcentagem de recuperação, pré-tratamento e descarte de concentrado (NASSRULLAH *et al*., 2020; OKAMPO; NWULU, 2021; XEVGENOS *et al*., 2016).

O consumo específico de energia (CEE, $kWh.m^{-3}$), equivalente à quantidade de energia necessária para desmineralizar 1 m^3 de água é um dos parâmetros mais

importantes para análise de desempenho. Em última análise, determina o custo do sistema, conforme os requisitos de energia se traduzem em área de painel solar necessária e a produção de água potável em área de membrana (SCHÄFER *et al.,* 2007).

Valores comuns em plantas de dessalinização por OI são de aproximadamente 2 a 5 $kWh.m^{-3}$ (KASAEIAN; RAJAEE; YAN, 2019; XEVGENOS *et al.*, 2016). Em sistemas autônomos menores o CEE pode atingir números mais altos, de 3 a 7 $kWh.m^{-3}$, devido a condições incomuns de operação, ineficiência do projeto ou operação subótima (MITO *et al.*, 2019).

Algumas aplicações em pequena escala de sistemas FV-membranas de OI em regiões remotas produzem 0,51 $m^3.h^{-1}$ enquanto consomem 1,1 $kWh.m^{-3}$. Comparados com sistemas alimentados por diesel tratam água a um custo reduzido (CHEN *et al.*, 2019). Já membranas de UF possuem CEE de 0,46 $kWh.m^{-3}$ (NASSRULLAH *et al.*, 2020).

3.6.3 Dispositivos de armazenamento de energia

O maior desafio na associação de ER em PSM é a instabilidade na produção de água potável devido à intermitência da fonte energética (AJIWIGUNA *et al.*, 2021; RAHIMI *et al.*, 2021). Variações na energia que abastece o sistema de membranas em decorrência da intermitência do recurso solar afetam condições hidrodinâmicas como vazão de alimentação e pressão aplicada (BOUSSOUGA *et al.,* 2021; CAI; SCHÄFER, 2020).

Tais alterações induzem uma diminuição temporária da produção do permeado e de sua qualidade devido à redução do volume produzido. O declínio do desempenho geral pode ser atribuído aos constantes desligamentos que, consequentemente, aumentam o desgaste na bomba (LI *et al.*, 2019).

A abordagem de sistemas FV-membrana diretamente acoplados é utilizada com o intuito de aproveitar a capacidade do sistema em armazenar energia potencial sob a forma de água potável no lugar de energia química de forma eficiente e com bom custo-benefício (LI *et al.*, 2021). Nesse caso, não se incluem dispositivos de armazenamento de energia química ou elétrica e a bomba é conectada diretamente aos módulos FV. O desafio é, naturalmente, lidar com as variações de energia inerentes aos recursos. Ainda assim, a qualidade total do permeado produzido é

capaz de atender aos padrões da Organização Mundial da Saúde necessitando somente de algumas adaptações para maximizar a produção de água potável (AHMED *et al.,* 2019; BOUSSOUGA *et al.*, 2021; CAI; SCHÄFER, 2020).

Uma prática amplamente relatada na literatura é a operação intermitente do sistema, caracterizada por operação constante seguida por períodos de desligamento prolongado (FREIRE-GORMALY; BILTON, 2019). Embora apresente prejuízos relativos a um potencial aumento de incrustações, a operação é viável e capaz de atender as necessidades de pequenas comunidades (AJIWIGUNA *et al.*, 2021; ALMAKTOOF *et al.*, 2015; BOUSSOUGA *et al.*, 2021; SHEN *et al.*, 2019).

A fim de manter uma operação estável, a planta de dessalinização auxiliada por energia solar pode contar com um banco de baterias para armazenar energia. É reportado pela literatura que dispositivos de armazenamento apresentam desvantagens como a redução da eficiência global do sistema em função do alto custo de aquisição e manutenção, reduzido tempo de vida e potenciais impactos negativos em casos de destinação ambientalmente inadequada das baterias (CAI; BURKHARDT; SCHÄFER, 2021; DELGADO-TORRES *et al.*, 2019; LI *et al.*, 2019; RAHIMI *et al.*, 2021). De acordo com Rahimi *et al.* (2021), estes fatores aumentam os custos gerais da planta e podem tornar o processo economicamente inviável. A respeito do descarte de baterias no Brasil, a prática comercial usual é à base de troca, portanto evitando a disposição ambiental inadequada.

Uma discussão recorrente na literatura a respeito da redução de custos de manutenção em relação à inclusão de baterias se pauta na maior facilidade em armazenar permeado que energia química, sendo a qualidade da água relativamente simples de ser mantida (AJIWIGUNA *et al.*, 2021; LIU, J. *et al.*, 2018). O excedente de permeado gerado pode ser armazenado em tanques designados a atender a população em momentos de déficit de radiação solar. No entanto, a produção de água pode ser menor por somente funcionar durante o dia (CAI *et al.*, 2021; TAFECH *et al.*, 2016). Para estes casos, Richards e Schäfer (2010) recomendam que o sistema FV-membrana deve ser ligeiramente superdimensionado para contabilizar as variações dos recursos energéticos e armazenar água suficiente a fim de suprir as necessidades de um dia nublado com produção mínima de permeado.

Em sistemas com baterias, o número de módulos FV deve ser maior que a demanda para a produção de permeado com o objetivo de armazenar o excedente de energia elétrica gerada. Em sistemas com tanques de armazenamento de água, a capacidade de produção da planta que utiliza membranas como meio filtrante deve ser maior que a demanda diária da população para compensar o menor tempo de operação do sistema (AJIWIGUNA *et al.*, 2021).

Tafech *et al.* (2016) apresentaram uma comparação de custos para a produção de água potável por meio de diferentes combinações entre uma planta FV-OI com baterias, uma planta FV-OI sem baterias com armazenamento de água, e um sistema híbrido eólico-FV-OI na ilha King, Austrália. Os autores concluíram que em sistemas de dessalinização *off-grid* o armazenamento de energia não é tão eficiente quanto o armazenamento de permeado, pois o custo da produção no cenário FV-OI com armazenamento de água foi consideravelmente menor do que aquele com o uso de baterias (1,87 $\$.m^{-3}$ e 4,15 $\$.m^{-3}$ respectivamente). Os autores indicam ainda que a integração de duas ou mais fontes de ER é capaz de harmonizar a natureza transitória das ER reduzindo os efeitos negativos da intermitência do recurso com um aumento trivial de custos em relação aos ganhos.

Rahimi *et al.* (2021) sugerem que além da associação da energia solar com outras fontes, como a eólica, uma opção para instalações em grande e pequena escala é conectar as plantas FV-OI à rede. Essa opção reduziria a quantidade de módulos FV e, consequentemente, os custos de aquisição de equipamentos e operação. Nesse viés, os autores avaliaram a viabilidade da utilização de energia solar FV e OI ao investigar diferentes cenários considerando a integração de módulos solares à rede para plantas com capacidade igual ou menor que 2.000 m^3/d, na cidade Bandar-Abbas no Golfo Pérsico. Para esses cenários os autores também consideraram o impacto do armazenamento de energia em bancos de baterias, a utilização de dispositivos de recuperação de energia, as características das membranas e a injeção da energia elétrica produzida pelos módulos FV na rede.

Nos cenários em que houve venda de eletricidade o valor presente líquido (VPL) foi maior, demonstrando o impacto dessa prática na renda total da planta. Em função disso, os autores argumentam que utilizar módulos FV somente para suprir as necessidades do processo de dessalinização por OI sem a venda da eletricidade

excedente configura em menor VPL e é, portanto, menos vantajoso. Os piores cenários econômicos são aqueles completamente desconectados da rede (*off-grid*) com ou sem a utilização de baterias. Este último possuindo o maior custo unitário por m^3 de água produzido devido ao elevado custo de aquisição e manutenção dos dispositivos de armazenamento de energia.

No entanto, Mito *et al.* (2019) argumentam que a conexão de usinas de OI à rede inflige uma alta carga às concessionárias afetando a estabilidade nacional. Em países do Golfo estima-se que a dessalinização consome 4-12% do total de eletricidade da região, sendo necessário uma alta injeção de energia proveniente de fontes renováveis para suportar o requerido por essas usinas. Os autores apontam que esse aumento diminui a confiabilidade e a qualidade da rede elétrica, introduzindo um aumento de tensão, harmônicas no sistema de energia elétrica e oscilações no fornecimento.

O armazenamento de água potável em tanques ou a conexão da planta à rede em momentos em que não há energia solar suficiente (à noite) aumentam a robustez do sistema, mas não reduzem a influência da flutuação da IS sobre o desempenho final. Qualquer variação da IS é imediatamente transformada em instabilidades hidrodinâmicas, como variações de vazão e pressão que afetam a qualidade do permeado ou infligem possíveis danos aos equipamentos (BOUSSOUGA *et al.,* 2021; LI *et al.*, 2019). Na maioria dos casos de regiões isoladas ou remotas a conexão à rede é sequer possível em função da ausência de concessionárias que forneçam esse serviço.

De acordo com Li *et al.* (2019) diferentes tecnologias podem ser empregadas para o armazenamento de energia em plantas de pequena escala, como baterias de chumbo-ácido, baterias de lítio-íon e supercapacitores. A Tabela 3.5 apresenta uma comparação entre tecnologias adequadas a sistemas FV-membranas de pequena escala com os principais critérios para a seleção da melhor opção a ser empregada. Tais critérios devem ser considerados a fim de possibilitar uma operação eficiente e confiável principalmente durante períodos de grande flutuação e intermitência de energia.

Tabela 3.5 - Comparação entre tecnologias de armazenamento de energia adequadas à sistemas FV-membranas de pequena escala

Tipo	Ciclos de carga/descarga	Tempo de vida (anos)	Taxa de auto descarga (%.d^{-1})	Densidade energética (Wh.kg^{-1})	Densidade de potência (W.kg^{-1})	Temperatura de operação (ºC)
Bateria de chumbo-ácido	1.200-1.800	5	0,1-0,3%	30-50	75-300	~20 a +45
Bateria de lítio-íon	1.000-10.000	5-15	0,03-0,17%	90-200	500-2.000	~25 a +45
Supercapacitores	> 500.000	8-10	5-40%	~ 5	100.000	~40 a +60

Fonte: Li *et al.* (2019).

A opção mais empregada em sistemas FV-membrana são baterias de chumbo-ácido (Pb-ácido) por ser uma tecnologia madura e de fácil acesso, possuir baixo custo e necessitar de baixa manutenção. Uma baixa taxa de autodescarga as tornam adequadas a aplicações de longo prazo. Sua maior desvantagem está associada a um limitado número de ciclos e reduzido tempo de vida útil causado por descarga profunda ou operação a altas temperaturas (> 35ºC). Quando utilizada em sistemas auxiliados por ER incompletas cargas/descargas podem iniciar processos de degradação como estratificação, gaseificação (ou borbulhamento da bateria), excessiva sulfatação e degradação do eletrodo positivo (LI *et al.*, 2019).

Em sistemas de pequena escala é de extrema importância que se mantenha um estado de carga alto, acima de 50%, para que as baterias tenham bom desempenho e ciclo de vida. Em um sistema FV-membrana com motor de 300 a 500W, o armazenamento de 1 kWh em baterias permite um adicional de 2 a 3 horas de funcionamento (LI *et al.*, 2019).

Alghoul *et al.* (2016) investigaram os efeitos de diferentes condições climáticas, design e operação sobre o desempenho e durabilidade de um sistema FV-OI para a dessalinização de água salobra (salinidade na alimentação de 2.000 mg.L^{-1}, e valores de salinidade do permeado de 50 mg/L) na Malásia. Um sistema FV em pequena escala de 2 kWp foi testado por 6 meses com o auxílio de um banco de baterias de

chumbo-ácido de 2,4 kWh. As baterias foram capazes de fornecer energia de forma estável durante o dia por 12h no primeiro dia, e 10h no segundo. Durante a noite, as baterias abasteceram o sistema por 12h e 11h54min, na primeira e na segunda noite, respectivamente. Os autores verificaram que as altas temperaturas durante o dia no local de instalação (Malásia) prejudicaram o desempenho dos módulos (temperaturas > 45ºC) e das baterias (> 35ºC) que resultaram em uma redução de 2h de funcionamento de uma dia para o outro. Ainda assim o sistema produziu 5,1 m^3 de água por dia satisfatoriamente com um CEE de 1,1 $kWh.m^{-3}$ utilizando membranas comerciais em dois estágios.

Bilton & Kelley (2015) modelaram um sistema FV-OI para pequenas comunidades ($10m^3.d^{-1}$) com baterias de chumbo-ácido e relataram ser a opção com maior custo benefício do que um sistema similar auxiliado por geradores a diesel ou sistema híbrido utilizando energia eólica e diesel.

Baterias de lítio-íon (Li-íon) possuem uma maior densidade energética, alto custo de aquisição, baixa taxa de autodescarga e praticamente não necessitam de manutenção quando comparadas com baterias de chumbo-ácido (LI *et al.*, 2019).

Supercapacitores (SC) armazenam energia acumulando cargas positivas e negativas em uma solução eletrolítica, são tecnologias de alta potência que apresentam elevada eficiência e podem prover diversos ciclos sem perda em sua capacidade de armazenamento. Apresentam altos custos, mas são utilizadas com frequência em sistemas ER-membranas (LI *et al.*, 2019; PARK *et al.*, 2013; PINHO; GALDINO, 2014; RICHARDS *et al.*, 2014; SORIC *et al.*, 2012).

Os SC podem ser carregados mais rapidamente que as baterias e são principalmente indicados para aplicações que necessitam de carga e descarga em curto espaço de tempo (1-2min). A principal desvantagem dessa tecnologia é uma alta taxa de autodescarga de 1,5% ao dia que depende de seu estado de carga (enquanto baterias Pb-ácido apresentam 5% ao mês, e Li-íon 1-2% ao mês). Mais degradações acontecem a altas temperaturas, assim como em baterias, que aumentam reações internas e reduzem sua capacitância (LI *et al.*, 2019, 2021).

Li *et al.* (2019), ao analisarem os componentes de um sistema FV-membrana de pequena escala para dessalinização de águas subterrâneas, afirmaram que baterias de Li-íon possuem melhor desempenho em comparação com baterias de Pb-

ácido. SC também são indicados a estes sistemas por possuírem potencial para lidar com períodos curtos de flutuações de IS e capacidade de fornecer uma grande quantidade de energia instantaneamente. No entanto, ainda são necessárias mais investigações para consolidar sua aplicação (LI *et al.*, 2021).

De forma geral, para sistemas projetados para longos períodos de operação (20 anos) em áreas remotas, Li *et al.* (2021) recomendam ser mais confiável superdimensionar a quantidade de módulos FV a fim de suprir as necessidades da planta sem a utilização de dispositivos de armazenamento. Monnot *et al.* (2018) propuseram estratégias para melhor configurar um sistema FV em pequena escala associados a membranas de OI para maximizar a produção de água e minimizar custos. Os autores indicam que a inserção de baterias pode aumentar em até 20% o custo total da planta quando operadas com a taxa de recuperação máxima e recomendam a utilização de baterias Li-íon somente para sistemas FV-OI com produção de $5 m^3.d^{-1}$ de água dessalinizada.

Embora a literatura também recomende a utilização de sistemas diretamente acoplados, o uso de baterias como armazenamento de energia torna a produção de água potável mais estável, uma vez que a energia excedente do módulo FV é armazenada e utilizada em momentos de baixa irradiação. Também permite que o sistema utilize uma planta de dessalinização (OI) de menor capacidade para atender a demanda, pois o tempo de operação é maior (AJIWIGUNA *et al.*, 2021).

Como os fabricantes de membranas recomendam a operação do sistema com fluxo de permeação constante, o armazenamento de energia pode melhorar o desempenho do sistema reduzindo a ocorrência de eventos de desligamento (SHEN *et al.*, 2019).

3.6.4 Influência das flutuações da irradiância solar sobre incrustações

A irradiância solar (IS) é o parâmetro mais importante em plantas FV-OI, pois determinam a capacidade e eficiência da planta (KASAEIAN *et al.*, 2019). Como discutido anteriormente, a energia solar varia durante o dia e o ano, e depende de condições meteorológicas, localização geográfica e estações do ano. A IS pode variar significativamente em curtos intervalos de tempo, da ordem de segundos,

principalmente em dias com presença de nuvens. Durante as oscilações, a pressão aplicada e a vazão de alimentação podem variar a níveis baixíssimos chegando a zero, levando a uma menor produção de permeado e condições instáveis de operação que resultam em danos ao sistema (CAI *et al.*, 2021).

Apesar dos estudos e aplicações recentes, ainda são necessárias mais investigações sobre as flutuações da IS no desempenho do sistema principalmente em relação às incrustações. A operação intermitente do sistema FV-membrana pode causar um aumento prematuro de incrustações, levando a uma menor permeabilidade da membrana em comparação com um sistema de operação contínua (FREIRE-GORMALY; BILTON, 2019).

Em sistemas FV-OI se a pressão aplicada for menor do que a pressão osmótica da solução de alimentação ocorre um processo de retrolavagem osmótica direto. As flutuações da IS nesses casos leva a uma mudança das condições hidrodinâmicas do sistema, resultando numa variação da força motriz da retrolavagem osmótica determinada pela diferença da pressão osmótica através da membrana (CAI *et al.*, 2021). Portanto, existe a hipótese de um possível beneficiamento da variação de energia no sistema devido à interrupção (quebra) da camada de polarização de concentração pela indução natural de uma retrolavagem provocando uma autolimpeza quando a bomba é desligada (SHEN *et al.*, 2019). Há ainda a hipótese de dano ou delaminação da membrana devido a pressões excessivas da retrolavagem (FREIRE-GORMALY; BILTON, 2019).

Cai *et al.* (2021) investigaram a viabilidade da retrolavagem osmótica e sua capacidade de mitigar a formação de *scaling* por $CaSO_4$ e $CaCO_3$. Os resultados mostraram que a retrolavagem osmótica recuperou 30-96% do fluxo e removeu parcialmente os cristais, sendo mais efetiva no controle de polarização de concentração e da cristalização na superfície. Os autores comparam a influência de um alto nível de irradiância e um baixo nível de irradiância logo antes de flutuações. Um alto nível de irradiância e um longo tempo de operação levaram a um *scaling* alto, assim reduzindo a eficiência da limpeza pela retrolavagem osmótica. Por outro lado, uma irradiação solar de baixo nível logo antes de flutuações de IS não afetou a formação de incrustações, mas melhorou a eficiência de limpeza da retrolavagem

osmótica, demonstrando seu potencial em atuar como um processo de controle do *scaling* durante as flutuações da IS (CAI *et al.*, 2021).

Shen e *et al.* (2019) investigaram o desemprenho de um sistema FV-membrana com diferentes módulos de membranas NF e OI (NF90, NF270 e BW30) sob condições variáveis de IS. O objetivo do experimento foi examinar o efeito da flutuação da IS durante um intervalo de 60 min durante operação de um dia (10 horas) ensolarado na estação seca na Tanzânia. Indicadores de desempenho como fluxo, CEE e concentração de F^- no permeado foram avaliados e demonstraram que os módulos BW30 obtiveram os melhores resultados. Apesar de apresentarem menor fluxo de permeado (8 a 12 $L.m^{-2}.h^{-1}$) e maior CEE (3 a 4 $kWh.m^{-3}$), obtiveram as melhores taxas de retenção de F^- atendendo aos padrões de potabilidade. Os autores verificaram que, sob flutuações da IS, a pressão e a vazão de alimentação decaíram drasticamente, reduzindo consequentemente o fluxo de permeado e aumentando o CCE. Em alguns momentos durante a coleta de amostras de permeado a concentração de F^- variou temporariamente não atingindo os padrões da Organização Mundial da Saúde. No entanto, a concentração final do permeado foi capaz de atender as exigências de potabilidade.

De acordo com Freire-Gormaly & Bilton (2019) algumas hipóteses indicadas na literatura para explicar o aumento das incrustações em função da operação intermitente do sistema podem ser verificadas por meio da análise da permeabilidade e autópsia da membrana. Na maioria das aplicações FV-membranas o desligamento do sistema é feito sem lavagem. Portanto, o contato da membrana com água estagnada durante o tempo em que o sistema fica inoperante pode aumentar as incrustações biológicas (*biofouling*), uma vez que há tempo para os microrganismos colonizarem a membrana.

Discute-se também que a presença de anti-incrustantes pode fornecer alimento para os microrganismos aumentando, assim, o crescimento biológico. Apesar desses fatores, é possível que esse crescimento seja limitado devido às longas paradas de 16 horas causando variações no fornecimento de nutrientes, o que é potencialmente estressante para os microrganismos, resultando em fome e desprendimento. Em sistemas que utilizam membranas de OI é possível que no período de tempo logo após o desligamento haja um retorno do permeado para o canal de alimentação

reduzindo a concentração localizada na interface da membrana e consequentemente a probabilidade de um crescimento microbiológico significativo (FREIRE-GORMALY; BILTON, 2019).

A lavagem da membrana com água antes do desligamento do sistema reduz potencialmente o *biofouling* causado pela presença de anti-incrustante estagnado. Entretanto, a lavagem não remove os cristais e o biofilme firmemente presos à membrana, mas reduz a presença de cristais devido à baixa concentração de água estagnada que pode dissolvê-los durante os períodos de desligamento (FREIRE-GORMALY; BILTON, 2019).

Freire-Gormaly e Bilton (2018) verificaram os efeitos da operação intermitente em um sistema FV-OI (membrana Dow Filmtec BW30) para tratar água salobra subterrânea. Os resultados indicaram não haver impacto negativo significativo no desempenho da membrana a curto prazo utilizando anti-incrustante e lavagem com 8L de permeado antes do desligamento ao final do dia. Embora tenham confirmado, de fato, que a operação intermitente aumente a taxa de incrustação na membrana. O sistema operado sob essas condições demonstrou desempenho superior, com permeabilidade reduzida a 87% no sexto dia. Em operação contínua somente com anti-crustante a membrana teve sua permeabilidade reduzida para 30% no sexto dia. Sob operação contínua sem anti-incrustante e sem lavagem, a permeabilidade da membrana reduziu significativamente para 13% nos primeiros 3 dias, correspondendo a uma prática não recomendada.

3.6.5 Resiliência em sistemas FV-membrana

É necessário que o sistema FV-membrana seja confiável para desenvolver a função a que foi proposto e seja capaz de tolerar perturbações que afetem seu funcionamento. O conceito de resiliência aplicado na associação entre energia solar FV e PSM foi adaptado por Boussouga *et al.* (2021) ao avaliarem um sistema FV-membrana para tratar águas superficiais na Tanzânia. É definido como a capacidade que o sistema possui em se recuperar rapidamente quando submetido a alguma falha devido a uma incerteza meteorológica.

Boussouga *et al.* (2021) avaliaram a resiliência de um sistema FV-OI diretamente acoplado (300 Wp, sem baterias) com diferentes módulos de membranas de NF (NF270, NF90) e OI (BW30, LE) para tratar águas superficiais com alta concentração de F^- na Tanzânia. Foi selecionado um dia ensolarado, de duração de 10h, para operação na estação seca. Amostras de permeado foram coletadas a cada 1 hora durante o dia, sendo a primeira amostra coletada 15 min após o início, e a última amostra 15 min antes da finalização. Durante o período de maior flutuação da SI, com tempo parcialmente nublado ou com grande passagem de nuvens, foram coletadas amostras com intervalo de tempo de 1 a 4 min. Para todas as amostras coletadas foram analisadas a condutividade elétrica (EC), concentração de F^-, carbono orgânico total (COT) e carbono inorgânico (IC).

Para diretamente avaliar a resiliência os autores aplicaram a equação desenvolvida por Juan-García *et al.* (2017) que se baseia na avaliação de três capacidades de resiliência: absortiva, adaptativa e tempo de recuperação (ou capacidade de recuperação). A capacidade absortiva refere-se ao grau no qual o sistema consegue absorver o impacto das flutuações. As capacidades adaptativas e de recuperação se referem à habilidade que o sistema possui em ajustar o desempenho e à rapidez em que ele retorna à condição inicial, respectivamente. Estes indicadores são expressos segundo a Equação 3.1, sendo RF o fator de resiliência (do inglês, *resilience factor*):

$$RF = S_p \frac{F_r F_d}{F_0 F_0} \qquad \textbf{(Eq. 3.1)}$$

Onde S_p é o fator de velocidade de recuperação; F_0 o desempenho original e estável do sistema; F_d o desempenho do sistema imediatamente após a interrupção; e F_r o desempenho do sistema em estabilidade após a recuperação. O fator de velocidade de recuperação, que expressa a duração decorrida para a recuperação do desempenho após a interrupção, pode ser expressa segundo a Equação 3.2:

$$S_p = \frac{t_\delta}{t_r^*} . exp[-a(t_r - t_r^*)] \; para \; t_r \geq t_r^* \qquad \textbf{(Eq. 3.2)}$$

Onde t_δ é o tempo máximo pós-disrupção antes da recuperação; t_r^* o tempo para necessário para completar a recuperação do sistema ao estado inicial; t_r o tempo até o novo ponto de equilíbrio; e *a* é um parâmetro que controla a degradação da resiliência atribuível ao tempo para o novo equilíbrio. A Figura 3.21 ilustra esses parâmetros em um recorte de tempo sob flutuações da IS ilustrado por Boussouga *et al.* (2021).

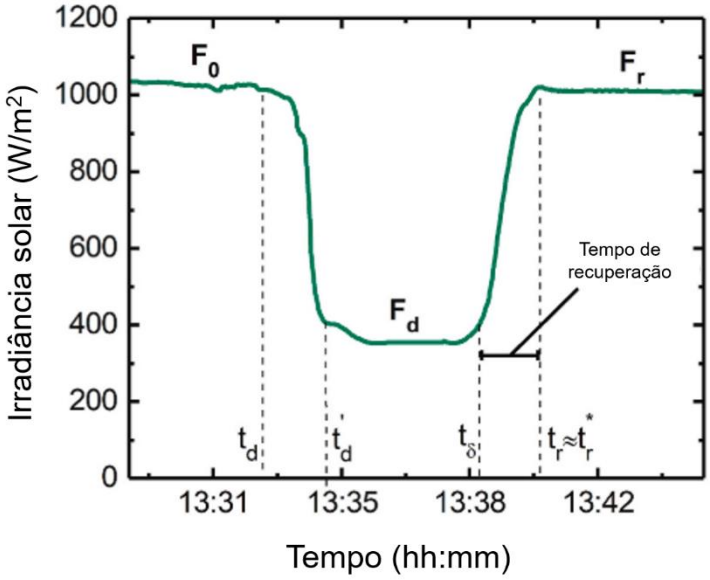

Figura 3.21 - Representação gráfica dos parâmetros para a definição do conceito de resiliência, fator de resiliência e o tempo de recuperação.

Fonte: Boussouga *et al.* (2021).

Os resultados demostraram que durante uma pequena flutuação da IS o desempenho geral do sistema FV-membrana equipado com uma membrana NF90 não foi comprometido em função da qualidade da água de alimentação. Para águas de alimentação com baixa EC a qualidade do permeado e o CEE não foram afetados pelas flutuações da IS. Enquanto que para águas de alimentação com alta concentração de EC foram observadas pequenas variações. De forma geral, os autores relataram que o desempenho do sistema ao tratar águas com alta EC é melhor com membranas mais fechadas, como NF90, LE e BW30 Boussouga *et al.* (2021).

O fator de resiliência (FR) e o tempo de recuperação confirmaram que a resiliência do sistema FV-membrana foi afetada significativamente em função do tipo

de membrana utilizada e não em função das diferentes características em termos de qualidade da água de alimentação.

Uma alta resiliência é obtida quando os valores de RF para EC e fluxo se aproximam de 1. Para CCE, uma alta resiliência é verificada quando RF ≤ 1. Os valores de referência para a avaliação do RF para concentração de F^- no permeado foram calculados usando a diretriz da Organização Mundial da Saúde como o valor de concentração do permeado imediatamente após a interrupção (F_d). Os resultados confirmaram que a resiliência do sistema é FV-membrana é maior ao utilizar membranas NF/OI mais fechadas. O fator de resiliência RF pode ser determinado para fluxo, CEE, condutividade elétrica (CE) e retenção Boussouga *et al.* (2021).

4 MATERIAIS E MÉTODOS

O presente estudo foi desenvolvido em três etapas, sendo a primeira em escala de bancada, com a caracterização das amostras de água eutrofizada coletadas de dois lagos ornamentais e seu tratamento por meio de uma membrana reciclada com características similares a membranas comerciais de UF. A segunda constou da aplicação do protocolo de reciclagem de dois módulos em configuração espiral de membranas de OI em final de ciclo de vida, e da montagem de um vaso de pressão de baixo custo em substituição a um vaso de pressão metálico convencional para a operação desses módulos. Na terceira etapa, foi avaliado o tratamento de água eutrofizada em escala piloto utilizando um sistema fotovoltaico isolado em associação a módulos de membranas recicladas.

Os experimentos foram executados nos laboratórios do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Escola de Engenharia/ UFMG e os testes em campo foram realizados junto ao Lago “Ala A” do prédio da Reitoria do Campus Pampulha da UFMG.

4.1 Amostragem e local de estudo

Dentro do escopo dessa pesquisa foram analisadas: (a) amostras de água do espelho d’água da Biblioteca Central do Campus Pampulha da UFMG no período de estiagem, em setembro/2021, para a realização de ensaios de bancada; e (b) amostras do lago “Ala A” da Reitoria, do Campus Pampulha da UFMG no auge do período chuvoso, em dezembro/2021, para a realização de ensaios de bancada, e no final do período chuvoso, em abril/2022, para a realização dos ensaios piloto. Os lagos ornamentais estão ilustrados conforme Figura 4.1 e Figura 4.2.

As amostras do lago ornamental na Biblioteca Central foram decantadas previamente aos ensaios em bancada a fim de evitar a rápida incrustação da membrana reciclada. Tal decantação ocorreu de forma simples, por 48 horas, com a retirada do sobrenadante para a realização dos ensaios e análises. As amostras do lago ornamental da Reitoria não passaram por processo de decantação simples durante os ensaios em bancada ou piloto em função da época do ano de coleta.

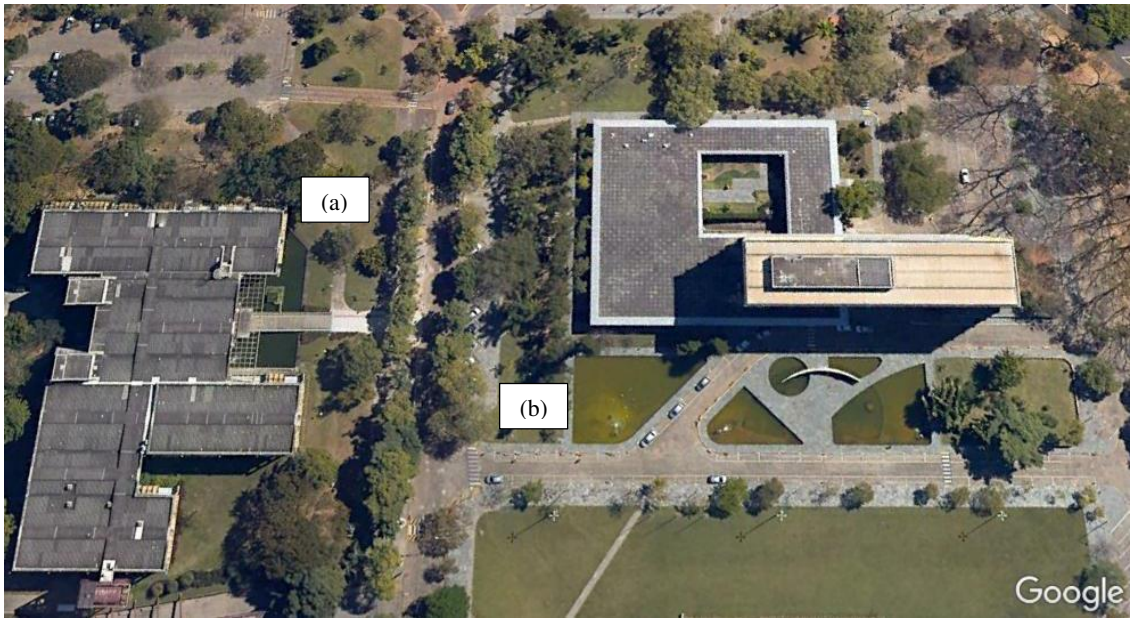

Figura 4.1 - Foto aérea da (a) Biblioteca Central e (b) da Reitoria do Campus Pampulha da UFMG.

Fonte: Google Earth (2020).

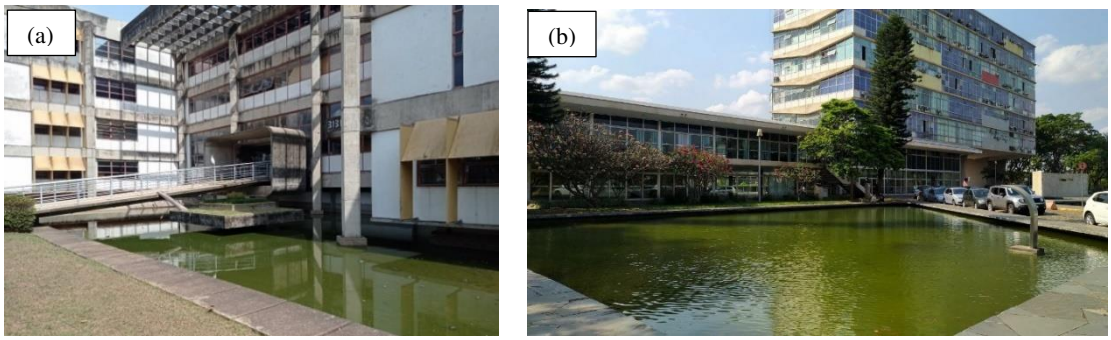

Figura 4.2 - (a) Lago ornamental da Biblioteca Central e (b) Lago ornamental da Reitoria, ambos do Campus Pampulha da UFMG

O lago ornamental da Biblioteca Central possui área aproximada de 513,36 m^2 e 0,4 m de profundidade, com um volume de água aproximado de 205,34 m^3. O lago "Ala A" da Reitoria da UFMG possui área aproximada de 500,1 m^2 e 0,5 m de profundidade, com um volume de água aproximado de 250,05 m^3. Ambos os lagos ornamentais possuem revestimento em concreto. As espécies de peixes presentes são a carpa-comum, principalmente a carpa-capim, a carpa nishikigoi e a tilápia.

Os dois lagos ornamentais não recebem cargas de efluentes domésticos ou contribuições externas de origens antrópicas que justifiquem seu enriquecimento por nutrientes. Porém, algumas causas podem ser atribuídas ao processo de eutrofização

em lagos ornamentais, como um excesso de carga de nutrientes em função da matéria orgânica de entorno, como é o caso do lago ornamental da Biblioteca Central, cujas árvores com seus frutos aliada à inexistência de limpeza regular do lago contribuem em grande medida com a carga orgânica. Além de um possível excesso na utilização de ração ou uso de alimentação inadequada, superpopulação de peixes, falta de limpeza regular e a inexistência de filtros.

A limpeza de ambos os lagos era realizada similarmente ao processo de limpeza simples de piscinas, e feita por funcionários de jardinagem com o auxílio de um carrinho aspirador e a retirada de material orgânico sobrenadante. Devido às condições agravadas de sujeira do lago ornamental da Biblioteca Central, aliada às circunstâncias impostas em função da pandemia do novo Coronavírus (COVID-19), após as coletas de setembro 2021, foi realizada a limpeza mecânica do lago, com a retirada dos sedimentos e renovação da água.

Em meados de outubro/2021 as limpezas foram interrompidas no lago “Ala A” da Reitoria após um acidente de trabalho com um dos funcionários durante sua execução, não havendo a contratação de outro profissional para realizá-la.

4.2 Aparato experimental

4.2.1 Módulos e membranas de OI descartados

Módulos espirais de membranas poliméricas descartadas de OI com dimensões de 4 (diâmetro) por 40 (comprimento) polegadas, além de folhas de membranas descartadas foram utilizados nos ensaios de bancada e piloto. As principais características dos módulos modelos BW30 (denominado membrana A), BW30LE (denominado membrana B) e BW30HP (denominado membrana C) são apresentadas na Tabela 4.1. Os módulos BW30HP-4040 e BW30LE-4040 possuem características idênticas de acordo com o fabricante, pois o módulo BW30LE-4040 era previamente denominado BW30HP-4040.

Tabela 4.1 - Principais características dos módulos de membranas utilizados

Modelos	**BW30-4040**	**BW30LE-4040* / BW30HP-4040**
Material	Compósito de filme fino – poliamida aromática	Compósito de filme fino – poliamida aromática
Configuração	Módulo espiral, envolto em fibra de vidro	Módulo espiral, envolto em fibra de vidro
Dimensões	4” x 40”	4” x 40”
Área (m^2)	7,2	7,2
Vazão de permeado ($m^3.dia^{-1}$)	9,1	9,5
Temperatura máxima de operação (°C)	45	45
Pressão máxima de operação (bar)	41	41
Faixa de pH da alimentação	2-11	2-11
Faixa de pH para limpeza de curto prazo (30 min)	1-13	1-13
Vazão máxima na alimentação ($m^3.h^{-1}$)	3,6	3,6
Rejeição máxima (% NaCl)	99,5	99,0
Rejeição mínima (% NaCl)	99,0	99,0
SDI máximo da alimentação	5 SDI	5 SDI
Tolerância ao cloro livre (ppm)	<0,1	<0,1

*BW30LE-4040 era previamente denominado BW30HP-4040.

Fonte: Dow (2011); Lenntech (2021).

O módulo BW30 (membrana A) foi rompido e desmontado em processo semelhante ao realizado para a autópsia de membranas. As folhas de membranas foram removidas e cortadas para a retirada de amostras circulares de 0,64 cm^2, conforme indicado na Figura 4.3. Tais amostras seguiram para o processo de reciclagem em escala de bancada, conforme descrito por Coutinho de Paula *et al.* (2017). Todos os ensaios preliminares em escala de bancada foram conduzidos utilizando-se as membranas A.

Figura 4.3 - (b) Módulo BW30 (membrana A) rompido e (b) retirada de uma folha de membrana.

Os módulos BW30LE (membrana B) e BW30HP (membrana C) não foram rompidos e seguiram para o processo de reciclagem e para os ensaios em escala piloto em associação ao SFI. A Figura 4.4 ilustra o módulo BW30HP (membrana C).

Figura 4.4 - Módulo BW30HP (membrana C) descartado.

Todos os módulos utilizados são provenientes do tratamento de água subterrânea da área de atuação do PAD. Tais módulos foram recebidos em 2017 após término de sua vida útil ao tratarem águas de poços com profundidade aproximada de 50 m no interior do estado de Pernambuco.

Além dessas informações, não constam registros da procedência exata ou da qualidade da água dos poços a que essas membranas foram submetidas durante seu período de atividade. Sabe-se, no entanto, que as condições de armazenamento das membranas após o descarte foi realizada sem qualquer cuidado específico, uma vez

que se tratava de um resíduo. Os módulos foram cedidos ao DESA e armazenados a seco.

4.2.2 Vaso de pressão para o módulo de membrana reciclada

Os ensaios em escala piloto para caracterização do módulo de membrana reciclada em termos de permeabilidade hidráulica, rejeição salina e avaliação do fluxo de permeado foram realizados utilizando unidades de permeação ligadas ao módulo espiral através de mangueiras de poliuretano e um vaso de pressão de baixo custo que atuou como substituto a um vaso de pressão convencional.

A Figura 4.5 ilustra o módulo espiral modelo BW30LE (membrana B) e o suporte em policloreto de vinila (PVC) cuja função é similar à de um vaso de pressão metálico normalmente utilizado em ensaios piloto.

Figura 4.5 - Módulo em configuração espiral com suporte em PVC.

O suporte em policloreto de vinila (PVC) é constituído de duas peças principais e duas adaptações montadas a partir de materiais encontrados em lojas de materiais de construção, conforme imagem esquemática na Figura 4.6.

Figura 4.6 - Imagem esquemática (a) da adaptação (em preto) feita ao módulo de membrana (em azul) para acoplamento/encaixe do suporte e (b) do suporte proposto (em preto) acoplado ao módulo de membrana (em azul).

As duas peças principais e as duas adaptações são constituídas por tubos, tês, tampões, buchas de redução, flanges e conexões em PVC para esgoto e água, além de gaxetas para vedação.

A Figura 4.7 ilustra as partes do vaso de pressão com o detalhamento das peças de montagem, enquanto a Figura 4.8 ilustra a adaptação feita ao tubo central do módulo de membrana.

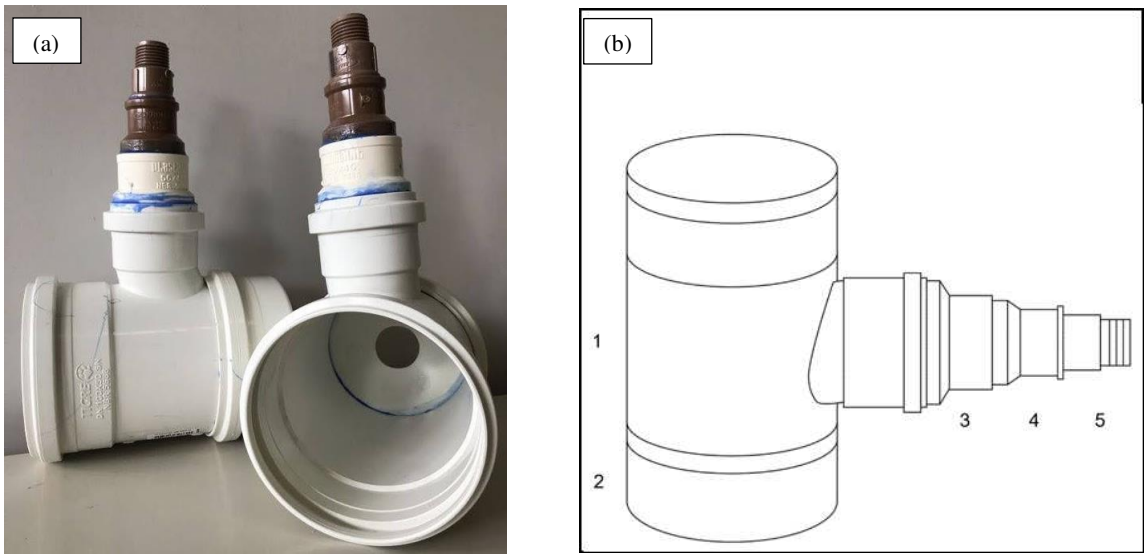

Figura 4.7 – (a) Imagem das duas peças que constituem o vaso de pressão de baixo custo e (b) Imagem esquemática de uma das partes do vaso de pressão de baixo custo com detalhamento dos materiais utilizados, sendo: (1) Tê de redução para esgoto 100 x 50 mm; (2) Cap para esgoto 100 mm; (3) Bucha de redução longa para esgoto 50 x 40 mm; (4)

Bucha de redução soldável longa 40 x 25 mm; (5) Adaptador soldável curto com bolsa e rosca para registro 20 mm.

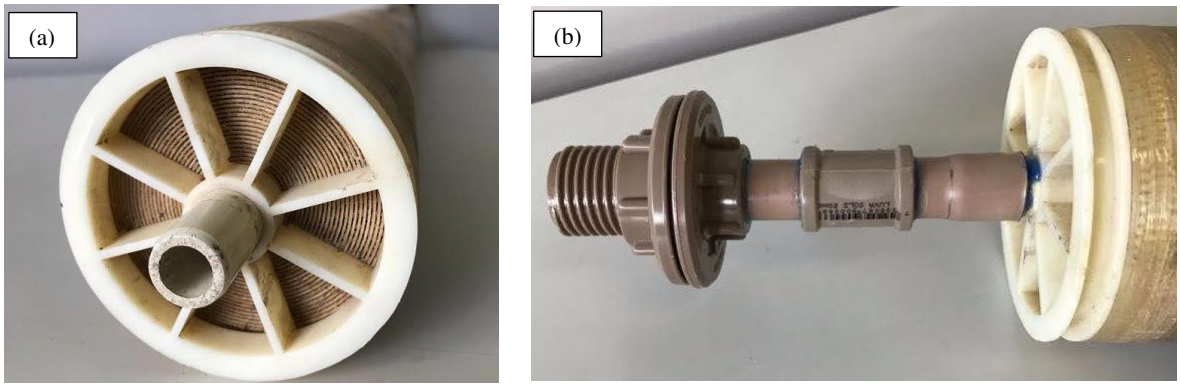

Figura 4.8 - (a) módulo de membrana anterior à colagem da adaptação e (b) módulo de membrana com a adaptação colada ao tubo central.

A adaptação ao tubo central do módulo de membrana é necessária para que o suporte se prenda a ele. O cano central dessa adaptação, representado na Figura 4.8, é colado ao tubo central do módulo de membrana. O vaso de pressão de baixo custo é preso ao módulo ao encaixá-lo firmemente no flange. É por esta adaptação fixada ao tubo central do módulo de membrana por onde sairá a corrente de permeado durante a utilização do vaso de pressão de baixo custo em substituição a um vaso de pressão convencional, conforme representado na Figura 4.9.

Figura 4.9 - Módulo de membrana indicando o sentido das correntes durante a utilização do vaso de pressão de baixo custo em substituição ao vaso de pressão convencional.

4.2.3 Unidades de permeação

A unidade de permeação utilizada nos ensaios de bancada é composta por um tanque de alimentação, um motor elétrico trifásico (marca WEG, 1 cv de potência) conectado a um controlador de velocidade (Inversor de Frequência da marca WEG, modelo CFW-10) e uma bomba rotativa (modelo Procon, Standex - série 1) conectada ao motor. Além de um rotâmetro para leitura da vazão de alimentação, uma válvula para ajuste da pressão, manômetro e medidor de temperatura. A Figura 4.10 mostra uma representação esquemática do sistema de permeação e a Figura 4.11 mostra as fotos da unidade de separação por membranas utilizada nos ensaios de bancada.

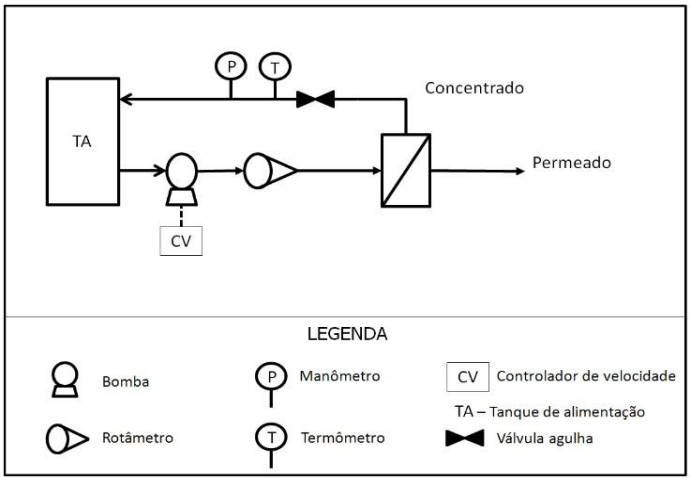

Figura 4.10 - Representação esquemática da unidade de permeação com membranas
Fonte: Coutinho de Paula (2017).

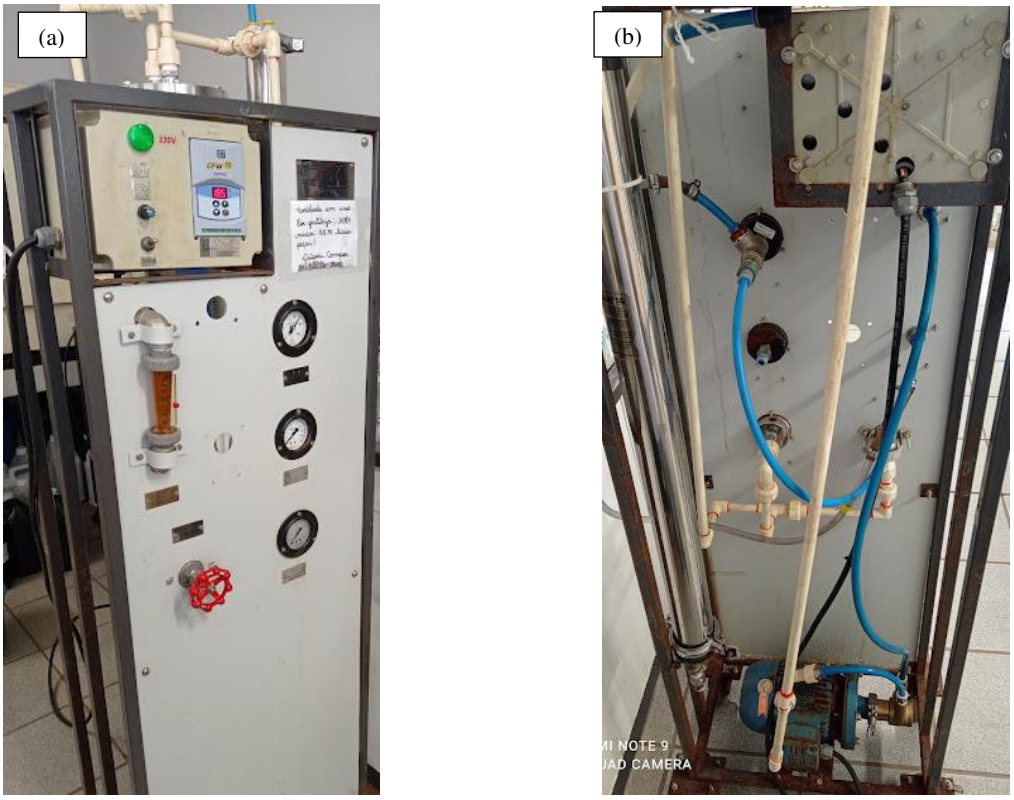

Figura 4.11 - Unidade de permeação (a) vista frontal e lateral direita do painel de controle e (b) vista posterior mostrando conjunto motobomba.

Para os ensaios de avaliação do desempenho da membrana reciclada no tratamento da água eutrofizada em escala de bancada utilizou-se uma célula de aço inoxidável (Figura 4.12), com raio aproximado de 4,9 cm e área de permeação de 64 cm^2. O raio do canal de alimentação é de 0,34 cm e a altura do canal interno da célula é 1 mm. Um espaçador de alimentação em forma de tela é colocado sobre a membrana com a finalidade de distribuir uniformemente a vazão de alimentação.

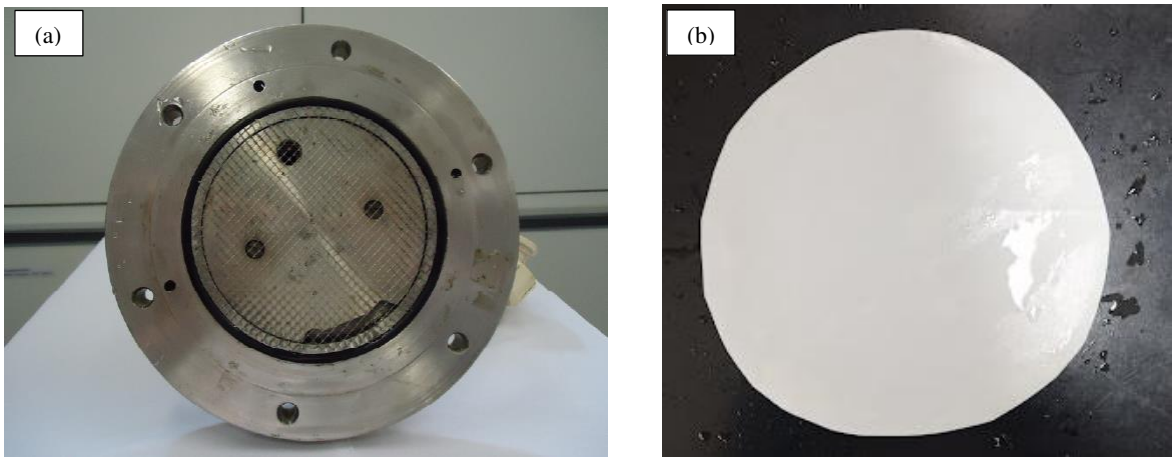

Figura 4.12 - (a) foto frontal da célula de permeação e (b) membrana cortada utilizada na célula

Fonte: (a) Coutinho de Paula (2017).

Uma segunda unidade auxiliar de permeação (Figura 4.13) composta de rotâmetro para leitura da vazão, manômetro e válvula para ajuste da pressão foi adaptada e utilizada nos ensaios piloto.

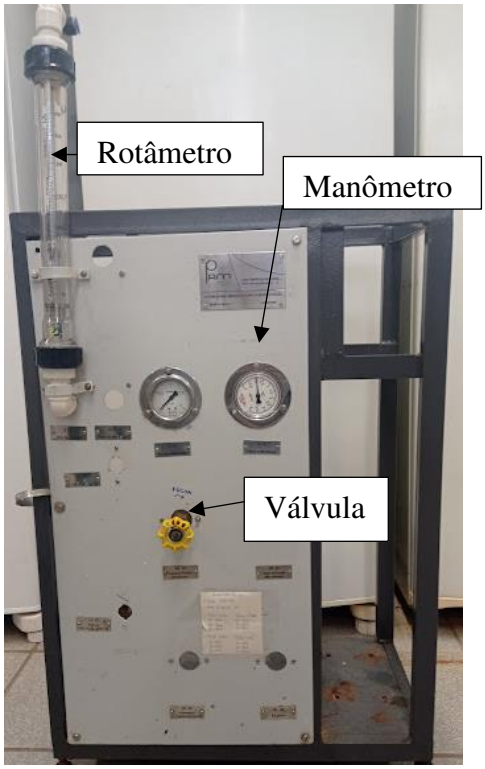

Figura 4.13 - Unidade utilizada para ensaios em campo dotada de rotâmetro, manômetro e válvula para regulação da pressão.

4.2.4 Dimensionamento do sistema fotovoltaico isolado

O dimensionamento do sistema FV abrangeu uma sequência de etapas básicas conforme apresentado anteriormente no item 3.5.2. Embora os equipamentos que iriam constituir o SFI já estivessem sob a posse do grupo de pesquisa GEAPS Membranas, foi necessário realizar normalmente esta etapa para verificar o correto atendimento da demanda. A configuração adotada foi aquela com maior simplicidade e menor número de módulos FV em função do baixo requisito energético para a operação da unidade com a membrana reciclada de UF.

Para o levantamento do recurso solar consultou-se o banco de dados do programa SunData, disponível no site do Centro de Referência para Energia Solar e Eólica Sérgio Brito (CRESESB) / Centro de Pesquisas de Energia Elétrica (CEPEL). Considerando as coordenadas 19°52'0"S e 43°57'53"W referentes à Unidade Administrativa I – Reitoria da UFMG foram obtidos valores de irradiação média mensal que variam de 4,06 $kWh.m^{-2}.dia^{-1}$ em junho a 5,98 $kWh.m^{-2}.dia^{-1}$ em fevereiro, conforme Tabela 4.2. Seguindo o método do mês crítico adotou-se o valor de 4,06 $kWh.m^{-2}.dia^{-1}$ para os cálculos de dimensionamento.

Tabela 4.2 - Irradiação solar diária média no plano horizontal

Irradiação solar diária média [$kWh/m^{-2}.dia^{-1}$]												
Jan.	**Fev.**	**Mar.**	**Abr.**	**Mai.**	**Jun.**	**Jul.**	**Ago.**	**Set.**	**Out.**	**Nov.**	**Dez.**	**Média**
5,8	5,98	5,15	4,78	4,17	4,06	4,28	5,15	5,54	5,66	5,35	5,64	5,13

Fonte: SunData v 3.0 (2021).

A inclinação utilizada para o módulo FV foi de 20° já estabelecida no ato da fabricação do suporte metálico que o sustenta (Figura 4.14).

Figura 4.14 - Suporte metálico para o módulo FV.

Para a determinação da potência do painel FV calculou-se a energia ativa necessária diariamente (L) levando-se em consideração o tipo de carga do sistema em corrente alternada (c.a.) e em corrente contínua (c.c.) além da eficiência dos equipamentos de armazenamento e condicionamento de potência, segundo a metodologia do CRESESB (PINHO; GALDINO, 2014).

As especificações da motobomba utilizada nos ensaios piloto são apresentadas na Tabela 4.3. De acordo com a curva característica de desempenho disponível no *datasheet* do fabricante, em pressões entre 1,0 e 1,5 bar, a máxima corrente de operação da motobomba é 6 A.

Tabela 4.3 - Dados técnicos da motobomba flojet 3000 series 03501506

Dado	**Valor**
Fabricante	Flojet
Modelo	3000 series 03501506
Tipo de bomba	Diafragma
Vazão máxima	0,13L/s
Pressão máxima	4,1bar
Tensão	12V c.c
Permite bateria	Sim
Corrente máxima de operação	8ª
Corrente máxima de operação em 1,0-1,5 bar	6ª

Fonte: FLOJET (2020).

O *netbook* modelo LGX11, utilizado no controle e monitoramento da motobomba, possui uma alimentação de 127V em c.a. e 0,1A. Portanto, o levantando do consumo diário de energia necessário para o funcionamento da motobomba e de seu controle é apresentado na Tabela 4.4. Este consumo foi estimado para um funcionamento durante 5 horas por dia em 5 dias na semana.

Tabela 4.4 - Consumo diário de energia - média mensal

Carga	Potência (W)	Horas de utilização por dia	Dias de utilização por semana	Consumo diário (Wh)
Bomba diafragma (Lcc)	72	5	0,7	257,1
Netbook (Lca)	12,7	5	0,7	45,4
Potência total	84,7	**Consumo diário total (Wh)**		302,5

*Lcc = carga em corrente contínua; Lca = carga em corrente alternada

Adotou-se a eficiência da bateria em 86%, conforme amplamente indicado na literatura e a eficiência do inversor em 90% conforme fabricante. Para os fatores de redução, Red_1 e Red_2, foram adotados os valores *default* para módulos de c-Si, 0,75 e 0,90 respectivamente. De posse desses dados, a energia ativa necessária diariamente (L, Equação 3.9) calculada foi de 346,5 Wh/dia. A potência de pico (P_m) para satisfazer a condição do método do mês crítico foi calculada em 126,4Wp, segundo Equação 3.10.

O valor de potência encontrado foi baixo e condizente com o esperado para um sistema de ultrafiltração operado a baixas pressões. Como este valor é abaixo da potência nominal do módulo FV modelo Kript KRPF320M5B, que pode ser visualizado na Tabela 4.5, foi necessário somente 1 módulo para a operação do sistema fotovoltaico isolado.

Tabela 4.5 - Dados técnicos do módulo FV Kript KRPF320M5B

Dado	Valor
Fabricante	Kript
Modelo	KRPF320M5B
Tipo de célula	monocristalino
Dimensões	1665x1002x35mm
Garantia de performance	25 anos
Potência máxima Pm	320W
Eficiência do módulo	19,18%
Temperatura operacional	-45°C~85°C
Tensão máxima do sistema	1000 Vccc (IEC)
Tensão operacional ideal (Vmp)	33,17V
Corrente operacional ideal (Imp)	9,65ª
Tensão de circuito aberto (Voc)	40,78V
Corrente de curto-circuito (Isc)	10,18A
Coeficiente de temperatura (Isc)	0,06%/°C
Coeficiente de temperatura (Voc)	-0,30%/ºC
Coeficiente de temperatura (Pmax)	-0,37%/°C
Temperatura operacional nominal da célula (NOCT)	45°C±2ºC%

Fonte: KRIPT (2021).

Caso a demanda enérgica fosse superior, haveria não só a necessidade de acoplamento de outra unidade de módulo FV como também o dimensionamento do controlador de carga e inversor para verificar a adequabilidade dos equipamentos às cargas. No entanto, em se tratando da operação de um sistema FV-membrana reciclada de UF cujo gasto energético não ultrapassa o calculado na presente pesquisa em sua forma mais simplificada, faz-se necessário somente a verificação das especificações de tensão de saída do controlador de carga, da tensão de entrada do inversor e das respectivas correntes nominais. As especificações do controlador de carga MPPT da Epsolar modelo Tracer-2210RN é apresentada na Tabela 4.6.

Tabela 4.6 - Dados técnicos do controlador de carga MPPT Epsolar Tracer-2210RN

Dado	Valor
Fabricante	Epsolar
Modelo	MPPT Tracer-2210RN
Dimensões	169x118x83mm
Potência nominal 12V	260W
Potência nominal 24V	520W
Corrente nominal	20ª
Consumo próprio	<10mA
Temperatura de operação	-35ºC a +55ºC
Máxima tensão dos módulos FV em circuito aberto	100VDC
Eficiência máxima de conversão	97%
Categoria de proteção	IP30
Máxima tensão das baterias	32V

Fonte: EPSOLAR (2021).

As especificações do inversor utilizado para dar carga ao *netbook* é apresentada na Tabela 4.7.

Tabela 4.7 - Dados técnicos do inversor Wagan Tech Smart AC 400W #2003-5

Dado	Valor
Fabricante	Wagan Tech
Modelo	Smart AC 400W #2003-5
Dimensões	127x101,6x50,8mm
Tensão de entrada	12V (10-15V)CC
Tensão de saída	110V CA
Onda de saída	Senoidal modificada
Potência nominal	400W
Frequência CA	60Hz
Potência de surto	1.000W
Temperatura de operação	55°C±5°C

Eficiência	90%
Saídas USB	5V e 2,1ª

Fonte: WAGAN TECH (2012).

Caso a intenção fosse dimensionar o SFI para operação contínua com o conjunto motobomba e o módulo de membrana não somente durante os períodos de testes, seria necessário o dimensionamento do banco de baterias conforme apresentado no item 3.5.2. Nesse caso, considerando o valor da energia ativa necessária diariamente (L), calcular-se-ia a capacidade do banco de baterias em Wh para o regime de descarga em 20 horas (C20) segundo a Equação 3.14. O valor de C20 pode ser encontrado no manual do fabricante e está apresentado na Tabela 4.8, bem como as especificações da bateria utilizada.

Tabela 4.8 - Dados técnicos da bateria Freedom DF300

Dado	**Valor**
Fabricante	Freedom
Modelo	DF300
Dimensões	175x175x175mm
Tensão nominal	12V
Capacidade C20	26Ah
Peso	8,8
Tipo	Chumbo-ácido
Vida útil com Pd 20%	4 anos
Profundidade de descarga	20%

Fonte: HELIAR (2017).

A capacidade do banco de baterias nessa situação de uso contínuo, utilizando-se o modelo DF300, foi calculada em 4.485 Wh considerando uma profundidade de descarga de 20% e 2 dias de autonomia, como recomendado pela Resolução Normativa ANEEL Nº 493/2012. Transformando-se esse valor para Ah, segundo a Equação 3.15, obtém-se 373,8 Ah. Para a determinação da quantidade de baterias em paralelo, pode-se utilizar a Equação 3.16, dividindo-se a capacidade do banco de baterias pela capacidade da bateria selecionada no mesmo regime de descarga (C20

= 26Ah), obtendo-se 14,38 ≈ 15 baterias em paralelo. Para o cálculo das baterias em série basta dividir a tensão nominal do sistema pela tensão da bateria. Como as duas tensões são iguais, não será necessário associar baterias em série.

Caso a operação do sistema FV-membrana reciclada fosse realizada de forma contínua em períodos com insolação baixa ou nula, tornar-se-ia inviável a utilização deste modelo de bateria (DF300). No entanto, para a operação do sistema no tempo proposto, considerando que a bateria estará a maior parte do tempo dando carga ao mesmo tempo em que é carregada pelo módulo FV por meio do controlador de carga, este modelo é adequado. Na configuração proposta, a bateria serve como segurança para garantir operação contínua do sistema com a membrana reciclada evitando desligamentos.

4.2.5 Descrição dos componentes do sistema solar fotovoltaico isolado

O SFI para acionamento do conjunto motobomba para operação da membrana reciclada contou com equipamentos já disponibilizados pelo GEAPS Membranas embasado do DESA/UFMG, sendo: (1) um módulo FV monocristalino Kript KRPF320M5B 320W; (2) um controlador de carga MPPT Epsolar Tracer-2210RN; (3) uma bateria estacionária chumbo-ácido Freedom DF300 e (4) um inversor Wagan Tech Smart AC 400W #2003-5. Além de um suporte metálico construído para apoiar o módulo FV na inclinação desejada de 20°.

O módulo FV modelo Kript KRPF320M5B 320W com o suporte metálico estão ilustrados n Figura 4.15. Foram instaladas rodinhas no suporte metálico para facilitar o deslocamento do módulo FV, uma vez que o sistema FV-membrana reciclada foi montado de forma itinerante junto à Reitoria da UFMG. A Figura 4.16 mostra a caixa de controle contendo controlador de carga, inversor e bateria estacionária utilizados.

Figura 4.15 - Módulo FV modelo Kript KRPF320M5B e suporte metálico

Figura 4.16 - (a) Caixa de controle com controlador de carga MPPT Epsolar Tracer-2210RN e inversor Wagan Tech Smart AC 400W #2003-5 e (b) bateria estacionária de chumbo-ácido Freedom DF300.

A bomba utilizada no presente estudo foi uma motobomba de deslocamento positivo do tipo diafragma, acionada por um motor de ímã permanente de 12 V c.c, conforme Figura 4.17. A escolha do conjunto motobomba em sistemas de bombeamento depende da finalidade à qual o sistema foi proposto, à potência requerida para atingir a altura manométrica desejada e ao volume de água a ser deslocado.

Figura 4.17 - Motobomba Flojet 3000 series 03501506.

4.2.6 Sistema solar FV-membrana reciclada

O sistema solar FV-membrana reciclada consistiu do SFI descrito no item 4.2.54.2.5, do módulo de membrana B e C descritos no item 4.2.1, além do vaso de pressão de baixo custo descrito no item 4.2.2 que conectará o módulo à bomba. Uma bomba diafragmática (Flojet, 12 V) foi conectada a um módulo PWM mosfet D4184, com potência máxima de 400W e corrente de 30A, e a um Arduino uno R3. A Figura 4.18 ilustra um esquema do sistema solar FV-membrana reciclada e a Figura 4.19 mostra o mesmo sistema com a membrana reciclada B de UF montado de forma itinerante junto ao lago “Ala A” da Reitoria da UFMG, Campus Pampulha.

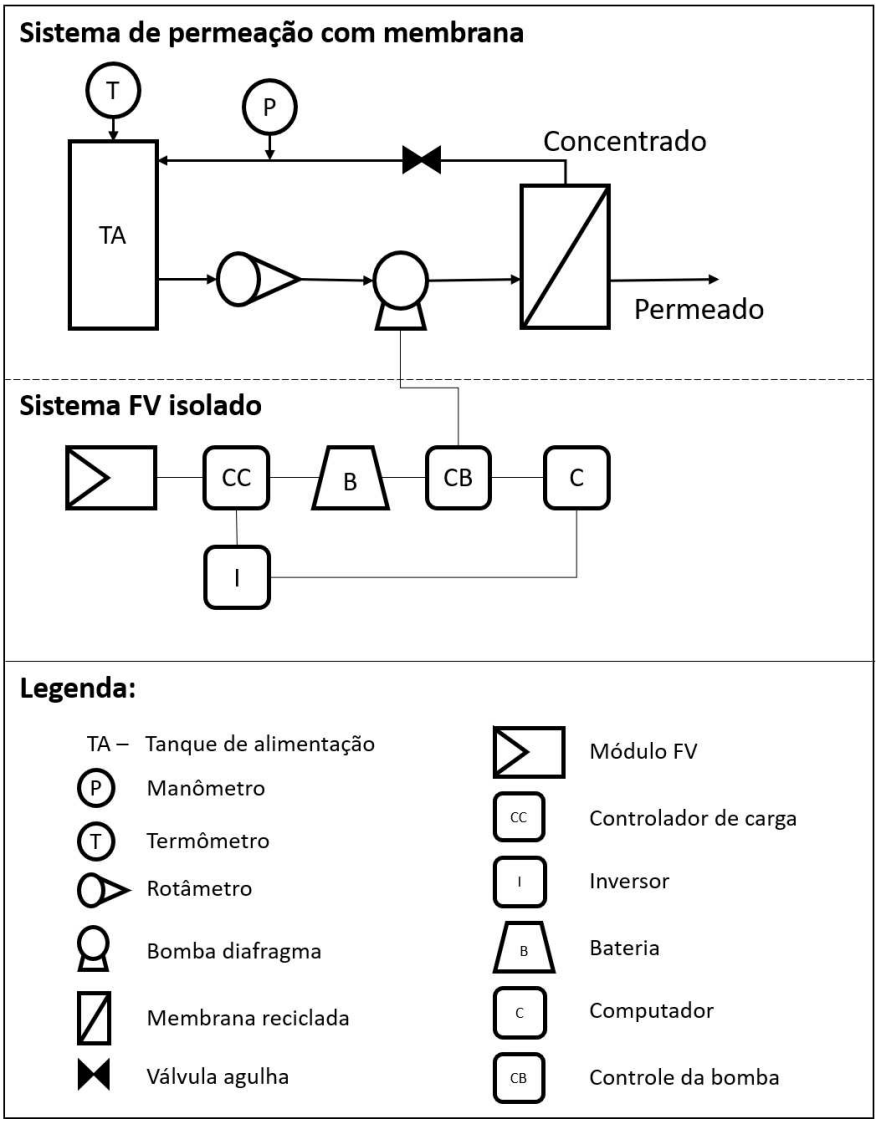

Figura 4.18 - Esquema do sistema FV-membrana reciclada.

Figura 4.19 - Sistema solar FV-membrana reciclada de UF.

No contexto dessa pesquisa o controle da motobomba foi realizado utilizando-se um Arduino em conjunto com o módulo PWM mosfet D4184, ilustrados na Figura 4.20, além de um potenciômetro e o *software* LabVIEW em duas configurações distintas para o controle da vazão.

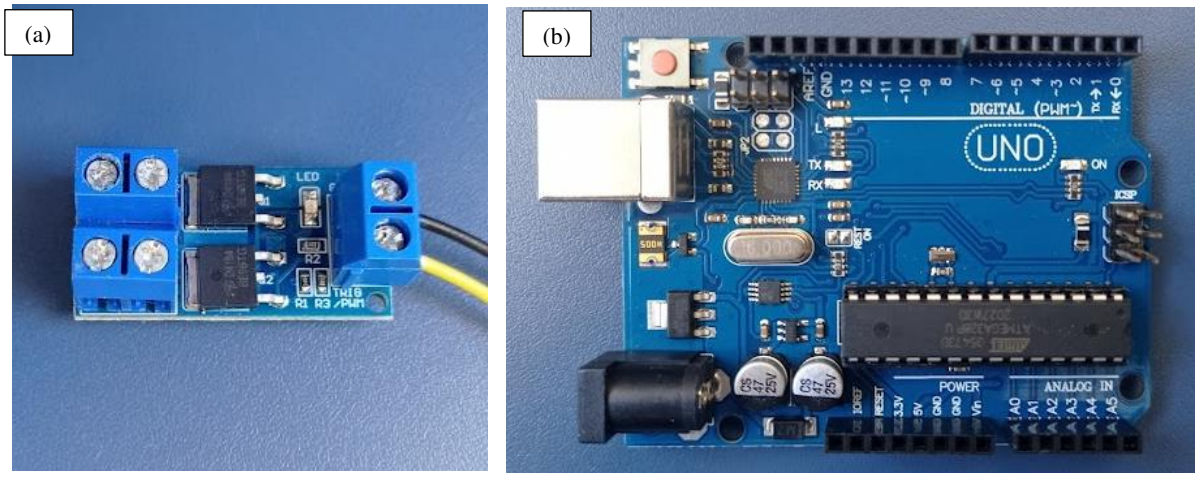

Figura 4.20 - (a) módulo PWM mosfet D4184 e (b) Arduino Uno R3.

A utilização de um microcontrolador como o Arduino Uno R3 permitiu controlar a vazão da bomba em conjunto com o módulo PWM mosfet D4184 de alta potência de forma similar àquela feita por Amaral e Souza (2014) em um dos laboratórios do grupo de pesquisa GEAPS Membranas. De acordo com os autores, o controle da vazão da bomba é baseado no sinal de baixa potência proveniente do Arduino, cuja onda quadrada possui pico em 5 V e vale em 0 V com frequência fixa de 500 Hz. O controlador PWM (*Pulse Width Modulation*) selecionado determina o controle dessa onda, e o Arduino, por sua vez, controla o tempo do sinal ligado em 5V e o tempo da onda em 0 V. A potência liberada em cada ciclo e, consequentemente, a potência de carga são controladas por essa variação.

Para o controle de potência feito pelo Arduino, escreve-se valores de 0 a 255 em sua saída PWM, sendo que 0 corresponde a 0% de potência e 255 corresponde a 100% de potência que será liberada para o funcionamento do motor. A Figura 4.21 ilustra a primeira configuração adotada, em que um fio conecta o pino GND do Arduino

ao pino GND do *driver* com mosfet D4184 e outro fio conecta o pino PWM do driver ao pino digital 9 do Arduino.

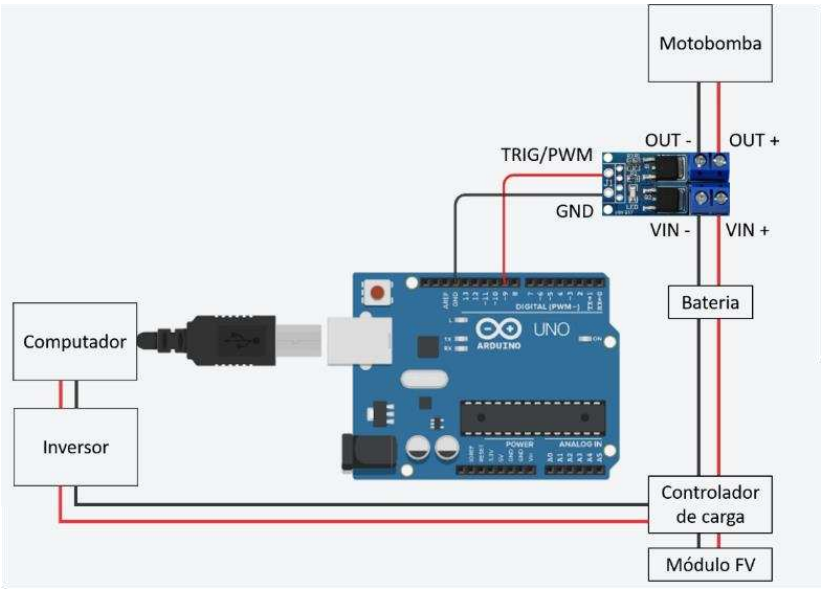

Figura 4.21 - Configuração adotada para controle da motobomba com Arduino, módulo PWM mosfet D4184 e LabVIEW.

A Figura 4.22 mostra uma foto do circuito montado em campo durante um dos ensaios.

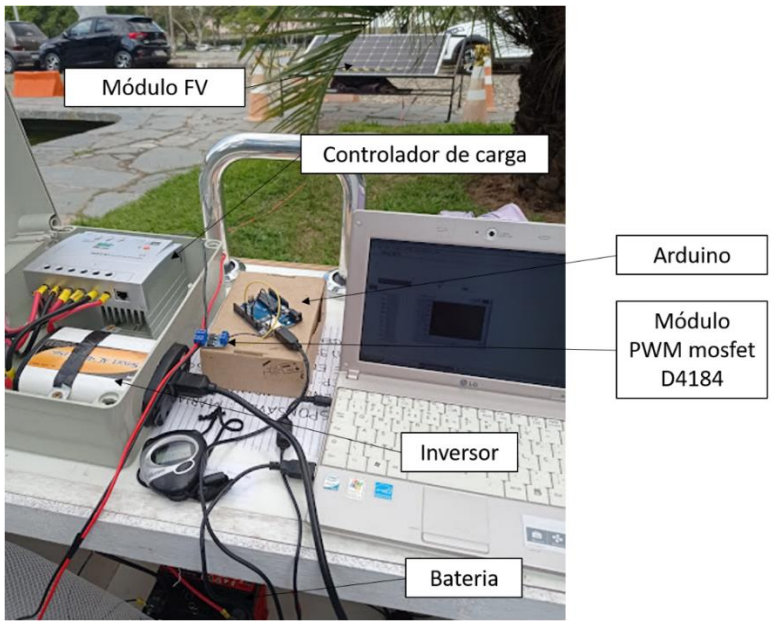

Figura 4.22 - Configuração adotada vista em campo para controle da motobomba com Arduino e módulo PWM mosfet D4184.

O ajuste da vazão da bomba sob essa configuração foi realizado em conjunto com a variação da potência da bomba pela interface do *software* LabVIEW e a leitura por meio de um rotâmetro instalado na unidade utilizada em campo (Figura 4.13). Variou-se a potência da bomba até atingir 72,96% correspondendo a 290 $L.h^{-1}$. O ajuste da pressão foi feito por meio de uma válvula instalada nessa mesma unidade, a qual foi ajustada a fim de se manter uma pressão de 1 bar para os testes em escala piloto.

Para o ajuste da rotação do motor da bomba pelo Arduino utilizou-se o *software* LabVIEW por meio do *Toolkit* Arduino disponibilizado pelo criador do LabVIEW proporcionando, assim, uma interface entre o *software* e o microcontrolador. O controle da vazão da bomba é realizado por meio do bloco de escrita PWM do *Toolkit* que recebe um valor de 0 a 255 e envia um sinal processado ao pino de saída digital do Arduino que se conecta ao módulo PWM mosfet D4184 (AMARAL; SOUZA, 2014).

A Figura 4.23 mostra o diagrama de blocos na interface do LabVIEW e a Figura 4.24 mostra a interface do controle com o usuário.

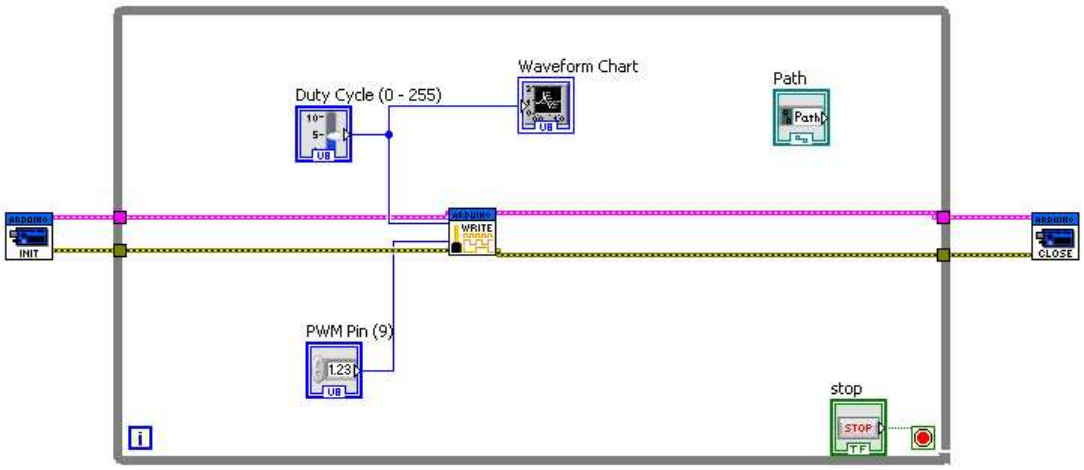

Figura 4.23 - Controle da vazão por meio do LabVIEW.

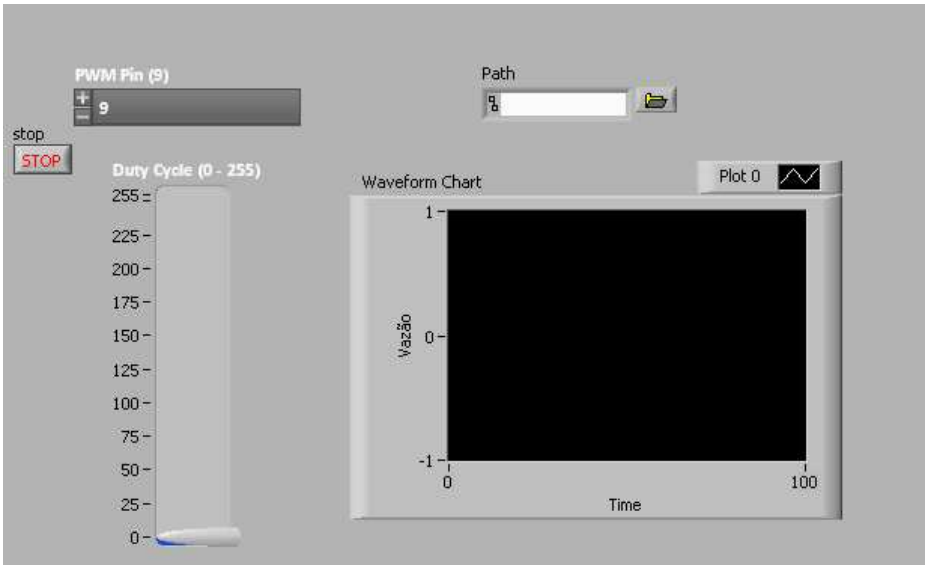

Figura 4.24 - Interface com usuário no controle da vazão por meio do LabVIEW.

Uma segunda configuração foi utilizada para o controle da rotação do motor do conjunto motobomba com Arduino e módulo PWM mosfet D4184. Nessa segunda configuração utilizou-se um potenciômetro de 100K para controlar o *duty cycle* do sinal PWM do Arduino, ilustrado segundo Figura 4.25.

Nessa configuração um fio conecta o pino GND do Arduino ao pino GND do *driver* com mosfet D4184 e outro fio conecta o pino PWM do driver ao pino digital 9 do Arduino. A conexão do potenciômetro se dá incialmente pelo seu encaixe na protoboard. Na sequência, um fio conecta o pino de 5 V do Arduino no pino direito do potenciômetro, outro fio conecta o pino GND do Arduino ao pino esquerdo do potenciômetro, e por fim, um fio conecta o pino analógico A0 do Arduino ao pino do meio do potenciômetro. Este último pino será o sinal do potenciômetro, o pino A0 receberá a tensão do potenciômetro e controlará o *duty cycle* do PWM que irá para o módulo mosfet. Assim, ao girar o potenciômetro controlar-se-á a velocidade do motor.

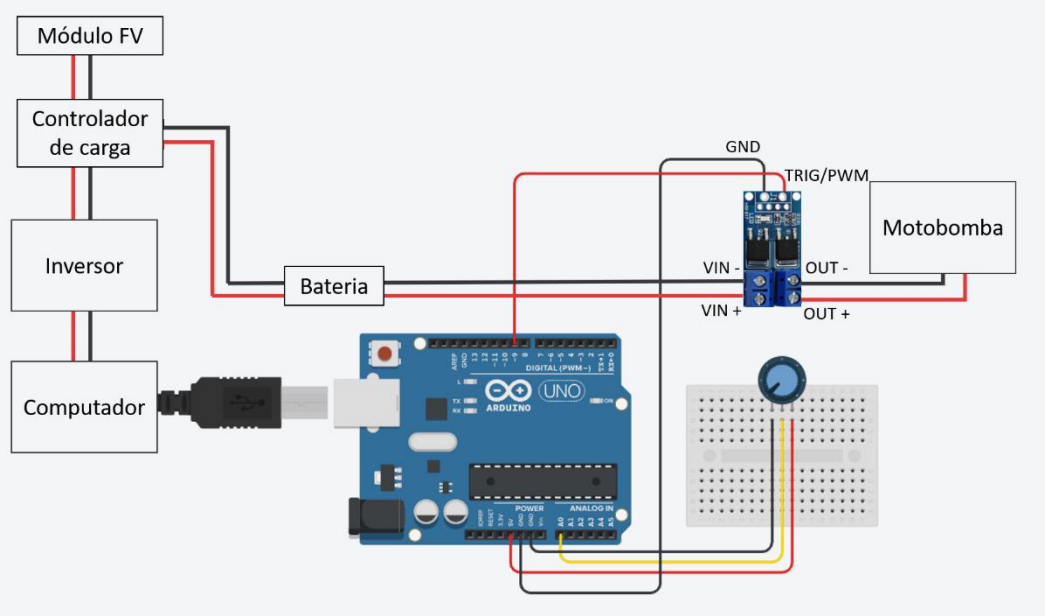

Figura 4.25 - Configuração para controle da motobomba com Arduino, módulo PWM mosfet D4184 e potenciômetro.

4.2.7 Demais componentes do sistema FV-membrana reciclada

Para complementar o sistema hidráulico foram utilizadas mangueiras de poliuretano e conexões pneumáticas. Uma bombona de capacidade volumétrica de 50 L foi utilizada durante os ensaios iniciais para armazenamento da água de alimentação e recirculação das correntes de concentrado e permeado.

4.3 Procedimentos operacionais

Os procedimentos que englobam a reciclagem de membranas poliméricas de OI, os ensaios para a caracterização das membranas antes e após a reciclagem, os ensaios preliminares em escala de bancada para investigar o tratamento de água eutrofizada por meio de membranas recicladas similares às membranas de UF comerciais e os ensaios piloto com o SFI-membrana reciclada de UF estão descritos nesta seção.

4.3.1 Aplicação do protocolo de reciclagem em membranas de OI descartadas

O protocolo de reciclagem de membranas de OI descartadas foi aplicado conforme descrito em Coutinho de Paula *et al*. (2017). A reciclagem da membrana A foi realizada em escala de bancada após o rompimento do módulo em configuração espiral e retirada de amostras das folhas de membrana, cortadas em formato circular, conforme apresentado anteriormente (item 4.2.1).

Inicialmente, foi realizada a caracterização da membrana A quanto à permeabilidade hidráulica e rejeição salina. A limpeza da membrana A foi realizada com a imersão em solução de hidróxido de sódio (NaOH) 0,1% (m/v) pH 11-12 e, na sequência, com a imersão em ácido clorídrico (HCl) 0,2% (m/m), pH 1-2. A imersão das amostras circulares das membranas A durou cerca de 12 horas em cada solução. Após limpeza, as membranas A foram enxaguadas com água deionizada e armazenadas imersas em água deionizada até a realização da etapa seguinte.

Embora os procedimentos se iniciem com a caracterização da membrana quanto à permeabilidade hidráulica e rejeição salina anteriormente à reciclagem, essa etapa de caracterização inicial não pôde ser realizada para as membranas B e C em função de uma limitação operacional. Pois o vaso de pressão de baixo custo desenvolvido para a operação dos módulos de membrana reciclados não possibilita a operação a altas pressões, necessárias para a realização dos ensaios de permeabilidade hidráulica e rejeição salina, assim inviabilizando a caracterização dos módulos de membrana de OI descartados previamente à reciclagem.

Em função dessa limitação, o protocolo de reciclagem para as membranas B e C se iniciou com a limpeza química alcalina e ácida, seguida de reumedecimento, oxidação química e, por fim, a caracterização da membrana reciclada.

O protocolo de reciclagem do módulo B de membrana de OI descartado se iniciou com a limpeza alcalina com hidróxido de sódio 0,1% (m/m), pH 11-12, seguido de limpeza ácida com ácido cítrico 2%, pH 2,5, por 16 horas cada. Após as limpezas seguiu-se o reumedecimento da membrana com uma solução água-álcool (50% v/v) por 15 min. Essa etapa de reumedecimento é necessária uma vez que os módulos de membranas não foram armazenados corretamente após o descarte.

Ao final de cada limpeza e reumedecimento a membrana foi enxaguada por aproximadamente 4 horas com água deionizada para evitar contaminação das soluções. O enxague consistiu do preenchimento e esvaziamento do módulo de

membrana sucessivas vezes com o auxílio da unidade de permeação até que o pH da água deionizada atingisse um valor neutro novamente após passar pela membrana. As soluções de limpeza foram neutralizadas entre si até atingirem pH entre 7-8 e, então, descartadas no sistema público de esgotamento sanitário.

Todas as soluções foram colocadas no módulo com o auxílio de um béquer até o seu completo preenchimento já acoplado ao vaso de pressão de baixo custo, conforme indicado na Figura 4.26. Na sequência, o tratamento oxidativo com NaClO (10-12% de cloro ativo), seguindo o mesmo método de preenchimento, durou 1h53 min para se obter uma intensidade de contato de 300.000 ppm.h. O volume gasto de cada solução para o completo preenchimento do módulo de membrana e do vaso de pressão de baixo custo foi de aproximadamente 5L.

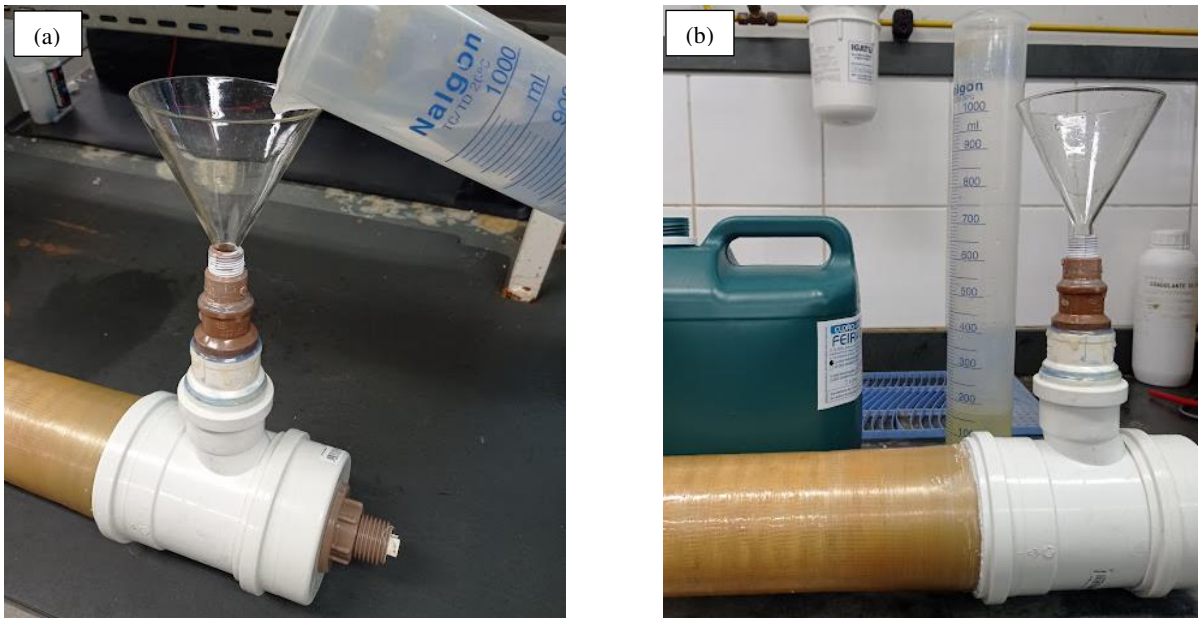

Figura 4.26 - Preenchimento do módulo durante (a) limpeza alcalina (NaOH, 0,1% m/m) e ácida ($C_6H_8O_7$ 2%) e (b) tratamento oxidativo (NaClO 10-12%).

A aplicação do protocolo de reciclagem do módulo C seguiu de modo análogo ao módulo B, com uma única diferença quanto ao tempo da limpeza ácida que para o módulo C foi de 24 horas. A modificação no tempo da limpeza ácida para a membrana C ocorreu em função da experiência com a membrana B, em que foram necessárias sucessivas limpezas ácidas. As soluções de limpeza ácida e alcalina foram

neutralizadas entre si até atingir pH entre 7 e 8 para serem descartadas no sistema público de esgotamento sanitário.

4.3.1.1 Ensaios de permeabilidade hidráulica

Ensaios de permeabilidade hidráulica com água deionizada foram realizados anteriormente à reciclagem da membrana A e, na sequência, dos tratamentos oxidativos das membranas A, B e C para avaliar a eficiência da reciclagem.

Para o teste de permeabilidade hidráulica da membrana A em escala de bancada antes e após a reciclagem utilizou-se um volume de alimentação de 2 L de água deionizada, vazão de 2,4 $L.min^{-1}$ em regime laminar (número de Reynolds estimado em 848) e recirculação total, em que tanto o concentrado quanto o permeado foram continuamente retornados para o tanque de alimentação.

Após decorrido o tempo inicial de compactação mecânica da membrana (1 hora) e a estabilização do fluxo de permeado, foram utilizadas quatro condições de pressão, entre 12 e 6 bar para a membrana A anteriormente à reciclagem e três condições de pressão, entre 1 a 2 bar para a membrana A após a reciclagem. Foi coletado o volume de permeado em uma proveta a cada 5 minutos durante um tempo pré-definido de 1 minuto até que três valores de vazão se repetissem. A cada alteração da pressão esperou-se 10 minutos para se repetir o monitoramento do volume e da temperatura no tanque de alimentação, utilizada para calcular o valor corrigido da viscosidade do fluido.

Os valores de permeado foram normalizados e calculados conforme (Eq. **4.1**.

$$J_N = \frac{\Delta V}{A \cdot \Delta t} \cdot \frac{\mu(T)}{\mu(25°C)} \qquad \textbf{(Eq. 4.1)}$$

Sendo:

J_N = fluxo normalizado a 25°C;
$\Delta V/\Delta t$ = volume de permeado pelo tempo ($m^3.h^{-1}$);
A = área de permeação (m^2);
μ(T) = viscosidade da água na temperatura do processo (Pa.s);

μ(25°C) = viscosidade da água na temperatura de 25°C (Pa.s).

A permeabilidade da membrana, expressa em $L \cdot h^{-1} \cdot m^{-2} \cdot bar^{-1}$, corresponde ao coeficiente angular da reta obtida pela regressão linear dos dados de fluxo de permeado ($L \cdot h^{-1} \cdot m^{-2}$) em função da pressão aplicada (bar).

Os procedimentos para o teste de permeabilidade hidráulica das membranas B e C ocorreram de forma similar aos descritos para a membrana A, modificando-se algumas condições operacionais, como um volume de alimentação de 12 litros de água deionizada, vazão de alimentação de 4,8 $L.m^{-1}$, três condições de pressão, de 1 a 2 bar e coleta do volume de permeado em uma proveta a cada 5 minutos durante um tempo pré-definido de 30 segundos.

Após os ensaios de permeabilidade as módulos de membranas foram mantidos preenchidos com água deionizada até a realização de próximos ensaios.

4.3.1.2 Teste de rejeição salina

Os testes de rejeição salina foram realizados nas membranas A, B e C para verificar mudanças nas propriedades seletivas das membranas recicladas. Para isso, foi utilizado o modelo para águas salobras com uma solução de cloreto de sódio (NaCl) a 2,0 $g.L^{-1}$ em água deionizada.

Para o teste em bancada com a membrana A o volume de alimentação foi de 2 L da solução salina, pressão de 15 bar, temperatura ambiente (25°C) e vazão de 2,4 $L.min^{-1}$ em regime laminar (número de Reynolds estimado em 848). A unidade de permeação foi ambientada mediante circulação com a solução salina. O concentrado foi enviado por recirculação ao tanque de alimentação e o permeado coletado separadamente. É recomendado o descarte de 50% do volume do permeado inicial.

Em seguida, deu-se início ao teste com o volume restante da solução salina. A corrente de permeado foi novamente recolhida em tanque separado até atingir 15% de recuperação. A temperatura foi mantida em torno de 25°C.

Previamente ao ensaio foi realizada a medida da condutividade elétrica ($\mu S.cm^{-1}$) da solução de alimentação, convertida em concentração de NaCl ($mg.L^{-1}$) mediante uma curva de calibração previamente construída. Posteriormente, a medida de

condutividade elétrica do permeado também foi medida para calcular a percentagem de rejeição ao sal, segundo (Eq. **4.2** (COUTINHO DE PAULA *et al*., 2017):

$$R(\%) = (1 - \frac{C_p}{C_a}) \cdot 100 \qquad \textbf{(Eq. 4.2)}$$

Sendo:

R = rejeição salina (%);

Cp = concentração de sais no permeado (mg.L-1);

Ca = concentração de sais na alimentação (mg.L-1).

Ao final de cada teste a membrana foi enxaguada igualmente ao teste de permeabilidade hidráulica.

Os testes de rejeição salina das membranas B e C foram realizados de forma similar ao da membrana A, modificando-se algumas condições operacionais, como a pressão de operação em 1 bar e temperatura ambiente de 25°C, para um volume de solução salina de alimentação de 20 L e vazão de 4,8 $L.min^{-1}$ em regime laminar (número de Reynolds estimado em 848).

4.3.2 Aplicação das membranas recicladas no tratamento de águas eutrofizadas

Amostras de água eutrofizada foram coletadas do lago ornamental dos prédios da Biblioteca Central e do lago “Ala A” da Reitoria do Campus Pampulha da UFMG e decantadas por 48 horas a fim de facilitar o tratamento com as membranas em escala de bancada, sem a adição de agentes coagulantes. O desempenho da membrana reciclada A no tratamento da água eutrofizada foi avaliado quanto à remoção de cor, turbidez, demanda química de oxigênio (DQO), fósforo (ortofosfato), nitrato, nitrito e amônia para as amostras de água da Biblioteca Central, também avaliada quanto à remoção de cor, turbidez e DQO para as amostras do lago Reitoria.

Os ensaios foram executados na unidade de permeação descrita no item 4.2.3 a qual foi operada durante 6 a 8,5 horas sob pressão constante de 1 bar, vazão de 2,4 $L \cdot min^{-1}$ e volume de alimentação de 6 L.

Condições operacionais tais como vazão e fluxo de permeado, pressão e temperatura da água de alimentação foram monitoradas a cada 10 min, com coleta do volume de permeado em uma proveta durante tempo pré-determinado de 1 minuto. Valores de permeado foram normalizados a 25ºC e calculados segundo (Eq. **4.1)**.

Nos ensaios piloto com o sistema solar FV-membrana reciclada de UF foi utilizada a configuração descrita no item 4.2.6 e a membrana reciclada B. Foram realizados 5 ensaios consecutivos em abril/2022 totalizando 21h30min.

Coletou-se um volume de 50 L com o auxílio da bomba diafragma da região mais superficial do lago ornamental, certificando-se que nenhum lodo ou material grosso em suspensão fosse coletado. O desempenho do módulo de membrana B reciclada no tratamento da água eutrofizada nos ensaios piloto foi avaliado quanto à remoção de cor aparente, turbidez, DQO, clorofila *a*, fósforo, COT e nitrogênio total.

Os testes foram executados com o auxílio da unidade ilustrada anteriormente (Figura 4.13)**Erro! Fonte de referência não encontrada.** sob pressão constante de 1 bar, vazão de 4,75 $L \cdot min^{-1}$ e recirculação total. A vazão de 4,75 $L \cdot min^{-1}$ correspondeu inicialmente a 72,96% da potência do conjunto motobomba.

Condições de operação tais como vazão e fluxo de permeado, pressão e temperatura da água de alimentação foram monitoradas a cada 10 min, com coleta do volume de permeado em uma proveta durante tempo pré-determinado de 30 segundos. Valores de permeado foram normalizados a 25ºC e calculados segundo (Eq. **4.1)**. Ao final de cada dia de operação, o módulo de membrana foi preenchido com aproximadamente 5 L de permeado como estratégia de mitigação de incrustações por biofilme.

4.4 Caracterização físico-química

Durante a execução dos experimentos, água bruta, água bruta após decantação simples e permeado foram caracterizados de acordo com os parâmetros de interesse. As metodologias adotadas para a caracterização dos parâmetros físico-

químicos, bem como o princípio dos métodos e o principal equipamento utilizado estão apresentadas na Tabela 4.9. A conservação das amostras, quando necessário, seguiu conforme indicado em cada método.

Tabela 4.9 - Parâmetros avaliados nos experimentos e a metodologia adotada.

Parâmetro	Metodologia	Princípio do método	Equipamento utilizado
Cor	Medição da absorbância a 420 nm (0,45µm) em espectrofotômetro	Colorimétrico	Hach DR 3900
Turbidez	Detecção de energia luminosa dispersa ou refletida em direção a um detector que não se encontra no caminho direto da luz transmitida	Nefelometria	Hach 2100AN
DQO	APHA (2005) - Método: 5220D	Colorimétrico	Hach DR 3900
Fósforo total	APHA (2005) – Método: 4500PE	Espectrofotometria	Hach DR 3900
Fósforo - ortofosfato	PhosVer 3 Ascorbic Acid) Method – Method 8048	Espectrofotometria	Hach DR 3900
Nitrito	Nitrite, Low Range, Method 8507 (HACH, 2019)	Espectrofotometria	Hach DR 3900
Nitrato	Nitrate, MR Cadmium Reduction Method 8171, Powder Pillows or	Espectrofotometria	Hach DR 3900

	AccuVac® Ampuls (HACH, 2014)		
Amônia	Nitrogen, Ammonia, Method 8038 (HACH, 2017)	Espectrofotometria	Hach DR 3900
Cloro ativo	ABNT NBR nº 9425: Hipoclorito de sódio - Determinação de cloro ativo (ABNT, 2005) e Aguilar (2020)	Volumétrico	-
Clorofila *a*	CETESB, Norma Técnica L5.306 (CETESB, 2014)	Espectrofotometria	Hach DR 3900
pH	Medição do pH em pHmetro digital	Potenciométrico	Medidor de pH mPA-210 - MS Tecnopon
Condutividade elétrica	Medição da condutividade elétrica em condutivímetro digital	Potenciométrico	Condutivímetro HANNA Edge HI2003, sonda HI763100
COT	680 ºC combustion catalytic oxidation/NDIR method	Instrumental	Analisador de TOC Shimadzu TOC-V CNP

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Caracterização dos lagos ornamentais

O lago ornamental da Biblioteca Central se encontrava em condições agravadas de eutrofização com excesso de sedimentos formando pequenas ilhas à época de amostragem, além do aparecimento de animais mortos, embora não tenha sido detectada a presença de gases mal cheirosos. A Figura 5.1 ilustra dois momentos distintos durante o período de estiagem, em agosto/2021.

Figura 5.1 – Lago ornamental da Biblioteca Central da UFMG na região mais rasa com presença de sedimentos, folhas e frutos.

Devido à grande quantidade de peixes presentes nos lagos ornamentais da Reitoria, o processo de eutrofização se dá principalmente pelo acúmulo de urina e fezes das três espécies (carpa-capim, carpa nishikigoi e tilápia) que rapidamente se reproduzem nos lagos. A Figura 5.2 ilustra a presença de uma parte da população de peixes do lago “Ala A” da Reitoria.

Figura 5.2 - Parcela da população de peixes do lago "Ala A" da Reitoria em que se incluem carpas-capim, carpas nishikigoi e tilápias.

A grande disponibilidade de nitrogênio acumulada a partir das fezes e urina dos peixes, além dos processos de decomposição de folhas e restos de alimentos propicia a proliferação das algas verdes. A caracterização da água do lago ornamental da Biblioteca Central antes e após a decantação de 48 h utilizada nos ensaios de bancada e caracterização da água do lago "Ala A" da Reitoria sem decantação utilizada durante os ensaios piloto são apresentadas na Tabela 5.1. O nível trófico hipereutrófico foi atribuído aos lagos ornamentais em função da caracterização em termos de fósforo e clorofila *a*, segundo a classificação de Lamparelli (2004).

Tabela 5.1 - Caracterização da água do lago ornamental da Biblioteca Central e do Lago "Ala A" da Reitoria

Amostra	**Parâmetro**	**Água bruta sem decantação**	**Água bruta com decantação**
Lago ornamental da Biblioteca Central (Setembro/2021)	Turbidez (UNT)	53,8	17,1
	Cor aparente (uH)	960	366
	pH	8,5	7,6
	Condutividade Elétrica ($\mu S.cm^{-1}$)	338	320,0
	DQO ($mg \cdot L^{-1}$)	243,5	149,0
	Nitrato ($mg \cdot L^{-1}$)	1,1	1,1
	Nitrito ($mg \cdot L^{-1}$)	0,0	0,0
	Fósforo ($mg \cdot L^{-1}$)	74,3	38
	Amônia ($mg \cdot L^{-1}$)	1,5	0,7
Lago "Ala A" da Reitoria (Dezembro/2021)	Turbidez (UNT)	6,5	-
	Cor aparente (uH)	107	-
	pH	7,0	-
	Condutividade Elétrica ($\mu S.cm^{-1}$)	196,9	-
	DQO ($mg \cdot L^{-1}$)	377,5	-
	Fósforo ($mg \cdot L^{-1}$)	16,9	-
	COT ($mg \cdot L^{-1}$)	73,7	-
	Clorofila *a* ($\mu g \cdot L^{-1}$)	8,0	-
	NT ($mg \cdot L^{-1}$)	1,1	-

5.2 Tratamento oxidativo das membras de OI descartadas

A amostra de membrana A de osmose inversa (OI) descartada, utilizada em ensaios de bancada, apresentou permeabilidade hidráulica de 1,7 $L \cdot h^{-1} \cdot m^{-2} \cdot bar^{-1}$. Após o tratamento oxidativo, a membrana A reciclada apresentou permeabilidade hidráulica de 81,5 $L \cdot h^{-1} \cdot m^{-2} \cdot bar^{-1}$ e rejeição salina 21,2%.

A literatura reporta uma gama de valores diversificados de permeabilidade hidráulica e rejeição salina após tratamento oxidativo com 300.000 ppm.h em escala de bancada em que se enquadram membranas de ultrafiltração (UF) recicladas. Lawler *et al.* (2013) obtiveram membranas recicladas de UF cuja permeabilidade hidráulica variou de 9,3 a 116,3 $L \cdot m^{-2} \cdot h^{-1} \cdot bar^{-1}$ e rejeição salina < 1%. Lawler *et al.* (2011) reportaram valores de 174 $L \cdot m^{-2} \cdot h^{-1} \cdot bar^{-1}$ para permeabilidade hidráulica e 4% para rejeição salina. García-Pacheco *et al.* (2018) utilizando uma intensidade de contato de 350.000 ppm.h obtiveram membranas recicladas de UF com permeabilidade hidráulica de 28,5 $L \cdot h^{-1} \cdot m^{-2} \cdot bar^{-1}$. Molina *et al.* (2018) obtiveram uma membranas recicladas de UF com valores de permeabilidade hidráulica que variaram de 13,0 a 141,5 $L \cdot h^{-1} \cdot m^{-2} \cdot bar^{-1}$.

Os resultados de permeabilidade hidráulica e rejeição salina da membrana A são similares aos obtidos por Coutinho de Paula *et al.* (2017) para a mesma intensidade de contato de 300.000 ppm.h, 80,9 $L \cdot m^{-2} \cdot h^{-1} \cdot bar^{-1}$ e 16% respectivamente, como o esperado para a reciclagem em escala de bancada obtendo-se uma membrana reciclada de UF.

A membrana B de OI descartada é o módulo em configuração espiral, íntegro, utilizado para a reciclagem em escala piloto. A primeira tentativa de reciclagem da membrana B seguiu conforme previamente descrito no item 4.3.1, obtendo-se uma permeabilidade hidráulica de 14,6 $L \cdot m^{-2} \cdot h^{-1} \cdot bar^{-1}$. Este valor de permeabilidade, apesar de superior ao de uma membrana de OI em final de vida útil, não corresponde ao esperado após o tratamento oxidativo com uma intensidade de contato de 300.000 ppm.h em escala piloto, conforme relatado por Coutinho de Paula *et al.* (2017), Aguilar (2021) e García-Pacheco *et al.* (2018) para módulos de membranas recicladas de UF.

É importante ressaltar a diferença no método de imersão e preenchimento do módulo de membrana com a solução de NaClO e se o procedimento foi realizado de

forma estática ou dinâmica mediante recirculação. Características da camada seletiva de poliamida aromática variam de um modelo de membrana a outro, podendo ser mais ou menos densa, influenciando no resultado do tratamento oxidativo. Além disso, a severidade da incrustação da membrana e a sua origem também podem influenciar no processo de reciclagem exigindo limpezas adicionais quando o armazenamento e acondicionamento das membranas em final de ciclo de vida não foi realizado de maneira adequada.

Coutinho de Paula *et al*. (2018) reciclou um módulo espiral de membrana de nanofiltração (NF) de 2,5 polegadas proveniente de uma refinaria de petróleo por meio do preenchimento de um vaso de pressão metálico. O contato da membrana com a solução oxidante foi feito tanto por imersão completa quanto por recirculação da solução. Inicialmente, somente após 18h de contato com NaClO o módulo apresentou um pequeno aumento de permeabilidade. Conforme descrito pelos autores, oxidações químicas complementares foram necessárias para efetivamente degradar a camada de poliamida da membrana uma vez constatado que o NaClO teve somente função de limpeza em razão da severidade da incrustação orgânica da membrana. Foi necessário um total de 32 horas, correspondendo a uma intensidade de contato de 3.520.000 ppm·h para que houvesse a completa reciclagem da membrana e se atingisse uma permeabilidade hidráulica de 68,9 $L \cdot m^{-2} \cdot h^{-1} \cdot bar^{-1}$. Similarmente, García-Pacheco *et al.* (2018) obtiveram módulos espirais reciclados de UF após uma intensidade de contato de 800.000 ppm·h e 1.000.000 ppm·h com permeabilidade de 48,8 $L \cdot h^{-1} \cdot m^{-2} \cdot bar^{-1}$ e 44,7 $L \cdot h^{-1} \cdot m^{-2} \cdot bar^{-1}$ respectivamente.

Considerando o resultado de permeabilidade hidráulica obtido inicialmente no presente estudo (14,6 $L \cdot m^{-2} \cdot h^{-1} \cdot bar^{-1}$), optou-se por realizar oxidações químicas complementares a fim de avaliar os incrementos na permeabilidade da membrana.

Assim, optou-se por adotar tempos de contato de 20, 30 e 40 min a fim de evitar uma degradação excessiva da membrana, no entanto, em função da baixa intensidade de contato, não se observou um aumento da permeabilidade hidráulica. Na sequência, embora tenha-se optado por utilizar intensidades de contato superiores a 300.000 ppm.h, também não foi verificado um aumento significativo nos valores de permeabilidade hidráulica, como pode ser visualizado na Tabela 5.2.

Tabela 5.2 - Intensidades de contato utilizadas para o tratamento oxidativo da membrana B e a permeabilidade hidráulica após cada tratamento oxidativo

Tratamento oxidativo complementar	**Teor de Cloro (%)**	**Concentração de cloro livre (ppm)**	**Intensidade de contato (ppm.h)**	**Permeabilidade hidráulica após traamento oxidativo ($L.m^{-2}.h^{-1}.bar^{-1}$)**
	14,3	158.508	300.000	14,6
1	10	111.000	37.000	16,2
2	10,9	121.434	40.478	15,6
3	12,6	139.638	69.819	16,5
4	10	111.000	74.000	16,7
5	12,3	136.086	90.724	16,2
6	10	111.000	400.000	18,8
7	12,2	134.976	300.000	17,3
8	10	111.000	500.000	19,1
9	12,2	135.531	800.000	22,3
10	12	133.200	1.000.000	23,8
Intensidade de contato total utilizada (ppm.h)			3.612.021	

Tendo em vista o valor de permeabilidade hidráulica de 19,1 $L.m^{-2}.h^{-1}.bar^{-1}$ ao final da oitava oxidação complementar, concluiu-se que o NaClO cumpriu somente função de limpeza da membrana. Tal hipótese foi levantada em função da presença de um pó de coloração amarronzada em toda solução residual de NaClO após esvaziamento do módulo. Este mesmo pó continuou visível a cada vez que o módulo era preenchido com água deionizada e esvaziado.

Conforme resultados obtidos de permeabilidade hidráulica após os tratamentos oxidativos complementares apresentados, considerou-se repetir a limpeza ácida e o reumedecimento com uma solução água-álcool (50% v/v) para, então, dar continuidade à oxidação química.

Na sequência, foram realizadas três limpezas ácidas complementares: a primeira com duração de 16 horas e as duas últimas com duração de 24 horas cada. Após a primeira limpeza um novo ensaio de permeabilidade hidráulica foi realizado, cujo valor de 22,3 $L.m^{-2}.h^{-1}.bar^{-1}$ embora superior, ainda foi considerado aquém do

esperado. Após as duas limpezas ácidas de 24 horas um novo ensaio de permeabilidade hidráulica foi feito, sem alteração no valor da permeabilidade da membrana.

Ao final de cada limpeza ácida com ácido cítrico 2% a membrana foi enxaguada com água deionizada de forma passiva com o preenchimento do módulo através de um funil e seu esvaziamento. Foi notada a saída de um pó de coloração esbranquiçada na água de enxague após a segunda limpeza que não havia sido notado anteriormente, conforme Figura 5.3.

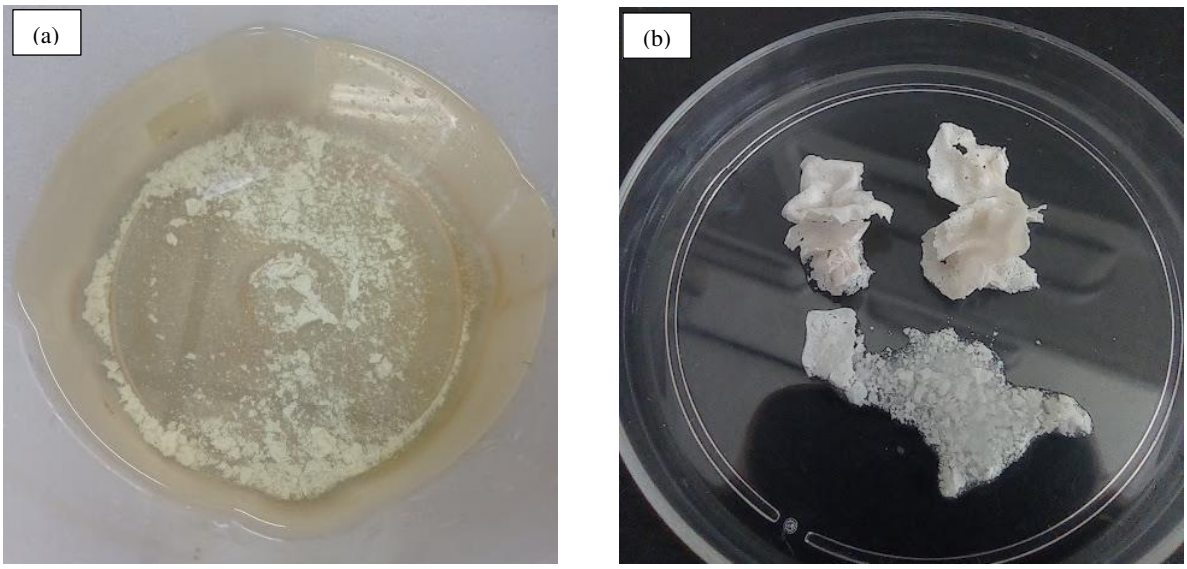

Figura 5.3 - (a) Água de enxague pós limpeza química com presença de resíduo de coloração esbranquiçada e (b) detalhe do resíduo.

A presença desse resíduo foi, então, notada após cada limpeza ácida realizada. Sucessivos enxagues foram realizados com a finalidade de melhorar a aparência da água. Após duas limpezas sucessivas de 24h a aparência da água de enxague se encontrava conforme ilustrado na Figura 5.4. Também foi observada a liberação de um gás após as últimas limpezas ácidas. A presença desse gás foi suficiente para espirrar o líquido de preenchimento do módulo a três metros de distância após a abertura de uma das saídas do vaso de pressão de baixo custo.

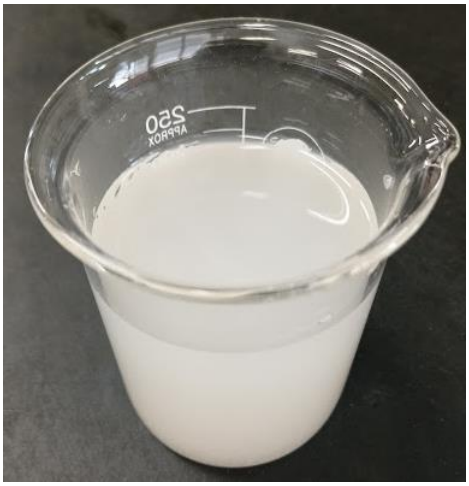

Figura 5.4 - Água de enxague da membrana após limpezas ácidas sucessivas de 24h.

Baseado nos resultados experimentais obtidos por García-Pacheco *et al.* (2018), considerou-se a realização de tratamentos oxidativos com intensidades de contanto de 800.000 ppm.h e 1.000.000 ppm.h. No entanto, a permeabilidade hidráulica após dez tratamentos oxidativos complementares com uma intensidade de contato total de 3.612.021 ppm.h. estabilizou-se em 23,8 ± 1,1 $L.m^{-2}.h^{-1}.bar^{-1}$, dando indícios de que a membrana B se tornou quimicamente estável.

A fim de continuar a investigação da caracterização da membrana B procedeu-se ao teste de rejeição salina, realizado conforme descrito no item 4.3.1.2, obtendo-se uma percentagem de rejeição ao NaCl de 2,8%. Embora os resultados de permeabilidade hidráulica estejam abaixo do esperado, o resultado da rejeição salina indica a perda da seletividade da membrana B, apontando para a degradação da camada de poliamida aromática, ou seja, sua reciclagem. Em conformidade com esses resultados, é possível afirmar que foi usada uma intensidade de contato superior ao necessário para fins de oxidação da membrana B, tendo em vista sua estabilidade química verificada no valor de permeabilidade hidráulica igual a 23,8 ± 1,1 $L.m^{-2}.h^{-1}.bar^{-1}$. Assim, considera-se que foi utilizada uma intensidade de contato de 2.612.021 ppm.h para reciclagem da membrana B.

Para o módulo espiral da membrana C, também em escala piloto, os procedimentos de limpeza química e de reciclagem passaram por algumas modificações em função das peculiaridades encontradas no processo com o módulo B. A opção por alterar o protocolo também se sustentou no fato dos dois módulos

terem características operacionais iguais de acordo com o fabricante e se originarem do tratamento de água salobra da mesma região atendida pelo PAD no interior do estado de Pernambuco.

A limpeza alcalina seguiu sem alterações, com NaOH 0,1% (m/m) por 16 horas. Porém, a limpeza ácida com ácido cítrico 2%, pH 2,5, teve duração de 24 horas. Na sequência, fez-se o reumedecimento da membrana com uma solução água/álcool (50% v/v) previamente ao tratamento oxidativo com NaClO (10-12%) e intensidade de contato de 500.000 ppm.h. Essa intensidade de contato foi selecionada como valor inicial para se avaliar com cautela a degradação da camada de poliamida por meio dos ensaios de permeabilidade hidráulica e de rejeição salina. Caso detectados valores aquém do esperado, oxidações complementares seriam realizadas igualmente à membrana B.

A permeabilidade hidráulica do módulo de membrana C após a reciclagem foi de 20,5 $L.m^{-2}.h^{-1}.bar^{-1}$, valor similar ao obtido para o módulo de membrana B. Em seguida, a rejeição salina obtida foi de 0,9%, assim indicando a perda da seletividade e a degradação da camada de poliamida aromática de forma similar à membrana B. A Tabela 5.3 sumariza os valores de permeabilidade hidráulica e rejeição salina encontrados para as membranas A, B e C.

Tabela 5.3 - Permeabilidade hidráulica e rejeição salina encontrados para as membranas A, B e C

Membrana	Intensidade de contato final (ppm.h)	Permeabilidade hidráulica ($L.m^{-2}.h^{-1}.bar^{-1}$)	Rejeição salina (%)
A (bancada)	300.000	81,5	15
B (piloto)	2.612.021	23,8	2,8
C (piloto)	500.000	20,8	0,9

Valores de permeabilidade hidráulica para membranas de UF comerciais encontrados na literatura variam de 10 a 50 $L.m^{-2}.h^{-1}.bar^{-1}$ (GARCÍA-PACHECO *et al.*, 2015). Em se tratando de membranas recicladas de UF a variabilidade encontrada foi 13,0 a 309,75 $L.m^{-2}.h^{-1}.bar^{-1}$ (RAVAL *et al.*, 2012; GARCÍA-PACHECO *et al.*, 2015 e 2019; MOLINA *et al.*, 2018). Coutinho de Paula *et al.* (2018) reportaram a reciclagem

de um módulo de NF após intensidade de contato de 3.520.000 ppm.h obtendo-se uma membrana de reciclada de UF com permeabilidade hidráulica de 68,6 $L.m^{-2}.h^{-1}.bar^{-1}$ e rejeição salina de 15%. García-Pacheco *et al*. (2018) utilizaram uma intensidade de contato de 1.000.000 ppm.h em escala piloto e obtiveram uma membrana de UF com permeabilidade hidráulica de 44,7 $L.m^{-2}.h^{-1}.bar^{-1}$.

Ahmed e Jamal (2020) reciclaram em escala piloto um módulo de OI modelo DOW Filmtec BW30-400 com uma intensidade de contato de 300.000 ppm.h e obtiveram permeabilidade hidráulica de 27 $L.m^{-2}.h^{-1}.bar^{-1}$ e rejeição salina de 5%. García-Pacheco *et al.* (2019) obtiveram uma membrana de UF reciclada após dose de exposição de 300.000 ppm.h com permeabilidade hidráulica de 17 ± 0,5 $L.m^{-2}.h^{-1}.bar^{-1}$. E Molina *et al.* (2018) avaliaram a reciclagem de uma membrana modelo TM820C-400 de OI em escala de bancada a uma dose de exposição de 300.000 ppm.h obtendo-se permeabilidade hidráulica igual a 13,0 $L.m^{-2}.h^{-1}.bar^{-1}$.

Os módulos espirais de membranas B e C que passaram por tratamento oxidativo no presente estudo se assemelham às reportadas por Ahmed e Jamal (2020) e García-Pacheco *et al.* (2019), além de se encontrarem dentro da faixa de valores reportados na literatura para membranas de UF comerciais. Assim, conclui-se que as membranas B e C estão no limiar entre membranas de NF e UF no que tange a permeabilidade hidráulica, sendo possível afirmar que são membranas recicladas de UF mais fechadas.

As dificuldades encontradas durante a reciclagem das membranas B e C não foram encontradas durante a reciclagem da membrana A, evidenciando a diferença entre a reciclagem das folhas de membranas após o rompimento do módulo e a reciclagem de membranas em módulos espirais íntegros. Os últimos demonstraram mais dificuldades de reciclagem, conforme descrito por Coutinho de Paula *et al.* (2018), García-Pacheco *et al.* (2019) e Aguilar (2021).

Em outras palavras, a reciclagem de módulos espirais via tratamento oxidativo não apresenta a mesma eficiência encontrada nos testes em bancada. As condições hidrodinâmicas, a resistência imposta pelas folhas duplas das membranas e dos espaçadores, além da aplicação anterior da membrana e do tipo de incrustação presente na membrana influenciam no contato com o agente oxidante e,

consequentemente, na intensidade de contato necessária para a degradação da camada seletiva de poliamida aromática.

García-Pacheco *et al.* (2019) relataram que incrustações inorgânicas comprometem a eficiência do processo de reciclagem, demonstrando a necessidade de sucessivas limpezas anteriormente à oxidação química com o NaClO. Os autores levantam a problemática de um aumento indesejado dos custos, em que as exaustivas limpezas saem mais caro do que a reciclagem em si.

Além das dificuldades intrínsecas associadas à configuração dos módulos, existem dificuldades adicionais relacionadas ao mal acondicionamento das membranas ao final de sua operação. Tais dificuldades não aconteceriam com a sistematização do protocolo de reciclagem anteriormente ao recebimento na Universidade ou no local onde se inicie o tratamento oxidativo. Uma parceria estabelecida entre as partes seria fundamental não só para assegurar as condições de armazenamento e acondicionamento das membranas após fim de ciclo de vida quanto para rastrear suas incrustações.

Como descrito anteriormente, durante o processo de reciclagem do módulo B foi identificada a presença de um resíduo de coloração esbranquiçada após sucessivas limpezas ácidas. Seguindo a hipótese da presença de íons de cálcio, optou-se por fazer análise de dureza total pelo método titulométrico por EDTA. De fato, foi identificada a presença de cálcio em todas as amostras retiradas dos sucessivos enxagues pós limpezas ácidas e oxidações complementares.

De acordo com dados do Resumo Executivo - Planos Estaduais do Programa Água Doce 2010-2019 (MMA, 2011), em 2008 havia aproximadamente 10.536 poços no estado de Pernambuco (PE), dos quais 9.328 encontravam-se no Semiárido. Na época da elaboração do Resumo Executivo, constavam 318 sistemas de dessalinização em 77 municípios de PE. A disponibilidade de informações acerca do monitoramento desses poços é escassa, no site da Rede Integrada de Monitoramento das Águas Subterrâneas – RIMAS é possível encontrar informações de somente 13 poços.

Como não é possível determinar a origem exata dos módulos de membranas de OI doados pelo PAD, também se torna difícil investigar à fundo quais espécies químicas provocaram a incrustação inorgânica nas membranas B e C. Ainda assim, é

possível extrair alguns dados relevantes. Há quatro municípios atendidos pelo PAD e citados no Plano Estadual do Programa Água Doce do estado de PE (SRHE, 2010) que constam no banco de dados do RIMAS web da CPRM, são eles: Ibimirim, Tupanatinga, Calumbi e Buique.

Na Tabela 5.4 foram selecionados três íons considerados relevantes em função dos resultados observados em laboratório, dos dados do monitoramento hidroquímico obtidos pela CPRM, em 2016.

Tabela 5.4 - Monitoramento hidroquímico de quatro poços em municípios do interior do estado de Pernambuco atendidos pelo PAD

Poço	Município	Localidade	Data de instalação	Monitoramento hidroquímico		
				HCO_3 (mg/L)	Ca (mg/L)	CO_3 (mg/L)
2600055016	Ibimirim	Comunidade Anil	2014	127,6	28,5	0,4
2600049197	Tupanatinga	Sítio Baixa Funda	2012	-	0,8	-
2600042922	Calumbi	Roças Velhas	2012	-	2,4	94,0
2600039622	Buique	Vila Agrícola Amigos do Bem	2010	2,2	1,2	-

Fonte: http://rimasweb.cprm.gov.br/layout/visualizar_mapa.php

Lawler *et al.* (2013) reforçaram a importância do armazenamento adequado das membranas após final de ciclo de vida para a manutenção do desempenho hidráulico, pois as membranas armazenadas secas resultaram em uma permeabilidade média menor do que as membranas que foram armazenadas úmidas.

Segundo Landaburu-Aguirre *et al.* (2016) a limpeza para incrustações inorgânicas como $CaCO_3$ e $MgCO_3$ pode ser feita com ácido clorídrico, ácido cítrico, ácido fosfórico, hidróxido de amônio e EDTA. Para o caso de incrustações com sílica, a limpeza química indicada é feita com hidróxido de sódio, ácido cítrico e hidróxido de

amônio. Portanto, o protocolo adotado foi considerado adequado, e não se recomenda alterações no uso dos agentes de limpeza. Recomenda-se, no entanto, atentar-se para a necessidade de sucessivas limpezas em função do tipo de incrustação detectado.

Em relação à necessidade de sete oxidações complementares durante a reciclagem da membrana B para sua estabilidade química, conforme comentado anteriormente, Garcia-Pacheco *et al.* (2019) indicam que apesar de incrustações orgânicas e biofilme não interferem no desempenho final das membranas recicladas, variações leves a críticas de permeabilidade hidráulica foram encontradas ao compararem o desempenho de membranas recicladas incrustadas por argila ou substâncias inorgânicas. Essa variação na permeabilidade foi constatada no presente estudo, principalmente comparando com os resultados de Coutinho de Paula *et al.* (2018) que após reciclarem um módulo de membrana de OI em configuração espiral com incrustações orgânicas obtiveram permeabilidade hidráulica de 68,9 $L.m^{-2}.h^{-1}.bar^{-1}$. Essa diferença indica a necessidade de mais estudos na área de reciclagem de membranas descartadas direcionados a entender de que forma as incrustações interferem no processo.

5.3 Avaliação do vaso de pressão de baixo custo

Um dos desafios durante a aplicação do protocolo de limpeza e reciclagem das membranas de OI descartadas se relaciona com o controle do processo, ou seja, evitar o uso excessivo de reagentes e soluções (hidróxido de sódio, ácido cítrico, etanol e hipoclorito de sódio) quando se faz a imersão dos módulos de membranas nessas soluções em recipientes maiores e mais largos para comportá-los.

Um controle adequado do processo é importante para garantir que toda a camada polimérica da membrana no interior do módulo entre em contato com as soluções, assim evitando irregularidades na sua limpeza química prévia e na sua reciclagem. Além disso, o uso de excesso de reagentes e soluções pode ser um fator limitante ao se calcular o custo final unitário do processo de reciclagem do módulo de membrana em pequena e larga escala. Portanto, o vaso de pressão de baixo custo desenvolvido visa atender, principalmente, essa demanda.

A tecnologia proposta é composta por dois suportes em policloreto de vinila (PVC) e por materiais facilmente encontrados em lojas de materiais de construção disponíveis no mercado. Esses materiais possuem baixo custo, possibilitando sua montagem em substituição a um vaso de pressão metálico comercial, representando até 16,6% de seu valor. A montagem do vaso de pressão é de fácil execução, pois não necessita de mão-de-obra especializada, pode ser realizada em um pequeno espaço físico e em um curto espaço de tempo (1 dia).

Uma listagem detalhada das peças necessárias para a montagem é apresentada na Tabela 5.5, constando o custo final do vaso de pressão no valor de R$ 248,93.

Tabela 5.5 - Listagem de materiais utilizados na montagem e fabricação do vaso de pressão de baixo custo

Material	**Quantidade**	**Preço uni. (R$)**	**Preço total (R$)**
Cap/tampão esgoto 100 mm	2 uni.	16,29	32,58
Tê de redução para esgoto 100x50mm	2 uni.	25,90	51,80
Cano/tubo de PVC soldável 20mm	30 cm	1,00	1,00
Cano/tubo de PVC soldável 25mm	5,0 cm	0,19	0,19
Bucha de redução longa para esgoto 50x40mm	2 uni.	3,09	6,18
Luva soldável 20mm	2 uni.	1,15	2,30
Adaptador soldável com anel para caixa d'água (ou flange com anel) 20mmx1/2"	2 uni.	9,99	19,98
Bucha de redução soldável longa 40x25mm	2 uni.	4,89	9,72
Plug PVC Branco rosqueável 20mm (ou 1/2")	2 uni.	1,16	2,32
Adaptador soldável curto com bolsa e rosca para registro 20mm	2 uni.	1,43	2,86
Gaxeta de viton 2500x3500	2 uni.	60,00	120,00
Preço Final			**248,93**

Pode-se considerar que a aquisição de maior número de peças para montagem de vasos de pressão em escala tende a reduzir o custo apresentado.

O desenvolvimento do vaso de pressão de baixo custo em substituição aos vasos de pressão comerciais possibilita a aplicação do protocolo de reciclagem de módulos espirais de membrana descartadas de OI conforme descrito por Coutinho de Paula *et al.* (2017) de forma controlada, consumindo uma pequena quantidade de reagentes quando comparada com outras metodologias, como a sua completa imersão. O volume de reagentes e soluções consumido é de aproximadamente 5 L cada, o suficiente para o completo preenchimento do módulo de membrana de 4 polegadas de diâmetro e dos suportes em PVC que compõem o vaso de pressão.

Conforme as vantagens apresentadas, é importante destacar que o vaso de pressão de baixo custo para reciclagem e utilização de módulos de membrana de baixa pressão em configuração espiral, em função da facilidade da aquisição de materiais e da baixa complexidade de montagem, pode ser construído e operado em áreas rurais e/ou regiões remotas.

O suporte proposto possibilita a utilização dos módulos de membranas recicladas de UF em configuração espiral com a substituição do vaso de pressão metálico convencional de forma satisfatória em pressões de operação de até 2 bar.

Ensaios de permeabilidade hidráulica foram realizados com êxito para a caracterização das membranas recicladas. O vaso de pressão desenvolvido, conforme descrito, destina-se a teste ou operação de módulos de membranas de microfiltração, UF ou NF de baixa pressão, com limitação de operação a uma pressão de 2 bar. A operação sob condições de maiores valores de pressão poderá acarretar vazamentos. Portanto, ensaios de permeabilidade hidráulica na membrana reciclada, similar à membrana de ultrafiltração comercial, com variação da pressão de 1 a 2 bar para determinação do fluxo de permeado em três pontos de pressão diferentes foram realizados de forma satisfatória, com compactação mecânica da membrana em 2 bar. A pressão foi mantida em 2 bar durante 1 hora sem perdas de pressão ou vazamento. Tais ensaios indicaram valores de permeabilidade hidráulica que variaram de 13 a 23 $L \cdot h^{-1} \cdot m^{-2} \cdot bar^{-1}$.

5.4 Avaliação preliminar em escala de bancada da recuperação da qualidade ambiental de água eutrofizada utilizando membrana reciclada de UF

Os ensaios em escala de bancada com a membrana A para a avaliação preliminar da recuperação da qualidade da água do lago ornamental do prédio da Biblioteca Central e do lago “Ala A” da Reitoria, ambos do Campus Pampulha da UFMG, estão descrito no item 4.3.2.

A Figura 5.5 (a) ilustra uma amostra da água bruta do lago ornamental da Biblioteca Central anteriormente à decantação de 48 horas que precedeu o ensaio com a membrana reciclada A de UF. A Figura 5.5 (b) ilustra unidade de permeação utilizada durante o ensaio de bancada.

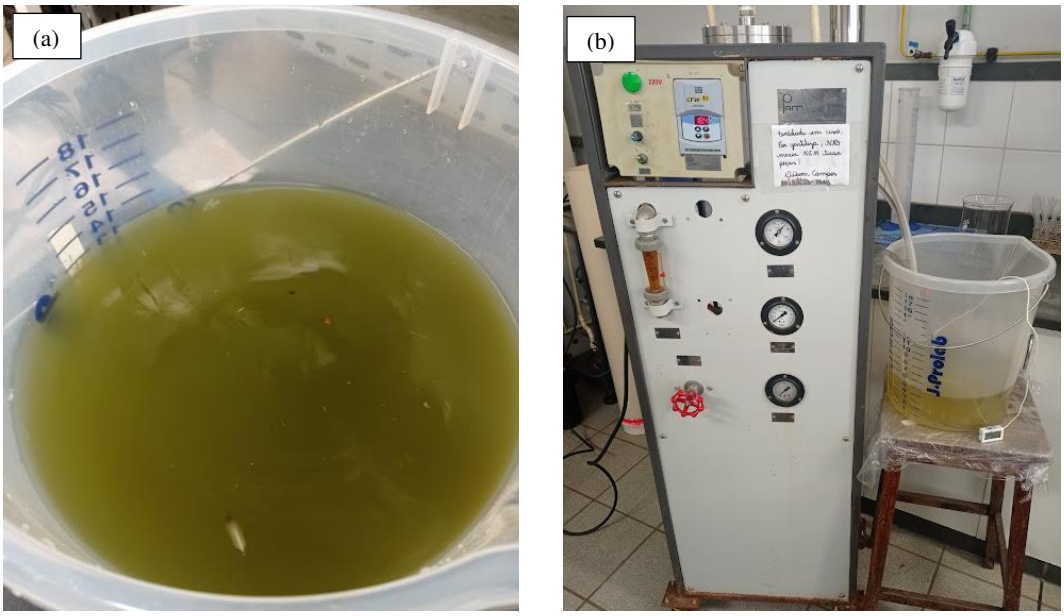

Figura 5.5 - (a) água bruta anteriormente à decantação e (b) ensaio de bancada com a membrana reciclada de UF com amostra do lago ornamental da Biblioteca Central da UFMG.

O comportamento do fluxo de permeado ($L \cdot h^{-1} \cdot m^{-2}$) normalizado a 25°C das amostras de água dos lagos ornamentais da Biblioteca Central e da Reitoria são apresentados na Figura 5.6. O ensaios tiveram duração de aproximadamente 6 horas contínuas de operação sob pressão constante de 1 bar e vazão de 2,4 $L \cdot min^{-1}$.

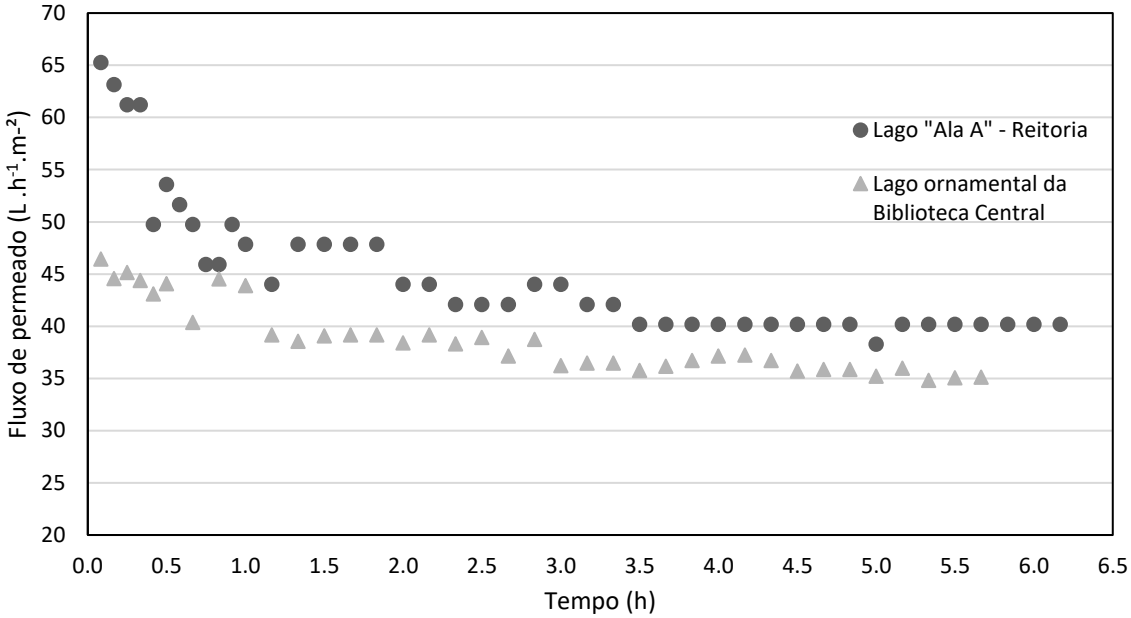

Figura 5.6 - Perfil do fluxo de permeado normalizado a 25 °C das amostras de água dos lagos ornamentais da Biblioteca Central e da Reitoria da UFMG, Campus Pampulha.

Observou-se uma tendência de estabilidade do fluxo de permeado em torno de 35,6 $L \cdot h^{-1} \cdot m^{-2}$ para a amostra do lago ornamental da Biblioteca Central, e em torno de 40,2 $L \cdot h^{-1} \cdot m^{-2}$ para a amostra do lago “Ala A” da Reitoria. O declínio levemente acentuado do fluxo de permeado das duas amostras no início da permeação é comumente atribuído à polarização de concentração.

O valor de fluxo de permeado obtido após a estabilização para os dois ensaios é visto como satisfatório em função da qualidade da água bruta, considerando que a coleta da amostra foi realizada em período de estiagem para o lago ornamental da Biblioteca Central. A estabilização do fluxo de permeado da amostra do lago “Ala A” da Reitoria em um valor levemente acima do ensaio com a água do lago ornamental da Biblioteca Central é um indicativo da qualidade da água bruta que na época do ensaio não se encontrava em um grau de eutrofização tão severo, visto que se iniciava o período chuvoso.

A caracterização físico-química da água bruta sem decantação e após decantação, do permeado ao final da permeação com a membrana A reciclada de UF e a porcentagem de remoção para parâmetros de interesse é apresentada na Tabela 5.6. Ressalta-se que para os ensaios em bancada foram utilizadas amostras

decantadas da água bruta dos dois lagos ornamentais, sendo a porcentagem de remoção calculada referente a essas amostras e ao permeado.

Tabela 5.6 - Comparação entre os resultados dos parâmetros analisados das amostras de água do lago ornamental da Biblioteca Central e do lago "Ala A" da UFMG

Amostra	Parâmetro	Água bruta sem decantação	Água bruta após decantação	Permeado	Remoção (%)
Lago ornamental da Biblioteca Central (Setembro/2021)	Turbidez (UNT)	53,8	17,1	0,1	99,4
	Cor aparente (uC)	960	366	4,0	98,9
	pH	8,5	7,6	8,5	-
	Condutividade elétrica ($\mu S.cm^{-1}$)	338,0	320,0	331,0	-
	DQO ($mg \cdot L^{-1}$)	243,5	149,0	16,9	88,7
	Nitrato ($mg \cdot L^{-1}$)	1,1	1,1	1,1	0,0
	Nitrito ($mg \cdot L^{-1}$)	0,0	0,0	0,0	0,0
	Fósforo ($mg \cdot L^{-1}$)	74,3	38	0,2	99,6
	Amônia ($mg \cdot L^{-1}$)	1,5	0,7	0,3	61,9
Lago "Ala A" da Reitoria (Dezembro/2021)	Turbidez (UNT)	9,5	1,9	0,1	96,8
	Cor aparente (uC)	127	44	< 0,001	100
	pH	7,1	7,0	6,5	-
	Condutividade elétrica ($\mu S.cm^{-1}$)	351,0	138,1	143,9	-
	DQO ($mg \cdot L^{-1}$)	217,4	33,6	<1,0	100

Os resultados obtidos expressos na Tabela 5.6 demonstram que a membrana A reciclada de UF foi eficiente, principalmente, na remoção de turbidez, cor aparente, DQO e fósforo. A Figura 5.7 ilustra a amostra da água bruta após decantação ao lado

do permeado obtido ao final do tratamento da amostra do lago ornamental da Biblioteca Central (a) e da amostra da água bruta antes e após decantação ao lado do permeado obtido ao final do tratamento da amostra do lago “Ala A” da Reitoria (b) evidenciando a redução da turbidez e cor aparente.

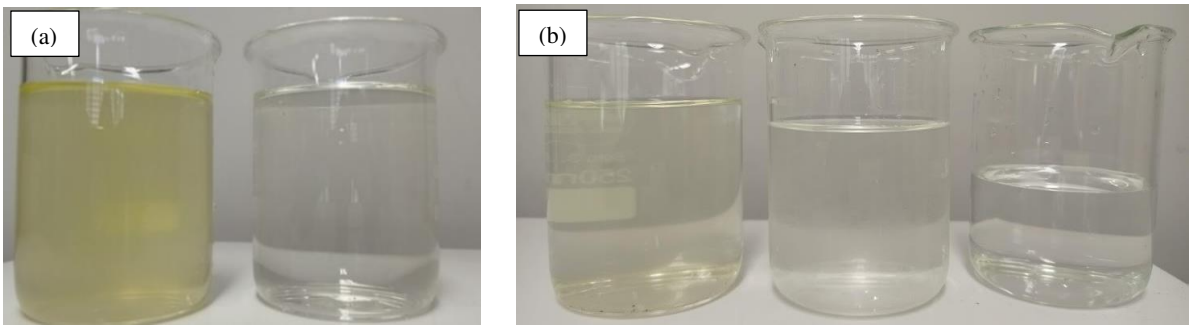

Figura 5.7 - Imagem das amostras de água bruta e permeado (da esquerda para a direita, respectivamente) (a) da amostra do lago ornamental da Biblioteca Central e (b) da amostra da água bruta antes e após decantação ao lado do permeado (da esquerda para a direita, respectivamente) da amostra do lago “Ala A” da Reitoria.

A remoção de turbidez foi da ordem de 96,8% para a amostra do lago “Ala A” da Reitoria, levemente abaixo ao ensaio com a amostra do lago ornamental da Biblioteca Central, de 99%. No entanto, a remoção de cor aparente e DQO foram de aproximadamente 100% para o ensaio com amostra do lago “Ala A” da Reitoria, valores superiores aos obtidos para a amostra com do lago ornamental da Biblioteca Central.

Os resultados dos ensaios de bancada com a membrana reciclada A de UF indicam sua eficiência na remoção de algas e na capacidade de recuperação da qualidade ambiental de lagos ornamentais, principalmente ao se avaliar a remoção de fósforo (acima de 99%) e amônia (acima de 61%) para o ensaio com amostra do lago da Biblioteca Central.

Considerando o tamanho dos poros, espera-se que as membranas de ultrafiltração removam não apenas algas, mas também uma fração significativa do material orgânico derivado de algas, como polissacarídeos, proteínas, lipídios e ácidos nucléicos (VILLACORTE *et al.*, 2015).

Segundo Szymanskia *et al.* (2019), apesar de fósforo e nitrogênio não serem normalmente rejeitados por membranas de UF devido ao tamanho dos poros da membrana, é possível que ocorra a rejeição por exclusão de tamanho desses componentes quando associados à matéria orgânica. Além disso, os coloides acumulados na superfície da membrana podem adsorver compostos orgânicos dissolvidos contribuindo para a remoção de fósforo, nitrogênio e COT. A adsorção de partículas na estrutura da membrana pode fazer com que partículas menores se acumulem dentro dos poros diminuindo, assim, o seu diâmetro. Como resultado, é possível remover compostos de massas molares menores (GUO *et al.*, 2009).

Em alguns casos, o acúmulo de compostos pode afetar positivamente a eficiência de remoção explicando a retenção de nitrogênio e fósforo por membranas UF ao tratar águas eutrofizadas com grande presença de algas verdes (SZYMAŃSKI *et al.*, 2019). Portanto, a alta remoção de fósforo obtida no ensaio de bancada com a amostra do lago ornamental da Biblioteca Central (> 99%) pode ser atribuída à eficiência da membrana A reciclada de UF em remover as algas por exclusão de tamanho e, consequentemente, o fósforo incorporado à biomassa do fitoplâncton.

5.5 Ensaios piloto com o sistema solar FV-membrana reciclada

Os ensaios piloto para a avaliação do sistema solar FV-membrana reciclada na recuperação da qualidade ambiental da água do lago “Ala A” da Reitoria, do Campus Pampulha da UFMG foram realizados conforme descrito no item 4.3.2. A Figura 5.8 ilustra uma amostra da água bruta no momento da coleta previamente ao início do ensaio.

Figura 5.8 - Coleta de amostra de água para a realização do ensaio piloto.

A Figura 5.9 ilustra o comportamento do fluxo de permeado ($L \cdot h^{-1} \cdot m^{-2}$) normalizado a 25°C ao longo de 21h30min não contínuos de operação em 5 dias de ensaios no mês de abril de 2022, sob pressão de 1 bar e vazão de 4,8 $L \cdot min^{-1}$.

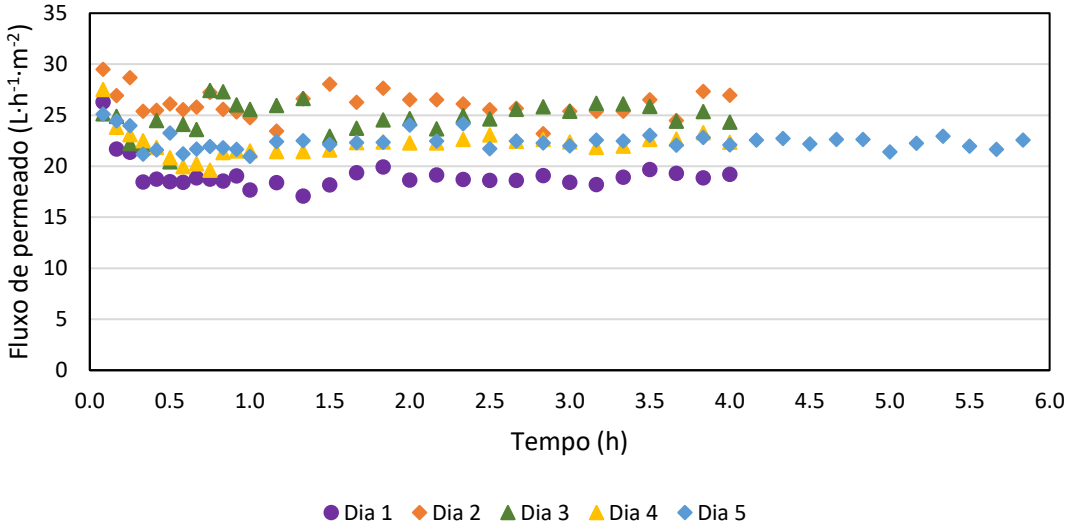

Figura 5.9 - Perfil do fluxo de permeado normalizado a 25 °C do Ensaio Piloto 1 de uma amostra da água do "lago Ala A" da Unidade Administrativa I – Reitoria do Campus Pampulha da UFMG.

Observou-se uma tendência de estabilidade do fluxo de permeado após a primeira hora para todos os ensaios após um declínio inicial acentuado em função da polarização de concentração, conforme esperado. A Tabela 5.7 apresenta o valor estabilizado do fluxo de permeado normalizado em cada dia de ensaio.

Tabela 5.7 - Fluxo de permeado normalizado a 25°C dos ensaios piloto 1 a 5

Ensaios	Tempo de duração do ensaio (h)	Fluxo de permeado normalizado a 25 °C após estabilização ($L \cdot h^{-1} \cdot m^{-2}$)
Dia 1	4	18,8
Dia 2	4	25,9
Dia 3	4	25,1
Dia 4	4	22,3
Dia 5	6	22,4

Nota-se uma pequena redução do fluxo de permeado a partir do terceiro dia de ensaio. Como pode ser visualizado na Figura 5.10, essa redução seguida de estabilização fica mais evidenciada, indicando uma estabilização do fluxo de permeado em torno de 22,3 $L \cdot h^{-1} \cdot m^{-2}$. Essa redução ainda não pode ser considerada uma indicativa do início da formação de torta causado por acúmulo de partículas de exopolímeros transparentes sobre a superfície da membrana, sendo necessária a realização de mais ensaios para uma correta avaliação.

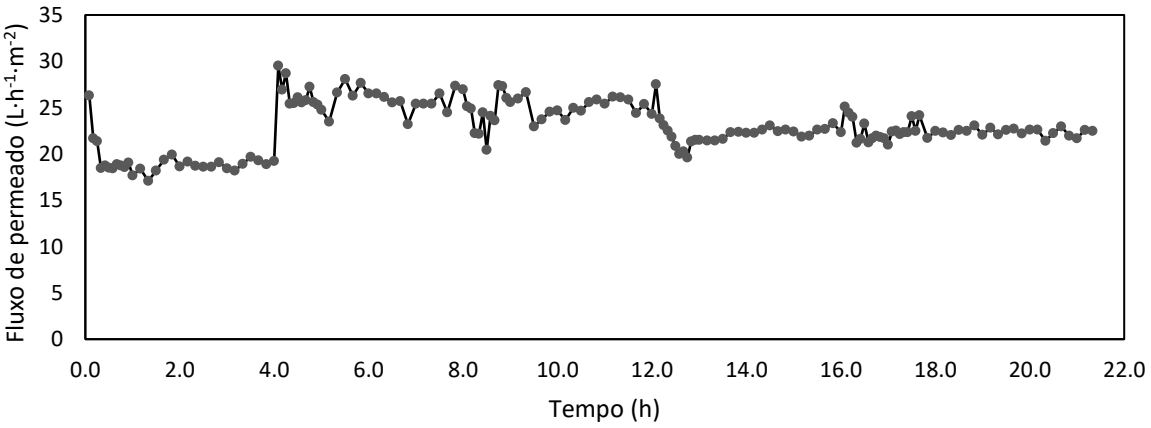

Figura 5.10 - Fluxo de permeado normalizado a 25ºC durante os 5 dias de ensaio piloto.

A caracterização físico-química da água bruta, do permeado ao final da permeação dos ensaios piloto com membrana B reciclada e a porcentagem de remoção para parâmetros de interesse é apresentada na Tabela 5.8.

Tabela 5.8 - Comparação entre os resultados dos parâmetros analisados dos ensaios piloto das amostras do lago "Ala A" da Reitoria do Campus Pampulha da UFMG.

Amostra	Parâmetro	Água bruta	Permeado	Remoção (%)
Dia 1	Turbidez (UNT)	6,5	0,1	98,6
	Cor aparente (uH)	107	< 1	99,9
	pH	7,5	7,0	-
	Condutividade elétrica ($\mu S.cm^{-1}$)	196,9	171,3	-
	DQO ($mg.L^{-1}$)	377,5	27,4	92,7
	Clorofila a ($\mu g.L^{-1}$)	8,0	0,2	98,1
	Fósforo total ($mg.L^{-1}$)	16,9	1,6	90,3
	COT ($mg.L^{-1}$)	73,7	7,3	90,1
	NT ($mg.L^{-1}$)	1,1	0,4	61,6
Dia 2	Turbidez (UNT)	7	0,1	99,0
	Cor aparente (uH)	102	4	96,1
	pH	8,4	8,0	-
	Condutividade elétrica ($\mu S.cm^{-1}$)	189	176,2	-
	DQO ($mg.L^{-1}$)	334,5	32,02	90,4
	Clorofila a ($\mu g.L^{-1}$)	7,1	0,1649	97,7
	Fósforo total ($mg.L^{-1}$)	16,7	1,59	90,5
	COT ($mg.L^{-1}$)	58,8	7,43	87,4
	NT ($mg.L^{-1}$)	1,0	0,3312	67,4

Continua.

Tabela 5.8 - Comparação entre os resultados dos parâmetros analisados dos ensaios piloto das amostras do lago “Ala A” da Reitoria do Campus Pampulha da UFMG.

Amostra	Parâmetro	Água bruta	Permeado	Remoção (%)
Dia 3	Turbidez (UNT)	7,8	0,1	98,8
	Cor aparente (uH)	112	3	97,3
	pH	7,7	6,3	-
	Condutividade elétrica ($\mu S.cm^{-1}$)	175,9	170,7	-
	DQO ($mg.L^{-1}$)	385,1	16,5	95,7
	Clorofila a ($\mu g.L^{-1}$)	8,0	0,2	98,0
	Fósforo total ($mg.L^{-1}$)	17,1	1,5	91,2
	COT ($mg.L^{-1}$)	59,9	8,2	86,3
	NT ($mg.L^{-1}$)	0,9	0,5	42,7
Dia 4	Turbidez (UNT)	8,7	0,1	99,2
	Cor aparente (uH)	114	1	99,1
	pH	7,2	6,7	-
	Condutividade elétrica ($\mu S.cm^{-1}$)	186,4	177,2	-
	DQO ($mg.L^{-1}$)	385,1	24,9	93,5
	Clorofila a ($\mu g.L^{-1}$)	7,1	0,1	97,9
	Fósforo total ($mg.L^{-1}$)	16,2	1,6	90,2
	COT ($mg.L^{-1}$)	58,9	7,5	87,3
	NT ($mg.L^{-1}$)	0,9	0,5	49,2
Dia 5	Turbidez (UNT)	7,9	0,1	98,9
	Cor aparente (uH)	118	3	97,5
	pH	7,0	6,6	-
	Condutividade elétrica ($\mu S.cm^{-1}$)	189,6	165,8	-
	DQO ($mg.L^{-1}$)	377,5	31,0	91,8
	Clorofila a ($\mu g.L^{-1}$)	7,1	0,2	96,5
	Fósforo total ($mg.L^{-1}$)	18,0	1,7	90,7
	COT ($mg.L^{-1}$)	60,5	6,6	89,0
	NT ($mg.L^{-1}$)	0,9	0,3	63,4

A Figura 5.11 apresenta um registro fotográfico de uma amostra da água bruta ao lado do permeado obtido ao final do primeiro dia de ensaio, evidenciando a redução da turbidez e cor aparente.

Figura 5.11 - Imagem das amostras de água bruta e permeado (da esquerda para a direita, respectivamente) do lago “Ala A” da Reitoria.

Os resultados obtidos expressos na Tabela 5.8 demonstram que o módulo de membrana B reciclado foi eficiente na remoção dos parâmetros analisados. Destacando-se a porcentagem de remoção superior a 90% para os parâmetros fósforo total, COT e DQO; superior a 96% para os parâmetros clorofila *a* e cor aparente; e superior a 98% para o parâmetro turbidez.

Comparativamente, Ahmed e Jamal (2020), ao tratarem águas cinzas com uma membrana reciclada de UF com permeabilidade hidráulica similar à membrana B reciclada, obtiveram valores de turbidez abaixo de 1 NTU e remoção de DQO de 90%, similares ao obtido no presente estudo.

Em relação à remoção de COT, fósforo total (PT) e nitrogênio total NT), Szymanski *et al.* (2019) obtiveram remoções de 71,6 ± 5,8% (COT), 16,0 ± 5,7% (PT) e 19,6 ± 9,3% (NT) em águas eutrofizadas de lagos urbanos. Os valores encontrados no presente estudo são superiores para todos os parâmetros, embora o fluxo de permeado observado pelos autores tenha sido de 132,0 ± 6 $L.m^2.h^{-1}$, superior ao fluxo estabilizado durante os cinco ensaios pilotos realizados. Os valores superiores encontrados durante o tratamento com a membrana reciclada de UF no lago

ornamental da Reitoria em relação ao estudo de Szymanski *et al.* (2019) se justificam também em função da diferença entre as cargas orgânicas e substâncias intervenientes presentes em lagos urbanos.

Zhang *et al.* (2010) avaliaram a colheita de biomassa algal concentrada 150 vezes após a adoção de estratégias de limpezas regulares para minimização de incrustações, obtendo uma porcentagem de remoção de algas de 100% e turbidez média de 0,018 NTU com fluxo de permeado 45,5 $L.m^{-2}.h^{-1}$ para membranas comerciais de UF. Os resultados obtidos pelos autores são superiores aos obtidos no presente estudo, mas dão indicativas de que o desempenho da membrana B reciclada é semelhante ao de uma membrana de UF comercial.

De acordo com Guo *et al.* (2009), em membranas de baixa pressão como a UF, a retenção de partículas na superfície da membrana por meio da formação de torta é o mecanismo principal para a remoção de matéria orgânica. Tanto a adsorção de partículas na matriz da membrana quanto à formação de torta atuam como mecanismos de retenção de partículas menores que o diâmetro de corte da membrana. Esses dois mecanismos explicam a alta porcentagem de remoção dos parâmetros COT, PT e NT pela membrana reciclada de UF (membrana B), embora também deem indícios de uma alta frequência de limpeza.

Durante os ensaios, não foi observada uma redução significativa no fluxo do permeado, que poderia ser atribuída à formação de torta ou acúmulo de material orgânico das algas em função do tempo total de operação com a membrana reciclada B. Portanto, não foram necessários empregar procedimentos de limpezas físicas e/ou químicas após os ensaios. Conforme descrito anteriormente, a medida adotada para prevenir a formação de incrustações e biofilme enquanto o sistema esteve inoperante foi o preenchimento do módulo de membrana B com o permeado.

5.5.1 Avaliação do desempenho do sistema FV-membrana reciclada

Os ensaios piloto 1 a 5 ocorreram em dias consecutivos, com condições meteorológicas e climáticas semelhantes. Embora o primeiro dia não estivesse nublado durante a realização do ensaio, havia uma grande quantidade de nuvens sobre o local de operação, que influenciou diretamente na rotação do motor do

conjunto motobomba. Considera-se que o ensaio foi realizado com sombreamento parcial e/ou total em pelo menos 70% do tempo. Como o circuito que controla o conjunto motobomba é conectado à bateria por meio do módulo PWM mosfet D4184, não houve desligamento ou interrupções do ensaio, conforme pode ser observado no gráfico da Figura 5.12, embora não tenha sido possível o monitoramento da pressão.

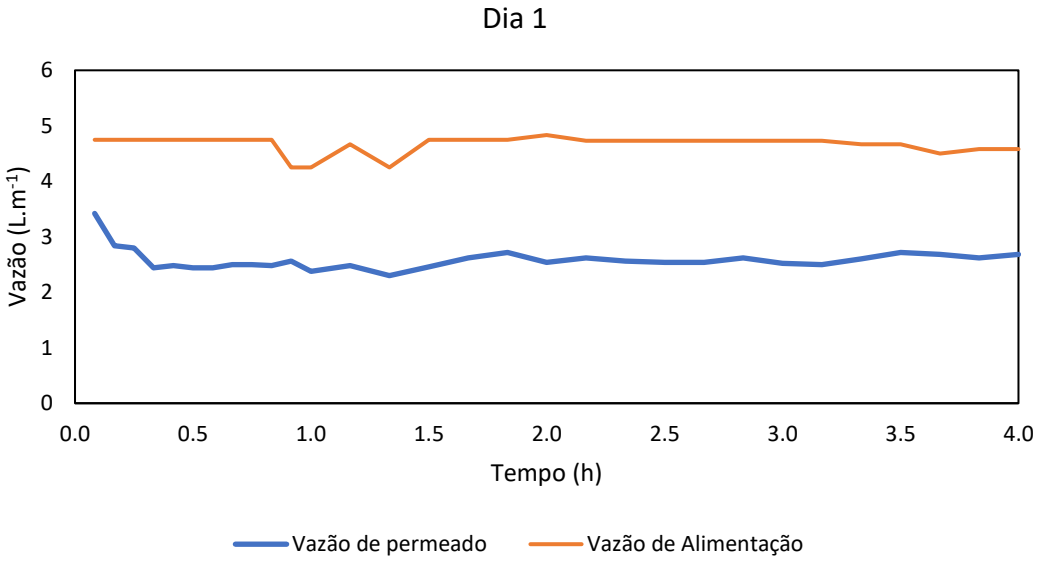

Figura 5.12 - Vazão de permeado e vazão de alimentação durante o primeiro dia de ensaio piloto.

No entanto, nos momentos com sombreamento total e menor intensidade de radiação solar sobre o módulo FV, o conjunto motobomba operou com uma vazão máxima de 4,3 $L.min^{-1}$, o que equivale a 54,5% de sua vazão máxima em potência máxima. A diminuição da vazão em 11,5% em relação aos parâmetros operacionais inicialmente adotados não foi considerada prejudicial ao ensaio, embora tenha acarretado em um valor de fluxo de permeado estabilizado em 18,8 $L.m^{-2}.h^{-1}$, menor que a média dos ensaios 2 a 5.

A pequena diferença entre o fluxo de permeado do ensaio piloto 1 e dos demais ensaios (Tabela 5.7) não se refletiu na capacidade de remoção dos parâmetros avaliados. Embora a vazão de alimentação tenha sofrido variações durante o ensaio, foi feito o controle manual e contínuo da pressão de operação em 1 bar por meio da válvula da unidade de permeação. Os gráficos da Figura 5.13 ilustram a leve variação da pressão (máximo de 0,2 bar) e a imediata consequência na vazão de alimentação

do sistema. Essa vairiação é atribuída à uma redução na rotação do motor da bomba volumétrica de diafragma utilizada em função da variação da irradiância solar e a uma resposta levemente atrasada no gerenciamento da energia pelo controlador de carga.

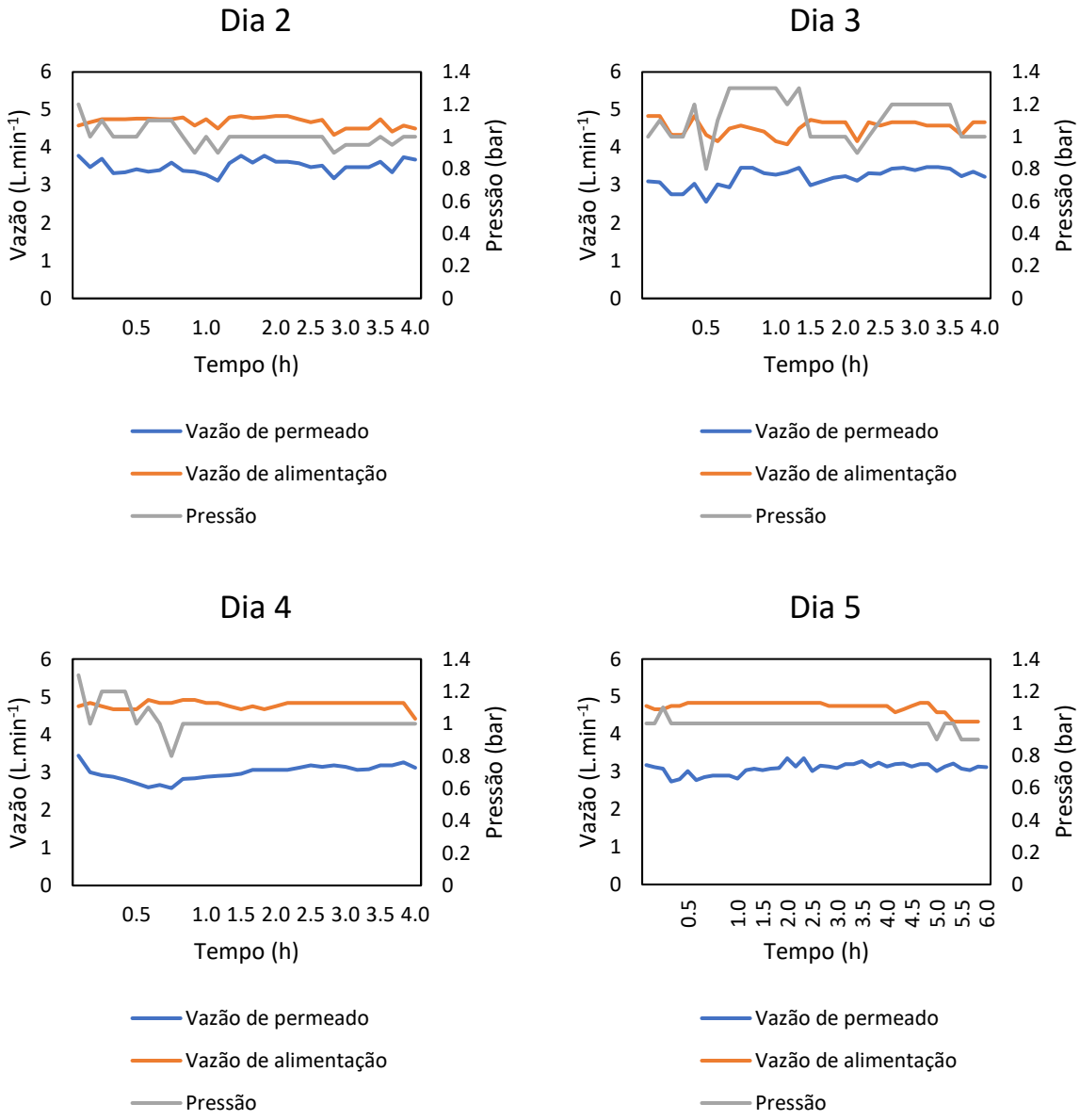

Figura 5.13 - Vazão de permeado, vazão de alimentação e pressão durante os dias 2 a 5 de ensaio piloto.

Conforme evidenciado no período de operação realizado, o sistema FV-membrana reciclada de UF tem capacidade para operar de forma satisfatória, isento de riscos de desligamentos, mesmo quando submetido a eventos rápidos de sombreamentos em função da passagem de nuvens, pois a bateria utilizada de 26Ah

foi suficiente para mantê-lo em funcionamento sem redução drástica da pressão de operação.

6 CONCLUSÕES

De forma a viabilizar operacionalmente e manter a eficiência da reciclagem das membranas de osmose inversa (OI) descartadas, o presente estudo propôs o desenvolvimento de um vaso de pressão de baixo custo em substituição ao vaso de pressão metálico convencional. O vaso de pressão de baixo custo possibilitou a reciclagem de módulos de membranas em configuração espiral, os principais testes de desempenho do módulo reciclado e a operação de tratamento de água de forma satisfatória, em pressões de operação de até 2 bar, isento de vazamentos ou diminuição na pressão de operação.

Em conformidade com as vantagens apresentadas, é importante destacar que o vaso de pressão desenvolvido possui baixa complexidade de montagem e viabiliza a reciclagem de módulos de membranas em escala, podendo ser construído e operado em áreas rurais e/ou regiões remotas. Pois é composto por materiais facilmente encontrados no comércio, representando cerca de apenas 16,6% do valor de um vaso de pressão metálico comercial. Além disso, a montagem é de fácil e rápida execução e pode ser realizada em um pequeno espaço físico.

Os resultados de caracterização de três membranas recicladas (identificadas como A, B e C) quanto à permeabilidade hidráulica e rejeição salina evidenciaram a degradação da camada de poliamida aromática da membrana de OI, conforme desejado, e a estabilidade química das membranas após tratamento oxidativo com NaClO (10-12%) em intensidades de contato de 300.000 ppm.h (membrana A, amostra em escala de bancada), 2.612.021 ppm.h (membrana B) e 500.000 ppm.h (membrana C), sendo as membranas B e C em escala piloto, utilizando módulos espirais íntegros. Os valores de permeabilidade hidráulica obtidos no presente estudo para as membras recicladas A, B e C foram, respectivamente, 81,5 $L.m^{-2}.h^{-1}.bar^{-1}$, 23,8±1,07 $L.m^{-2}.h^{-1}.bar^{-1}$ e 20,8 $L.m^{-2}.h^{-1}.bar^{-1}$. Estes valores associados aos obtidos nos testes de rejeição salina (15% membrana A; 2,8% membrana B; e 0,9% membrana C) confirmam que as membranas recicladas apresentam características similares a membranas de ultrafiltração (UF) comerciais.

Conforme os resultados obtidos nos ensaios de bancada e piloto realizados, foi possível constatar que as membranas recicladas A e B de UF foram eficientes na

remoção dos principais parâmetros avaliados, a saber: cor aparente, turbidez, demanda química de oxigênio (DQO), carbono orgânico total (COT), fósforo total (PT), clorofila *a* e nitrogênio total (NT). Destacam-se remoções superiores a 90% para os parâmetros PT, COT e DQO; superiores a 96% para os parâmetros clorofila *a* e cor aparente; superiores a 98% para o parâmetro turbidez e superiores a 40% para a remoção de NT nos ensaios piloto com amostras do lago "Ala A" do prédio da Reitoria da UFMG. Além disso, foram obtidos elevados valores de remoção para cor e turbidez (> 98%), DQO (> 88%), amônia (> 61,9%) e ortofosfato (> 99%) no ensaio de bancada com a membrana reciclada A de UF com a amostra do lago ornamental da Biblioteca Central.

Embora membranas de UF não retenham íons, a retenção de partículas menores na superfície da membrana por meio da formação de torta e a adsorção de partículas na matriz da membrana são mecanismos que propiciam a remoção de matéria orgânica. Tais mecanismos explicam a alta porcentagem de remoção obtida no presente estudo para os parâmetros COT, PT e NT pela membrana reciclada B de UF e de ortofosfato e amônia pela membrana reciclada A de UF.

Ressalta-se que embora P e N não sejam normalmente rejeitados por membranas de UF devido ao tamanho dos poros da membrana, é possível que ocorra a rejeição por exclusão de tamanho desses componentes quando associados à matéria orgânica. No tratamento de águas eutrofizadas, altas remoções de P e N foram verificadas, tanto nos ensaios de bancada com a membrana reciclada A, que obteve permeabilidade hidráulica de 81,5 $L.m^{-2}.h^{-1}.bar^{-1}$, quanto nos ensaios piloto com a membrana reciclada B, cuja permeabilidade hidráulica foi de 23,4 ± 1,07 $L.m^{-2}.h^{-1}.bar^{-1}$.

É possível que o acúmulo de compostos na superfície da membrana tenha afetado positivamente a eficiência de remoção explicando a retenção de N e P pelas membranas recicladas A e B de UF ao tratar as águas eutrofizadas dos lagos ornamentais com grande presença de algas verdes. Ademais, a alta remoção de P obtida nos ensaios de bancada (>99%) e piloto (> 90%) pode ser atribuída à eficiência das membranas recicladas A e B de UF em remover as algas por exclusão de tamanho e, consequentemente, o P incorporado à biomassa do fitoplâncton.

A partir dos dados obtidos nos ensaios piloto com o sistema FV-membrana reciclada, constatou-se que a diferença entre o fluxo de permeado em momentos de sombreamento parcial ou completo e sol pleno não se refletiu na capacidade de remoção dos parâmetros avaliados. Embora a vazão de alimentação tenha sofrido variações maiores durante o ensaio nos períodos de sombreamento, como consequência da redução na rotação do motor da bomba, a variação na pressão não foi significativa (máximo de 0,2 bar) ou suficiente para influenciar de forma negativa o ensaio.

Pelo todo exposto, o sistema FV-membrana reciclada de UF, objeto de estudo da presente pesquisa, demonstra capacidade de operação, de modo satisfatório, isento de riscos de redução drásticas na pressão de operação ou desligamentos, para fins de recuperação da qualidade ambiental de lagos ornamentais eutrofizados, nas condições avaliadas.

Por fim, é importante registrar que o tratamento da água dos lagos ornamentais eutrofizados em estudo prosseguirá ao longo dos próximos meses e que o desempenho do sistema FV-membrana reciclada de UF vai ter continuidade de monitoramento. Pretende-se atingir uma recuperação satisfatória da qualidade ambiental dos lagos, com a remoção das algas, bem como a possível manutenção periódica de tratamento da água para fins de evitar o processo de eutrofização.

REFERÊNCIAS

ABDELKAREEM, M. A.; ASSAD, M. E. SAYED, E. T.; SOUDAN, B. Recent progress in the use of renewable energy sources to power water desalination plants. *Desalination*, v. 435, n. September 2017, p. 97–113, 2018.

ABNT. ABNT:NBR 10899: Energia solar fotovoltaica - Terminologia. Associação Brasileira de Normas Técnicas. Brasil, Rio de Janeiro, 2020.

AGHAEI, M.; KUMAR, N. M.; AHMED, H.; OLIVEIRA, A. K. V.; CHOPRA, S. S. Solar PV systems design and monitoring. *Photovoltaic Solar Energy Conversion*, p. 117–145, 2020.

AGULAR, D. C. B. Desenvolvimento de membrana reciclada para sistema descentralizado de tratamento de água com elevada concentração de ferro e manganês para abastecimento. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Engenharia. Belo Horizonte, 2021.

AHMED, J.; JAMAL, Y. A pilot application of recycled discarded RO membranes for low strength gray water reclamation. *Environmental Science and Pollution Research*, 10 out. 2020.

AJIWIGUNA, T. A.; LEE, G.B.; LIM, B. J.; CHO, S. H. PARK, C. D. Optimization of battery-less PV-RO system with seasonal water storage tank. *Desalination*, v. 503, n. August 2020, p. 114934, 2021.

AL AANI, S.; MUSTAFA, T. N.; HILAL, N. Ultrafiltration membranes for wastewater and water process engineering: A comprehensive statistical review over the past decade. *Journal of Water Process Engineering*, v. 35, n. March 2020, p. 101241, 2020.

ALGHOUL, M. A.; OIIVANAESVARAN, P.; MOHAMMED, M. H.; FADHIL, A. M.; MUFTAH, A. F.; ALKILANI, M. M.; SOPIAN, K. Design and experimental performance of brackish water reverse osmosis desalination unit powered by 2 kW photovoltaic system. *Renewable Energy*, v. 93, p. 101–114, 2016.

ALI, A.; TUFA, R. A.; MACEDONIO, F.; CURCIO, E.; DRIOLI, E. Membrane technology in renewable-energy-driven desalination. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 81, n. April 2017, p. 1–21, 2018.

ALMAKTOOF, A. M.; RAJI, A. K.; KAHN, M. T. E.; MOHAMED, A. E. Batteryless PV desalination system for rural areas: A case study. *Journal of Energy in Southern Africa*, v. 26, n. 4, p. 29–37, 2015.

AMARAL, M. S.; SOUZA, J. A. E. Controle de temperatura do processo de recuperação da amônia liberada pelo processo *air stripping* aplicado ao tratamento do lixiviado de aterros sanitários. Monografia (Trabalho de Conclusã de Curso). 2013. 83

p. Trabalho de Conclusão de Curso da Engenharia Mecatrônica. Centro Federal de Educação Tecnológica - Câmpus Divinópolis, 2014.

APHA. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 23 ed. Washington: American Public Health Association, 2017.

ASCHERMANN, G.; JEIHANIPOUR, A.; SHEN, J. MKONGO, L. D.; CROUÉ, J.; SCHÄFER, A. Seasonal variation of organic matter concentration and characteristics in the Maji ya Chai River (Tanzania): Impact on treatability by ultrafiltration. *Water Research*, v. 101, p. 370–381, 2016

BAKER, R. W. Overview of Membrane Science and Technology. In: BAKER, R. W. (Ed.). Membrane Technology and Applications. 3 ed.. John Wiley & Sons, 2012. b. p. 1–14.

BEN ALI, I.; TURKI, A. BELHADJI, J.; ROBOAM, X. Systemic design and energy management of a standalone battery-less PV/Wind driven brackish water reverse osmosis desalination system. *Sustainable Energy Technologies and Assessments*, v. 42, n. August, p. 100884, 2020.

BILAD, M. R.; ARAFAT, H. A.; VANKELECOM, I. F. J. Membrane technology in microalgae cultivation and harvesting: A review. *Biotechnology Advances*, v. 32, n. 7, p. 1283–1300, 2014.

BILTON, A. M.; KELLEY, L. C. Design of power systems for reverse osmosis desalination in remote communities. *Desalination and Water Treatment*, v. 55, n. 10, p. 2868–2883, 2015.

BOUHADJAR, S. I.; KOPP, H.; BRITSCH, P.; DEOWAN, A. A.; HOIKIS, J.; BUNDSCHUH, J. Solar powered nanofiltration for drinking water production from fluoride-containing groundwater – A pilot study towards developing a sustainable and low-cost treatment plant. *Journal of Environmental Management*, v. 231, n. November 2017, p. 1263–1269, 2019.

BOUSSOUGA, Y. A.; RICHARDS, B. S.; SCHÄFER, A. I. Renewable energy powered membrane technology: System resilience under solar irradiance fluctuations during the treatment of fluoride-rich natural waters by different nanofiltration/reverse osmosis membranes. *Journal of Membrane Science*, v. 617, n. July 2020, 2021.

BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria nº 2914 de 12 de dezembro de 2011. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Diário Oficial da União, 2011.

BRASIL. Programa Água Doce. p. 324, 2012. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/publicacoes/agua/category/41-agua-doce?download=986:programa-agua-doce-documento-base-2012>.

_____. Portaria de Consolidação nº 5, de 28 de setembro de 2017. Consolidação das normas sobre as ações e os serviços de saúde do Sistema Único de Saúde. Ministério da Saúde, 2017. Disponível em: < http://bvsms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/gm/2017/prc0005_03_10_2017.html>. Acesso em: 05 janeiro 2021.

BUONOMENNA, M. G.; BAE, J. Membrane processes and renewable energies. Renewable and Sustainable Energy Reviews. [S.l: s.n.]. , 2015

CAI, Y. H.; BURKHARDT, C. J.; SCHÄFER, A. I. Renewable energy powered membrane technology: Impact of osmotic backwash on scaling during solar irradiance fluctuation. *Journal of Membrane Science*, v. 619, n. October 2020, 2021.

CAI, Y. H.; SCHÄFER, A. I. Renewable energy powered membrane technology: Impact of solar irradiance fluctuation on direct osmotic backwash. *Journal of Membrane Science*, v. 598, n. November 2019, 2020.

CAÑAS KURZ, E. E.; HELLRIEGEL, U.; FIGOLI, A. GABRIELE, B.; BUDSCHUNH, J.; HOIKIS, J. Small-scale membrane-based arsenic removal for decentralized applications–Developing a conceptual approach for future utilization. *Water Research*, v. 196, p. 116978, 2021.

CARTAXO, J.M.; FERREIRA, W.B.; DA SILVA, S.K.; PEREIRA, M.L.F.; DA SILVA, J.N.; MONTEIRO, G.S.; FRANÇA, K.B. Avaliação de Técnicas de Pré-tratamentos de Água Salobras para fins de Dessalinização via Osmose Inversa. In: XIV Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas, 2006, Curitiba. Associação Brasileira de Águas Subterrâneas. Boletim de Resumos. Curitiba: ABAS, 2006.

CHEN, C.; JIANG, Y.; YANG, Z.; YANG, Y.; HOU, L. Sustainably integrating desalination with solar power to overcome future freshwater scarcity in China. *Global Energy Interconnection*, v. 2, n. 2, p. 98–113, 2019.

CONTRERAS-MARTÍNEZ, J.; GARCÍA-PAYO, C.; KHAYET, M. Electrospun nanostructured membrane engineering using reverse osmosis recycled modules: Membrane distillation application. *Nanomaterials*, v. 11, n. 6, 2021.

COUTINHO DE PAULA, E. Avaliação técnica e ambiental da reciclagem via oxidação química de membranas de osmose inversa descartadas. Tese (Doutorado). Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte, 2017.

COUTINHO DE PAULA, E.; AMARAL, M.C.S.A. Environmental and economic evaluation of end-of-end reverse osmosis membranes recycling by means of chemical conversion. *Journal of Cleaner Production*, v.194, p. 85-93, 2018.

COUTINHO DE PAULA, E.; GOMES, J. C. L.; AMARAL, M. C. S. Recycling of end-of-life reverse osmosis membranes by oxidative treatment: A technical evaluation. *Water Science and Technology*, v. 76, n. 3, p. 605–622, 2017.

COUTINHO DE PAULA, E.; MARTINS, P.V.; FERREIRA, I.C.M.; AMARAL, M.C.S. Bench and pilot escale performance assessment of recycled membrane converted from old nanofiltration membranes. *Environmental Technology*, v.1, p 1-26, 2018.

CUNHA, D.G.F.; CALIJURI, M. do C.; LAMPARELLI, M.C. (2013) A Trophic State Index for Tropical/subtropical Reservoirs (TSItsr). *Ecological Engineering*, v. 60, p. 126-134.

DELGADO-TORRES, A. M.; GARCIA-RODRIGUEZ, L.; PEÑATE, B.; DE LA FUENTE, J. A.; MELIÁN, G. Water Desalination by Solar-Powered RO Systems. Current Trends and Future Developments on (Bio-) Membranes. [S.l.]: Elsevier, 2019. p. 45–84.

ELASAAD, H.; BILTON, A. KELLEY, L.; DUAYHE, O.; DUBOUWSKY, S. Field evaluation of a community scale solar powered water purification technology: A case study of a remote Mexican community application. *Desalination*, v. 375, p. 71–80, 2015.

EPSOLAR. Maximum Power Point Tracking Solar Charge Controller - Tracer-2210RN/2215RN. Instruction Manual. Disponível em: <http://voile.org/panneaux_solaires/Tracer-2210RN.pdf>. Acesso em:

ESMAEILION, F. Hybrid renewable energy systems for desalination. Applied Water Science, v. 10, n. 3, p. 1–47, 2020.

FLOJET. Diaphragm pumps. Disponível em: < https://titlisprime.com/catalog/diaphragm-drum-pumps.pdf>.

FREIRE-GORMALY, M.; BILTON, A. M. Experimental quantification of the effect of intermittent operation on membrane performance of solar powered reverse osmosis desalination systems. *Desalination*, v. 435, n. September 2017, p. 188–197, 2018.

FREIRE-GORMALY, M.; BILTON, A. M. Impact of intermittent operation on reverse osmosis membrane fouling for brackish groundwater desalination systems. *Journal of Membrane Science*, v. 583, n. April, p. 220–230, 2019.

GARCÍA-PACHECO, R.; LANDABURU-AGUIRRE, J.; LEJARAZU-LARRAÑAGA, A.; RODRÍGUEZ-SÁEZ, L.; MOLINA, S.; RANSOME, T.; GARCÍA-CALVO, E. Free chlorine exposure dose (ppm·h) and its impact on RO membranes ageing and recycling potential. *Desalination*, v. 457, n. October 2018, p. 133–143, 2019.

GARCÍA-PACHECO, R.; LANDABURU-AGUIRRE, J.; MOLINA, S.; RODRÍGUEZ-SÁEZ, L.; TELI, S. B.; GARCÍA-CALVO, E. Transformation of end-of-life RO membranes into NF and UF membranes: Evaluation of membrane performance. *Journal of Membrane Science*,v. 495, p. 305–315, 2015.

GARCÍA-PACHECO, R.; LANDABURU-AGUIRRE, J.; TERRERO-RODRÍGUEZ, P.; CAMPOS, E.; MOLINA-SERRANO, F.; RABADÁN, J.; ZARZO, D.; GARCÍA-CALVO,

E. Validation of recycled membranes for treating brackish water at pilot scale. *Desalination*, v. 433, n. June 2017, p. 199–208, 2018.

GHADOUANI, A.; COGGINS, L. X. Science, technology and policy for Water Pollution Control at the Watershed Scale: Current issues and future challenges. *Physics and Chemistry of the Earth*, v. 36, n. 9–11, p. 335–341, 2011.

GHAFOOR, A.; AHMED, T.; ARSLAN, CH. AHMAD, S.A. Techno-economic feasibility of solar based desalination through reverse osmosis. Desalination, v. 485, n. September 2019, p. 114464, 2020.

GROSSI, L. B.; SILVA, B. R. S.; NEVES, E. F. O.; LANGE, L. C.; AMARAL, M. C. S. (2021). Reverse osmosis elements waste assessment: Screening and forecasting of emerging waste in Brazil. *Desalination*, 517.

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

HABERT, A. C.; PIACSEK, C.; NOBREGA, R. Processos de Separação por Membranas. [S.l: s.n.], 2006.

ISMAIL, A. F.; PADAKI, M.; HILAL, N.; MATSUURA, T.; LAU, W. J. Thin film composite membrane -Recent development and future potential. *Desalination*,v. 356, p. 140–148, 2015

ISO. ISO 9060:2018(E). . [S.l.]: International Organization for Standardization. Disponível em: <https://www.iso.org/standard/16629.html>. , 2018.

Johnson Controls. Manual técnico bateria estacionária Freedom by Heliar. 2017. Disponível em: <https://pt.scribd.com/document/499042511/Manual-Tecnico-Freedom-2017-03-Rev-02>. Acesso em: 05 janeiro 2021.

JUAN-GARCÍA, P.; BUTLER, D.; COMAS, J.; DARCH, G.; SWEETAPPLE, C.; THRORNTON, L.Resilience theory incorporated into urban wastewater systems management. State of the art. *Water Research*, v. 115, p. 149–161, 2017.

KASAEIAN, A.; RAJAEE, F.; YAN, W. M. Osmotic desalination by solar energy: A critical review. *Renewable Energy*, v. 134, p. 1473–1490, 2019.

KHALESS, K.; ACHIOU, B.; BOULIF, R.; BENHIDA, R. Recycling of spent reverse osmosis membranes for second use in the clarification of wet-process phosphoric acid. *Minerals*, v. 11, n. 6, p. 1–10, 2021.

Kipp&Zonen. Piranômetro de fotodiodo. Disponível em: <https://www.kippzonen.com/Product/9/SP-Lite2-Pyranometer#.YQVSoY5KjIU>. Acesso em: 20 julho 2021.

_____. Pireliômetro. Disponível em: < https://www.kippzonen.com/Product/18/CHP1-Pyrheliometer#.YQgMyY5KjIV>. Acesso em: 20 julho 2021.

_____. Piranômetro termoelétrico. Disponível em: <https://www.kippzonen.com/Product/276/CMP10-Pyranometer#.YQR0Qo5KjIU>. Acesso em: 20 julho 2021.

LAMPARELLI, M. C. Graus de trofia em corpos d'água do Estado de São Paulo: Avaliação dos métodos de monitoramento. Tese (Doutorado). Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo. São Paulo, 2004.

LANDABURU-AGUIRRE, J.; GARCÍA-PACHECO, R.; MOLINA, S.; RODRÍGUEZ-SÁEZ, L.; RABADÁN, J.; GARCÍA-CALVO, E. Fouling prevention, preparing for re-use and membrane recycling. Towards circular economy in RO desalination. *Desalination*, v. 393, p. 16–30, 2016.

LAWLER, W.; ANTONY, A.; CRAN, M.; DUKE, M.; LESLIE, G.; LE-CLECH, P. Production and characterisation of UF membranes by chemical conversion of used RO membranes. *Journal of Membrane Science*, v. 447, p. 203–211, 2013.

LAWLER, W.; WIJAYA, T.; ANTONY, A.; LESLIE, G.; LE-CLECH, P. Reuse of Reverse Osmosis Desalination Membranes. In: World Congress/Perth Convention and Exhibition Centre (PCEC), Perth, Western Australia September 4-9, 2011, p. 9, 2011.

LEJARAZU-LARRAÑAGA, A.; MOLINA, S.; ORTIZ, J. M.; NAVARRO, R.; GARCÍA-CALVO, E. Circular economy in membrane technology: Using end-of-life reverse osmosis modules for preparation of recycled anion exchange membranes and validation in electrodialysis. *Journal of Membrane Science*, v. 593, n. August 2019, p. 117423, 2020.

LENNTECH. FILMTEC™ BW30-4040 Membranes - Manual. Disponível em: https://www.lenntech.com/Data-sheets/Dow-Filmtec-BW30-4040.pdf. Acesso em: 25 agosto 2021.

LI, S. CAI, Y. H.; SCHÄFER, A. I.; RICHARDS, B. Renewable energy powered membrane technology: A review of the reliability of photovoltaic-powered membrane system components for brackish water desalination. *Applied Energy*, v. 253, n. July, p. 113524, nov. 2019.

LI, S.; CARVALHO, A. P. S. G.; SCHÄFER, A. I.; RICHARDS, B. S. Renewable energy powered membrane technology: Electrical energy storage options for a photovoltaic-powered brackish water desalination system. *Applied Sciences* (Switzerland), v. 11, n. 2, p. 1–30, 2021.

LI, S.; VOIGT, A.; SCHÄFER, A. I.; RICHARDS, B. S. Renewable energy powered membrane technology: Energy buffering control system for improved resilience to periodic fluctuations of solar irradiance. *Renewable Energy*, v. 149, p. 877–889, 2020.

LIANG, H.; GONG, W.; LI, G. Performance evaluation of water treatment ultrafiltration pilot plants treating algae-rich reservoir water. *Desalination*, v. 221, n. 1–3, p. 345–350, 2008.

LIU, B.; ZHU, T.; LIU, W.; ZHOU, R.; ZHOU, S.; WU, R.; DENG, L.; WANG, J.; VAN DER BRUGGEN, B. Ultrafiltration pre-oxidation by boron-doped diamond anode for algae-laden water treatment: membrane fouling mitigation, interface characteristics and cake layer organic release. *Water Research*, v. 187, p. 116435, 2020.

LIU, J.; MEI, C.; WANG, H.; SHAO, W.; XIANG, C. Powering an island system by renewable energy—A feasibility analysis in the Maldives. *Applied Energy*, v. 227, n. October 2017, p. 18–27, 2018.

MITO, M. T.; MA, X.; ALBUFLASA, H.; DAVIES, P. Reverse osmosis (RO) membrane desalination driven by wind and solar photovoltaic (PV) energy: State of the art and challenges for large-scale implementation. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 112, n. June, p. 669–685, 2019.

MOLINA, S.; LANDABURU-AGUIRRE, J.; RODRÍGUEZ-SÁEZ, L.; GARCÍA-PACHECO, R.; DE LA CAMPA, J. G.; GARCÍA-CALVO, E. Effect of sodium hypochlorite exposure on polysulfone recycled UF membranes and their surface characterization. *Polymer Degradation and Stability*,v. 150, n. January, p. 46–56, 2018.

MONNOT, M.; CARVAJAL, G. D. M.; LABORIE, S.; CABASSUD, C.; LEBRUN, R.Integrated approach in eco-design strategy for small RO desalination plants powered by photovoltaic energy. *Desalination*, v. 435, n. June 2017, p. 246–258, 2018.

MORADI, M. R.; PIHLAJAMÄKI, A.; HESAMPOUR, M.; AHLGREN, J.; MÄNTTÄRI, M.End-of-life RO membranes recycling: Reuse as NF membranes by polyelectrolyte layer-by-layer deposition. *Journal of Membrane Science*, v. 584, p. 300–308, 2019.

MOREIRA, V. R.; LEBRON, Y. A. R.; DE PAULA, E. C.; SANTOS, L. V. de S.; AMARAL, M. C. S. Recycled reverse osmosis membrane combined with pre-oxidation for improved arsenic removal from high turbidity waters and retrofit of conventional drinking water treatment process. *Journal of Cleaner Production*, v. 312, n. January, 2021.

NASSRULLAH, H.; ANIS, S. F.; HASHAIKEH, R.; HILAL, N. Energy for desalination: A state-of-the-art review. *Desalination*, v. 491, n. June, 2020.

OKAMPO, E. J.; NWULU, N. Optimisation of renewable energy powered reverse osmosis desalination systems: A state-of-the-art review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 140, n. September 2019, p. 110712, 2021.

OLIVEIRA, C. P. M.; VIANA, M. M.; SILVA, G. R.; FRADE LIMA, L. S.; COUTINHO DE PAULA, E.; AMARAL, M. C. S. Potential use of green TiO_2 and recycled membrane in a photocatalytic membrane reactor for oil refinery wastewater polishing. *Journal of Cleaner Production*, v. 257, p. 120526, 2020.

PAL, P. Introduction to membrane processes in water treatment. Membrane-Based Technologies for Environmental Pollution Control. [S.l.]: Elsevier, 2020. p. 385–408.

PALOMAR, P.; LOSADA, I. J. Impacts of Brine Discharge on the Marine Environment. Modelling as a Predictive Tool. *Desalination*, Trends and Technologies, n. February 2014, 2011.

PARK, G. L.; SCHÄFER, A. I.; RICHARDS, B. S. Renewable energy-powered membrane technology: Supercapacitors for buffering resource fluctuations in a wind-powered membrane system for brackish water desalination. *Renewable Energy*, v. 50, p. 126–135, 2013.

PAUL, B.; BHATTACHARYA, S. S.; GOGOI, N. Primacy of ecological engineering tools for combating eutrophication: An ecohydrological assessment pathway. *Science of the Total Environment*, v. 762, p. 143171, 2021.

PEREIRA, E. B.; MARTINS, F. R.; GONÇALVES, A. R.; COSTA, R. S.; LIMA, F. J. L.; RÜTHER, R.; ABREU, S. L.; TIEPOLO, G. M.; PEREIRA, S. V.; SOUZA, G. J. Atlas Brasileiro de Energia Solar. 2. ed. São José dos Campos: INPE, 2017. Disponível em: <http://urlib.net/rep/8JMKD3MGP3W34P/3PERDJE>.

PIMENTEL DA SILVA, G. D.; SHARQAWY, M. H. Techno-economic analysis of low impact solar brackish water desalination system in the Brazilian Semiarid region. *Journal of Cleaner Production*, v. 248, p. 119255, 2020.

PINHO, J. T.; GALDINO, M. A. Manual de engenharia para sistemas fotovoltaicos. Rio de Janeiro: CRESESB, 2014. Disponível em: <http://www.cresesb.cepel.br/publicacoes/download/Manual_de_Engenharia_FV_2014.pdf>.

Piranômetro de fotodiodo. Disponível em https://www.kippzonen.com/Product/9/SP-Lite2-Pyranometer#.YQVSoY5KjIU

Piranômetro termoelétrico. Disponível em https://www.kippzonen.com/Product/276/CMP10-Pyranometer#.YQR0Qo5KjIU.

QU, F.; LIANG, H.; ZHOU, J.; NAN, J.; SHAO, S.; ZHANG, J.; LI, G. Ultrafiltration membrane fouling caused by extracellular organic matter (EOM) from Microcystis aeruginosa: Effects of membrane pore size and surface hydrophobicity. *Journal of Membrane Science*, v. 449, p. 58–66, 2014.

RAHIMI, B.; TOUATI, K.; RAHAMAN, S. A feasibility study of solar-powered reverse osmosis processes. *Desalination*, v. 500, n. June, p. 114885, 2021.

RAVAL, H. D.; CHAUHAN, V. R.; RAVAL, A. H.; MISHRA, S. Rejuvenation of discarded RO membrane for new applications. *Desalination and Water Treatment*, v. 48, n. 1–3, p. 349– 359, 2012.

REIS, R. J.; TIBA, C. Atlas Solarimétrico de Minas Gerais. . [S.l: s.n.]. , 2016

RIBEIRO, R. R. F. Sistema de dessalinização via osmose inversa alimentado por painéis fotovoltaicos: modelagem e dimensionamento sem baterias. Dissertação (Mestrado). Centro de Ciências e Tecnologia, Universidade Federal de Campina Grande. Campina Grande, 2009.

RICHARDS, B. S.; CAPÃO, D. P. S.; SCHÄFER, A. I. Renewable energy powered membrane technology: Impact of solar irradiance fluctuations on performance of a brackish water reverse osmosis system. *Separation and Purification Technology*, v. 156, p. 379–390, 2015.

RICHARDS, B. S.; CAPÃO, D. P. S.; SCHÄFER, A. I. Renewable energy powered membrane technology. 2. The effect of energy fluctuations on performance of a photovoltaic hybrid membrane system. *Environmental Science and Technology*, v. 42, n. 12, p. 4563–4569, 2008.

RICHARDS, BRYCE S.; GAVIN, L.; PIETZSCH, T.; SCHÄFER, A. I. Renewable energy powered membrane technology: Brackish water desalination system operated using real wind fluctuations and energy buffering. *Journal of Membrane Science*, v. 468, p. 224–232, 2014.

RICHARDS, BRYCE S.; SCHÄFER, A. I. Chapter 12 Renewable Energy Powered Water Treatment Systems. *Sustainability Science and Engineering*, v. 2, n. C, p. 353–373, 2010.

RICHARDS, BRYCE S.; SCHÄFER, A. I. Photovoltaic-powered desalination system for remote Australian communities. *Renewable Energy*, v. 28, n. 13, p. 2013–2022, 2003.

RICHARDS, BRYCE S.; SHEN, J.; SCHÄFER, A. I. Water–Energy Nexus Perspectives in the Context of Photovoltaic-Powered Decentralized Water Treatment Systems: A Tanzanian Case Study. *Energy Technology*, v. 5, n. 7, p. 1112–1123, 2017.

RODRÍGUEZ, J. J. et al. Reuse of reverse osmosis membranes in advanced wastewater treatment. *Desalination*, v. 150, n. 3, p. 219–225, 2002.

ROSALES-ASENSIO, E.; ROSALES, A. E.; COLMENAR-SANTOS, A. Surrogate optimization of coupled energy sources in a desalination microgrid based on solar PV and wind energy. *Desalination*, v. 500, n. July 2020, p. 114882, 2021.

SAKTHIVADIVEL, D.; BALAJI, K.; RUFUSS, D. D. W.; INIYAN, S.; SUGANTHI, L. Solar energy technologies: principles and applications. [S.l.]: INC, 2020.

SANTOS, L. M.; SILVA, J. E. M.; INHAQUITES, M. M.; GASPARIN, F. P. Desenvolvimento e caracterização de um piranômetro térmico – Análise preliminar das medidas de irradiação. Fortaleza: VIII Congresso Brasileiro de Energia Solar. 2020.

SCHÄFER, A. I.; BROECKMANN, A.; RICHARDS, B. S. Renewable energy powered membrane technology. 1. Development and characterization of a photovoltaic hybrid membrane system. *Environmental Science and Technology*, v. 41, n. 3, p. 998–1003, 2007.

SCHÄFER, A. I.; SHEN, J.; RICHARDS, B. S. Renewable energy-powered membrane technology in Tanzanian communities. *Clean Water,* v. 1, n. 1, p. 24, 3 dez. 2018.

SHAHID, M. K.; KASHIF, A.; ROUT, P. R.; ASLAM, M.; FUWAD, A.; CHOI, Y. G.; BANU, R.; PARK, J. H.; KUMAR, G. A brief review of anaerobic membrane bioreactors emphasizing recent advancements, fouling issues and future perspectives. *Journal of Environmental Management*, v. 270, n. August 2019, p. 110909, 2020.

SHEN, J.; JEIHANIPOUR, A.; RICHARDS, B. S.; SCHÄFER, A. I. Renewable energy powered membrane technology: Experimental investigation of system performance with variable module size and fluctuating energy. *Separation and Purification Technology*, v. 221, n. November 2019, p. 64–73, 2019.

SHEN, J.; RICHARDS, B.; SCHÄFER, A. Renewable energy powered membrane technology: Case study of St. Dorcas borehole in Tanzania demonstrating fluoride removal via nanofiltration/reverse osmosis. j, v. 170, 2016.

SOARES, A. K. C. Avaliação de um dessalinizador via osmose inversa usando energia solar fotovoltaica: estudo do consumo energético e custos. . Campina Grande: Universidade Federal de Campina Grande, Centro de Ciências e Tecnologia. , 2008

SORIC, A. et al. Eausmose project desalination by reverse osmosis and batteryless solar energy: Design for a 1m 3 per day delivery. *Desalination*, v. 301, p. 67–74, 2012.

SUN, X.; WANG, C.; TONG, Y.; WANG, W.; WEI, J. A comparative study of microfiltration and ultrafiltration for algae harvesting. *Algal Research*, v. 2, n. 4, p. 437–444, 2013.

SZYMAŃSKI, D., ZIELIŃSKA, M., DUNALSKA, J.A., 2019. Microfiltration and ultrafiltration for treatment of lake water during algal blooms. Ecohydrology and Hydrobiology, v. 19, n.3, p. 351–358, 2019.

TAFECH, A.; MILANI, D.; ABBAS, A. Water storage instead of energy storage for desalination powered by renewable energy - King Island case study. Energies, v. 9, n. 10, p. 1–17, 2016.

TOLMASQUIM, M. T. Energia Renovável: Hidráulica, Biomassa, Eólica, Solar, Oceânica. Rio de Janeiro: [s.n.], 2016.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. Limnologia. [S.l: s.n.], 2011.

VILLACORTE, L. O. Algal Blooms and Membrane Based Desalination Technology. [S.l: s.n.], 2014. Disponível em: <https://repository.tudelft.nl/islandora/object/uuid%3A9b26a097-63b3-4a8d-a1b0-e4149c36d46d>.

VILLACORTE, L. O.; EKOWATI, Y.; WINTERS, H.; AMY, G.; SHIPPERS, J. C.; KENNEDY, M. D. MF/UF rejection and fouling potential of algal organic matter from bloom-forming marine and freshwater algae. *Dessalination.* n. 367, p. 1-10, 2015.

VOUTCHKOV, N. Pretreatment for Reverse Osmosis Desalination. Cambridge: Elsevier Inc., 2017. p. 187–219.

VROUWENVELDER, J. S.; KRUITHOF, J.; LOOSDRECHT, M. Biofouling of spiral wpund membrane systems. London: IWA Publishing, 2011.

Wagan Tech. Smart AC™ Inverter 400W USB+ User's Manual. 2012. Disponível em: <https://www.manualslib.com/manual/743495/Wagan-Smart-Ac-2003-5.html>. Acesso em:

XEVGENOS, D.; MOUSTAKAS, K.; MALAMIS, D.; LOIZIDOU, M. An overview on desalination & sustainability: renewable energy-driven desalination and brine management. *Desalination and Water Treatment*, v. 57, n. 5, p. 2304–2314, 2016.

ZHANG, X.; ZHANG, X.; HU, Q.; SOMMERFELD, M.; PARUHITO, E.; CHEN, Y. Harvesting algal biomass for biofuels using ultrafiltration membranes. *Bioresource Technology*, v. 101, n. 14, p. 5297–5304, 2010.

ZHANG, Y.; LUO, P.; ZHAO, P.; KANG, S.; WANG, P.; ZHOU, M.; LYU, J. Control and remediation methods for eutrophic lakes in the past 30 years. *Water Science and Technology*, v. 81, n. 6, p. 1099–1113, 2020.

ZHANG, Z.; CHEN, M.; LI, J.; ZHAO, B.; WANG, L. Significance of transparent exopolymer particles derived from aquatic algae in membrane fouling. Arabian Journal of Chemistry, v. 13, n. 3, p. 4577–4585, 2020.

ZHU, T.; ZHOU, Z.; QU, F.; LIU, B.; BRUGGEN, B. Separation performance of ultrafiltration during the treatment of algae-laden water in the presence of an anionic surfactant. Separation and Purification Technology, v. 281, n. October 2021, p. 119894, 2022.