CENTRO FEDERAL DE EDUCAÇÃO TECNOLÓGICA DE MINAS GERAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM TECNOLOGIA DE PRODUTOS E PROCESSOS

INGRID DAIANE RESENDE

AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DO PROCESSO DE ULTRAFILTRAÇÃO APLICADO A EFLUENTES DE LAVANDERIA VISANDO O REÚSO E SUA VIABILIDADE AMBIENTAL

BELO HORIZONTE
2022

INGRID DAIANE RESENDE

AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DO PROCESSO DE ULTRAFILTRAÇÃO APLICADO A EFLUENTES DE LAVANDERIA VISANDO O REÚSO E SUA VIABILIDADE AMBIENTAL

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Tecnologia de Produtos e Processos, do Centro Federal de Educação Tecnológica de Minas Gerais, como requisito para a obtenção do título de Mestre em Tecnologia de Produtos e Processos.

Orientadora: Profª. Drª. Patrícia Sueli de Rezende

Co-Orientadora: Profª. Drª. Luzia Sergina de França Neta

BELO HORIZONTE

2022

Resende, Ingrid Daiane.
R433a Avaliação do desempenho do processo de ultrafiltração aplicado a efluentes de lavanderia visando o reúso e sua viabilidade ambiental / Ingrid Daiane Resende. – 2022.
152 f. : il.
Orientadora: Patrícia Sueli de Rezende.
Coorientadora: Luzia Sergina de França Neta.

Dissertação (mestrado) – Centro Federal de Educação Tecnológica de Minas Gerais, Programa de Pós-Graduação em Tecnologia de Produtos e Processos, Belo Horizonte, 2022.
Bibliografia.

1. Águas cinzas (águas residuais domésticas). 2. Lavanderia. 3. Ultrafiltração. 4. Água - Reuso. 5. Avaliação do ciclo de vida. I. Rezende, Patrícia Sueli de. II. França Neta, Luzia Sergina de. III. Título.

CDD: 628.164

Ficha elaborada pela Biblioteca - *campus* Nova Suíça - CEFET-MG
Bibliotecária: Rosiane Maria Oliveira Gonçalves - CRB6-2660

INGRID DAIANE RESENDE

AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DO PROCESSO DE ULTRAFILTRAÇÃO APLICADO A EFLUENTES DE LAVANDERIA VISANDO O REÚSO E SUA VIABILIDADE AMBIENTAL

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Tecnologia de Produtos e Processos, do Centro Federal de Educação Tecnológica de Minas Gerais, como requisito para a obtenção do título de Mestre em Tecnologia de Produtos e Processos.

Belo Horizonte, 31 de agosto de 2022.

Aprovada pela Banca Examinadora:

Profª. Drª. Patrícia Sueli de Rezende (Orientadora)

Prof.ª. Drª. Luzia Sergina de França Neta (Coorientadora)

Profª. Drª. Laura Hadmam de Andrade

Profª. Drª Marília Carvalho de Melo

Prof. Dr. Wagner Guadagnin Moravia

“Ainda que eu tenha o dom de profecia, saiba todos os mistérios e todo o conhecimento e tenha uma fé capaz de mover montanhas, se não tiver amor, nada serei”

1 Coríntios 13:2

AGRADECIMENTOS

Primeiramente agradeço a Deus pela saúde, paz, resiliência, bênçãos na minha vida e pela oportunidade de ingressar no mestrado, na qual aprimorei ainda mais minha vocação em pesquisar e ensinar.

Agradeço ao CEFET-MG pela bolsa de pós-graduação concedida e por me permitir concretizar a graduação e o mestrado. Aos docentes da instituição sou grata pelas experiências proporcionadas, que se tornaram fontes de inspiração e contribuição para a minha evolução pessoal e profissional.

De forma especial agradeço as minhas orientadoras Profª. Drª. Patrícia Sueli de Rezende e Profª. Drª. Luzia Sergina de França Neta pelos ensinamentos, paciência, disponibilidade e confiança no desenvolvimento do trabalho.

Aos meus pais José Clênio e Valdinéia, e aos meus irmãos Igor e Ícaro sou grata por todo amor e apoio, que foram essenciais na realização do meu sonho acadêmico e profissional. Ao nascimento da minha sobrinha Alícia, que foi um presente divino, agradeço por trazer mais motivação para a minha vida. Ao meu namorado, meus familiares, afilhados e amigos meu muito obrigada pela compreensão e contribuição.

Ao Prof. Dr. Wagner Guadagnin Moravia, agradeço por me permitir usar seu laboratório e equipamentos, que foram essenciais para o desenvolvimento da pesquisa. À empresa Qualimaster Lavanderia Ltda., sou grata pela confiança em me conceder as amostras de efluentes industriais. E a empresa Vitaltec Engenharia Ltda., agradeço pela doação das membranas de fibra oca de Fluoreto de Polivinilideno (PVDF) que foram utilizadas na confecção dos módulos de permeação de ultrafiltração.

E por fim, gratidão aos meus colegas discentes pelos incentivos, companheirismo e força que foram primordiais na minha caminhada acadêmica!

RESUMO

A maioria das atividades antrópicas depende diretamente do uso da água, e o seu consumo tem aumentado cada vez mais, devido ao crescimento acelerado da população e das cidades. O reúso de águas cinzas claras, águas residuais domésticas oriundas de lavatório, banho e área de serviço, tem sido muito reconhecido devido serem efluentes de alto volume e fácil acesso. As águas cinzas de lavanderias podem ser domésticas ou industriais. Esses efluentes apresentam coloração mais clara e baixa concentração de poluentes quando comparados a outros efluentes domésticos. Sobretudo, estudos que envolvem águas cinzas de lavanderia têm relevância, pois estima-se que 10% de toda a água utilizada nas áreas urbanas são consumidas na lavagem de roupas. O reaproveitamento de efluentes de lavanderia é uma forma de mitigar a escassez hídrica e reduzir a poluição dos cursos d'água. Os Processos de Separação por Membranas (PSM) vêm se mostrando efetivos na aplicação desses efluentes, devido às membranas funcionarem como barreira seletiva para os compostos presentes em uma dada fração líquida. A Ultrafiltração (UF) tem se apresentando eficiente na remoção de sólidos suspensos, turbidez e compostos orgânicos dos efluentes de lavanderia. A ferramenta de Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) permite avaliar os potenciais impactos ambientais oriundos das diversas tecnologias de tratamento de efluentes. Diante do exposto, o presente trabalho tem como objetivo avaliar a viabilidade técnica e ambiental do processo de ultrafiltração quando aplicado à recuperação de águas cinzas de lavanderias doméstica e industrial, visando o seu reúso. Foram utilizadas membranas poliméricas de Fluoreto de Polivinilideno (PVDF) na conformação de fibras ocas acondicionadas em dois módulos de permeação na configuração casco tubo. As membranas foram caracterizadas pelo método de Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV), Espectroscopia no Infravermelho por Transformada de Fourier (FTIR) e teste de rejeição a solutos. Os módulos foram acoplados ao sistema de UF com escoamento tangencial, sistema pressurizado e modo operacional com reciclo total. Eles foram caracterizados quanto a permeabilidade hidráulica e o fluxo limite. Os ensaios de permeação foram realizados com duas matrizes de efluentes: lavanderias doméstica e industrial. A alimentação e o permeado obtidos foram caracterizados físico-quimicamente para verificar a eficiência da UF na remoção de compostos, como matéria orgânica e materiais sólidos em geral. A viabilidade ambiental foi avaliada pela ferramenta ACV com auxílio do *software OpenLCA* versão 1.10.3 e considerando três cenários: coagulação-floculação com reúso em lavagem de pisos (cenário 1), UF com reúso em lavagem de pisos (cenário 2) e UF com reúso na etapa de lavagem da própria lavanderia (cenário 3). Os ensaios de permeação com operação de 40 horas para cada uma das matrizes de efluentes apresentaram estabilidade do fluxo permeado. As caracterizações físico-químicas mostraram melhores remoções para os parâmetros: Turbidez (93%), Demanda Química de Oxigênio (63-70%) e Sólidos Totais (45%). Para os parâmetros estudados, as matrizes apresentaram viabilidade quanto ao reúso não potável pela norma NBR 13.969/1997, exceto classe 1. A ACV indicou que o cenário 3 foi o mais viável ambientalmente reduzindo significativamente o consumo de água potável.

Palavras-chaves: Água cinza, Lavanderia, Ultrafiltração, Reúso, Avaliação de Ciclo de Vida.

ABSTRACT

Most human activities depend directly on the use of water, and its consumption has increased more and more, mainly due to the accelerated growth of population and cities. The reuse of clear graywater, domestic wastewater from washing, bathing, and laundry has been recognized widely due to its high volume and easy access. Greywater from laundries can be domestic or from industrial. This effluent has a clear coloration and a low concentration of pollutants when compared to other domestic effluents. Above all, studies of laundry graywater have relevance, because it is estimated that 10% of all water used in urban areas is consumed in washing clothes. The reuse of laundry effluents is a way to mitigate water scarcity and reduce the pollution of watercourses. Membrane Separation Processes (MSP) have proven to be effective in the application of these effluents, because the membranes function as a selective barrier for the compounds present in a given liquid fraction. The Ultrafiltration (UF) process has proven efficient in removing suspended solids, turbidity and organic compounds when applied to gray laundry water. The Life Cycle Assessment (LCA) tool permits to evaluate the potential environmental impacts originating from the various wastewater treatment technologies. Thus, the present work has the objective of evaluating the technical and environmental viability of the ultrafiltration process when applied to the recuperation of gray water from domestic and industrial laundries, with a view to its reuse. Polyvinylidene Fluoride (PVDF) polymeric membranes were used in the hollow fiber conformation conditioned in two permeation modules in the hull-tube configuration. The modules were coupled to the UF system with tangential flow, pressurized system and operating mode with full recycle. The membranes were characterized by Scanning Electron Microscopy (SEM), Fourier Transform Infrared Spectroscopy (FTIR) and solute rejection testing. The confectioned modules were coupled to the system and characterized for hydraulic permeability and limit flow. The permeation tests were performed with two effluent matrices: domestic and industrial laundries. The feed and permeate obtained were characterized physicochemically to verify the efficiency of UF in removing compounds, such as organic matter and solid materials in general. The environmental viability was evaluated by the LCA tool with the help of OpenLCA software version 1.10.3 and considering three scenarios: coagulation-flocculation with reuse in floor washing (scenario 1), UF with reuse in floor washing (scenario 2) and UF with reuse in the laundry's own washing stage (scenario 3). The permeation tests with 40 hours operation for each one of the effluent matrices demonstrated stability of the permeate flow. The physicochemical characterizations revealed better removals for the parameters: turbidity (93%), chemical oxygen demand (63-70%) and total solids (45%). For the studied parameters, the matrices presented viability for non-potable reuse according to the NBR 13.969/1997 norm, except for class 1. The LCA indicated that scenario 3 was the most environmentally viable, significantly reducing potable water consumption.

Keywords: Greywater, Laundry, Ultrafiltration, Reuse, Life Cycle Assessment.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Total de água retirada nas bacias hidrográficas em 2019.....25

Figura 2: Fontes de geração e classificação dos efluentes em um ambiente doméstico.....25

Figura 3: Configuração típica do tratamento de água cinza com Biorreator com Membranas (BRM) 39

Figura 4: Esquema de funcionamento de uma membrana.....40

Figura 5: Morfologia das membranas sólidas sintéticas.....43

Figura 6: Operação reciclo total e semi-batelada.....45

Figura 7: Fenômeno de polarização de concentração.....47

Figura 8: Configuração do escoamento perpendicular e tangencial na membrana.....47

Figura 9: Esquema de representação da polarização de concentração e incrustação.....48

Figura 10: Fases da Avaliação de Ciclo de Vida.....56

Figura 11: Representação das relações entre as categorias de impactos ambientais (*midpoint*) e as áreas de proteção ambiental (*endpoint*) 60

Figura 12: Etapas do presente estudo.....64

Figura 13: Membranas de fibra oca de PVDF, cedidas pela Vitaltec Engenharia Ltda.....65

Figura 14: Módulo MUF1 confeccionado.....67

Figura 15: Módulo MUF2 confeccionado.....67

Figura 16: Esquema da unidade experimental de ultrafiltração.....69

Figura 17: Linha do tempo de coleta das amostras de águas cinzas.....70

Figura 18: Fotomicrografias por MEV da fibra oca de PVDF: seção longitudinal (a), detalhe da seção longitudinal (b) poros digitiformes (c) e poros esponjosos interconectados (d).....79

Figura 19: Fotomicrografias por MEV da fibra oca de PVDF: seção transversal.....80

Figura 20: Fotomicrografias por MEV da fibra oca de PVDF: superfície externa (a), detalhe da superfície externa (b) poros digitiformes da seção transversal (c) e poros esponjosos da superfície (d).....81

Figura 21: Espectro de FTIR da análise da membrana de fibra oca.....82

Figura 22: Espectro de FTIR do PVDF, resultado do estudo de MOHAMAD (2012).....83

Figura 23: Estrutura química do glicerol e PVDF.....84

Figura 24: Matrizes de efluentes: (a) água cinza de lavanderia doméstica e (b) água cinza de lavanderia industrial.....93

Figura 25: Comparação visual das amostras de alimentação e permeado para as duas matrizes de efluentes: (a) esquerdo alimentação e direito permeado para a lavanderia doméstica e (b) esquerdo alimentação e direito permeado para a lavanderia industrial.....102

Figura 26: Fronteira do cenário 1.....116

Figura 27: Fronteira do cenário 2.....116

Figura 28: Fronteira do cenário 3.....117

Figura 29: Processos do cenário 1.....120

Figura 30: Processos dos cenários 2 e 3.....121

LISTA DE GRÁFICOS

Gráfico 1: Valores de rejeição a Tripsina e BSA para membranas de fibra oca de PVDF.....84

Gráfico 2: Compactação do módulo de membranas MUF1.....86

Gráfico 3: Permeabilidade hidráulica média do módulo MUF1.....87
.
Gráfico 4: Fluxo permeado das matrizes de efluentes em função da variação de pressão do sistema.....88

Gráfico 5: Compactação do módulo de membranas MUF2.....90

Gráfico 6: Permeabilidade hidráulica média do módulo MUF2.....92

Gráfico 7: Fluxo permeado do ensaio de permeação para duas matrizes de efluentes.....94

Gráfico 8: Turbidez de alimentação e permeado durante o ensaio de permeação para efluente de lavanderia doméstica.....96

Gráfico 9: Turbidez de alimentação e permeado durante o ensaio de permeação para efluente de lavanderia industrial.....97

Gráfico 10: Consumo energético dos cenários.....123

Gráfico 11: Contribuição das categorias de impactos da metodologia ReCiPe *Midpoint* 2016.....130

Gráfico 12: Comparação das categorias de impacto entre os métodos ReCiPe *Midpoint* 2016 e ILCD *Midpoint*+ 2011 nos três cenários.....133

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Características dos módulos confeccionados.....68

Tabela 2: Resultados da análises físico-químicas do ensaio de permeação para efluente de lavanderia doméstica.....99

Tabela 3: Resultados da análises físico-químicas do ensaio de permeação para efluente de lavanderia industrial.....100

Tabela 4: Taxa de deposição diária para os sólidos suspensos nas duas matrizes de efluentes.....101

Tabela 5: Parâmetros físico-químicos das análises de águas cinzas da lavanderia doméstica.....104

Tabela 6: Parâmetros físico-químicos das análises de águas cinzas da lavanderia industrial.....106

Tabela 7: Parâmetros de reúso da NBR 13.969/1997 em comparação aos valores de permeados das matrizes de lavanderia.....109

Tabela 8: Parâmetros de reúso da NBR 16.783/2019 em comparação aos valores de permeados das matrizes de lavanderia.....110

Tabela 9: Parâmetros de reúso da ANA *et al.,* 2005 em comparação aos valores de permeados das matrizes de lavanderia.....111

Tabela 10: Parâmetros de potabilidade da Portaria GM /MS nº 888 de 2021 em comparação aos valores de permeados das matrizes de lavanderia.....112

Tabela 11: Comparação entre os valores dos parâmetros estudados e padrões de qualidade da água de reuso não potável de alguns países.....113

Tabela 12: Componentes hidráulicos utilizados nos cenários em estudo.....122

Tabela 13: Categorias de impactos correspondentes aos estágios do Cenário 1 pelo método ReCiPe *Midpoint* 2016.....125

Tabela 14: Categorias de impactos correspondentes aos estágios do Cenário 2 pelo método ReCiPe *Midpoint* 2016.....126

Tabela 15: Categorias de impactos correspondentes aos estágios do Cenário 3 pelo método ReCiPe *Midpoint* 2016.....127

Tabela 16: Tarifa mensal da COPASA: Lavanderia com consumo de 45 m^3 $mês^{-1}$.....136

LISTA DE QUADROS

Quadro 1: Parâmetros de qualidade da água de reúso não potável por modalidade conforme a Deliberação Normativa CERH-MG nº 65 de 2020.....32

Quadro 2: Critérios de qualidade da água de reúso não potável por classe da ANA *et al.*, 2005.....33

Quadro 3: Critérios de reúso não potável por classe conforme a NBR 13.969/1997.....34

Quadro 4: Parâmetros de qualidade para reúso da água não potável conforme a NBR 16.783/2019.....35

Quadro 5: Alguns parâmetros de potabilidade da Portaria GM/MS nº 888 de 2021.....35

Quadro 6: Parâmetros de legislações referentes à qualidade da água de reúso não potável de alguns países.....36

Quadro 7: Principais processos de gradiente de pressão e suas características.....46

Quadro 8: Alguns estudos de aplicação de módulos de membrana de Ultrafiltração em lavanderias.....53

Quadro 9: Números dos métodos usados para cada parâmetro analisado das águas cinzas conforme *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*.....74

Quadro 10: Dados da COPASA de tarifas de água e esgoto para a categoria industrial.....135

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

ACV - Avaliação de Ciclo de Vida

AICV - Avaliação de Impacto de Ciclo de Vida

ANA - Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico

BRM - Biorreator com Membranas

BSA - Albumina de Soro Bovino

CA - Acetato de Celulose

CAG - Carvão Ativado Granular

CERH-MG - Conselho Estadual de Recursos Hídricos de Minas Gerais

CFC - Clorofluorcarbonetos

CNRH - Conselho Nacional de Recursos Hídricos

COPASA - Companhia de Saneamento de Minas Gerais

COT - Carbono Orgânico Total

COV - Compostos Orgânicos Voláteis

DBO - Demanda Bioquímica de Oxigênio

DQO - Demanda Química de Oxigênio

ELCD - *European Reference Life Cycle Database*

EPI's - Equipamentos de Proteção Individuais

ETA - Estação de Tratamento de Água

ETE - Estação de Tratamento de Efluentes

FIESP - Federação das Indústrias do Estado de São Paulo

FTIR - Espectroscopia no Infravermelho por Transformada de Fourier

IBICT - Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia

ICV - Inventário de Ciclo de Vida

MEV - Microscopia Eletrônica de Varredura

MWCO - *Molecular Weight Cutoff*

NBR - Norma Brasileira

NTU - Unidade Turbidimétrica Nefelométrica

ONU - Organização das Nações Unidas

PAN - Poliacrilonitrila

PEAD - Polietileno de Alta Densidade

PES - Polietersulfona

PNRH - Política Nacional de Recursos Hídricos

POA - Processos Oxidativos Avançados

PP - Polipropileno

PSM - Processos de Separação por Membranas

PSU - Polisulfona

PVC - Policloreto de Vinila

PVDF - Fluoreto de Polivinilideno

SABESP - Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo

SDT - Sólidos Dissolvidos Totais

SICV - Banco Nacional de Inventários do Ciclo de Vida de Produtos Brasileiros

SINDLAV - Sindicato Intermunicipal de Lavanderias no Estado de São Paulo

SINDUSCON-SP - Sindicato da Indústria da Construção Civil do Estado de São Paulo

SNIS - Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento

SST - Sólidos Suspensos Totais

ST - Sólidos Totais

UF - Ultrafiltração

UH - Unidade Hazen

UV - Ultravioleta

LISTA DE SIMBOLOS E UNIDADES

°C	grau Celsius (temperatura)
bar	bar (pressão)
cm^{-1}	número de onda
Da	Dalton
$g\ L^{-1}$	gramas por litro
kDa	quiloDalton
$kg\ ha^{-1}\ ano^{-1}$	quilograma por hectare vezes ano
$kgf\ cm^{-2}$	quilograma-força por centímetro quadrado (pressão)
$kWh\ m^{-3}$	quilowatt-hora por metro cubico
$L\ dia^{-1}$	litro por dia (vazão)
$L\ hab^{-1}dia^{-1}$	litro por habitante por dia
$L\ h^{-1}$	litro por hora (vazão)
$L\ h^{-1}\ m^{-2}$	litro por hora vezes metro quadrado (fluxo)
$L\ h^{-1}\ m^{-2}\ bar^{-1}$	constante de permeabilidade
$L\ kg^{-1}$	litro por quilograma
$L\ min^{-1}$	litro por minuto (vazão)
$L\ s^{-1}$	litro por segundo (vazão)
$\mu g\ cm^{-2}$	micrograma por centímetro quadrado
µm	micrômetro (dimensão)
µPt	micropontos
$\mu S\ cm^{-1}$	micro-Siemens por centímetro (condutividade)
m^2	metro quadrado (área)
m^3	metro cúbico (volume)
$m^2\ m^{-3}$	densidade de empacotamento
$mg\ L^{-1}$	miligrama por litro
$mgSS\ h^{-1}m^{-2}$	miligrama de sólidos suspensos por hora vezes metro quadrado
$mL\ s^{-1}$	mililitro por segundo (vazão)
nm	nanômetro (comprimento)
$NMP\ 100ml^{-1}$	número mais provável a cada 100 ml (contagens de microrganismos)
ppm	parte por milhão
r	coeficiente de correlação
R^2	coeficiente de determinação

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO 17
2 OBJETIVOS 21
2.1 Objetivo Geral 21
2.2 Objetivos Específicos 21
3 REVISÃO DA LITERATURA 22
3.1 Panorama e contexto da água 22
3.2 Reúso de águas 23
3.2.1 Reúso de águas domésticas 24
3.3 Águas Cinzas 26
3.3.1 Águas cinzas de lavanderia 28
3.3.2 Parâmetros para a qualidade das águas cinzas de reúso 30
3.3.3 Técnicas de tratamento para as águas cinzas 36
3.4 Processos de Separação por Membranas 40
3.4.1 Classificação e caracterização das membranas poliméricas 42
3.4.2 Polarização de concentração e formação de incrustação 46
3.5 Ultrafiltração 49
3.6 Membranas de fibra oca 50
3.7 Aplicação do processo de ultafiltração 51
3.8 Avaliação de Ciclo de Vida 54
3.8.1 1ª fase: Definição do objetivo e escopo 56
3.8.2 2ª fase: Inventário de ciclo de vida 57
3.8.3 3ª fase: Avaliação de impacto de ciclo de vida 58
3.8.4 4ª fase: Interpretação dos resultados 60
3.8.5 Aplicação da ACV em tratamento de efluentes 61
4 MATERIAIS E MÉTODOS 64
4.1 Caracterização das membranas de fibra oca de PVDF 65
4.1.1 Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV) 65
4.1.2 Espectroscopia no Infravermelho por Transformada de Fourier (FTIR) 66
4.1.3 Teste de rejeição a solutos 66
4.2 Confecção dos módulos de membrana e montagem do sistema de ultrafiltração 67
4.3 Amostras 69
4.4 Ensaios dos módulos de membrana no sistema de ultrafiltração 70
4.4.1 Determinação da permeabilidade hidráulica e fluxo limite 71
4.4.2 Ensaios de permeação com efluentes reais 73

4.5 Análises físico-químicas das alimentações e permeados 73
4.6 Avaliação de Ciclo de Vida 74
4.6.1 Objetivo e escopo do estudo 74
4.6.2 Inventário de ciclo de vida do estudo 75
4.6.3 Avaliação de impacto de ciclo de vida do estudo 76
4.6.4 Interpretação dos resultados do estudo 78
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO 79
5.1 Características da membrana por MEV 79
5.2 Características da membrana por FTIR 81
5.3 Teste de rejeição 84
5.4 Avaliação do módulo de membrana MUF1 no sistema de ultrafiltração 86
5.4.1 Determinação da permeabilidade hidráulica da membrana 86
5.4.2 Determinação do fluxo limite 88
5.5 Avaliação do módulo de membrana MUF2 no sistema de ultrafiltração 90
5.5.1 Determinação da permeabilidade hidráulica da membrana 90
5.5.2 Ensaios de permeação com efluentes reais 93
5.6 Desempenho do sistema de ultrafiltração aplicado a efluentes reais de lavanderias 102
5.7 Avaliação de Ciclo de Vida 114
5.7.1 Resultado do objetivo e escopo do estudo 114
5.7.2 Resultado do inventário de ciclo de vida 119
5.7.3 Resultado da avaliação de impacto de ciclo de vida 124
5.7.4 Análise de sensibilidade e interpretações da ACV 132
6 CONCLUSÕES 138
7 REFERÊNCIAS 141

1 INTRODUÇÃO

A água é um bem natural de muita importância para os seres vivos no desenvolvimento da vida, além de ser importante em processos agrícolas, domésticos e industriais. O consumo de água doce no mundo cresceu em seis vezes no último século, e continua a aumentar cerca de 1% a cada ano. Estima-se que até 2030 a previsão de crescimento do consumo é de quase 25% do consumo de 2021. Isso se deve ao desenvolvimento dos centros urbanos e ao elevado crescimento populacional. Em 2030, a população mundial deve ser de aproximadamente 8,5 bilhões de pessoas, em 2050 de 9,7 bilhões de pessoas e em 2100 pode ultrapassar 11 bilhões de pessoas (ONU, 2019; ONU, 2021).

Apesar da água ser um recurso renovável, o uso exagerado e a falta ou o não tratamento adequado tem proporcionado escassez dos recursos hídricos em algumas regiões. Medidas de educação ambiental visando o incentivo para o uso consciente e correto da água são importantes e por mais que sejam implantadas, ainda são muitos os desperdícios. Como forma de amenizar os problemas hídricos, o reaproveitamento de águas residuais tem sido cada vez mais visto como uma alternativa visando a redução do consumo de água potável e diminuição da poluição hídrica (QURESHI & HANJRA, 2010).

As águas residuais correspondem a qualquer efluente descartado após o seu uso. Já as águas residuais domésticas são oriundas de residências, por meio de atividades de higiene pessoal, preparo de alimentos, limpeza entre outros (LIMA *et al.,* 2015).

Cerca de 50 a 80% dos efluentes de atividades domésticas são classificados como águas cinzas, oriundas de lavatórios, chuveiros e lavagem de roupa. Esse volume pode chegar a cerca de 90 a 120 L $hab^{-1}dia^{-1}$ em países desenvolvidos e de 20 a 30 L $hab^{-1}dia^{-1}$ em países de baixo desenvolvimento. Considerando esse cenário, é primordial ressaltar a relevância de estudos utilizando tecnologias viáveis para aplicação em águas cinzas, sendo este um efluente de alta vazão e fácil acesso, comparado a outros efluentes (ERIKSSON *et al.*, 2002; HUELGAS-ORBECIDO & FUNAMIZU, 2019; YALÇINALP *et al.,* 2019).

As águas de lavanderia, provenientes dos tanques e máquinas de lavar roupas são consideradas como águas cinzas claras, por terem coloração mais clara e baixa concentração de poluentes quando comparadas com outros efluentes domésticos, e por isso indicadas a prática de reúso (BIRKS & HILLS, 2007; BUSS *et al.,* 2015; OTTERPOHL, 2001).

Os efluentes de lavanderia além de domésticos, oriundos de lavagem de roupas nas residências, também podem ser industriais oriundas de lavanderias de prestação de serviços. O

setor comercial de lavanderia tem crescido nos últimos anos, uma vez que a terceirização na lavagem de roupas tem sido cada vez mais comum, sendo este um importante setor de serviços. É estimado que 10% de toda a água utilizada nas áreas urbanas são consumidas na lavagem de roupas, seja ela doméstica ou industrial, o que implica na relevância no estudo de águas cinzas claras de lavanderia (BUSS *et al.,* 2015).

Por mais que a reutilização de águas cinzas claras esteja atualmente implementada em muitos países como uma solução sustentável para a redução da demanda de água potável, o seu potencial ainda não foi bem explorado, considerando que a proporção entre o reúso praticado em relação a geração total de águas cinzas no mundo, é pequena (VOULVOULIS, 2018).

No Brasil, apesar de não haver uma lei federal consolidada para parâmetros de qualidade da água visando o reúso, nos últimos dois anos foram promulgadas resoluções e normas estaduais em três estados: Minas Gerais (Deliberação Normativa CERH-MG nº 65 de 2020), Rio Grande do Sul (Resolução CONSEMA n ° 419 de 2020) e Rio de janeiro (Decreto nº 47403 de 2020). Com isso, aumentou para sete o número de estados brasileiros com normas/legislações estaduais de incentivo a implementação de reúso não potável de águas residuais. Isso mostra que apesar de lenta, a temática de reúso de águas no país tem ganhado atenção (SMIDERLE *et al.,* 2021).

Diferentes tecnologias são capazes de serem empregadas para a remoção de compostos presentes nas águas cinzas. Elas podem utilizar microrganismos, plantas, agentes químicos e/ou físicos, podendo ser utilizadas de forma isoladas ou combinadas conforme a finalidade da recuperação do efluente (ETCHEPARE & VAN DER HOEK, 2015).

A remoção de matéria orgânica, surfactantes, patógenos e poluentes em geral presentes na água cinza são essenciais para viabilizar o seu reúso. Os Processos de Separação por Membranas (PSM) vem se mostrando eficazes para a remoção desses poluentes em diversos estudos de tratamento de efluentes, devido à natureza de seleção das membranas, que funciona como uma barreira seletiva para os compostos presentes nessa matriz (WU, 2019).

A Ultrafiltração (UF) é um PSM que tem como objetivo separar compostos baseado na massa molecular por diferença entre os tamanhos das moléculas e/ou partículas e o tamanho do poro da membrana mediante aplicação de uma força motriz. A aplicação de um gradiente de pressão (ΔP) como força motriz permite que um ou mais solutos, como macromoléculas, substâncias dissolvidas de alta massa molecular, materiais coloidais, microrganismos e moléculas poliméricas orgânicas e inorgânicas, sejam retidos pelos poros da membrana (YOON *et al.,* 2006).

O Processo de UF tem se mostrado eficiente na remoção de sólidos suspensos, turbidez, alguns patógenos e matéria orgânica, quando aplicado às águas cinzas de lavanderia, pois a filtração por meio das membranas possibilita a rejeição desses compostos. A UF gera águas recuperadas, a partir do uso de um único processo, que podem ser reutilizadas para fins não potáveis na irrigação de jardins, descargas em vasos sanitários, lavagens de pisos e até mesmo na etapa da lavagem de roupas dentro da própria lavanderia (ANDERSEN *et al.*, 2002; MANCUSO & SANTOS, 2007; TRINDADE *et al.*, 2020).

Ao comparar a UF com os processos convencionais como a coagulação-floculação aplicados a águas domésticas, a UF apresenta vantagens como: ausência do uso de produtos químicos (exceto na limpeza das membranas, porém quantidade insignificante) e suas unidades de separação são compactas e modulares facilitando o aumento de escala. Já a coagulação-floculação utiliza uma gama de insumos químicos, apresentam demanda de área para a construção das plantas de tratamento de efluentes e muita das vezes são de difícil aumento de escala (RAMON *et al.*, 2004).

A maioria dos estudos de comparação entre processos de tratamento de efluentes dão foco para a avaliação dos aspectos técnicos e econômicos existente entre eles. Porém, a avaliação e comparação entres diferentes tecnologias também podem ser realizadas sob o panorama ambiental. Para isso, as atenções são voltadas para variáveis de consumo energético, produtos químicos, matérias-primas provenientes de recursos naturais e descarte de efluentes e resíduos sólidos, de forma a se ter uma gestão ambiental na aplicação dos processos a efluentes, conhecendo as consequências e potenciais impactos ambientais vinculados (WANG et al., 2012).

Uma das ferramentas que tem ganhado força na gestão ambiental é a Avaliação de Ciclo de Vida (ACV). Por meio dela, é possível priorizar ações sustentáveis de mitigação dos impactos ambientais negativos gerados por um produto ou processo. A abordagem da ACV é feita por meio de levantamento de informações das etapas do ciclo de vida de um produto ou processo, podendo envolver extração das matérias-primas, produção, distribuição, consumo e disposição final, além da reciclagem e reúso quando necessário. A delimitação dos estágios do ciclo de vida que serão incluídos em um dado estudo é realizada conforme o objetivo do projeto de pesquisa (GALLEGO *et al.,*2008; WANG *et al*., 2012).

A ACV aplicada a processos de tratamento de efluentes é importante para diagnosticar os potenciais impactos ambientais negativos mais relevantes no ciclo de vida para assim buscar alternativas e criar novos cenários para a recuperação da água. A ACV por si só não é capaz de indicar qual a melhor alternativa técnica, pois cada potencial impacto ambiental deve ser

analisado conforme suas particularidades de estudo (NIERO *et al.,*2014). A ACV é uma ferramenta de auxílio no processo de tomada de decisão, devendo ser um componente usado em conjunto com outros aspectos, como local, custo, mão de obra e acesso à tecnologia, para assim verificar se tal processo é viável ambientalmente (TOURINHO, 2014).

A falta de planejamento e infraestrutura encontrada em países em desenvolvimento tem gerado necessidade de aperfeiçoamento dos sistemas de tratamento de efluentes. Porém, segundo Zang *et al.* (2015), dos 53 estudos revisados que utilizam a ACV em diferentes cenários de tratamento de efluentes, apenas 7 eram de países em desenvolvimento, com nenhum do Brasil. Já nos estudos mais recentes de Gallego-Schmid e Tarpani (2019) e Rebello *et al.* (2021), mostraram que dos artigos selecionados menos de 30% foram realizados nos países em desenvolvimento, sendo que desse valor aproximadamente a metade se referiam a estudos da Índia e China. Isso mostra que existe uma carência de estudos de processos de tratamento de efluentes utilizando como foco a ACV para demonstrar a realidade do cenário brasileiro.

A ACV aplicada aos PSM utilizando efluentes de lavanderia com objetivo de reúso são iniciantes na literatura internacional. Por isso, o presente trabalho que propõe avaliar a viabilidade ambiental utilizando a ferramenta ACV para comparação de processos de tratamento de efluentes de lavanderia no Brasil tem contribuição relevante para a literatura técnica.

O uso e aplicação efetiva dessa ferramenta de gestão ambiental proporciona uma base sólida para apoiar nas decisões sobre o consumo e produção sustentável de águas de reúso proveniente de lavanderias, gerando como benefícios a compreensão de cenários para tomada de decisões mais assertivas, bem como uma gestão mais eficiente dos processos e uso racional dos recursos naturais (TOURINHO, 2014; ZANG *et al.*, 2015).

Diante do exposto, o presente estudo buscou avaliar o desempenho técnico do processo de ultrafiltração aplicado a efluentes de lavanderia visando o reúso, por meio de análises dos parâmetros operacionais do sistema de permeação. Já a viabilidade ambiental, foi avaliada pela ACV, comparando o processo de ultrafiltração com o processo de coagulação-floculação, como forma de visualizar os potenciais impactos ambientais e propor formas de mitiga-los.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Avaliar a viabilidade técnica-ambiental da aplicação do processo de ultrafiltração na recuperação de águas cinzas de lavanderia doméstica e industrial, visando o reúso.

2.2 Objetivos específicos

- Caracterizar as membranas poliméricas de Fluoreto de Polivinilideno (PVDF) na conformação de fibras ocas, assim como o comportamento dos módulos acoplados ao sistema de permeação;
- Caracterizar e avaliar a qualidade das águas cinzas de lavanderia doméstica e industrial aplicadas ao processo de ultrafiltração;
- Comparar o desempenho da ultrafiltração na recuperação de águas cinzas provenientes de lavanderia doméstica e industrial;
- Verificar o potencial de reutilização das águas cinzas de lavanderia doméstica e industrial recuperadas pelo processo de ultrafiltração;
- Avaliar a viabilidade ambiental, por meio da ferramenta de Avaliação de Ciclo de Vida – ACV, comparando os resultados referentes aos potenciais impactos ambientais de três cenários técnicos de recuperação e reúso de efluentes de lavanderia.

3 REVISÃO DA LITERATURA

Nesse tópico será abordada a fundamentação teórica, com conceitos já consolidados para execução dessa dissertação. Serão discutidos o panorama e contexto da água, reúso de águas, águas cinzas, processos de separação por membranas, ultrafiltração, membranas de fibra de oca, aplicação dos sistemas de ultrafiltração e avaliação de ciclo de vida.

3.1 Panorama e contexto da água

As atividades humanas dependem diretamente do uso da água, como para produção de alimentos, higiene pessoal, limpezas, produção de energia elétrica, em processos de diversos setores industriais e entre outros usos a ela atribuída (MMA, 2010).

A maioria das atividades antrópicas sobre os recursos hídricos tem potencial poluidor, como por exemplo, o lançamento de esgotos domésticos e industriais que geram poluição por compostos orgânicos, bacteriológicos e tóxicos, além de elevar a temperatura das águas; a irrigação acarreta o depósito de agrotóxicos e fertilizantes; e a navegação pode lançar óleos e combustíveis (BORSOI & TORRES, 1997).

O consumo de água tem aumentado cada vez mais, principalmente em virtude do crescimento acelerado da população e das cidades. Em países desenvolvidos o uso da água tende a ser maior em consequência do consumismo e do desenvolvimento, o que contribui para a degradação gradual dos recursos hídricos (QURESHI & HANJRA, 2010).

A problemática da escassez hídrica traz à tona uma grande preocupação mundial relacionada ao gerenciamento e planejamento do uso dos recursos hídricos (SANTOS, *et al*., 2011). No Brasil a gestão de recursos hídricos está instituída pela Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), Lei nº 9.433 de 1997, conhecida como “Lei das Águas”. Foi a partir dela que se começou a ter estruturação e orientação na gestão das águas, surgindo assim progressões significativas no Brasil. Porém, para se atingir uma gestão hídrica eficaz ainda falta ser alcançado ajustes nas diretrizes políticas, alinhado a recursos financeiros e participação efetiva da população junto aos órgãos públicos (BRASIL, 1997; BORN, 2000).

A mudança no modo de exploração antrópica dos recursos hídricos, de forma a promover o seu uso sustentável, garantindo o atendimento da grande demanda pelos recursos hídricos atualmente, é imprescindível (TSUTIYA, 2004).

Uma forma de promover o uso sustentável da água é por meio de medidas de conservação, como adoção do uso racional e o uso de fontes alternativas de água. O uso racional se refere a medidas de educação ambiental, uso de aparelhos hidrossanitários e sistemas hidráulicos que gerem uma economia de água, cobranças que possam diminuir o desperdício e outros. Já o uso de fontes alternativas se refere ao uso de outras fontes de água sem ser a potável da concessionária. Dentre essas fontes tem-se: águas da chuva, águas subterrâneas, águas residuais domésticas e outras. (ARAÚJO, 2013).

3.2 Reúso de águas

A reutilização ou reúso de águas, ou ainda o uso de águas residuais ou residuárias segundo Mierzwa e Hespanhol (2005), se refere ao reaproveitamento de águas após passar por um tratamento adequado, para fins benéficos potáveis e não potáveis, como forma de preservar os recursos hídricos e minimizar os impactos causados pelo lançamento de efluentes nos corpos hídricos.

O uso de águas residuais não é uma prática recente. Desde a antiguidade era comum em áreas de escassez hídrica de Roma, Grécia, Alemanha e Inglaterra praticar o reúso de águas em irrigações. No século XVI, já se tinham conhecimento de que além de evitar a poluição de rios, também poderia ser útil como fertilizante a irrigação de áreas agrícolas e paisagísticas com águas residuais (ZAVALA, 2016).

No Brasil, estima-se que há uma vazão de reúso de águas no país de aproximadamente 2 $m^3\ s^{-1}$ (equivalente ao abastecimento de aproximadamente 800.000 habitantes), podendo alcançar em 2030 de 10 a 15 $m^3\ s^{-1}$ e a longo prazo poderá chegar a 175 $m^3\ s^{-1}$. Porém, para que essas estimativas sejam alcançadas, muitos desafios devem ser alcançados no país, como uma regulamentação consolidada (ANA, 2020).

O reúso pode ser classificado como indireto ou direto. No reúso indireto os efluentes depois de tratados são despejados nos corpos hídricos para serem utilizados de forma diluída a jusante, com intuito de algum benefício. Já no reúso direto, os efluentes depois de tratados são encaminhados ao local de reúso, podendo ser armazenados, mas não descarregados no meio ambiente (MANCUSO & SANTOS, 2007).

Mancuso & Santos (2007), dividem as águas de reúso em potável e não potável, como forma prática e fácil de diferenciar os tipos de reúso de águas residuais. O reúso potável pode ser usado diretamente para consumo humano doméstico ou após o tratamento diluído em águas superficiais ou subterrâneas para futura captação de uso potável.

As destinações das águas de reúso após seu tratamento, para fins não potáveis, podem ser amplas. Conhecer as características físico-químicas e biológicas dessas águas tratadas torna possível compreender seu enquadramento de aplicação. Dentre as destinações tem-se: irrigação paisagística, irrigação de cultivo, usos industriais, recarga de aquíferos, usos urbanos não potáveis e usos diversos. Dentro dos usos urbanos não potáveis as principais atividades são: rega de jardins urbanos, lavagem de veículos, descarga em vaso sanitário, lavagem de áreas impermeabilizadas como quintais e passeios (MANCUSO & SANTOS, 2007).

Os benefícios do reúso de águas são muitos, variando entre benefícios para os usuários e para as companhias de saneamento. Para os usuários são proporcionadas a conscientização ambiental e a redução do pagamento da conta de água. Para as companhias de saneamento, se houver uma vasta ampliação de reúso é possível serem privilegiadas com a redução da captação de água, redução do lançamento de efluentes em corpos d'água e facilidade de se estabelecer as conformidades ambientais, atendendo os padrões de qualidade para a água tratada e padrões de lançamento de esgoto nos rios (HERNÁNDEZ-SANCHO & SALA-GARRIDO, 2009).

Além dos benefícios, o tratamento para o reúso de águas tem que ser feito de maneira adequada, pois caso contrário pode gerar riscos de infecção microbiológica. Outra questão negativa se refere à rejeição da população, que por preconceito pode não aceitar a reutilização de efluentes. Investimentos como: apropriação de conhecimento tecnológico em tratamentos, educação ambiental e educação em saúde são essenciais para combater essas desvantagens (HERNÁNDEZ-SANCHO & SALA-GARRIDO, 2009).

3.2.1 Reúso de águas domésticas

Segundo o Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS) em 2020 apenas 50,8% do esgoto doméstico gerado no Brasil foi tratado. Ou seja, a maior parte das águas residuais domésticas geradas são descartadas incorretamente. De acordo com a Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA) em 2019, do total de águas retiradas nas bacias hidrográficas, 24,3 % foram para o setor de abastecimento urbano, conforme mostrado na Figura 1.

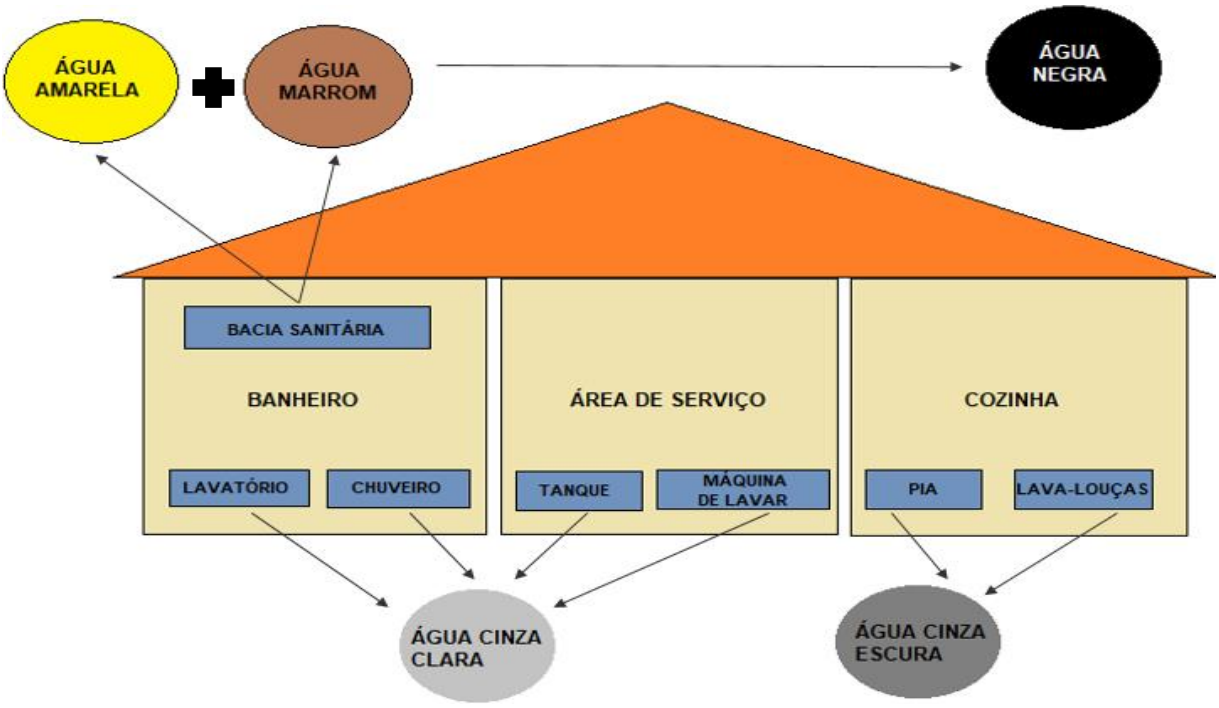
Figura 1: Total de água retirada nas bacias hidrográficas em 2019

Fonte: Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico - ANA. 2020.

Considerando tal panorama, bem como a problemática da escassez hídrica mundial, é imprescindível a aplicação do reaproveitamento de águas domésticas.

Os efluentes gerados nas atividades domésticas podem ser classificados em: águas amarelas (contaminadas com urinas), águas marrons (contaminadas com fezes), águas negras (mistura das águas amarelas e marrons) e águas cinza (oriundas de lavatório, chuveiro, tanque, máquina de lavar roupas, pia da cozinha e lava-louças). Na Figura 2 são exibidas as fontes de geração e classificação dos efluentes em ambiente doméstico (SILVA & SANTOS, 2018).

Figura 2: Fontes de geração e classificação dos efluentes em um ambiente doméstico



Fonte: Elaborado pela autora. 2022.

O reúso de águas domésticas reduz a demanda sobre os mananciais de águas devido à substituição da água potável por uma água de qualidade inferior. Grandes volumes de água potável podem ser poupados com o uso das águas oriundas do pós-tratamento de efluentes, para atendimento das finalidades específicas que dispensam que esse recurso esteja dentro dos padrões de potabilidade (BENASSI, 2007; MORELLI, 2005).

Em alguns lugares como Estados Unidos, Japão e países europeus por possuírem legislações e obrigações de implantação de sistemas de reúso de água, a reutilização de águas domésticas já é uma realidade muito presente. Como exemplo, podemos citar o sistema de reúso de águas, por meio de uma estação de tratamento convencional de coagulação-floculação regional, da cidade de Fukuoka no Japão, que reutiliza a água doméstica tratada em descarga de vasos sanitários de edifícios públicos e privados da região. A ideia foi implantada pelo governo, após anos de seca, com objetivo de conservar a pouca água potável existente na região. A localização geográfica apresenta poucos rios e águas subterrâneas para suprir o abastecimento doméstico e industrial (SOUSA, 2008; BENASSI, 2007; MORELLI, 2005).

Outro exemplo, podemos citar a cidade de St. Petersburg no estado da Flórida, Estados Unidos, na qual a técnica de reúso de águas se tornou atrativa após a aplicação de altos impostos pelos órgãos ambientais para o lançamento de efluentes na bacia hidrográfica da região. No início os edifícios adotaram o reúso visando irrigação de jardins, e posteriormente foram ampliando para lavagem de carros, resfriamento de ar-condicionado comercial, construção civil e outros. Por meio da prática de reaproveitamento, conseguiram diminuir a pressão sobre os recursos hídricos da cidade (BENASSI, 2007; MORELLI, 2005; SOUSA, 2008).

No Brasil, por ainda não ser uma atividade obrigatória por lei, ainda não se têm muitas aplicações. Por isso, é primordial o incentivo e estudos sobre o reúso de água domésticas no país, sobretudo as águas cinzas, que tem grande demanda e menor potencial poluidor (BENASSI, 2007; MORELLI, 2005).

3.3 Águas Cinzas

As águas cinzas oriundas de processos domésticos podem ser classificadas em claras ou escuras, sendo as águas cinzas claras provenientes de lavatório, chuveiro, tanque e máquina de lavar roupas, e as águas cinzas escuras provenientes de pia e lava-louça (FIORI *et. al.,* 2006; JEFFERSON *et al.,* 2004; SIEVERS & LONDONG, 2018).

As águas cinzas tem enorme potencial de reúso, pois representam aproximadamente 70% de todo o esgoto doméstico gerado, além de apresentarem baixa concentração de poluentes se comparado a todo efluente doméstico. Outro fator potencial é que há diferentes

destinações de reúso que as águas cinzas podem demandar, conforme o tratamento e aplicação final (HAMODA, 2003; JAMRAH *et al*., 2011).

O reúso de águas cinzas tem recebido grande atenção, devido ser uma prática concreta de combate à escassez de água em nível local, além de poupar o uso de águas oriundas de cursos d'água (LI *et al.*, 2009). Justificam-se os estudos voltados para o reúso de águas cinzas, por ser um efluente de baixa contaminação, alto volume e de fácil acesso (ANTONOPOULOU, 2013; YALÇINALP *et al.,* 2019;).

O estilo de vida, as condições climáticas, tipos de produtos químicos usados em banho, limpezas e lavanderia, qualidade da água de abastecimento bem como o tipo de rede de distribuição da mesma são aspectos que determinam características das águas cinzas, variando em decorrência do local e horário (OTENG-PEPRAH *et al.,* 2018).

De maneira geral, as águas cinzas são caracterizadas por: altas concentrações de matéria orgânica biodegradável, compostos inorgânicos, presença de sólidos suspensos e surfactantes. Alguns metais podem estar presentes, além de areia, poeira, cabelos, fragmentos de pele, tecidos, sais dissolvidos e microrganismos. A temperatura desses efluentes pode variar de 18 a 35º C devido atividades de culinária e higiene pessoal (OTENG-PEPRAH *et al.,* 2018).

Os parâmetros físicos das águas cinzas que mais se destacam na sua caracterização são: cor, turbidez e sólidos. Segundo Boyjoo *et al.* (2013), a turbidez das águas cinzas podem variar de 19 - 444 NTU e os sólidos suspensos de 35 - 315 mg L^{-1}. Deve-se atentar para o parâmetro de sólidos, pois os sólidos suspensos juntamente com os surfactantes, podem causar estabilização na fase sólida devido à adsorção do surfactante na superfície dos coloides. Os parâmetros de odor e condutividade, apesar de não serem destaques na caracterização, podem ser usados. Ainda segundo Boyjoo *et al.* (2013), a condutividade das águas cinzas podem variar de 190 - 3000 µS cm^{-1} (BAZZARELLA, 2005; ERIKSSON *et al.*, 2002; GREY & BECKER, 2002; RAMPELOTTO, 2020).

Em relação aos parâmetros químicos, os que se destacam na caracterização das águas cinzas são: Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Demanda Química de Oxigênio (DQO), compostos de enxofre dando ênfase para os íons sulfatos, além dos compostos nitrogenados e fosforados, pH e dureza. A DBO para as águas cinzas pode apresentar valores acima de 160 mg L^{-1}, a DQO valores acima de 500 mg L^{-1} e o pH valores variando entre 6 - 10. A presença de cloreto e surfactantes também pode apresentar-se determinantes na caracterização desses efluentes, devido à presença de sabões, xampus, perfumes, amaciantes, água sanitária e produtos de limpeza em geral. Os valores de surfactantes podem variar de 0,01-120 mg L^{-1}

(BAZZARELLA, 2005; BOYJOO *et al.,* 2013; ERIKSSON *et al.,* 2002; GREY & BECKER, 2002; RAMPELOTTO, 2020).

Embora as águas cinzas não tenham contribuição da bacia sanitária, de onde provém maior carga de patógenos das águas residuais domésticas; a limpeza de mãos, banho e lavagens de roupas são algumas das fontes que podem ter alguma carga de agentes microbiológicos, sendo o parâmetro biológico de coliforme totais justificado em análises de águas cinzas. Ressalta-se que a contaminação por coliformes termotolerantes é considerada muita baixa ou inexistente, dependendo da origem das águas cinzas (BAZZARELLA, 2005; ERIKSSON *et al.*, 2002; GREY & BECKER, 2002; OTTOSON & STRENSTROM, 2003).

Alguns micropoluentes podem estar presentes nas águas cinzas, oriundos de fragrâncias, filtros solares, plastificantes, surfactantes e outros. Eles podem proporcionar toxicidade, gerando bioacumulação e/ou biomagnificação em cadeias alimentares, quando as águas cinzas despejadas em solo ou cursos d'água estiverem com esses compostos. Além disso, esses micropoluentes oferecem risco à saúde humana quando exposta a eles, podendo agir como desreguladores endócrinos (BAZZARELLA, 2005; ERIKSSON *et al.,* 2002).

3.3.1 Águas cinzas de lavanderia

As águas cinzas de lavanderia são águas cinzas claras provenientes de tanque e máquina de lavar roupas. A primeira evidência histórica de reúso de águas de lavagem foi na Grécia, ilha de Creta, há aproximadamente 5.000 anos, aplicadas na irrigação (MENDONÇA, 2019).

Segundo Abedin e Rakib (2013) e Revitt *et al.* (2011), de toda água consumida em uma residência, de 7% a 21% correspondem a águas residuais proveniente da lavanderia. Essa variação se deve principalmente a condições climáticas locais, comportamento dos usuários e quantidade de pessoas por residências.

No que se refere ao consumo diário de água, segundo Von Sperling (2011), o setor de lavanderia tem um consumo médio entre 20 e 60 L kg^{-1} de roupa lavada. Esse volume de água é significativo, sendo justificativa para estudos de viabilidade no tratamento desses efluentes visando o reúso.

As águas cinzas de lavanderia podem ser classificadas em 2 (dois) grupos, segmento doméstico e segmento industrial. O segmento doméstico se refere a lavagem de roupas no interior das residências e o segmento industrial se refere a lavagens terceirizadas realizadas pela prestação de serviço das lavanderias comerciais (MELLO, 2000; RAMPELOTTO, 2020).

As lavanderias industriais são divididas em 6 (seis) setores: lavanderia comercial doméstica, lavanderia de Equipamentos de Proteção Individual (EPI's), lavanderia de decoração, lavanderia hospitalar, lavanderia de hotel/restaurante/motel e lavanderia de industrial têxtil. Cada um dos setores apresenta sua própria característica e seu próprio modo de operação (BUSS *et al.,* 2015; SINDILAV 2020).

Em 2020, o Sindicato Intermunicipal de Lavanderias no Estado de São Paulo (SINDILAV) apontou a existência de cerca de 8.000 lavanderias industriais em todo o Brasil. Desse total, cerca de 6.000 se referem às lavanderias comerciais do ramo doméstico e de decoração. Esse setor atende demandas do consumidor final em lavagens de peças de vestuário, roupas de cama, mesa e banho, cortinas, estofados, pelúcias e carpetes.

Os efluentes de lavanderia sejam domésticos ou industriais, são caracterizados pela grande quantidade de sabões e detergentes sintéticos. Geralmente são constituídos por sólidos suspensos (sujeira e fibras de tecidos de tamanhos variados), matéria orgânica, sais dissolvidos e surfactantes. Podem ser alcalinos, coloridos e com baixa tensão superficial. Caso apresentem contaminação biológica, depois de armazenados por algum tempo, a decomposição da matéria orgânica realizada pelos microrganismos pode provocar mau cheiro nas águas cinzas de lavanderia (RAMPELOTTO, 2020; FEITOSA *et al.,* 2015).

As lavanderias comerciais do ramo doméstico se diferem das lavanderias domésticas residenciais por utilizarem maiores concentrações de surfactantes, além de empregarem aditivos e outros produtos auxiliares de lavagem, que são mais concentrados, com ação branqueadora e removedora de manchas de tecidos. Essa diferença se deve ao nível maior de sujeira e a variedade têxtil muito grande para limpeza (MACEDO, 2019; WALDHOFF & SPILKER, 2016).

O setor de prestação de serviços de lavanderia industrial tem diferentes etapas de operação. A primeira etapa se refere à coleta das roupas sujas dos clientes na qual são identificadas, pesadas e armazenadas para lavagem conforme a demanda da lavanderia. A segunda etapa é o processo de lavagem, no qual consiste em eliminar as sujeiras das roupas, deixando-as limpas e perfumadas. Dentro dessa etapa o ciclo consiste em lavagem, enxagues (podendo ser dois ou três conforme o grau de sujeira), alvejamento e amaciante. Na terceira etapa é feita a centrifugação da roupa, deixando-as quase secas. E na última etapa é feito o processo de secagem completa e passagem das roupas. Outras etapas como costuras e reparos, tingimento e transporte para entrega ao cliente também podem estar inclusas (SILVA, 2011).

O uso de muitos insumos químicos na lavagem de roupas, como sabões, detergentes, amaciantes, alvejantes e outros é o principal fator da problemática ambiental decorrente das águas cinzas de lavanderia. A presença dessas substâncias gera nocividade ambiental dos efluentes, apresentando riscos aos ecossistemas que são expostos a eles. Dos impactos ao meio ambiente, os mais comuns são ecotoxicidade dos ecossistemas e a eutrofização dos corpos hídricos (MACEDO, 2019; WALDHOFF & SPILKER, 2016).

As águas cinzas de lavanderia devem passar por tratamento antes do descarte na rede coletora de esgoto, porém são poucas as lavanderias comerciais que realizam o tratamento, o que contribui para o aumento da carga orgânica e de outros compostos, sobrecarregando as Estações de Tratamento de Esgoto (ETE). Geralmente o tratamento antes do lançamento na rede coletora é feito por lavanderias que se encontram em alguns locais que as obrigam por meio de leis e regulamentações ou em locais em que a escassez hídrica já se faz presente, pois o custo da água é elevado (RAMPELOTTO, 2020; SOSTAR-TURK *et al.,* 2005; COSTA & MARTINS, 1997).

Considerando que as águas de lavanderia possuem elevado potencial de recuperação e reúso, grande volume de geração, com pouca ou inexistência contaminação fecal e menor carga orgânica do que outras águas residuais, faz-se necessário estudos desses efluentes, bem como seu tratamento adequado para reúso, seguindo parâmetros de qualidade, conforme finalidade de recuperação (SOSTAR-TURK *et al.,* 2005; COSTA & MARTINS, 1997).

3.3.2 Parâmetros para a qualidade das águas cinzas de reúso

A recuperação de águas cinzas, pode ser feita para diferentes finalidades, como reutilização não potável (descarga de vasos sanitários, irrigação, lavagem de carros, áreas e outros) e reutilização potável (abastecimento interno). Considerando as diferentes aplicações, a água cinza recuperada deve atender padrões ou diretrizes de qualidade da água adequados, para sua utilização segura à saúde e ao meio ambiente (AL-GHEETHI *et al.,* 2016).

O intuito de se ter normas de qualidade da água para reúso objetiva estabelecer parâmetros compatíveis com a realidade local, prezando pelas relações harmônica entre as atividades humanas e o meio ambiente. A ideia de se ter parâmetros normativos é regulamentar práticas de consolidação do uso das águas cinzas locais, sem impedir a sua implantação com parâmetros altamente restritivos que poderiam impedir os benefícios da prática do reúso (FIRJAN, 2006).

As normas e regulamentações para reúso de águas desenvolvidas globalmente, evoluíram em torno de três aspectos: (i) efeito das mudanças climáticas, poluição das águas

superficiais e aumento do consumo de água acarretado pelo aumento populacional, o que exige planejamento estratégico governamental de incorporação de fontes alternativas de água, efetivados por normas e regulamentações; (ii) os primeiros países que incorporaram ações de reúso apresentam regiões de escassez hídrica, como Califórnia (EUA), Israel, Namíbia, Austrália e países do Mediterrâneo, na qual cada um se adaptou conforme suas características específicas e fatores de desenvolvimento socioeconômico; (iii) muitas regiões começaram suas regulamentações de reúso com padrões flexíveis e para fins menos nobres, devido ao limitado conhecimento científico sobre a prática do reúso. Com os avanços científicos e tecnológicos, os regulamentos foram atualizados com critérios mais restritivos (SANTOS *et al.,* 2021).

Segundo Santos *et al.* (2021), a primeira regulamentação para reúso de águas do mundo foi no estado da Califórnia, EUA, em 1918. Porém, as diretrizes de reúso de água só foram estabelecidas em 1980. Já a China implementou critérios iniciais de reúso de água em 2002 com regulamentações específicas para reúso de água publicadas somente em 2008. Atualmente a China é a maior usuária de águas recuperadas do mundo. Alguns países de grandes extensões territoriais como Brasil, EUA, Austrália e Canadá acabaram estabelecendo padrões diferentes para cada estado ou município. No Brasil, EUA e Austrália as diretrizes não são obrigatórias nacionalmente.

Atualmente no Brasil não existe uma legislação nacional consolidada que regulamente a prática do reúso de águas com parâmetros de qualidade, nem recomendações sobre tecnologias de tratamento e seu devido monitoramento. Embora alguns estados brasileiros como São Paulo (Lei estadual nº 7.663 de 1991, Resolução Conjunta SES/SMA/SSRH nº 01 de 2017 e Resolução Conjunta SES/SIMA nº 01 de 2020), Bahia (Lei estadual nº 11.612 de 2009 e Resolução nº 75 de 2010), Espirito Santo (Lei estadual nº 9.439/2010 e Lei estadual nº 10.487 de 2016), Ceará (Lei estadual nº 16033 de 2016), Minas Gerais (Deliberação Normativa CERH-MG nº 65 de 2020), Rio Grande do Sul (Resolução CONSEMA n ° 419 de 2020) e Rio de janeiro (Decreto nº 47403 de 2020) possuam regulamentações ou políticas de incentivo ao reúso de água não potável, as mesmas se mostram muito diversas entre os padrões de qualidade de águas residuais para fins de reúso, objetivo de reúso ou até entre os efluentes aptos a serem reutilizados. Porém, apesar do Brasil caminhar a passos lentos no que refere à temática de reúso de águas, essas legislações estaduais são importantes para o país, pois são formas de demonstrar preocupação com a problemática hídrica e relevância para sua conservação (SMIDERLE *et al.,* 2021).

A Deliberação Normativa do Conselho Estadual de Recursos Hídricos de Minas Gerais (CERH-MG) nº 65 de 2020 estabelece diretrizes, modalidades e procedimentos para o reúso direto de água não potável, proveniente de Estações de Tratamento de Esgotos Sanitários (ETE)

de sistemas públicos e privados, de origem doméstica, e dá outras providências, buscando a eficiência nos usos de recursos hídricos. As modalidades de reúso são: Agrossilvipastoril, urbano, ambiental e industrial. Elas apresentam categorias de uso amplo e uso limitado.

Nas atividades agrossilvipastoril, no uso amplo é permitido fertirrigação superficial, localizada ou por aspersão e no uso limitado é permitido apenas fertirrigação superficial ou localizada, evitando-se qualquer contato da água de reúso com o produto alimentício. No que refere aos usos urbanos, no uso amplo é permitido lavagem de praças, pátios, ruas e avenidas, estacionamentos e outros usos similares em áreas de acesso amplo ao público, além de lavagem de veículos comuns e uso predial comercial ou industrial (restrito a descargas sanitárias), enquanto no uso limitado é permitido lavagem de veículos especiais (caminhões de coleta e transporte de resíduos sólidos domésticos, coleta seletiva, construção civil, mineração, trens e aviões), controle de poeira, combate a incêndio, desobstrução de galerias de água pluvial e rede de esgoto.

Nas atividades de usos para fins ambientais, o reúso é apenas limitado, na aplicação de água para reúso em projetos de recuperação florística ou de áreas degradadas, para fertirrigação superficial, localizada ou aspersão, desde que o acesso a estas áreas seja controlado. Já os usos industriais, se referem ao reúso de água em operações e processos industriais, uso na construção civil, mineração, processos de produção e demais atividades em suas expertises. O Quadro 1 apresenta os parâmetros de reúso não-potável conforme sua modalidade e categoria.

Quadro 1: Parâmetros de qualidade da água de reúso não potável por modalidade conforme a Deliberação Normativa CERH-MG nº 65 de 2020

Modalidade	**Categoria**	**pH**	**Coliformes termotolerantes ou *E. coli* (NMP 100 mL^{-1})**	**Ovos de helmintos (nº de ovos L^{-1})**	**Condutividade elétrica (µS cm^{-1})**	**RAS***	**Sódio (kg ha^{-1} ano $^{-1}$)**
Agrossilvi pastoril	Amplo	6 a 9	≤ 1x10^4	≤ 1	≥ 500	≤ 3	300
	Limitado	6 a 9	≤ 1x10^6	≤ 1	≥ 500	≤ 3	300
Urbano	Amplo	6 a 9	≤ 1x10^3	≤ 1	LNE	LNE	LNE
	Limitado	6 a 9	≤ 1x10^4	≤ 1	LNE	LNE	LNE
Ambiental	Limitado	6 a 9	≤ 1x10^6	≤ 1	LNE	LNE	LNE
Industrial	A qualidade da água para reúso para fins de utilização dentro do processo industrial será de responsabilidade do empreendedor, conforme os requisitos de qualidade do processo e as normas de segurança do trabalho.						

Nota: *RAS: Razão de Adsorção de Sódio. LNE – Limite Não Estabelecido pela Norma.

Fonte: Minas Gerais, 2020.

A Agência Nacional de Águas (ANA), a Federação das Indústrias do Estado de São Paulo (FIESP) e o Sindicato da Indústria da Construção Civil do Estado de São Paulo (SINDUSCON-SP) criaram em 2005 o manual “Conservação e Reúso da Água em Edificações”, que definem

três classes de reúso de águas e sugerem alguns critérios de qualidade para cada uma delas. A classe 1 é destinada a reúso em descarga de bacias sanitárias, lavagem de pisos e fins ornamentais (chafarizes, espelhos de água) e lavagem de veículos; a classe 2 destinada o reúso em lavagem de agregados, preparação de concreto, compactação do solo e controle de poeira e a classe 3 ao reúso em irrigação de áreas verdes e rega de jardins. No Quadro 2 é apresentado os critérios sugeridos para o reúso de água por classe não potável segundo a ANA *et al*., 2005

Quadro 2: Critérios de qualidade da água de reúso não potável por classe da ANA *et al.,* 2005.

Parâmetros	Concentrações da Classe 1	Concentrações da Classe 2	Concentrações da Classe 3
Coliformes fecais	não detectáveis	≤ 1000 ufc mL^{-1}	≤ 200 ufc 100 mL^{-1}
pH	entre 6,0 e 9,0	entre 6,0 e 9,0	entre 6,0 e 9,0
Cor (UH)	≤ 10	LNE	< 30
Turbidez (UNT)	≤ 2	LNE	< 5
Odor e aparência	não desagradáveis	não desagradáveis	LNE
Óleos e graxas (mg L^{-1})	≤ 1	≤ 1	LNE
DBO_5 (mg L^{-1})	≤ 10	≤ 30	< 20
Compostos orgânicos voláteis	Ausentes	Ausentes	LNE
Nitrato (mg L^{-1})	< 10	LNE	LNE
Nitrogênio amoniacal (mg L^{-1})	≤ 20	LNE	LNE
Nitrito (mg L^{-1})	≤ 1	LNE	LNE
Fósforo total (mg L^{-1})	≤ 0,1	LNE	LNE
Sólido suspenso total (SST) (mg L^{-1})	≤ 5	≤ 30	< 20
Sólido dissolvido total (SDT) (mg L^{-1})	≤ 500	LNE	LNE

Nota: LNE – Limite Não Estabelecido pela Norma.

Fonte: ANA *et al.* 2005.

A Resolução n° 54 de 2005 do Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH) dispõe sobre modalidades, diretrizes e critérios gerais para o reúso de águas em todo território brasileiro. A resolução é apenas uma orientação, considerando que em seus incisos define-se que essas diretrizes, critérios e parâmetros específicos para as modalidades de reúso deverão ser estabelecidos pelos órgãos competentes. Porém até o presente momento ainda não foi consolidado (BRASIL, 2005).

A Norma Brasileira (NBR) 13.969 de 1997 - Tanques sépticos: Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos, aborda sobre unidades de tratamento e disposição final de efluentes. A norma não é específica para reúso de água, mas aborda o reúso de efluentes domésticos tratados como uma opção de destinação final. A norma define classes, indicando seus fins de reúso, bem como critérios exigidos da água não potável, para estarem sanitariamente segura (ABNT, 1997). O reúso de águas para fins não potáveis atende finalidades apresentadas em quatro classes 1, 2, 3 e 4, descritas como:

- Classe 1- Lavagem de veículos e outros usos que requer o contato direto do usuário com a água, com possível aspiração de aerossóis pelo operador, incluindo chafarizes;
- Classe 2 - Lavagens de pisos, calçadas e irrigação de jardins, manutenção de lagos e canais para fins paisagísticos, exceto chafarizes;
- Classe 3 - Reúso nas descargas de vasos sanitários;
- Classe 4 - Reúso nos pomares, cereais, forragens, pastagens para gados e outros cultivos.

No Quadro 3 são apresentados os critérios sugeridos para o reúso de águas não potável por classe, segundo a NBR 13.969/1997.

Quadro 3: Critérios de reúso não potável por classe conforme a NBR 13.969/1997.

Classes de reúso	Turbidez (UNT)	Coliforme fecal (NMP 100mL^{-1})	Sólidos dissolvidos totais (mg L^{-1})	Oxigênio Dissolvido (mg L^{-1})	pH	Cloro residual (mg L^{-1})
Classe 1	< 5	< 200	< 200	LNE	6,0 a 8,0	0,5 a 1,5
Classe 2	< 5	< 500	LNE	LNE	LNE	> 0,5
Classe 3	< 10	< 500	LNE	LNE	LNE	LNE
Classe 4	LNE	< 5000	LNE	> 2,0	LNE	LNE

Nota: LNE – Limite não Estabelecido pela Norma.

Fonte: ABNT, 1997.

Em 2019, o Brasil comtemplou a NBR 16.783 de 2019 - Uso de fontes alternativas de água não potável em edificações, que estabelece procedimentos e requisitos para caracterização, dimensionamento, uso, operação e manutenção de sistemas de fontes alternativas de água não potável em edificações com uso residencial, comercial, institucional, de serviços e de lazer. As fontes alternativas consideradas são: água de chuva; água pluvial; água de rebaixamento de lençol freático; água clara; água cinza clara; água cinza escura; água negra; e esgoto sanitário. Os usos não potáveis abrangem: descarga de bacias sanitárias e mictórios, independentemente do sistema de acionamento; lavagem de logradouros, pátios, garagens e áreas externas; lavagem de veículos; irrigação para fins paisagísticos; uso ornamental (fontes, chafarizes e lagos); sistemas de resfriamento de água; e arrefecimento de telhados. O Quadro 4 apresenta os parâmetros e seus correspondentes limites.

Quadro 4: Parâmetros de qualidade para reúso da água não potável conforme a NBR 16.783/2019.

Parâmetros	Limites
pH	6,0 a 9,0
E. Coli	≤ 200 NMP $100mL^{-1}$
Turbidez	≤ 5 UT
DBO 5,20	≤ 20 mgO_2 L^{-1}
CRL (cloro residual livre)	Mínimo 0,5mg L^{-1} –Máximo de 5,0 mg L^{-1} Recomendável 0,5mg L^{-1} – Máximo de 2,0 mg L^{-1}
Sólidos dissolvidos totais (SDT) ou condutividade elétrica [a]	≤ 2 000 mg L^{-1} ou ≤ 3 200 µS cm^{-1}
Carbono orgânico total (COT) [b]	< 4 mg L^{-1}
[a] Os valores de condutividade apresentam correlação com os sólidos dissolvidos totais. Uma outra opção é realizar a análise dos sólidos dissolvidos totais. [b] Somente para água de rebaixamento de lençol freático.	

Fonte: ABNT, 2019.

No que se refere à potabilidade, a Portaria GM/MS nº 888 de 4 de maio de 2021 do Ministério da Saúde, dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Com a portaria são definidos limites para diversas características físicas, químicas e biológicas da água que devem ser seguidas garantindo a qualidade de uso potável. O Quadro 5 apresenta alguns desses parâmetros (BRASIL, 2011).

Quadro 5: Alguns parâmetros de potabilidade da Portaria GM/MS nº 888 de 2021

Parâmetros	Valores permitidos pela Portaria nº 888 de 2021
pH	6,0 – 9,0
Cloreto (mg L^{-1})	< 250
Turbidez (UNT)	< 5
Dureza (mg L^{-1})	< 300
Cor (uH)	< 15
Odor (intensidade)	< 6
Sulfato (mg L^{-1})	< 250
Sólidos Dissolvidos Totais (mg L^{-1})	< 500

Fonte: Brasil, 2021.

Os padrões e regulamentações internacionais podem ser tomados como referência base para estabelecer critérios de qualidade das águas. As diferenças de condições locais, aspectos técnicos, econômicos, governamentais e fatores sociais são condições determinantes para a variação dos parâmetros de qualidade entre países (CINTRA, 2019; MENDONÇA, 2019). No Quadro 6 são sumarizados os valores de parâmetros de qualidade da água de reúso não potável determinados pelas legislações de alguns países.

Quadro 6: Parâmetros de legislações referentes à qualidade da água de reúso não potável de alguns países

Parâmetros	EUA	Canadá	Austrália	Itália	Alemanha	Portugal	Reino Unido
pH	6,0-9,0	LNE	LNE	6,0-9,5	6,0-9,0	LNE	5,0-9,5
Turbidez (UNT)	< 2	< 5	< 2	LNE	< 2	< 2	< 10
SST (mg L^{-1})	LNE	< 20	< 20	< 10	< 30	< 10	LNE
DBO (mg L^{-1})	< 10	< 20	< 20	< 20	LNE	< 15	LNE
DQO (mg L^{-1})	LNE	LNE	LNE	< 100	LNE	< 50	LNE
Nitrogênio total (mg L^{-1})	LNE	LNE	LNE	< 15	LNE	LNE	LNE
Fósforo total (mg L^{-1})	LNE	LNE	LNE	< 2	LNE	LNE	LNE
Cloro residual (mg L^{-1})	Ct > 30	> 0,5	< 2	LNE	LNE	LNE	< 2
Coliformes totais (NMP 100mL^{-1})	LNE	LNE	LNE	LNE	< 500	LNE	< 1000
Coliformes termotolerantes (NMP 100mL^{-1})	LNE	< 200	< 1	LNE	< 100	LNE	LNE

Nota: LNE – Limite Não Estabelecido pela Norma.

Fonte: CINTRA, 2019 e MENDONÇA, 2019. Adaptado.

O incentivo governamental e financeiro é muito importante para a implantação dos sistemas de reúso de água doméstico, bem como a definição concreta de parâmetros de qualidade, assegurando a realidade local. A sensibilização social e uma rígida regulamentação ambiental, capaz de garantir níveis de segurança e confiabilidade no uso do efluente tratado também são primordiais para o sucesso das práticas de reúso. Em alguns países como Austrália, Estados Unidos e Japão, o governo oferece auxílio financeiro na instalação de sistemas de reúso, o que contribui para a efetivação da prática (MENDONÇA, 2019).

3.3.3 Técnicas de tratamento para as águas cinzas

Atualmente, à medida que se aumenta o abastecimento de água, seja por questões de escassez ou demanda, este pode se tornar limitado, gerando mais custos e mais uso de recursos hídricos, causando deterioração dos recursos naturais. Como solução, diversas tecnologias de tratamento visando o reúso têm sido reconhecidas como forma de reduzir a diferença entre disponibilidade e demanda de água (YALÇINALP *et al.,* 2018).

As diferentes técnicas e processos desenvolvidos para o tratamento de águas residuais visando o reúso variam desde sistemas simples em residências até vastos tratamentos avançados para o reaproveitamento em larga escala. Na escolha das técnicas de tratamento, é viável escolher processos seguros e econômicos, dando sempre preferência a tratamentos com mínima adição química e baixo consumo energético. A escolha também depende das

características do efluente, da qualidade requerida, do local e adequação da tecnologia (LIMA, 2015; TELLES & COSTA, 2010).

O objetivo das diversas tecnologias de tratamento de águas cinzas é a redução de compostos orgânicos de fácil degradação, evitando-se a formação de maus odores (ácido sulfídrico), além da remoção de surfactantes, micropoluentes, cor, sólidos suspensos e patógenos. A remoção desses compostos é essencial para o reúso, mesmo que seja de caráter não-potável (TELLES & COSTA, 2010).

As primeiras técnicas de tratamentos de águas cinzas aplicadas antes da década de 1980 baseavam-se em tratamento físico simplificado por meio da filtração seguida de desinfecção com pastilhas ou dosagem de solução líquida de cloro ou bromo. Desde 1954, é possível encontrar registros de estudos da avaliação de águas cinzas de lavanderia baseadas nesse tipo de tratamento. No final dos anos 1980 e início dos anos 1990, começaram a avaliar o tratamento de águas cinzas por meio de processos mais avançados, de forma a obter águas de reúso com melhor qualidade (FEITOSA, 2015; LIMA 2015; GOLÇALVES, 2009).

O tratamento de águas cinzas, pode adotar diferentes etapas de depuração, utilizando sistemas preliminares, primários, secundários e terciários (VON SPERLING, 2011; MENEZES, 2005). Ele pode ser realizado por processos físicos, que aplicam fenômenos de natureza física como forma de remover as impurezas, por processos químicos que aplicam produtos químicos ou reações químicas para a remoção de compostos das águas residuais e por processos biológicos que utilizam atividade biológica para a degradação de poluentes. A combinação entre os diferentes processos tem sido realizada como forma de se atingir maior eficiência de remoção dos poluentes e menor gasto com operação e insumos (CINTRA, 2019; NUNES, 2010).

No que refere aos processos mais empregados no tratamento de águas cinzas, os processos físicos mais comuns são: gradeamento, peneiramento, sedimentação, flotação e filtração. Já os processos químicos mais comuns são: coagulação, neutralização, adsorção utilizando Carvão Ativado Granular (CAG), desinfecção por cloração e Processos Oxidativos Avançados (POA). Os processos biológicos mais comuns são: filtro biológico aerado, Biorreator com Membranas (BRM), reator anaeróbico e *wetlands* (CINTRA, 2019; NUNES, 2010).

Os processos biológicos apresentam como vantagem a alta remoção de compostos orgânicos biodegradáveis, todavia apresentam como desvantagem limitada remoção de patógenos, sólidos e turbidez, além de requerer extensos espaços de implantação. Já as técnicas que combinam tratamento físico-químicos, combinam também suas vantagens, como alta remoção de sólidos e turbidez e requerem pequenos espaços de implantação, quando

comparado aos processos biológicos. Como desvantagem apresentam apenas remoção de uma parcela de patógenos, precisando muitas das vezes de um tratamento complementar de desinfecção (CINTRA, 2019; ERIKSSON *et al.*, 2002; LI *et al.*, 2009)

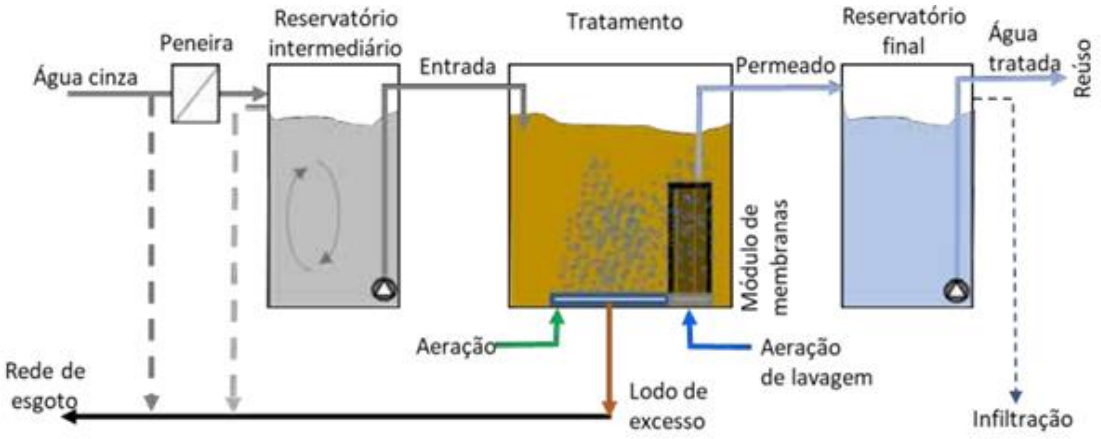
No Brasil, os métodos físico-químicos de coagulação-floculação ou coagulação-filtração são os mais utilizados no tratamento de águas cinzas, para a remoção de sólidos suspensos. Eles consistem em remover partículas por meio da adição de coagulante, floculante e alcalinizante, que transformam as partículas suspensas e coloidais em partículas maiores (flocos), posteriormente sendo sedimentados/filtrados. Já para a remoção de sólidos totais dissolvidos das águas cinzas, a adsorção utilizando Carvão Ativado Granular (CAG) e métodos biológicos são os mais aplicados no Brasil (AHMAD E EL-DESSOUKY, 2008).

No que se refere a adsorção com Carvão Ativado Granular (CAG), utiliza-se o carvão como meio adsorvente, oriundo de material orgânico com alto teor de carbono, como madeira, turfa e cascas de coco. O transporte, a aderência e o arraste são os três principais mecanismos que atuam no escoamento das águas cinzas pelo meio granular. Por meio deles os compostos orgânicos dissolvidos são retidos (MENDONÇA, 2019; CIOFU, 2015; LI *et al.*, 2009).

O método biológico mais emergente no tratamento de águas cinzas no Brasil são as *wetlands*, que consiste em sistemas constituídos por lagoas ou canais artificiais rasos, que abrigam plantas aquáticas, formando um sistema biológico, na qual a microbiota, que se desenvolve naturalmente no leito, juntamente com as plantas degradam a matéria orgânica presente nas águas residuais. Já a etapa de desinfecção, a cloração é a mais realizada no Brasil. Ela consiste em utilizar o cloro na forma de hipoclorito de sódio, hipoclorito de cálcio, dióxido de cloro ou cloraminas para a eliminação de patógenos (CINTRA, 2019; RAMPELOTTO, 2020).

Em países desenvolvidos quase todas as empresas que atuam no segmento do reúso predial de água cinza comercializam sistema de tratamento de Biorreator com Membrana (BRM). Os sistemas de tratamento são compostos por um pré-tratamento para remoção de sólidos grosseiros e módulo de membranas acoplado a um reator biológico (GONÇALVES *et al.,* 2018; NOLDE, 2005). Na Figura 3 uma configuração típica do tratamento de água cinza por BRM está ilustrada (GONÇALVES *et al.,* 2018; NOLDE, 2005).

Figura 3: Configuração típica do tratamento de água cinza com Biorreator com Membrana (BRM)



Fonte: Iwater Wassertechnik, 2014. Adaptado.

Outros processos como a associação do processo convencional coagulação-floculação seguido de unidade de desinfecção com Processos Oxidativos Avançados (POA) com UV/H_2O_2 também têm sido aplicados em águas cinzas de países desenvolvidos e reportados como eficientes (RODRIGUES, 2019). Segundo Jiang (2015) é possível combinar alguns tipos de tratamentos, como coagulação-ultrafiltração, fenton-coagulação e coagulação associados a outros processos de separação por membranas no tratamento de águas cinzas. Essas combinações são formas avançadas de tratamento que têm mostrado elevada eficiência na remoção de poluentes.

No Brasil, apesar dos estudos de tratamento de águas cinzas utilizando as técnicas hoje aplicadas em países desenvolvidos, essas ainda estão longe de serem aplicadas de forma expressiva, em larga escala. O incentivo governamental, financeiro, ampliação de mercado de tecnologias de tratamento e o conhecimento técnico são primordiais para a implantação de tratamentos avançados no país (RODRIGUES, 2019).

Apesar dos órgãos ambientais exigirem um tratamento prévio dos efluentes de lavanderias industriais antes de serem destinados a Estação de Tratamento de Esgoto (ETE), são poucas as lavanderias que fazem o tratamento e lançamento das águas cinzas dentro do padrão de qualidade atribuído pelas legislações. Das poucas que fazem o tratamento, a maioria não consegue a eficiência necessária, pois utilizam de processos simplificados de tratamento, gerando assim efluentes finais com características não almejadas (MENEZES, 2005).

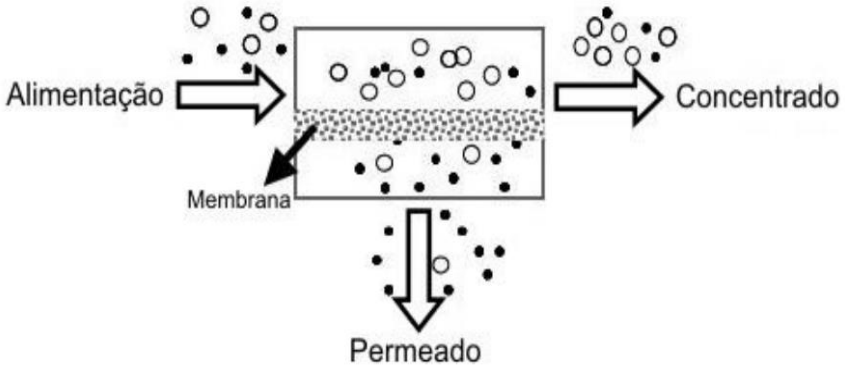
Diante do contexto apresentado, faz-se necessário estudos e aplicações de métodos de tratamentos de águas cinzas de lavanderia mais avançados, como exemplo os Processos de

Separação por Membranas (PSM), considerados chaves para o tratamento de esgotos sanitários, sobretudo, quando o objetivo final é o reúso de água.

3.4 Processos de Separação por Membranas

Membranas são barreiras seletivas entre duas fases, que sob a ação de uma força motriz restringe parcial ou total a passagem de uma ou mais espécies selecionadas da fase de alimentação. As espécies retidas pela membrana constituem o concentrado, enquanto aquelas que passam por ela são denominadas permeado (Figura 4) (BAKER, 2012; HABERT *et. al*, 2006).

Figura 4: Esquema de funcionamento de uma membrana



Fonte: Habert et al., 2006.

Os primeiros relatos de fenômenos com membranas apareceram no século XVIII, por Abbé Nolet em 1748, que percebeu a difusão da água de uma solução diluída para uma mais concentrada quando separadas por uma membrana semipermeável, mais tarde denominada de osmose. Essa primeira experiência relatada evidenciou as características de permeabilidade e seletividade de uma membrana (ANADÃO, 2010; MELLEVIALLE *et al.,* 1996).

Porém, somente entre 1958 e 1960 com estudos de modificação das membranas existentes, realizados por Sourirajan e Sidney Loeb, na qual desenvolveram membranas anisotrópicas, que o interesse pelos Processos de Separação por Membranas (PSM) cresceu de forma expressiva, bem como a viabilidade tecnológica dos PSM em larga escala. Isso ocorreu devido as membranas anisotrópicas apresentarem gradiente de porosidade em sua estrutura gerando uma estabilidade mecânica do sistema de filtração e na seletividade das membranas (ANADÃO, 2010; MELLEVIALLE *et al.,* 1996).

Nos últimos 50 anos, as membranas evoluíram do uso em pequena escala laboratorial para larga escala, sendo aplicadas em áreas industriais, gerando assim impactos técnologicos e

comerciais significativos. Os PSM vem sendo implantados em várias indústrias tais como a química, alimentícia, biotecnológica, farmacêutica, metalúrgica, automotiva, têxtil, bebidas, mineração, entre outras, sobretudo em tratamento de águas e efluentes (FERREIRA *et al.,* 2021).

Desde a década de 1960 os PSM têm sido utilizados no tratamento de água e efluentes. As primeiras tecnologias aplicadas em larga escala eram baseadas em osmose inversa com objetivo de dessalinização de água do mar para abastecimento urbano. Atualmente os PSM têm sido usados com ampla aplicação dentro da área de tratamento de águas residuais e purificação de água, sendo a maioria para a separação de sólidos em suspensão e compostos dissolvidos em água (PETERS, 2010; METCALF & EDDY, 2003).

A ampla aplicação de PSM para águas residuais como as águas cinzas, está relacionada a plantas compactas, curto tempo de implantação, não geração de resíduos, consumo reduzido de insumos químicos (apenas para limpeza), operação confiável a longo prazo, elevadas taxas de rejeição para compostos e/ou contaminantes. Isso se deve às barreiras seletivas das membranas, ao conhecimento e experiências adquiridas nos últimos anos sobre melhorias na escolha dos materiais usados na fabricação de membranas e na otimização operacional, que se deve a capacitação sobre manutenção dos sistemas (PETERS, 2010).

Entretanto, existem limitações quanto a aplicação dos PSM, devido a fatores inerentes ao processo de separação, como a formação de incrustações e polarização de concentração. As incrustações sobre a superfície da membrana podem exigir pré-tratamento intensivo ou limpeza química das membranas, diminuindo sua vida útil e gerando custos operacionais com a troca de módulos de permeação. Porém, com estudos na área de desenvolvimento de membranas, a frequência de substituição dos módulos vem diminuindo, devido ao aprimoramento das técnicas de fabricação (FERREIRA *et al.,* 2021; BARBOSA, 2009).

O valor econômico da tecnologia também tem sido apresentado por alguns autores como barreira de aplicação dos PSM, porém com a difusão da técnica, principalmente em países desenvolvidos, a tendência é de diminuição dos custos com o passar dos anos, devido à competitividade de mercado (FERREIRA *et al.,* 2021; BARBOSA, 2009).

Alinhando a demanda do reúso de águas cinza, com a tendência de diminuição dos custos de membranas, os PSM atualmente, apresentam-se como solução viável para o tratamento desse efluente. Para exemplo, tem-se os sistemas de grande porte de microfiltração e ultrafiltração como primeiros sistemas confiáveis que viabilizaram a introdução dos PSM no tratamento de efluentes de áreas urbanas. A França, em 1988, foi o país pioneiro no uso de

sistema ultrafiltração como estação de tratamento. Anos depois, Estados Unidos, Alemanha, Japão e demais países desenvolvidos também implantaram PSM como tratamento de águas e efluentes (BAKER, 2012; HABERT *et. al*, 2006).

3.4.1 Classificação e caracterização das membranas poliméricas

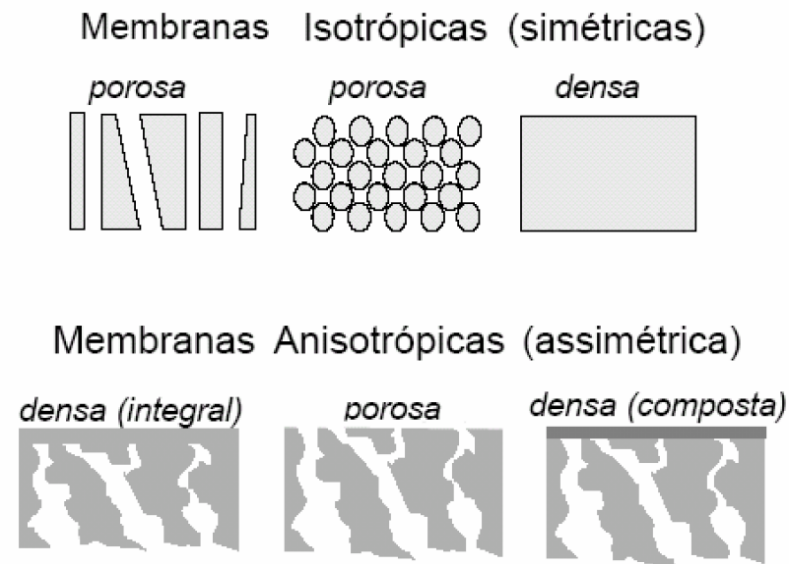
As membranas utilizadas nos PSM apresentam objetivo de separação de compostos indesejados e utilizam diferentes modos de operação, diferentes forças motrizes para o transporte do permeado, com características em comum que os tornam atrativos. Quanto à natureza das membranas, elas podem ser sólidas ou líquidas, naturais ou sintéticas, neutras ou carregadas (BAKER, 2012; ANADÃO, 2010; HABERT *et. al*, 2006).

O transporte de espécies da alimentação através das membranas dos PSM pode ocorrer por difusão ou convecção, regidos por uma força motriz. Essa força motriz pode ser o gradiente de potencial químico, como a pressão ou a concentração, ou o gradiente de potencial elétrico. Na maior parte dos casos, o gradiente de pressão é a força motriz mais utilizada (MULDER, 1997).

No que se refere aos materiais empregados na concepção das membranas sintéticas, podem ser utilizados materiais orgânicos (polímeros ou líquidos de substâncias orgânicas) ou inorgânicos (metais ou materiais cerâmicos). A maior parte das membranas disponíveis no mercado é de natureza polimérica, devido ao menor custo de fabricação e por apresentarem características químicas e físicas variadas (BAKER, 2012; ANADÃO, 2010; HABERT *et. al*, 2006).

A estrutura das membranas sólidas poliméricas podem ser divididas em simétricas (isotrópicas) ou assimétricas (anisotrópicas), podendo ser densas ou porosas (Figura 5). As membranas simétricas apresentam uma estrutura uniforme ao longo de toda a sua espessura. Já as membranas assimétricas apresentam um gradiente de porosidade em sua estrutura, podendo apresentar uma fina camada seletiva no topo de sua superfície. Quando os poros e a camada seletiva no topo possuírem o mesmo tipo de material, a membrana é dita integral, caso contrário composta (BAKER, 2012; HABERT *et. al*, 2006).

Figura 5: Morfologia das membranas sólidas sintéticas



Fonte: HABERT *et. al*, 2006

A seletividade pode variar dependendo da característica das membranas. Nas membranas porosas, a seleção é baseada na exclusão por tamanho das espécies presentes em relação aos poros da membrana. Já nas membranas densas, a seleção ocorre por afinidade das diferentes espécies com o material da membrana e da movimentação destas através da matriz polimérica (MIERZWA & HESPANHOL, 2005).

Quanto à geometria ou configuração, as membranas estão disponíveis em duas formas, planas ou cilíndricas. As membranas planas podem se apresentar em módulo espiral ou módulo de placas, e as cilíndricas em módulo tubular ou módulo fibra oca (METCALF & EDDY, 2003).

A escolha do módulo adequado para a permeação deve levar em conta que o custo é variado e dependerá da aplicação desejada. Deve-se prezar por mais tempo de vida útil, verificando a resistência à formação de depósitos na membrana. Além disso a adequação do módulo para operação deve ser analisada (BAKER, 2012).

O desempenho ou eficiência de uma membrana, se refere à sua capacidade de seleção, que pode ser determinada principalmente pela seletividade e fluxo de água através da membrana (BAKER, 2012; METCALF & EDDY, 2003; MULDER, 1997). O fluxo é definido como a vazão de permeado, por unidade de área da membrana, conforme a Equação 1:

$$J = \frac{Qp}{Am} \qquad \text{(Equação 1),}$$

Em que:

J = Fluxo de água através da membrana (L h^{-1} m^{-2})
Qp = vazão de permeado (L h^{-1})
Am = área superficial da membrana (m^2)

A seletividade considerada como a capacidade de retenção dos solutos pela membrana pode ser dada por um coeficiente de retenção, R, o qual é expresso pela Equação 2 (ANADÃO, 2010; CHERYAN, 1998; MULDER, 1997):

$$R = 1 - \frac{Cp}{Ca} \qquad \text{(Equação 2)},$$

Em que:

R = rejeição do soluto (%)
Ca = concentração de alimentação, mg L^{-1} ou partículas L^{-1}
Cp = concentração de permeado, mg L^{-1} ou partículas L^{-1}

A permeabilidade de uma membrana é determinada pela sua estrutura, sua natureza química, carga elétrica do material da membrana e pelo tamanho e tipo dos compostos permeáveis (BAKER, 2012; GHIGGI, 2011; ANADÃO, 2010). O valor de permeabilidade é obtido por uma constante de proporcionalidade entre o fluxo e a pressão do sistema, a qual é expressa pela Equação 3:

$$\mathrm{J} = \mathrm{Lp} \,.\, \Delta\mathrm{P} \qquad \text{(Equação 3)},$$

Em que:

J = Fluxo de água através da membrana (L h^{-1} m^{-2})
Lp = permeabilidade hidráulica da membrana (L h^{-1} m^{-2} bar^{-1})
ΔP = pressão aplicada (bar)

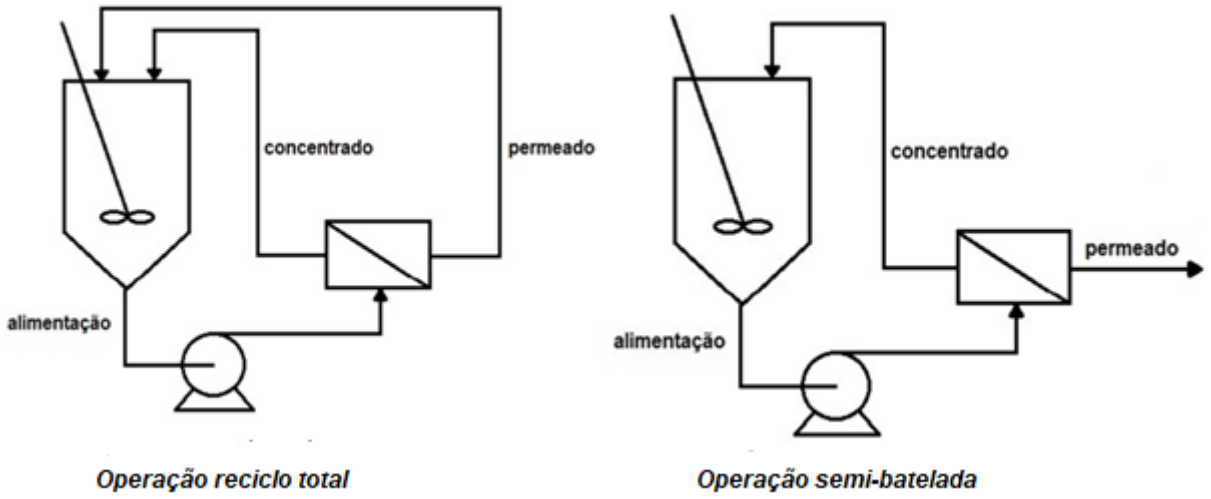
Para PSM que operam sob um gradiente de pressão, o fluxo permeado depende linearmente da variação da pressão quando o sistema está operando em baixa pressão. À medida que os compostos retidos vão se concentrando na superfície da membrana, o fluxo permeado e a pressão se tornam não lineares, à medida que o escoamento do fluido passa a ser controlado pela transferência de massa na superfície da membrana e não mais pela variação de pressão. O fluxo permeado que se torna independente da pressão é denominado fluxo limite. O emprego de elevados valores de pressão implica no aumento do fluxo convectivo em direção à superfície da membrana, aumentando a concentração dos compostos retidos pela membrana

e resultando na diminuição do fluxo permeado que posteriormente se mantém em constância (ANADÃO, 2010; BAKER, 2012).

A compactação das membranas ocorre quando o fluxo permeado reduz com o passar do tempo, devido ao adensamento das microestruturas da membrana pelos seguintes mecanismos: deslocamento e reordenação dos poros da membrana, deformação plástica e/ou destruição dos poros da membrana. Isso se deve à pressão aplicada e às características da estrutura da membrana (CHERYAN, 1998; NAKATSUKA *et al.,* 1996).

Os principais modos de operação dos sistemas de membranas são reciclo total, semi-batelada, modo contínuo e diafiltração. No modo reciclo total a alimentação passa pela membrana e remove os compostos, gerando um permeado que é recirculado junto do concentrado. Esse modo de operação é utilizado para determinar condições de operações do sistema, caracterizar retenção de solutos e interações da solução com a membrana. Já no modo semi-batelada, a corrente de concentrado é recirculada no sistema enquanto o permeado é recolhido separadamente. Esse tipo de operação concentra soluções (GHIGGI, 2011; CHERYAN, 1998). Os dois modos de operação mencionados encontram-se representados na Figura 6.

Figura 6: Operação reciclo total e semi-batelada



Fonte: GHIGGI, 2011.

A operação modo contínuo normalmente é utilizada em escala industrial na qual a alimentação, retirada de concentrado e retirada de permeado acontece continuamente (CHERYAN, 1998). Já o modo diafiltração envolve a adição de solvente no tanque de alimentação do sistema enquanto o permeado é recolhido separadamente, como na operação semi-batelada (GHIGGI, 2011).

Os PSMs que utilizam o gradiente de pressão como força motriz, e que são os mais comercializados e empregados com sucesso na área de tratamento de águas e efluentes são: microfiltração, ultrafiltração, nanofiltração e osmose inversa. O que difere cada um dos processos é o aumento da pressão aplicada na operação dos sistemas e a seletividade da membrana, relativa ao tamanho dos poros das membranas quando comparado às massas molares ou tamanho das partículas dos compostos indesejados (BAKER, 2012; MULDER, 1997). No Quadro 7 são elencados os principais processos de gradiente de pressão e suas características.

Quadro 7: Principais processos de gradiente de pressão e suas características

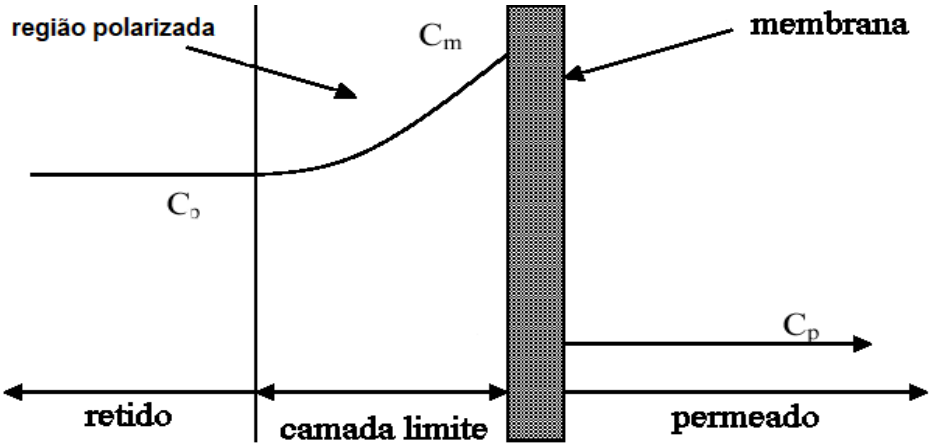
Processo	Pressão (bar)	Abertura do poro (nm)	Componentes removidos
Microfiltração	0,5 – 2	100 – 1000	Sólidos suspensos e bactérias
Ultrafiltração	1 -7	10 – 100	Macromoléculas, vírus e proteínas
Nanofiltração	5 – 25	1 – 10	Micropoluentes e íons divalentes (Ca^{2+}, Mg^{2+}, SO_4^{2-}, CO_3^{2-})
Osmose inversa	15 – 80	0,1 – 1	Íons monovalentes (Na^+, K^+, Cl^-, NO_3^-), íons divalentes (Ca^{2+}, Mg^{2+}, SO_4^{2-},CO_3^{2-}) e micropoluentes

Fonte: Mulder, 1997.

3.4.2 Polarização de concentração e formação de incrustação

Fenômenos como a polarização de concentração e a formação de incrustação (*fouling)* sobre a superfície das membranas são as principais causas dos problemas operacionais dos PSM, destacando como principal consequência a redução do fluxo permeado. As incrustações são definidas como a deposição de sólidos em suspensão no interior dos poros da membrana ou sobre a superfície da mesma. A polarização de concentração (Figura 7) se refere ao aumento do gradiente de concentração próximo à interface membrana/solução, devido ao arraste das substâncias presentes na alimentação em direção à superfície da membrana, resultando na formação de uma camada limite de elevada concentração (FERREIRA *et al.,* 2021; MULDER, 1997).

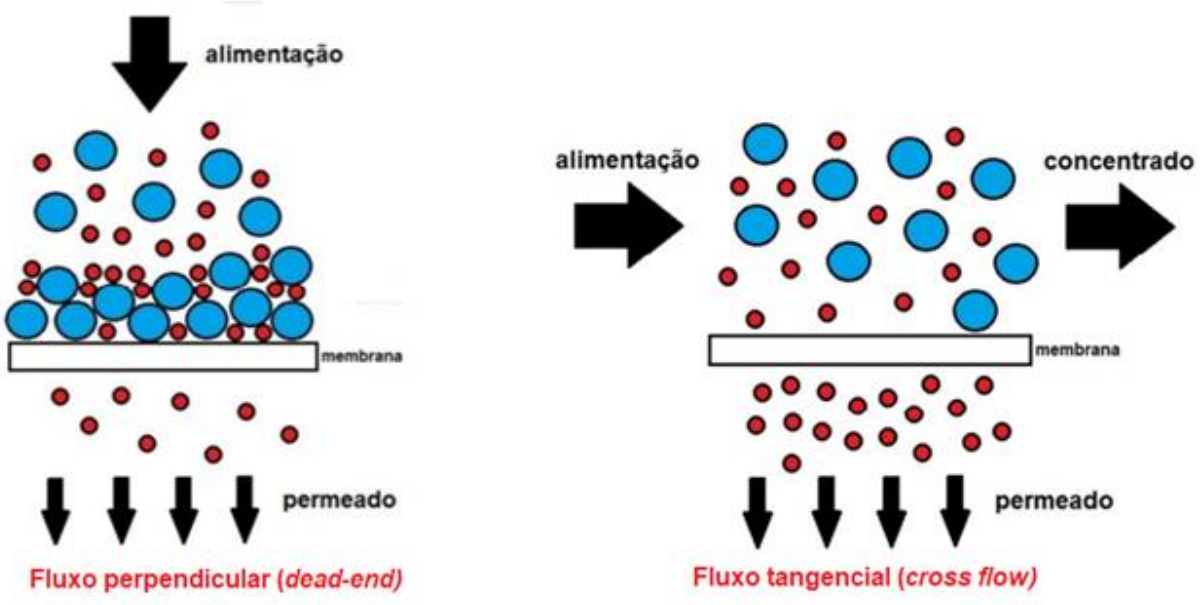
Figura 7: Fenômeno de polarização de concentração



Fonte: Afonso, 2005. Adaptado.

Essa camada limite pode apresentar diferentes espessuras conforme as características de escoamento do sistema, sendo determinante o modo de operação do escoamento da alimentação junto à superfície da membrana. O escoamento pode ser perpendicular à superfície da membrana (*dead end filtration)*, ou tangencial, com o fluido escoando paralelamente à superfície da membrana (*cross flow filtration)*. Na Figura 8 são apresentados os modos de operação dos sistemas de filtração com membranas (GHIGGI, 2011).

Figura 8: Configuração do escoamento perpendicular e tangencial na membrana



Fonte: GHIGGI, 2011.

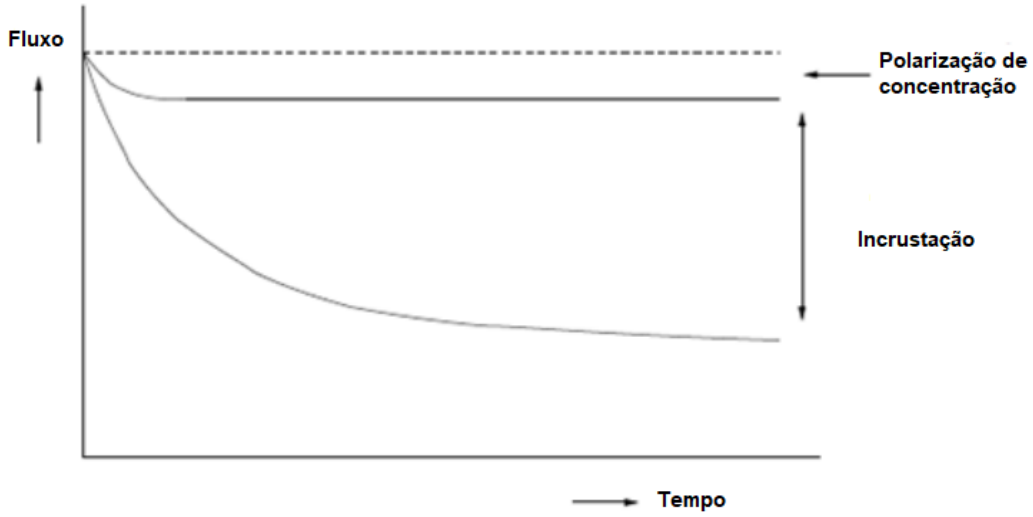
No modo operacional perpendicular (*dead end filtration)*, ocorre a formação de torta sobre a superfície da membrana, que gera um aumento na resistência à filtração, provocando redução

do fluxo permeado. Isso se deve à corrente de alimentação ser forçada contra a membrana como única saída (GHIGGI, 2011; HABERT *et al.,* 2006).

O modo operacional tangencial (*cross flow filtration)* tem sido amplamente utilizado, por permitir maior estabilidade operacional, que resulta na estabilidade do fluxo permeado, controle da polarização de concentração e de rejeição ao soluto. A tensão de cisalhamento gerada do escoamento tangencial não permite que a camada de torta aumente como no modo operacional perpendicular (GHIGGI, 2011; HABERT *et al.,* 2006).

O declínio do fluxo permeado se dá inicialmente pelo fenômeno da polarização de concentração. Porém a variação contínua da redução do fluxo permeado com o passar do tempo e de maneira brusca se devem principalmente à formação de incrustações (*fouling*) sobre a superfície da membrana. Um esquema demonstrando a polarização de concentração e a formação de incrustação é apresentado na Figura 9 (GHIGGI, 2011; BACCHIN, *et al.,* 2006; HABERT *et al.,* 2006).

Figura 9: Esquema de representação da polarização de concentração e incrustação



Fonte: SEQUEIRA, 2017 apud MULDER, 1997.

A polarização de concentração refere-se ao gradiente de concentração rejeitado pela membrana. Já as incrustações (*fouling*), podem ocorrer no interior dos poros da membrana, por agregação e precipitação e na superfície da membrana por adsorção e formação de camada de torta estagnada (GHIGGI, 2011; BACCHIN, *et al.,* 2006; HABERT *et al.,* 2006).

As incrustações podem ser reversíveis ou irreversíveis, variando conforme a resistência de fixação dos compostos e condições da superfície da membrana. A formação de torta na superfície da membrana ou a polarização de concentração são reversíveis, pois uma vez finalizada a operação do sistema e iniciado o processo de limpeza, recupera-se a permeabilidade

hidráulica inicial na membrana. Já as incrustações irreversíveis ocorrem por quimissorção e/ou obstrução dos poros, na qual as membranas devem passar por um processo de limpeza mais intenso ou serem substituídas (FERREIRA *et al.,* 2021; MULDER, 1997).

A limpeza das membranas é realizada periodicamente, e pode utilizar diversas técnicas. O objetivo é remover as incrustações presente, restaurando a permeabilidade hidráulica inicial da membrana. Podemos citar a limpeza com produtos químicos, que varia dependendo do tipo de incrustação, e a retrolavagem (*backwashing*), um método físico comum na limpeza de membranas, que consiste no processo de inversão por um curto período de tempo do sentido do fluxo permeado (FERREIRA *et al.,* 2021; HABERT *et al.,* 2006; MULDER, 1997).

3.5 Ultrafiltração

O termo “ultrafiltração” foi mencionado pela primeira vez em 1856 por Schmidt. E em 1906, as primeiras membranas sintéticas com diferentes tamanhos de poros de ultrafiltração foram preparadas por Bechhold, usando colódio, feitas com ácido acético e nitrato de celulose. Em 1922, Zsigmondy produziu a primeira patente da área, os filtros de colódio. Nessa época as membranas de colódio não eram aplicadas em escala industrial, apenas laboratoriais, pois não possuíam propriedades químicas, mecânicas e transporte de massa adequadas. (GHIGGI, 2011; LUTZ, 2010)

Um marco importante na história da ultrafiltração (UF) foi o desenvolvimento de membranas assimétricas de acetato de celulose em 1963. Essas membranas possuíam menor espessura, maior seletividade e elevada permeabilidade (GHIGGI, 2011; LUTZ, 2010).

No que remete às primeiras aplicações em escala industrial, surgiram nos anos 1970, na indústria alimentícia de laticínios e na indústria química de recuperação de tintas de eletrodeposição. Tipicamente, as membranas visavam remover substâncias dissolvidas de alta massa molecular, materiais coloidais, microrganismos e moléculas poliméricas orgânicas e inorgânicas (BARROS *et al.,* 2003; NAKATSUKA *et al.,* 1996).

A ultrafiltração utiliza como mecanismo de separação, a exclusão física por tamanho do poro, na qual moléculas maiores que os poros da membrana são retidas. Dependendo do tamanho do poro, moléculas de alta massa molecular também são retidas, pelo mecanismo de separação por tamanho/massa da molécula. Sendo assim é mais apropriado dizer que a UF utiliza como mecanismo de separação a massa molecular de corte ao invés de dizer que é pelo tamanho do poro (LUTZ, 2010; NAKATSUKA *et al.,* 1996).

Usualmente a massa molecular de corte é reconhecida pela sigla MWCO (*Molecular Weight Cutoff*), sendo usada por fabricantes de membranas para descrever a capacidade de retenção, referente à massa molecular de um soluto para a qual a membrana apresenta capacidade de rejeição de 80 - 95%. A massa molecular de corte de membranas de ultrafiltração varia em geral de 10.000 a 150.000 Dalton, sendo acima de 300.000 Dalton consideradas de microfiltração (LUTZ, 2010; NAKATSUKA *et al.,* 1996).

A força motriz utilizada nos sistemas de UF é a diferença de pressão através da membrana que opera de 1 a 7 bar. Normalmente a operação é de fluxo tangencial, embora em alguns estudos sejam encontradas operações no modo perpendicular. Em relação aos módulos, os de fibra oca e espiral são os mais utilizados (ANADÃO, 2010; MULDER, 1997).

As características desejáveis de uma membrana de UF são: elevada taxa de filtração, resistência a incrustações, resistência térmica e química, propriedades mecânicas e sanitizantes e boa seleção. A maioria das membranas empregadas nos processos de UF são as assimétricas poliméricas, sendo produzidas normalmente pelo método de inversão de fases (GHIGGI, 2011; CHERYAN, 1998).

3.6 Membranas de fibra oca

As membranas de fibra oca têm sido muito utilizadas em diversas aplicações pelo sistema de ultrafiltração (UF). Isso é resultado das vantagens que as fibras ocas apresentam, que muito se deve à sua geometria cilíndrica, bem como a possibilidade de rearranjo de um grande número membranas na confecção do módulo (HABERT *et. al*, 2006)

Os módulos contendo membranas de fibra oca começaram a se tornar popular nos setores industriais quando foram mencionados e patenteados pela primeira vez por Mahon em 1966. Eles se caracterizam por serem encontrados no formato cilíndrico, na conformação casco tubo, vedado em ambas as extremidades, na qual apresentam feixes de membranas em seu interior (BAKER, 2012).

As membranas de fibra oca podem ser poliméricas ou inorgânicas. As principais membranas poliméricas são: Polietersulfona (PES), Polisulfona (PSU), Polipropileno (PP), Poliacrilonitrila (PAN), Acetato de celulose (CA) e Fluoreto de Polivinilideno (PVDF). Já os materiais mais usados para preparo de fibras ocas inorgânicas são: níquel, ligas de níquel, óxido de níquel, misturas de óxido de ferro, alumina, alumina β, vidro, mulita, carbeto de silício e sílica (FERREIRA *et al.,* 2021).

O escoamento do fluido de alimentação no módulo de fibra oca pode ocorrer pelo modo perpendicular ou tangencial, porém o tangencial tem sido mais utilizado, no qual a alimentação flui no exterior da fibra e através dos poros da superfície da membrana. Parte da alimentação permeia no interior da membrana gerando corrente de permeado e outra parte o concentrado (FERREIRA *et al.,* 2021).

Como vantagens oferecidas pela membrana do tipo fibra oca, temos o fato de que a relação entre a área da membrana e o volume do módulo, denominada densidade de empacotamento, é superior à das demais geometrias, gerando uma melhor utilização do espaço, diminuição no custo do sistema e possibilitando elevada produtividade e eficiência energética. Outra vantagem referente às fibras ocas é a resistência ou autossuporte que possuem, na qual faz diminuir o valor de produção do módulo, além de permitir a retrolavagem (HABERT *et. al*, 2006).

Como desvantagem, as membranas de fibra oca apresentam maior tendência de sofrer incrustações, com possibilidade de entupimento dos poros. Quanto maior a concentração de compostos no efluente de alimentação, maior a tendência de incrustação. Além disso o material da membrana, geralmente polimérico, pode ser afetado com temperaturas elevadas. No que refere à produção de fibras ocas, essa requer alto controle de qualidade, uma vez que um módulo não pode conter fibras defeituosas ou quebradas (HABERT *et. al*, 2006).

3.7 Aplicação do processo de ultrafiltração

O dos processos de ultrafiltração com membranas de fibra oca são realidade em diversas áreas industriais. No que remete a aplicação em águas e efluentes, a UF é vista como um processo muito eficiente. Um exemplo é a utilização da UF com membranas de fibra oca na província Liaoning na China, como pré tratamento para a produção de água potável a partir da água do mar, seguida de osmose inversa. A combinação da ultrafiltração com a osmose inversa chega a produzir 28.000 m^3 de água por dia, com perspectiva de 680.000 m^3 por dia até 2030 (ANADÃO, 2010).

Um exemplo de reúso de águas em escala industrial aplicado no Brasil, se refere à empresa Aquapolo instalada na cidade de São Paulo - SP, que viabiliza o reúso industrial utilizando módulos de membranas de fibra oca de ultrafiltração acoplados ao sistema de Biorreator com membranas (BRM), seguidos de osmose inversa quando necessárias águas desmineralizadas. A Aquapolo trata o efluente da Estação de Tratamento de Esgoto (ETE), da Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP), produzindo uma vazão

de 650 L s^{-1} de permeado para um polo petroquímico que se localiza a 17 km da Aquapolo (AQUAPOLO, 2021).

A UF com membranas de fibra oca na aplicação de águas residuais domésticas e industriais tem sido muito empregada, devido à eficiência na remoção de sólidos suspensos, matéria orgânica e desinfecção proprocionando uma boa qualidade do efluente final. Além disso, a UF tem preferência em relação à microfiltração pela sua maior capacidade de separação para vírus e coloides (CHERYAN, 1998; HOWELL, 2004; YOON et al., 2006).

A UF é considerada um processo chave na remoção de compostos de águas residuais devido produzir água de qualidade muito superior do que os processos convencionais. Além disso quando se trata do processo de desinfecção com adição de cloro são gerados subprodutos residuais que não são gerados na UF (YOON *et al.,* 2006; SEQUEIRA, 2017).

Segundo Bani-Melhem *et al.* (2015), a eficiência da ultrafiltração em tratamento de águas cinzas pode ser alta, atingindo taxas de remoção consideráveis. Os autores alcançaram elevada taxa de remoção para os seguintes parâmetros: Demanda química de Oxigênio (DQO) com até 88% de remoção, Fósforo total com até 56% de remoção, Surfactante com até 73% de remoção, Turbidez com até 90% de remoção e Sólidos em Suspensão Totais (SST) com até 100% de remoção.

A maioria dos estudos de UF com membranas de fibra oca com objetivo de reúso de águas envolvem tratamento com Biorreator com Membranas (BRM). Um exemplo é o estudo de Chon *et al*. (2013) com tratamento de efluente doméstico municipal, que utilizou membranas de UF de fibra oca sintetizadas com PVDF. No seu estudo foi comparada a técnica de coagulação combinada à filtração em disco, com a ultrafiltração precedida de bioreatores e osmose inversa. Um ponto ótimo do estudo foi a redução de 96% na turbidez pela contribuição apenas da UF.

Gómez *et al.* (2007) realizou um estudo comparativo entre a ultrafiltração com membrana de fibra oca de PVDF comparado ao processso físico-químico de coagulação-floculação seguido de oxidação por ultravioleta (UV) no tratamento de efluentes domésticos. Segundo o autor o processo de tratamento com UF apresentou qualidade microbiológica constante independente da alimentação o que não foi verificado no tratamento com UV precedido por um processo físico-químico. Foi verificada melhor remoção de coliformes termotolerantes e sólidos suspensos no sistema de UF.

Alguns estudos utilizando módulos de membranas de ultrafiltração especificamente para efluentes de lavanderias, são apresentados no Quadro 8, especificando o material das membranas, a finalidade do estudo e o resultado alcançado para os permeados.

Quadro 8: Alguns estudos de aplicação do processo de ultrafiltração em lavanderias

Autor	Membrana	Finalidade	Resultado
Andersen *et al.* (2002)	Membrana tubular de UF de poliacrilonitrila (PAN)	Reúso na lavanderia	Reaproveitamento na etapa de lavagem sugerindo osmose inversa (OI) para reaproveitamento total.
Sostar-Turk *et al.* (2005)	Membrana tubular de UF cerâmica de Al_2O_3, TiO2 e ZrO_2	Reúso na lavanderia	75% de reaproveitamento da água cinza com a combinação UF + OI.
Ciabatti *et al.* (2009)	Membrana plana de UF de Fluoreto de Polivinilideno (PVDF)	Reúso na lavanderia	Padrões aceitáveis para reaproveitamento na etapa de lavagem.
Ashfaq e Qiblawey (2018)	Membrana de fibra oca de UF de Polietersulfona (PES)	Descarte em corpos hídricos e reúso na lavanderia	Permeado manteve padrões aceitáveis de descarte e reúso na etapa de lavagem.
Luogo *et al*. (2022)	Membrana de fibra oca de UF de SiC e ZrO_2	Descarte em corpos hídricos e reúso na lavanderia	Permeado manteve padrões aceitáveis de descarte e reúso na etapa de lavagem. Sugestão de combinação da UF +OI para melhor qualidade do permeado.

Fonte: Elaborado pela autora, 2022.

Andersen *et al.* (2002) avaliou a possibilidade de tratar efluente de lavanderia industrial com ultrafiltração, na cidade de Soborg na Dinamarca. O sistema resultou na geração de água de boa qualidade para retornar na etapa de lavagem de roupas. Afirmou-se uma possível economia de 10-20% de despesas de captação e descarte de água. Porém sugeriu-se uma etapa complementar de osmose inversa para recirculação total da água permeada na lavanderia, pois as águas de enxágue apresentaram restrições de salinidade devido à condutividade praticamente não se alterar. O pH permaneceu constante, e houve remoção de 97% de DQO.

Já o estudo de Sostar-Turk *et al.* (2005) com efluentes de lavanderia aplicados ao processo de ultrafiltração, obteve remoção de 54% de DQO e 59% de sólidos suspensos. Combinando o sistema de ultrafiltração seguido de osmose inversa, permitiu 75% de reaproveitamento da água gerando economia de 46.800 m^3 de água por ano o que gerou 50.000 euros de redução com gastos de água de concessionárias. Os autores concluíram que a qualidade do permeado gerado pelos tratamentos de membranas condiz com normas de descarte em corpos hídricos e requisitos de reaproveitamento no processo de lavagem.

No estudo de Ciabatti *et al.* (2009), utilizaram-se águas cinzas de lavanderia aplicadas ao sistema de UF, e obteve-se como resultado remoção de 77% de DQO, 98% de sólidos suspensos totais e 99% de turbidez. Além disso houve remoção de 82% de tensoativos totais, relacionados aos surfactantes presentes em sabões e produtos de limpeza usados nas lavagens de roupas.

Todo o permeado gerado foi usado na etapa da lavagem. Já o enxágue continuou com água primária, de poço subterrâneo. O autor também avaliou o custo de implantação do sistema ultrafiltração em uma lavanderia, na qual obteve o valor de 0,16 euros m^{-3} de efluente de lavanderia aplicado ao sistema.

Segundo Ashfaq e Qiblawey (2018), o tratamento em uma única etapa com ultrafiltração é suficiente para remover a maioria dos poluentes de efluentes de lavanderia industrial, em termos de DQO, surfactantes e sólidos suspensos, na qual podem ser despejados em corpos hídricos, pois o fluxo permeado mantém padrões aceitáveis. O estudo apresentou taxas de remoção de 96 % de cloreto, 92,6% de sólidos suspensos totais, 90% de DQO, 87% de surfactantes e manteve praticamente inalterado o pH e condutividade. As remoções ajudaram a reduzir a carga poluente a um nível que pode ser reutilizado/reciclado novamente na lavanderia para etapa de lavagem.

Luogo *et al*. (2022), avaliaram o tratamento de águas residuais de uma máquina de lavar destinada à limpeza de tendas industriais, por meio da ultrafiltração. O único sistema foi capaz de remover 99,5 % de turbidez, 95,9% de sólidos suspensos totais, 20% de sólidos dissolvidos totais, 84% de DQO e apresentaram pH e condutividade quase que inalterados. Os autores sugeriram o tratamento adicional, como osmose inversa para se ter maiores remoções de sólidos dissolvidos totais. Os resultados de remoção indicaram que o permeado gerado do sistema pode ser reutilizado ou lançado junto ao esgoto municipal.

Os processos físico-quimicos convencionais podem ser susbtituidos pelo processo de ultrafiltração visando o reúso de águas, sobretudo de águas domésticas, pois geram várias vantagens já apresentadas nessa revisão bibliográfica.

Considerando a importância do desempenho técnico do processo de ultrafiltração aplicado a efluentes de lavanderia, faz-se também necessário avaliar o desempenho ambiental do processo, verificando os potenciais impactos ambientais presentes e formas de mitigá-los. Sendo assim, a ferramenta de Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) pode contribuir significativamente para melhor compreensão dos impactos ambientais envolvidos.

3.8 Avaliação de Ciclo de Vida

A Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) é uma metodologia utilizada para mensurar os impactos ambientais de um produto, processo ou serviço, relacionados ao ciclo de vida dos

mesmos. As entradas e saídas são quantificadas e posteriormente qualificadas em potenciais impactos ambientais envolvidos (RECH, 2018).

Nas décadas de 1960 e 1970 ocorreram os primeiros estudos de avaliação dos impactos ambientais decorrente da fabricação de produtos. Com o passar dos anos, nas décadas de 1980 e 1990, observou-se que os impactos ambientais não estavam apenas associados à etapa de fabricação, mas também na sua extração de matérias-primas, uso, transporte e destinação final. Esta necessidade de considerar toda a cadeia produtiva na análise dos impactos ambientais dos produtos propiciou importância para a Avaliação de Ciclo de Vida como ferramenta de gestão ambiental (GUINÉE *et al.,* 2011).

Os estudos de ACV permitem quantificar os impactos ambientais possibilitando gerar: aumento da preocupação ambiental por parte da sociedade em geral, identificação das etapas de um processo que mais causam impactos ambientais, geração de produtos e atividades com garantia de sustentabilidade, comparação do desempenho ambiental de diferentes produtos e processos, sugestão de pontos de melhoria nas etapas produtivas e dentre outras aplicações. Sendo assim, a ferramenta de ACV tem grande importância na identificação dos potenciais impactos ambientais gerados em todo o ciclo de vida de um produto, processo ou serviço, como forma de reduzi-los no meio ambiente (DUARTE E DA SILVA, 2020).

Em muitos países como Suécia, Holanda, Japão e Alemanha, a ferramenta de ACV tem sido estudada, pesquisada e colocada em prática pelos governos, órgãos de pesquisa, empresas e instituições de ensino, devido à preocupação dos países desenvolvidos em produzir, consumir e exportar produtos com baixo impacto ambiental. No Brasil, os poucos estudos existentes estão concentrados em instituições de ensino e empresas (LIMA, 2007; MORITA, 2013).

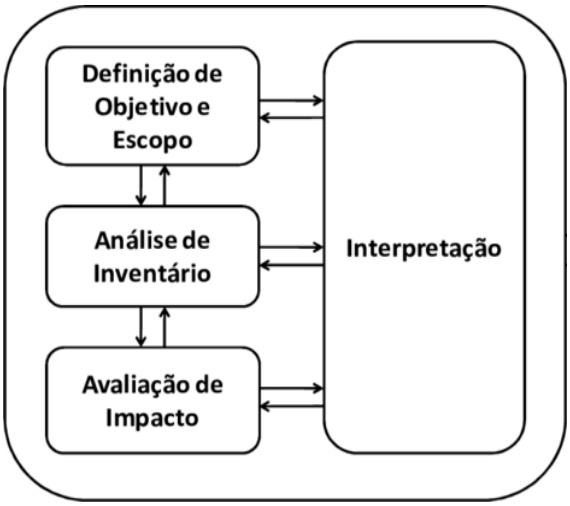
A ACV está inserida nas normas brasileiras ABNT NBR ISO 14.040 (ABNT, 2009a) e ABNT NBR ISO 14.044 (ABNT, 2009b), as quais traçam as diretrizes, princípios, orientações e requisitos para a condução da ACV. Após o surgimento das normas no Brasil, os grupos de estudos e pesquisas sobre a aplicação da metodologia de ACV foram ganhando força e melhor credibilidade, tornando os estudos cada vez mais confiáveis perante as exigências envolvidas pelo método padronizado (SCACHETTI, 2016).

Para a realização de uma ACV é necessária uma grande quantidade de dados a serem coletados, armazenados e processados, demandando tempo e recursos financeiros. Como forma de facilitar o uso da ACV e gerar maior confiabilidade nas bases de dados processadas, programas computacionais têm sido desenvolvidos por algumas instituições. Segundo Ormazabal, Jaca e Puga-Leal (2014), já existem mais de 20 softwares disponíveis, sendo os

mais conhecidos e usados: *SimaPro, OpenLCA, GaBi, Umberto e Earthster 2 Turbo*. Dentre os citados, o *software OpenLCA* tem destaque por ser de código aberto, acesso liberado para a comunidade acadêmica e de fácil manipulação.

De acordo com a norma ABNT NBR ISO 14.040 (ABNT, 2009a), o estudo de ACV compreende quatro fases que são iterativas: definição do objetivo e escopo, análise do inventário de ciclo de vida, avaliação de impactos de ciclo de vida e interpretação dos resultados, conforme apresenta a Figura 10.

Figura 10: Fases da Avaliação de Ciclo de Vida



Fonte: Adaptada de ABNT, 2009a.

3.8.1 1ª fase: Definição do objetivo e escopo

A primeira fase para a concepção de uma ACV é a definição do objetivo e escopo. Nela devem ser definidos claramente o objetivo do estudo, a resposta que se deseja obter formulando questões a respeito da razão para a condução do estudo (ABNT, 2009a). Ainda devem ser definidos e descritos um escopo com: abrangências geográfica e tecnológica, fronteiras do sistema, unidade funcional, abordagem metodológica, processos envolvidos, estágios considerados no estudo e extensão temporal. Essas definições e descrições devem ser elaboradas por meio de informações quantitativas e qualitativas analisadas previamente para posterior adição no estudo (CHEHEBE, 1998; RECH, 2018).

Os processos envolvidos devem ser descritos de forma geral, apresentando de forma qualitativa a atividade ou o processo envolvido. É conveniente o uso de fluxogramas gerais para ilustrar todos os processos e subprocessos do estudo incluindo as inter-relações, fornecendo uma visão geral do sistema. No que refere aos estágios, devem ser listados quais serão incluídos no estudo, sendo eles: extração de matéria-prima, fabricação, transporte, uso e disposição final.

No estágio uso, dependendo dos processos podem ser desmembrados em instalação, operação e manutenção (RECH, 2018).

A fronteira do sistema é usada para demarcar os processos apresentados que estão incluídos no sistema, delineando o estudo com os limites de contorno. Ela apresenta o conteúdo mínimo do escopo da ACV, mostrando a extensão do estudo, onde iniciar e finalizar o estudo, quais processos e subprocessos inclusos. Já a abordagem metodológica do estudo pode ser atribucional ou consequencial. Na ACV atribucional são inclusos no estudo os impactos ambientais diretos dos estágios analisados e na ACV consequencial são inclusos impactos ambientais diretos e efeitos indiretos dos estágios. Há uma tendência atual da abordagem metodológica consequencial, considerando que a abordagem atribucional não fornece alto nível de apoio na tomada de decisão devido à inaptidão de analisar consequências ambientais na alteração dos estágios (ABNT, 2009a; PONTES *et al.,* 2021).

A abrangência tecnológica do estudo pode ser específica ou generalista. Na específica, a ACV é direcionada a um caso específico, enquanto a generalista engloba várias tecnologias e diferentes processos que podem ser utilizados em uma mesma atividade. Já a abrangência geográfica está relacionada à influência dos aspectos regionais no estudo da ACV como clima, chuva, temperatura, tipos de combustíveis, tipo de matriz elétrica, tipo de tecnologia local e outros (PONTES *et al.,* 2021; RECH, 2018).

A extensão temporal é importante de se determinar, pois uma ACV tem prazo de validade, devido alterações de legislações, mudança da matriz energética, mudança em processos e subprocessos, tecnologias obsoletas e outras influências que possam gerar invalidade da ACV com o passar dos anos (PONTES *et al.,* 2021; REBITZER *et al.,* 2004).

A unidade funcional é a base do estudo, pois é uma grandeza expressa em unidade de medida que caracteriza o sistema. Ela é usada como base de referência para cálculos dos fluxos de entrada e saída do Inventário de Ciclo de Vida (ICV), além de garantir comparabilidade ao estudo. A unidade funcional pode estar associada a uma quantidade específica ou intervalo de tempo (REBITZER *et al.,* 2004).

3.8.2 2ª fase: Inventário de ciclo de vida

A segunda fase da ACV, denominada Inventário de Ciclo de Vida (ICV), consiste em procedimentos de coleta de dados sobre os insumos utilizados nos processos, denominados de entradas ou *inputs*, e coleta de dados sobre os resíduos e emissões deixados no meio ambiente inerentes aos processos, denominados de saídas ou *outputs* (CHEHEBE, 1998; PONTES *et al.,* 2021).

Os fluxos de entrada e saída do estudo de ACV, remetem a massa e energia que entram e saem de um processo. Ou seja, é a quantidade de material usado ou descartado de acordo com a unidade funcional escolhida. Os fluxos de entradas estão relacionados ao uso dos recursos bióticos (origem animal e vegetal), recursos abióticos (combustíveis fósseis e minerais), recursos hídricos, uso do solo e eletricidade (recurso abiótico secundário, que depende da matriz energética). Já os fluxos de saída estão relacionados às emissões atmosféricas, efluentes líquidos e resíduos sólidos (MOURAD *et al.,* 2002; PASSUELO, 2007).

Após a coleta do banco de dados são realizados cálculos para serem copilados e quantificados. Posteriormente são feitas alocação de fluxos e liberações. A fase de ICV é considerada o cerne da ACV, uma vez que os bancos de dados são específicos para cada estudo, e é a partir deles que se chegam aos impactos ambientais gerados pelos cenários estudados. Os bancos de dados podem ser específicos, direcionados a um processo específico ou generalistas, englobando dados de várias tecnologias e diferentes processos que podem ser utilizados em uma mesma atividade (MOURAD *et al.,* 2002; PASSUELO, 2007).

As fontes dos dados podem ser primárias ou secundárias. Os dados primários são oriundos de medições diretas como: inventários de consumo de empresas, medições *in situ*, dados de monitoramento e relatórios feitos por instituições públicas, empresa e pesquisa científica. Já os dados secundários têm origem indireta, em bases históricas de órgãos governamentais, estudos prévios acessíveis em periódicos internacionais e bases de dados disponíveis como AUSLCI (Austrália), CNMLCA (China), ECOINVENT (Europa, Global), ELCD (Europa), NREL (Estados Unidos), SICV (Brasil) e outros (CHEHEBE, 1998; SILVA e MASONI, 2016).

O Banco Nacional de Inventários do Ciclo de Vida de Produtos Brasileiros (SICV) é uma base de dados com inventários do ciclo de vida que foi lançado no Brasil em 2016 pelo Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia (IBICT). Ele oferece em formato aberto o recebimento, armazenamento e disponibilização do conjunto de dados para comunidades interessadas, como órgãos de pesquisa, setor produtivo e governo. (SILVA e MASONI, 2016).

3.8.3 3ª fase: Avaliação de impactos de ciclo de vida

A terceira fase da ACV é a Avaliação de Impactos de Ciclo de Vida (AICV), que consiste na transformação dos balanços de massa e energia presentes na ICV, em grandezas representativas de impactos sobre o meio ambiente derivados dos processos em estudo. Ou seja, a AICV é a fase de identificação, caracterização e avaliação quantitativa e qualitativa dos

potenciais impactos ambientais gerados de cada item do ICV, podendo ter etapas opcionais de normalização, agrupamento, ponderação e agregação (GUINÉE, *et. al.,* 2002; RECH, 2018).

A AICV estuda a magnitude e significância dos impactos ambientais avaliados por meio das categorias de impactos específicas e indicadores de categoria, que variam de acordo com os métodos de AICV. O conjunto desses resultados representam o perfil da AICV do sistema em estudo (RECH, 2018).

Existem diversos métodos de avaliação do impacto de ciclo de vida (AICV), podendo ser divididos em ponto médio (*midpoint*) e em ponto final (*endpoint*), sendo o primeiro voltado para o problema, com resposta mais detalhada, enquanto o segundo apresenta uma abordagem voltada para o dano com resposta mais resumida. A metodologia *midpoint* apresenta maior número de categorias de impacto e resultados mais exatos e precisos quando comparado à metodologia *endpoint,* que geralmente carrega incerteza significante apesar de ser um método de fácil entendimento e interpretação final dos resultados (BUENO, 2014).

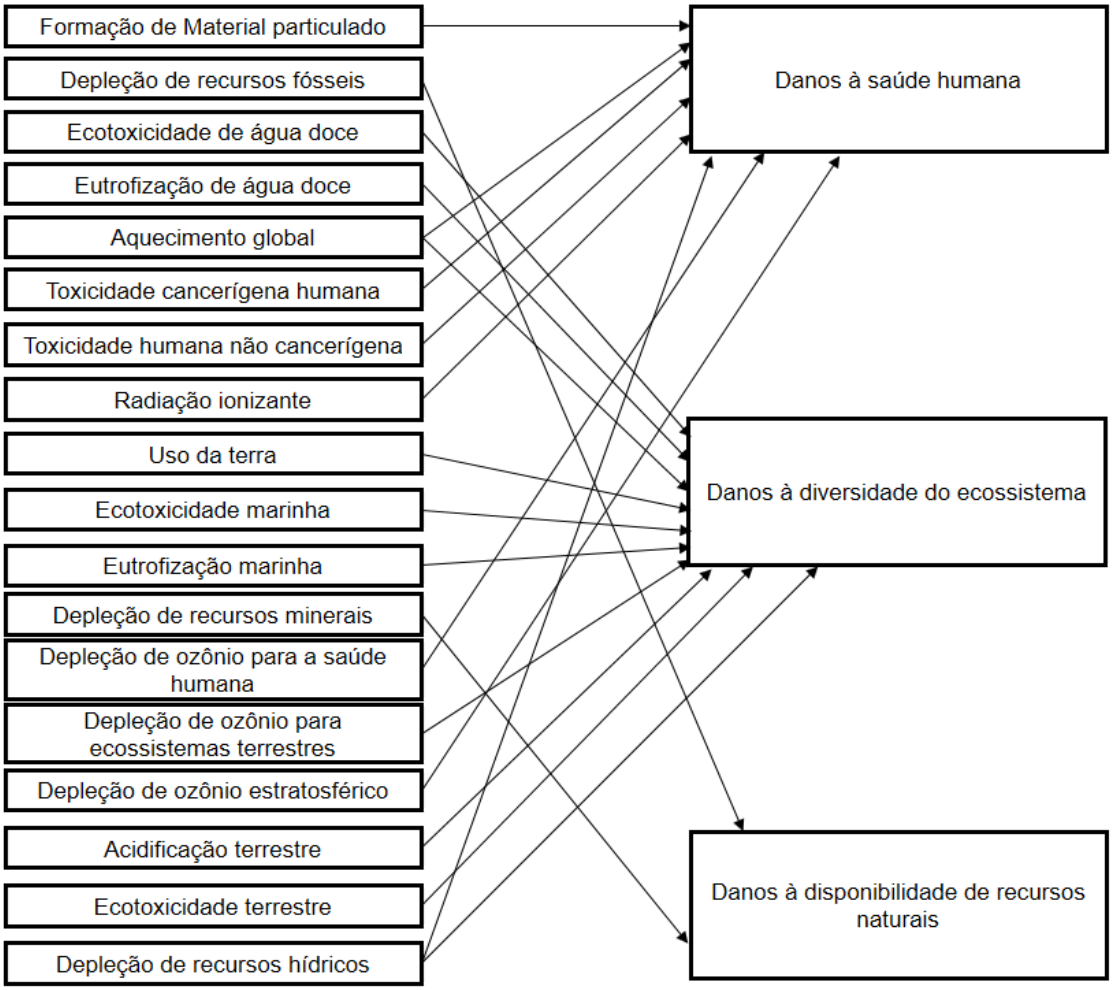
Dentre os diversos métodos desenvolvidos e disponíveis para o desenvolvimento da AICV tem-se os métodos CML (Holanda), TRACI (Estados Unidos da América) e LUCAS (Canadá) que apresentam abordagem *midpoint,* os métodos ECO-INDICATOR 99 (Holanda) e EPS 2000 (Suécia) que apresentam abordagem *endpoint* e os métodos LIME (Japão), ReCiPe (Holanda), IMPACT WORLD+ (Canadá, Estados Unidos da América, França, Suíça e Dinamarca), ILCD (Europa) e LC-IMPACT (Europa) que apresentam ambas as abordagens (COROMINAS *et al.,* 2013; PONTES *et al.,* 2021).

Os métodos AICV mais aplicados são CML, ReCiPe e ECO-INDICATOR 99, com destaque para o método ReCiPe, que vem ganhando potencial para ser amplamente utilizado, devido integrar e harmonizar as abordagens *midpoint* e *endpoint* de forma mais consistente e por ter passado por atualização em 2016 após 8 anos de seu desenvolvimento (PONTES *et al.,* 2021; TOURINHO, 2014).

Conforme apresentado na Figura 11, as 18 categorias de impactos ambientais com abordagem *midpoin*t são: Formação de Material particulado; Depleção de recursos fósseis; Ecotoxicidade de água doce; Eutrofização de água doce; Aquecimento global; Toxicidade cancerígena humana; Toxicidade humana não cancerígena; Radiação ionizante; Uso da terra; Ecotoxicidade marinha; Eutrofização marinha; Depleção de recursos minerais; Depleção de ozônio para a saúde humana; Depleção de ozônio para ecossistemas terrestres; Depleção de ozônio estratosférico; Acidificação terrestre; Ecotoxicidade terrestre e Depleção de recursos hídricos. Já as 3 categorias de impactos ambientais da abordagem *endpoint*, denominadas de

áreas de proteção ambiental são: Danos à saúde humana, Danos à diversidade do ecossistema e Danos à disponibilidade de recursos naturais (PONTES *et al.,* 2021).

Figura 11: Representação das relações entre as categorias de impactos ambientais (*midpoint*) e as áreas de proteção ambiental (*endpoint*)



Fonte: Elaborado pela autora, 2022.

3.8.4 4ª fase: Interpretação dos resultados

A quarta fase da ACV, denominada de interpretação dos resultados, é realizada com base nas respostas obtidas pelas fases de ICV (2ª fase) e AICV (3ª fase), na qual os dados são combinados de forma a ser consistente com a fase de objetivo e escopo (1ª fase) com finalidade de originar conclusões, recomendações e limitações direcionadas às partes interessadas. Essa fase deixa clara que a ACV é um método dinâmico e interativo, com interdependência entre as fases, sujeitas a alterações e adaptações, com múltiplas repetições. Os resultados da interpretação servem como melhorias para reduzir os impactos ambientais e auxiliar na tomada de decisão (MOURAD *et al.,* 2002; PONTES *et al.,* 2021).

Segundo Scachetti (2016), existem etapas importantes dentro da fase de interpretação da ACV: verificação da conclusão do estudo, sensibilidade e consistência dos dados usados. A verificação da conclusão estabelece garantia de dados significativos para uma interpretação completa e disponível, enquanto a análise de sensibilidade tem o propósito de avaliar a confiança dos resultados. Já a verificação de consistência investiga se as suposições, métodos e dados foram aplicados de forma coerente no estudo de ACV.

As conclusões finais de uma ACV deverão ser relatadas de forma completa, precisa e imparcial ao público-alvo, assim como os dados utilizados, métodos, premissas e limitações deverão ser apresentados de forma transparente com descrição detalhada para gerar entendimento das dificuldades e comprometimentos inerentes à ACV. Ou seja, isso pode ser feito por meio de uma análise crítica e revisão de todo o estudo (BUENO, 2014; MOURAD *et al.,* 2002; RECH, 2018).

3.8.5 Aplicação da ACV em tratamentos de efluentes

A ACV aplicada na área de efluentes objetiva identificar processos de tratamento ambientalmente sustentáveis. Uma das principais utilidades da ACV nesse meio é gerar comparação de diferentes cenários de tratamento detectando o menos impactante ao meio ambiente (COROMINAS *et al.,* 2013; FRIEDRICH *et al.*, 2007; RECH, 2018).

A ferramenta de ACV aplicada a tratamento de efluentes tem sido utilizada desde a década de 1990. Daí em diante, muitos estudos foram desenvolvidos e publicados internacionalmente utilizando diversos bancos de dados, diferentes fronteiras e vários métodos de avaliação de impactos na interpretação dos resultados (FRIEDRICH *et al.*, 2007; PONTES *et al.,* 2021).

Apesar do aumento no número de estudos de ACV aplicadas ao tratamento de efluentes, segundo Gallego-Schmid e Tarpani (2019), foram encontrados 703 trabalhos publicados em revistas internacionais com apenas 205 referentes a países em desenvolvimento, sendo que destes a maioria foram realizados na China e na Índia, com pouca literatura na América Latina e sobretudo o Brasil. Isso ressalta a relevância de estudos de ACV com diferentes cenários de tratamento de efluentes, para que possam expressar a realidade local brasileira.

Segundo Lopes *et al.* (2017), as escassas publicações de ACV, especificamente voltadas para o tratamento de efluentes no Brasil e na América Latina, quando comparada à comunidade científica europeia, se deve às diretrizes de exigências de tratamento em nível secundário para os efluentes europeus, fazendo as autoridades se envolverem mais em estudos na busca da gestão dos efluentes, principalmente na escolha das tecnologias de tratamento. Esse cenário

europeu mostra a importância da ACV como ferramenta de tomada de decisão cada vez mais aceita para avaliar a eficiência ambiental dos processos de tratamento de efluentes.

Machado *et al*. (2021), Duarte e Da Silva (2020) e Dell'osbel e Machado (2019) são alguns dos estudos brasileiros publicados recentemente, que abordam a aplicação da ACV em efluentes domésticos. No entanto, o uso da ferramenta ambiental de ACV em tratamento de efluentes no Brasil ainda é incipiente, não havendo aplicação rigorosa nessa área.

De maneira geral, os estágios da ACV em tratamento de efluentes englobam construção (extração da matéria prima, fabricação e instalação), operação e destinação final. Sendo que o último estágio apresenta poucos dados na literatura, fazendo com que a maioria dos estudos foquem apenas nos estágios de construção e operação (COROMINAS *et al*, 2013; FRIEDRICH *et al.*, 2007).

Em levantamento realizado por Zang *et al.* (2015), existiam 53 trabalhos, à época, publicados em revistas internacionais que utilizavam a ACV como metodologia de comparação entre os processos de tratamento de efluentes, domésticos ou industriais, envolvendo tanto métodos convencionais quanto avançados de tratamento. Os autores ressaltaram que os resultados obtidos variaram de acordo com o tipo de processo, escala, qualidade do efluente aplicado e outros fatores locais.

Em um estudo análogo, Corominas *et al.* (2013) analisaram 45 trabalhos publicados desde 1995, que utilizaram a ACV como metodologia de comparação entre os diferentes processos de tratamento de efluentes, envolvendo majoritariamente sistemas de tratamento convencionais. Os autores destacaram como resultado que, no geral, as tecnologias não-convencionais de tratamento como POA, PSM, BRM e processos eletrolíticos apresentaram benefícios ambientais significativos com o seu uso quando comparadas às tecnologias convencionais de tratamento como coagulação-floculação, lodos ativados e reatores anaeróbicos.

Com base nos resultados de estudos de comparação de cenários de tratamento de efluentes por meio da ACV, percebe-se o predomínio da energia elétrica como principal responsável pelos potenciais impactos ambientais gerados, devido ser utilizada de modo constante na operação de alguns processos de tratamento. Portanto, o estágio operacional na maioria dos estudos que demandam energia foi a mais impactante (PONTES *et al.,* 2021). Além disso, segundo estudos de Friedrich *et al.* (2007), plantas de tratamento de efluentes de grande porte tem melhor desempenho em termos energéticos em comparação com as de menores

escalas. Já os processos de tratamento que não demandam energia na operação, o estágio de construção foi o mais impactante.

Nos estudos de Canaj *et al.* (2021), Carré *et al.,* (2017), Akhoundi e Nazif (2020) e Lutterbeck *et al.* (2020) a ferramenta de ACV foi aplicada em cenários de tratamento de efluentes pelo processo de ultrafiltração. Os estudos evidenciaram o consumo de energia elétrica como principal contribuinte para a geração dos potenciais impactos ambientais, sugerindo o uso de energias limpas como a energia solar, para redução significativa desse impacto ambiental negativo remetente ao processo. Os autores observaram que os impactos ambientais locais gerados foram evidenciados como mais relevantes que os impactos ambientais globais, ressaltando a importância da aplicação da ACV a nível regional. Esses estudos também abordaram o tratamento de efluentes com perspectiva de reúso, concluindo pela ferramenta ACV que ao poupar a captação de águas e descarte de efluentes, diminui significativamente os impactos ambientais gerados.

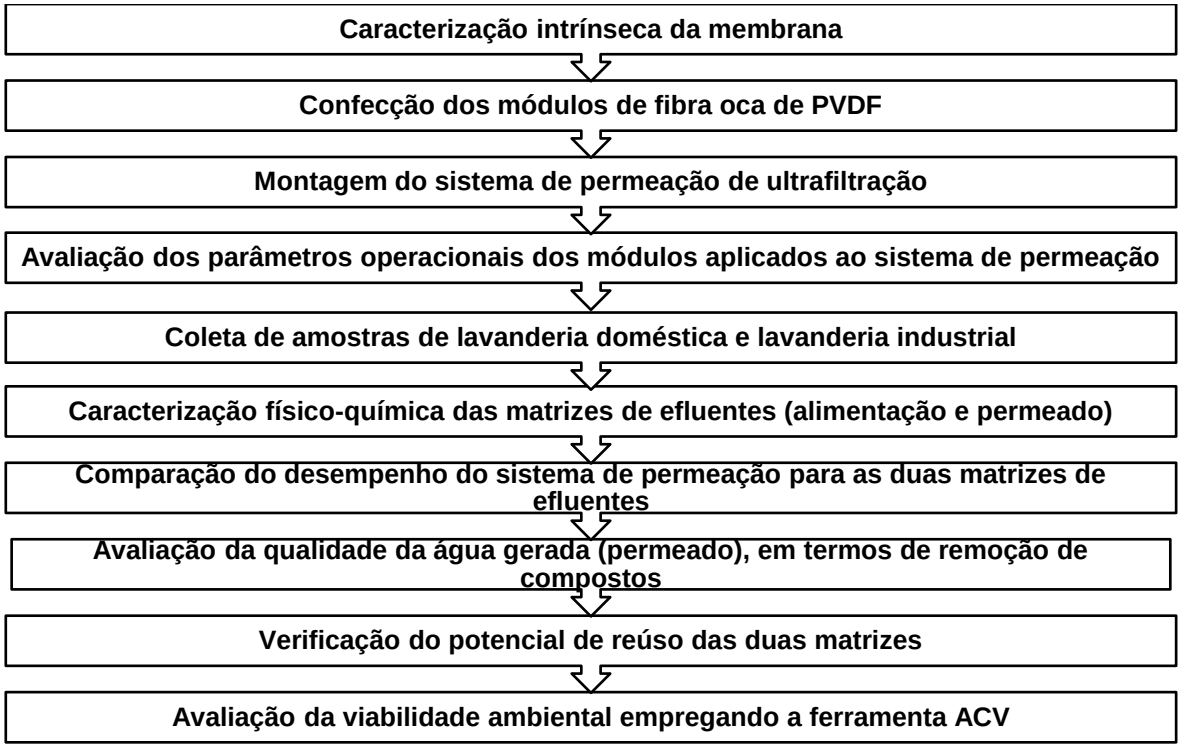
Apesar do consumo de energia elétrica gerar os principais impactos ambientais das tecnologias de tratamento de efluentes, a contribuição é pequena quando comparado aos possíveis impactos ambientais relacionados ao lançamento de águas residuais em corpos hídricos sem o devido tratamento. O uso da metodologia ACV permite melhorar a qualidade ambiental no local onde estamos inseridos, por meio da identificação e diminuição dos impactos ambientais negativos (RECH, 2018).

A ACV aplicada a tratamento de efluentes, utilizando águas cinzas com objetivo de reúso são iniciantes na literatura brasileira. Por isso, o presente trabalho que busca avaliar a viabilidade ambiental das técnicas de ultrafiltração e coagulação-floculação aplicadas a efluentes de lavanderia apresenta uma contribuição muito relevante para a literatura técnica, expressando a realidade local brasileira.

4 MATERIAIS E MÉTODOS

Para o presente estudo, foram aplicados métodos para caracterização das membranas de fibra oca de PVDF sendo posteriormente confeccionados os módulos de fibra oca na conformação casco tubo. Os módulos foram utilizados no sistema de permeação, no qual foram realizados testes para determinação dos parâmetros operacionais. As amostras coletadas e utilizadas no sistema de permeação foram provenientes de duas matrizes de efluentes, águas cinzas de lavanderia doméstica e industrial. As amostras foram caracterizadas quanto aos parâmetros físico-químicos para amostras brutas (alimentação) e permeado após passar pelo sistema de permeação, para posterior comparação entre as duas matrizes. Essas caracterizações foram utilizadas para avaliar o desempenho do sistema de permeação para remoção de compostos, como forma de avaliar a qualidade da água e verificar o seu potencial para o reúso. A viabilidade ambiental do sistema utilizando membranas também foi avaliada. As etapas executadas no presente estudo encontram-se esquematizadas na Figura 12.

Figura 12: Etapas do presente estudo



Fonte: Elaborado pela autora, 2022.

O presente estudo se divide em duas fases, a primeira de determinação do desempenho do processo de ultrafiltração aplicado a efluentes de lavanderia e a segunda fase de análise da viabilidade ambiental, através da ferramenta de Avaliação de Ciclo de Vida (ACV), como forma de visualizar os potenciais impactos ambientais.

4.1 Caracterização das Membranas de fibra oca de PVDF

As membranas utilizadas no presente estudo são de fibra oca constituída de Fluoreto de Polivinilideno (PVDF), as quais foram doadas pela empresa Vitaltec Engenharia Ltda, localizada no Rio de Janeiro - RJ, empresa nacional do ramo de membranas poliméricas. A Figura 13 apresenta uma fotografia das membranas de fibra obra de PVDF utilizadas neste trabalho.

Figura 13: Membranas de fibra oca de PVDF cedidas pela Vitaltec Engenharia Ltda.

Fonte: Elaborada pela autora, 2022.

As membranas foram caracterizadas por meio de Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV), Espectroscopia no Infravermelho por Transformada de Fourier (FTIR), e teste de rejeição a solutos.

4.1.1 Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV)

A Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV) foi utilizada com finalidade de caracterizar as membranas de fibra oca de PVDF quanto à morfologia na seção longitudinal e transversal, distribuição dos poros, diâmetro externo da fibra, superfícies internas e externas da membrana.

Inicialmente as fibras foram lavadas com água para a remoção de glicerol (solução para preservação dos poros). A técnica de fratura criogênica, foi utilizada como maneira de prevenir a deformação e fragmentação da membrana durante a fratura. As fibras cortadas e secas foram fixadas com fita de carbono e colocadas nos *stubs* (porta amostras) para serem metalizadas com recobrimento de liga Au/Pd (ouro/paládio) pelo metalizador Bal-Tec modelo MD20. Posteriormente, as membranas foram submetidas às análises microscópicas gerando fotomicrografias de MEV no equipamento Microscópio de Varredura, Feixe Duplo, eletrônico e iônico FEI Quanta 3D FEG utilizando uma tensão de aceleração de 5 kV. Todos esses procedimentos citados foram realizados no Centro de Microscopia da Universidade Federal de Minas Gerais – UFMG.

4.1.2 Espectroscopia no Infravermelho por Transformada de Fourier (FTIR)

As membranas foram caracterizadas quanto à sua composição química estrutural via Espectroscopia no Infravermelho por Transformada de Fourier (FTIR) com varreduras na faixa de 4000 a 500 cm^{-1} e resolução $1cm^{-1}$, pelo equipamento IR-Prestige 21-Shimadzu. O equipamento pertence ao laboratório TECMAT do CEFET-MG, localizado no Campus Gameleira.

4.1.3 Teste de rejeição a solutos

Com a finalidade de avaliar a faixa de tamanho das partículas que as membranas de fibra oca de PVDF conseguem separar, foi realizado o teste de rejeição a solutos. Para isso, as propriedades de separação das membranas são avaliadas em testes de permeabilidade fazendo uso de soluções com solutos de massa molecular conhecida. Os solutos utilizados foram as proteínas: Tripsina de peso molecular 20 kDa, fabricante Dinâmica Contemporânea Ltda. e Albumina de Soro Bovino Fração V de Cohn Grau Padrão (BSA), de peso molecular 66 kDa, fabricante Inlab Confiança.

Inicialmente foi realizada a limpeza do sistema de ultrafiltração com o módulo MUF1, a uma solução de hipoclorito de sódio na concentração 13,4 g L^{-1} por 1 hora e posteriormente enxágue com recirculação de água destilada com duração de tempo de 1 hora. Antes da realização dos testes de rejeição as membranas foram compactadas até fluxo permeado constante de água pura e em seguida foi determinada a permeabilidade hidráulica. Esses procedimentos foram repetidos entre os ciclos de permeação com as duas proteínas.

As soluções de Tripsina e BSA foram preparadas separadamente na concentração de 500 ppm. Cada uma das duas soluções foi levada individualmente ao sistema de permeação contendo o módulo de permeação de fibra oca. Uma coleta amostral da alimentação foi realizada antes da passagem das soluções no sistema de permeação. A pressão do sistema foi variada em 0,5; 1,0; 1,5 e 2,0 bar, mantendo em constância por 20 minutos cada, para a coleta amostral do permeado para cada pressão aplicada. O modo operacional do sistema foi reciclo total, com vazão de alimentação de 2 L min^{-1}.

As concentrações das soluções de alimentação e permeado da Tripsina e do BSA foram medidas pela leitura da absorbância no comprimento de onda de 280 nm, usando um espectrofotômetro UV/Visível da marca Bel, modelo UV-M51 de 190 – 1.000 nm, com Software UV-PROFESSIONAL 2. O equipamento pertence ao laboratório do Programa de Pós-graduação Multicêntrico em Química do CEFET-MG, localizado no Campus Gameleira.

Para os ensaios com a Tripsina e BSA, foram construídas as curvas de calibração com diferentes concentrações dos solutos, variando em 500 ppm, 400 ppm, 200 ppm, 100 ppm e 0

ppm, para comprimento de onda de 280 nm. A retenção da proteína foi calculada pela equação 2, apresentada no presente estudo.

4.2 Confecção dos módulos de membrana e montagem do sistema de ultrafiltração

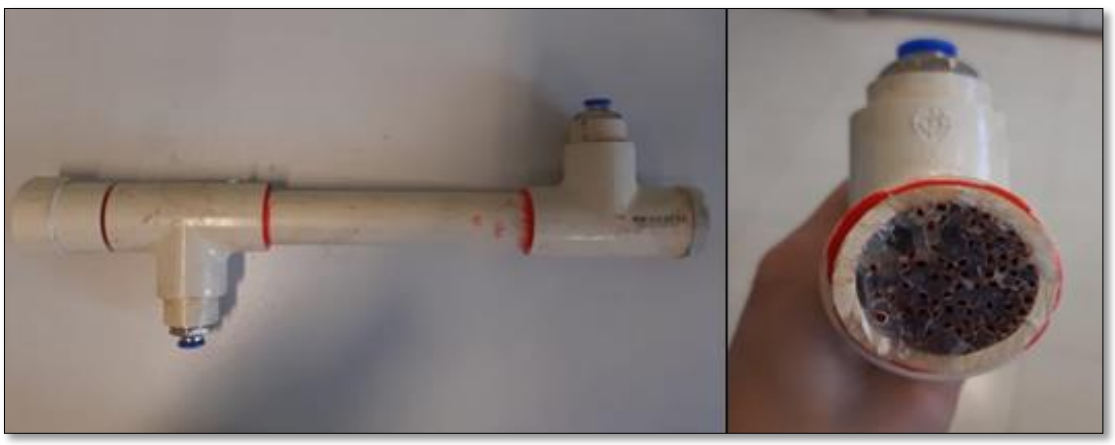
Foram confeccionados dois módulos de permeação, com operação pressurizada, utilizando membranas de ultrafiltração na conformação de fibra oca composta por PVDF. O primeiro módulo foi construído para caracterização intrínsecas das membranas como a permeabilidade hidráulica e rejeição a solutos, além da determinação das condições operacionais do sistema de permeação. O módulo foi denominado MUF1 (Figura 14).

Figura 14: Módulo MUF1 confeccionado

Fonte: Elaborado pela autora, 2022.

O segundo módulo foi construído para a realização do teste de permeação utilizando duas matrizes de efluentes, com tempo de operação de 40 horas, e análise das variáveis operacionais do sistema de permeação. O módulo foi denominado MUF2 (Figura 15).

Figura 15: Módulo MUF2 confeccionado



Fonte: Elaborado pela autora, 2022.

A confecção dos módulos foi realizada manualmente introduzindo as fibras no interior dos tubos, nos quais foram coladas as extremidades com cola Araldite epóxi, com duração de secagem de 24 horas.

A Tabela 1 apresenta as características dos módulos MUF1 e MUF2.

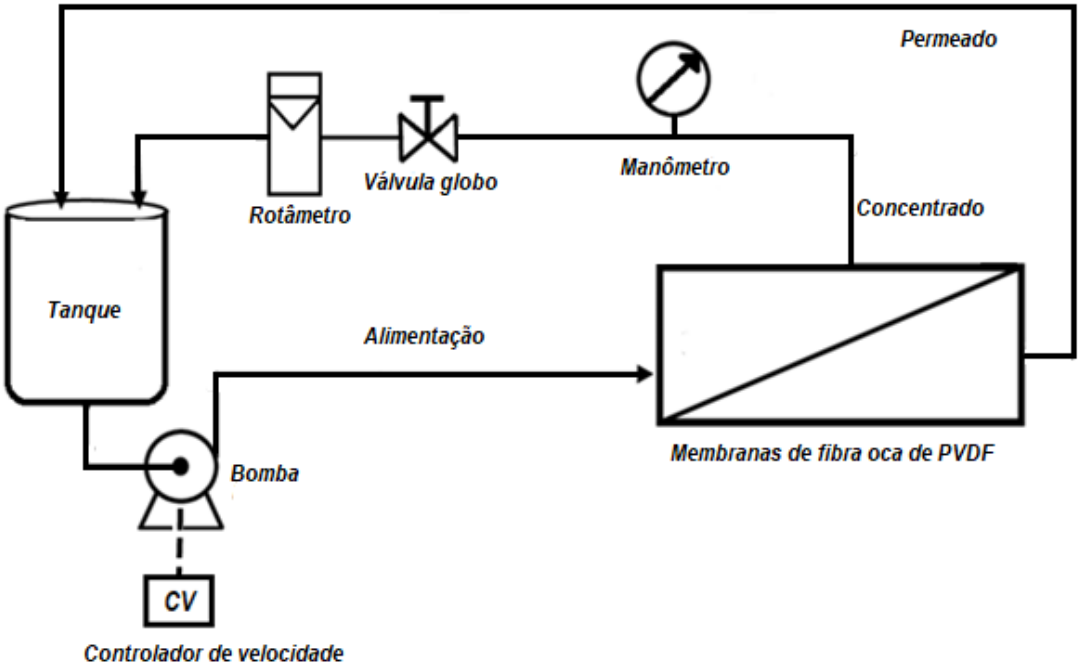
Tabela 1: Características dos módulos confeccionados

Característica	MUF1	MUF2
Número de fibras	6	68
Comprimento das fibras	0,15 m	0,20 m
Diâmetro externo da fibra	0,002 m	0,002 m
Diâmetro interno do casco tubo	0,017 m	0,0234 m
Área superficial da membrana	0,0056 m^2	0,0854 m^2
Volume do casco tubo	0,000034 m^3	0,000086 m^3
Densidade de empacotamento	164, 70 m^2 m^{-3}	993,02 m^2 m^{-3}
Reynolds	2.250	2.000
Ensaios	Permeabilidade Hidráulica, Teste de rejeição a solutos e Determinação do Fluxo Limite	Permeabilidade Hidráulica e Teste de permeação com efluentes reais

Fonte: Elaborada pela autora, 2022.

A montagem do sistema de permeação (Figura 16) foi realizada contendo manômetro (capacidade para 4 kgf cm^{-2} – Cofermeta) para medição da pressão aplicada ao módulo, válvula globo 1/2'' (Deca) para controle de vazão e pressão, rotâmetro (Shunhuan SHLLJ) para medição da vazão de escoamento do concentrado no sistema, bomba de deslocamento positivo (SEAFLO) para deslocamento da alimentação no sistema com um controlador de velocidade de corrente contínua, além do tanque de alimentação de capacidade de 10 L e módulo de permeação de ultrafiltração, com escoamento tangencial e modo operacional com reciclo total.

Figura 16: Esquema da unidade experimental de ultrafiltração



Fonte: Elaborado pela autora, 2022.

4.3 Amostras

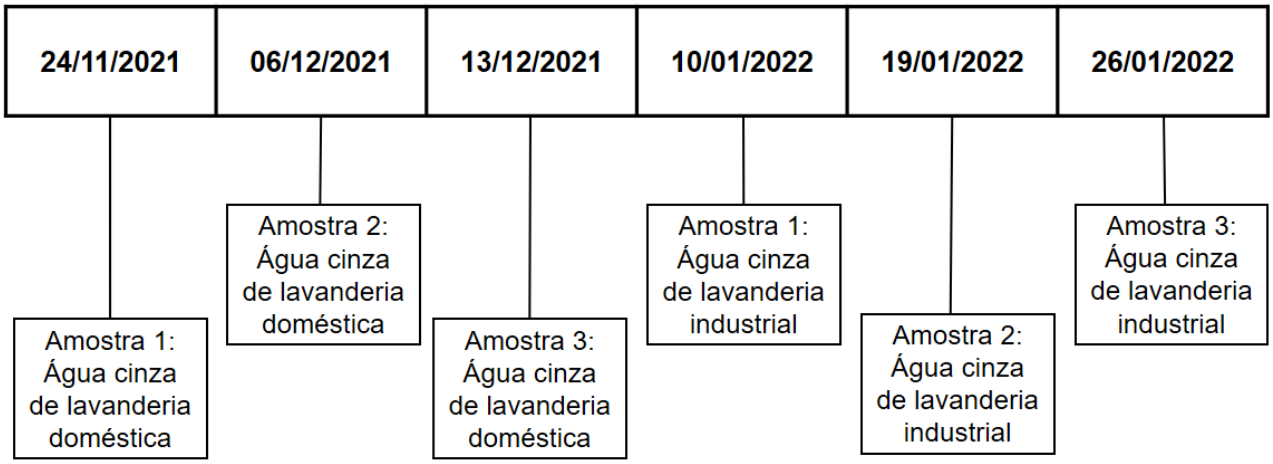
Os efluentes utilizados no sistema de permeação, foram obtidos de duas matrizes diferentes: lavanderia doméstica e lavanderia industrial. A escolha das duas matrizes se deu devido a diferença existente entre compostos e concentrações dos produtos químicos utilizados na lavagem de roupas, derivados dos sabões, alvejantes e amaciantes.

As águas cinzas de lavanderia doméstica foram coletadas dos tanques e máquinas de lavar roupas de uma residência familiar, com 4 habitantes. As coletas das amostras de efluentes foram realizadas em três datas diferentes. Na primeira amostragem foram coletados 10 L, utilizados no teste de permeação e nas análises físico-químicas (coleta realizada em 24 de novembro de 2021). Na segunda e terceira amostragens foram coletados 5 L cada, utilizados nas análises físico-químicas (coletas realizadas em 06 de dezembro de 2021 e 13 de dezembro de 2021). Ressalta-se que todas as análises de caracterização das amostras foram realizadas em triplicatas, como forma de se avaliar a precisão nos resultados.

A água cinza foi coletada em uma lavanderia industrial do ramo doméstico e decorativo, na qual fazem lavagens de roupas de vestuário, cama, mesa e banho, cortinas, estofados, camurça, bolsas, pelúcias e carpetes, localizada no bairro Nova Suíça em Belo Horizonte - MG. Foram coletadas amostras de efluentes independentes em três datas diferentes. Na primeira

amostragem foram coletados 10 L, utilizados no teste de permeação e nas análises físico-químicas (coleta realizada em 10 de janeiro de 2022). Na segunda e terceira amostragens foram coletados 5 L cada, utilizadas nas análises físico-químicas (coletas realizadas em 19 de janeiro de 2022 e 26 de janeiro de 2022, respectivamente). Ressalta-se que todas as análises de caracterização foram realizadas em triplicata, como forma de se avaliar a precisão nos resultados. A lavanderia industrial é de pequeno porte, com gasto aproximado de 1.800 L dia^{-1} de água. Na Figura 17 está ilustrada a linha do tempo de coleta das amostras de efluentes.

Figura 17: Linha do tempo de coleta das amostras de águas cinzas



Fonte: Elaborada pela autora, 2022.

Para cada amostra coletada, de ambas as matrizes de efluentes, metade do volume foi coletado do efluente da primeira lavagem e a outra metade coletada do efluente da etapa de alvejamento e amaciamento. Essas frações foram misturadas e acondicionadas no frasco para armazenamento.

4.4 Ensaios dos módulos de membrana no sistema de ultrafiltração

Com o objetivo de verificar o comportamento dos módulos de membranas quando inseridos no sistema de permeação e submetidos à passagem com águas cinzas de lavanderia doméstica e industrial, foram realizados ensaios visando determinar a permeabilidade hidráulica e o seu comportamento durante um intervalo de permeação de 40 horas. O sistema de permeação foi operado com águas cinzas, os quais foram realizados em 5 dias úteis com duração de 8 horas diárias. Esse período foi escolhido, baseado no tempo de operação comercial de uma lavanderia.

Antes dos ensaios de permeação foi realizada uma lavagem dos módulos MUF1 e MUF2 por 1,5 horas com uma solução de hipoclorito de sódio na concentração 13,4 g L^{-1} para remoção do glicerol presente nas fibras. Após a limpeza, houve o enxágue com água destilada com duração de tempo de 1 hora. Esse procedimento de limpeza foi baseado nas recomendações da empresa Vitaltec Engenharia Ltda, fornecedora das membranas.

4.4.1 Determinação da permeabilidade hidráulica e fluxo limite

A compactação da membrana foi realizada antes de cada ensaio executado nos módulos MUF1 e MUF2.

A compactação das membranas foi realizada para o módulo MUF1 a pressão de 2,0 bar e para o módulo MUF2 a pressão de 1,5 bar, com água destilada. A diferença de pressão para os módulos deve-se a estabilidade operacional do sistema de permeação. O intervalo de tempo de compactação se deu até obtenção de uma vazão de permeado constante, que resultou em aproximadamente 1 hora para o módulo MUF1 e de aproximadamente 2 horas para o módulo MUF2. Quando o fluxo permeado se torna constante com o passar do tempo, considera-se que a membrana atingiu o grau máximo de compactação.

A compactação da membrana foi realizada antes de cada etapa de caracterização da membrana ou da determinação dos parâmetros operacionais sendo eles: após a limpeza de remoção de glicerol com a membrana virgem, antes de realizar o teste de permeabilidade hidráulica, permeação com efluente de lavanderia doméstica e permeação com efluente de lavanderia industrial. Antes das trocas de amostras de efluentes para permeação foram realizadas limpezas dos módulos MUF1 e MUF2 com solução de hipoclorito de sódio conforme recomendado pelo fabricante.

A permeabilidade hidráulica foi determinada nos dois módulos de permeação, MUF1 e MUF2. A permeabilidade é determinada pela razão entre o fluxo permeado e a pressão do sistema determinada pela equação 3. De forma gráfica, a permeabilidade hidráulica pode ser obtida pelo coeficiente angular da reta entre os pontos de medida de fluxo permeado e da pressão aplicada sobre a superfície da membrana.

Para os ensaios de determinação da permeabilidade hidráulica foi utilizada água destilada que recirculou pelo sistema de permeação. O ensaio foi iniciado após a compactação da membrana com o maior valor de pressão estabelecido no sistema e após estabilização variou-se a pressão aplicada para determinação da permeabilidade hidráulica. O fluxo permeado para cada pressão estabelecida foi determinado em triplicata. Para o módulo MUF1 a pressão foi variada em 2,0; 1,5; 1,0 e 0,5 bar, já para o módulo MUF2 a pressão foi variada em 1,5; 1,2; 0,9;

0,6 e 0,3 bar. Essa diferença de pressão entre os módulos de permeação se deve a questões de adaptações do sistema, na qual houve uma melhor estabilidade para cada módulo quando operados a esses valores de pressão pré-estabelecidos.

Para o módulo de MUF1, a permeabilidade hidráulica foi determinada antes da limpeza de remoção de glicerol (solução de conservação da membrana nova), antes da permeação do sistema com água cinza de lavanderia doméstica para a determinação do fluxo limite, antes da permeação do sistema com água cinza de lavanderia industrial para a determinação do fluxo limite e depois da permeação do sistema com água cinza de lavanderia industrial, totalizando 4 testes de permeabilidade hidráulica para o módulo MUF1. Para o módulo MUF2, a permeabilidade hidráulica foi determinada antes da remoção de glicerol (solução de conservação da membrana nova), antes de cada um dos três ensaios de permeação com a água cinza de lavanderia doméstica e antes de cada um dos três ensaios de permeação com água cinza de lavanderia industrial, totalizando 7 testes de permeabilidade hidráulica para o módulo MUF2.

O módulo MUF1 foi utilizado para a determinação do fluxo limite, que ocorre quando o fluxo permeado se mantém constante mesmo com o aumento da pressão de operação. Para a determinação do fluxo limite, foi utilizada a equação 1. Para isso, foi mantida no rotâmetro do sistema a vazão de alimentação de 2 L min^{-1}, equivalente ao número de Reynolds de 2.250, regime laminar, utilizando como efluente primeiro a água cinza de lavanderia doméstica e depois a água cinza de lavanderia industrial, com sistema operando em reciclo total. O regime de escoamento do sistema de permeação foi determinado com base nas limitações operacionais. A variação da pressão se deu de 0,5; 1,0; 1,5 e 2,0 bar, na qual a mudança entre elas ocorreu após estabilização verificada no manômetro e posterior determinação do fluxo permeado. O fluxo permeado para cada pressão estabelecida foi realizado em triplicata.

Considerando que os módulos MUF1 e MUF2 apresentam a mesma condição de escoamento, número de Reynolds em torno de 2000, regime laminar, foi possível determinar a pressão de operação no módulo MUF2 para a realização nos ensaios de permeação com duas matrizes de efluentes a partir do valor de fluxo limite obtido no módulo MUF1. Entre cada passagem amostral das duas matrizes de efluentes nos módulos MUF1 e MUF2 foi realizada a limpeza dos módulos conforme recomendação do fabricante.

Os valores de pressão foram determinados visualmente pela leitura no manômetro, dada na unidade bar. As medidas de vazão volumétrica, aferidas por proveta e cronômetro, foram realizadas em mL s^{-1} e convertidas em L h^{-1}. Dada a área de permeação da membrana em m^2, o fluxo permeado foi determinado em L h^{-1} m^{-2}.

4.4.2 Ensaios de permeação com efluentes reais

Os ensaios de permeação foram realizados com amostras de água cinza como alimentação do sistema de ultrafiltração, utilizando o módulo MUF2. O sistema operou com reciclo tanto do permeado quanto do concentrado para o tanque de alimentação, mantendo o sistema a uma concentração constante. Um agitador mecânico foi utilizado para manter a homogeneidade da alimentação. O ensaio foi realizado para duas matrizes de efluente, lavanderia doméstica e lavanderia industrial. O tempo para cada ensaio foi de 40 horas. Para isso, foi mantida no rotâmetro do sistema a vazão de alimentação de 2 L min^{-1}, equivalente ao número de Reynolds de 2.000.

Durante as 40 horas de operação, a cada 1 hora foram realizadas aferições da vazão de permeado, bem como análises de turbidez da alimentação e do permeado. As 40 horas de operação foram realizadas em 5 dias seguidos de 8 horas cada, simulando uma operação comercial em uma lavanderia. A cada 8 horas trabalhadas, o sistema era desligado e a operação retomada no dia posterior. A cada 4ª hora de cada dia foram coletadas amostras do permeado e da alimentação para análise de Demanda Química de Oxigênio (DQO) e da série de sólidos. Os sólidos suspensos totais (SST), sólidos dissolvidos totais (SDT) e sólidos totais (ST) foram analisados para a alimentação; e somente os sólidos totais (ST) para o permeado, considerando que a porosidade da membrana é muito mais seletiva e eficiente do que o filtro de papel utilizado na filtragem de determinação de sólidos dissolvidos. Todas as análises foram realizadas em triplicatas, como forma de se avaliar a precisão nos resultados.

4.5 Análises físico-químicas das alimentações e permeados

Alguns parâmetros foram tomados como base para as análises das águas cinzas de lavanderia doméstica e industrial, por meio de amostras da alimentação e permeado do sistema de ultrafiltração com o módulo MUF2, como forma de avaliar a eficiência do processo na remoção dos contaminantes e verificar a qualidade da água gerada. Os parâmetros foram: cor, odor, pH, turbidez, condutividade, sulfato, série de sólidos, dureza total, cloreto e DQO.

Para a realização das séries de análises físico-químicas foram necessários os seguintes equipamentos: pHmetro (mPA-210 - MS Tecnopon Instrumentação), Turbidímetro (AP-2000 – PoliControl), Condutívimetro (DM-32 – Digimed), Estufa (CE-205 – Cienlab), Balança analítica (ME-204 - Mettler Toledo), Mufla (2000-F – Zezimaq), Bloco digestor de DQO (CE-350 – Cienlab). Os métodos usados na análise de detecção dos parâmetros foram baseados no *Standard*

Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2017). Os números dos métodos correspondentes a cada parâmetro estão apresentados no Quadro 9.

Quadro 9: Números dos métodos usados para cada parâmetro analisado das águas cinzas conforme *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*

Parâmetro	Método
Condutividade	2510 B
Cor	2120 B
DQO	5220 B
Série de sólidos (totais e dissolvidos)	2540 B, 2540C e2540 D
Turbidez	2130 B
pH	2310 B e 2320 B
Cloreto	4500 Cl^- B
Dureza	2340 C
Sulfato	4500 SO_4^{-2} D

Fonte: APHA, 2017.

A avaliação do parâmetro odor foi realizada de forma sensorial, identificando se há ou não presença de cheiro nas amostras analisadas. A determinação do parâmetro sólido suspenso foi realizada pela diferença gravimétrica entre sólidos totais e sólidos dissolvidos.

4.6 Avaliação de Ciclo de Vida

A Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) foi pautada nas normas brasileiras ABNT NBR ISO 14.040 (ABNT, 2009a) e ABNT NBR ISO 14.044 (ABNT, 2009b), com foco nos potenciais impactos ambientais negativos decorrentes do ciclo de vida dos cenários de tratamento de efluentes de lavanderia.

4.6.1 Objetivo e escopo do estudo

O estudo teve como objetivo avaliar os potenciais impactos ambientais da implantação de diferentes técnicas de recuperação e reúso de águas cinzas de uma lavanderia. As técnicas foram: pré-tratamento seguido do tratamento convencional por coagulação-floculação e desinfecção; e pré-tratamento seguido do sistema de ultrafiltração com membranas de fibras ocas de PVDF. Conforme estudos de Coan (2021), a ultrafiltração apresenta desempenho de remoção a ponto de reduzir a necessidade do uso de agentes desinfetantes, pois por si só remove partículas em suspensão, microrganismos, bactérias e vírus, por isso não foi admitido etapa de desinfecção para a técnica de ultrafiltração. A ACV proposta envolveu comparação entre duas tecnologias de recuperação, porém com a mesma função, uso não potável.

Este estudo se justificou pela necessidade de uma avaliação ambiental detalhada de sistemas alternativos de água, como reaproveitamento de águas cinzas em lavanderias, considerando que a maioria dos estudos se concentra na viabilidade técnica e econômica de implantação, devido ser um setor com grande consumo de água. As principais contribuições dessa análise foram: apoio nas decisões de projetistas, empresários, pesquisadores e gestores do ramo de lavanderias, bem como recomendações de mitigações para os impactos ambientais que forem verificados e incentivo de implantação de tecnologias mais limpas.

Sendo assim, os três cenários objetos de estudo da ACV foram:
Cenário 1 - Tratamento convencional por coagulação-floculação seguido de desinfecção das águas cinzas de lavanderia industrial do ramo doméstico visando reúso em lavagem de pisos;
Cenário 2 - Tratamento pelo processo de Ultrafiltração (UF) das águas cinzas de lavanderia industrial do ramo doméstico visando reúso em lavagem de pisos;
Cenário 3 - Tratamento pelo processo de Ultrafiltração (UF) das águas cinzas de lavanderia industrial do ramo doméstico visando reúso na etapa de lavagem da própria lavanderia.

Os cenários foram usados para fins de comparação dos potenciais impactos ambientais, estabelecendo que a análise se adequaria a lavanderias industriais de pequeno porte com gasto de até 1.800 L dia^{-1}, pertencente ao ramo doméstico e decorativo, na qual fazem lavagens de roupas de vestuário, cama, mesa e banho, cortinas, estofados, camurça, bolsas, pelúcias e carpetes. Para todos os cenários foi considerando o reúso em torno de 1.000 L dia^{-1} de efluentes da lavanderia. Essas características da lavanderia foram atribuídas para melhor enquadramento dos cenários, evitando discrepâncias no método de análise ACV.

4.6.2 Inventário de ciclo de vida do estudo

Os dados de inventário de ciclo de vida foram obtidos por fontes secundárias de pesquisas científicas de diferentes autores sobre os processos mencionados para esse presente estudo. Porém, devido à dificuldade de obter dados na literatura, também foi utilizada a base de dados secundária do Banco Nacional de Inventários do Ciclo de Vida de Produtos Brasileiros (SICV) para complementação dos dados específicos.

No que refere aos dados de extração e fabricação de plásticos, foram utilizados os estudos de Borges (2004) e Lima (2010). Já os dados de PVDF foi baseado nos estudos de Cornejo, Zhang e Mihelcic (2016). Para a extração, fabricação e operação da motobomba, válvulas, peneiras e registros foram baseados no estudo de Ribeiro (2015). Para o tratamento de efluentes, a quantidade e uso dos compostos químicos foram baseados nos estudos de Farias (2020). A base de dados SICV foi utilizada para outros componentes plásticos, metálicos e reagentes químicos não identificados.

Para os dados de consumo de energia elétrica para o volume de efluente tratado, os estudos de Singh, Kansal e Carliell-Marquet (2016) foram os norteadores para essa correlação, considerando a matriz brasileira de energia.

Os parâmetros operacionais e a quantidade de componentes hidráulicos usados nos cenários de tratamento de efluentes de lavanderia foi baseada em dados de Al-Sarkal e Arafat (2013), Akhoundi e Nazif (2020), Pontes *et al.* (2021), Ribeiro (2015) e Sostar-Turk *et al.* (2005). A reposição de componentes que chegaram ao fim da sua vida útil, dentro do período da extensão temporal definida no escopo do estudo, também foi inclusa no ICV, como algumas conexões e bóias.

4.6.3 Avaliação de impacto de ciclo de vida do estudo

Na etapa de Avaliação de Impacto de Ciclo de Vida (AICV) os dados alcançados na análise de inventário foram classificados em diferentes categorias de impactos com base nos potenciais impactos ambientais que se espera que contribuam. Eles refletem perigo à saúde humana, aos ecossistemas e ao esgotamento dos recursos do ambiente. Os fluxos de entrada e saída foram associados às categorias de impactos, o que permite verificar magnitude e significância dos impactos ambientais em cada cenário dos sistemas em análise do presente estudo.

O *software OpenLCA* versão 1.10.3, desenvolvido pela *GreenDelta* em 2006 (Berlim, Alemanha), foi utilizado no levantamento dos fluxos de ICV e na realização da AICV sendo selecionado o método ReCiPe *Midpoint* 2016 para análise dos impactos dos ciclos de vida dos cenários propostos no estudo.

A metodologia Midpoint utilizou a abordagem voltada ao problema, apresentando resposta mais detalhada com 18 diferentes tipos de categorias de impactos: Formação de Material particulado; Depleção de recursos fósseis; Ecotoxicidade de água doce; Eutrofização de água doce; Aquecimento global; Toxicidade humana carcinogênica; Toxicidade humana não carcinogênica; Radiação ionizante; Uso do solo; Ecotoxicidade marinha; Eutrofização marinha; Depleção de recursos minerais; Depleção de ozônio para a saúde humana; Depleção de ozônio para ecossistemas terrestres; Depleção de ozônio estratosférico; Acidificação terrestre; Ecotoxicidade terrestre e Depleção de recursos hídricos.

A categoria de impacto ambiental Aquecimento global considera as emissões e aumento de gases de efeito estufa na atmosfera, que gera como consequência o aumento da temperatura média global, propício a danos à saúde e a qualidade dos ecossistemas. Já a categoria Escassez de Recursos Fósseis refere-se à qualidade dos recursos não renováveis, petróleo e gás natural,

que com o aumento da extração gerará aumento de custos produtivos e aumento da necessidade de energia (GOEDKOOP *et al.,* 2013).

As categorias de impactos ambientais Ecotoxicidade da Água Doce, Ecotoxicidade Marinha e Ecotoxicidade Terrestre referem-se à avaliação da persistência de produtos químicos no ambiente, por acúmulo na cadeia alimentar e toxicidade do mesmo, sejam em água doce, marinha ou na superfície terrestre. Já as categorias Eutrofização de Água Doce e a Eutrofização Marinha, correspondem ao excesso de nutrientes nos ambientes aquáticos devido às atividades humanas, provocando danos na qualidade dos ecossistemas de água doce e marinha (PONTES *et al.,* 2021).

As categorias Toxicidade humana carcinogênica e Toxicidade humana não carcinogênica compreendem o potencial para gerar impactos na qualidade de vida das pessoas devido à persistência ambiental de produtos tóxicos, sejam eles cancerígenos ou não. Já a categoria Escassez de Recursos Minerais refere-se a danos oriundos da escassez desses recursos, levando em consideração que, com o aumento da extração, tornará cada vez mais raro o recurso e os custos serão elevados. A categoria de impacto ambiental Depleção de recursos hídricos remete ao consumo e uso da água, impactando na saúde humana, em ecossistemas aquáticos e terrestres (GOEDKOOP *et al.,* 2013; PONTES *et al.,* 2021).

As categorias Depleção de ozônio para a saúde humana, Depleção de ozônio para ecossistemas terrestres e Destruição do ozônio estratosférico se referem à depleção do ozônio estratosférico e como consequência a redução da sua camada, devido às perdas fugitivas de substâncias antropogênicas que persistem na atmosfera como os Clorofluorcarbonetos (CFC), gerando efeitos na saúde humana e ecossistemas terrestres. Já a categoria de impacto ambiental Radiação Ionizante se deve às consequências da exposição à essa radiação, que pode ter potencial de interagir e alterar moléculas, danificar ou até matar células ameaçando a saúde humana e ecossistêmica (GOEDKOOP *et al.,* 2013; PONTES *et al.,* 2021).

A categoria Formação de Material Particulado, se refere ao material particulado fino que representa uma complexa mistura de substâncias orgânicas e inorgânicas que pode causar problemas de saúde quando inalado. Essa categoria considera somente as atividades humanas como fonte desse material. Já a categoria de impacto Acidificação Terrestre considera a mudança da acidez no solo devido a substâncias inorgânicas como sulfatos, nitratos e fosfatos. A categoria uso do solo remete à quantificação da ocupação da terra, impacto da retirada de cobertura natural, que é usada por um determinado tempo (PONTES *et al.,* 2021).

Conhecendo cada categoria de impacto a ser analisada, a AICV foi efetuada pelo *software OpenLCA*, que forneceu relatórios detalhados com os potenciais impactos ambientais negativos gerados pelos cenários de tratamento de efluentes de lavanderia em análise, e os valores dos indicadores de impactos para cada uma das categorias, os quais foram modelados pelo *software Microsoft Excel.*

4.6.4 Interpretação dos resultados do estudo

A interpretação dos resultados oriundos da Análise do Inventário de Ciclo de Vida (ICV) e da Avaliação de Impactos do Ciclo de Vida (AICV), para os cenários propostos de tratamento de efluentes, foi realizada atendendo ao objetivo e escopo proposto no estudo. Nessa etapa foram feitas avaliações críticas gerando embasamentos para a escolha do melhor cenário e para as conclusões do estudo.

A interpretação permitiu verificar as categorias de impactos ambientais mais importantes para cada cenário, investigando quais entradas e saídas que geraram os elevados valores de uma categoria de impacto e avaliou os processos e estágios que geraram os elevados valores de uma categoria de impacto.

Uma análise de sensibilidade também foi integrante da interpretação do estudo, permitindo confiabilidade e robustez ao avaliar a sensibilidade do resultado final variando o método de AICV aplicado, sendo utilizado o método ILCD (*International Reference Life Cycle Data System*) Midpoint+ 2011 para análise dos impactos dos ciclos de vida dos cenários propostos no estudo comparados ao método ReCiPe *Midpoin*t 2016.

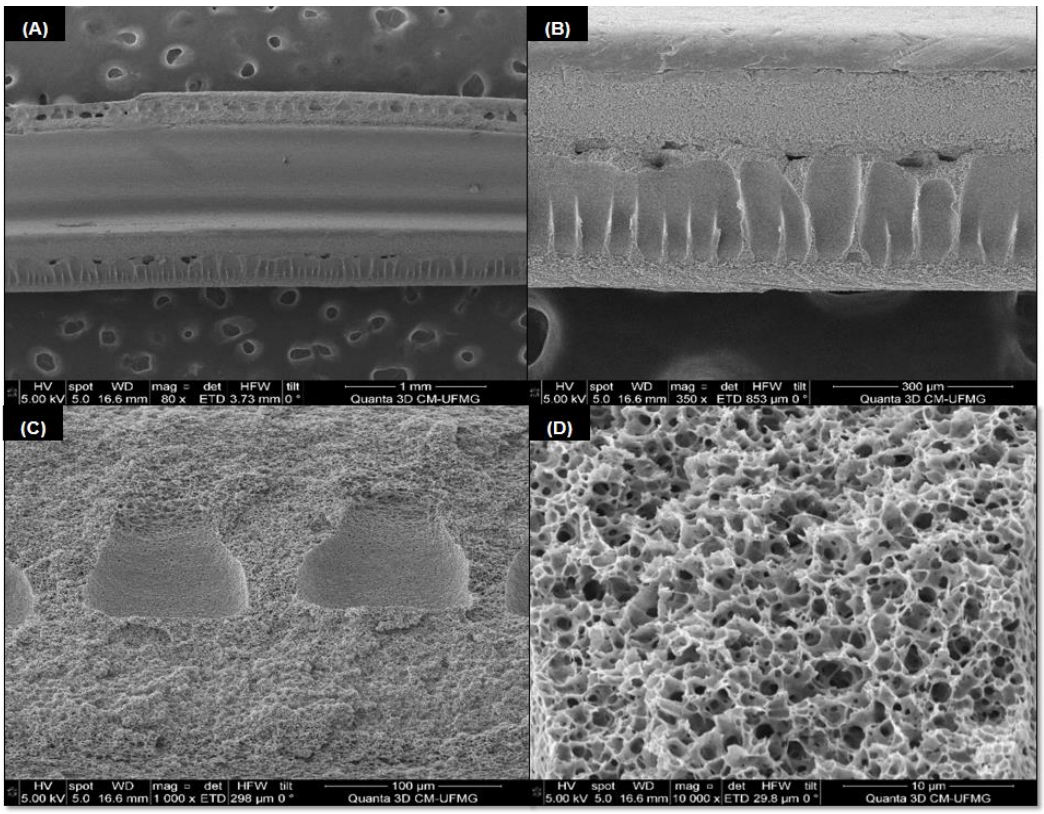
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados do estudo estão divididos nas etapas: caracterização das membranas de UF: MEV, FTIR e teste de rejeição a solutos, avaliação dos módulos de membrana MUF1 e MUF2 no sistema de ultrafiltração, desempenho do sistema de ultrafiltração em efluentes reais de lavanderias e avaliação da viabilidade ambiental pela ferramenta de ACV.

5.1 Características da membrana por MEV

A análise de MEV das membranas foi realizada para avaliar a morfologia, diâmetro externo das fibras e característica dos poros em seção longitudinal e transversal. As membranas de fibra oca de PVDF utilizadas no estudo apresentam morfologia anisotrópica porosa na sua seção longitudinal conforme apresentado na Figura 18(a), com aumento de 80x. Os detalhes da seção longitudinal da fibra oca são apresentados na Figura 18(b), com aumento de 350x. Os poros digitiformes são mostrados na Figura 18(c) com aumento de 1.000x, e a parte mais próxima do lúmen com morfologia esponjosa interconectada é mostrada na Figura 18(d), com aumento de 10.000x.

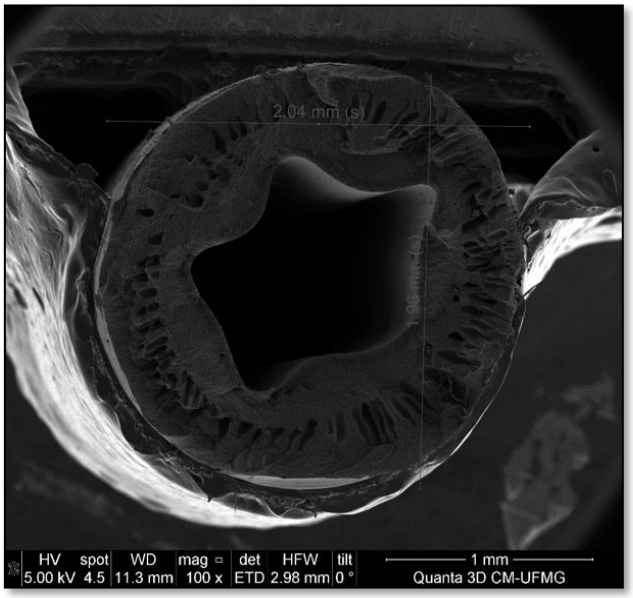
Figura 18: Fotomicrografias por MEV da fibra oca de PVDF: seção longitudinal (a), detalhe da seção longitudinal (b) poros digitiformes (c) e poros esponjosos interconectados (d).



Fonte: Elaborada pela autora, 2022.

A seção transversal da fibra oca de PVDF, pode ser vista na Figura 19, com aumento de 100x, apresentando uma estimativa de valores de seu diâmetro externo. A fibra possui um lúmen centralizado com ondulações internas que indicam a ocorrência de desvios durante a precipitação não uniforme das paredes internas da fibra devido ao processo de fabricação, resultando em desvios que distanciaram o centro de um formato circular.

Figura 19: Fotomicrografia por MEV da fibra oca de PVDF: seção transversal

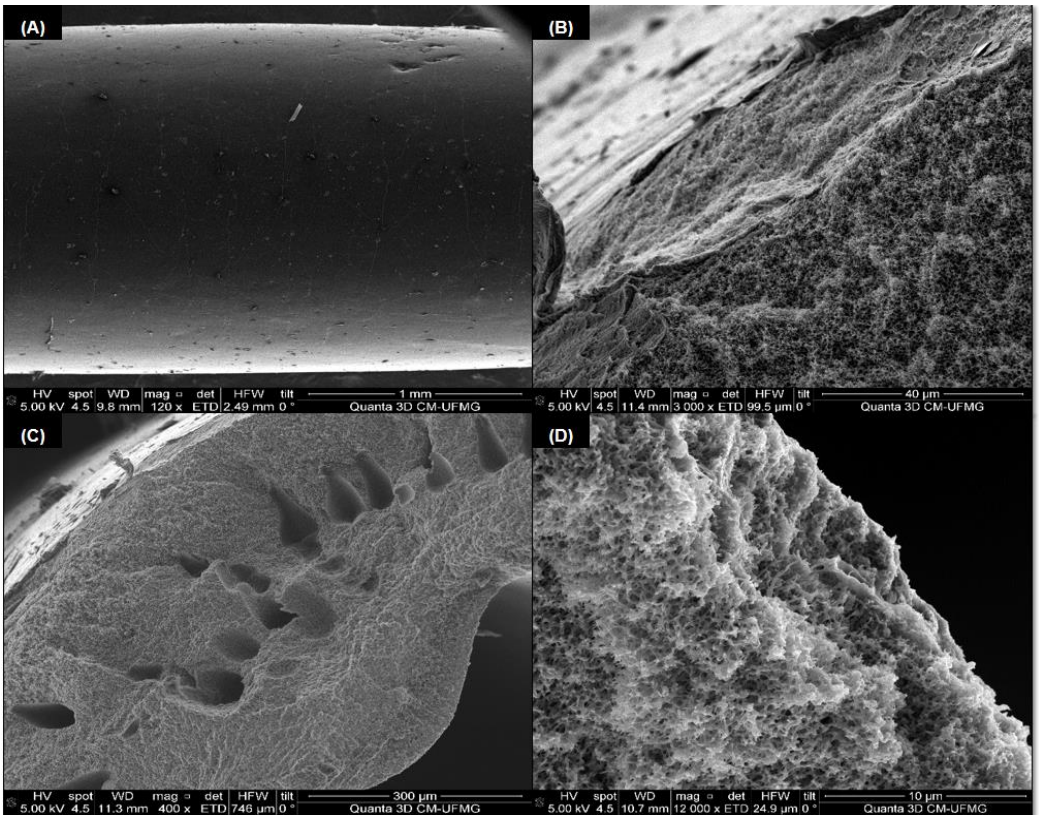


Fonte: Elaborada pela autora, 2022.

Na Figura 19 podem ser observadas características quanto a espessura, formato do lúmen e centralidade que podem sugerir confiança nas propriedades mecânicas desta fibra, uma vez que não possui características morfológicas instáveis que possam comprometer a integridade da membrana, como um lúmen descentralizado e formação de macrovazios ao longo de toda a espessura da fibra. No que refere ao diâmetro externo da fibra, o valor médio verificado foi de 2 mm, o qual foi utilizado no cálculo da área dos módulos.

Na Figura 20(a) pode-se observar a superfície externa de uma amostra de fibra oca de PVDF com aumento de 120x. Os detalhes da superfície externa são apresentados na Figura 20(b), com aumento de 3.000x. Os poros digitiformes da seção transversal são mostrados na Figura 20(c) com aumento de 400x, e os detalhes da morfologia esponjosa interconectada da superfície externa são apresentados na Figura 20(d), com aumento de 12.000x.

Figura 20: Fotomicrografias por MEV da fibra oca de PVDF: superfície externa (a), detalhes da superfície externa (b), poros digitiformes da seção transversal (c) e poros esponjosos da superfície (d).



Fonte: Elaborada pela autora, 2022.

A presença de poros digitiformes ou "*fingerlikes*" na fibra oca de PVDF distribuídos de forma regular pela membrana permite como característica bons índices de permeabilidade hidráulica. Algumas regiões da fibra oca de PVDF são mais rugosas e densas, enquanto outras demonstram uma elevada porosidade. As regiões próximas do lúmen demonstram elevada densidade de poros interconectados, característica esta que pode aumentar os fluxos no interior da membrana e também resultar em maior permeabilidade hidráulica.

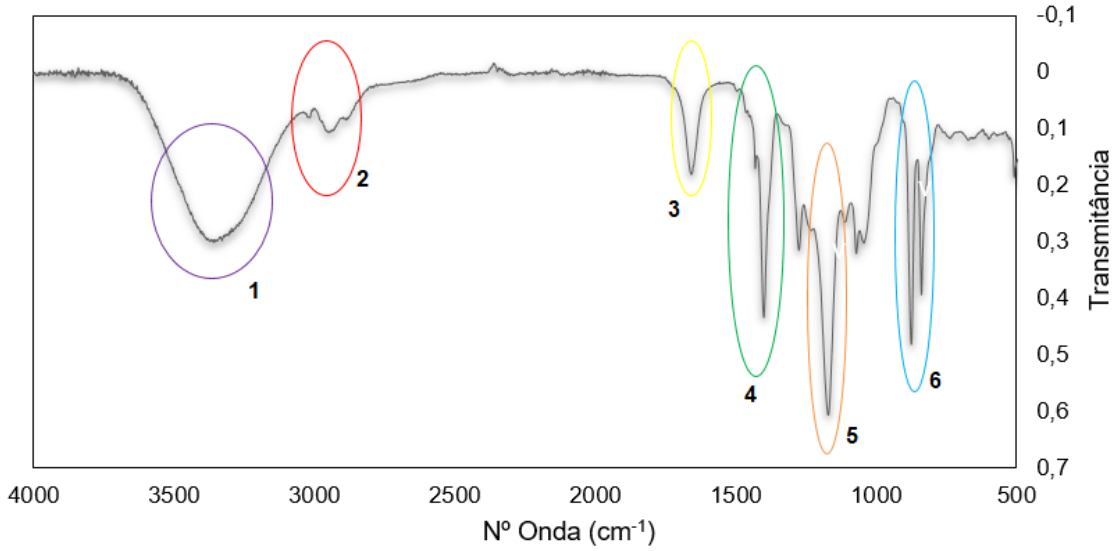
Os autores Mendes *et al.* (2017) e Yuliwati *et al.* (2011), que estudaram membranas de fibra oca de PVDF utilizadas no processo de ultrafiltração, também evidenciaram fortes características de poros digitiformes regulares e poros esponjosos isolados de tamanhos irregulares nas fotomicrografias.

5.2 Características da membrana por FTIR

Os dados obtidos da análise da Espectroscopia de Infravermelho com Transformada de Fourier (FTIR) da membrana de UF de fibra oca com varreduras na faixa de 4.000 a 500 cm^{-1}

evidenciam a presença do Fluoreto de Polivinilideno (PVDF) como constituinte químico da membrana (Figura 21). Essa faixa de varredura é considerada de impressão digital, uma vez que confirma a identidade de um material. Mesmo que apresente isômeros com espectros idênticos em outras regiões de varredura, nessa faixa apresentam diferenças. Na área de polímeros, as análises de FTIR podem ser utilizadas para estudar a caracterização de ligações químicas e microestrutura de polímeros, bem como comprovar a evidência de um dado composto em um material.

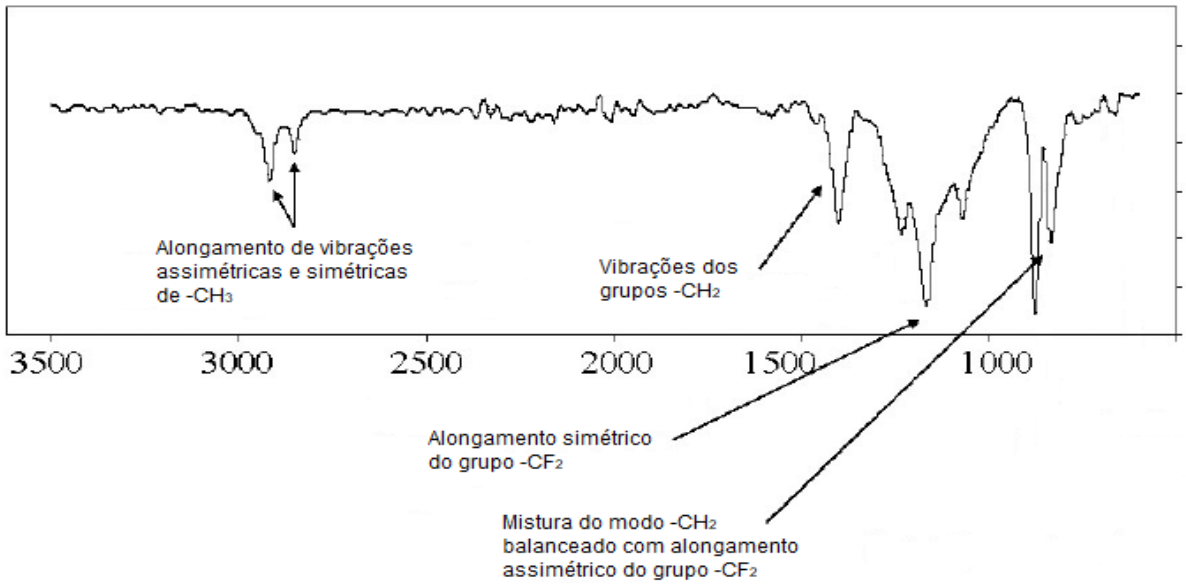
Figura 21: Espectro de FTIR da análise da membrana de fibra oca



Fonte: Elaborado pela autora, 2022.

Segundo os estudos de BAI *et al.* (2012) e MOHAMAD (2012), ao estudar dados de FTIR em polímeros de Fluoreto de Polivinilideno (PVDF), observa-se que as bandas localizadas em 3.022 e 2.980 cm^{-1} correspondem ao estiramento de vibração assimétrica e simétrica do grupo $-CH_3$ do PVDF, respectivamente. O pico de absorção que é observado em 1403 cm^{-1} se deve à vibração do grupo $-CH_2$. A banda em 1.173 cm^{-1} está associada ao estiramento simétrico do grupo $-CF_2$. Já os picos em 878 e 840 cm^{-1} foram relacionados a mistura do grupo $–CH_2$ e $-CF_2$. Na Figura 22 está representado o espectro do PVDF oriundo do estudo de MOHAMAD (2012).

Figura 22: Espectro de FTIR do PVDF, resultado do estudo de MOHAMAD (2012)



Fonte: MOHAMAD, 2012. Adaptado.

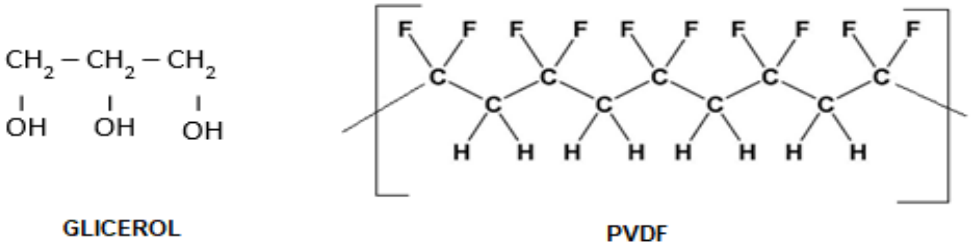
Ao comparar a Figura 22 de espectro do autor MOHAMAD (2012) com a Figura 21 gerada do presente estudo, percebe-se semelhanças. Circulado na cor vermelha (número 2), na Figura 21, é possível observar a banda próximo de 3000 cm^{-1}, que corresponde às vibrações assimétrica e simétrica do grupo $-CH_3$. Na cor verde (número 4) nota-se a banda próximo de 1400 cm^{-1}, que pode ser atribuída à vibração dos grupos de $-CH_2$. Na cor laranja (número 5), a banda próximo de 1200 cm^{-1}, atribuída ao alongamento simétrico do grupo $-CF_2$ e na cor azul (número 6), abaixo de 1000 cm^{-1}, dois picos que podem ser relacionados às ligações entre carbonos e alongamento assimétrico do grupo -CF.

No que se refere às bandas do espectro apresentado pela Figura 21 nas cores roxo (número 1) e amarelo (número 3) não foram encontradas em estudo da literatura do polímero PVDF puro. Porém, considerando que após o processo de fabricação das fibras, as mesmas eram acondicionadas em banho de glicerol a fim de preservar a sua estrutura após os procedimentos de secagem para impedir o colapso dos poros, essas bandas do espectro podem se referir à presença desse constituinte presente nas fibras. O glicerol é formado por ligações carbônicas de $–CH_2$ e apresenta em sua estrutura o grupo funcional hidroxila (-OH).

Segundo Caicedo et al. (2010) e López-Díaz et al. (2018), as bandas em 3650-3200 cm^{-1} correspondem às vibrações das ligações do grupo hidroxila (–OH), o que se apresenta em consonância com a Figura 21 pela banda na mesma região circulada pela cor roxa (número 1). Segundo Marwan (2019), a banda circulada de amarelo (número 3), é característica entre ligações C-O, relacionando-se, portanto, à estrutura química do glicerol.

Sendo assim por meio do espectro gerado por FTIR do material da membrana de fibra oca utilizada no presente estudo, é possível confirmar sua identidade, sendo constituído de PVDF, contendo glicerol na sua superfície. A estrutura química do Fluoreto de Polivinilideno (PVDF) e do glicerol presentes nas membranas de fibra oca utilizadas no presente estudo podem ser vistas na Figura 23.

Figura 23: Estrutura química do glicerol e PVDF.

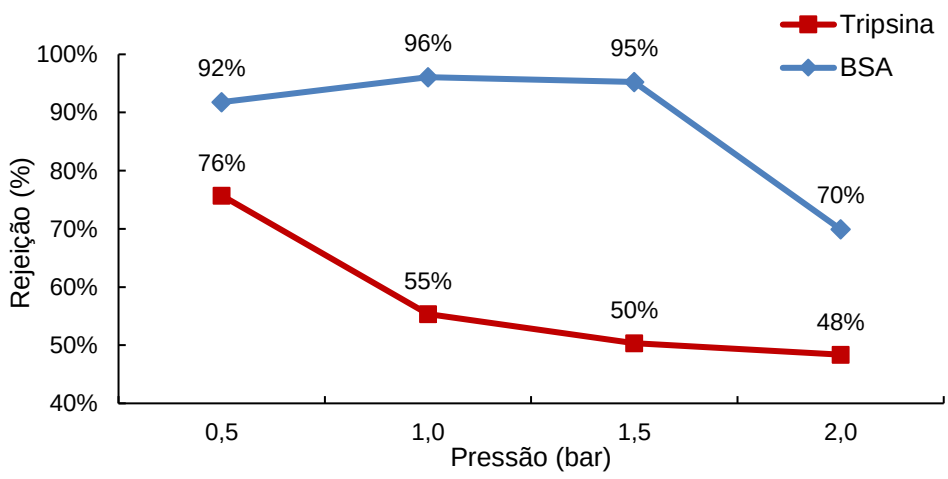


Fonte: Elaborada pela autora, 2022.

5.3 Teste de rejeição

Os testes de rejeição foram realizados visando avaliar a retenção de solutos que as membranas de fibra oca conseguem separar, considerando dois solutos de faixas de tamanhos diferentes: Tripsina (20 kDa) e BSA (albumina de soro bovino) (66 kDa). Os dados de rejeição da membrana de fibra oca de PVDF para os solutos citados em função da pressão aplicada estão apresentados no Gráfico 1. Essa análise permitiu o reconhecimento da faixa de tamanho de partículas a serem rejeitadas com maior eficiência pelas membranas do presente estudo.

Gráfico 1: Valores de rejeição a Tripsina e BSA para membranas de fibra oca de PVDF



Fonte: Elaborada pela autora, 2022.

Os valores de rejeição variaram bastante de acordo com o tipo de soluto utilizado. Segundo Arthanareeswaran *et al.* (2006), a massa molecular de um soluto para a qual a membrana apresenta capacidade de rejeição maior que 80%, é considera a massa molecular de corte.

De acordo com o Gráfico 1, assumiu-se que as membranas de fibra oca de PVDF utilizadas nos processos de ultrafiltração para a separação de efluentes e soluções conseguem reter solutos com massa molecular maior que 66 kDa, pois apresentou retenção acima de 90% para as pressões de 0,5; 1,0 e 1,5 bar, demonstrando uma elevada eficiência de rejeição para o soluto BSA. Enquanto solutos de massa molecular de 20 kDa apresentaram baixa taxa de rejeição, em torno de 57%. Os resultados encontrados se mostraram compatíveis com os estudos de Ong *et al.* (2014), que apresentou rejeição em torno de 42% para tripsina e aproximadamente 78% de rejeição para BSA, utilizando membranas de fibra oca de PVDF para aplicação no sistema de UF.

Foi observado que com o aumento das pressões aplicadas nos dois testes, houve uma tendência à diminuição das rejeições. Especificamente para a pressão de 2,0 bar percebe-se uma redução significativa na rejeição do soluto de BSA, ficando em 70% a retenção. Essa tendência de diminuição das rejeições com aumento da pressão pode estar relacionada a adsorção das proteínas com a estrutura química da membrana ou a deformação e passagem do soluto pelos poros das membranas. Segundo Almeida (2020), as membranas de PVDF possuem uma capacidade de ligação a proteínas de 170 a 200 μg m^{-2}, e se ligam por meio de interações hidrofóbicas.

À medida que se aumenta a massa molecular de soluto, implica na diminuição do fluxo do próprio soluto e consequentemente aumenta a rejeição do mesmo, uma vez que as partículas desses solutos passam a tomar dimensões maiores que os tamanhos dos poros das membranas. Sendo assim, o soluto de massa molecular alta, como a BSA (66kDa), possuem elevada rejeição, enquanto soluto de massa molecular baixa, como a Tripsina (20 kDa) acaba passando pelos poros da membrana.

Sendo assim a fibra oca de PVDF apresenta massa molecular de corte de 66 kDa, valor este pertencente ao intervalo de corte da ultrafiltração que varia de 10 kDa a 150 kDa (LUTZ, 2010; NAKATSUKA *et al.,* 1996).

5.4 Avaliação do módulo de membrana MUF1 no sistema de ultrafiltração

O sistema de ultrafiltração com o módulo de membranas de fibra oca de PVDF denominado MUF1 foi inicialmente submetido a compactação da membrana seguido da determinação da permeabilidade hidráulica e do fluxo limite.

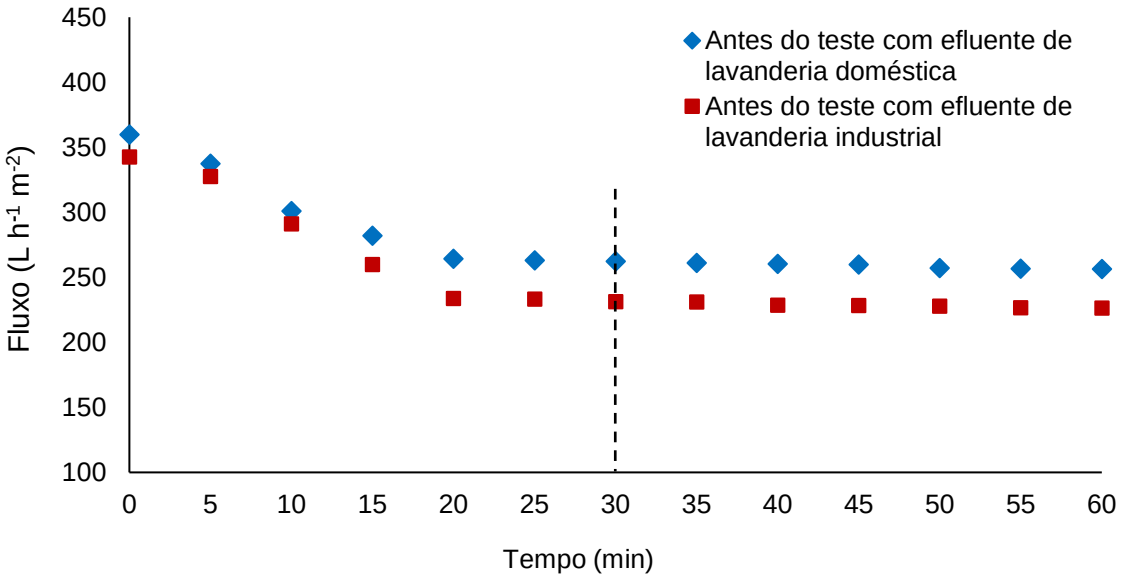
5.4.1 Determinação da permeabilidade hidráulica da membrana

A compactação da membrana foi realizada antes da determinação da permeabilidade hidráulica e da determinação do fluxo limite no módulo MUF1, para cada uma das duas matrizes de efluentes no sistema de UF (lavanderia doméstica e industrial), utilizando água destilada como alimentação. O teste de compactação foi realizado no módulo MUF1 a uma pressão constante de 2,0 bar. Essa pressão foi a máxima pressão estável permitida devido às limitações do sistema de UF.

Quando um solvente puro e sem interação com a membrana é utilizado em um sistema de compactação da membrana (água destilada), o fluxo permeado a uma dada pressão tende a ser constante com o passar do tempo, indicando dessa forma a acomodação da estrutura porosa presente na seção transversal da membrana de filtração resultando no adensamento e consequentemente em uma resistência à filtração.

No Gráfico 2, é possível verificar o comportamento do fluxo permeado em função do tempo, decorrido do teste de compactação do módulo de membranas MUF1, à pressão constante de 2,0 bar.

Gráfico 2: Compactação do módulo de membranas MUF1



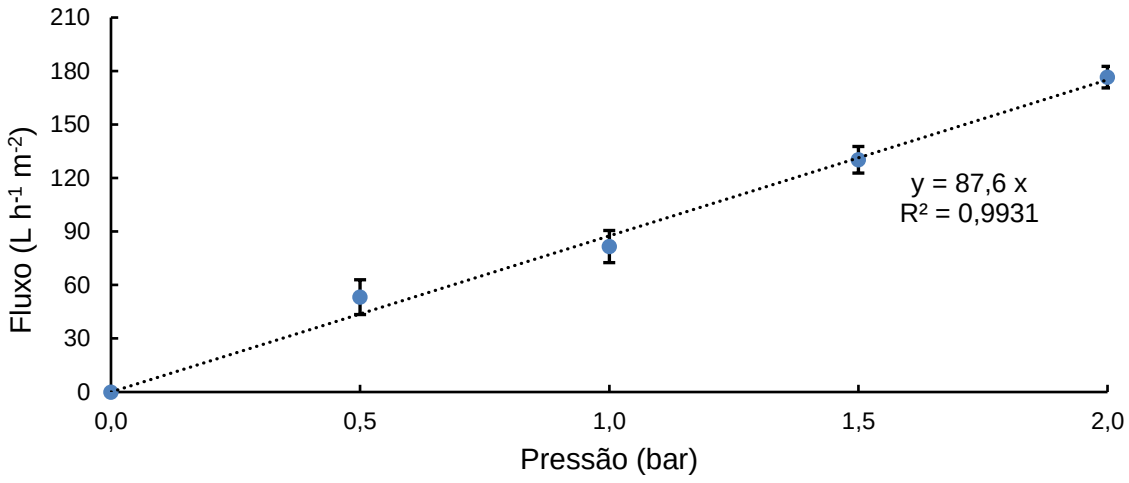
Fonte: Elaborada pela autora, 2022.

Utilizando os dados do Gráfico 2, foi perceptível que o tempo para a ocorrência da compactação da membrana foi em torno de 30 minutos, mantendo uma constância nos demais tempos posteriores. Sendo este tempo confirmado pelo teste estatístico não paramétrico de análise de ponto-mudança ao nível de 95% de confiança. Para o teste de compactação antes do teste com efluente de lavanderia doméstica, o fluxo permeado inicial foi de 359,8 L h^{-1} m^{-2} e a média após os 30 minutos que permaneceu em constância foi de 258,7 L h^{-1} m^{-2} com desvio médio de 1,9 L h^{-1} m^{-2}, gerando uma redução de 28%. Já para o teste de compactação antes do teste com efluente de lavanderia industrial, o fluxo permeado inicial foi de 342,6 L h^{-1} m^{-2} e a média após os 30 minutos que permaneceu em constância foi de 228,2 L h^{-1} m^{-2}, com desvio médio de 1,2 L $h^{-1}m^{-2}$, permitindo um fator de redução de 33%.

A compactação antes da passagem do efluente de lavanderia doméstica foi realizada no módulo de membrana nova, aplicado a ele apenas a limpeza de remoção de glicerol. Já a compactação antes da passagem do efluente de lavanderia industrial foi realizada no módulo de membrana recuperada, usada para teste com efluente de lavanderia doméstica e posteriormente lavada. A redução do fluxo permeado foi maior no teste de compactação com a membrana recuperada do que na membrana nova, porém ambas as compactações ocorreram no tempo mínimo de 30 minutos indicando a manutenção da acomodação dos poros da membrana após a compactação.

A permeabilidade é dada pela relação do fluxo (L h^{-1} m^{-2}) com o aumento da pressão (bar). O teste de permeabilidade hidráulica para o módulo MUF1 foi realizado 4 vezes, após situações de limpeza/incrustação diferentes. Os valores médios obtidos para esses 4 testes, com seus respectivos desvios, determinados pelo cálculo de desvio padrão, foram utilizados para a construção do Gráfico 3.

Gráfico 3: Permeabilidade hidráulica média do módulo MUF1



Fonte: Elaborada pela autora, 2022.

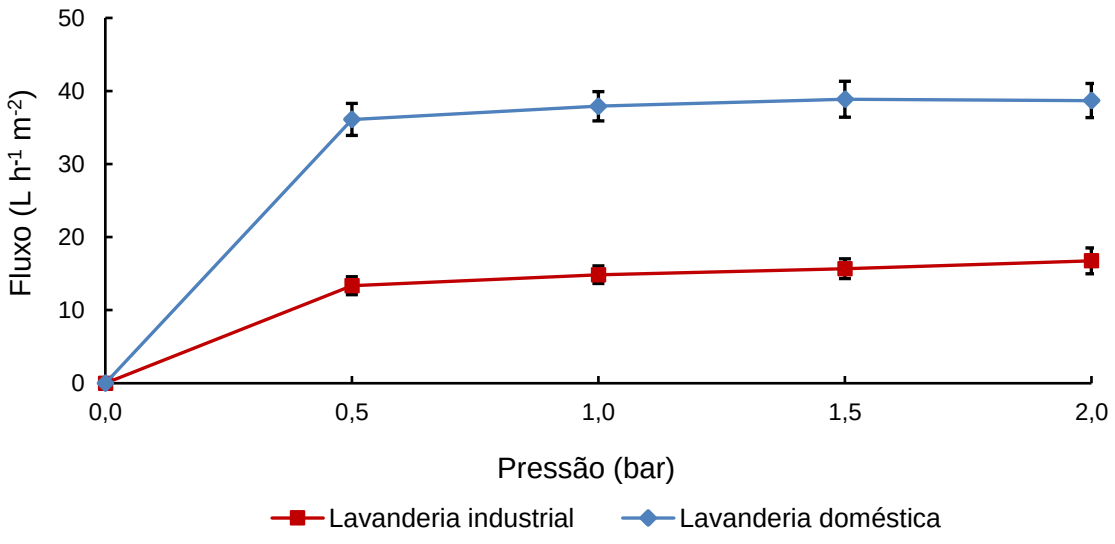
O fluxo permeado de água pura apresenta uma dependência linear com a pressão empregada e o coeficiente angular da reta obtida que é utilizado para a determinação da permeabilidade hidráulica da membrana, conforme descrito no capítulo anterior. O coeficiente para o módulo MUF1 apresentou um valor de 87,6 L $h^{-1}m^{-2}$ bar, com desvio médio relativo de 7,3%.

Os valores de permeabilidade hidráulica determinam uma constante de proporcionalidade linear para um solvente puro entre o fluxo e variação da pressão, que se deve às características do meio poroso oriunda da estrutura da membrana e do módulo. É observável uma forte linearidade da relação do fluxo e pressão, devido ao coeficiente de correlação do módulo MUF1 ser em torno de 0,99. O coeficiente de correlação (r) é determinado pela raiz do coeficiente de determinação (R^2).

5.4.2 Determinação do fluxo limite

O ensaio para obtenção do fluxo limite foi realizado com o módulo MUF1. O fluxo limite foi obtido a partir da variação de pressão e obtenção do fluxo permeado para cada matriz investigada, com o objetivo de determinar a pressão de operação adequada do sistema de ultrafiltração. A identificação das condições operacionais apropriadas ao sistema de membranas, permite um melhor controle das incrustações. O comportamento do fluxo permeado para cada matriz de efluente em função da variação da pressão de operação do sistema pode ser visualizado no Gráfico 4.

Gráfico 4: Fluxo permeado das matrizes de efluentes em função da variação de pressão do sistema



Fonte: Elaborada pela autora, 2022.

O fluxo permeado obtido tende a um valor constante à medida que se aumenta a pressão de operação, comportamento comum dos sistemas de ultrafiltração operando com fluxo tangencial. Isso ocorre com o aumento da pressão que eleva o fluxo convectivo em direção à superfície da membrana resultando no aumento da concentração das espécies retidas próximo à superfície da membrana. Segundo Atra *et al*. (2005), o aumento do fluxo é limitado pelo aumento da camada polarizada, ou seja, o aumento da pressão é compensado pela elevação da resistência total, dando origem a um fluxo limite.

A partir da análise do Gráfico 4, é possível observar que a partir de um dado valor de pressão, o aumento adicional dela representa um aumento da resistência ao transporte do solvente, gerando como consequência constância no fluxo permeado com o aumento da pressão. O fluxo constante é denominado de fluxo limite e conforme apresentado no Gráfico 4 ele é atingido a 0,5 bar, ou a pressões menores que este, para as duas matrizes de efluentes, se mantendo em constância para 1,0; 1,5 e 2,0 bar de pressão de operação. Esse valor foi confirmado pelo teste estatístico não paramétrico de análise de ponto-mudança ao nível de 95% de confiança.

O módulo MUF1 foi utilizado para o teste de fluxo limite devido ser o módulo com menor quantidade de fibras, o que contribui para uma melhor distribuição e acomodação das mesmas. Considerando que para qualquer sistema de membrana, este deve ser operado a pressões inferiores a menor pressão que gere o valor limite do fluxo de permeado, a pressão de 0,5 bar foi admitida como a pressão de operação no módulo MUF2. Isso foi considerado devido os módulos MUF1 e MUF2 apresentarem a mesma condição de escoamento, número de Reynolds em torno de 2000 em regime laminar.

O fluxo limite para o módulo MUF1 para a matriz de efluente lavanderia doméstica é de 36,1 L h^{-1} m^{-2}, com desvio médio de 2,3 L h^{-1} m^{-2} e para a matriz de efluente lavanderia industrial é de 13,3 L h^{-1} m^{-2}, com desvio médio de 1,8 L h^{-1} m^{-2}. Essa diferença de fluxo limite se deve às características dos efluentes, na qual pode haver diferença em termos de concentração dos compostos presentes nos efluentes de lavanderia doméstica e industrial, o que provoca maior resistência a transferência do fluxo permeado. Além disso, a diferença de fluxo permeado em função do valor da pressão se deve ao nível de polarização de concentração do sistema, dependendo da concentração de compostos na alimentação, da hidrodinâmica de escoamento e da capacidade de seleção da membrana.

5.5 Avaliação do módulo de membrana MUF2 no sistema de ultrafiltração

A densidade de empacotamento, é a relação que há entre a área da membrana disponível para permeação e o volume do módulo, dada em $m^2\ m^{-3}$. Geralmente as membranas de fibra oca apresentam alta densidade de empacotamento como entre 600 - 1200 $m^2\ m^{-3}$, podendo chegar a 30.000 $m^2\ m^{-3}$ dependendo da aplicação em larga escala dos módulos.

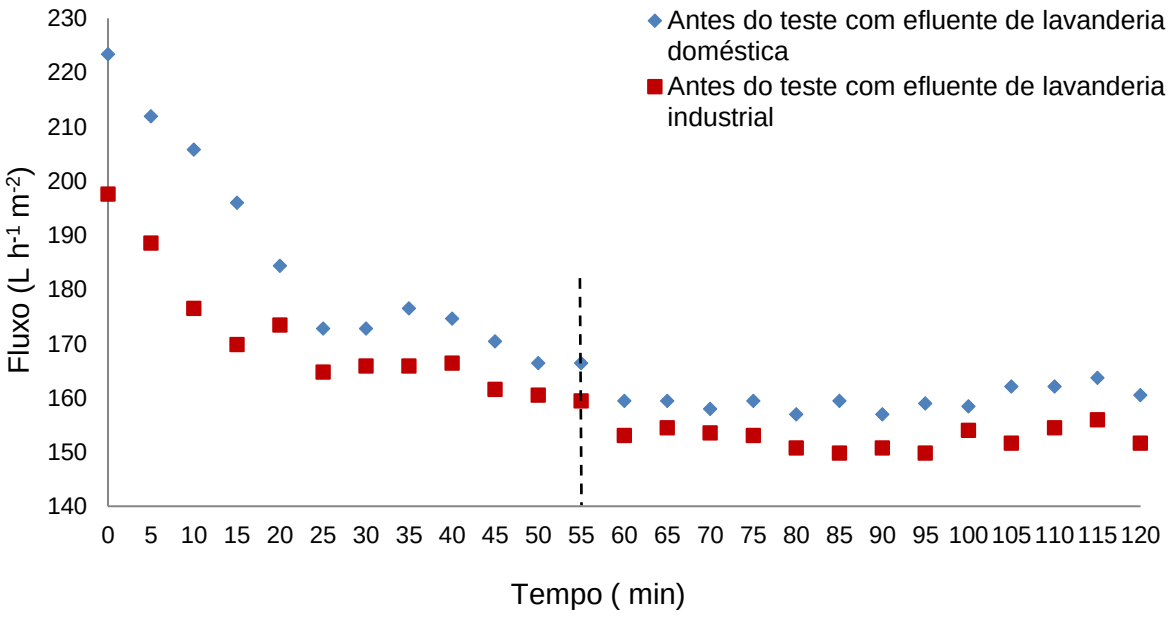
Segundo Yeo e Fane (2005), a densidade de empacotamento muito alta pode fazer com que algumas fibras sejam fundidas pelas tortas formadas na superfície, sendo propícias a sofrer maior influência de incrustações em menor tempo de operação. Portanto, para o módulo MUF2, confeccionado para ensaios operacionais do sistema de permeação de ultrafiltração, uma densidade de empacotamento de 993,02 $m^2\ m^{-3}$ foi considerada intermediária.

O módulo MUF2 foi inicialmente submetido a compactação da membrana seguido da determinação da permeabilidade hidráulica e ensaios de permeação com as duas matrizes de efluentes reais de lavanderia.

5.5.1 Determinação da permeabilidade hidráulica da membrana

A compactação foi realizada no módulo MUF2 a uma pressão constante de 1,5 bar. Essa pressão foi a máxima pressão estável permitida devido às limitações do sistema de UF. No Gráfico 5, é possível verificar o fluxo permeado em função do tempo, decorrido do teste de compactação do módulo de membranas MUF2, para pressão constante de 1,5 bar.

Gráfico 5: Compactação do módulo de membranas MUF2



Fonte: Elaborada pela autora, 2022.

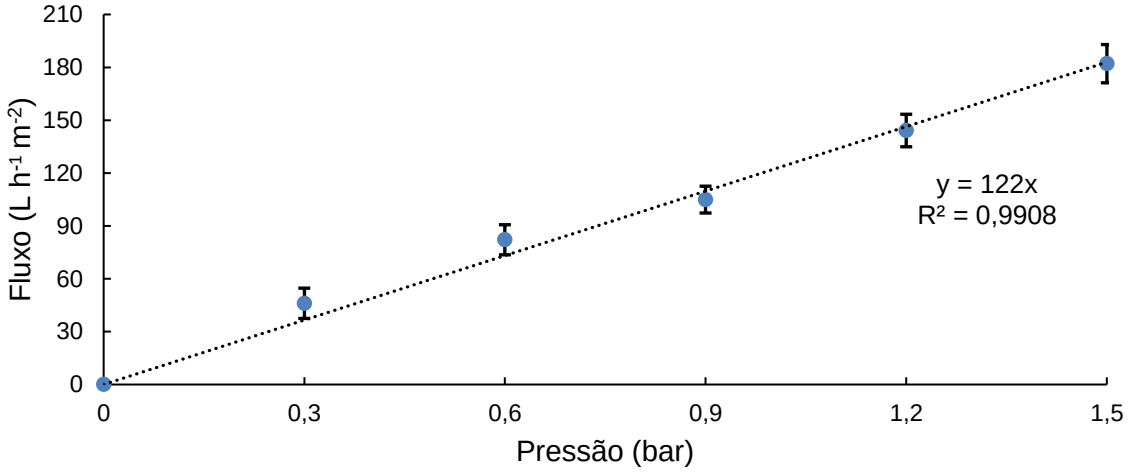
Utilizando os dados do Gráfico 5, foi perceptível que o tempo para ocorrência da compactação da membrana foi em torno de 55 minutos, mantendo uma constância nos demais tempos posteriores. Sendo este tempo confirmado pelo teste estatístico não paramétrico de análise de ponto-mudança ao nível de 95% de confiança. Para o teste de compactação antes do teste com efluente de lavanderia doméstica, o fluxo permeado inicial foi de 223,4 L h^{-1} m^{-2} e a média após os 55 minutos que permaneceu em constância foi de 156,9 L h^{-1} m^{-2}, com desvio médio de 1,5 L h^{-1} m^{-2}, resultando em uma redução de 30%. Já para o teste de compactação antes do teste com efluente de lavanderia industrial, o fluxo permeado inicial foi 197,6 L h^{-1} m^{-2} e a média após os 55 minutos que permaneceu em constância foi de 149,8 L h^{-1} m^{-2}, com desvio médio de 1,7 L h^{-1} m^{-2}, permitindo um fator de redução de 24%.

A compactação antes do ensaio de permeação com efluente de lavanderia doméstica foi realizada no módulo de membrana nova, aplicado a ele apenas a limpeza de remoção de glicerol. Já a compactação antes do ensaio de permeação com efluente de lavanderia industrial foi realizada no módulo de membrana recuperada, usada para teste com efluente de lavanderia doméstica e posteriormente lavada. Ambas as compactações ocorreram no tempo mínimo de 55 minutos, porém a redução do fluxo permeado foi menor no teste de compactação com a membrana recuperada, mostrando que houve melhor constância do fluxo após o uso da membrana do que quando ela estava nova.

Vale ressaltar que o tempo de compactação de cada membrana é específica, pois está relacionado com sua estrutura e tamanho dos poros. Pode-se concluir que os efeitos da compactação observada pelo presente estudo são consideráveis, pois provocou reduções do fluxo permeado de 28% e 33% no módulo MUF1 e de 24% e 30% no módulo MUF2. Estudos de Persson *et al.* (1995) afirmam que compactações das membranas são consideráveis quando variam de 18% a 34%, devido à pressão aplicada ao módulo de membrana gerando modificações na estrutura da mesma.

A permeabilidade hidráulica do módulo MUF2 foi determinada em 7 testes, após situações de limpeza/incrustação diferentes. Ela é dada pela relação fluxo permeado (L h^{-1} m^{-2}) com o aumento da pressão (bar) aplicada. A permeabilidade hidráulica média com seus respectivos desvios, determinados pelo cálculo de desvio padrão, é apresentada no Gráfico 6.

Gráfico 6: Permeabilidade hidráulica média do módulo MUF2



Fonte: Elaborada pela autora, 2022.

O coeficiente angular da reta para a relação linear entre a variação de pressão e fluxo permeado resultou em 122,0 L h^{-1} m^{-2} bar^{-1}, com desvio médio relativo de 8,0%, indicativo da permeabilidade hidráulica para o módulo MUF2. Observa-se uma forte linearidade da relação do fluxo e pressão, devido o coeficiente de correlação do módulo MUF2 ser em torno de 0,99.

Comparando os testes de permeabilidade hidráulica para os dois módulos, foi observado que o valor médio de permeabilidade encontrado para ambos os módulos sofrera baixos desvios (MUF1 7,3% e MUF2 8,0%). Esses resultados obtidos mostraram que não houve mudança significativas na permeabilidade da membrana, para os 4 testes no módulo MUF1 e os 7 testes no módulo MUF2, comprovando que os módulos estão operando com mesma eficiência inicial, após a realização da limpeza após cada operação realizada.

O valor de permeabilidade hidráulica do módulo MUF1 de 87,6 L h^{-1} m^{-2} bar^{-1} quando comparado ao valor de permeabilidade hidráulica do módulo MUF2 de 122,0 L h^{-1} m^{-2} bar^{-1}, representam uma diferença de 28%. Isso se deve à estrutura material específica dos módulos, em termos de acomodação dos poros ao longo de cada módulo confeccionado. Além disso, as condições de síntese das fibras podem também interferir na diferença de permeabilidade, uma vez que a permeabilidade hidráulica é intrínseca à cada membrana.

A permeabilidade hidráulica se deve a características específicas de cada membrana, podendo ser diferente mesmo sendo de mesma classificação dada pelo fabricante. A porosidade, espessura, tamanho dos poros, tortuosidades diferem entre si. Nos estudos de Zhang *et al.* (2016) com módulo de membranas de fibra oca de PVDF foi alcançada uma permeabilidade hidráulica de 142,3 L h^{-1} m^{-2} bar^{-1}, valor este semelhante ao do módulo MUF2 de permeabilidade 122,0 L h^{-1} m^{-2} bar^{-1}. Segundo Mulder (1997), a permeabilidade hidráulica para os processos de

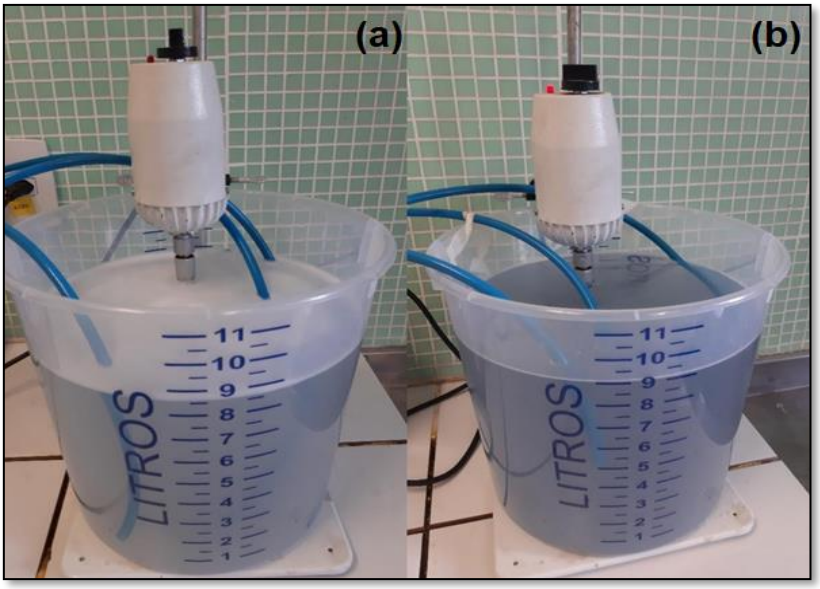
ultrafiltração variam em torno de 50 - 500 L h^{-1} m^{-2} bar^{-1}, estando os valores médios de 87,6 L h^{-1} m^{-2} bar^{-1}, do módulo MUF1 e 122,0 L h^{-1} m^{-2} bar^{-1}, do módulo MUF2 entre esses valores de referência.

5.5.2 Ensaios de permeação com efluentes reais

No sistema de permeação contendo o módulo de ultrafiltração (MUF2) foram realizados ensaios de permeação com duas matrizes de efluentes, com objetivo de avaliar o comportamento do fluxo permeado ao longo do tempo de operação, bem como avaliar as características das correntes de alimentação e permeado mediante análises físico-químicas como de turbidez, DQO e determinação de sólidos.

Os ensaios de permeação foram realizados em duas matrizes de efluente distintas (Figura 24) com o módulo MUF2, água cinza de lavanderia doméstica (a) e água cinza de lavanderia industrial (b). A pressão de operação do sistema de permeação foi de 0,5 bar, valor esse pré-estabelecido após o teste de determinação do fluxo limite no módulo MUF1.

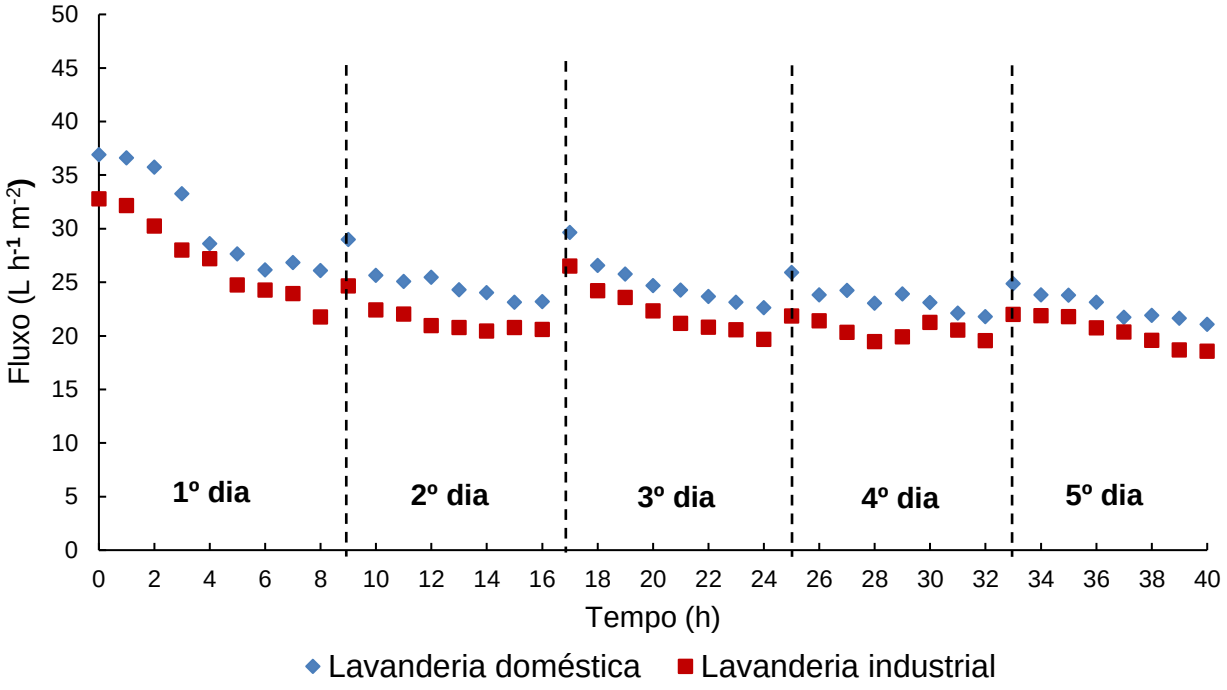
Figura 24: Matrizes de efluentes: (a) água cinza de lavanderia doméstica e (b) água cinza de lavanderia industrial.



Fonte: Elaborado pela autora, 2022.

No Gráfico 7 foi registrado o comportamento do fluxo permeado, registrado a cada 1 hora, com o tempo operacional de 40 horas para cada uma das matrizes de efluente.

Gráfico 7: Fluxo permeado do ensaio de permeação para duas matrizes de efluentes



Fonte: Elaborada pela autora, 2022.

A partir da análise do Gráfico 7, observa-se uma queda gradual do fluxo permeado ao longo do tempo de operação, para as duas matrizes de efluentes. Atribui-se a redução do fluxo permeado nos primeiros minutos de permeação à polarização de concentração e a formação de incrustações com o decorrer do experimento.

Para as duas matrizes de efluentes é possível observar que um fluxo permeado constante é obtido a partir da 10ª hora de operação do sistema. Isso se deve ao modo operacional do sistema com escoamento tangencial, por permitir menor variabilidade operacional, que resulta na estabilidade do fluxo permeado. Esse tipo de operação é importante para ter um melhor controle da polarização de concentração e de rejeição ao soluto.

O fluxo permeado inicial, tempo de 0 horas, para o efluente de lavanderia doméstica foi de 36,9 L h^{-1} m^{-2} e o fluxo permeado final, tempo de 40 horas, de 21,1 L h^{-1} m^{-2}. A redução em porcentagem do fluxo permeado foi de 42,9 %. Já para a lavanderia industrial o fluxo permeado inicial foi de 32,8 L h^{-1} m^{-2} e o fluxo permeado final de 18,6 L h^{-1} m^{-2}, representando uma redução de 43,4 %. A partir da recuperação da permeabilidade hidráulica da membrana, pode-se inferir que os efeitos da formação de incrustações se apresentaram com características reversíveis e de baixa interação com a membrana, uma vez que o fluxo se apresentou praticamente constante a partir da 10ª hora de operação. Sendo assim, a redução do fluxo permeado se deve à formação de torta sobre a superfície das membranas presentes no módulo, gerando uma resistência ao

transporte convectivo da alimentação. Uma forma de minimizar a ação da torta formada sobre a superfície da membrana é mediante a realização de retrolavagem em intervalos pré-estabelecidos.

A maioria dos artigos que abordam experimentos de operação de fluxo de permeado com membranas de ultrafiltração para tratamento de efluentes realizam ensaios para avaliação de fluxo permeado operacional com intervalos de tempo bem menor que o realizado neste estudo. Como exemplo, Seo *et al.,* (2001) analisou o comportamento do fluxo permeado para membrana de fibra oca de polisulfona aplicadas ao tratamento de efluentes de lavanderia doméstica, para um intervalo de tempo de 2 horas e observou uma redução do fluxo permeado de 35% do fluxo inicial.

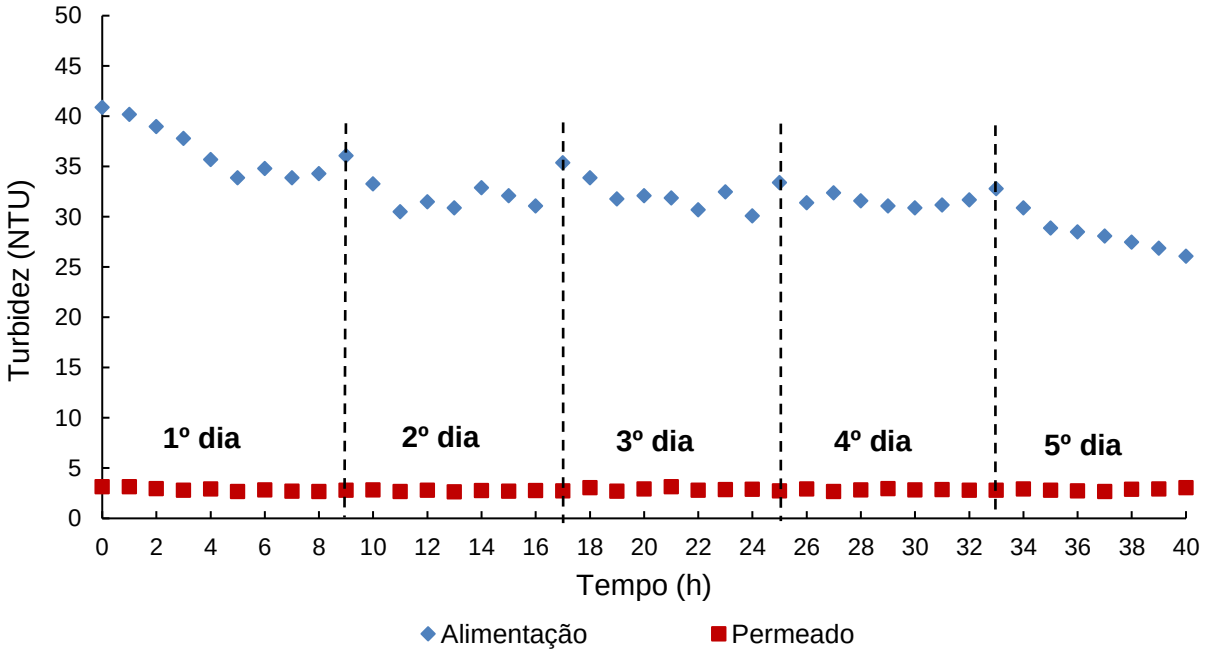
Bhattacharya *et al.* (2013), avaliou o fluxo permeado operacional em um sistema de permeação utilizando membranas de ultrafiltração para uma alimentação contendo águas cinzas visando o reúso. A redução do fluxo permeado operacional foi de 38% em um intervalo de tempo de aproximadamente 7 horas.

Devido menores tempos de operação, as reduções do fluxo permeado dos dois autores relatados foram menores que o presente estudo. O intervalo de tempo de 40 horas aqui considerado como tempo operacional se aproxima do tempo de processamento de uma lavanderia comercial. A estabilidade do sistema alcançada a partir da 10ª hora e mantida até o final das 40 horas de operação para as duas matrizes de efluentes se mostrou vantajosa, pois verifica-se que o sistema não apresentou mudanças com a alteração da matriz.

O aumento do fluxo permeado para o tempo de 9, 17, 25 e 33 horas, para as duas matrizes de efluentes se deve ao relaxamento da membrana. A cada 8 horas trabalhadas, o sistema era desligado e a operação retomada no dia posterior. O relaxamento ocorre devido à despressurização do sistema resultando na descompactação da torta formada sobre a superfície da membrana e consequentemente resulta no aumento do fluxo permeado ao reiniciar a operação de permeação.

O Gráfico 8 foi obtido a partir dos dados de turbidez avaliados a cada hora durante o ensaio de permeação para as amostras de alimentação e permeado da matriz de efluente de lavanderia doméstica. As linhas tracejadas indicam a separação dos dias de operação, na qual o sistema foi desligado e reativado após 8 horas.

Gráfico 8: Turbidez de alimentação e permeado durante o ensaio de permeação para efluente de lavanderia doméstica



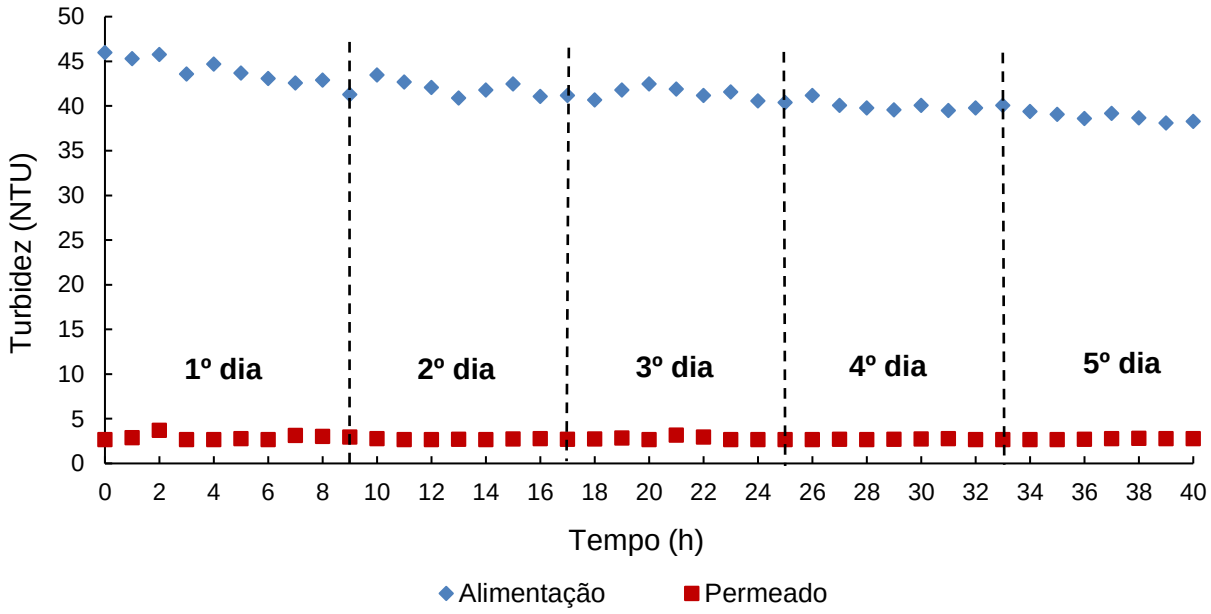
Fonte: Elaborada pela autora, 2022.

A partir da análise do Gráfico 8, observa-se uma diferença significativa entre a turbidez de alimentação e do permeado. Para a turbidez da alimentação é verificado um decaimento ao longo do tempo de operação, sendo a turbidez inicial de 40,9 NTU e a turbidez final de 26,1 NTU, representando um decréscimo de 36,2%. Para a turbidez do permeado são observados baixos valores e constantes ao longo de todo o intervalo operacional. O maior valor verificado foi de 3,18 NTU e o menor 2,65 NTU.

A remoção da turbidez no primeiro dia foi de 92,1%, segundo dia 91,0%, terceiro dia 91,0%, quarto dia 91,2% e quinto dia 89,9%, gerando assim uma remoção média de 91,0% com desvio médio de 0,5%. Durante todo o período de realização do teste o tanque de tanque de alimentação foi homogeneizado com agitador mecânico, para evitar a decantação dos sólidos suspensas presentes. Apesar da homogeneização do sistema, o decaimento do valor de turbidez na alimentação, a redução da porcentagem de remoção poderá está associada a formação de torta sobre a superfície da membrana.

Os dados de turbidez analisados a cada hora durante o ensaio de permeação para as amostras de alimentação e permeado da matriz de efluente de lavanderia industrial foram registrados no Gráfico 9. As linhas tracejadas indicam a separação dos dias de operação, na qual o sistema foi desligado e reativado novamente no dia posterior.

Gráfico 9: Turbidez de alimentação e permeado durante o ensaio de permeação para efluente de lavanderia industrial



Fonte: Elaborada pela autora, 2022.

O mesmo comportamento entre a variação de turbidez para a amostra da alimentação e permeado foi observado para a matriz de efluente de lavanderia industrial. Para a turbidez da alimentação é verificado um pequeno decaimento ao longo do tempo de operação, sendo a turbidez inicial de 46 NTU e a turbidez final de 38,3 NTU, representando um decréscimo de 16,7%. A turbidez do permeado da matriz de efluente de lavanderia industrial também apresentou baixos valores quando comparados aos da alimentação, mantendo também um padrão de constância ao longo do tempo do ensaio de permeação. O maior valor verificado foi de 3,71 NTU e o menor 2,69 NTU.

A remoção da turbidez no primeiro dia foi de 93,4%, segundo dia 93,3%, terceiro dia 93,3%, quarto dia 93,2% e quinto dia 92,8%, gerando assim uma remoção média de 93,2% com desvio médio de 0,2%. Durante todo o teste também foi realizada a homogeneização do tanque de alimentação com agitador mecânico, para evitar a decantação de parte dos sólidos suspensos presentes. Apesar da homogeneização do sistema, a redução do valor de turbidez na alimentação e o decaimento ao longo dos dias da porcentagem de remoção também pode ser atribuída à formação de torta sobre a superfície da membrana.

A cada 8 horas trabalhadas, o sistema era desligado e a operação retomada no dia posterior. A turbidez da alimentação para ambas as matrizes de efluentes foi aumentada com a retomada da operação e estabilizada com o passar das horas do dia, comportamento semelhante observado com o fluxo permeado. Esse comportamento é atribuído à despressurização do

sistema resultando na descompactação da torta formada sobre a superfície da membrana e consequentemente no aumento da turbidez ao reiniciar a operação de permeação, devido ao arraste desses compostos que estavam na superfície da membrana em direção ao seio da alimentação.

Comparando as duas matrizes de efluentes é perceptível que os valores de turbidez para os permeados permaneceram equivalentes na faixa entre 2 e 3 NTU. Quanto às amostras de alimentação, a da matriz de lavanderia industrial apresentou valores maiores que da lavanderia doméstica. Isso pode estar relacionado a características diferentes dos efluentes, na qual o efluente de lavanderia industrial pode apresentar uma maior concentração de alguns compostos.

Chon *et al*. (2013) utilizaram módulos de membranas de ultrafiltração de PVDF para tratamento de águas residuais domésticas e teve como resultado remoção de 96% da turbidez. Já Ciabatti *et al.* (2009), obteve remoção de 99% de turbidez no tratamento de águas cinzas de lavanderia com membranas de ultrafiltração de PVDF. Bani-Melhem *et al.* (2015), obtiveram 90% de eficiência na remoção de turbidez em tratamento de águas cinzas utilizando membranas de ultrafiltração. Como se pode observar a remoção de 91,0% e 93,2% dos efluentes de lavanderia doméstica e industrial, respectivamente, obtidos nesse estudo são comparáveis com outros valores observados na literatura.

Os parâmetros analisados, em ambas as matrizes de efluentes, nos ensaios de permeação, além da turbidez já apresentada, foram Demanda Química de oxigênio (DQO) e série de sólidos (totais, dissolvidos e suspensos) para a alimentação e o permeado. Considerando que foram 5 dias de ensaio com duração de 8 horas, foram coletadas amostras diárias, na 4ª hora de cada dia. As cinco amostras de permeado e alimentação para cada matriz de efluente, foram analisadas em triplicatas, como forma de se avaliar a precisão nos resultados. Na Tabela 2, são apresentados os resultados médios diários, com seus respectivos desvios, obtidos para esses parâmetros na análise da matriz de efluentes de lavanderia doméstica.

Tabela 2: Resultados da análises físico-químicas do ensaio de permeação para efluente de lavanderia doméstica

Dia	Amostra	DQO (mg L^{-1})	Sólidos Totais (mg L^{-1})	Sólidos Dissolvidos (mg L^{-1})	Sólidos Suspensos (mg L^{-1})
1º	Alimentação	1843 ± 79	2737 ± 11	2227 ± 38	510 ± 38
	Permeado	455 ± 16	747 ± 18	747 ± 18	VND
2º	Alimentação	1629 ± 79	2893 ± 38	2400 ± 93	493 ± 97
	Permeado	430 ± 15	1007 ±38	1007 ±38	VND
3º	Alimentação	1344 ± 79	2637 ± 89	1983 ± 36	653 ± 41
	Permeado	412 ± 16	1757 ± 41	1757 ± 41	VND
4º	Alimentação	1273 ± 48	2310 ± 76	1963 ± 20	347 ± 25
	Permeado	368 ± 14	1623 ± 87	1623 ± 87	VND
5º	Alimentação	1202 ± 48	2863 ± 65	2040 ± 87	823 ± 77
	Permeado	365 ± 15	1730 ± 79	1730 ± 79	VND

Nota: VND – Valor Não Determinado neste trabalho.

Fonte: Elaborada pela autora, 2022.

No que se refere à DQO, é perceptível uma queda com o passar dos dias, do primeiro até o quinto dia, tanto para as amostras de alimentação quanto de permeado. Comparando as concentrações da alimentação e permeado é observada uma determinante taxa de remoção média para os cinco dias de 71,8% com desvio médio de 2,1%.

Para a análise de sólidos totais, comparando as concentrações de alimentação e permeado, também é perceptível uma taxa de remoção média para os cinco dias de 48,1% com desvio médio de 16,7%.

No que refere aos sólidos dissolvidos totais, o método utilizado é o gravimétrico com passagem da amostra em papéis de filtro com retenção de partículas entre 4 – 12 µm. Considerando que os poros das membranas têm capacidade de retenção muito maior que papel de filtro (10 – 100 nm), assumiu-se que o resultado obtido para sólidos dissolvidos e sólidos totais era igual para o permeado. Comprovando a eficiência de remoção da membrana do sistema de ultrafiltração, comparado aos filtros de papel, é perceptível que os valores obtidos para os sólidos totais do permeado são bem menores do que os valores de sólidos dissolvidos para a alimentação.

Comparando a concentração da alimentação e permeado para os sólidos dissolvidos totais, é perceptível uma taxa de remoção média para os cinco dias de 33,7 % com desvio médio de 22,8%. Apesar de não esperada essa taxa de remoção para os sólidos dissolvidos, isso pode estar relacionado à presença de tensoativos nas amostras, que se devem a sabões, alvejantes e amaciantes. É possível que alguns desses íons tenham sido removidos junto a alguns

tensoativos, visto a existência de tensoativos iônicos. Tensoativos que tenham elevada massa molecular podem ter sido retidos pelo módulo de membranas, ou ainda, que parte deles tenham sido adsorvidos na superfície da membrana.

No que refere ao aumento de um dia para outro da concentração de sólidos dissolvidos totais na alimentação pode estar relacionado com uma espécie de deslocamento dos sólidos da superfície da membrana para o seio da alimentação com o relaxamento da membrana, quando da despressurização e desligamento do sistema durante o período noturno.

Considerando que a diferença entre valores dos sólidos totais e os sólidos dissolvidos totais corresponde à quantidade de sólidos suspensos, foi possível determinar a concentração dos sólidos suspensos para as amostras de alimentação, que representa 21,0% dos sólidos totais.

Na Tabela 3 são apresentados os resultados médios diários, com seus respectivos desvios, obtidos para DQO e série de sólidos para matriz de efluentes de lavanderia industrial.

Tabela 3: Resultados da análises físico-químicas do ensaio de permeação para efluente de lavanderia industrial.

Dia	Amostra	DQO (mg L^{-1})	Sólidos Totais (mg L^{-1})	Sólidos Dissolvidos (mg L^{-1})	Sólidos Suspensos (mg L^{-1})
1º	Alimentação	2414 ± 79	2777 ± 98	2503 ± 58	273 ± 14
	Permeado	679 ± 16	1590 ± 56	1590 ± 56	VND
2º	Alimentação	2200 ± 48	2203 ± 118	2050 ± 67	153 ± 11
	Permeado	675 ± 12	1943 ± 80	1943 ± 80	VND
3º	Alimentação	1915± 79	2293 ± 120	2090 ± 49	203 ± 23
	Permeado	668 ± 14	1257 ± 99	1257 ± 99	VND
4º	Alimentação	1558 ± 48	1927 ± 107	1683 ± 60	243 ± 19
	Permeado	657 ± 12	1020 ± 64	1020 ± 64	VND
5º	Alimentação	1273 ± 79	1990 ± 111	1770 ± 89	220 ± 20
	Permeado	654 ± 15	1240 ± 82	1240 ± 82	VND

Nota: VND – Valor Não Determinado neste trabalho.

Fonte: Elaborada pela autora, 2022.

No que se refere à DQO, também foi observada uma redução no decorrer dos cinco dias, tanto para as amostras da alimentação quanto do permeado. Comparando as concentrações da alimentação e permeado foi observada uma taxa de remoção média para os cinco dias de 62,6% com desvio médio de 7,4%.

Para a análise de sólidos totais, comparando as concentrações da alimentação e do permeado, observou-se uma taxa de remoção média para os cinco dias de 36,9 % com desvio médio de 10,0%. Já para os sólidos dissolvidos a remoção média foi de 30,2 % com desvio médio de 10,1 %. Apesar de não esperada essa taxa de remoção para os sólidos dissolvidos, isso pode estar relacionado à presença de tensoativos nas amostras, que podem estar adsorvidos com os sais dissolvidos, sendo então retidos pelo módulo de membranas, conforme já explicado anteriormente.

O aumento da concentração de sólidos de um dia para outro dentro dos cinco dias de análise, pode estar relacionado a ocorrência de uma espécie de deslocamento de massa da superfície da membrana para o seio da alimentação, quando do desligamento do sistema.

Os sólidos suspensos totais, correspondem à diferença entre valores dos sólidos totais e sólidos dissolvidos, que para as amostras de alimentação da matriz de efluente de lavanderia industrial representa uma média de 9,76 % dos sólidos totais.

Durante os ensaios de permeação, para as duas matrizes de efluentes, foi perceptível a redução dos valores de turbidez da alimentação, ao longo das 40 horas de teste, mesmo com a homogeneização do tanque de alimentação. Isso pode ter ocorrido decorrente das deposições de sólidos suspensos sobre a superfície da membrana. Considerando isso, a taxa de deposição dada em mgSS h^{-1} m^{-2} foi calculada conforme os estudos de Bufon (2002), multiplicando a concentração de sólidos suspensos (SS) retida sobre a superfície da membrana (diferença entre a concentração da amostra bruta com as alimentações) pelo volume interno do módulo MUF2 (0,086 L) e do resultado obtido foi divido pela área superficial da membrana (0,0854 m^2) vezes o tempo de amostragem (8 horas). A taxa de deposição diária para as duas matrizes de efluentes estão apresentadas na Tabela 4.

Tabela 4: Taxa de deposição diária para os sólidos suspensos nas duas matrizes de efluentes

	Lavanderia doméstica		**Lavanderia industrial**	
Dia	**Concentração de SS sobre a membrana (mg L^{-1})**	**Taxa de deposição (mgSS h^{-1} m^{-2})**	**Concentração de SS sobre a membrana (mg L^{-1})**	**Taxa de deposição (mgSS h^{-1} m^{-2})**
1º	390	49	587	74
2º	407	51	707	89
3º	247	31	657	83
4º	553	70	617	78
5º	77	10	640	81

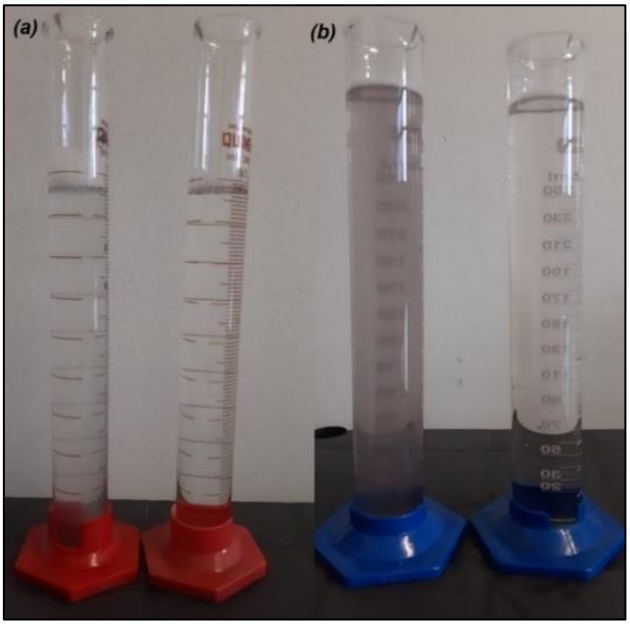
Fonte: Elaborada pela autora, 2022.

Pela Tabela 4 é perceptível uma certa constância durante os cinco dias de operação da taxa de deposição, o que se confirma pelo comportamento operacional do sistema de permeação que também manteve o fluxo permeado estável. A taxa média de deposição para o efluente de lavanderia doméstica foi de 42 mgSS h^{-1} m^{-2} e para o efluente de lavanderia industrial a taxa média de deposição foi de 81 mgSS h^{-1} m^{-2}. Esses resultados mostram que o efluente industrial apresentou uma taxa maior de deposição quando comparado ao efluente doméstico. Sendo assim, o efluente industrial traz para o sistema de permeação maior tendência a formação de torta na superfície da membrana.

5.6 Desempenho do sistema de ultrafiltração aplicado a efluentes reais de lavanderia

A eficiência da remoção dos compostos solúveis presentes nas matrizes de efluentes reais de lavanderia doméstica e industrial estudadas e submetidas ao processo de ultrafiltração, com o módulo MUF2, foram analisadas a partir da determinação de alguns parâmetros físico-químicos como cor, odor, turbidez, pH, condutividade, cloreto, sulfato, DQO, dureza e série de sólidos. Conforme observado na Figura 25, é possível verificar visualmente a mudança de coloração das amostras de permeado em comparação às amostras de alimentação, estando aparentemente mais claras, tanto para efluente de lavanderia doméstica quanto de lavanderia industrial.

Figura 25: Comparação visual das amostras de alimentação e permeado para as duas matrizes de efluentes: (a) esquerdo alimentação e direito permeado para a lavanderia doméstica e (b) esquerdo alimentação e direito permeado para a lavanderia industrial.



Fonte: Elaborada pela autora, 2022.

Os parâmetros físico-químicos determinados na matriz de efluente de lavanderia doméstica e lavanderia industrial são apresentados nas Tabelas 5 e 6, respectivamente. Foram analisadas três amostras do permeado e três amostras da alimentação para cada matriz de efluente, apresentando a média dos valores encontrados para a triplicata realizada em cada amostra, com seus desvios médios, porcentagens de remoção e as médias da porcentagem total de remoção. A triplicata realizada em cada amostra coletada em dias diferentes, foi realizada como forma de garantir a precisão das análises realizadas.

Tabela 5: Parâmetros físico-químicos das análises de águas cinzas da lavanderia doméstica

Parâmetros	Amostras	Alimentação	Permeado	Remoção (%)	Remoção Média (%)
Demanda Química de Oxigênio - DQO (mg L^{-1})	Amostra 1	1458 ± 67	406 ± 5	71,8 ± 2,1	68,7 ± 2,0
	Amostra 2	1344 ± 79	426 ± 7	68,3 ± 3,8	
	Amostra 3	1130 ± 79	383 ± 5	66,1 ± 0,9	
Sólidos Totais - ST (mg L^{-1})	Amostra 1	2688 ± 107	1373 ± 100	48,1 ± 16,1	45,3 ± 4,8
	Amostra 2	3325 ± 65	2060 ± 87	38,0 ± 10,3	
	Amostra 3	5513 ± 176	2270 ± 220	49,8 ± 24,3	
Sólidos Dissolvidos - SD (mg L^{-1})	Amostra 1	2123 ± 147	1373 ± 100	33,7 ± 16,7	25,1 ± 8,7
	Amostra 2	2270 ± 87	2060 ± 87	9,3 ± 2,1	
	Amostra 3	4100 ± 480	2770 ± 220	32,4 ± 21,6	
Sólidos Suspensos - SS (mg L^{-1})	Amostra 1	565 ± 215	VND	VND	VND
	Amostra 2	1055 ± 108	VND	VND	
	Amostra 3	1413 ± 511	VND	VND	
Cloreto (mg L^{-1})	Amostra 1	310 ± 15	215 ± 10	30,6 ± 7,8	33,0 ± 6,7
	Amostra 2	182 ± 10	136 ± 6	25,3 ± 10,1	
	Amostra 3	164 ± 5	94 ± 6	42,0 ± 3,8	
Dureza (mg L^{-1})	Amostra 1	32 ± 1	18 ± 1	43,8 ± 9,1	27,3 ± 11,1
	Amostra 2	31 ± 2	28 ± 1	10,6 ± 1,5	
	Amostra 3	39 ± 2	28 ± 1	27,6 ± 14,3	
Sulfato (mg L^{-1})	Amostra 1	1355 ± 91	988 ± 82	27,1 ± 3,6	16,0 ± 7,4
	Amostra 2	2731 ± 375	2446 ± 242	10,5 ± 6,3	
	Amostra 3	1593 ± 99	1427 ± 109	10,5 ± 9,1	
Turbidez (NTU)	Amostra 1	32 ± 2	3 ± 0	91,2 ± 0,9	93,2 ± 1,4
	Amostra 2	51 ± 1	3 ± 1	94,5 ± 0,7	
	Amostra 3	45 ± 2	3 ± 0	94,0 ± 1,6	

pH	Amostra 1	10,0 ± 0,5	10,1 ± 0,4	VND	VND
	Amostra 2	9,9 ± 0,4	10,0 ± 0,7	VND	
	Amostra 3	9,5 ± 0,6	9,8 ± 0,9	VND	
Condutividade (µS cm^{-1})	Amostra 1	2642 ± 1	2524 ± 1	4,5 ± 2,1	8,4 ± 2,7
	Amostra 2	1520 ± 2	1368 ± 1	10,0 ± 2,5	
	Amostra 3	1015 ± 1	904 ± 1	10,9 ± 1,4	
Cor (UH)	Amostra 1	5	0	VND	VND
	Amostra 2	5	0	VND	
	Amostra 3	5	0	VND	
Odor	Amostra 1	presente	presente	VND	VND
	Amostra 2	presente	presente	VND	
	Amostra 3	presente	presente	VND	

Nota: VND – Valor Não Determinado neste trabalho.

Fonte: Elaborada pela autora, 2022.

Tabela 6: Parâmetros físico-químicos das análises de águas cinzas da lavanderia industrial

Parâmetros	Amostras	Alimentação	Permeado	Remoção (%)	Remoção Média (%)
Demanda Química de Oxigênio - DQO (mg L^{-1})	Amostra 1	1872 ± 79	667 ± 3	62,6 ± 7,5	62,6 ± 0,8
	Amostra 2	1701 ± 79	654 ± 8	61,6 ± 6,8	
	Amostra 3	1915 ± 79	693 ± 6	63,8 ± 7,1	
Sólidos Totais - ST (mg L^{-1})	Amostra 1	2238 ± 124	1410 ± 112	36,9 ± 10,0	44,6 ± 5,1
	Amostra 2	2060 ± 107	1117 ± 64	45,8 ± 4,7	
	Amostra 3	2293 ± 111	1123 ± 82	51 ± 3,2	
Sólidos Dissolvidos - SD (mg L^{-1})	Amostra 1	2019 ± 120	1410 ± 112	30,2 ± 10,0	39,1 ± 14,9
	Amostra 2	1963 ± 89	1117 ± 64	43,1 ± 12,0	
	Amostra 3	2003 ± 138	1123 ± 82	43,9 ± 18,6	
Sólidos Suspensos - SS (mg L^{-1})	Amostra 1	219 ± 176	VND	VND	VND
	Amostra 2	97 ± 139	VND	VND	
	Amostra 3	290 ± 177	VND	VND	
Cloreto (mg L^{-1})	Amostra 1	131 ± 6	87 ± 6	33,9 ± 8,1	27,1 ± 7,4
	Amostra 2	222 ± 10	186 ± 5	16 ± 9,6	
	Amostra 3	131 ± 12	90 ± 6	31,3 ± 6,5	
Dureza (mg L^{-1})	Amostra 1	77 ± 4	62 ± 3	19,1 ± 11,2	26,7 ± 8,7
	Amostra 2	72 ± 4	43 ± 3	39,8 ± 7,9	
	Amostra 3	82 ± 4	65 ± 4	21,1 ± 6,5	
Sulfato (mg L^{-1})	Amostra 1	2661 ± 134	2196 ± 61	17,5 ± 4,1	14,5 ± 2,1
	Amostra 2	2204 ± 76	1920 ± 106	12,9 ± 3,6	
	Amostra 3	2107 ± 84	1832 ± 93	13 ± 1,6	
Turbidez (NTU)	Amostra 1	41 ± 2	3 ± 1	93,2 ± 0,9	92,7 ± 0,6
	Amostra 2	41 ± 2	3 ± 1	91,8 ± 0,3	
	Amostra 3	43 ± 1	3 ± 1	93 ± 1,2	

pH	Amostra 1	8,0 ± 0,5	8,2 ± 0,5	VND	VND
	Amostra 2	8,6 ± 0,9	9,2 ± 0,9	VND	
	Amostra 3	8,7 ± 0,9	9,0 ± 0,9	VND	
Condutividade (µS cm^{-1})	Amostra 1	1869 ± 1	1765 ± 2	5,5 ± 1,2	7,6 ± 1,4
	Amostra 2	1613 ± 2	1484 ± 1	8,0 ± 1,3	
	Amostra 3	1068 ± 1	968 ± 1	9,3 ± 1,6	
Cor (UH)	Amostra 1	5	0	VND	VND
	Amostra 2	5	0	VND	
	Amostra 3	5	0	VND	
Odor	Amostra 1	presente	presente	VND	VND
	Amostra 2	presente	presente	VND	
	Amostra 3	presente	presente	VND	

Nota: VND – Valor Não Determinado neste trabalho.

Fonte: Elaborada pela autora, 2022.

Como primeira amostra para o parâmetro DQO, foi utilizado o efluente amostral de cada matriz do ensaio de permeação, utilizando como resultado a média e o desvio padrão entre as cinco análises realizadas pelo teste. O mesmo foi realizado para os parâmetros de sólidos totais, dissolvidos e suspensos. No que refere ao parâmetro turbidez, foi considerado como primeira amostra o resultado da média e o desvio padrão das 40 análises do ensaio de permeação, realizadas de 1 em 1 hora, com o efluente amostral de cada matriz. Posteriormente mais duas amostras distintas foram coletadas, para cada matriz, e aferidas para todos os parâmetros analisados.

Os parâmetros com maiores percentuais de remoção para os efluentes de lavanderia doméstica foram: turbidez (93,2%), DQO (69,7%) e sólidos totais (45,3%). Para os efluentes de lavanderia industrial também foram: turbidez (92,7%), DQO (62,6%) e sólidos totais (44,6%). Isso já era esperado para as duas matrizes de efluentes, pois de acordo com estudos presentes na literatura utilizando a ultrafiltração relatam boas taxas de remoção para esses parâmetros.

Segundo Smith e Bani-Melhem (2012), utilizando como matriz as águas cinzas de um prédio universitário visando o reúso por meio da ultrafiltração foi alcançada uma remoção de 85% de DQO e 94,8% de remoção de turbidez. Para os parâmetros condutividade e pH praticamente não houve alteração, a pequena variação que se observa deve-se à retenção de alguns sais dissolvidos pela membrana. Ashfaq e Qiblawey (2018), na aplicação da ultrafiltração com membrana de fibra oca de polietersulfona em efluentes de lavanderia foi observada uma taxa de remoção de 90% de DQO, mantendo praticamente inalterado o pH e condutividade.

Nos estudos de Ciabatti et al. (2009), com efluentes de lavanderia aplicadas ao sistema de UF com membranas planas de PVDF obtiveram remoção de 77% de DQO e 99% de turbidez. Luogo et al. (2022), com águas residuais de uma máquina de lavar destinada à limpeza de tendas industriais, por meio da UF com membranas de fibra oca de SiC e ZrO_2, alcançaram remoção de 99,5 % de turbidez, 20% de sólidos dissolvidos totais e 84% de DQO. Para os parâmetros condutividade e pH praticamente não houve alteração nos dois estudos relatados. Já os estudos de Sostar-Turk *et al.* (2005) com efluentes de lavanderia aplicados ao processo de ultrafiltração com membrana tubular cerâmica obtiveram remoção de 54% de DQO.

As porcentagens de remoção para os parâmetros DQO, turbidez e sólidos totais alcançadas no presente estudo são compatíveis aos valores dos autores relatados, embora alguns estudos tenham alcançado melhores taxa de remoção. Outra semelhança se deve aos valores de pH e condutividade das amostras de alimentação e permeado se manterem praticamente inalteradas, conforme também ocorreu nos estudos relatados, devido à não

rejeição de sais dissolvidos, o que já era esperado, considerando que a ultrafiltração não se aplica à remoção de íons monovalentes e divalentes.

No que se refere à cor, observou-se que os permeados alcançaram 0 UH em ambas as matrizes de efluentes. Para o parâmetro odor, por determinação organoléptica, foi perceptível a presença de perfume no permeado, proveniente de sabões e amaciantes, em ambas as matrizes de efluentes. Já para os parâmetros sólidos dissolvidos, cloreto, dureza e sulfato, em ambas as matrizes de efluentes, os valores de remoção foram baixos.

Comparando as matrizes de efluentes no que refere a cada parâmetro analisado, pode-se observar que a média de remoção juntamente com os desvios padrões médios encontrados, mostraram uma taxa de remoção estatisticamente equivalente para todos os parâmetros das duas matrizes.

Na Tabela 7 são apresentados os parâmetros de reúso da NBR 13.969/1997 e os valores médios encontrados para os parâmetros que foram analisados do permeado gerado do processo de ultrafiltração para as matrizes de efluentes de lavanderia doméstica e industrial.

Tabela 7: Parâmetros de reúso da NBR 13.969/1997 em comparação aos valores de permeados das matrizes de lavanderia

Parâmetros	Classe 1	Classe 2	Classe 3	Classe 4	Permeado da matriz de lavanderia doméstico	Permeado da matriz de lavanderia industrial
Turbidez (UNT)	< 5	< 5	< 10	LNE	3	3
Coliforme fecal (NMP 100mL^{-1})	< 200	< 500	< 500	< 5000	VND	VND
Sólidos dissolvidos totais (mg L^{-1})	< 200	LNE	LNE	LNE	2068	1217
Oxigênio Dissolvido (mg L^{-1})	LNE	LNE	LNE	> 2,0	VND	VND
pH	6,0 a 8,0	LNE	LNE	LNE	9,9	8,8
Cloro residual (mg L^{-1})	0,5 a 1,5	> 0,5	LNE	LNE	VND	VND

Nota: LNE – Limite Não Estabelecido pela Norma. VND – Valor Não Determinado neste trabalho.

Fonte: Elabora pela autora, 2022.

Na Tabela 7 pode-se ver que os valores do parâmetro turbidez alcançados pelos permeados das duas matrizes de efluentes se enquadraram nas quatro classes da NBR 13.969/1997. Os parâmetros pH e sólidos dissolvidos totais das duas matrizes de efluentes não se enquadraram para a classe 1, porém enquadraram nas classes 2, 3 e 4. Portanto, para os parâmetros analisados, o permeado das duas matrizes de efluentes se adequaram para o reúso

das classes 2, reúso em lavagens de pisos, calçadas e irrigação de jardins, manutenção de lagos e canais para fins paisagísticos, exceto chafarizes, classe 3, reúso nas descargas de vasos sanitários e classe 4, reúso nos pomares, cereais, forragens, pastagens para gados e outros cultivos.

Na Tabela 8 são apresentados os parâmetros de reúso da NBR 16.783/2019 e os valores médios encontrados para os parâmetros que foram analisados do permeado gerado do processo de ultrafiltração para as matrizes de efluentes de lavanderia doméstica e industrial.

Tabela 8: Parâmetros de reúso da NBR 16.783/2019 em comparação aos valores de permeados das matrizes de lavanderia

Parâmetros	Limites	Permeado da matriz de lavanderia doméstica	Permeado da matriz de lavanderia industrial
pH	6,0 a 9,0	9,9	8,8
E. Coli	≤ 200 NMP 100 mL^{-1}	VND	VND
Turbidez	≤ 5 NTU	3 NTU	3 NTU
$DBO_{5,20}$	≤ 20 mg O_2 L^{-1}	VND	VND
CRL (cloro residual livre)	Mínimo 0,5 mg L^{-1} –Máximo de 5,0 mg L^{-1} Recomendável 0,5 mg L^{-1} – Máximo de 2,0 mg L^{-1}	VND	VND
Sólidos dissolvidos totais (SDT)	≤ 2000 mg L^{-1}	2068 mg L^{-1}	1217 mg L^{-1}
Condutividade elétrica	≤ 3200 µS cm^{-1}	1599 µS cm^{-1}	1406 µS cm^{-1}
Carbono orgânico total (COT)	< 4 mg L^{-1}	VND	VND

Nota: VND – Valor Não Determinado neste trabalho.

Fonte: Elabora pela autora, 2022

Pela Tabela 8, nota-se que os parâmetros pH e sólidos dissolvidos totais para a matriz de lavanderia doméstica não se enquadraram a norma NBR 16.783/2019 enquanto que os mesmos se enquadraram para a matriz de lavanderia industrial. Uma hipótese para o não enquadramento desses parâmetros na matriz de lavanderia doméstica, é o tipo de sabão e amaciante utilizado. Já os parâmetros turbidez e condutividade se enquadraram a norma para as duas matrizes de efluentes. Portanto, para os parâmetros analisados apenas a matriz de lavanderia industrial se adequou a norma NBR 16.783/2019.

Já para os critérios de qualidade da água de reúso não potável da ANA *et al.,* 2005, os parâmetros de reúso e os valores encontrados para os parâmetros que foram analisados do

permeado gerado do processo de ultrafiltração para as matrizes de efluentes de lavanderia doméstica e industrial são apresentados na Tabela 9.

Tabela 9: Parâmetros de reúso da ANA *et al.,* 2005 em comparação aos valores de permeados das matrizes de lavanderia

Parâmetros	Concentração Classe 1	Concentração Classe 2	Concentração Classe 3	Permeado da matriz de lavanderia doméstica	Permeado da matriz de lavanderia Industrial
Coliformes fecais	não detectáveis	≤ 1000 ufc 100 mL^{-1}	≤ 200 ufc 100mL^{-1}	VND	VND
pH	entre 6,0 e 9,0	entre 6,0 e 9,0	entre 6,0 e 9,0	9,9	8,8
Cor (UH)	≤ 10	LNE	< 30	0	0
Turbidez (UNT)	≤ 2	LNE	< 5	3	3
Odor e aparência	não desagradáveis	não desagradáveis	LNE	Presente (perfumado)	Presente (perfumado)
Óleos e graxas (mg L^{-1})	≤ 1	≤ 1	LNE	VND	VND
$DBO_{5,20}$ (mg L^{-1})	≤ 10	≤ 30	< 20	VND	VND
Compostos orgânicos voláteis	Ausentes	Ausentes	LNE	VND	VND
Nitrato (mg L^{-1})	< 10	LNE	LNE	VND	VND
Nitrogênio amoniacal (mg L^{-1})	≤ 20	LNE	LNE	VND	VND
Nitrito (mg L^{-1})	≤ 1	LNE	LNE	VND	VND
Fósforo total (mg L^{-1})	≤ 0,1	LNE	LNE	VND	VND
Sólido suspenso total (SST) (mg L^{-1})	≤ 5	≤ 30	< 20	VND	VND
Sólido dissolvido total (SDT) (mg L^{-1})	≤ 500	LNE	LNE	2068	1217

Nota: LNE – Limite Não Estabelecido pela Norma. VND – Valor Não Determinado neste trabalho.

Fonte: Elabora pela autora, 2022.

O pH da matriz de efluente doméstico ultrapassou o limite máximo permitido para as três classes, enquanto o pH da matriz de efluente industrial foi apropriado para as três classes. Uma hipótese para o não enquadramento do pH na matriz de lavanderia doméstica, é o tipo de sabão e amaciante utilizado. A cor e a turbidez foram apropriadas para todas as classes nas duas matrizes de efluentes. O odor perfumado ainda permaneceu presente, sendo impróprio para as classes 1 e 2, nas duas matrizes de efluentes. Os sólidos dissolvidos não se mantiveram em

conformidade para a classe 1 nas duas matrizes de efluentes. Portanto para os parâmetros analisados, o permeado de lavanderia industrial se adequou para reúso das classes 3, correspondente ao reúso em irrigação de áreas verdes e rega de jardins, enquanto o doméstico não se adequou para nenhuma classe.

Com o objetivo de verificar se a qualidade das águas de permeados gerados pelas duas matrizes de efluentes, aplicadas ao sistema de ultrafiltração, se assemelham às águas de concessionárias, os parâmetros analisados foram comparados com os parâmetros de potabilidade da Portaria GM/MS nº 888 de 2021, embora o objetivo do reúso de águas não seja para fins potáveis. Na Tabela 10 são apresentados os valores encontrados para os parâmetros que foram analisados dos permeados de efluentes de lavanderia doméstica e industrial, bem como os valores permitidos para potabilidade.

Tabela 10: Parâmetros de potabilidade da Portaria GM /MS nº 888 de 2021 em comparação aos valores de permeados das matrizes de lavanderia

Parâmetros	Valores permitidos pela Portaria nº 888 de 2021	Permeado da matriz de lavanderia doméstica	Permeado da matriz de lavanderia industrial
pH	6,0 – 9,0	9,9	8,8
Cloreto (mg L^{-1})	< 250	148	121
Turbidez (UNT)	< 5	3	3
Dureza (mg L^{-1})	< 300	25	57
Cor (uH)	< 15	0	0
Odor (intensidade)	< 6	1	1
Sulfato (mg L^{-1})	< 250	1620	1983
Sólidos Dissolvidos Totais (mg L^{-1})	< 500	2068	1217

Fonte: Elaborada pela autora, 2022.

No que refere à potabilidade os parâmetros cloreto, turbidez, dureza, cor e odor foram satisfatórios em ambas as matrizes de efluentes aplicadas ao processo de ultrafiltração. No que diz respeito ao parâmetro pH, apenas a matriz de lavanderia industrial se apresentou satisfatória. Uma hipótese para o não enquadramento do parâmetro pH na matriz de lavanderia doméstica, é o tipo de sabão e amaciante utilizado. Já os parâmetros sulfato e sólidos dissolvidos não se enquadraram aos valores da portaria nas duas matrizes de efluentes. Essas comparações mostram que mesmo não sendo um reúso para fins potáveis, os efluentes obtiveram bons resultados de permeados, devido a satisfação da maioria dos parâmetros analisados com os valores da portaria de potabilidade.

Os valores médios para os parâmetros medidos no permeado de ultrafiltração para as matrizes de efluentes de lavanderia doméstica e industrial foram comparados com valores para reúso não potável estipulados pelas legislações de alguns países, conforme apresentado na Tabela 11.

Tabela 11: Comparação entre os valores dos parâmetros estudados e padrões de qualidade da água de reuso não potável de alguns países

Parâmetros	EUA [1]	Austrália [2]	Espanha [3]	Itália [4]	China [5]	Brasil [6]	Permeado da matriz de lavanderia doméstica	Permeado da matriz de lavanderia industrial
Demanda Química de Oxigênio (mg L^{-1})	LNE	LNE	LNE	100	LNE	LNE	405	671
Sólidos Dissolvidos Totais (mg L^{-1})	LNE	LNE	LNE	LNE	LNE	< 200	2068	1217
Turbidez (NTU)	< 2	< 2	1-15	LNE	<5	< 5	3	3
pH	6,0-9,0	LNE	LNE	6,0-9,5	6,0-9,0	6,0-8,0	9,9	8,8
Condutividade (µS cm^{-1})	LNE	LNE	3000	3000	LNE	LNE	1599	1406

Nota: 1-Environment Agency,2011; 2- ACT,2004; 3 e 4- SANZ e GAWLIK, 2014; 5-AQSIQ,2002; 6-ABNT, 1997; LNE - Limite Não Estabelecido pela Norma.

Fonte: Autoria própria, 2022.

Para ambas as matrizes de efluentes, os parâmetros estudados se enquadraram para as normas da Espanha, enquanto apenas a matriz de efluente de lavanderia industrial satisfaz as normas da China. Apesar das diferenças entre as normas, acredita-se que os permeados oriundos de ultrafiltração podem ser reutilizados para fins não potáveis.

Apesar de não se ter normas e legislações específicas para o reúso dentro de lavanderias, segundo os estudos de Andersen *et al.* (2002), Ciabatti et al. (2009) e Ashfaq e Qiblawey (2018) os efluentes de lavanderia podem ser reutilizados após a aplicação da ultrafiltração *in loco*. Porém deve-se atentar à questão da presença de sais dissolvidos, pois a não remoção de íons monovalentes e divalentes pela ultrafiltração faz com que os parâmetros como a condutividade e pH fiquem praticamente inalterados quando se compara amostras de alimentação e permeado. A presença desses sais inviabiliza a reutilização dos permeados na etapa de enxague, alvejamento e aplicação de amaciante na lavanderia, pois podem diminuir o índice de brancura dos itens lavados. Porém, ao associar a ultrafiltração com outro tipo de PSM,

como a nanofiltração ou osmose inversa, pode permitir o alcance de remoção desses íons, atendendo reúsos mais exigentes.

Ainda segundo os autores acima citados, considerando normas de reúso de águas para fins não potáveis, os permeados do processo de ultrafiltração podem ser utilizados na etapa de lavagem de roupas se os parâmetros estiverem de acordo com os limites estabelecidos. Esse uso não compromete o resultado final de brancura e permite economia de água da concessionária ou poço subterrâneo utilizados na lavagem. Sendo assim, os permeados de ultrafiltração dos efluentes de lavanderia doméstica e industrial analisados podem ser utilizados na etapa de lavagem dentro da própria lavanderia.

5.7 Avaliação de Ciclo de Vida

Os resultados da Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) realizada para os três cenários de reúso de águas cinzas de lavanderia propostos, foram alcançadas por meio: do atendimento ao Objetivo e Escopo assumidos no estudo, pelos resultados do Inventário de Ciclo de Vida (ICV), pelos resultados de Avaliação de Impacto de Ciclo de Vida (AICV) e pelas análises de sensibilidade com interpretação dos resultados.

5.7.1 Resultado do objetivo e escopo do estudo

Considerando os três cenários atribuídos para a ACV: Tratamento convencional por coagulação-floculação seguido de desinfecção das águas cinzas de lavanderia industrial do ramo doméstico visando reúso em lavagem de pisos (cenário 1), Tratamento pelo processo de Ultrafiltração (UF) das águas cinzas de lavanderia industrial do ramo doméstico visando reúso em lavagem de pisos (cenário 2) e Tratamento pelo processo de Ultrafiltração (UF) das águas cinzas de lavanderia industrial do ramo doméstico visando reúso na etapa de lavagem da própria lavanderia (cenário 3). As etapas que envolveram cada um deles foram:

Cenário 1 - Tubulações e conexões de polímeros Policloreto de Vinila (PVC) e Polietileno de Alta Densidade (PEAD) para a coleta de águas cinzas, caixa e peneira em aço inox e ligas metálicas para a recepção do efluente e remoção de sólidos grosseiros (pré-tratamento), reservatório de PEAD para o tratamento por coagulação e floculação (adição de compostos químicos como coagulante e floculante), reservatório de PEAD para desinfecção com pastilhas de cloro, tubulações e conexões de PVC e PEAD para passagem do efluente, reservatório de PEAD para armazenamento de águas cinzas tratadas, válvulas e registros em aço inox, conjunto mangueira e boia de polietileno, tubulações e conexões de PVC e PEAD para o retorno da água cinza de

lavanderia tratada para ser reaproveitada em lavagem de pisos e descartada no sistema de esgotamento sanitário;

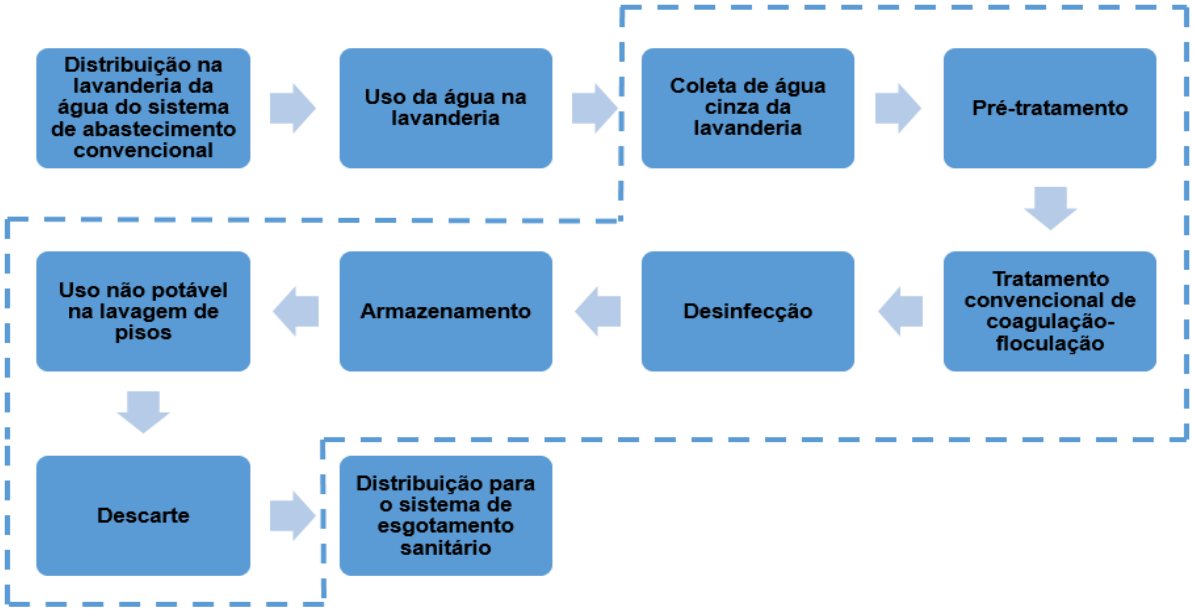
Cenário 2 e 3- Tubulações e conexões de PVC e PEAD para a coleta de águas cinzas, caixa e peneira em aço inox e ligas metálicas para a recepção do efluente e remoção de sólidos grosseiros (pré-tratamento), reservatório de PEAD para a alimentação do sistema de Ultrafiltração, motobomba para funcionamento do sistema, módulos de membranas de ultrafiltração compostos em PVC e PVDF, válvulas e registros em aço inox, manômetro e rotâmetro compostos por polietileno, acrílico, aço inox e ligas metálicas, tubulações de PVC para retorno do concentrado ao reservatório de alimentação, reservatório de PEAD para armazenamento de águas cinzas tratadas, conjunto mangueira e boia de polietileno, tubulações e conexões de PVC e PEAD para o retorno da água cinza de lavanderia tratada para ser reaproveitada em lavagem de pisos (cenário 2) e retorno da água cinza de lavanderia tratada para ser reaproveitada na etapa de lavagem de roupas da própria lavanderia (cenário 3) e tubulações de PVC para descarte após reúso no sistema de esgotamento sanitário.

Os estágios considerados para este presente estudo de ACV foram extração, fabricação e operação para os três cenários dos sistemas em estudo. A abordagem utilizada no estudo foi a do “berço ao portão” (*cradle-to-gate*), analisando os potenciais impactos ambientais gerados desde a construção do processo de tratamento, entrada do efluente de lavanderia, tratamento até a saída do efluente tratado.

Nas fronteiras dos três cenários foram excluídos impactos provenientes dos estágios manutenção, transportes, instalação e disposição final. Foram excluídos impactos ambientais provenientes da Estação de Tratamento de Água – ETA, já que as águas que chegam até a lavanderia nos três cenários remetem às águas da concessionária. Os impactos ambientais das Estações de Tratamento de Esgoto – ETE, também foram excluídos do estudo, já que as águas cinzas depois de tratadas e reutilizadas na lavanderia, vão para o sistema de esgotamento sanitário. Devido a ETA e a ETE serem comuns aos três cenários, elas não foram consideradas nas fronteiras dos sistemas.

As fronteiras do cenário 1 englobam as seguintes etapas: coleta de água cinza da lavanderia, pré-tratamento, tratamento convencional coagulação-floculação, desinfecção, armazenamento, uso não potável para lavagem de pisos e descarte do efluente de reúso, conforme mostrado na Figura 26. Não são englobados na fronteira do cenário 1 a distribuição da água pelo sistema de abastecimento convencional na lavanderia, uso da água provenientes da concessionária, bem como distribuição final da água de reúso para o sistema de esgotamento sanitário.

Figura 26: Fronteira do cenário 1



Fonte: Elaborada pela autora, 2022.

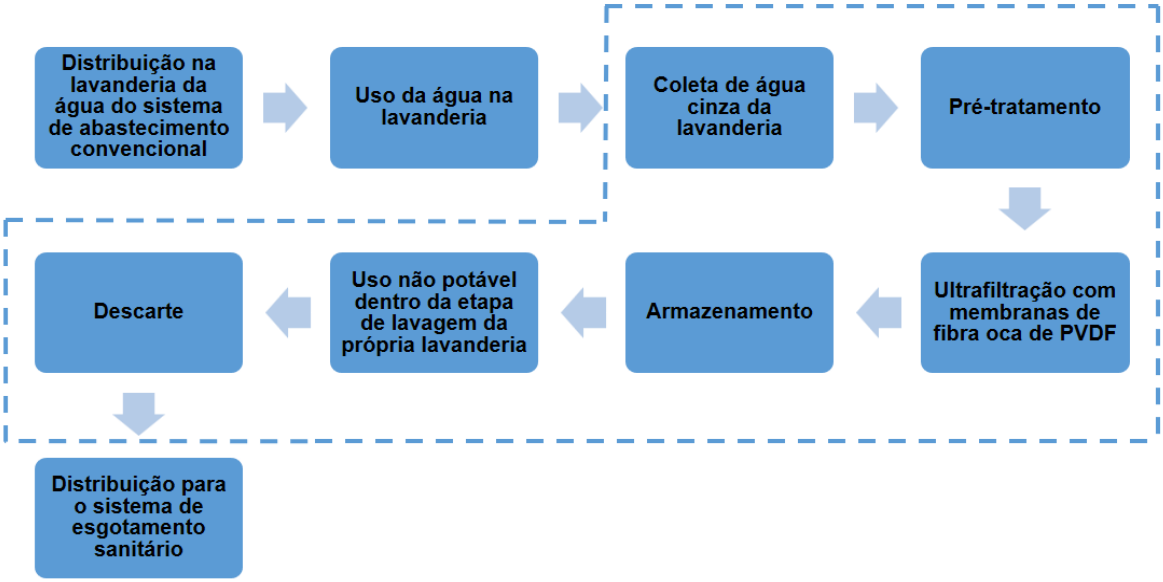
As fronteiras do cenário 2 englobam as seguintes etapas: coleta de água cinza da lavanderia, pré-tratamento, tratamento por ultrafiltração com membranas de fibra oca de fluoreto e polivinilideno, armazenamento, uso não potável para lavagem de pisos e descarte do efluente de reúso, conforme mostrado na Figura 27. Não são englobados na fronteira do cenário 2 a distribuição da água pelo sistema de abastecimento convencional na lavanderia, uso da água provenientes da concessionária de águas, bem como distribuição final da água de reúso para o sistema de esgotamento sanitário.

Figura 27: Fronteira do cenário 2

Fonte: Elaborada pela autora, 2022.

As fronteiras do cenário 3 englobam as seguintes etapas: coleta de água cinza da lavanderia, pré-tratamento, tratamento por ultrafiltração com membranas de fibra oca de fluoreto e polivinilideno, armazenamento, uso não potável na etapa de lavagem de roupas da própria lavanderia e descarte do efluente de reúso, conforme mostrado na Figura 28. Não são englobados na fronteira do cenário 3 a distribuição da água pelo sistema de abastecimento convencional na lavanderia, uso da água provenientes da concessionária de águas, bem como distribuição final da água de reúso para o sistema de esgotamento sanitário.

Figura 28: Fronteira do cenário 3



Fonte: Elaborada pela autora, 2022.

O tipo de abordagem metodológica a ser considerada na análise desta ACV foi consequencial, considerando que é uma tendência atual levar em conta os impactos diretos dos estágios incluídos no estudo e os efeitos indiretos, como os efeitos da preservação da água potável da concessionária oriundas de corpos d'água que deixou de ser utilizada com a incorporação do sistema de reaproveitamento de águas cinzas de lavanderias. Por isso esse tipo de abordagem é importante de ser atribuída para o presente estudo.

A unidade funcional foi determinada de acordo com a função do sistema em estudo, fornecendo uma referência adequada para relacionar as entradas e saídas dos processos do sistema, permitindo mensuração e comparação de diferentes sistemas a partir de uma mesma unidade funcional. Segundo Corominas *et al* (2013), a unidade funcional mais utilizada nos estudos de tratamento de águas é o m^3, sendo este pertinente na comparação de diferentes sistemas. Considerando que a função dos sistemas apresentados é fornecer o abastecimento de água, demandado pelo setor de lavanderia, durante toda a vida útil do sistema, a unidade

funcional adotada foi o volume de 1 m^3 de água consumida na lavanderia durante o horizonte de tempo definido.

A abrangência tecnológica deste estudo de ACV é específico, direcionado a um caso particular. O estudo remete ao sistema convencional de coagulação-floculação e sistema de ultrafiltração aplicado a lavanderias industriais de pequeno porte com gasto de até 1800 L dia^{-1}, pertencente ao ramo doméstico e decorativo, não se adequando para qualquer porte e ramo de lavanderias, pois seria discrepante a mensuração da operação e manutenção utilizada no sistema de ultrafiltração para lavanderias de médio e grande porte, bem como de outros ramos como lavanderia hospitalar, lavanderia de hotel/restaurante/motel, lavanderia industrial de jeans e lavanderia de Equipamentos de Proteção Individual (EPI's). No que refere ao sistema de ultrafiltração o módulo considerado nos cenários 2 e 3 foi dimensionado conforme recomendações dos estudos de Peig (2011), na qual apresentou 1.800 fibras ocas de PVDF com casco tubo de 0,124 m de diâmetro e 1,062 m de comprimento, o que gerou uma densidade de empacotamento de 936 m^2 m^{-3}. Também foi considerado 2 bar de pressão de operação.

A abrangência geográfica do presente estudo de ACV foi de nível regional, abrangendo a região sudeste do Brasil, sobretudo região metropolitana de Belo Horizonte, considerando que a análise está sujeita a influências de aspectos regionais como questões climáticas (índices pluviométricos, clima e temperatura) que podem interferir na vida útil dos componentes e no funcionamento do tratamento por ultrafiltração e coagulação-floculação, além da matriz de eletricidade específica para o Brasil.

A extensão temporal foi definida considerando o horizonte de tempo da vida útil dos componentes dos sistemas, sendo que as reposições dos componentes com vida útil inferior a extensão temporal, foram contabilizados na avaliação dos impactos ambientais pertinentes, como bóias e conexões hidráulicas. De acordo com estudos de Proença *et al* (2009) o período de 20 anos é adequado para a vida útil de componentes hidráulicos de sistemas de tratamento. Sendo assim, para o presente estudo, a extensão temporal definida foi de 5 anos, um tempo coerente para ser analisado os impactos ambientais pertinentes.

Conforme os estudos de Wang *et al*. (2010), as membranas podem chegar a vida útil de 5,5 anos dependendo dos cuidados de limpeza, operação, qualidade da água, sazonalidade e outros. Portanto não foram consideradas trocas dos módulos, nem reposição das membranas, nos cenários 2 e 3 para a análise de ACV.

No que refere aos bens de capital de infraestrutura pública presentes no estudo, como a rede de distribuição de águas do sistema convencional de abastecimento de água potável que

chega nas lavanderias e a distribuição de energia elétrica usada na operação e manutenção do sistema de reaproveitamento de águas cinzas por ultrafiltração, por serem referentes ao patrimônio público, não foram considerados os seus devidos impactos, por ser um bem de uso comum, associado a sociedade e não a um processo específico.

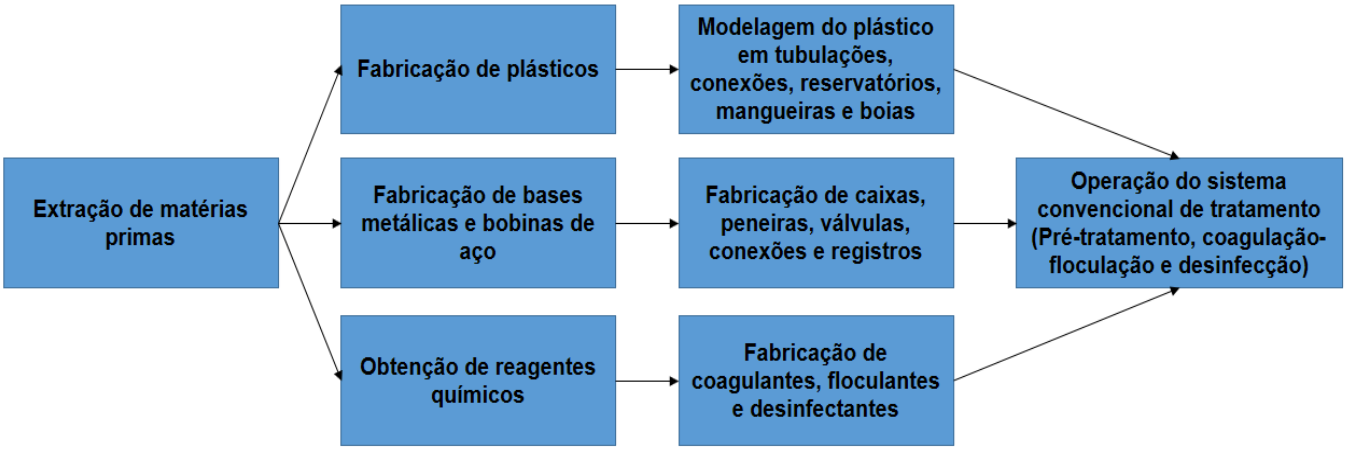
5.7.2 Resultado do Inventário de Ciclo de Vida

Primeiramente foi detalhado e estudado os processos e subprocessos de cada cenário, para a determinação do Inventário de Ciclo de Vida (ICV).

O cenário 1 apresentou como o primeiro processo a extração de matérias-primas como minerais e combustíveis fosseis. Nesse processo foram retirados esses recursos naturais do ambiente para o futuro processamento destes. O processo de fabricação ocorre de maneira específica em cada tipo de fábrica. Nas fábricas de plásticos, o petróleo é processado para a formação dos diferentes polímeros como PVDF, PVC, PEAD e outros. Posteriormente, há o subprocesso de modelagem do plástico em diferentes componentes como tubulações, conexões, reservatórios, mangueiras e bóias. Na fabricação de bases metálicas, são utilizados metais como cobre, ferro, alumínio e entre outros para a sua produção, e na fabricação de bobinas de aço são utilizados ferro e cromo em sua maioria além de outros elementos como níquel e molibdênio.

Posteriormente há o subprocesso de fabricação de caixas, peneiras, válvulas, conexões e registros. Para a obtenção dos reagentes químicos são utilizados alumínio, cloro, cálcio e diversos outros elementos químicos para reação e formação de compostos diferentes no subprocesso de fabricação de coagulantes, floculantes e desinfetantes usados em tratamento de águas. Dando sequência, há o processo de operação do sistema convencional, fazendo tratar a água cinza descartada da lavanderia por um pré-tratamento de remoção de sólidos suspensos, processo de coagulação-floculação, com mistura dos reagentes químicos e agitação dos efluentes de forma manual, seguido do processo de desinfecção, para reúso não potável na lavagem de pisos. Os processos que envolvem o cenário 1 estão apresentados na Figura 29.

Figura 29: Processos do cenário 1

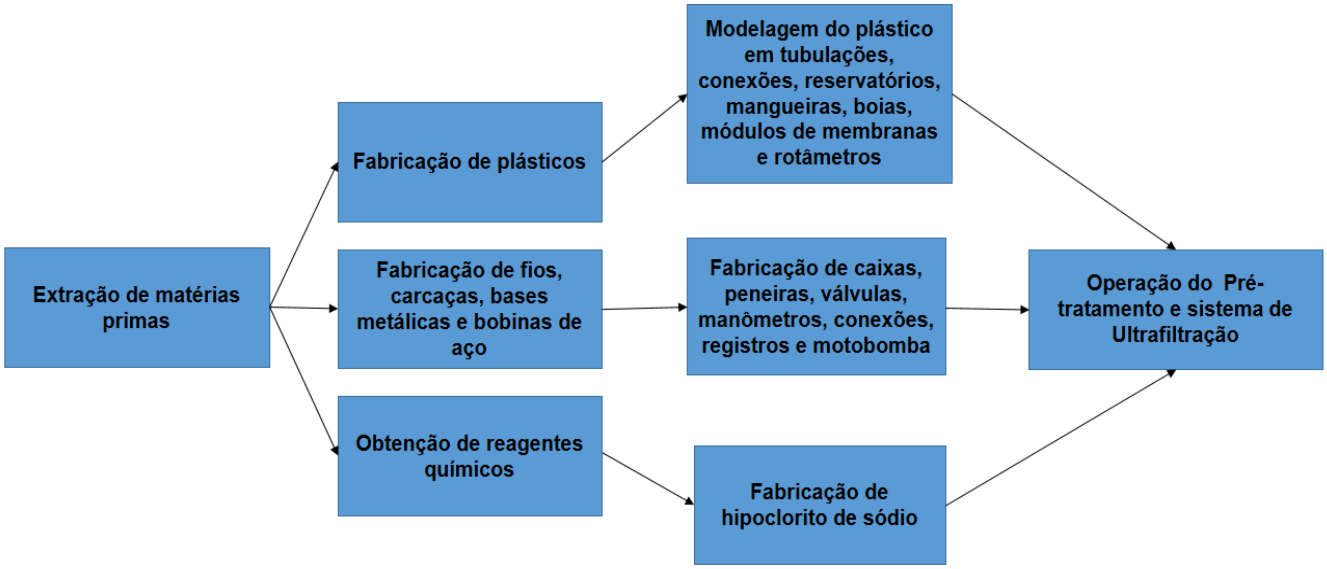


Fonte: Elaborada pela autora, 2022.

Os cenários 2 e 3 apresentam como primeiro processo, a extração de matérias-primas, como minerais e combustíveis fosseis, na qual os recursos naturais são retirados do ambiente para o processamento destes. O processo de fabricação ocorre de maneira específica em cada tipo de fábrica, conforme a matéria-prima utilizada. Nas fábricas de plásticos, o petróleo é processado para a formação dos diferentes polímeros como PVDF, PVC, PEAD e outros. Posteriormente, há o subprocesso de modelagem do plástico em diferentes componentes, como tubulações, conexões, reservatórios, mangueiras, bóias, módulos de membranas e rotâmetros. Na fabricação de fios, carcaças e bases metálicas são utilizados metais como cobre, ferro e alumínio. Já na fabricação de aço inoxidável são utilizados ferro e cromo em sua maioria além de outros elementos como níquel e molibdênio.

Posteriormente, há o subprocesso de fabricação de caixas, peneiras, válvulas, manômetros, conexões, registros e motobomba. Para a obtenção dos reagentes químicos são utilizados o cloro e sódio para reação e formação de compostos diferentes no subprocesso de fabricação de hipoclorito de sódio usados nas limpezas dos módulos de membranas. Dando sequência, há o processo de operação do sistema, tratando os efluentes por um pré-tratamento de remoção de sólidos suspensos e tratamento por ultrafiltração com membranas de fibra oca de PVDF. O que difere os processos do cenário 2 e 3, é o objetivo da operação do sistema, sendo as águas cinzas de lavanderia tratadas por ultrafiltração com objetivo de reúso não potável na lavagem de pisos, para o cenário 2, e reúso não potável na etapa de lavagem de roupas da própria lavanderia, para o cenário 3. Os processos que envolvem os cenários 2 e 3 estão apresentados na Figura 30.

Figura 30: Processos dos cenários 2 e 3



Fonte: Elaborada pela autora, 2022.

A água proveniente da concessionária que foi poupada com o reúso dentro da etapa de lavagem da própria lavanderia no cenário 3 e água da concessionaria poupada com o reúso na lavagem de pisos pelos cenários 1 e 2 foram contabilizados nos processos, uma vez que são por si só cenários com usos alternativos do fluxo de saída de efluentes.

A relação de componentes utilizados nos estudos é apresentada na Tabela 12.

Tabela 12: Componentes hidráulicos utilizados nos cenários em estudo

Componentes Cenário 1		
Descrição	**Quantidade**	**Unidade**
Luvas, Curvas, Joelhos e demais conexões	12	unidade
Registros e válvulas	4	unidade
Reservatórios de 2.000 L	3	unidade
Tubos 100 mm	12	metro
Tubos 25 mm	10	metro
Caixa - peneira	1	unidade
Mangueira	2	metro
Bóia	3	unidade
Coagulante	0,008	Kg m^{-3}
Pastilhas de cloro	0,005	Kg m^{-3}
Floculante	0,002	Kg m^{-3}
Componentes Cenário 2		
Descrição	**Quantidade**	**Unidade**
Luvas, Curvas, Joelhos e demais conexões	8	unidade
Registros e válvulas	5	unidade
Reservatórios de 2.000 L	2	unidade
Tubos 100 mm	6	metro
Tubos 25 mm	6	metro
Caixa - peneira	1	unidade
Mangueira	8	metro
Bóia	2	unidade
Motobomba com controlador de velocidade	1	unidade
Manômetro	1	unidade
Rotâmetro	1	unidade
Módulo de membrana de fibra oca de PVDF	1	unidade
Hipoclorito de sódio	0,001	Kg m^{-3}
Componentes Cenário 3		
Descrição	**Quantidade**	**Unidade**
Luvas, Curvas, Joelhos e demais conexões	10	unidade
Registros e válvulas	6	unidade
Reservatórios de 2.000 L	2	unidade
Tubos 100 mm	8	metro
Tubos 25 mm	6	metro
Caixa - peneira	1	unidade
Mangueira	10	metro
Bóia	2	unidade
Motobomba com controlador de velocidade	1	unidade
Manômetro	1	unidade
Rotâmetro	1	unidade
Módulo de membrana de fibra oca de PVDF	1	unidade
Hipoclorito de sódio	0,001	Kg m^{-3}

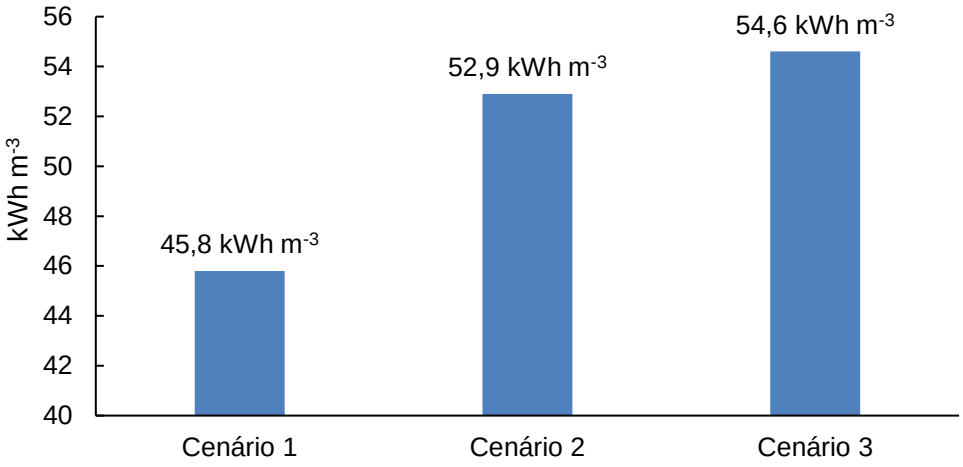
Fonte: Elaborada pela autora, 2022.

O ICV criado e utilizado na ACV referente às fases de extração de matéria-prima, fabricação e operação dos sistemas de tratamento apresentados pelos cenários 1, 2 e 3 teve como principais fluxos de entrada: consumo de energia elétrica, água, combustíveis fósseis (diesel, gás mineral, gasolina, nafta – matéria de produção de plásticos e outros), carvão vegetal, ferro, cromo, bauxita, magnésio, cobre, cromo, níquel, molibdênio e outros minerais metálicos pertinentes aos processos.

No que refere aos fluxos de saída dos três cenários, como principais emissões para o ar foram: material particulado, óxidos de nitrogênio e enxofre, dióxidos e monóxidos de carbono, metano, compostos orgânicos voláteis, benzeno, tolueno, metais e outros. Os principais fluxos de saída para o solo foram: resíduos minerais, compostos orgânicos biodegradáveis, hidrocarbonetos aromáticos policíclicos, resíduos de solventes, metais, poluentes orgânicos persistentes e outros. Já para os fluxos de saída para a água, as principais emissões foram: íons metálicos, sólidos em suspensão, demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO), fenóis, compostos de nitrogênio, compostos de enxofre, ácidos, carbono orgânico total (COT) e outros.

Os resultados do consumo energético por m³ de efluente tratado com base na matriz energética brasileira e considerando a realidade de cada cenário, estão apresentados no Gráfico 10. Para cada cenário o consumo energético foi calculado pela soma de todas as fases estudadas: extração de matéria-prima, fabricação e operação dos sistemas de tratamento apresentados.

Gráfico 10: Consumo energético dos cenários



Fonte: Elaborada pela autora, 2022.

Os dados do Gráfico 10 mostraram que o consumo energético foi maior para os cenários 2 e 3, que remetem ao tratamento dos efluentes de lavanderia pelo processo de UF, quando comparado ao cenário 1 de tratamento convencional por coagulação-floculação seguido de desinfecção. Isso se deve ao estágio de operação, no qual processos de separação por membranas, como a UF, demandam presença de motobomba operada por energia elétrica para funcionamento do sistema durante todo tempo de atividade. Vale lembrar que para o cenário 1 foi considerado o processo de mistura dos reagentes químicos com o efluente de forma manual,

sem a adição de energia elétrica, fator esse contribuinte para o menor gasto energético do cenário 1.

5.7.3 Resultado da Avaliação de Impacto de Ciclo de Vida

Os resultados da contribuição de cada categoria de impacto para os estágios estudados de cada um dos cenários 1, 2 e 3, obtidos por meio do *software OpenLCA* versão 1.10.3 aplicando o método ReCiPe *Midpoint* 2016, são apresentados nas Tabelas 13, 14 e 15, respectivamente.

Tabela 13: Categorias de impactos correspondentes aos estágios do Cenário 1 pelo método *ReCiPe Midpoint* 2016

Cenário 1						
Categorias de impactos	**Unidade de referência**	**Extração de matérias-primas**	**Fabricação de plásticos**	**Fabricação de bases metálicas e bobinas de aço**	**Obtenção de reagentes químicos**	**Operação dos sistema convencional de tratamento**
Formação de material particulado	kg PM2.5 eq	0,9	0,5	0,3	0,1	0,2
Depleção de recursos fósseis	kg oil eq	2,1	2,9	1,1	0,1	0,1
Ecotoxicidade de água doce	kg 1,4-DCB	6,8	0,9	3,7	6,9	0,6
Eutrofização de água doce	kg P eq	1,1	0,2	0,8	1,3	0,6
Aquecimento global	kg CO2 eq	8,9	7,2	3,1	1,7	0,9
Toxicidade humana carcinogênica	kg 1,4-DCB	0,9	3,1	2,9	4,2	1,8
Toxicidade humana não carcinogênica	kg 1,4-DCB	1,0	4,3	3,9	5,8	2,9
Radiação ionizante	kBq Co-60 eq	1,1	0,4	0,2	0,6	0,3
Uso do solo	m2a crop eq	0,7	0,4	0,3	0,1	0,1
Ecotoxicidade marinha	kg 1,4-DCB	1,7	2,7	2,1	2,2	0,9
Eutrofização marinha	kg N eq	0,4	1,2	0,8	0,9	0,2
Depleção de recursos minerais	kg Cu eq	2,3	1,5	2,1	0,4	0,3
Depleção de ozônio para a saúde humana	kg NOx eq	0,1	0,2	0,3	0,1	0,1
Depleção de ozônio para ecossistemas terrestres	kg NOx eq	0,1	0,1	0,3	0,1	0,1
Depleção de ozônio estratosférico	kg CFC11 eq	0,1	0,1	0,1	0,2	0,1
Acidificação terrestre	kg SO2 eq	2,1	0,9	0,4	0,2	0,1
Ecotoxicidade terrestre	kg 1,4-DCB	6,5	5,2	4,3	0,3	0,3
Consumo de água	m3	3,9	3,1	3,8	2,9	0,9

Legenda: Estágio com maior contribuição para a categoria analisada

Fonte: Elaborada pela autora, 2022.

Tabela 14: Categorias de impactos correspondentes aos estágios do Cenário 2 pelo método *ReCiPe Midpoint* 2016

Cenário 2						
Categorias de impactos	**Unidade de referência**	**Extração de matérias primas**	**Fabricação de plásticos**	**Fabricação de fios, carcaças, bases metálicas e bobinas de aço**	**Obtenção de reagentes químicos**	**Operação dos sistema de Ultrafiltração**
Formação de material particulado	kg PM2.5 eq	0,4	0,3	0,2	0,1	0,1
Depleção de recursos fósseis	kg oil eq	0,9	1,1	0,5	0,1	0,1
Ecotoxicidade de água doce	kg 1,4-DCB	4,8	0,9	6,9	3,7	4,6
Eutrofização de água doce	kg P eq	1,9	0,7	0,8	1,7	3,6
Aquecimento global	kg CO2 eq	1,1	6,2	3,9	2,8	9,7
Toxicidade humana carcinogênica	kg 1,4-DCB	1,2	2,4	2,1	1,8	3,2
Toxicidade humana não carcinogênica	kg 1,4-DCB	0,6	3,3	3,2	3,1	3,4
Radiação ionizante	kBq Co-60 eq	0,6	0,3	0,1	0,2	0,4
Uso do solo	m2a crop eq	0,3	0,1	0,2	0,1	0,1
Ecotoxicidade marinha	kg 1,4-DCB	1,1	2,5	1,6	0,9	1,5
Eutrofização marinha	kg N eq	0,3	1,1	0,5	0,2	0,7
Depleção de recursos minerais	kg Cu eq	2,1	1,2	1,8	0,3	0,4
Depleção de ozônio para a saúde humana	kg NOx eq	0,1	0,2	0,1	0,1	0,3
Depleção de ozônio para ecossistemas terrestres	kg NOx eq	0,05	0,1	0,2	0,05	0,1
Depleção de ozônio estratosférico	kg CFC11 eq	0,1	0,1	0,2	0,05	0,05
Acidificação terrestre	kg SO2 eq	1,6	0,7	0,2	0,1	0,1
Ecotoxicidade terrestre	kg 1,4-DCB	1,1	3,2	2,2	2,1	4,1
Consumo de água	m3	1,8	2,5	2,7	0,6	2,8

Legenda: Estágio com maior contribuição para a categoria analisada

Fonte: Elaborada pela autora, 2022.

Tabela 15: Categorias de impactos correspondentes aos estágios do Cenário 3 pelo método *ReCiPe Midpoint* 2016

Cenário 3						
Categorias de impactos	**Unidade de referência**	**Extração de matérias primas**	**Fabricação de plásticos**	**Fabricação de fios, carcaças, bases metálicas e bobinas de aço**	**Obtenção de reagentes químicos**	**Operação dos sistema de Ultrafiltração**
Formação de material particulado	kg PM2.5 eq	0,3	0,2	0,1	0,1	0,1
Depleção de recursos fósseis	kg oil eq	0,8	0,9	0,4	0,1	0,2
Ecotoxicidade de água doce	kg 1,4-DCB	4,5	0,9	6,4	3,5	4,4
Eutrofização de água doce	kg P eq	1,8	0,2	3,2	0,8	1,6
Aquecimento global	kg CO2 eq	2,1	5,8	3,7	2,8	9,1
Toxicidade humana carcinogênica	kg 1,4-DCB	0,4	2,1	1,2	1,1	2,7
Toxicidade humana não carcinogênica	kg 1,4-DCB	0,4	2,8	2,7	2,7	3,1
Radiação ionizante	kBq Co-60 eq	0,3	0,2	0,1	0,1	0,4
Uso do solo	m2a crop eq	0,3	0,1	0,2	0,1	0,1
Ecotoxicidade marinha	kg 1,4-DCB	0,9	2,3	1,3	0,9	1,4
Eutrofização marinha	kg N eq	0,3	1,1	0,4	0,2	0,6
Depleção de recursos minerais	kg Cu eq	2,1	0,9	1,2	0,3	0,4
Depleção de ozônio para a saúde humana	kg NOx eq	0,1	0,2	0,1	0,1	0,3
Depleção de ozônio para ecossistemas terrestres	kg NOx eq	0,05	0,1	0,1	0,05	0,2
Depleção de ozônio estratosférico	kg CFC11 eq	0,05	0,1	0,1	0,05	0,2
Acidificação terrestre	kg SO2 eq	1,2	0,6	0,2	0,1	0,1
Ecotoxicidade terrestre	kg 1,4-DCB	3,7	3,2	2,1	1,8	0,8
Consumo de água	m^3	2,5	2,1	2,2	0,5	1,2

Legenda: Estágio com maior contribuição para a categoria analisada

Fonte: Elaborada pela autora, 2022.

A contribuição dos estágios estudados para cada categoria de impacto considerando o cenário 1 foi mostrada na Tabela 13. Das 18 categorias de impactos apresentadas pertencentes à metodologia ReCiPe *Midpoint* 2016, o estágio de extração de matérias-primas apresentou maior contribuição em 8 categorias, seguida da obtenção de reagentes químicos com valores mais altos em 5 categorias, fabricação de plásticos em 3 categorias e fabricação de bases metálicas e bobinas de aço em 2 categorias. Já o estágio que obteve menor contribuição dos potenciais impactos ambientais foi a operação do sistema de tratamento de coagulação-floculação seguida da desinfecção. Isso mostra que para o cenário 1, a construção da tecnologia convencional de tratamento (extração de matéria prima e fabricação) é mais impactante que sua operação. Vale lembrar que para o presente estudo não foram considerados os estágios de destinação final, transporte, instalação e manutenção.

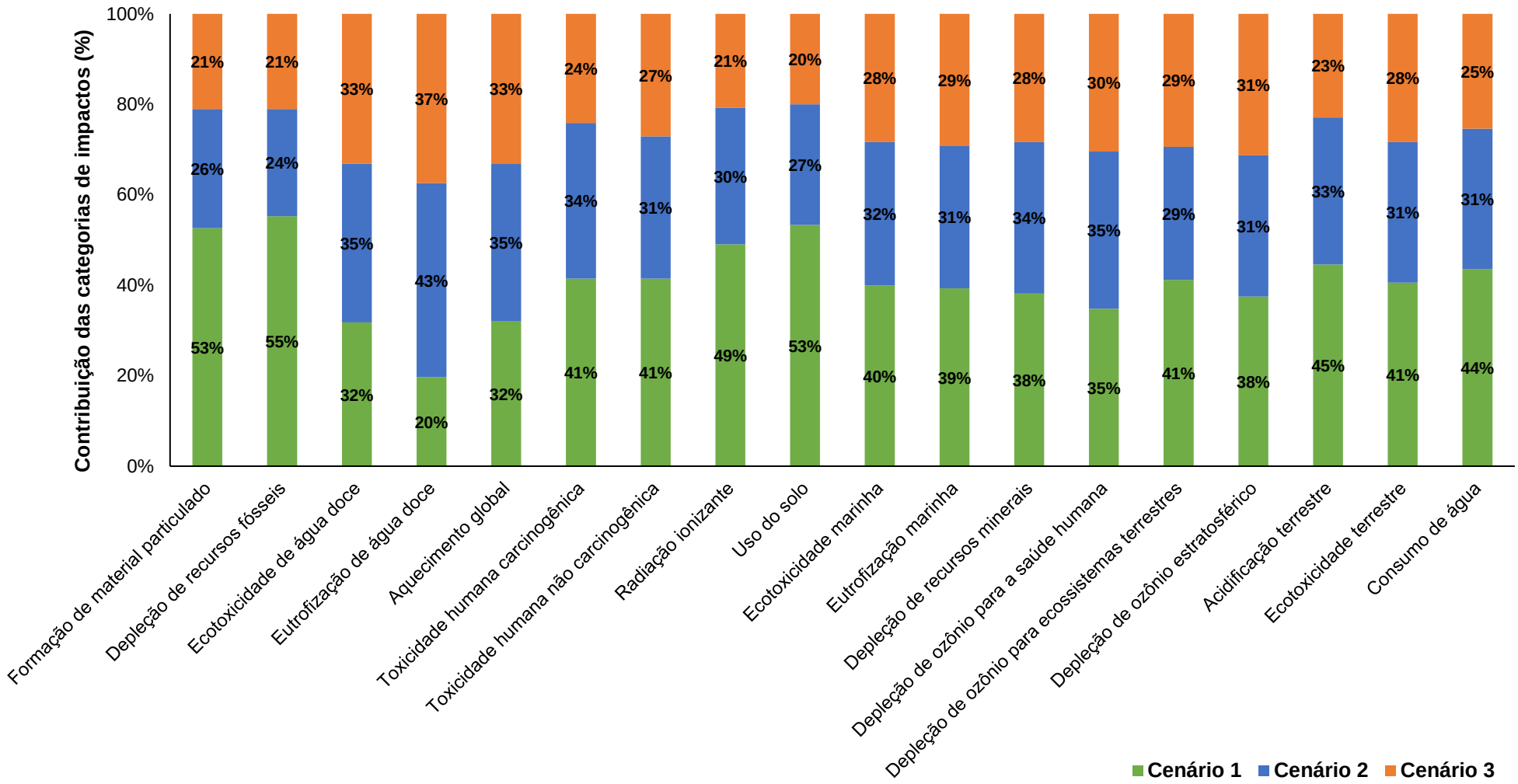
Para o cenário 2, conforme Tabela 14, vê-se a contribuição dos estágios estudados para cada uma das 18 categorias de impactos ambientais. O estágio de operação do processo de UF com objetivo de reúso em lavagem de pisos mostrou em 7 categorias sua maior contribuição para a geração dos impactos, em sequência extração de matérias-primas com valores maiores em 5 categorias e em 3 categorias cada, os estágios fabricação de plásticos e fabricação de fios, carcaças, bases metálicas e bobinas de aço. A menor contribuição para os potenciais impactos ambientais negativos foi do estágio obtenção de reagentes químicos. Isso mostra que para o cenário 2, a operação é mais impactante que a construção da tecnologia avançada de tratamento (extração de matéria prima e fabricação). Porém deve-se ressaltar que não foram considerados os estágios de destinação final, transporte, instalação e manutenção no presente estudo.

Conforme Tabela 15, para o cenário 3, foram apresentadas as categorias de impactos para os seus estágios delimitados. Do total de 18 categorias, o estágio operação do processo de UF com objetivo de reúso na etapa de lavagem da própria lavanderia foi que mais contribuiu, com valores mais altos em 7 categorias, seguido do estágio extração de matérias-primas com 6 categorias, fabricação de plásticos com 3 categorias e fabricação de fios, carcaças, bases metálicas e bobinas de aço com 2 categorias de maior contribuição para os impactos. O estágio de obtenção de reagentes químicos foi o que obteve menor contribuição para os potenciais impactos ambientais. Isso mostra que para o cenário 3, a operação é mais impactante que a construção da tecnologia avançada de tratamento (extração de matéria prima e fabricação). Não foram considerados os estágios de destinação final, transporte, instalação e manutenção no presente estudo.

Esses resultados condizem com os estudos de Akhoundi e Nazif (2020) utilizando a ferramenta de ACV aplicada em diversos cenários de tratamento de águas residuais visando o reúso. Os autores observaram significativos impactos no estágio de extração de matérias-primas e fabricação dos componentes, denominados como etapa de construção para o processo de coagulação-floculação, sem desinfecção. Já para o sistema de ultrafiltração, o estágio de operação foi o que obteve maior relevância para os potenciais impactos ambientais.

Com o Gráfico 11 pode ser vista a contribuição percentual de cada uma das 18 categorias de impacto ambiental considerando os três cenários, após a realização de normalização e agrupamento dos dados apresentados nas Tabelas 13, 14 e 15.

Gráfico 11: Contribuição das categorias de impactos da metodologia ReCiPe *Midpoint* 2016



Fonte: Elaborada pela autora, 2022.

Conforme se pode ver no Gráfico 11, para o cenário 1, tratamento convencional de coagulação-floculação seguido de desinfecção das águas cinzas de lavanderia visando reúso em lavagem de pisos, as categorias de impactos ambientais pertencentes a metodologia ReCiPe *Midpoint* 2016 que mais obtiveram contribuição foram: depleção de recursos fósseis (55%), formação de material particulado (53%), uso do solo (53%) e radiação ionizante (49%).

No cenário 2, tratamento pelo processo de Ultrafiltração (UF) das águas cinzas de lavanderia visando reúso em lavagem de pisos, as categorias de impactos ambientais com maior relevância foram: eutrofização de água doce (43%) seguida de ecotoxicidade de água doce (35%), aquecimento global (35%) e depleção de ozônio para a saúde humana (35%).

Já para o cenário 3, tratamento pelo processo de Ultrafiltração (UF) das águas cinzas de lavanderia industrial do ramo doméstico visando reúso na etapa de lavagem da própria lavanderia, as categorias de impactos ambientais que apresentaram destaque foram: eutrofização de água doce (37%), ecotoxicidade de água doce (33%), aquecimento global (33%) e depleção de ozônio estratosférico (31%).

As categorias de impactos, eutrofização de água doce, ecotoxicidade de água doce e aquecimento global foram as únicas que obtiveram valores menores para o cenário 1 quando comparado com os cenários 2 e 3. Isso se deve principalmente pelo consumo energético ser maior nos cenários 2 e 3 quando comparado ao cenário 1. A matriz energética brasileira baseada no estudo são as hidrelétricas que possibilitam relevância nos impactos atribuídos aos recursos hídricos, especificamente água doce, bem como alterações em mudanças climáticas. Porém, vale lembrar que para o cenário 1 a mistura dos reagentes químicos no efluente foi considerada de forma manual, sem a adição de energia elétrica, o que poderia ter contribuição diferente nas categorias de impactos caso fosse considerado um agitador mecânico, que consumiria eletricidade.

A ACV desenvolvida nos estudos de Sharaai *et al.* (2009) e Prézélus *et al.* (2021), em sistema de ultrafiltração aplicada em águas superficiais em busca da potabilidade, também verificaram o fluxo de energia como principal causa para os impactos gerados. Como solução, os autores abordaram reaproveitamento e uso sustentável das matérias-primas de fabricação dos sistemas de membranas, bem como otimização da confecção de módulos de membranas mais permeáveis e de baixa incrustação, considerando que o bombeamento de entrada na operação do sistema é responsável pela maior parte do consumo energético.

O uso da ferramenta de ACV nos estudos de Canaj *et al.* (2021), Carré *et al.,* (2017), Akhoundi e Nazif (2020) e Lutterbeck *et al.* (2020), aplicada a efluentes de lavanderia, também

ressaltou o consumo de energia elétrica como principal causa dos potenciais impactos ambientais em técnicas avançadas de tratamento, como a ultrafiltração com módulos de membranas de fibra oca. Os resultados mostraram que o uso de fontes de energia limpa, como a energia solar, pode reduzir significativamente os impactos ambientais negativos gerados.

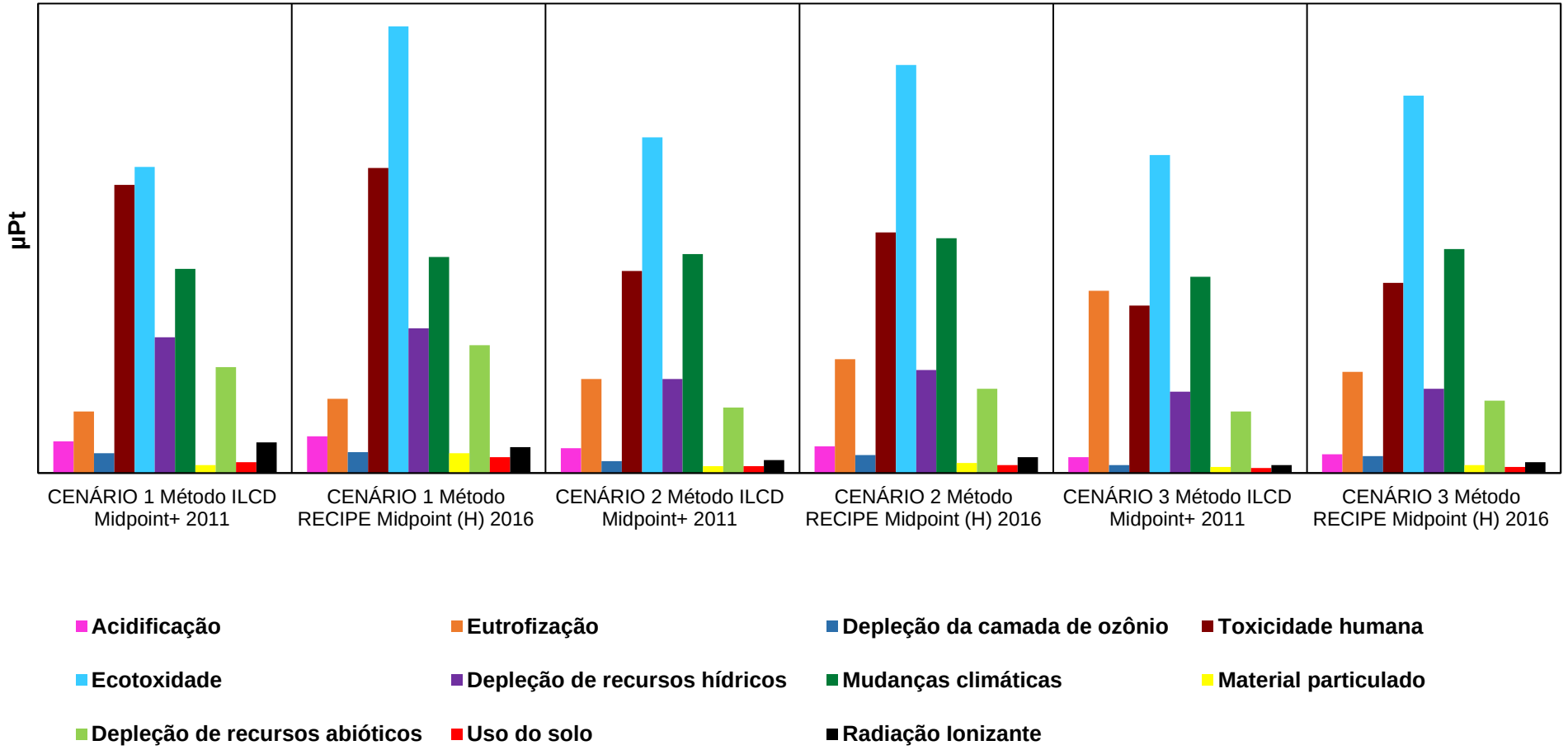
De acordo com a Empresa de Pesquisa Energética do Ministério de Minas e Energias (2022), a matriz elétrica brasileira é composta por 78% de fontes de energias renováveis, o que reduz consideravelmente a geração de impactos quando se compara processos de tratamento que usam matriz elétrica de fontes não renováveis, como os combustíveis fósseis, em outros países.

Ainda é possível explorar muito mais o uso de fontes limpas de energia no país. A energia solar por exemplo, é um ponto positivo para a mitigação dos potenciais impactos ambientais negativos gerados pelo consumo de energia elétrica no Brasil, considerando que o *payback* (tempo de retorno do investimento) de um sistema fotovoltaico no país varia aproximadamente de três a cinco anos, podendo chegar a dois anos com os avanços tecnológicos na produção dos painéis fotovoltaicos, que vem resultando no aumento das eficiências das células, reduzindo o seu custo e estimulando o aumento da inserção do sistema fotovoltaico no mercado energético (Fukurozaki e Paschoal, 2010).

5.7.4 Análise de sensibilidade e interpretações da ACV

A análise de sensibilidade foi realizada variando o método de AICV aplicado, como forma de verificar a confiabilidade dos resultados encontrados para os potenciais impactos ambientais negativos gerados no ciclo de vida. Para isso foi utilizado o método ILCD *Midpoint*+ 2011 comparados ao método ReCiPe *Midpoin*t 2016 aplicados aos 3 cenários propostos no estudo, conforme apresentado no Gráfico 12.

Gráfico 12: Comparação das categorias de impacto entre os métodos ReCiPe *Midpoint* 2016 e ILCD Midpoint+ 2011 nos três cenários



Fonte: Elaborada pela autora, 2022.

No Gráfico 12 foram apresentadas as categorias de impactos genéricas, ou seja, comuns às duas metodologias. Para que fosse possível a geração dessas categorias e a comparação entre cada uma delas foram feitos agrupamento e normalização dos dados, gerando uma unidade denominada microponto (µPt).

As categorias de impactos que mais se destacaram nos três cenários pelas duas metodologias AICV foram: ecotoxicidade, mudanças climáticas e toxicidade humana. Essas categorias de impactos ambientais se destacam pelos fluxos de entrada mais significativos que foram: energia, água, compostos metálicos e hidrocarbonetos, e fluxos de saída mais relevantes que foram: dióxido de carbono, compostos orgânicos voláteis (COV) e material particulado como emissões para o ar, compostos de nitrogênio e enxofre, compostos ácidos não classificáveis, e DBO como emissões para a água e hidrocarbonetos aromáticos policíclicos, metais tóxicos e halogênios orgânicos como emissões para o solo.

De maneira geral, o método ILCV Midpoint+ 2011 trouxe para os cenários contribuições menores para as categorias de impacto ambiental quando comparado à metodologia ReciPe Midpoint 2016. Porém, foi perceptível que houve pequenas discrepâncias para os cenários não sendo significativas a ponto de trazerem mudanças nas conclusões finais do estudo, reafirmando assim que os resultados das categorias de impactos ambientais para o presente estudo se apresentaram confiáveis. O mesmo foi observado na análise de sensibilidade da ACV aplicada a efluentes domésticos dos estudos de Canaj *et al.* (2021), que variou as metodologias de AICV e produziu as mesmas conclusões para o estudo, confirmando a confiabilidade dos impactos ambientais negativos gerados.

Comparando os três cenários apresentados no estudo, as contribuições das categorias de impactos permitem avaliar o cenário 3 como sendo o menor contribuinte para a geração dos impactos, seguido do cenário 2 e posteriormente cenário 1. Os autores Akhoundi e Nazif (2020) também verificaram menores potenciais de impactos ambientais para cenários com sistema de ultrafiltração quando comparado ao sistema de coagulação-floculação, porém sem a adição da desinfecção.

Comparando os cenários 2 e 3, mesmo ambos abordando sistema de ultrafiltração e o cenário 3 apresentar mais conexões hidráulicas que o cenário 2, as contribuições para os potenciais impactos ambientais são maiores no cenário 2. Isso se deve ao objetivo do reaproveitamento dos permeados gerados, na qual o reúso dentro do processo da lavanderia gera maior compensação aos recursos hídricos do que o reúso não potável na lavagem de pisos.

Os estudos de Jorgensen *et al.* (2004) mostraram que pela metodologia de ACV aplicada à técnica de ultrafiltração em efluentes de lavanderia visando o reúso, os potenciais impactos ambientais gerados são menores do que a descarga desses efluentes para o sistema de esgotamento sanitário sem qualquer reutilização. Ainda segundo os autores, a ultrafiltração utilizada com o objetivo de gerar permeados para serem reaproveitados na etapa de lavagem da própria lavanderia pode gerar significativas economias de água. Segundo Sostar-Turk *et al.* (2005), o uso da técnica de ultrafiltração visando o reúso dentro da lavanderia pode trazer economia de 60% na conta de água.

Considerando que os cenários foram baseados em uma lavanderia industrial de pequeno porte com gasto de até 1.800 L dia^{-1} de água, pertencente ao ramo doméstico e decorativo e abrangendo a região sudeste do Brasil, sobretudo região metropolitana de Belo Horizonte –MG, foi estimado o valor gasto na conta de água antes e depois da implantação do sistema de ultrafiltração visando o reúso na etapa da lavagem da própria lavanderia, o melhor cenário alcançado (cenário 3).

Com os dados das tarifas de água e esgoto da última atualização feita em junho de 2021 da empresa concessionária Companhia de Saneamento de Minas Gerais (COPASA), os cálculos do consumo de agua da lavanderia apresentada no escopo do estudo foram realizados considerando a categorial industrial, conforme o Quadro 10.

Quadro 10: Dados da COPASA de tarifas de água e esgoto para a categoria industrial

Categoria industrial			
Faixas	**Água**	**Esgoto**	**Unidade**
Fixa	28,52	21,11	R$ $mês^{-1}$
0 a 5 m^3	3,95	2,92	R$ m^{-3}
> 5 a 10 m^3	5,922	4,382	R$ m^{-3}
> 10 a 20 m^3	7,966	5,895	R$ m^{-3}
> 20 a 40 m^3	10,036	7,427	R$ m^{-3}
> 40 a 200 m^3	12,164	9,001	R$ m^{-3}
> 200 m^3	14,305	10,586	R$ m^{-3}

Fonte: COPASA, 2021. Adaptado.

Estimando que o consumo da lavanderia industrial foi de 45.000 L $mês^{-1}$ ou 45 m^3 $mês^{-1}$ (correspondentes a 25 dias úteis), os cálculos foram realizados e apresentados conforme mostrado na Tabela 16.

Tabela 16: Tarifa mensal da COPASA: Lavanderia com consumo de 45 m³ mês^{-1}

	Consumo de água		Consumo de esgoto		Total
Fixa	R$ 28,52		R$ 21,11		R$ mês^{-1} 49,63
0 a 5 m³	5 x R$ 3,95 =	R$ 19,75	5 x R$ 2,92 =	R$ 14,60	R$ mês^{-1} 34,35
> 5 a 10 m³	5 x R$ 5,922 =	R$ 29,61	5 x R$ 4,382 =	R$ 21,91	R$ mês^{-1} 51,52
> 10 a 20 m³	10 x R$ 7,966 =	R$ 79,66	10 x R$ 5,895 =	R$ 58,95	R$ mês^{-1} 138,61
> 20 a 40 m³	20 x R$ 10,036 =	R$ 200,72	20 x R$ 7,427 =	R$ 148,54	R$ mês^{-1} 349,26
> 40 a 200 m³	5 x R$ 12,164 =	R$ 60,82	5 x R$ 9,001 =	R$ 45,005	R$ mês^{-1} 105,82
Total	R$ mês^{-1} 419,08		R$ mês^{-1} 310,11		R$ mês^{-1} 729,19

Fonte: Elaborada pela autora, 2022.

O valor médio mensal a ser pago por uma lavanderia de pequeno porte com consumo de 45 m^3 mês^{-1} é de R$ 729,19 (Tabela 16). Considerando uma economia média de 60% na conta de água conforme apresentado nos estudos de Sostar-Turk *et al.* (2005) ao implantar o sistema de UF com reúso na etapa de lavagem, o valor da conta de água pode chegar a R$ 291,67, gerando economia significativa para os custos de despesas das lavanderias.

A presença de surfactantes nos efluentes de lavanderia, devido aos sabões, xampus, perfumes, amaciantes, água sanitária e produtos de limpeza em geral, contribuem para a poluição e impacto negativo sobre os recursos hídricos. Porém, considerando uma análise de ACV em que são contabilizados fluxos de entrada e saída para a geração das categorias de impactos ambientais, a presença de surfactantes no permeado do sistema de ultrafiltração pode ser um ponto positivo no reúso dentro da etapa de lavagem da própria lavanderia, favorecendo na diminuição do consumo de produtos de limpeza e consequentemente proporcionando economia nas despesas da lavanderia. Sendo assim, como perspectivas futuras, a inclusão das análises de surfactante da alimentação e permeado do sistema de ultrafiltração aplicado a efluentes de lavanderia, podem contribuir na avaliação dos impactos ambientais da metodologia de ACV.

Os impactos logísticos do transporte após a extração de matérias-primas, após a fabricação dos componentes hidráulicos e antes da destinação final dos componentes que chegaram ao fim da sua vida útil, podem contribuir também para as categorias de impactos ambientais em um estudo de ACV. Sendo assim, a inclusão do estágio de transporte é sugerida para trabalhos futuros.

Embora o estágio de transporte não esteja abordado no presente estudo, a preocupação com o uso local como forma de evitar custos e potenciais impactos ambientais decorrentes do deslocamento foi considerada. Como exemplo, empresas de fabricação de componentes hidráulicos e produtos químicos da região sudeste do Brasil, extensão geográfica determinada no estudo.

A inserção do estágio de destinação final considerando tanto os componentes hidráulicos que chegam a sua vida útil quanto os resíduos gerados dos tratamentos e dos lodos provenientes do processo de coagulação-floculação podem trazer diferença na contribuição de cada categoria de impacto ambiental analisada. São poucos os estudos de ACV aplicada a efluentes que considerada esse estágio, devido deficiência de dados na literatura referentes a destinação final dos componentes.

As limitações do estudo remetem à inexistência de metodologia de Avaliação de Impacto de Ciclo de Vida (AICV) específica para condições brasileiras, o que pode gerar incertezas nas análises das categorias de impacto ambiental. Os métodos usados consideram potenciais impactos ambientais globais e europeu, não refletindo necessariamente a situação do Brasil. Outra limitação se deve a não consolidação da base de dados nacional SICV de Inventário de Ciclo de Vida (ICV) trazendo incertezas perante os dados.

Porém, apesar das limitações, a ACV aplicada nesse estudo pode servir como ferramenta de apoio de decisão para projetistas, empresários, gestores e pesquisadores do ramo de lavanderias, especificamente na escolha de processos de reaproveitamento de águas, considerando ser um setor de grande consumo de água. O estudo também pode contribui na recomendação de potenciais medidas de mitigação de impactos ambientais, desenvolvimento de políticas públicas de incentivo a alternativas sustentáveis em lavanderias industriais e efetivação da sustentabilidade.

6 CONCLUSÕES

A avaliação das características das membranas por MEV confirmou a morfologia anisotrópica porosa das fibras com presença de poros digitiformes e poros esponjosos interconectados. O uso do FTIR confirmou a sua composição química em termos de PVDF e evidências de glicerol, solução de conservação da membrana, oriunda do processo de fabricação. Essas características juntamente com o teste de rejeição, que apresentou massa molecular de corte de 66kDa, confirmaram que as membranas de fibra oca utilizadas nesse trabalho são de ultrafiltração.

Após a passagem de diversas amostras de efluentes de lavanderia doméstica e industrial nos módulos MUF1 e MUF2, ambas as permeabilidades hidráulicas permaneceram estáveis, comprovando que após a realização da limpeza de cada operação executada, os módulos continuaram operando com a mesma eficiência inicial e a formação de incrustação não foi preponderante a esse sistema.

Nos ensaios de permeação para duas matrizes de efluentes, no qual foi testada a operacionalidade do sistema de ultrafiltração com as membranas de fibra oca de PVDF, observou-se tendência ao fluxo constante, a partir da 10ª hora, verificando estabilização de operação, concluindo que as membranas apresentam invariabilidade para o tempo operacional de 40 horas.

No que se refere à remoção de compostos, pelos parâmetros analisados, os que mais se destacaram em ambas as matrizes de efluentes foram: Turbidez, DQO e Sólidos Totais em ordem percentual decrescente de remoção.

Comparando as duas matrizes de efluentes, nota-se que os valores de remoção apresentaram resultados bem compatíveis. Para os parâmetros analisados, os permeados das duas matrizes de efluentes atenderam para o reúso não potável das classes 2, 3 e 4 da NBR 13.969/1997. Em relação aos critérios de qualidade da água de reúso não potável da ANA, para os parâmetros analisados o permeado de lavanderia industrial atendeu o reúso da classe 3, enquanto o permeado de lavanderia doméstica não atendeu a nenhuma classe. Para a norma NBR 16.783/2019, os parâmetros analisados se enquadraram para a matriz de lavanderia industrial, sendo que os parâmetros pH e sólidos dissolvidos totais para a matriz de lavanderia doméstica não se enquadraram.

Embora o processo de ultrafiltração apresente eficiência na remoção de compostos das águas cinzas, nem sempre houve enquadramento dos permeados, para os parâmetros

analisados, das normas de reúso não potável citadas e comparadas no presente estudo. Isso mostra uma elevada restrição nos parâmetros, o que pode dificultar a efetivação das práticas de reutilização de águas. Portanto, faz-se necessário a revisão de normas para que torne mais viável o reúso não potável.

Embora o objetivo do reúso seja não potável, as águas de permeados das duas matrizes de efluentes apresentaram algumas semelhanças com as águas de concessionárias, pois a maioria dos parâmetros analisados das duas matrizes de efluentes aplicadas a UF, se enquadraram nos padrões de potabilidade da Portaria GM/MS nº 888 de 2021, ficando inadequado para as duas matrizes apenas os parâmetros sulfato e sólidos dissolvidos totais, dentre os que foram avaliados, além do pH inadequado para a matriz de efluente de lavanderia doméstica.

Diante do exposto, o sistema de ultrafiltração se mostrou eficiente na aplicação de águas cinzas provenientes de lavanderia, na qual podem ser reutilizadas para usos não potáveis como lavagem de pisos, calçadas, irrigação de jardins, reúso nas descargas de vasos sanitários, reúso em pastagens para gados e outros cultivos.

No que refere ao setor de lavanderia, os permeados gerados da ultrafiltração não podem ser reaproveitados na etapa de enxágue, devido à presença de sais dissolvidos evidenciados por valores altos do parâmetro de condutividade alinhado ao parâmetro pH. Porém, os permeados podem ser reaproveitados dentro da etapa de lavagem de roupas sem nenhum prejuízo no processo de brancura.

A avaliação da viabilidade ambiental utilizando a ferramenta de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) verificou que o reúso do permeado gerado do processo de ultrafiltração dentro da etapa de lavagem da própria lavanderia é o melhor cenário viável ambientalmente. Já o cenário de reúso de efluentes para fins não potáveis de lavagem de pisos gerados pelo sistema de ultrafiltração foi o segundo cenário com melhor viabilidade e por último o cenário de coagulação-floculação seguida por desinfecção com reúso também em lavagem de pisos.

Foram elencadas as principais categorias de impactos para os três cenários de reúso de água segundo as metodologias ILCV Midpoint+ 2011 e ReciPe Midpoint 2016: ecotoxicidade, mudanças climáticas e toxicidade humana. O consumo de energia elétrica na etapa de operação foi a principal causa para os potenciais impactos ambientais negativos gerados nos sistemas de ultrafiltração. Como forma de mitigação, o uso de fontes de energia limpa, como a energia solar, pode reduzir significativamente os impactos, considerando que o tempo de retorno do investimento em painéis fotovoltaicos no Brasil é curto, variando de 3 a 5 anos.

Além da viabilidade ambiental da aplicação do processo de ultrafiltração em efluentes de lavanderia visando o reúso na etapa de lavagem de roupas, cenário com menores potenciais de impactos ambientais, é visível também a viabilidade técnica e econômica da ultrafiltração, sendo possível poupar até 10% da água potável utilizada nas áreas urbanas e até 60% de economia na conta de água. É notório também a facilidade do reúso dentro das lavanderias, por não haver necessidade de grandes modificações estruturais, e a realização da economia circular, o que justifica ainda mais a viabilidade do processo de ultrafiltração aplicado em lavanderias.

Sugere-se para trabalhos futuros avaliar a combinação de outras técnicas junto ao processo de ultrafiltração como forma de se elevar a taxa de remoção de íons, gerando permeados de melhor qualidade e assim aumentar a potencial de reúso com ciclo completo de reaproveitamento dentro da lavanderia. Outra sugestão é realizar a avaliação de ciclo de vida dos cenários propostos em conjunto com a análise de custo de implantação das técnicas de tratamento e análise da aceitabilidade social, unindo as esferas ambiental, econômica e social da sustentabilidade.

7 REFERÊNCIAS

ABEDIN, S.B. & RAKIB, Z. B. Geração e análise de qualidade de águas cinzentas na cidade de Dhaka. Pesquisa, Engenharia e Gestão Ambiental, p.64, 29–41. 2013.

ADMINISTRATION OF QUALITY SUPERVISION, INSPECTION AND QUARANTINE OF THE PEOPLE'S REPUBLIC OF CHINA - AQSIQ. The reuse of urban recycling water. Classified standard, 2002.

AFONSO, A. M. P. Estudo numérico do campo de concentração numa célula de placas paralelas: propriedades físicas variáveis. FUEP. Porto. 2005.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO – ANA. Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2020: informe anual. 118 p. Brasília –DF. 2020.

AHMAD, J., EL-DESSOUKY, H., Design of a modified low cost treatment system for the recycling and reuse of laundry wastewater. Resour. Conserv. Recycl. 52 (7), 973–978. 2008.

AKHOUNDI, A., & NAZIF, S. Life-Cycle Assessment of Tertiary Treatment Technologies to Treat Secondary Municipal Wastewater for Reuse in Agricultural Irrigation, Artificial Recharge of Groundwater, and Industrial Usages. Journal of Environmental Engineering, 146 (6), 04020031. 2020.

AL-GHEETHI, A. A., MOHAMED, R. M., EFAQ, A. N., AMIR HASHIM, M. K. Reduction of microbial risk associated with greywater by disinfection processes for irrigation. J. Water Health. 14 (3), 379–398. 2016.

AL-SARKAL, T., & ARAFAT, H. A. Ultrafiltração versus pré-tratamento baseado em sedimentação na planta de Fujairah-1 RO: Estudo de impacto ambiental. Dessalinização, 317, 55-66. 2013.

ALMEIDA, J. G. Nos Bastidores das Técnicas Laboratoriais: Western Blotting. Revista Newslab. 2020.

ANA; FIESP; SINDUSCON-SP. Conservação e reúso de água em edificações. São Paulo: Prol Editora Gráfica, 2005.

ANADÃO, P. (2010). Ciência e Tecnologia de Membranas. Artliber Editora. São Paulo –SP. 2010.

ANDERSEN, M *et al.* Pilot- scale testing membrane for wastewater reclamation in industrial laundry. Water Science Technology, London. v.46. n.4-5. p.67-76, 2002.

ANDRADE F. J. W.; NETO, R. A. A.; FARIAS, J. J. A.; AMORIM, R. C. F. Quantitativo de Águas Cinzas e Negras em Banheiros de um Centro Universitário Em Maceió-Alagoas. Revista Engenharia e Tecnologia Aplicada-UNG-Ser. 2(1), 5-8. 2019.

ANTONOPOULOU, G., KIRKOU, A., STASINAKIS, A. S**.** Quantitative and Qualitative Greywater Characterization in Greek Households and Investigation of Their Treatment Using Physicochemical Methods. – Science of the Total Environment. 454: 426-432. 2013.

APHA. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 23rd ed.; American Public Health Association; American Water Works Association; Water Environment Federation: Washington, DC, USA, 2017.

AQUAPOLO. Empreendimento de produção de água de reúso. Disponível em: <http://www.aquapolo.com.br/ >. Acessado em 03 de dezembro de 2021.

ARAÚJO, A. C. S. P. Contribuição para o estudo da viabilidade/sustentabilidade da dessalinização enquanto técnica de tratamento de água. 2013. Tese de doutorado. Faculdade de Ciências e Tecnologia. 2013.

ARTHANAREESWARAN, G.; LATHA, C.S.; MOHAN, D.; RAAJENTHIREN, M.; SRINIVASAN, K. Studies on cellulose acetate/low cyclic dimmer polysulfone blend ultrafiltration membranes and their application. Separation and Purification Technology, vol. 41, p. 2895–2912, 2006.

ASHFAQ, MY, & QIBLAWEY, H. Tratamento de efluentes de lavanderia por ultrafiltração em diferentes condições de operação. Nos Anais da Conferência AIP (Vol. 2022, No. 1, p. 020002). AIP Publishing LLC. 2018

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TECNICAS - ABNT. NBR 13.969. Tanques sépticos – unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos – projeto, construção e operação. Rio de Janeiro, Brasil. ABNT, 1997.

_____. NBR 16.783. Uso de fontes alternativas de água não potável em edificações. Rio de Janeiro, Brasil. 2019.

_____. NBR ISO 14040. Gestão Ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Princípios e estrutura (Versão corrigida: 2014). Rio de janeiro, Brasil. ABNT, 2009a.

_____.NBR ISO 14044. Gestão Ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Requisitos e Orientações (Versão corrigida: 2014). Rio de Janeiro, Brasil. ABNT, 2009b.

ATRA, R.; VATAL, G.; V.; BEKASSY-MOLNAR, E.; BALINT, A. Investigation of ultra and nanofiltration for utilization of whey protein and lactose. Journal of food engineering. v.67.p.325-332. 2005.

AUSTRALIAN CAPITAL TERRITORY - ACT. Greywater use: guidelines for residential properties in Canberra, In: Territory, A.C. Australia: Canberra, 2004.

BACCHIN, P.; AIMAR P., FIELD R. W. Review Critical and sustainable fluxes: theory, experiments and applications. Journal of Membrane Science 281, 1-2 42-69. 2006.

BAI, H.; WANG, X.; ZHOU, Y.; ZHANG, L. Preparation and characterization of poly (vinylidene fluoride) composite membranes blended with nano-crystalline cellulose. Progress in Natural Science: Materials International, v. 22, n. 3, p. 250-257, 2012.

BAKER, R. W. Membrane Technology and Applications. (tsui3ªed.). John Wiley & Sons Ltd. 2012.

BANI-MELHEM, K.; AL-QODAH, Z.; AL-SHANNAG, M.; QASAIMEH, A.; QTAISHAT, M. R.; ALKASRAWI, M. On the performance of real grey water treatment using a submerged membrane bioreactor system. Journal of Membrane Science. v. 476, p.40-49. Elsevier BV. 2015.

BARBOSA, Y. L. Avaliação dos Processos de Separação por membranas para Geração de Águas de Reúso em um Centro Comercial. 2009. Dissertação. Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ. Programa em Tecnologia de processos Químicos e Bioquímicos. Rio de Janeiro, 2009.

BARROS, S.T.D., ANDRADE, C.M.G., MENDES, E.S., et al. “Study of foulingmechanism in pineapple juice clarification by ultrafiltration”. J. Membrane Sci, n.215, p. 213-224, 2003.

BAZZARELLA, B. B. Caracterização e aproveitamento de águas cinzas para uso não-potável em edificações. p.165. Universidade Federal do Espírito Santo. Espírito Santo. 2005.

BENASSI, S., Projeto de Lei nº 664/2007 Reutilização da água nas garagens de empresas de ônibus. Câmara Municipal de Campinas. 2007.

BHATTACHARYA, P., SARKAR, S., GHOSH, S., MAJUMDAR, S., MUKHOPADHYAY, A., BANDYOPADHYAY, S. Potencial das membranas cerâmicas de microfiltração e ultrafiltração para o tratamento de águas cinzas para um reúso efetivo. Dessalinização e tratamento de água, 51 (22-24), 4323-4332. 2013.

BIRKS, R. & HILLS, S. Characterisation of indicator organisms and pathogens in domestic greywater for recycling. Environmental Monitoring and Assessment 129, 61–69. 2007.

BORGES, F. J. Inventário do ciclo de vida do PVC produzido no Brasil. 2004. 174 f. Dissertação (Mestre em Engenharia) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004.

BORN, R.H. Seguridade hídrica, comitês de bacia hidrográfica e cidadania. Revista CEJ. Brasília, n. 12, p. 63-70, set. /dez. 2000.

BORSOI, Z. M. F.; TORRES, S. D. A. A política de recursos hídricos no Brasil. Revista do BNDES, Rio de Janeiro, v. 4, n. 8, p. 143-166, 1997.

BOYJOO, Y.; PAREEK, V. K.; ANG, M. A review of graywater characteristics and treatment processes. Water Science & Technology. n. 7, v. 67, p. 1403-1424, 2013.

BRASIL. Conselho Nacional de Recursos Hídricos - CNRH. Resolução nº 54. 2005.

BRASIL. Ministério da Saúde (MS). Portaria nº 888, de 04 de maio de 2021. Estabelece procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Brasília – DF, 2021.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal. Lei n. 9.433: Política Nacional de Recursos Hídricos. Brasília: Secretaria de Recursos Hídricos, 72p., 1997.

BUENO, C. Avaliação de ciclo de vida na construção civil: análise de sensibilidade. 2014. Tese (Doutorado em Arquitetura e Urbanismo) – Universidade de São Paulo, São Carlos, 2014.

BUFON, A. G. M. Variação temporal e espacial da taxa de sedimentação e das características limnológicas na microbacia do córrego da Barrinha, no município de Pirassununga, SP. 180f. Dissertação. Universidade Estadual Paulista, Centro de Estudos Ambientais. Rio Claro –SP. 2002.

BUSS, M. V. et al. Tratamento dos Efluentes de uma Lavanderia Industrial: Avaliação da Capacidade de Diferentes Processos de Tratamento. Revista de Engenharia Civil IMED, Passo Fundo, v. 2, n. 1, p. 2-10, 2015.

CAICEDO, C. H., AYALA, G., AGUDELO, A. C. Y VARGAS, R. A. Effect of glycerol on the electrical properties, phase behavior and water vapor permeability in films based on potato starch. Revista Columbiana de Physical 42, 439-448. 2010.

CANAJ, K., MEHMETI, A., MORRONE, D., TOMA, P.,TODOROVIĆ, M. Avaliação baseada no ciclo de vida dos impactos ambientais e custos externos da reutilização de águas residuais tratadas para irrigação: um estudo de caso no sul da Itália. Journal of Cleaner Production, 293, p.126-142. 2021.

CARRÉ, E., BEIGBEDER, J., JAUZEIN, V., JUNQUA, G., & LOPEZ-FERBER, M. Estudo de caso de avaliação do ciclo de vida: opções de processo de tratamento terciário para reutilização de efluentes. Avaliação e Gestão Ambiental Integrada, 13 (6), 1113-1121. 2017.

CIABATTI, I.; CESARO, F.; FARALLI, L.; FATARELLA, E; TOGNOTTI, F. Demonstration of a treatment system for purification and reuse of laundry wastewater, Desalination 245. 451–459. 2009.

CINTRA, T. S. Tratamento de água cinza clara de edifício comercial por flotação por ar dissolvido para reúso em descargas de bacias sanitárias. Dissertação (mestrado) - Universidade Federal do Paraná, Setor de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental. Curitiba. 2019.

CHEHEBE, J. R. Análise do Ciclo de Vida de Produtos. 1 ed. Rio de Janeiro: Qualitymark Editora, 104 p. 1998.

CHERYAN, M. Ultrafiltration and Microfiltration: Handbook. Technomics Publishing Co. Inc. 2ª ed. 1998.

CHON, K.; CHO, J.; SHON, H. K. A pilot-scale hybrid municipal wastewater reclamation system using combined coagulation and disk filtration, ultrafiltration, and reverse osmosis: Removal of nutrients and micropollutants, and characterization of membrane foulants. Bioresource Technology, v. 141, p. 109–116, 2013.

CIOFU, F. Activated carbon (charcoal) obtaining. Aplication. Fiability & Durability Supplement nº 1/2015. Editura “Academicca Brâncusi”, Târgu Jiu. 2015.

COAN, V. H. Sistemas de tratamento de água utilizando processo de separação por membranas de ultrafiltração: estudo de caso. 2021. 66 f. Trabalho de Conclusão de Curso. Graduação em Engenharia Química - Faculdade de Engenharia, Universidade Federal de Mato Grosso – Campus Universitário de Várzea Grande, Cuiabá, 2021.

COMPANHIA DE SANEAMENTO DE MINAS GERAIS – COPASA. Resolução ARSAE-MG 154 de 28 de junho de 2021. Governo do estado de Minas Gerais. Agência reguladora de serviços de abastecimento de água e de esgotamento sanitário de minas gerais. 2021.

CORNEJO, P. K.; ZHANG, Q.; MIHELCIC, J. R. How Does Scale of Implementation Impact the Environmental Sustainability of Wastewater Treatment Integrated with Resource Recovery. Environmental Science & Technology, v. 50, p. 6680–6689, 2016.

COROMINAS, L.; FOLEY, J.; GUEST, J. S.; HOSPIDO, A.; LARSEN, H. F.; MORERA, S.; SHAW, A. Life cycle assessment applied to wastewater treatment: State of the art. Water Research, v. 47, n. 15, p. 5480–5492, 2013.

COSTA, R. H. R. & MARTINS, G. B. H. Práticas limpas aplicadas as indústrias têxteis do Estado de Santa Catarina. In: 19. Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. 14 a 19 de setembro de 1997, Foz do Iguaçú. Anais eletrônicos...Foz do Iguaçu: ABES. 1 CD-ROM. 1997.

DELL'OSBEL, N., & MACHADO, Ê. L. Avaliação do Ciclo de Vida de sistemas de tratamento de efluentes urbanos utilizando Microalgas e Wetlands Construídos. Revista Monografias Ambientais, 18(1), 1. 2019

DUARTE, A. D., DA SILVA, G. L. Aplicação da ferramenta de Análise de Ciclo de Vida (ACV) no processo de tratamento de efluentes em uma lavanderia de beneficiamento de jeans. Exacta, v. 18, n. 2, p. 355-367, 2020.

ENVIRONMENT AGENCY. Greywater for domestic users: an information guide. United Kingdom, 2011.

EPE. Balanço Energético Nacional - Relatório Síntese, ano base 2021. Ministério de Minas e Energias. Rio de Janeiro. Empresa de Pesquisa Energética, 2022.

ERIKSSON, E.; AUFFARTH, K.; HENZE, M.; LEDIN, A. Characteristics of grey wastewater. Urban water, v. 4, n. 1, p. 55-104, 2002.

ETCHEPARE, R., VAN DER HOEK, J. P. Health risk assessment of organic micropollutants in greywater for potable reuse. Water Res. 72, 186–198. 2015.

FARIAS, M. M. Y. L. Avaliação do desempenho ambiental de uma estação de tratamento de águas residuais utilizando a metodologia de análise de ciclo de vida. Tese de Doutorado. Universidade Tecnológica Federal do Paraná. 2020.

FEITOSA, A.; BERWANGER, L.; HILGEMANN, M. Análise de efluentes de uma lavanderia universitária. Ciências Exatas e Engenharia, p.17-23, 5(11). 2015.

FERREIRA, E. D. S. B.; FERREIRA, R. D. S.B., LUNA, C.B. B.; ARAÚJO, E. M., DE LUCENA LIRA, H. Membranas de fibra oca de diversos materiais e suas aplicações. Pesquisa, Sociedade e Desenvolvimento, 10 (1). 2021.

FIORI, S. et al. Avaliação qualitativa e quantitativa do reúso de águas cinzas em edificações. Revista Ambiente Construído. Porto Alegre, v. 6, n. 1, p. 19-30, jan. /Mar. 2006.

FIRJAN. Manual de conservação e reúso da água na indústria. Rio de Janeiro: DIM, 2006.

FRIEDRICH, E.; PILLAY, S.; BUCKLEY, C. A. The use of LCA in the water industry and the case for an environmental performance indicator. Water SA, v. 33, n. 4, p. 443–451, 2007.

FUKUROZAKI, S. H., & PASCHOAL, J. O. A. Avaliação do ciclo de vida de tecnologias fotovoltaicas: panorama atual do tempo de retorno de investimento em energia e custos associados. In Congresso Brasileiro De Energia Solar. vol. 3, p. 1-12. 2010.

GALLEGO, A.; HOSPIDO, A.; MOREIRA, M. T.; FEIJOO, G. Environmental performance of wastewater treatment plants for small populations. Resources, Conservation and Recycling, 52, 931-940. 2008.

GALLEGO-SCHMID A. & TARPANI R. R. Z. Life cycle assessment of wastewater treatment in developing countries: a review. *Water Research*. 153, 63–79. 2019.

GHIGGI, F. F. Tratamento de água para consumo doméstico com membranas de ultrafiltração. Trabalho de diplomação em engenharia química, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Departamento de engenharia química, Porto Alegre, p.36. 2011.

GOEDKOOP, M. J.; HEIJUNGS, R.; HUIJBREGTS, M. A. J.; SCHRYVER, A. De; STRUIJS, J.; VAN ZELM, R. ReCiPE 2008: A life cycle impact assessment method, which comprises harmonized category indicators at the midpoint and the endpoint level. Noruega Westview Print Boulder. 2013.

GÓMEZ, M.; PLAZA, F.; GARRALÓN, G.; PÉREZ, J.; GÓMEZ, M. A. A comparative study of tertiary wastewater treatment by physicochemical-UV process and microfiltration-ultrafiltration technologies. Desalination. Vol.202, p.369-376, 2007.

GONÇALVES, R. F. (Coord.). Conservação de água e energia em sistemas prediais e públicos de abastecimento de água. Ed. ABES. Vitória, 2009.

GONÇALVES, R. F.; DE PINHO KELLER, R.; FRANCI, T. K. Análise comparativa das práticas de reúso de água cinza em edificações urbanas na Alemanha e no Brasil. Revista DAE, 120-131. 2018.

GREY, S. R.; BECKER, N. S. C. Contaminant flows in urban residential water system. Urban water. v.4. n.4, p. 331-346. 2002.

GUINÉE, J. B. *et al.* Life cycle assessment: past, present, and future. Environmental Science & Technology, v. 45, n. 1, p. 90-96, jan. 2011.

HABERT, A. C.; BORGES, C. P.; NOBREGA, R. Processos de Separação por Membranas. 1 ed. Rio de Janeiro: E-papers, 45 p. 2006.

HERNÁNDEZ-SANCHO, F.; SALA-GARRIDO, R. Technical efficiency and cost analysis in wastewater treatment processes: a DEA approach, Desalination, v. 249, n. 1, pp. 230 234, 2009.

HAMODA, M. F. Potential of Greywater Use in the Eastern Mediterranean Region. In: Manual presented to CEHA, Centre for Environmental Heath Activities, World Health Organization, Amman, Jordan. 2003.

HOWELL, J. A., Future of membranes and membrane reactors in green technologies and for water reuse. Desalination. Vol.162. p.1-11. United Kingdom, 2004.

HUELGAS-ORBECIDO, A., & FUNAMIZU, N. Membrane System for Gray Water. In Resource-Oriented Agro-sanitation Systems (pp. 185-193). Springer, Tokyo. 2019.

IWATER WASSERTECHNIK GMBH & CO. KG - Greywater recycling – Brochura do Sistema ewuaqua. 24 pgs. Disponível em www.ewuaqua.de. Acesso em: 11 jan. 2022. 2014.

JAMRAH, A., AL OMARI, A., AL QASEM, L., ABDEL GHANI, N. Assessment of availability and characteristics of greywater in Amman. Water Int. 31 (2), 210–220. 2011.

JEFFERSON, B., PALMER, A., JEFFREY, P., STUETZ, R. & JUD, S. Grey water characterisation and its impact on the selection and operation of technologies for urban reuse. Water Science and Technology 50 (2), 157–164. 2004.

JIANG, J.-Q. The role of coagulation in water treatment. Current Opinion in Chemical Engineering, v. 8, p. 36–44. 2015.

JORGENSEN, K. R., VILLANUEVA, A., WENZEL, H. Use of life cycle assessment as decision-support tool for water reuse and handling of residues at a Danish industrial laundry. Waste management & research, 22(5), 334-345. 2004.

KHULBE, K. C.; FENG, C. Y. & MATSUURA, T. Synthetic Polymeric Membranes: Characterization by Atomic Force Microscopy. Springer Science & Business Media. 2008.

LI, F., WICHMANN, K., OTTERPOHL, R. Revisão das Abordagens Tecnológicas para Tratamento e Reúso de Água Cinza – Ciência do Ambiente. p.407, 3439-3449. 2009.

LIMA, A. M. F. Avaliação do ciclo de vida no Brasil – Inserção e perspectivas. 116 f. Dissertação Mestrado Profissional em Gerenciamento e Tecnologias Ambientais no Processo Produtivo – Escola Politécnica, Universidade Federal da Bahia, Salvador. 2007.

LIMA, D. S Avaliação do ciclo de vida dos tubos de PVC produzidos no Brasil. 2010. 61 f. Trabalho de conclusão de curso (Engenharia Ambiental) - Universidade Estadual Paulista, Instituto de Geociências e Ciências Exatas, 2010.

LIMA, R. C. S. *et al*. Estudo de um sistema de tratamento de águas cinzas para lavanderia do Olho d'água da Bica (Horto Florestal/UFCG–CES). 2015. 61 fl. Curso de Licenciatura em Química, Centro de Educação e Saúde, Universidade Federal de Campina Grande, Cuité – Paraíba – Brasil, 2015.

LOPES, T. A. S.; KIPERSTOK, A., ZANTA, V. M., & QUEIROZ, L. M. Revisão crítica da literatura sobre aplicação da avaliação de ciclo de vida ao tratamento de esgotos. Revista DAE. 2017.

LÓPEZ-DÍAZ, A. S.; RÍOS-CORRIPIO, M. A.; RAMÍREZ-CORONA, N.; LÓPEZ-MALO, A.; PALOU, E. Efecto de la radiación ultravioleta de onda corta sobre algunas propiedades de películas comestibles elaboradas con jugo de granada y quitosano. Revista Mexicana de Ingeniería Química, 17(1). p.62-73. 2018.

LUOGO, B. D. P., SALIM, T., ZHANG, W., HARTMANN, N. B., MALPEI, F., & CANDELARIO, V. M. Reuse of Water in Laundry Applications with Micro- and Ultrafiltration Ceramic Membrane. Membranes, 12 (2), 223. 2022.

LUTTERBECK, C. A., COLARES, G. S., DELL'OSBEL, N., DA SILVA, F. P., KIST, L. T., & MACHADO, Ê. L.Hospital laundry wastewaters: a review on treatment alternatives, life cycle assessment and prognosis scenarios. Journal of Cleaner Production, 273, 122-851. 2020.

LUTZ, H. Ultrafiltration: Fundamentals and Engineering. Comprehensive Membrane Science and Engineering, v. 2, p. 115–139, 2010.

MACEDO, T. Z.. Reator de leito fluidificado em escala aumentada para tratamento de água residuária de lavanderia comercial em co-digestão com esgoto doméstico: otimização das condições operacionais e caracterização taxonômica e funcional dos microrganismos do biofilme. Tese de Doutorado. Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo. 2019.

MACHADO, Ê. L., COLARES, G. S., CERENTINI, P., & PARANHOS, G. Avaliação de ciclo de vida e econômica de sistema de tratamento e reuso de efluentes integrando reatores anaeróbios, wetlands construídos e ozonização. Revista Jovens Pesquisadores, 11(1), 45-59. 2021.

MALLEVIALLE, J.,ODENDAAL, P.E., WIESNER, M.R. Membrane Processes. American Water Works Assocation. Research Foundation, Lyonnaise des Eaux, Water Research. Water Treatment. McGraw-Hill. 1996.

MANCUSO, P. C.; SANTOS, H. F. Reúso de água. 1 ed.- reimpressão 2007. São Paulo: Manole. 579 p., 2007.

MARCAL, L. M. Fundamentos da Análise do Ciclo de Vida. XXXIII Encontro Nacional de Engenharia de Produção. Anais. 2013.

MARWAN, M.; INDARTI, E.; DARMADI, D.; RINALDI, W.; HAMZAH, D.; RINALDI, T. Produção de triacetina por esterificação de glicerol assistida por micro-ondas usando zeólita natural ativada. Touro. Química Reagir. Eng. Catal.14 , 672-677. 2019.

MELLO, G. Caracterização e Tratamento de Efluentes de uma Lavanderia Industrial. Trabalho de Conclusão de Curso de Engenharia Civil. Universidade de Passo Fundo. p.20. 2000.

MENDONÇA, K. P. L. Tratamento de águas cinza provenientes de lavanderias visando reúso. 2019. 101f. Dissertação (Mestrado Profissional em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal do Tocantins, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Palmas, 2019.

MENDES, F. B. S., PEREIRA, C. C., BORGES, C. P., HABERT, C. Caracterização morfológica de fibras ocas de poli (fluoreto de vinilideno) para uso em contactores com membranas por microscopia de feixe de hélio. IX Encontro Técnico de Materiais e Química. Rio de Janeiro. 2017.

MENEZES, J. C. S. S., Tratamento e reciclagem do efluente de uma lavanderia industrial. Dissertação (Mestrado), Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 2005.

METCALF & EDDY. Wastewater Engineering – Treatment and Reuse. 4 ed. New York: McGraw Hill, 2003.

MIERZWA, J.C.; HESPANHOL, I. Água na indústria: uso racional e reúso. São Paulo: Oficina de Textos, 2005.

MINAS GERAIS. Deliberação Normativa CERH-MG nº 65, de 18 de junho de 2020. Estabelece diretrizes, modalidades e procedimentos para o reúso direto de água não potável, proveniente de Estações de Tratamento de Esgotos Sanitários (ETE) de sistemas públicos e privados e dá outras providências. Belo Horizonte, 2020.

MMA - Ministério do Meio Ambiente. Água, um Recurso cada vez mais ameaçado. 2010. Disponível em <http://www.mma.gov.br>. Acesso em 01 nov. 2019.

MOHAMAD, S. Preparation and Characterization of PVDF/PMMA/Graphene Polymer Blend Nanocomposites by Using ATR-FTIR Technique. Infrared Spectroscopy—Materials Science, Engineering and Technology; IntechOpen. Pp 213– 232. 2012

MORELLI, E. B. Reúso de água na lavagem de veículos. Dissertação (Mestrado em Engenharia). Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo. 2005.

MORITA, A. M. Avaliação de Impactos Ambientais do Setor Têxtil por meio da ACV (Avaliação do Ciclo de Vida) – Estudo de Caso: Calça Jeans. Tese de Doutorado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química. Universidade Estadual de Maringá. 139p. 2013.

MOURAD, A. L.; GARCIA, E. E. C.; VILHENA, A. Avaliação do ciclo de vida princípios e aplicações. CETEA, Campinas-SP. 105p. 2002.

MULDER M. Basic Principles of Membrane Technology. 2. ed. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers. 1997.

NAKATSUKA, S.; NAKATE, I.; MIYANO, T. Drinking water treatment by using ultrafiltration hollow fiber membranes. Desalination, n. 106, p. 55-61. 1996.

NIERO, M.; PIZZOL, M.; BRUNN, H.G.; THOMSEN, M. Comparative life cycle assessment of wastewater treatment in Denmark including sensitivity and uncertainty analysis. Journal of Cleaner Production, 68, 25-35. 2014.

NOLDE. Greywater recycling systems in Germany-results, experiences and guidelines. Water Science & Technology, vol.51, n.10, pp 203–210. 2005.

NUNES, J.A. Tratamento Biológico de Águas Residuárias. Tratamento de água, 2ª edição. 265 p. 2010

ONG, C. S., LAU, W. J., GOH, P. S., NG, B. C., MATSUURA, T., ISMAIL, A. F. Effect of PVP molecular weights on the properties of PVDF-TiO2 composite membrane for oily wastewater treatment process. Separation science and technology, v. 49, n. 15, p. 2303-2314, 2014.

ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS - ONU. Centro de imprensa. Notícias. Perspectivas Mundiais de População 2019: Destaques. 2019. Disponível em: <https://brasil.un.org/pt-br/83427-populacao-mundial-deve-chegar-97-bilhoes-de-pessoas-em-2050-diz-relatorio-da-onu>. Acesso em: 10 nov. 2021.

ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS - ONU. Centro de imprensa. Notícias. Agências da ONU lançam Relatório Mundial sobre o Desenvolvimento dos Recursos Hídricos. 2021. Disponível em: < https://brasil.un.org/pt-br/123077-agencias-da-onu-lancam-relatorio-mundial-sobre-o-desenvolvimento-dos-recursos-hidricos>. Acesso em: 20 mai. 2022.

ORMAZABAL, M.; JACA, C.; PUGA-LEAL, R. Analysis and Comparison of Life Cycle Assessment and Carbon Footprint software. Advances in Intelligent Systems and Computing, 2014.

OTENG-PEPRAH, M., ACHEAMPONG, MA & DEVRIES, N. K. Water Air Soil Pollut. 229: 255.

OTTERPOHL, R. Black, brown, yellow, grey – the new colors sanitation. Water 21, p. 31-41, out. 2001.

OTTOSON, J; STRENSTROM, T. A. Fecal contamination nof graywater and associated microbial risk. Water Research. v.37. n.3. p. 645-655. 2003.

PASSUELO, A. C. B. Aplicação da Avaliação do ciclo de vida em embalagens descartáveis para frutas: estudo de caso.148f. Dissertação. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre – RS. 2007.

PEIG, D. B. Modelo para otimização do projeto de sistemas de ultrafiltração. Dissertação. Universidade de São Paulo. São Paulo-SP. 2011.

PERSSON, K.M.; GEKAS, V.; TRAGARDH, G. Study of membrane compaction and its influence on ultrafiltration water permeability. Journal of membrane science. v. 100. p. 155-162. 1995.

PETERS, T. Membrane Technology for Water Treatment. Review Chemistry Engineer. Technol., 33, n. 8, 1233–1240. 2010.

PONTES, A. K. S., TARPANI, R. R. Z., SOARES, S. R., LOBO-RECIO, M. Á., & LAPOLLI, F. R. Avaliação do desempenho ambiental de sistemas de tratamento de efluentes por lodos ativados e biorreatores a membrana. Revista DAE, (232), 57-72. 2021.

PRÉZÉLUS, F., TIRUTA-BARNA, L., REMIGY, J. C., & GUIGUI, C. Process-based LCA of ultrafiltration for drinking water production. Water Research, 199, 117-156. 2021.

PROENÇA, L. C.; GHISI, E. Estimativa de usos finais de água em quatro edifícios de escritórios localizados em Florianópolis. Ambiente Construído, v. 9, n. 3, p. 95-108, 2009.

QURESHI, M. E., HANJRA, M. A. Global water crisis and future security in an era of climate change. Food Policy. 35, 365–377. 2010.

RAMON G., GREEN M., SEMIAT R. and DOSORETZ C. Low strength greywater characterization and treatment by direct membrane filtration. Desalination, 170, No. 3, 241– 250, 2004.

RAMPELOTTO, G. Tratamento de águas de uma lavanderia industrial por flotação-filtração. Dissertação de Doutorado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil. Universidade Federal de Santa Maria. Santa Maria – RS. 2020.

REBELLO, T. A., ROQUE, R. P., GONÇALVES, R. F., CALMON, J. L., & QUEIROZ, L. M. Life cycle assessment of urban wastewater treatment plants: a critical analysis and guideline proposal.. Water Science and Technology, 83 (3), 501-514. 2021.

REBITZER, G. *et al.* Life cycle assessment part 1: framework, goal and scope definition, inventory analysis, and applications. Environmental international, v. 30, n. 5, p. 701-720, jul. 2004.

RECH, J. P. P. B. Avaliação do ciclo de vida em processos de tratamento de efluentes a partir de indústrias de laticínios. Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais. Universidade do Estado de Santa Catarina. Lages-SC. 2018.

REVITT, M.; ERIKSSON, E.; DONNER, E. The implications of household greywater treatment and reuse for municipal wastewater flows and micropollutant loads. Water Research, v. 45, issue 4, p. 1549-1560. 2011.

RIBEIRO, A. K. Método para avaliação do impacto ambiental da implantação de sistemas integrados de aproveitamento de água pluvial e água cinza em residências unifamiliares a partir da análise do ciclo de vida. Tese (doutorado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Florianópolis, 2015.

RODRIGUES, K. C. Otimização do Tratamento de Água Cinza Associando Soluções Aquosas de Moringa Oleífera e Sulfato de Alumínio. Dissertação (Mestrado) Pós-Graduação em Modelagem e Otimização - Universidade Federal de Goiás, Catalão, 2019.

SANTOS, A. S. P.; PACHAWO, V.; MELO, M. C.; VIEIRA, J. M. P. Progress on legal and practical aspects on water reuse with emphasis on drinking water - an overview. Water Science and Technology-Water Supply, v. 21, p. 1-15, 2021.

SANTOS, E. S.; MOTA, S.; SANTOS, A. B.; MONTEIRO, C. A. B.; FONTENELE, R. M.M.; et al. Avaliação da sustentabilidade ambiental do uso de esgoto doméstico tratado na piscicultura. Eng. Sanit. Ambient., Rio de Janeiro , v. 16, n. 1, p. 45-54, mar. 2011.

SANZ, L. A., GAWLIK, B. M. Reutilização da água na Europa. Comissão Europeia – Joint Research Centre – Institute for Environment and Sustainability, 2014.

SCACHETTI, M. T. Avaliação Consequencial do Ciclo de Vida: discussão e aplicação comparativa com a abordagem atribucional. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Produção) - Escola de Engenharia, Universidade de São Carlos, São Carlos, 2016.

SEO, G. T., LEE, T. S., MOON, B. H., LIM, J. H. Ultrafiltração combinada com ozônio para recuperação e reutilização de águas residuais de lavanderia doméstica. Ciência e Tecnologia da Água: Abastecimento de Água , 1 (5-6), 387-392. 2001.

SEQUEIRA, M. Utilização de Ultrafiltração para reutilização de águas residuais – Caso de Estudo ETAR Alfa. Dissertação de Mestrado. Faculdade de Ciências e Tecnologias da Universidade Nova de Lisboa. 2017.

SHARAAI, A. H., MAHMOOD, N. Z., SULAIMAN, A. H. Life cycle impact assessment (LCIA) of potable water treatment process in Malaysia: comparison between dissolved air flotation (DAF) and ultrafiltration (UF) technology. Australian Journal of Basic and Applied Sciences, 3(4), 3625-3632. 2009.

SIEVERS, J. C., LONDONG, J. Characterization of domestic graywater and graywater solids. Water Science and Technology. 77(5): 1196-1203. 2018.

SILVA, D. A. L., MASONI, P. Sector Dialogues Brazil and the European Union: critical analysis of the main policies for the management, maintenance and use of international databases of product life cycle inventories. IBICT, Brasília. 2016.

SILVA, G. S., SANTOS, F. S. Reúso De Águas Cinzas Para Fins Não Potáveis Em Um Condomínio Multifamiliar No Municipio De Nova Iguaçu. Episteme Transversalis. 9(1). 2018.

SILVA, W. L. A sustentabilidade no reúso da água da lavanderia do Hospital das Clínicas da UFPR. Dissertação de pós-graduação em Desenvolvimento Regional do dep. de Economia Rural e Extensão, Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná - UFPR, Curitiba – PR. 2011.

SINDICATO INTERMUNICIPAL DE LAVANDERIAS NO ESTADO DE SÃO PAULO – SINDILAV. Panorama do mercado de lavanderia. Segmentos do mercado. 2020. Disponível em: < https://sindilav.com.br/mercado-panorama>. Acesso em: 12 jan. 2022.

SINGH, P.; KANSAL, A.; CARLIELL-MARQUET, C. Energy and carbon footprints of sewage treatment methods. Journal of Environmental Management, v. 165, p. 22–30, 2016.

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO – SNIS. Diagnóstico Temático Serviços de Água e Esgoto. Visão Geral. Ministério do Desenvolvimento Regional. Secretaria Nacional de Saneamento. Ano de referência 2020. Brasília-DF. 2021.

SMIDERLE, J. J., CAPODEFERRO, M. W., PARENTE, A. T. M. Comparação entre as políticas públicas de incentivo ao reúso da água residuária no brasil e no cenário internacional. IV-1538. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. ABES –FITABES. 2021.

SMITH, E. & BANI-MELHEM, K. Caracterização e tratamento de águas cinzas para reúso em ambiente árido. Water Science and Technology, 66 (1), 72-78. 2012.

SOSTAR-TURK, S. S. et al. Laundry wastewater treatment using coagulation and membrane filtration. Resources, Conservation and Recycling. v.44, p.185-196, 2005.

SOUSA, A. F. S. Diretrizes para implantação de sistemas de reúso de água em condomínios residenciais baseadas no método APPCC-Análise de Perigos e Pontos Críticos de Controle: Estudo de caso Residencial Valville I. 2008. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo.

SYNDER FILTRATION. Configurações e processos de módulos. Tecnologia de membranas. 2020. Disponível em:<https://synderfiltration.com/learning-center/articles/moduleconfigur ations-process/plate-and-fr ame-membranes/>. Acesso em: 10 dez. 2021.

TELLES, D. D.; COSTA, P. R. Reúso da água – Conceitos, teorias e práticas. 2 ed. São Paulo: Blucher. 408 p., 2010.

TOURINHO, T. C. O. Avaliação Comparativa do Ciclo de Vida de Processos de Tratamento de Efluentes Domésticos. Dissertação (mestrado). Programa de Engenharia Ambiental, Escola Politécnica e Escola de Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2014.

TRINDADE, M. et al. Uso de água em lavanderia de Hospital Universitário de Londrina: estudo de caso. Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental, v. 9, p. 921-934, 2020.

TSUTYA, M. T. Abastecimento de água. Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária da Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, 2004.

VON SPERLING, M. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos - Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. v. 1, 3 ed. Belo Horizonte-MG: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental- DESA. UFMG – Universidade Federal de Minas Gerais, 452 p., 2011.

VOULVOULIS, N. Water reuse from a circular economy perspective and potential risks from an unregulated approach. Current Opinion in Environmental Science & Health. 2, 32-45. 2018.

WALDHOFF, H., SPILKER, R. (Eds.). Handbooks of Detergents, Part C: Analysis. (Vol.123). CRC Press. 2016.

WANG, P.; WANG, Z.; WU, Z.; ZHOU, Q.; YANG, D. Effect of hypochlorite cleaning on the physiochemical characteristics of polyvinylidene fluoride membranes.chemical engineering journal 162 p. 1050–1056. 2010.

WANG, X.; LIUA, J.; RENB,N.; DUANC, Z. Environmental profile of typical anaerobic/anoxic/oxic wastewater treatment systems meeting increasingly stringent treatment standards from a life cycle perspective. Bioresource Technology. 126, 31-40. 2012.

WU, B. Membrane-based technology in greywater reclamation: A review. The Science of the total environment. 656, 184-200. 2019.

YALÇINALP, E., ŞIVIL, M., MERAL, A., DEMIR, Y. Green roof plant responses to greywater irrigation. Applied ecology and environmental research.17 (2), 3667-3680. 2019.

YALÇINALP, E., ÖZTÜRK, A., BAYRAK, D. Economic Effects on Gray Water and Green Roof Systems in Housing Scale. Turkish Journal of Agricultural and Natural Sciences. 5(1): 71-80. 2018.

YEO, A. & FANE, A. G. Performance of individual fibers in a submerged hollow fiber bundle. Water Science and Technology. v.51. p.165-172. 2005.

YOON, Y.; WESTERHOFF, P.; SNYDER, S. A.; WERT, E. C. Nanofiltration and ultrafiltration of endocrine disrupting compounds, pharmaceuticals and personal care products. Journal of Membrane Science, v. 270, n. 1-2,2006.

YULIWATI, E. *et al*. Effect of modified pvdf hollow fiber submerged ultrafiltration membrane for refinery wastewater treatment. Desalination, v. 283, p. 214–220, 2011.

ZANG, Y.; LI, Y.; WANG, C.; ZHANG, W.; XIONG, W. Towards more accurate life cycle assessment of biological wastewater treatment plants: A review. Journal of Cleaner Production, v. 107, p. 676–692, 2015.

ZAVALA, M. A. L. A., Estrada, E. E. The Contribution of the Type of Detergent to Domestic Laundry Greywater Composition and Its Effect on Treatment Performance – Water. 8(5): 214-224. 2016.

ZHANG, X., LANG, W. Z., YAN, X., LOU, Z. Y. E CHEN, X. F. Influences of the structure parameters of multi-walled carbon nanotubes (MWNTs) on PVDF/PFSA/O-MWNTs hollow fiber ultrafiltration membranes. Journal of Membrane Science, v. 499, p. 179-190, 2016.