

Universidade de Passo Fundo
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental

Edesnei Barbosa Brião

**ELETROCOAGULAÇÃO SEGUIDA DE ULTRAFILTRAÇÃO
PARA PÓS-TRATAMENTO DE ESGOTO PARA REUSO URBANO
NÃO POTÁVEL**

Passo Fundo

2015

Edesnei Barbosa Brião

**ELETROCOAGULAÇÃO SEGUIDA DE ULTRAFILTRAÇÃO
PARA PÓS-TRATAMENTO DE ESGOTO PARA REUSO DOMÉSTICO
NÃO POTÁVEL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental da Faculdade de Engenharia e Arquitetura da Universidade de Passo Fundo, como requisito para a obtenção do título de Mestre em Engenharia, sob a orientação do Professor Dr. Vandrê Barbosa Brião e coorientação do professor Dr. Marcelo Hemkemeier.

Data de aprovação: 25 de fevereiro de 2015.

Os componentes da Banca Examinadora abaixo aprovaram a Dissertação.

Dr. Vandrê Barbosa Brião
Orientador

Dr. Marcelo Hemkemeier
Coorientador

Dr. Marco Antônio Siqueira Rodrigues
Universidade FEEVALE

Dr^a. Luciane Maria Colla
Universidade de Passo Fundo – UPF

Dr. Jeferson Steffanello Piccin
Universidade de Passo Fundo – UPF

Passo Fundo 2015

RESUMO

A conservação dos recursos hídricos é uma demanda essencial para a sustentabilidade da sociedade. O reúso de efluentes é essencial para equilibrar o balanço hídrico entre a captação de água e descarte de efluentes. Em geral, o efluente tratado pelas Estações de Tratamento de Esgotos (ETE) não possui qualidade suficiente para a reutilização, pois estas ETEs geralmente são projetadas apenas para cumprir a legislação. A água produzida por ETEs contém ainda poluentes que precisam ser removidos para que se atinja qualidade suficiente para o reúso, tais como sólidos suspensos e coloidais que escapam pelo sistema de separação água/lodo baseados em gravidade (decantadores). Portanto faz-se necessário o uso de pós-tratamentos com vistas à melhoria de qualidade deste efluente antes do reúso. Este trabalho tem por objetivo aplicar técnicas de tratamento com eletrocoagulação (EC) e processos de separação por membranas (PSM) conjugados para obter águas com a qualidade requerida para reúso. Enquanto que a eletrocoagulação permite obter flocos com facilidade operacional e boa eficiência na remoção de poluentes, a ultrafiltração possui alta seletividade na separação microflocos, coloides e matéria suspensa. Logo, a combinação das duas técnicas pode produzir água com excelente qualidade, reduzindo os riscos na sua reutilização. Foram testadas na primeira etapa as condições de operação do processo de EC, visando determinar a densidade de corrente e o material construtivo dos eletrodos (aço ou alumínio). Após a determinação das melhores condições de operação do processo de EC, testou-se um reator contínuo de EC para produzir água para alimentar um sistema de microfiltração e ultrafiltração submersa. Os resultados com eletrodos de alumínio e densidade de corrente de 50 W/m² tiveram melhor desempenho que eletrodos de aço e densidade de corrente de 75 W/m². Tempos de residência de 40 minutos foram suficientes para se melhorar a qualidade do efluente produzido, com eficiências de remoção da Demanda Química de Oxigênio de 50%, sólidos suspensos em 80%. Na combinação da EC com a ultrafiltração essas eficiências foram melhoradas para 90% e 100%, respectivamente. A água produzida atingiu a qualidade para reúso Classe 2 pois o efluente proveniente da ETE possuía uma DQO na ordem de 250 mg/L ou mais e as eficiências não foram suficientes para se obter qualidade para reúso Classe 1. A combinação EC e UF mostrou-se ser uma promissora alternativa para produção de água de reúso.

Palavras-chave: efluente, eletrólise, tratamento avançado, membranas

Abstract

The conservation of water resources is essential for the sustainability of society. The reuse of wastewater is essential to balance the water balance between water collection and disposal of general wastewater. The effluent treated by the Sewage Treatment Plants (WWTP) does not have enough quality for reuse as these WWTPs are usually designed just to comply with the legislation. The water produced by sewage treatment plants also contains pollutants that need to be removed to reach quality for reuse, part of the suspended and colloidal solids normally escape the separation system water/sludge based on gravity (decanters). Therefore it is necessary use post-treatment in order to improving the quality of the effluent before reuse. This work aims to apply treatment techniques with electrocoagulation (EC) and membrane separation processes (MSP) combined to obtain water with the quality required for reuse. While the electrocoagulation allows to obtain flocs with bigger size and has good efficiency in pollutants removal, ultrafiltration has high selectivity in separation microflocs, colloids and suspended material. Therefore, the combination of the two techniques can produce water with excellent quality, reducing the risks for reuse. The first stage was to test the operating conditions of the EC process, to determine the current density and the building material of the electrodes (steel or aluminum). After determining the best operating conditions of the EC process, we tested a continuous reactor to produce water to feed a submerged microfiltration and ultrafiltration system. The results with aluminum electrodes and current density of 50 W / m² outperformed steel electrodes and current density of 75 W / m². 40 minute residence time was sufficient for improving the quality of the effluent produced, with removal efficiencies of the chemical oxygen demand (COD) of 50%; 80% suspended solids. In combination with ultrafiltration and EC, these efficiencies were improved to 90% and 100%, respectively. The water produced reached the quality for reuse Class 2 because the effluent from the WWTP had a COD of around 250 mg / L or more and efficiencies were not enough to obtain quality for Class 1 reuse. The combination EC and UF showed to be a promising alternative to produce water for reuse.

Keywords: wastewater, electrolysis, advanced treatment, membranes

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	10
2	REVISÃO DE LITERATURA	14
2.1	Os Esgotos Urbanos.....	14
2.2	Eletrocoagulação.....	18
2.2.1	Aspectos Gerais da Eletrocoagulação (EC).....	19
2.3	Aspectos Positivos e Negativos dos Processos Eletrolíticos	24
2.4	Processos de Separação Por Membranas	26
2.4.1	Aspectos Gerais dos Processos de Separação por Membranas	27
2.4.2	Aspectos Positivos e Negativos dos Processos de Separação por Membranas ..	31
2.4.3	Configurações das Membranas.....	32
2.4.4	Operação de Processos de Separação por Membranas.....	32
2.4.5	Seletividade das Membranas	33
2.4.6	Mecanismos de Retenção de Solutos	34
2.4.7	Formação de Depósitos (Colmatação/Fouling).....	34
2.4.8	Polarização de Concentração, Colmatação e Incrustação de Membranas.....	35
2.4.9	Limpeza da membrana.....	36
2.5	Reuso de água	36
2.5.1	Tipos de Reuso de Água.....	37
2.5.2	Padrões de Reuso de Águas.....	41
3	MATERIAIS E MÉTODOS.....	48
3.1	Efluente	48
3.2	Delineamento e Detalhamento da Pesquisa	48
3.2.1	Ensaio de eletrólise	49
3.2.2	Procedimentos dos ensaios de eletrólise em batelada	52

3.2.3	Procedimentos para o ensaio de eletrólise no Reator Contínuo Eletrolítico (RCE)	52
3.2.4	Ensaio combinando eletrocoagulação com os Processos de Separação por Membranas	53
3.2.5	Procedimentos dos Ensaio dos Processos de Separação por Membranas.....	54
3.2.6	Caracterização das Membranas	58
3.3	Ensaio analítico.....	58
4	Resultados e Discussão.....	60
4.1	Caracterização do Efluente	60
4.2	Ensaio de Eletrólise em batelada.....	60
4.3	Ensaio de Filtração	68
5	Conclusões.....	77

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Diagrama da operação de Processos de Separação por Membranas.....	24
Figura 2: Faixas das dimensões separadas por PSM que utilizam o gradiente de pressão como força motriz.....	26
Figura 3: Representação esquemática da seção transversal dos diferentes tipos de morfologias de membranas sintéticas.....	27
Figura 4: Diagrama resumido da qualidade da água, tratamentos requeridos e reúso.....	43
Figura 5: Etapas da pesquisa.....	46
Figura 6: Diagrama esquemático do processo de eletrólise.....	48
Figura 7: Equipamentos para testes de tipos de eletrodo e densidades de corrente.....	48
Figura 8: Diagrama esquemático do experimento com RCE.....	50
Figura 9: Diagrama esquemático do equipamento de filtração.....	52
Figura 10: Equipamento piloto de microfiltração e ultrafiltração submersa.....	53
Figura 11: Diagrama esquemático do aparato usado nos ensaios RCE + PSM.....	54
Figura 12: Comparação visual entre a solução de eletrólise com ânodos de ferro.....	59
Figura 13: Gráficos da Análise de Médias dos Resultados dos Ensaios em Batelada.....	60
Figura 14: Gráfico de Potência aplicada no reator contínuo.....	62
Figura 15: Variação da DQO no Efluente tratado do RCE com o Tempo.....	63
Figura 16: Fluxo de permeado obtido nos ensaios combinando EC e UF a pressão de 0,1 bar.....	66
Figura 17: Fluxo de permeado obtido nos ensaios combinando EC e UF a pressão de 0,4 bar.....	67
Figura 18: Fluxo de permeado obtido nos ensaios combinando EC e MF a pressão de 0,1 bar.....	67
Figura 19: Fluxo de permeado obtido nos ensaios combinando EC e MF a pressão de 0,4 bar.....	68
Figura 20: Fluxo de permeado na membrana de ultrafiltração a 0,4 bar.....	70

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Caracterização do efluente tratado da ETE-UPF.....	46
Tabela 2: Ordem e fatores dos Procedimentos Experimentais Etapa Preliminar.....	48
Tabela 3: Ordem e as Variáveis dos Testes em Batelada.....	48
Tabela 4: Ordem dos Procedimentos Experimentais da Terceira Etapa do Trabalho.....	54
Tabela 5: Caracterização do Efluente Tratado da ETE-UPF.....	58
Tabela 6: Resultados dos ensaios preliminares de eletrólise.....	59
Tabela 7: Resultados dos ensaios de eletrólise em batelada.....	60
Tabela 8: Caracterização do Efluente do RCE.....	64
Tabela 9: Eficiências de Remoção do RCE.....	65
Tabela 10: Resultados dos ensaios de filtração.....	66
Tabela 11: Comparação de Padrões de Reuso com os Parâmetros do Permeado.....	66
Tabela 12: Resultados analíticos do experimento de longa duração de ultrafiltração a 0,4 bar.....	71
Tabela 13: Eficiências de remoção do processo conjugado de eletrocoagulação e ultrafiltração....	72
Tabela 14: Comparação entre permeado da UF e os padrões de reuso da Fiesp, 2005.....	73
Tabela 15: Comparação entre remoções dos processos de PSM e EC + PSM.....	74

LISTA DE QUADROS

Quadro 1: Níveis de tratamento e respectivas descrições.....	14
Quadro 2: Processos usados para remoção de constituintes do efluente.....	15
Quadro 3: Definições dos tipos de sólidos encontrados em esgotos.....	16
Quadro 4: Processos de Separação por Membranas por gradiente de pressão (ΔP).....	27
Quadro 5: Classificação e Parâmetros do Efluente Conforme o Tipo de Reuso segundo a NBR 13.969/97.....	41
Quadro 6: Classificação e Parâmetros do Efluente Conforme o Tipo de Reuso.....	43
Quadro 7: Padrões sugeridos para reuso urbano não potável da EPA.....	46
Quadro 8: Características das membranas de MF e UF usadas.....	57
Quadro 9: Relação das análises com seus respectivos princípios e referência.....	58
Quadro 10: Qualidade e requisitos para reuso urbano restrito e irrestrito.....	74

1 INTRODUÇÃO

A intensa urbanização vem pressionando a demanda por serviços de saneamento básico como água e esgoto, levando a uma maior exigência no controle de lançamentos de efluentes. Este maior controle levou o poder federal à implementação da Lei Federal 9433/97, visando o controle e responsabilidade de captação de água e descarte dos efluentes, inserindo o conceito de “usuário pagador” e “poluidor pagador”, os quais que deverão pagar não somente pela captação da água, mas também pelo seu descarte (BRASIL, 1997).

Os esgotos urbanos representam uma grande parcela no desequilíbrio entre oferta e demanda de recursos hídricos nos sistemas hidrográficos. Segundo o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), em 2008, a coleta de esgoto atingia somente 55,2% dos municípios. Nestes municípios, somente 68,8% do esgoto coletado era tratado. Logo, se deseja-se melhorar o balanço hídrico no País, uma atenção maior deve ser dada aos esgotos urbanos.

Segundo dados levantados pelo órgão de fiscalização ambiental do Rio Grande do Sul, as eficiências de remoção dos sistemas de tratamento em uso no estado em termos de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), é de 93%, enquanto que para remoção de Demanda Química de Oxigênio (DQO) é de 91%. O mesmo relatório informa que no Estado do Rio Grande do Sul, as vazões de efluentes sanitários lançadas representam 84% da vazão de efluentes lançados nos corpos receptores e 87% da DBO₅ é oriunda de esgotos sanitários (FEPAM, 2001). Estes dados mostram que apesar de o setor industrial ter evoluído para reduzir suas cargas e vazões lançadas, as municipalidades ainda tem um longo caminho a percorrer para reduzir a poluição hídrica no estado. Portanto, a coleta e o tratamento adequado de água servida em centros urbanos tem papel fundamental no contexto do gerenciamento e conservação dos recursos hídricos.

Os processos biológicos têm sido adotados para o tratamento de esgotos. Esse tratamento é conhecido desde ao final do século XIX. No decorrer deste processo, a matéria orgânica na forma solúvel é convertida em H₂O, CO₂, CH₄, NH₄⁺, NO₂⁻, NO₃⁻ e material biológico. Após remoção da matéria biodegradável solúvel, a biomassa formada deve ser separada da corrente de líquido e geralmente um tanque de decantação secundário é usado para a separação sólido/líquido e esta clarificação é muitas vezes o fator limitante na

qualidade do efluente, o que dificulta as aplicações de reuso (VISVANATHAN, 2000). Verifica-se, portanto, que um pós-tratamento pode ser necessário para melhorar a qualidade deste efluente tratado visando remover material celular e coloidal que seja arrastado junto com o efluente.

Alternativas técnicas para o polimento de efluentes são filtros de areia, sistemas físico-químicos de coagulação/floculação e processos oxidativos (Fenton e Foto-Fenton), mas estes processos apresentam desvantagens como eficiências limitadas, consumo de produtos químicos ou uso de agentes químicos perigosos que podem colocar em risco a saúde do operador e risco de poluição secundária.

O reuso de efluentes tratados na agricultura e nas áreas urbanas, para fins não potáveis é um instrumento eficaz para restaurar o equilíbrio do balanço hídrico em diversas regiões brasileiras (HESPANHOL, 2003). O reuso de águas tem um aspecto positivo do ponto de vista do gerenciamento de recursos hídricos pois reduz a captação de águas de mananciais bem como minimiza o potencial poluidor dos sistemas de produção e das comunidades.

O aumento do consumo e descarte de água e as limitações de capacidade dos sistemas de tratamento e transporte de água e esgotos existentes são também motivos para incentivar estudos que possibilitem o reuso.

Instalações urbanas tais como condomínios, shopping centers, centros comerciais e campi universitários, muitas vezes possuem Estações de Tratamento de Esgotos próprias, mas carecem de processos para melhorar a qualidade do efluente gerado. Os campus universitários podem ser considerados centros urbanos (BRANDLI et al., 2007), e as características de seus efluentes são comparáveis a esgoto urbano (DUARTE, 2012) e, portanto, exigem tratamento avançado (pós-tratamento) para possibilitar o reuso.

É importante ressaltar que o reuso só poderá ser adotado caso as características do efluente atinjam os requisitos de qualidade para a aplicação em questão (HESPANHOL, 2005). O reuso para irrigação paisagística e até mesmo em plantações é uma das alternativas para reduzir a pressão sobre a disponibilidade hídrica e a aplicação de processos eletrolíticos pode produzir água com qualidade aceitável para esta classe de reuso (SALEEN et al, 2011).

O uso do processo eletrolítico para remoção de contaminantes é uma alternativa para pós-tratamento com fins de reuso. O processo eletrolítico consiste no uso de reatores eletroquímicos, com aplicação de corrente elétrica para gerar coagulantes “*in situ*” por oxidação eletrolítica do material do ânodo. As espécies iônicas carregadas são removidas do

efluente através de reações destas com um íon de carga oposta ou com o macroestruturas metálicas. Os gases produzidos durante a eletrólise da água e da dissolução do metal resultam em flocos que promoverão a flotação e conseqüente separação dos contaminantes.

Hemkemeier (2001) estabelece algumas vantagens do uso de eletrocoagulação para polimento de águas tratadas com finalidade de reuso: facilidade de operação, redução de riscos com a manipulação de produtos químicos, flexibilidade de operação, menor tempo de tratamento, menor área requerida pra instalação, baixos custos de implantação, desinfecção do efluente tratado e não exigência de equalização pré-tratamento. A EC assim pode ser usada como pré-tratamento para outros tratamentos de água de reuso como os processos de separação por membranas.

Os processos de separação por membranas (PSM) são processos de separação de elementos usando membranas artificiais semipermeáveis com tamanhos de poro definidos. Por serem métodos de separação baseados em tamanhos de partícula e não em sua densidade, têm grande eficiência para remoção de contaminantes, com capacidade de produzir águas de excelente qualidade, retenção controlada de biomassa e reduzida pegada hídrica (KRAUME e DREWS, 2010).

A aplicação das técnicas de separação por membranas para separação de biossólidos pode ultrapassar as desvantagens do uso de tanques de sedimentação e etapas de tratamento biológico. A membrana apresenta uma barreira completa aos sólidos suspensos e pode produzir qualidades mais elevadas de efluentes (VISVANATHAN, 2000), porém, nem sempre chegam a atingir qualidade da água tratada dificultando assim a prática do reuso (BONAMIGO, 2014).

A combinação de um processo eletrolítico com um processo de separação por membranas (PSM) pode levar a bons resultados em tratamento avançado para reuso de água devido à probabilidade do efeito sinérgico dos dois processos.

Este trabalho está inserido na linha de pesquisa Infraestrutura sustentável do PPGENG, e apresenta a continuidade de um grupo que tem pesquisado processos combinados para a melhoria de qualidade de efluentes visando o reúso.

O objetivo deste trabalho é o desenvolvimento e avaliação de um método de pós-tratamento de efluentes que permita atingir padrões que possibilitem o reuso de águas e redução dos riscos inerentes a esta prática visando reduzir as pressões causadas pelo déficit no balanço hídrico de comunidades urbanas. Para tal foram traçados objetivos específicos:

- a) Utilizar o processo eletrolítico associado à separação por membranas para o pós-tratamento de esgoto urbano buscando adequar sua qualidade para reuso urbano não potável;
- b) Testar e avaliar os tipos de eletrodo e densidade de corrente com melhores resultados na eletrólise como método de pós-tratamento;
- c) Avaliar pressões de operação e tipos de membranas que permitam obter melhores e maiores quantidades de água produzida;
- d) Comparar a qualidade da água produzida com padrões nacionais e internacionais de reuso.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Os Esgotos Urbanos

A água usada em atividades domésticas, de comércio e prestação de serviços se transforma em esgoto, água servida ou águas residuárias. Este tipo de resíduo pode causar problemas graves tanto ao meio ambiente como à saúde da população. O esgoto urbano pode ser tratado com relativa facilidade antes de ser lançado no ambiente. Infelizmente, o tratamento de esgoto é uma baixa prioridade para o poder público e para a população em geral, o que resulta em índices baixos de coleta e tratamento no Brasil. O esgoto pode causar dois tipos de impacto: o sanitário e o ambiental. O impacto sanitário envolve os problemas de saúde pública e propagação de doenças quando as águas servidas não são coletadas e tratadas de maneira adequada. Por muito tempo, as ações públicas e individuais em relação ao esgoto deram prioridade somente ao aspecto sanitário. A questão ambiental só começou a ser considerada recentemente (MANOSSO, 2013).

Esgotos urbanos, devido à grande variedade de usos das águas que os geraram, têm composições diversas. Informações do Setor de Saneamento Ambiental da UPF apresentam resultados das análises de Janeiro a Junho de 2012 para os parâmetros físico-químicos de entrada e saída da ETE. A média nesses meses do efluente bruto é DQO com 1773,3 mg/L, sólidos suspensos a 289,1 mg/L e vazão em torno de 180 m³/dia. Segundo Metcalf e Eddy, (2003), o efluente bruto da UPF pode ser classificado como forte. Estes dados confirmam que o efluente bruto gerado na universidade pode ser considerado como um efluente urbano típico.

Os níveis de tratamento para esgotos urbanos podem ser divididos de acordo com a qualidade da água produzida (METCALF; EDDY, 2003), mostradas no Quadro 1.

Quadro 1: Níveis de tratamento e respectivas descrições

NÍVEL DE TRATAMENTO	DESCRIÇÃO
Preliminar	Remoção de constituintes como farrapos, pedaços de madeira, material flutuante, material sedimentável e gorduras que poderiam causar problemas de manutenção operacional nos processos de tratamento posteriores.
Primário	Remoção de uma parte dos sólidos suspensos e matéria orgânica.
Primário Avançado	Maior remoção de sólidos suspensos e matéria orgânica. Normalmente atingido com adição de químicos ou filtração.
Secundário	Remoção de matéria orgânica biodegradável (em solução ou suspensão) e sólidos suspensos. Desinfecção também é incluída na definição de tratamento convencional secundário.
Secundário com remoção de nutrientes	Remoção de matéria orgânica biodegradável, sólidos suspensos e nutrientes (nitrogênio, fósforo ou ambos).
Terciário	Remoção de sólidos suspensos residuais (após o tratamento secundário), normalmente por filtração granular média ou microfiltros. Desinfecção é também uma parte do tratamento terciário. Remoção de nutrientes também é incluída nesta definição.
Avançado	Remoção de matéria dissolvida ou suspensa remanescente após o tratamento biológico quando a qualidade de água é requerida para reuso.

Fonte: Adaptado de Metcalf e Eddy, 2003

A remoção de constituintes do esgoto se dá por processos diferentes, de acordo com o tipo de material que precisa ser removido, e é mostrada no Quadro 2.

Quadro 2: Processos usados para remoção de constituintes do efluente

Constituinte	Processo de Remoção
Sólidos Suspensos	Peneiramento Caixas de areia Sedimentação Clarificação de alta taxa Flotação Precipitação química Filtração profunda Filtração superficial
Matéria Orgânica Biodegradável	Variações diversas de crescimento aeróbio suspenso Variações de crescimento aeróbio fixado Variações diversas de crescimento anaeróbio suspenso Variações de crescimento anaeróbio fixado Variações de lagoas Oxidação avançada Processos de separação por membranas
Nitrogênio	Oxidação química (cloração ao “breakpoint”) Variações de crescimento suspenso com nitrificação e desnitrificação Variações de nitrificação e desnitrificação em filme fixo Air stripping Troca Iônica
Fósforo	Tratamento químico Remoção biológica de fósforo
Nitrogênio e Fósforo	Variações de remoção biológica de nutrientes
Patógenos	Compostos de cloro Dióxido de cloro Ozônio Radiação Ultravioleta (UV)
Sólidos Coloidais e Dissolvidos	Membranas Tratamento químico Adsorção em carvão Biofiltros Troca Iônica
Compostos Orgânicos Voláteis	Air stripping Adsorção em carvão Oxidação avançada
Odores	“Strubbers” químicos Adsorção em carvão Filtros Compostos

Fonte: Adaptado de Metcalf e Eddy, 2003

Os sólidos encontrados em águas residuárias podem ser classificados de acordo com o Quadro 3.

Quadro 3: Definições dos tipos de sólidos encontrados em esgotos.

Análise Realizada	Descrição
Sólidos Totais (TS)	Resíduo restante após a amostra de efluente ter sido evaporada e seca a uma temperatura específica (103-105°C).
Sólidos Voláteis Totais (TVS)	Sólidos que podem ser volatilizados e queimados quando TS são sujeitos a temperatura de $500 \pm 50^\circ\text{C}$.
Sólidos Totais Fixos (TFS)	Os resíduos que sobram após os TS serem queimados a $500 \pm 50^\circ\text{C}$.
Sólidos Suspensos Totais (TSS)	Porção dos TS retidos em filtro Whatman de fibra de vidro com tamanho de por nominal de $1,58 \mu\text{m}$, medida após secagem a 105°C .
Sólidos Suspensos Voláteis (VSS)	Os sólidos que podem ignição dos TSS ($500 \pm 50^\circ\text{C}$).
Sólidos Fixos Voláteis (FSS)	Resíduo da ignição dos TSS ($500 \pm 50^\circ\text{C}$).
Sólidos Totais Dissolvidos (TDS) {TS – TSS}	Sólidos que passam através do filtro e então evaporados e secos a temperatura específica. Note que uma medida como TDS é composta de sólidos coloidais e dissolvidos. Coloides tem faixa de tamanho de $0,001$ a $1 \mu\text{m}$.
Sólidos Totais Voláteis Dissolvidos (VDS)	Sólidos que podem ser volatilizados quando TDS são queimados ($500 \pm 50^\circ\text{C}$).
Sólidos Fixos Dissolvidos (FDS)	Os resíduos da ignição dos TDS ($500 \pm 50^\circ\text{C}$).
Sólidos Sedimentáveis (SS)	Sólidos suspensos, expresso como mililitros por litro, que sedimentam da suspensão dentro de um período específico de tempo.

Fonte: Adaptado de Metcalf e Eddy, 2003

2.2 Eletrocoagulação

Segundo Hemkemeier (2001), o processo de separação eletrolítica foi desenvolvido por Leeds em 1888 na Inglaterra e aplicado para tratar esgotos com aplicação de água do mar em 1889 usando uma tensão de 10 volts.

O processo foi aperfeiçoado em 1903 por Weintraub, Gealer, Golovoy e Dzieciuch para operar em regime contínuo na remoção de óleo do efluente de uma metalúrgica (KOREN e SYVERSEN, 1995).

Processos eletrolíticos de separação de óleo e água foram descritos em uma patente em 1903, na qual o processo era usado para tratar condensado de máquinas a vapor. A unidade usava chapas de aço como ânodo, o ferro era oxidado durante o processo, o que exigia a troca do eletrodo periodicamente. A célula eletrolítica operava com um potencial de 150 volts e alta corrente (KOREN e SYVERSEN, 1995).

Em 1909, nos Estados Unidos, uma patente foi requerida para um processo eletrolítico com uso de eletrodos de ferro e alumínio. No mesmo ano, o Engenheiro brasileiro Saturnino de Brito apresentou um processo eletrolítico no IV Congresso Médico Latino-Americano, realizado no Rio de Janeiro, como opção para tratamento de esgotos (HEMKEMEIER, 2001).

Em 1911, o processo eletrolítico foi aplicado para tratar esgotos em Santa Mônica na Califórnia (EUA). O processo foi abandonado em 1930 com justificativa de altos custos e eficiência operacional duvidosa (HEMKEMEIER, 2001).

Na década de 1930, o interesse pelos processos eletroquímicos era mínimo. Devido à falta de desenvolvimento tecnológico adequado, falta de materiais para eletrodos e alto consumo energético. Somando a falta de restrições para controle de lançamento de efluentes da época, desinteresse pelo processo aumentou ainda mais (HEMKEMEIER, 2001).

Em 1980, um processo eletrolítico para tratar 3,8 L/min de efluente foi patenteado. O efluente alimentado continha 300 a 7.000 mg/L de óleo e a água produzida continha menos de 50 mg/L em 90% do tempo e menos de 25 mg/L em 85% do tempo. A unidade foi aprimorada para produzir água com uma concentração de óleo de 10 mg/L. A energia consumida foi calculada em 1,6 kWh/m³ (KOREN; SYVERSEN, 1995).

Em 1984, a Companhia Estadual de Tecnologia de Saneamento Básico e Controle de Poluição de Águas (CETESB) colocou em operação uma estação piloto em Campinas (São Paulo). A planta piloto tinha capacidade para tratar 2 L/s e foi dimensionada com base na

experiência de Santa Mônica, nos Estados Unidos (HEMKEMEIER, 2001). Observa-se, portanto, que a EC tem um longo histórico como método de tratamento (KATAL; PAHLAVANZADEH, 2010).

2.2.1 Aspectos Gerais da Eletrocoagulação (EC)

A EC é um processo complexo que envolve muitos fenômenos físicos e químicos que usam eletrodos consumíveis para fornecer íons para as águas residuais. Num processo de EC, íons de coagulação são produzidos "*in situ*" e envolve três etapas sucessivas: (i) formação de coagulantes por oxidação eletrolítica do "eletrodo de sacrifício", (ii) a desestabilização das partículas contaminantes em suspensão e quebra de emulsões e (iii) a agregação das fases desestabilizadas para formar flocos (MOLLAH et al, 2004).

A eletrocoagulação tem sido empregada com sucesso na remoção de metais, partículas em suspensão, minerais argilosos, corantes orgânicos, e óleo e graxas a partir de uma variedade de efluentes industriais (MOLLAH et al, 2004).

A eletrocoagulação é um método eletroquímico para tratamento de águas contaminadas que tem sido aplicado com sucesso não somente para remoção de material coloidal, mas também para tratamento de efluentes de abatedouros, refinarias de óleo vegetal, indústria de laticínios, águas contendo nitrato, metais pesados, pesticidas e compostos fenólicos e também para remoção de ácido húmico de água potável (BAZRAFESHAN et al., 2013).

O processo de passagem de corrente elétrica por uma solução de compostos eletrolíticos, gera alterações químicas e fenômenos de migração de elétrons e é denominada eletrólise (OULLETTE et al, 1978).

A EC é um processo em que é aplicada corrente contínua entre eletrodos de metal imerso em águas residuais. A corrente elétrica causa a dissolução de eletrodos de metal, comumente ferro e alumínio, nas águas residuais. Os íons metálicos dissolvidos, a um pH apropriado, podem formar uma vasta gama espécies de coagulantes e hidróxidos de metal e que desestabilizam e agregam as partículas em suspensão ou precipitam e adsorvem os contaminantes dissolvidos. Geralmente, seis processos principais ocorrem durante EC: (i) migração para um eletrodo de carga oposta (eletroforese) e agregação devido à neutralização de cargas; (ii) o cátion ou íons de hidroxila formam um precipitado com o poluente; (iii) o

cátion metálico interage com OH^- para formar um hidróxido, que tem elevadas propriedades de adsorção; (iv) os hidróxidos formam estruturas de rede maiores e “arrastam” os contaminantes (sweep coagulation); (v) oxidação de poluentes para espécies menos tóxicas; (vi) remoção por eletroflotação ou sedimentação e aderência às bolhas (KATAL e PAHLAVANZADEH, 2010).

No processo de eletrólise, é aplicada uma diferença de potencial para os eletrodos de metal, tipicamente fabricados de ferro ou de alumínio, o que causa a formação de um campo elétrico entre eles. Então, íons de carga positiva (cátions) se movimentam em direção ao cátodo (eletrodo de carga negativa). Os ânions, por sua vez movimentam-se em direção ao ânodo (eletrodo de carga positiva). Deste modo, os íons são neutralizados eletricamente nos eletrodos. Este fenômeno foi estudado por Faraday e resultou em duas leis:

a) Primeira Lei de Faraday: “Durante uma eletrólise, a massa de uma substância libertada em qualquer um dos eletrodos, assim como a massa da substância decomposta, é diretamente proporcional à quantidade de eletricidade que passa pela solução.”

$$m = k_1 \cdot Q \quad (1)$$

Em que:

m = massa de substância eletrolisada;

k_1 = constante de proporcionalidade;

Q = carga elétrica [Coulomb]

b) Segunda Lei de Faraday: “Quando uma mesma quantidade de eletricidade atravessa diversos eletrólitos, as massas das espécies químicas libertadas nos eletrodos, assim como as massas das espécies químicas decompostas, são diretamente proporcionais aos seus equivalentes químicos.”

$$m = k_2 \cdot E \quad (2)$$

Em que:

m = massa de substância [g]

k_2 = constante de proporcionalidade;

E = equivalente-grama

Somando as equações 2 e 3, tem-se:

$$m = K \cdot E \cdot Q \quad (3)$$

Como:

$$Q = i \cdot t \quad (4)$$

Onde:

Q = carga elétrica (C)

i = intensidade da corrente elétrica (A)

t = tempo (s)

Resulta em:

$$m = K \cdot i \cdot t \quad (5)$$

Sendo “K” denominada Constante de Faraday equivalente a

$$K = \frac{1}{96500}$$

Então:

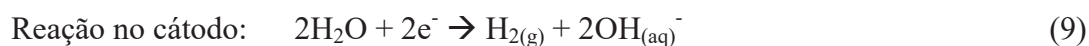
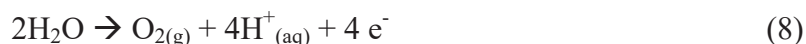
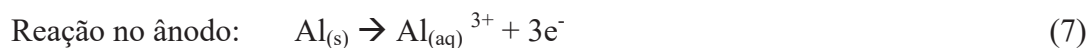
$$m = \frac{1}{96500} \cdot E \cdot i \cdot t \quad (6)$$

A carga elétrica de 96500 coulomb recebe o nome de faraday (F) e é definida como:

- A carga elétrica que produz um equivalente-grama de qualquer elemento em uma eletrólise;
- Equivale aproximadamente a 96.500 Coulomb
- Equivale a carga de um mol ($6,02 \times 10^{23}$) de elétrons ou de prótons.

Ao aplicar a corrente elétrica nos eletrodos, Fe ou Al são dissolvidos a partir do ânodo gerador de íons metálicos correspondente, os quais hidrolisam quase imediatamente a ferro polimérico ou hidróxido de alumínio. Estes hidróxidos poliméricos são excelentes agentes coagulantes. Os ânodos de metal consumíveis (de sacrifício) são usados para produzir continuamente hidróxidos poliméricos na vizinhança do ânodo (MOLLAH et al, 2004).

As reações são mostradas nas Equações 6, 7 e 8:



A coagulação ocorre quando estes cátions metálicos se combinam com as partículas negativas transportadas para o ânodo através de movimento de eletroforese (Equação 9).



O aumento no pH causado pela formação de íons hidroxila induz a precipitação de íons metálicos como hidróxidos e co-precipitação com hidróxidos de alumínio (MOLLAH et al, 2004).

Os contaminantes presentes no fluxo de águas residuais são tratados por reações químicas, de precipitação ou ligação físico-química dos materiais coloidais com as espécies geradas pela oxidação dos eletrodos. São, em seguida, removidos por eletroflotação, ou sedimentação e filtração. Assim, em vez de adicionar produtos químicos coagulantes como no processo de coagulação convencional, estes agentes coagulantes são geradas “*in situ*” (MOLLAH et al, 2004; SHAFAEI et al, 2011).

Devido à versatilidade e compatibilidade ambiental, o processo de EC tem atraído uma grande atenção para tratamento de águas residuais industriais, tais como polimento físico-químico de metais, abatedouro de aves, papel e celulose, metalúrgicas e têxteis. Um dos aspectos a se notar é que na eletrólise da água, oxigênio e hidrogênio são liberados eletricamente excitados e imediatamente oxidam e reduzem respectivamente os compostos orgânicos e/ou inorgânicos presentes (MATIS, 1980; EL-NAAS, 2008).

Na presença de cloreto de sódio (NaCl), a passagem de corrente elétrica pelos eletrodos pode gerar cloro causando a desinfecção. A formação de bolhas de hidrogênio e oxigênio nos eletrodos pode causar a flotação de substâncias (HEMKEMEIER, 2001).

O processo de flotação convencional leva à geração de bolhas de gás com diâmetro médio da ordem de 0,9 a 2,0mm. O processo de eletroflotação, por sua vez, gera bolhas com 8 a 15 µm em grandes quantidades, finamente dispersas e homogêneas. Os diâmetros de bolha podem ser determinados por escolha criteriosa do material do eletrodo com várias geometrias. A distribuição desejada pode ser obtida com variações na densidade de corrente aplicada, temperatura, concentração e pH do eletrólito (RAJU e KHANGAONKAR, 1984).

A variação nos diâmetros de bolha parece seguir tendências opostas à do excesso de íons, isto é, as bolhas de hidrogênio são maiores em um meio ácido do que em pH neutro ou alcalino. Os tamanhos mínimos ocorrem em meio neutro (o material do cátodo não tem influência) (RAJU e KHANGAONKAR, 1984).

As bolhas de oxigênio formadas no ânodo atingem o tamanho mínimo de 25 μm em meio ácido e o tamanho aumenta em meios neutros ou alcalinos (de 30 a 55 μm , respectivamente). Com pH próximo de 6, as curvas de distribuição de bolhas dos dois gases (oxigênio e hidrogênio) são muito próximas e assim o controle dos tamanhos de bolha pode ser obtido com variações no pH (RAJUe KHANGAONKAR, 1984).

Segundo Hemkemeier (2001), a aplicação de corrente elétrica em efluentes pode causar processos físico-químicos de oxidação anódica e redução catódica de componentes presentes, além de descarga e coagulação de substâncias coloidais, eletroforese, passagem de íons por membranas semipermeáveis, flotação de sólidos suspensos por ação dos gases produzidos nos eletrodos, precipitação de íons metálicos no cátodo, regeneração e concentração de ácidos e álcalis, dessalinização da água e outros processos.

Koren e Syversen (1995) relatam que o consumo de energia e o grau de separação do material disperso têm um ponto de ótimo, pois quando a corrente elétrica que atravessa a solução eletrolítica é aumentada, o fluxo de bolhas de gás aumenta proporcionalmente, elevando a possibilidade de coalescência das bolhas e assim reduzindo a eficiência de separação de contaminantes. Somado a isto, como as bolhas tem baixa condutividade elétrica comparadas com o eletrólito, a presença de excesso de bolhas reduz a condutividade elétrica da solução, o que aumenta a resistência elétrica do meio levando a um aumento no consumo de energia. Deste modo, conclui-se que o grau de separação aumenta com o aumento de bolhas até certo nível e após este, o aumento no consumo de energia não elevará a remoção de contaminantes.

Muitos estudos mostram que a eficiência em uma célula de eletrocoagulação depende da densidade de corrente e das propriedades físicas do líquido, principalmente por afetarem o comportamento das bolhas quanto a tamanho e distribuição (MANSOUR et al, 2007).

As variáveis de estudo no tratamento de efluentes com processos eletrolíticos são:

- a) Potencial e material dos eletrodos;
- b) pH;
- c) Densidade de corrente;
- d) “*Design*” da célula;
- e) Condutividade da solução e agitação.

De maneira geral, as tensões aplicadas ficam entre 5 e 10 V e a densidade de corrente em torno de 100 A/m² (OULLETTE et al., 1978).

Uma das grandes vantagens do uso de eletrofloculação/flotação é a facilidade de controlar variáveis como: taxa de gás inserido no efluente, volume de gás inserido por volume de líquido, distribuição de tamanhos de bolha e seu grau de dispersão, visto que estas variáveis são controladas pelo tamanho e forma dos eletrodos e densidade de corrente aplicada e assim ter o melhor controle da separação de materiais flotados (RAJU e KHANGAONKAR, 1984). Um estudo comparativo entre EC e coagulação química (CQ) mostrou que o CQ necessita de 20 vezes mais massa de reagente para tratar um mesmo volume de águas residuais, para conseguir o mesmo grau de eficiência (ARSAND et al., 2012).

2.3 Aspectos Positivos e Negativos dos Processos Eletrolíticos

Os processos de eletrocoagulação foram desenvolvidos para superar as desvantagens dos processos convencionais de tratamento de efluentes (MERZOUK et al, 2009).

Técnicas eletroquímicas, tais como, eletroflotação (EF), eletrodecantação, eletrocoagulação (EC), remediação eletrocinética (para solos contaminados) oferecem a possibilidade de ser facilmente implantados e exigem quantidade mínima de produtos químicos. A instrumentação é robusta, muito compacta e fácil de operar e, portanto, processos eletroquímicos tem potencial para substituir os processos convencionais que exigem grandes volumes e/ou numerosos produtos químicos, grandes tanques típicos de uma planta convencional de tratamento de águas residuais (MOLLAH et al., 2004).

A unidade EC é ambientalmente amigável e tem algumas vantagens em relação aos métodos convencionais, tais como equipamento simples, fácil de operar, menor tempo de retenção, redução ou a ausência de adição de produtos químicos, a sedimentação rápida dos flocos eletroquimicamente gerados e menor produção de lodo (AKYOL, 2011).

Os benefícios de usar técnicas de eletroquímicas incluem: compatibilidade ambiental, versatilidade, eficiência energética, segurança, seletividade, facilidade de automação e boa relação custo-eficiência. Além destas vantagens, as seguintes podem ser adicionadas: sistemas eletroquímicos permitem reações rápidas e controladas, sistemas menores e mais viáveis e, em vez do uso de produtos químicos e de microrganismos, os sistemas empregam apenas elétrons para o tratamento de água ou efluente (MOLLAH et al, 2004).

A eletrocoagulação (EC) tem o potencial de ser a escolha econômica e ambiental para o tratamento de outras questões relacionadas com a gestão da água e águas residuárias. EC é uma técnica eficiente uma vez os hidróxidos metálicos gerados “in situ” tem adsorção 100 vezes maior do que os hidróxidos metálicos pré-precipitados usados em processos convencionais (MOLLAH et al., 2004; ARSAND et al., 2012).

A EC requer equipamentos simples, fáceis de projetar para virtualmente qualquer tamanho. É econômica e facilmente acessível. Os custos de *start-up* e operação são relativamente baixos. Exige baixo custo de manutenção, sem partes móveis. Uma vez que praticamente nenhuma adição de produtos químicos é necessária neste processo, tem risco mínimo de poluição secundária. Precisa de correntes baixas, e pode ser executada até mesmo por processos verdes, tais como energia solar, eólica e células a combustível. O processo de eletrocoagulação pode efetivamente desestabilizar pequenas partículas coloidais e produz baixos volumes de lodo. As bolhas de gás produzido durante a eletrólise podem melhorar a flotação, removendo as partículas coloidais de menores dimensões eficientemente em comparação com as técnicas convencionais biológicas e químicas, porque as partículas menores carregadas têm maior probabilidade de ser coaguladas pelo campo elétrico que as põe em movimento. Tem ainda grande facilidade de automação (MOLLAH et al., 2004; EL-NAAS et al., 2009)

Os oxidantes gerados eletroquimicamente tem eficiente ação desinfetante na água, sendo este um fator de grande influência em caso de reuso (HAAKEN et al., 2013).

Devido a esta série de vantagens, a EC pode ser considerada um método atrativo para pós-tratamento com finalidade de reuso.

A eletrólise tem algumas desvantagens. Os “ânodos de sacrifício” precisam ser substituídos periodicamente. Exige uma condutividade mínima, dependendo do projeto do reator, o que limita seu uso com água contendo baixos de sólidos dissolvidos. No caso da remoção de compostos orgânicos, alguns organoclorados tóxicos podem ser formados “in situ”, se houverem cloretos presentes. Águas residuais com alto teor de ácido húmico e neossolos podem ser favoráveis para a formação de trihalometanos. Se houver presença de fenóis e produtos de decomposição de algas, o cloro pode causar ao mau gosto e odor. Uma película de óxido impermeável pode ser formada sobre o cátodo, que pode interferir com o desempenho da célula de EC. No entanto, a alteração da polaridade pode ajudar a reduzir essa

interferência. O custo da operação EC pode ser elevado, em locais onde o custo da eletricidade é alto (MOLLAH et al., 2004).

2.4 Processos de Separação Por Membranas

A partir do início de 1970, além dos processos clássicos de separação, surgiu uma nova classe de processos que utilizam membranas sintéticas como barreira seletiva. As membranas sintéticas surgiram com objetivo de apresentar propriedades similares às das membranas naturais, particularmente quanto suas características de seletividade e permeabilidade (HABERT et al, 2006).

O desenvolvimento dos processos de separação por membranas e suas aplicações são relativamente recentes, apesar de os fenômenos envolvendo membranas tem sido estudados há mais de um século. Em 1748, Nollet mergulhou um copo de destilado de vinho (água + álcool) em um recipiente com água destilada. A borda do copo era vedada com a membrana de origem animal (bexiga). Após determinado tempo, o abade notou que a bexiga se estufou, e em alguns casos chegou mesmo a se romper (HABERT et al., 2006).

O experimento de Noullet evidenciou, pela primeira vez, as características de permeabilidade e seletividade de uma membrana. A explicação para o fenômeno é conhecida hoje: a diferença de potencial químico entre os dois lados da membrana (bexiga animal) determina o fluxo preferencial da água para dentro do copo. A bexiga, por ser elástica, primeiro se expande para manter a pressão constante dentro do copo. Posteriormente, com sua elasticidade já reduzida, a pressão no copo começa a aumentar, fazendo com que o potencial químico da água aumente. Se a membrana não se romper, o potencial químico da água no interior do copo tende a se igualar ao potencial químico da água do recipiente exterior, atingindo o equilíbrio termodinâmico (HABERT et al., 2006).

Os processos de separação por membranas (PSM) são conhecidos e utilizados em pequena escala desde 1930, mas não houve evolução para escala industrial devido ao baixo fluxo de permeado resultante das elevadas espessuras das membranas disponíveis (HABERT et al., 2006).

Os PSM deixaram de ser uma curiosidade científica na década de 50 quando os Estados Unidos decidiram investir em projetos de pesquisa com objetivo de dessalinizar águas. O projeto resultou em pelo menos duas descobertas importantes: 1) Reid e Breton

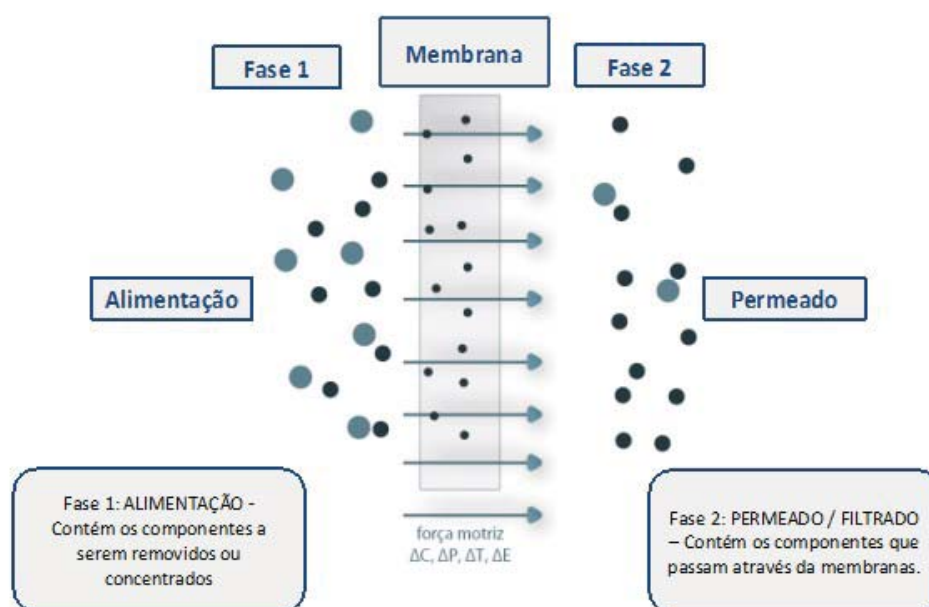
(1953) relataram que membranas de acetado de celulose, quando submetidas a condições de Osmose Inversa (OI) apresentavam retenção salina elevada; e 2) Loeb e Sourirajan (1960-1962) aperfeiçoaram uma técnica chamada de inversão de fase por imersão-precipitação, capaz de aumentar muito o fluxo de permeado mantendo a retenção salina elevada (HABERT et al., 2006).

A tecnologia de membranas tem potencial para fazer grandes contribuições no tratamento de esgotos pois a filtração através de membranas possibilita a produção de água de alta qualidade (JRAOU et al., 2014)

2.4.1 Aspectos Gerais dos Processos de Separação por Membranas

Os processos de separação por membranas empregam diversas forças motrizes para o transporte de permeado, com características em comum que os tornam atrativos. Em muitos casos, os PSM são mais rápidos, eficientes e econômicos quando comparados a processos convencionais de separação (PEISINO, 2009). A fração da corrente de alimentação que permeia através da membrana é denominada de permeado e fração retida de concentrado, conforme Figura 1.

Figura 1: Diagrama da operação de Processos de Separação por Membranas



Fonte: Adaptado de MULDER (1996)

Para que ocorra o processo de transporte de um componente através da membrana, é necessária a ação de uma força motriz sobre o referido constituinte. Os PSM utilizam como força motriz o gradiente de potencial químico, associado ou não com o gradiente de potencial elétrico. Em geral, o gradiente de potencial químico pode ser expresso em termos de gradiente de pressão e de concentração.

A força motriz mais utilizada é o gradiente de pressão, o Quadro 4 mostra a classificação dos PSM que utilizam pressão como força motriz (SERGINA, 2005).

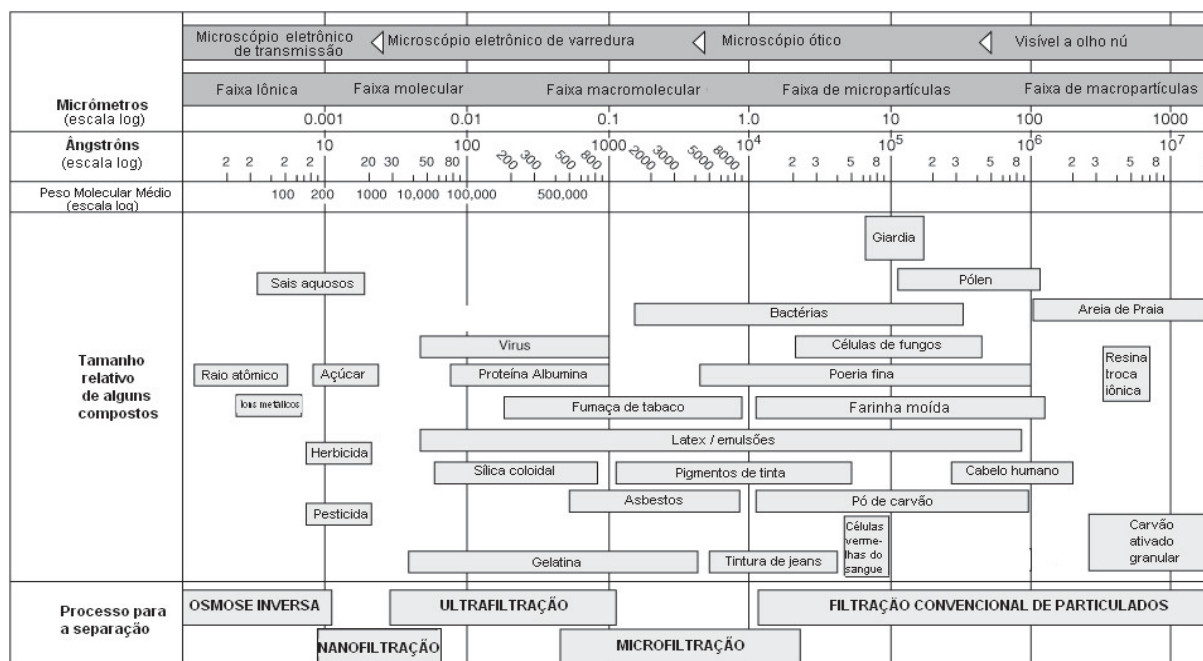
Quadro 4: Processos de Separação por Membranas por gradiente de pressão (ΔP)

Processo	Força Motriz	Aplicações
Microfiltração (MF)	ΔP (0,5 - 2 bar)	Retenção de microrganismos, clarificação de vinhos e cervejas, concentração de células, tratamento de efluentes.
Ultrafiltração (UF)	ΔP (1 - 7 bar)	Fracionamento e concentração de proteínas, recuperação de pigmentos e óleos.
Nanofiltração (NF)	ΔP (5 - 25 bar)	Purificação de enzimas, biorreatores a membrana, recuperação de aminoácidos.
Osmose Inversa (OI)	ΔP (15 - 80 bar)	Dessalinização de águas, concentração de sucos de frutas, tratamentos de efluentes.

Fonte: SERGINA (2005)

Os PSM onde a força motriz é o gradiente de pressão podem ser comparados com a filtração convencional, visto que as membranas são meios porosos e que a retenção por tamanho é o princípio básico da separação das espécies químicas presentes. A microfiltração (MF), ultrafiltração (UF), nanofiltração (NF) e osmose inversa (OI) são exemplos de processos que utilizam o gradiente de pressão como força motriz. A Figura 2 mostra alguns compostos, respectivas dimensões e pesos moleculares aproximados, e o PSM utilizado para realizar sua segregação (BRIÃO, 2007).

Figura 2: Faixas das dimensões separadas por PSM que utilizam o gradiente de pressão como força motriz.



Fonte: Adaptado de Brião, 2007

A microfiltração (MF) rejeita bactérias e fungos, mas não exclui completamente a faixa de tamanho em que se encontram os vírus. É o processo que mais se aproxima da filtração convencional. O tamanho dos poros das membranas de microfiltração está na faixa de 0,05 μm a 10 μm , separando compostos na faixa de 0,1 μm a 10 μm . Os diferenciais de pressão aplicados variam de 0,1 bar a 2,0 bar (BRIÃO, 2007).

O termo ultrafiltração (UF) é utilizado quando o tamanho dos poros da membrana situa-se entre 0,05 μm e 0,001 μm . A UF retém a passagem da grande maioria das macromoléculas, mas permite a permeação de outras substâncias orgânicas, como os açúcares. As pressões aplicadas variam de 1,0 bar a 7,0 bar (BRIÃO, 2007).

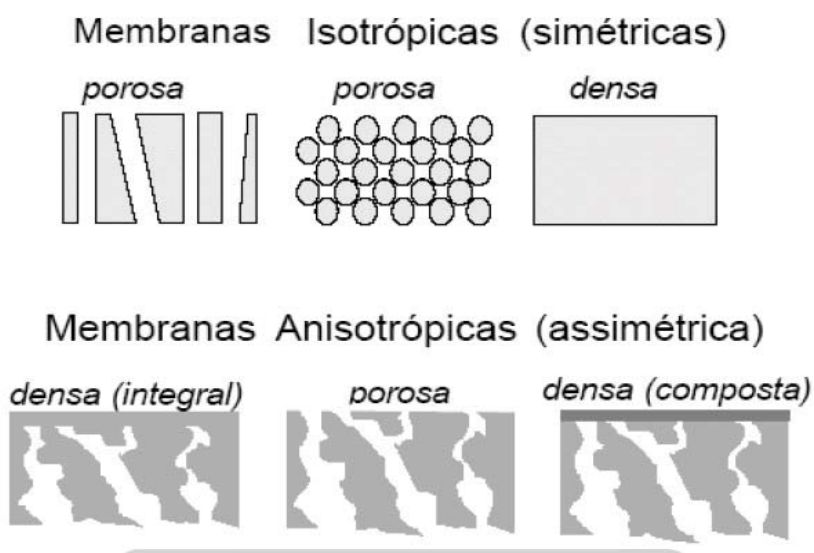
Em função da morfologia da membrana e o tipo de força motriz empregada, o transporte das diferentes espécies através da membrana pode ocorrer por mecanismos de convecção ou por mecanismos de difusão. A morfologia da membrana define, também, sua seletividade (HABERT et al., 2006).

Para caracterização de membranas, são usados parâmetros de natureza morfológica e de propriedades de transporte. Membranas porosas são caracterizadas por distribuição de tamanho de poros, porosidade superficial e espessura. Nas membranas densas, as

características físico-químicas do polímero utilizado e as substâncias a serem separadas e a espessura do filme polimérico são os parâmetros mais importantes.

Quanto à morfologia, as membranas podem ser classificadas como: isotrópicas (simétricas) ou anisotrópicas (assimétricas). Membranas isotrópicas tem estrutura densa ou porosa com poros de diâmetros regulares ao longo da espessura da membrana. As membranas anisotrópicas ainda podem ser classificadas em: 1) integrais: quando as duas regiões são compostas pelo mesmo material, ou 2) compostas: quando um material diferente da matriz polimérica é usado para sua formação (PEISINO, 2009). A Figura 2 mostra a morfologia da seção transversal dos diferentes tipos de membranas.

Figura 3: Representação esquemática da seção transversal dos diferentes tipos de morfologias de membranas sintéticas



Fonte: HABERT et al., (2005)

As membranas podem ser fabricadas sob duas formas geométricas: planas ou cilíndricas. Membranas cilíndricas ainda são divididas em tubular capilar e de fibra oca (BRAGA, 2008).

2.4.2 Aspectos Positivos e Negativos dos Processos de Separação por Membranas

Os PSM chegaram a aplicações comerciais pelas vantagens apresentadas por esta tecnologia. Segundo Habert et al. (2006):

- a) Economia de Energia - Promovem a separação sem que ocorra mudança de fase. Neste sentido os PSM são energeticamente vistos positivamente. Este é um dos motivos pelo qual seu desenvolvimento coincide com a crise energética dos anos 70, devido ao grande aumento do preço do petróleo.
- b) Seletividade - Esta é uma característica importante dos PSM. Em algumas aplicações estes processos se apresentam como a única alternativa técnica de separação.
- c) Separação de Compostos Termolábeis - Geralmente os PSM são operados à temperatura ambiente, podendo ser aplicados no fracionamento de misturas envolvendo compostos termossensíveis. Assim, tem sido amplamente empregados na indústria farmacêutica e de alimentos e, mais recentemente, como uma alternativa na purificação de produtos ou recuperação de células em biotecnologia.
- d) Simplicidade de Operação e “Scale-up” - Ao contrário da maioria dos processos de separação, os PSM apresentam a vantagem de serem extremamente simples do ponto de vista operacional e em termos "scaleup". Os sistemas são modulares e os dados para dimensionamento de plantas maiores podem ser obtidos a partir de equipamentos pilotos operando com módulos de membrana com a mesma dimensão daqueles utilizados industrialmente. Somando a isto, a operação dos equipamentos é simples e não necessita de mão de obra intensiva.

Além das vantagens citadas, a nova rigidez imposta pelos órgãos reguladores ambientais nas últimas décadas contribuiu significativamente para o crescente emprego da tecnologia dos PSM. Viana (2004) citado por Barbosa (2009) descreve algumas desvantagens do emprego dos PSM:

- a) Custo elevado: É uma tecnologia com custo de implantação elevado. Porém, os custos associados à aplicação desta tecnologia vêm sendo consideravelmente reduzidos, uma vez que as membranas estão sendo produzidas em maior escala,

mais empresas estão entrando no mercado e, se bem operadas, as membranas vêm apresentando maior vida útil e fluxo permeado mais estável e elevado.

- b) A necessidade de troca periódica dos módulos. Porém, com as pesquisas na área de desenvolvimento de membranas, a frequência de substituição dos módulos vem reduzindo significativamente nos últimos anos.

2.4.3 Configurações das Membranas

Na terminologia dos PSM, o módulo é definido como a unidade que contém: as membranas, as estruturas de suporte de pressão, do vácuo ou da corrente elétrica, os meios de alimentação, remoção do permeado e de concentrado. Segundo Schneider e Tsutiya (2001), os módulos são projetados com os seguintes objetivos:

- a) Limitar o acúmulo de material retido nas membranas pela concentração do fluido a ser tratado;
- b) Maximizar a superfície das membranas por volume de módulo;
- c) Evitar a contaminação do permeado com constituintes de concentrado.

Segundo esses autores, os módulos devem atender a requisitos como: simplicidade de operação e facilidade de limpeza. Os principais módulos comercializados apresentam configurações em forma de placas, tubulares, espirais, fibras ocas e discos rotatórios.

2.4.4 Operação de Processos de Separação por Membranas que utilizam a pressão como força motriz

Na operação de PSM, uma bomba é usada para pressurizar o efluente (ou para gerar vácuo), para alimentação do módulo. Uma válvula é instalada no canal do concentrado para regular a pressão de alimentação. A coleta do permeado é executada à pressão atmosférica. Para a remoção dos sólidos que se acumulam na superfície da membrana, são usadas diferentes tecnologias de acordo com o tipo de módulo e limpeza requerida (VIDAL, 2006).

Em sistemas de microfiltração e ultrafiltração por sucção, uma bomba centrífuga cria pressão negativa no canal de permeado e a filtração se dá do exterior para o interior da membrana, impulsionada pelo diferencial de pressão entre as duas zonas.

O efluente pode ser bombeado através do módulo em direção paralela (filtração tangencial) ou perpendicular à superfície da membrana (filtração frontal). Quando o sistema de microfiltração é operado em escoamento tangencial, a formação de depósitos (fouling) é reduzida ou quase completamente suprimida devido ao efeito de arraste gerado pela velocidade tangencial. Este fenômeno é uma grande vantagem em comparação com sistemas de filtração convencional (filtração frontal), cuja colmatação ocorre em curto período de tempo.

Metcalf e Eddy (2003) apontam que os sistemas de membranas filtrantes podem ser operados de três formas, de acordo com o fluxo de permeado e pressão aplicada. Os sistemas podem ser operados com fluxo constante e pressão variável (aumento durante o período de operação). No segundo modo, a pressão é mantida constante, sendo permitida a variação do fluxo (diminuição ao longo do período de operação). A terceira alternativa permite a variação de fluxo e da pressão.

De maneira geral, o fluxo do permeado aumenta com o aumento da velocidade tangencial e da frequência de retrolavagem, devido ao controle da formação de depósitos (fouling) na superfície da membrana. Maiores pressões de operação tendem a aumentar a vazão de permeado, porém, é sempre importante avaliar essa variável operacionalmente de acordo com o tipo de fluido a ser tratado, já que o aumento de pressão pode ocasionar a compactação do fouling levando a diminuição da permeabilidade e da vida útil da membrana.

2.4.5 Seletividade das Membranas

A seletividade pode ser expressa pela retenção (R) ou pelo fator de separação (α). A seletividade é representada pela retenção para misturas líquidas aquosas em que o soluto é retido pela membrana. O fator de separação é usualmente utilizado para misturas gasosas e líquidos orgânicos, onde o soluto passa preferencialmente pela membrana (BARBOSA, 2009). A retenção é mostrada na Equação 6.

$$R = \frac{C_a - C_p}{C_a} = 1 - \frac{C_p}{C_a} \quad (11)$$

Onde: C_a é a concentração de soluto na alimentação e C_p é a concentração de soluto no permeado.

2.4.6 Mecanismos de Retenção de Solutos

Segundo Schneider e Tsutiya (2001) a retenção de solutos em membranas é influenciada por fatores como:

- a) Dimensão e morfologia das partículas de soluto;
- b) Tamanho dos poros da membrana;
- c) Carga elétrica da membrana e do soluto;
- d) Rugosidade e propriedades químicas da superfície da membrana;
- e) Propriedades químicas da água de alimentação;
- f) Fatores hidrodinâmicos (tensão de arraste e forças de cisalhamento na superfície da membrana);
- g) Grau da compactação dos depósitos na superfície da membrana (fouling).

A retenção física de material particulado é o principal mecanismo de rejeição em membranas de microfiltração e ultrafiltração. O fenômeno fica evidenciado pela deposição de materiais na superfície e no interior das membranas, ou mesmo devido à compactação ou degradação química de constituintes químicos da estrutura da membrana. A diminuição do tamanho dos poros causada pela deposição de partículas em sua superfície ou em suas paredes laterais o que diminui o seu diâmetro efetivo, contribuindo para maior rejeição de componentes da mistura de alimentação.

2.4.7 Formação de Depósitos (Colmatação/Fouling)

A colmatação interfere em diversos aspectos relativos ao desempenho do sistema, como: permeabilidade da membrana, vida útil, necessidade de pré-tratamento, métodos de limpeza, etc.

As partículas se depositam nas membranas por três mecanismos principais:

- a) Redução do diâmetro efetivo dos poros: os sólidos se acumulam na parede interna dos poros (adsorção);
- b) Obstrução dos poros: as partículas se alojam ao longo de toda área do poro;
- c) Formação do depósito (fouling): caracterizada pelo acúmulo de sólidos na superfície da membrana. Ocorre quando as partículas do efluente apresentam tamanho superior aos poros da membrana (VIDAL, 2006).

2.4.8 Polarização de Concentração, Colmatação e Incrustação de Membranas

Um fator chave o desempenho das membranas de ultrafiltração é a polarização de concentração, o que provoca incrustações de membrana, devido à deposição de material coloidal na superfície desta.

Quando as membranas são utilizadas para separar macromoléculas ou soluções coloidais, o fluxo cai dentro de segundos, tipicamente a $0,1 \text{ cm}^3/\text{cm}^2 \cdot \text{min}$. Esta redução imediata no fluxo de permeado é causada pela formação de uma camada de gel de solutos retidos sobre a superfície da membrana, devido a polarização de concentração (BAKER, 2004).

Esta camada de gel forma uma barreira secundária para o fluxo através da membrana, a primeira queda no fluxo é determinada pela composição da solução de alimentação e seus fluidos hidrodinâmicos. A maior parte da segunda redução no fluxo é causada pela lenta consolidação da camada secundária formada por polarização de concentração na superfície da membrana (BAKER, 2004).

Outro fenômeno determinante no desempenho do processo é a colmatação, isto é, a obstrução progressiva dos poros da membrana como resultado da penetração de solutos presentes em soluções macromoleculares ou em suspensão coloidal (BAKER, 2004).

Os métodos de controle de desempenho incluem a limpeza da membrana, retrolavagem, ou utilização de membranas com características superficiais com aderência reduzida. (BAKER, 2004).

O efeito da camada de gel sobre o fluxo através de uma membrana de ultrafiltração com pressões de alimentação diferentes sugerem que quando uma pressão (P_1) muito baixa é aplicada, o fluxo através da membrana também é baixo, de modo que o efeito de polarização da concentração é pequeno, e a camada de gel não se forma sobre a superfície da membrana. À medida que a pressão aplicada é elevada a uma pressão (P_2), o maior fluxo faz com que a

polarização de concentração aumente, e a concentração do material de superfície da membrana também aumente. Se a pressão for aumentada ainda mais para (P3), a polarização de concentração se torna suficiente para os solutos retidos na superfície da membrana formarem uma camada de barreira secundária (BAKER, 2004).

2.4.9 Limpeza das membranas

Vários métodos de limpeza são utilizados para remover a camada de gel compactada na superfície da membrana. O meio mais efetivo é circular uma solução de limpeza adequada pelos módulos de membrana por 1 ou 2 horas. A limpeza regular é um fator chave para o desempenho de todas as membranas de ultrafiltração, podendo variar de 1 dia ou uma vez a cada 30 dias (BAKER, 2004).

O tempo de vida útil das membranas é curto devido ao ambiente difícil em que as membranas são operadas e os ciclos de limpeza, atingindo em média de 2 a 3 anos de uso (BAKER, 2004).

2.5 Reuso de água

As águas de baixa qualidade, tais como efluentes de processos industriais, esgotos (particularmente os de origem doméstica), águas de drenagem de pátios e águas salobras devem, sempre que possível, ser consideradas como fontes alternativas para usos menos restritivos. O uso de tecnologias apropriadas para o desenvolvimento dessas fontes é, em conjunção com a melhoria da eficiência do uso e o controle da demanda, uma estratégia básica para a solução do problema de escassez de água.

“Reusar água é aproveitar a água residuária recuperada, através da remoção ou não de parte dos resíduos por ela carreada em uso anterior, e usá-la novamente em aplicações menos exigentes que o primeiro uso, encurtando assim o ciclo da natureza em favor do balanço energético” (METCALF e EDDY, 2003).

A característica do efluente bruto é dada em função dos usos dados à água. Estes usos podem variar de acordo com o clima, situação social e econômica e hábitos da população com isso afetando diretamente as características do efluente a ser tratado. Por esse motivo, a

classificação de boa ou má qualidade para uma água só tem sentido quando levado em consideração o uso (ou reuso) previsto para ela (VON SPERLING, 1996; BLUM, 2003 citado por BACCARIN, 2007).

O reuso de água, é descrito de modo simplificado por Mierzwa (2002): “é o uso de efluentes tratados para fins benéficos, tais como irrigação, uso industrial e fins urbanos.

Segundo Fiori (2005), reuso de água é a utilização desta por duas ou mais vezes após tratamento. É usada com diferentes propósitos para reduzir os impactos causados pelo lançamento de esgotos em corpos receptores e a necessidade de captação de “água fresca” de mananciais ou fontes subterrâneas. Atualmente, é possível reduzir a carga poluidora a níveis aceitáveis, tornando a água apropriada para usos específicos através de operações e processos de tratamento avançados.

2.5.1 Tipos de Reuso de Água

O reuso pode ser classificado, considerando-se haver ou não o descarte das águas nos corpos hídricos, antes do próximo uso. Mierzwa (2002) cita que a prática pode ser implantada de duas maneiras:

- a) *Reuso direto de efluentes*: o efluente originado por um determinado processo é diretamente utilizado em um processo subsequente, pois suas características são compatíveis com os padrões de qualidade de água requerida.
- b) *Reuso de efluentes tratados*: tipo de uso mais discutido e consiste na utilização de efluentes já submetidos a um processo de tratamento.

Mancuso e Santos (2003) classificam ainda o reuso de água em potável e não potável. O reuso potável direto ocorre quando o esgoto é submetido a um tratamento avançado e reutilizado diretamente no sistema e, o indireto ocorre quando o esgoto, após tratamento, é disposto nas águas superficiais ou subterrâneas para diluição, purificação natural e posterior captação, tratamento e finalmente utilizado como água potável. O reuso não potável é dividido de acordo com sua finalidade: para usos agrícolas, industriais, domésticos, recreacionais, manutenção de vazões, na aquicultura e na recarga de aquíferos subterrâneos.

O uso de águas cinzas (águas produzidas por chuveiros, banheiras, lavatórios, máquinas de lavar, pias de cozinha e tanques) pode ser aplicado para descarga em bacias sanitárias, irrigação de jardins, lavagens de pisos e automóveis, etc, desde que garantidos os

padrões de qualidade (LAMINE et al., 2007). É importante notar que estas águas são geradas em grandes volumes.

O Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH), promulgou a Resolução 54 em 2005, a qual estabelece modalidades, diretrizes e critérios gerais para a prática de reuso direto não potável de água no Brasil. Mancuso (2003) ainda destaca o reuso na recarga artificial de aquíferos (item f):

- a) reuso para fins urbanos;
- b) reuso para fins agrícolas e florestais;
- c) reuso para fins ambientais;
- d) reuso para fins industriais;
- e) reuso na aquicultura;
- f) reuso na recarga artificial de aquíferos.

As modalidades de uso citados pelo CNRH são:

- a) reuso para fins urbanos

O potencial de reuso de efluentes é amplo e diversificado em áreas urbanas. Entretanto, usos que requerem água com qualidade elevada, precisam de sistemas de tratamento e de controles avançados, acarretando custos incompatíveis com os benefícios gerados. De uma maneira geral, efluentes tratados podem, em áreas urbanas, serem utilizados para fins potáveis e não potáveis. Contudo, os custos dos sistemas de tratamento avançados que seriam necessários levariam à inviabilidade econômico-financeira do abastecimento público potável, não havendo ainda, a garantia de proteção à saúde pública.

Caso seja imprescindível implementar reuso urbano para fins potáveis, devem ser obedecidos os seguintes critérios básicos (BONAMIGO, 2014):

- I. Utilizar apenas sistemas de reuso indireto;
- II. Utilizar exclusivamente efluentes domésticos;
- III. Empregar barreiras múltiplas no sistema de tratamento;
- IV. Adquirir aceitação pública e assumir as responsabilidades pelo empreendimento.

Os usos urbanos não potáveis envolvem riscos menores e devem ser considerados como a primeira opção de reuso na área urbana. Mesmo assim, devem ser tomados cuidados especiais quando ocorre contato direto do público com gramados de parques, jardins, hotéis,

áreas turísticas e campos de esporte. Os maiores potenciais de reuso são os que empregam efluentes tratados para:

- i. Irrigação de parques e jardins públicos, centros esportivos, campos de futebol, quadras de golfe, jardins de escolas e universidades, gramados, árvores e arbustos decorativos ao longo de avenidas e rodovias;
- ii. Irrigação de áreas ajardinadas ao redor de edifícios públicos, residenciais e industriais;
- iii. Reserva de proteção contra incêndios;
- iv. Controle de poeira em movimentações de terra;
- v. Sistemas decorativos aquáticos como fontes e chafarizes, espelhos e quedas d'água.
- vi. Descarga sanitária em banheiros públicos e em edifícios comerciais e industriais.
- vii. Lavagem de veículos de transporte públicos (trens e ônibus).

Os aspectos associados ao reuso urbano não potável são principalmente os custos elevados de sistemas duplos de distribuição, dificuldades operacionais e riscos potenciais de ocorrência de conexões cruzadas (risco de contaminação cruzada). O ônus, entretanto, deve ser pesado contra os benefícios da conservação água potável e, eventualmente, adiar ou eliminar a necessidade de desenvolvimento de novos mananciais de captação para abastecimento público (HESPANHOL, 2005).

b) reuso para fins agrícolas e florestais

Embora, esta prática tenha como efeito secundário a recarga de lençol subterrâneo, o objetivo principal é a irrigação de plantas alimentícias como árvores frutíferas, cereais, etc., e plantas não alimentícias como pastagens e forrações, além de ser aplicável para a dessedentação de animais (MANCUSO, 2005).

c) reuso para fins ambientais

A resolução N° 54 de 28 de novembro de 2005 cita a utilização de água de reuso para implantação de projetos de recuperação do meio ambiente.

d) reuso para fins industriais

Os usos industriais que apresentam possibilidade de serem viabilizados em áreas de concentração industrial significativa são basicamente os seguintes:

- a. Em torres de resfriamento como água de reposição;
- b. Caldeiras e geradores de vapor;
- c. Construção civil, incluindo preparação e cura de concreto e compactação de solos.
- d. Irrigação de áreas verdes de instalações industriais, lavagens de pisos e alguns tipos de peças, principalmente na indústria mecânica; e
- e. Processos industriais.

Dentro do critério de estabelecer prioridades para usos que já possuam demanda imediata e que não exijam níveis elevados de tratamento, é recomendável concentrar a fase inicial do programa de reuso industrial em torres de resfriamento (HESPANHOL, 2005).

e) reuso na aquicultura

Consiste na produção de peixes e plantas aquáticas visando a obtenção de alimentos e/ou energia, utilizando-se os nutrientes presentes nos efluentes tratados (MANCUSO, 2005).

f) reuso na recarga artificial de aquíferos

É a recarga dos aquíferos subterrâneos com efluentes tratados. Pode ser de forma direta, pela injeção sob pressão no solo, ou na forma indireta, utilizando-se águas superficiais que tenham recebido descargas de efluentes tratados a montante (MANCUSO, 2003).

Mancuso (2003) destaca ainda o reuso para manutenção de vazões, que promove a utilização planejada de efluentes tratados, visando a uma adequada diluição de eventuais cargas poluidoras, incluindo-se fontes difusas, propiciando também a vazão mínima durante períodos de estiagem.

2.5.2 Padrões de Reuso de Águas

Os sistemas de reuso, quando planejados, implementados e operados adequadamente, resultam em melhorias ambientais e das condições de saúde. (HESPANHOL, 2005):

- a) Minimização da descarga de efluentes nos corpos hídricos;
- b) Preservação dos recursos subterrâneos, principalmente nas áreas em que há grandes índices de utilização de aquíferos;
- c) Preservação do solo, com o acúmulo de húmus, e aumento da resistência a erosão.

A implementação de práticas de reuso de forma negligente traz diversos riscos a saúde e ao meio ambiente, que podem colocar também em risco a credibilidade e a viabilidade de sua implantação.

Os riscos associados a práticas de reuso são causados pela presença de contaminantes na água recuperada, visto que o efluente sanitário possui produtos químicos tóxicos e microrganismos patogênicos em níveis muito acima dos suportados pelo homem (FERNANDES, 2005).

Os padrões ambientais ou os padrões microbiológicos para o lançamento de efluentes nos corpos d'água do Brasil, ou às águas brutas destinadas a diversos usos, são definidos pela Resolução CONAMA 430/2011.

No Rio Grande do Sul, o órgão de fiscalização ambiental (FEPAM) autoriza o lançamento de efluentes de acordo com padrões estabelecidos na Resolução CONSEMA 128/2006. Vários critérios e padrões de emissão de efluentes líquidos e condicionantes a serem observados por todas as fontes poluidoras, existentes ou a serem implantadas, para que lancem seus efluentes nos corpos d'água são determinados pela resolução citada.

A NBR 13.969/97 da ABNT, em um dos seus itens discorre sobre o planejamento do sistema de reuso, sobre o reuso local de esgoto, que deve ser planejado de modo a permitir a sua aplicação segura e racional visando reduzir o custo de implantação e de operação. De modo que devem ser definidos:

- a) Os usos previstos para esgoto tratado;
- b) Volume de esgoto a ser reutilizado;
- c) Grau de tratamento necessário;
- d) Sistema de reserva e de distribuição; e
- e) Manual de operação e treinamento dos responsáveis.

Os usos previstos para o esgoto tratado são os de lavagens de pisos, calçadas, irrigação de jardins e pomares, manutenção de águas de canais e lagos, descargas de bacias sanitárias, entre outros.

O volume de esgoto a ser reutilizado, deve ser calculado de acordo com os usos definidos para cada área. E assim devem ser estimados os volumes para cada tipo de reuso, levando em consideração condições como: clima, frequência de lavagem e de irrigação, volume de água para descarga das bacias sanitárias, sazonalidade de reuso (FERNANDES, 2005).

Nos casos simples de reuso menos exigentes (por exemplo, descarga de bacias sanitárias) pode-se prever o uso da água de enxague das máquinas de lavar, apenas com desinfecção, reservando-as e recirculando-as para as bacias sanitárias, em vez de envia-las para o sistema de esgoto para posterior tratamento. Podemos definir as seguintes classificações e parâmetros para esgotos, conforme o reuso, de acordo com a NBR 13.969/97, no Quadro 5.

Quadro 5: Classificação e Parâmetros do Efluente Conforme o Tipo de Reuso segundo a NBR 13.969/97.

Classes	Parâmetros	Comentários
<p>Classe 1</p> <p>Lavagem de carros e outros usos que requerem o contato direto do usuário com a água, com possível aspiração de aerossóis pelo operador incluindo chafarizes.</p>	<p>turbidez - < 5 UNT;</p> <p>Coliformes Fecais < 200 NMP/100ml;</p> <p>Sólidos Dissolvidos Totais < 200 mg/L</p> <p>pH entre 6,0 e 8,0;</p> <p>Cloro Residual entre 0,5 mg/L e 1,5 mg/L</p>	<p>Necessários tratamentos aeróbios (filtro aeróbio submerso ou LAB) seguidos por filtração convencional (areia e carvão ativado) e, finalmente, cloração. A filtração convencional pode ser substituída por membrana filtrante.</p>
<p>Classe 2 – Lavagens de pisos, calçadas e irrigação dos jardins, manutenção dos lagos e canais para fins paisagísticos, exceto chafarizes:</p>	<p>Turbidez - < 5 UNT;</p> <p>Coliformes Fecais – inferior a 500 NMP/100ml;</p> <p>Cloro Residual superior a 0,5 mg/L</p>	<p>Nesse nível é satisfatório um tratamento biológico aeróbio (filtro aeróbio submerso ou LAB) seguido de filtração de areia e desinfecção. Pode-se também substituir a filtração por membranas filtrantes;</p>
<p>Classe 3 – Reuso nas descargas das bacias sanitárias</p>	<p>Turbidez - < 10 UNT; Coliforme Fecais – inferior a 500 NMP/100ml;</p>	<p>Normalmente, as águas de enxágue das máquinas de lavar roupas satisfazem a este padrão, sendo necessária apenas cloração. Para casos gerais, um tratamento aeróbio seguido de filtração e desinfecção satisfaz a este padrão.</p>
<p>Classe 4 – Reuso em pomares, cereais, forragens, pastagens para gados e outros cultivos através de escoamento superficial</p>	<p>Coliforme Fecais – inferior a 5.000 NMP/100ml;</p> <p>Oxigênio Dissolvido acima de 2,0 mg/L</p>	<p>As aplicações devem ser interrompidas pelo menos 10 dias antes da colheita.</p>

A FIESP, em 2005, publicou uma atualização destes padrões para reuso de água em edificações que podem ser vistos no Quadro 6.

Quadro 6: Classificação e Parâmetros do Efluente Conforme o Tipo de Reuso

Classes	Parâmetros	Comentários
<p align="center">Classe 1</p> <p>Descarga de bacias sanitárias, lavagem de pisos e fins ornamentais (chafarizes, espelhos de água etc.); Lavagem de roupas e de veículos.</p>	<p>Agentes tensoativos, $\leq 0,5$ mg/L. Coliformes fecais não detectáveis. pH entre 6,0 e 9,0 Cor ≤ 10 UH Turbidez ≤ 2 UT Odor e aparência não desagradáveis Óleos e graxas ≤ 1 mg/L DBO ≤ 10 mg/L. Compostos orgânicos voláteis ausentes Nitrato ≤ 10 mg/L Nitrogênio Amoniacal ≤ 20 mg/L Nitrito ≤ 1 mg/L Fósforo total $\leq 0,1$ mg/L Sólidos suspensos totais ≤ 5 mg/L Sólidos dissolvidos totais ≤ 500 mg/L</p>	<p>A ausência de coliformes fecais é prioritária devido à exposição dos usuários que manuseiam os sistemas de distribuição.</p> <p>O controle da DBO evita a proliferação de microrganismos e cheiro desagradável, devido ao processo de decomposição, que pode ocorrer em linhas e reservatórios.</p> <p>O controle de nitrogênio e fósforo visa evitar a proliferação de algas e filmes biológicos, que podem formar depósitos em tubulações, peças sanitárias, reservatórios, tanques etc.</p> <p>O valor de sólidos dissolvidos totais é definido em função de valores recomendados para lavagem de roupas e veículos.</p>
<p align="center">Classe 2</p> <p>Lavagem de agregados; Preparação de concreto; Compactação do solo e; Controle de poeira.</p>	<p>Coliformes fecais ≤ 1000/ mL pH entre 6,0 e 9,0 Odor e aparência não desagradáveis Óleos e graxas $\leq 1,0$ mg/L DBO ≤ 30 mg/L Compostos orgânicos voláteis ausentes Sólidos suspensos totais ≤ 30 mg/L</p>	<p>Os usos preponderantes nessa classe são associados às fases de construção da edificação.</p>
<p align="center">Classe 3</p> <p>Irrigação de áreas verdes e rega de jardins.</p>	<p>pH entre 6,0 e 9,0 Salinidade: EC entre 0,7 e 3,0 dS/m; SDT entre 450 e 1500 mg/L Sódio (SAR) entre 3 e 9 Cloretos (mg/L) < 350 mg/L Cloro residual < 1 mg/L Boro (para Irrigação de culturas alimentícias) $\leq 0,7$ mg/L Boro (para regas de jardim e similares) $\leq 3,0$ mg/L Nitrogênio total entre 5 - 30 mg/L</p>	<p>A maior preocupação fica condicionada às concentrações de contaminantes biológicos e químicos, incidindo sobre o meio ambiente e o homem.</p> <p>As atividades normalmente praticadas em áreas verdes não incluem contatos primários sendo ocasional a interação homem-meio. Os aspectos condicionantes incidem principalmente sobre a saúde pública, a vegetação e a estética.</p>

	DBO < 20 mg/L Sólidos suspensos totais < 20 mg/L Turbidez < 5 UT Cor aparente < 30 UH Coliformes fecais \leq 200 UFC/100 mL	Alguns dos principais problemas relacionados com a qualidade da água são: salinidade, toxicidade de íons específicos, taxa de infiltração no solo etc.
<p style="text-align: center;">Classe 4</p> Resfriamento de equipamentos de ar condicionado (torres de resfriamento)	Sílica < 50 mg/L Alumínio < 0,1 mg/L Ferro < 0,5 mg/L Manganês < 0,5 mg/L Amônia < 1 mg/L Sólidos totais dissolvidos < 500 mg/L Cloretos < 500 mg/L Dureza < 650 mg/L Sólidos suspensos totais < 100 mg/L pH entre 6,8 e 7,2 Coliformes totais < 2,2 NMP/100 mL Bicarbonatos < 24 mg/L Sulfato < 200 mg/L Fósforo < 1 mg/L Cálcio < 50 mg/L Magnésio < 30 mg/L DQO < 75 mg/L	O uso preponderante para esta classe é no resfriamento de equipamentos de ar condicionado (torres de resfriamento). As variáveis de controle são função do tipo de operação das torres de resfriamento utilizadas no edifício.

Fonte: Adaptado de FIESP, 2005

A Figura 4 mostra um resumo dos tratamentos e qualidade requeridas para reuso.

Figura 4: Diagrama resumido da qualidade da água, tratamentos requeridos e reuso.



Adaptado de U.S. Environmental Protection Agency, 2012

A agência ambiental americana (EPA, 2012) sugere para reuso os parâmetros mostrados no Quadro 7.

Quadro 7: Padrões sugeridos para reuso urbano não potável da EPA.

Tipo de Reuso Urbano	Tratamento Requerido	Parâmetros de Qualidade	Comentários
<p>Não Restrito</p> <p>Utilização de água de reuso em aplicações não potáveis em ambientes urbanos, onde o acesso público não é restrito.</p>	<p>Secundário Filtração Desinfecção</p>	<p>pH: 6,9 – 9,0 DBO ≤ 10 mg/L Turb. ≤ 2 NTU Coliformes Fecais não detectáveis em 100 mL Cloro residual ≥ 1 mg/L</p>	<p>Locais de acesso controlado e medidas operacionais podem reduzir significativamente o potencial de contato do público com água recuperada, um menor nível de tratamento, por exemplo, o tratamento secundário e desinfecção para alcançar Coliformes fecais < 14 / 100 ml pode ser apropriado.</p> <p>Adição de coagulantes químicos (coagulante e ou polímero) antes da filtração pode ser necessária para satisfazer a qualidade da água recomendada.</p> <p>A água recuperada não deve conter níveis mensuráveis de patógenos.</p> <p>Água recuperada deve ser clara e inodora.</p> <p>Cloro residual superior e/ou tempo de contato mais longo pode ser necessário para assegurar que os vírus e parasitas são inativados ou destruídos.</p> <p>Cloro residual > 0,5 mg / L no sistema de distribuição é recomendado para reduzir odores, limo e crescimento bacteriano.</p>
<p>Restrito</p> <p>A utilização de água de reuso em aplicações não potáveis em ambientes urbanos, onde o acesso do público é controlado ou limitado por barreiras físicas ou institucionais, tais como cercas, sinalização ou restrição de acesso temporal.</p>	<p>Secundário Desinfecção</p>	<p>pH: 6,0 – 9,0 DBO ≤ 30 mg/L Coliformes Fecais ≤ 200 /100 mL Cloro residual ≥ 1 mg/L</p>	<p>Se irrigação por aspersão, SST inferior a 30 mg/L pode ser necessário para evitar o entupimento dos pulverizadores.</p> <p>Para uso em atividades de construção, incluindo a compactação do solo, controle de poeira, fazer concreto, o contato do trabalhador com água recuperada deve ser minimizado e um maior nível de desinfecção (por exemplo, coli fecais <14 / 100 ml) deve ser feito.</p>

3 MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 Efluente

O efluente foi coletado na saída da Estação de Tratamento de Efluentes da Universidade de Passo Fundo. A ETE trata uma vazão de 220 m³/d e apresenta os processos biológicos UASB seguido de lodo ativado. Rottova (2012) caracterizou o efluente da ETE - UPF e classificou-o com características de esgoto doméstico, com concentrações da Demanda Química de Oxigênio e Sólidos Suspensos na ordem de 100 mg/L e 80 mg/L, respectivamente. Bonamigo (2014) também realizou a caracterização deste efluente conforme demonstra a Tabela 1.

Tabela 1: Caracterização do efluente tratado da ETE-UPF

Parâmetros	Valor
DQO (mg/L)	249,2±8,13
Turbidez (UT)	85,2±0,89
Cor (Hz)	190,7±2,35
SST (mg/L)	164,0±1,56
Óleos & Graxas (mg/L)	16,6±4,05
Nitrogênio Total (mg/L)	22,3±2,35
Nitrogênio Amoniacal (mg/L)	0,4±0,34
Fósforo (mg/L)	5,42±4,78
pH	7,05±0,01
Nitritos (mg/L)	13,79±0,04
Nitratos (mg/L)	4,28±0,02
Coliformes Totais (NMP/ml)	240
Coliformes Termotolerantes (NMP/ml)	230

Fonte: Bonamigo, 2014

3.2 Delineamento e Detalhamento da Pesquisa

O ensaio de eletrólise foi organizado para ser um pré-tratamento do ensaio de ultrafiltração, visto que Bonamigo (2014) em seu estudo verificou que somente o uso de processos de separação por membranas não eram suficientes para atingir padrões mais restritivos (Classe 1) de reuso segundo parâmetros orientativos da NBR 13.969/97 ou FIESP (2005).

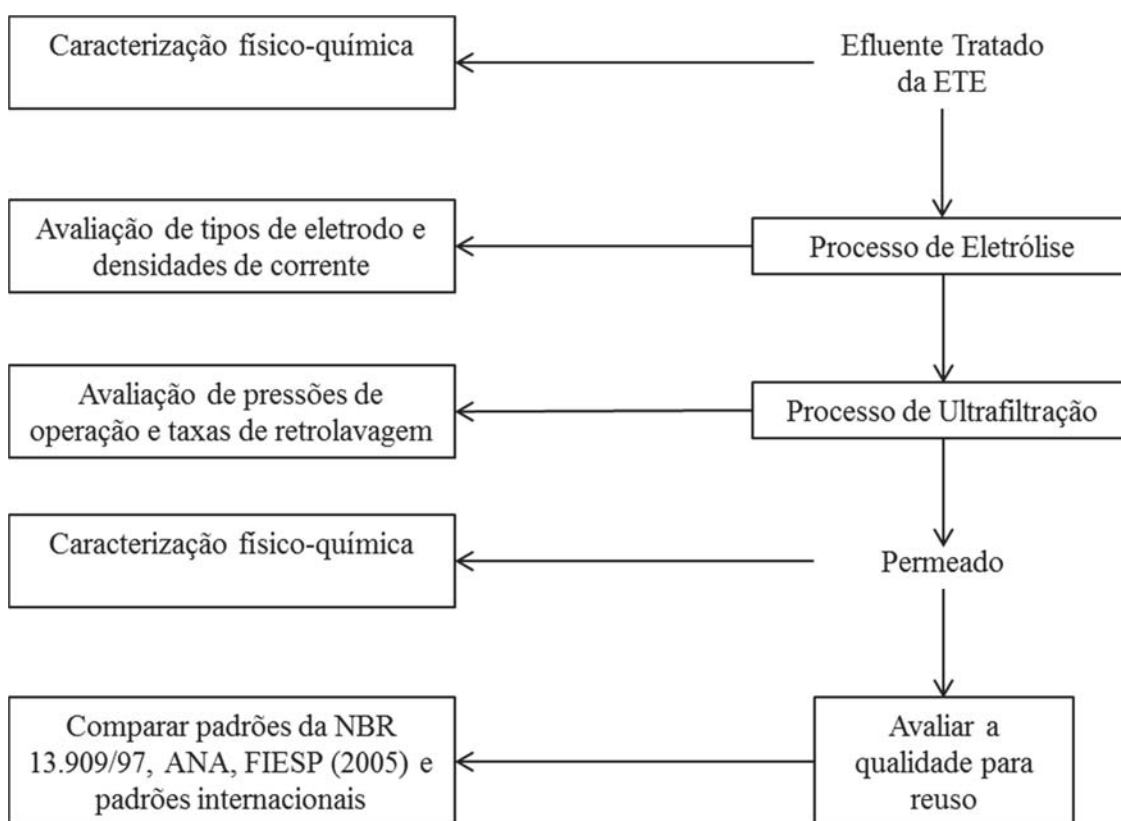
A pesquisa foi desenvolvida em duas etapas: Ensaios de eletrocoagulação e Ensaios de eletrocoagulação seguidos de separação por membranas.

Os ensaios de eletrólise objetivam a determinação das melhores condições de operação do processo de eletrocoagulação, procurando melhorar a qualidade de água fornecida ao processo de separação nas membranas.

Os ensaios de eletrólise associada aos processos de separação por membranas objetivam a avaliação das condições de operação do processo buscando atingir a qualidade da água de reuso.

A Figura 5 mostra o o fluxo de desenvolvimento da pesquisa.

Figura 5: Etapas da pesquisa



3.2.1 Ensaios de eletrólise

Preliminarmente foram executados ensaios visando determinar o material do eletrodo (aço ou alumínio). A ordem de testes e os fatores são apresentados na Tabela 2.

Tabela 2: Ordem e fatores dos Procedimentos Experimentais Etapa Preliminar.

Material do Ânodo	Densidade de Corrente (A/m²)	Tempo de Reação (minutos)
Aço	50	20
Aço	50	20
Alumínio	50	20
Alumínio	50	20

As variáveis independentes foram o tipo de ânodo (aço ou alumínio) e densidade de corrente e tempo de reação foram mantidos constantes.

Após a determinação do material construtivo dos eletrodos, foram realizados testes em batelada para definir a densidade de corrente (50 ou 75 A/m²) e tempo de reação (20 ou 40 minutos). A tabela 3 mostra a ordem e as variáveis desta etapa.

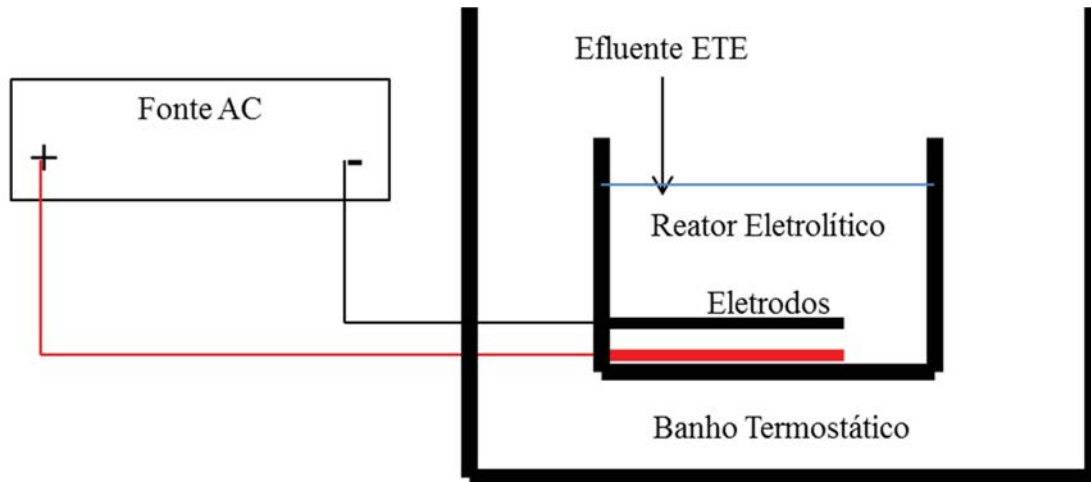
Tabela 3: Ordem e as Variáveis dos Testes em Batelada.

Densidade de Corrente (A/m²)	Tempo de Reação (minutos)
50	20
50	40
75	20
75	40

Foram realizadas análises de caracterização no efluente da ETE e no efluente da eletrocoagulação, sendo elas: pH, DQO, cor, turbidez, condutividade elétrica, sólidos suspensos totais e calculadas as respectivas remoções como variáveis de resposta. Nesta etapa também foi avaliados o comportamento da célula eletrolítica quanto à formação de espumas e compostos insolúveis sedimentáveis.

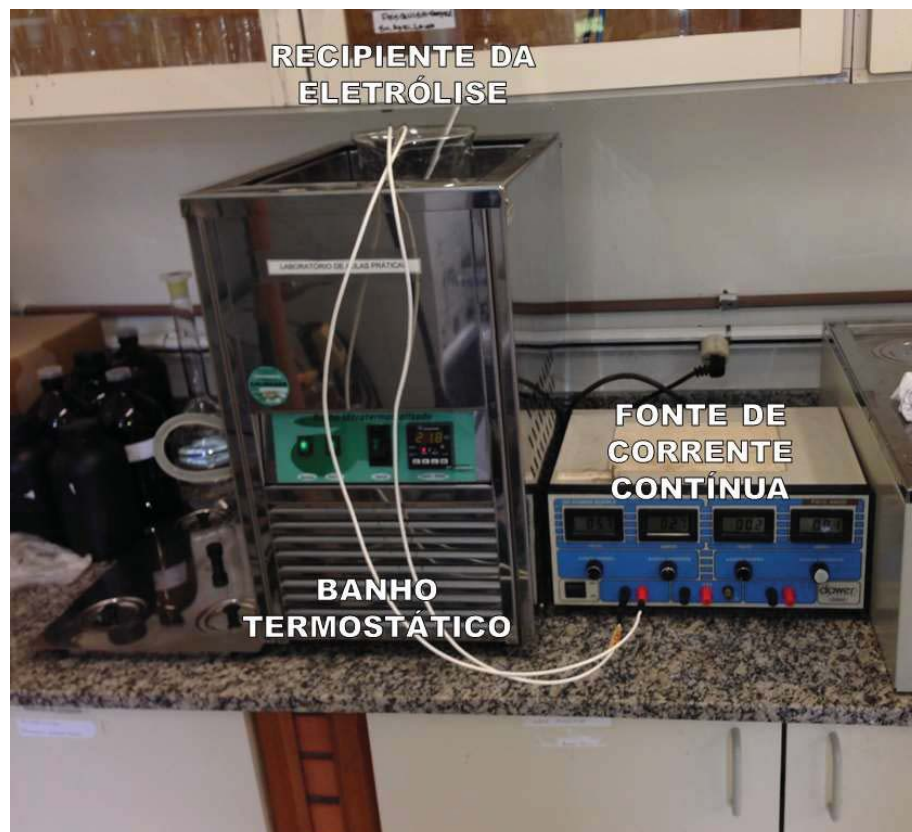
A montagem dos equipamentos para os ensaios de eletrólise foi feita de acordo com a Figura 4, sendo constituído de uma fonte de corrente contínua, dois eletrodos e um béquer de 2 L que foi utilizado como reator eletrolítico.

Figura 6: Diagrama esquemático do processo de eletrólise



A Figura 7 mostra os equipamentos usados nos ensaios de eletrólise em bateladas.

Figura 7: Equipamentos para testes de tipos de eletrodo e densidades de corrente



3.2.2 Procedimentos dos ensaios de eletrólise em batelada

O efluente tratado da ETE-UPF foi coletado em recipientes de polietileno com capacidade de 5 litros. O recipiente foi agitado para homogeneizar a amostra e uma alíquota separada para caracterização.

Um litro do efluente tratado foi colocado em um béquer de vidro com capacidade de 2 litros. No fundo deste béquer encontravam-se os eletrodos (ânodo de alumínio ou aço com área de $5,3 \times 10^{-3} \text{ m}^2$; cátodo de aço carbono com área de $6,4 \times 10^{-3} \text{ m}^2$), ali instalados previamente. O béquer foi colocado no banho termostático (Marca Marconi modelo 2232). A temperatura do banho ajustada em 23 graus Celsius. A fonte de corrente contínua (Marca Dower, modelo 11044) com regulagem de tensão e corrente foi acionada. A corrente alimentada aos eletrodos era 0,26 A para ensaios de densidade de corrente baixa ou 0,39 A para ensaios com densidade de corrente alta. Após a regulagem da corrente era cronometrado o tempo de reação, 20 minutos para TDH baixo e 40 minutos para TDH alto. Ao término do tempo de reação a fonte de corrente contínua era desligada e o efluente coletado com pipeta para caracterização. A coleta era realizada a aproximadamente metade da altura do volume de líquido, evitando coletar a espuma formada na parte superior ou o resíduo depositado no fundo. As alíquotas foram caracterizadas para cálculo da eficiência de remoção dos parâmetros analisados.

3.2.3 Procedimentos para o ensaio de eletrólise no Reator Contínuo Eletrolítico (RCE)

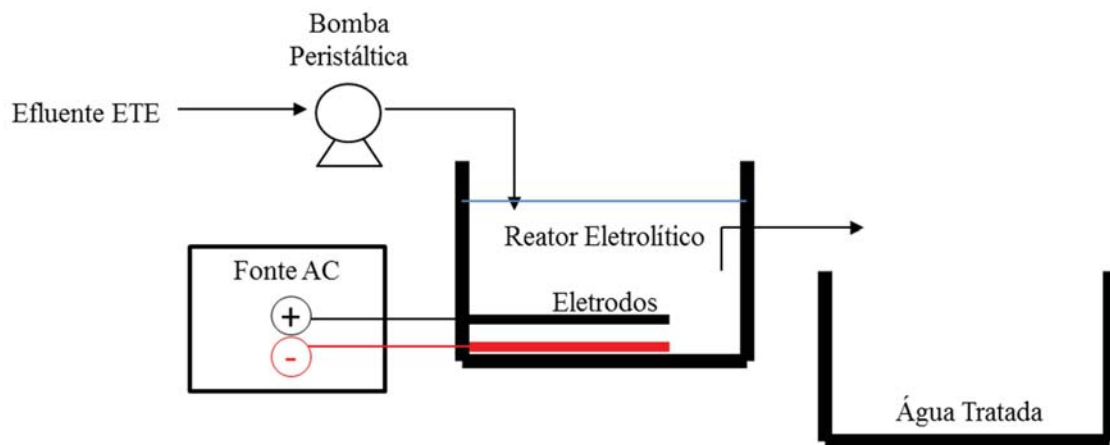
As informações com os ensaios em batelada foram usadas para scale up, constituindo um RCE conforme demonstra a Figura 5.

O efluente tratado foi coletado na saída da ETE-UPF e caracterizado por análises de pH, DQO, cor, turbidez, condutividade elétrica, sólidos suspensos totais e análise qualitativa visual.

O efluente tratado foi colocado no RCE. No fundo deste encontravam-se os eletrodos (ânodo de alumínio com área de $4,22 \times 10^{-2} \text{ m}^2$; cátodo de aço carbono com área de $5,0 \times 10^{-2} \text{ m}^2$), ali instalados previamente. A fonte de corrente contínua (Marca Dower, modelo 11044) com regulagens de tensão e corrente foi acionada. A densidade de corrente alimentada aos eletrodos era 50 A/m^2 (2,11 A). Após a regulagem da corrente era cronometrado o tempo de reação de 40 minutos. Após os 40 minutos iniciais, a bomba peristáltica (Marca Masterflex

modelo EasyLoad II) era acionada com uma vazão de 200 ml/min. A corrente aplicada era mantida constante e a tensão era ajustada quando ocorriam variações. Foram tomadas medidas das tensões e correntes aplicadas para cálculo de potência requerida no processo contínuo. Foram coletadas alíquotas do efluente do RCE ao longo do tempo para verificar se a deposição nos eletrodos alterava a remoção de DQO. O coletor de saída do RCE foi posicionado a na metade da altura do volume de líquido, evitando coletar a espuma formada na parte superior ou o resíduo depositado no fundo. As alíquotas foram caracterizadas para cálculo da eficiência de remoção dos parâmetros analisados.

Figura 8: Diagrama esquemático do experimento com RCE



3.2.4 Ensaios combinando eletrocoagulação com microfiltração e ultrafiltração

O efluente produzido pela eletrólise foi submetido a dois processos de separação por membranas: ultrafiltração (UF) e microfiltração (MF) e duas pressões transmembrana: 0,1 e 0,4 Bar.

3.2.5 Procedimentos dos Ensaios de UF e MF

O efluente produzido no RCE foi alimentado em um sistema de filtração submersa. A Figura 6 mostra um diagrama esquemático do equipamento (Fabricante: PAM Membranas Seletivas) e a Figura 7 o equipamento de filtração submersa.

O efluente foi alimentado (1) a um tanque de polipropileno (2) com capacidade de 4,2 L, no qual era instalada uma membrana submersa (3). Uma bomba de vácuo (4) aplicava pressões negativas ao sistema, sendo o vácuo ajustado com o auxílio de uma válvula agulha (5). O permeado passava para o interior da membrana de fibra oca, sendo direcionado para os tanques de vácuo A ou B por meio de válvula de três vias (6). A vazão de permeado era verificada no rotâmetro (7) instalado.

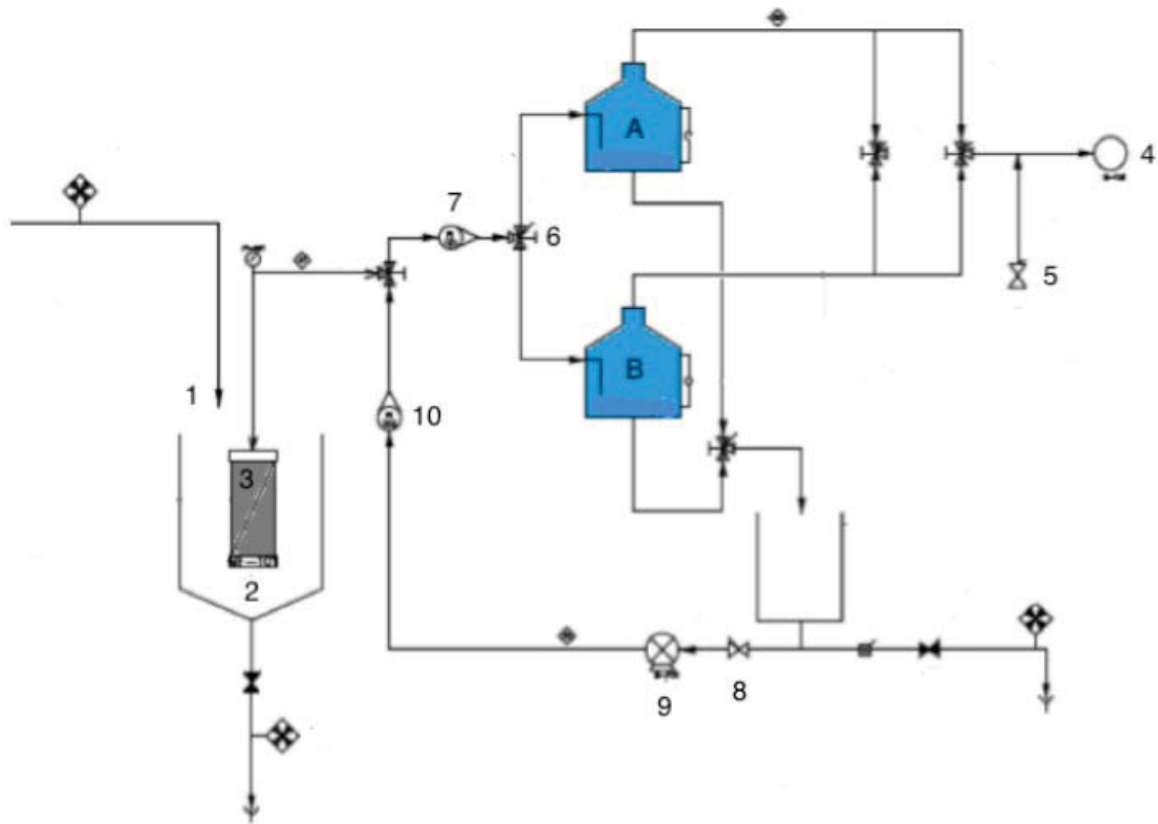
Após o período de filtração de 60 minutos era iniciada a retrolavagem. A válvula 8 era aberta e acionada a bomba centrífuga (9), desse modo, invertendo-se o sentido do fluxo e fazendo a remoção de material suspenso ou coloidal depositado na superfície da membrana. O volume de permeado utilizado na retrolavagem era medido no hidrômetro 48 (10), permitindo assim conhecer-se a produção líquida de permeado. Após 2 minutos de retrolavagem a filtração era reiniciada.

Ao fim de cada experimento, com a abertura da válvula esfera (10) purgava-se o efluente e o permeado contidos nos tanques.

Alíquotas do permeado foram coletadas para posteriores análises de caracterização. Outra parte foi usada para retrolavagem da membrana. Foram coletados dados de fluxo de permeado durante a duração do experimento. Os intervalos de tempo para tomada de dados, previamente definidos foram: a cada meio minuto durante os primeiros cinco minutos, a cada minuto do tempo após isso.

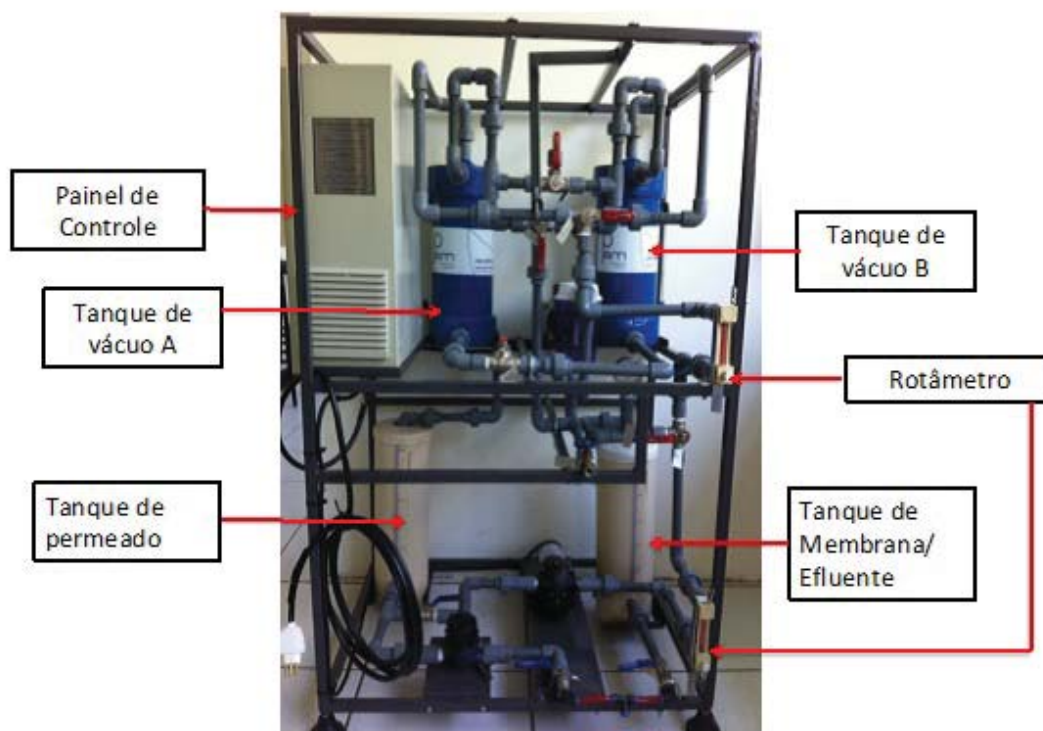
Após o ensaio foi executada uma lavagem completa alcalina com uma solução de hidróxido de sódio (pH 10).

Figura 9: Diagrama esquemático do equipamento de filtração



Sendo: 1-Tanque de Alimentação; 2-Tanque de polipropileno 3-Membrana submersa; 4-Bomba de vácuo; 5-Válvula agulha; 6-Válvula três vias; 7-Rotâmetro; 8-Válvula; 9-Bomba centrífuga; 10-Hidrômetro; A e B-Tanques de vácuo.

Figura 10: Equipamento piloto de microfiltração e ultrafiltração submersa



Fonte: Bonamigo (2014)

Foram realizados oito ensaios de filtração, utilizando-se duas membranas e duas pressões operacionais, conforme demonstra a Tabela 4.

Tabela 4: Ordem dos Procedimentos Experimentais da Terceira Etapa do trabalho

Ordem de Execução	Pressão de Operação (Bar)	Tipo de Membrana (UF/MF)
1	0,1	MF
2	0,1	UF
3	0,4	MF
4	0,4	MF
5	0,4	UF
6	0,1	MF
7	0,1	UF
8	04	UF

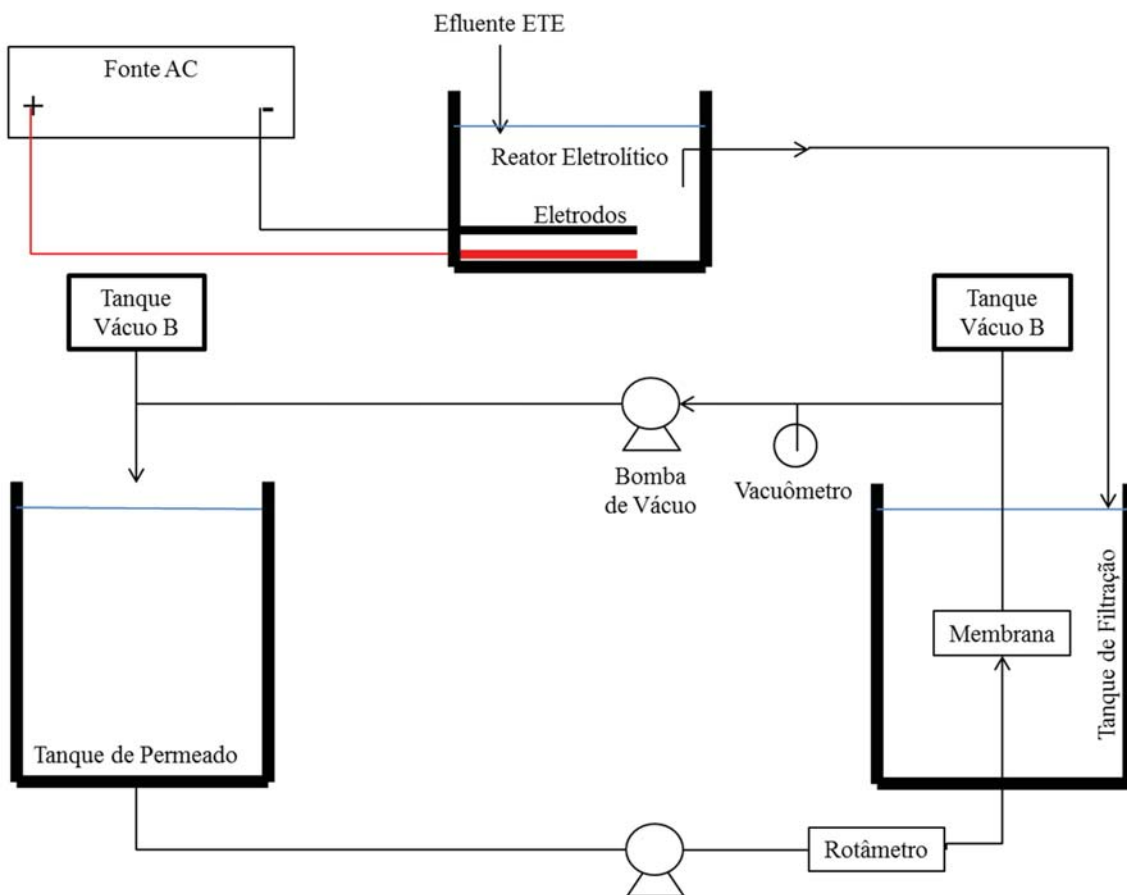
As variáveis de resposta são o volume de filtrado recuperado (permeado obtido menos o volume gasto na retrolavagem) e a caracterização físico-química do permeado de acordo

com os parâmetros turbidez, odor, aparência, DQO, sólidos suspensos totais. Foi calculada ainda a rejeição das membranas para cada parâmetro analítico avaliado.

Após a obtenção dos resultados dos experimentos descritos na Tabela 4 foram ainda realizados dois ensaios de longa duração para confirmar os parâmetros operacionais. Foram dois experimentos com corridas de filtração de 8 horas em 8 ciclos de uma hora com intervalo para retrolavagem entre cada ciclo.

A Figura 11 mostra o diagrama esquemático do aparato usado nos ensaios de EC conjugada com PSM.

Figura 11: Diagrama esquemático do aparato usado nos ensaios RCE + PSM.



3.2.6 Caracterização das Membranas

As características das membranas são apresentadas no Quadro 8.

Quadro 8: Características das membranas de MF e UF usadas

Identificação dos módulos	723	727
Material	Poliamida	Polietersulfona
Processo	Microfiltração	Ultrafiltração
Configuração	Fibra oca outside/inside	Fibra oca outside/inside
Área de Filtração (m²)	0,12	0,12
Diâmetro dos poros	0,1 µm	Massa molar de corte de 50 kDa
Permeabilidade Hidráulica (L/hm²bar)	217,4	49,5

3.3 Ensaios analíticos

A caracterização do efluente e do permeado foi realizada avaliando-se os parâmetros turbidez, coliformes, DQO, sólidos suspensos, condutividade elétrica, ph. foram também realizadas análises de nitrogênio Kjeldahl, fósforo total, e óleos e graxas. Os parâmetros de qualidade do efluente tratado foram confrontados com os parâmetros citados na NBR 13969/97 e na referência de águas classe 1 relatadas em FIESP (2005) e padrões sugeridos pela Agência de Proteção Ambiental dos EUA, Escritório de Gestão de Águas Residuais as quais apresentam a qualidade necessária de águas para reuso doméstico não potável. O Quadro 9 apresenta os parâmetros analisados e os respectivos princípios do método e a referência.

Quadro 9: Relação das análises com seus respectivos princípios e referência

Parâmetro	Princípio do Método	Referência
Turbidez	Espectrofotométrico	APHA, 2005
Demanda Química de Oxigênio (DQO)	Micrométrico através da digestão em refluxo fechado e quantificação fotométrica.	APHA, 2005
Sólidos Suspensos Totais (SST)	Gravimétrico	APHA, 2005
Sólidos Totais (ST)	Gravimétrico	APHA, 2005
Nitrogênio Kjeldahl	Digestão ácida da amostra, destilação e titulação.	APHA, 2005
Nitratos	Colorimétrico	APHA, 2005
Nitritos	Colorimétrico	APHA, 2005
Fósforo Total	Digestão Ácida	APHA, 2005
Cor	Espectrofotométrico	APHA, 2005
Condutividade Elétrica		APHA, 2005

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Este capítulo apresenta os resultados do trabalho, mostrando a caracterização do efluente tratado pela ETE-UPF e após os ensaios das etapas 1, 2 e 3. O volume e taxas de efluente tratado também foram avaliados após a etapa 3.

4.1 Caracterização do Efluente

A caracterização do efluente tratado da ETE é apresentada na Tabela 5.

Tabela 5: Caracterização do Efluente Tratado da ETE-UPF

Parâmetro	Resultado	Unidade
pH	7,40±0,49	-
Condutividade Elétrica	647,55±247,37	μS·cm ⁻¹
Cor	64,38±25,25	Hazen
Turbidez	28,29±26,61	NTU
Sólidos Totais (ST)	592,50±399,84	mg·L ⁻¹
Demanda Química de Oxigênio (DQO)	322,58±176,66	mg·L ⁻¹

A qualidade do efluente tratado pela ETE-UPF está sujeita a grandes variações como mostra a Tabela 5. observando-se desvios padrão da mesma ordem de grandeza da média.

Os resultados de SST de Bonamigo (2014), indicam valor médio de 164 mg/L. Enquanto Bertolino (2008), Versiani (2005) e Rottova (2012) mostram que os valores de DQO do efluente tratado de instituições de ensino superior podem apresentar variações como as encontradas durante os ensaios.

As características do efluente tratado pela ETE-UPF não atingem nenhuma classe de reuso segundo as condicionantes orientativas da FIESP (2005) ou da NBR 13.969, embora possua qualidade para o descarte no corpo receptor, atendendo a legislação.

4.2 Ensaios de Eletrocoagulação em batelada

Foram feitas bateladas preliminares de eletrólise utilizando ânodos de alumínio ou aço, densidade de corrente de: 50 A m⁻² e tempo de reação 20 minutos e os resultados destes ensaios preliminares são mostrados na Tabela 6.

Tabela 6: Resultados dos ensaios preliminares de eletrólise

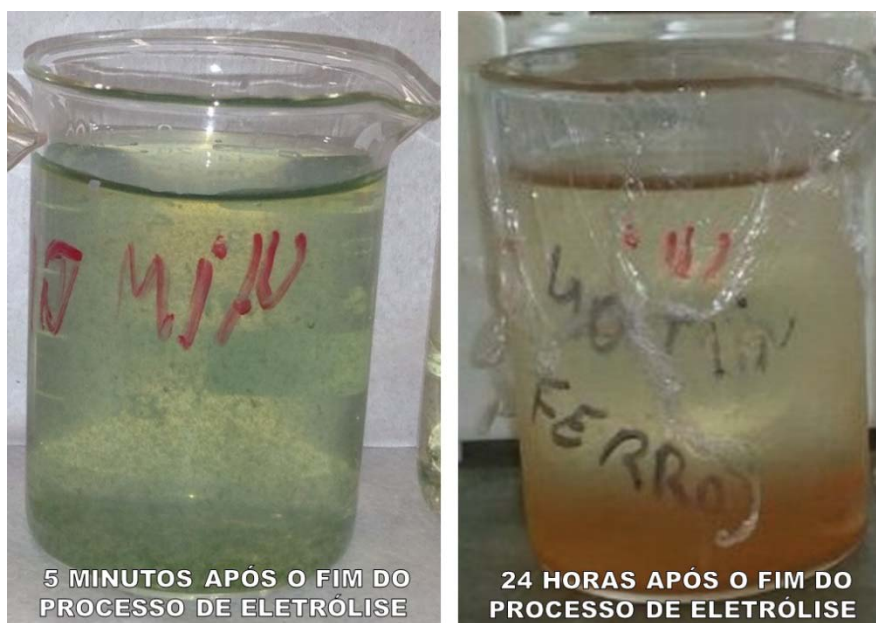
Ânodo	Densidade Corrente	Tempo Reação	DQO (mg/L)	Cor (Hazen)	Turbidez (NTU)
Aço	50	20	79,8	61	22
Aço	50	20	68,2	96	38
Alumínio	50	20	84,0	54	50
Alumínio	50	20	78,0	58	46

Uma remoção de DQO de 61,3% com ânodos de ferro foi encontrada por Can (2014) em tempo de reação de 45 minutos. Katal et al. (2011) mostrou que apesar de apresentar melhor remoção de DQO, os eletrodos de ferro tem menor eficiência de remoção de cor do que eletrodos de alumínio.

Os ensaios com eletrodos de aço foram descontinuados devido à deposição de íons ferro na solução. A oxidação destes aumentava o consumo de oxigênio e conseqüentemente interferia nas análises de DQO. A ocorrência de excesso de íons de ferro na solução aumenta a cor verdadeira e também poderia colocar em risco a vida útil das membranas de filtração, suscetíveis a envenenamento por ferro. A presença de Fe^{2+} em soluções a serem posteriormente submetidas a processos de separação por membranas conduz a processos de “fouling” mais agudos devido a oxidação do Fe^{2+} a Fe^{3+} no interior dos poros da membrana (BAGGA et al., 2008). De acordo com Chaturvedi et al. (2012), a aplicação de ultrafiltração não é capaz de eliminar constituintes inorgânicos dissolvidos como ferro ou manganês o que pode deteriorar a qualidade da água produzida para reuso.

A Figura 12 mostra a solução de eletrólise ao fim do processo e 24 horas após, evidenciando a presença de grandes quantidades de íons de ferro.

Figura 12: Comparação visual entre a solução de eletrólise com ânodos de ferro



Com estes resultados, foi tomada a decisão de utilizar ânodos de alumínio para os ensaios de eletrólise.

A Tabela 7 mostra os resultados dos ensaios de eletrólise para determinação do tempo de reação e densidade de corrente.

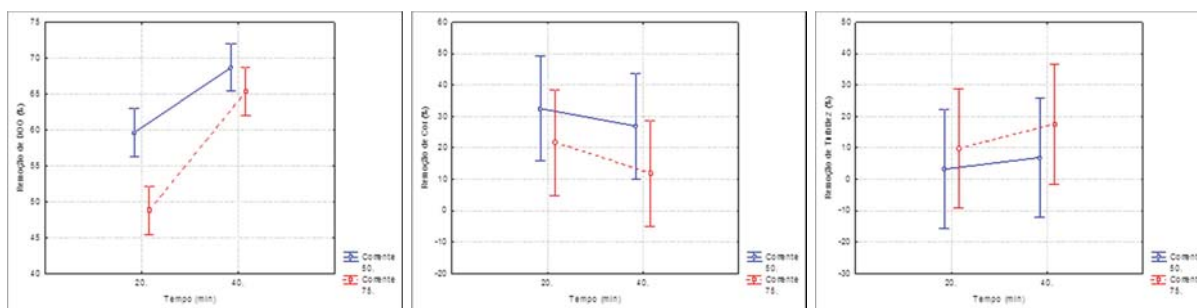
Tabela 7: Resultados dos ensaios de eletrólise em batelada

Densidade Corrente	Tempo Reação	Remoção DQO (%)	Remoção Cor (%)	Remoção Turbidez (%)
50	20	$59,65 \pm 2,33$	$20,40 \pm 4,10$	$0,75 \pm 8,13$
50	40	$68,70^{(a)} \pm 0,57$	$26,95 \pm 5,87$	$6,95 \pm 6,29$
75	20	$48,80 \pm 1,98$	$21,70 \pm 0,85$	$-7,95 \pm 39,24$
75	40	$65,35^{(a)} \pm 1,34$	$11,85 \pm 9,26$	$17,50 \pm 10,89$

Índices iguais representam iguais remoções com uma significância de 5%.

A Figura 9 mostra a análise de médias.

Figura 13: Gráficos da Análise de Médias dos Resultados dos Ensaios em Batelada.



A remoção de cor oscilou entre 11 e 26% nos ensaios de eletrólise enquanto a turbidez também apresentou valores oscilantes em uma faixa próxima a zero, havendo ainda o acréscimo de turbidez na condição de 75 A/m² e 20 min. De certo modo, o efluente alimentado ao processo não foi provindo de uma única coleta, o que gera uma certa variação na alimentação do sistema. No entanto, a análise conjunta desses parâmetros com a remoção da DQO permitem a seleção de uma condição operacional adequada para a combinação da eletrólise seguida de processos de separação por membranas.

Os resultados dos ensaios mostraram que tanto as densidades de corrente alta como a baixa (75 e 50 A/m²) tem capacidade para remoção de DQO. Foram realizadas análises de alumínio no efluente tratado, e nenhuma das densidades de corrente acrescentou alumínio no líquido de modo a impossibilitar o seu reuso.

A remoção de DQO de 59,1% com uso de ânodos de alumínio e 61,3% com ânodos de ferro foram encontrados por Can (2014) em tempo de reação de 45 minutos. Os ensaios mostraram remoção de DQO de 68,3% com corrente de 50 A·m⁻² e tempo de reação de 40 minutos para ânodo de alumínio e 55,4% de remoção de DQO para ânodo de aço. O processo eletrolítico pode apresentar remoção de DQO de até 83% e remoção de cor de até 95% com aplicação de 50 A/m² em 45 minutos de reação (AKYOL, 2013). Logo, as remoções de DQO do presente trabalho podem ser consideradas dentro de uma faixa fundamentada pela literatura, embora não se tenha ainda atingido uma remoção de carga orgânica que permita o reuso dessa água. A água produzida pelo processo eletrolítico atinge apenas os padrões de reuso menos restritivos satisfazendo as classes 3 e 4 sugeridas pela FIESP (2005) ou NBR 13.969/97.

Bayar et al. (2011) encontrou resultados demonstrando que o aumento da densidade de corrente pode reduzir a capacidade de remoção de DQO do processo eletrolítico, confirmando

os resultados obtidos nos nossos experimentos e assim a decisão a respeito de usar densidade de corrente baixa foi tomada devido aos custos de tratamento em termos de consumo de energia serem menores e à maior eficiência do processo.

Apesar do fenômeno de flotação pela formação de gases nos eletrodos causar a remoção dos sólidos suspensos, podem ser formados microflocos que permanecem em suspensão e possuem separação dificultada devido à sua baixa velocidade de sedimentação.

A remoção de DQO é função da razão entre vazão aplicada e a área anódica (DOMINGUEZ-RAMOS e IRABIEN, 2013). A razão aplicada nos experimentos desse trabalho apresentou resultados promissores quanto à remoção de DQO, visto que os compostos coloidais e suspensos foram coagulados a um tamanho de partícula maior, facilitando a remoção na filtração posterior.

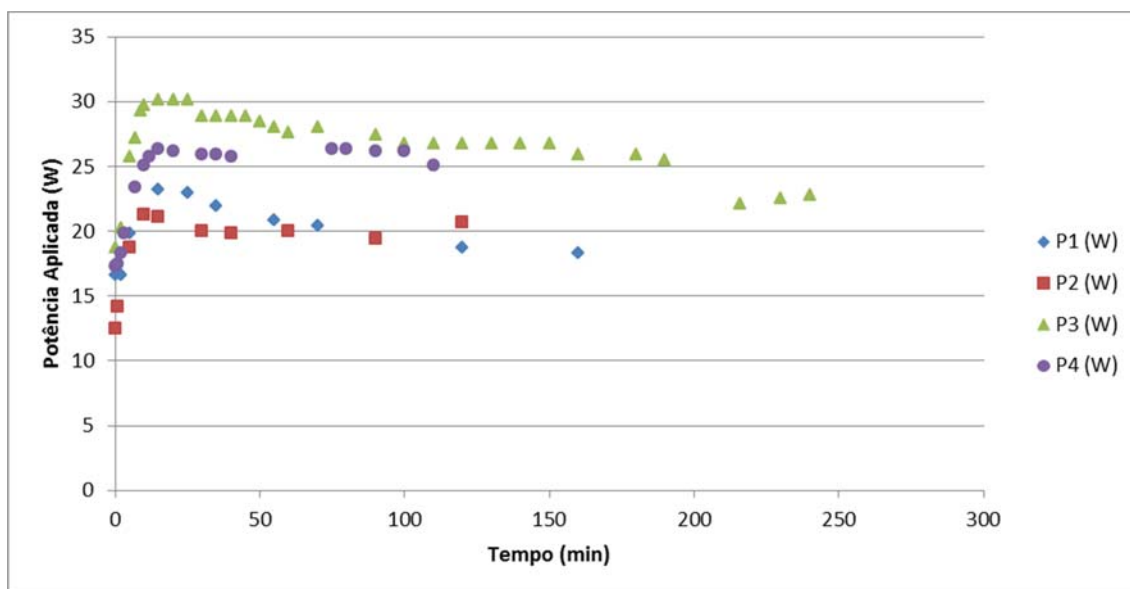
Assim, foi determinado que seriam usados eletrodos de alumínio, com densidade de corrente de $50 \text{ A}\cdot\text{m}^{-2}$ e tempo de detenção de 40 minutos para os ensaios de eletrólise em reator contínuo.

Deste modo, na etapa seguinte foi projetado um Reator Contínuo de Eletrólise (RCE) para produzir água para alimentar o sistema de MF/UF submersa com as seguintes características:

- i. Densidade de corrente de $50 \text{ A}/\text{m}^2$;
- ii. Tempo de reação (Tempo de Detenção Hidráulico) de 40 minutos;
- iii. Ânodos de alumínio com área total de $4,22 \times 10^{-2} \text{ m}^2$;
- iv. Volume útil de 8 litros.

A tensão e corrente aplicadas ao processo contínuo registrados para cálculo de potência requerida são apresentados na Figura 14. Sendo P1, P2, P3 e P4 as potências calculadas em watts.

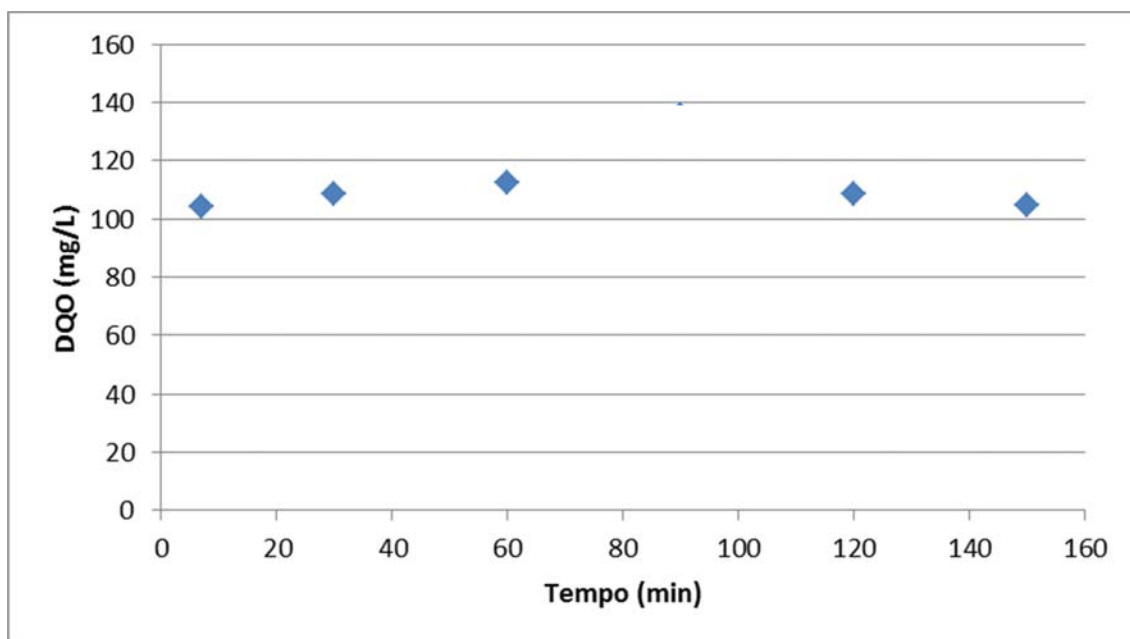
Figura 14: Potência aplicada no reator contínuo no decorrer do tempo.



Obteve-se um consumo máximo de potência de $2,51 \text{ KW}\cdot\text{m}^{-3}$. Percebe-se que a potência aplicada apresentava um pico de consumo para em seguida cair e estabilizar-se. A queda se deve provavelmente à presença dos íons de alumínio que se acumulavam no reator, aumentando a condutividade elétrica do efluente e depois eram consumidos nas reações com os compostos coloidais presentes. Até que o equilíbrio entre a produção de íons de alumínio e seu consumo seja atingido, faz-se necessária a aplicação de potências mais altas. As variações nos requerimentos energéticos para a eletrólise devem-se às variações na qualidade do efluente produzido pela ETE-UPF. Maior presença de contaminantes coloidais exigindo maior consumo de íons produzidos pelo ânodo, menor condutividade devido à ocorrência de chuvas incidindo no efluente são fatores que podem ter concorrido para o maior consumo de energia durante o processo de eletrólise.

Para avaliar se o desempenho do RCE apresentava variações ao longo do tempo, foram coletadas amostras de efluente e analisada a DQO. Os resultados são mostrados na Figura 15.

Figura 15: Variação da DQO do efluente tratado pelo RCE com o tempo.



Observa-se uma leve oscilação da DQO do efluente tratado na faixa de $110 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, mas se tendências de crescimento ou decréscimo. Os dados sugerem que para o período de operação até 3 horas consecutivas não houve alteração na remoção de DQO do efluente.

A caracterização do efluente do RCE é apresentada na Tabela 8.

Tabela 8: Caracterização do Efluente do RCE

Parâmetro	Resultado	Unidade
pH	$7,93 \pm 0,38$	-
Condutividade Elétrica	$602,94 \pm 229,79$	$\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$
Cor	$38,69 \pm 20,33$	Hazen
Turbidez	$8,23 \pm 5,01$	NTU
Sólidos Totais (ST)	$498,2 \pm 604,44$	$\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$
Demanda Química de Oxigênio (DQO)	$79,62 \pm 19,99$	$\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$

Nota-se um elevado desvio padrão na qualidade do efluente. O fato se deve à grande variação nas características da água de alimentação do RCE.

As eficiências de remoção são mostradas na Tabela 9.

Tabela 9: Eficiências de Remoção do RCE

Parâmetro	Resultado
pH	NA
Condutividade Elétrica	7%±4%
Cor	42%±12%
Turbidez	63%±25%
Sólidos Totais (ST)	34%±14%
Demanda Química de Oxigênio (DQO)	74%±12%

NA: não aplicável

Os resultados mostram um aumento no pH após a passagem pelo RCE, isso pode se dar devido à formação de íons OH^- no cátodo que não tenham reagido com partículas carregadas positivamente. O excesso dos íons OH^- formados elevaria o pH da solução (SHAFAEI et al., 2011).

A variação na condutividade foi baixa visto que se alguns íons são removidos outros são adicionados pelos eletrodos. Shafaei et al. (2011) também não encontraram variações significativas na condutividade do efluente após processo eletrolítico.

O processo apresentou capacidade de remoção de cor, ainda que não atinja os padrões de reuso. Essa redução pode contribuir sinergicamente para o processo híbrido EC e PSM.

A capacidade de remoção de turbidez do processo eletrolítico se apresentou alta e isto se deve provavelmente a coagulação de flocos a partículas maiores. Contudo, a efluente tratado apresentou um residual de turbidez, que posteriormente poderá ser removida nos PSM.

Apesar do fenômeno de flotação causado pela formação de gases nos eletrodos remover de boa parte dos sólidos suspensos coagulados pelos íons formados no processo eletrolítico, parte destes são de microflocos coloidais que ao serem coagulados continuam em suspensão e assim são carregados na saída do RCE.

Os valores de DQO do efluente de uma ETE convencional devem-se não somente à presença de DQO solúvel não removida pelos microrganismos, mas também aos microflocos celulares que são arrastados no processo de separação sólido/líquido do decantador secundário. Ao aplicarmos o processo de EC neste efluente, estes agrupamentos celulares são coagulados e separados, reduzindo assim a DQO. Possivelmente parte da DQO devida à presença de compostos coloidais seja coagulada e removida pelo mesmo processo.

O efluente produzido pelo RCE foi então submetido à UF e MF.

4.3 Ensaios de Eletrocoagulação Combinada com Filtração

Os resultados dos ensaios da combinação dos processos de eletrólise contínua e filtração são apresentados na Tabela 10.

Tabela 10: Resultados dos ensaios de filtração

Membrana	Pressão (Bar)	Remoção DQO (%)	Remoção ST (%)	Remoção Cor (%)	Remoção Turbidez (%)
UF	0,1	87,7 ± 10,2	57,1 ± 7,0	72,2 ± 16,0	99,7 ± 0,2
MF	0,1	84,1 ± 4,8	35,4 ± 30,8	55,8 ± 23,2	99,6 ± 0,1
MF	0,4	57,8 ± 0,5	40,2 ± 36,0	0*	53,6 ± 62,7
UF	0,4	41,2 ± 4,3	64,9 ± 6,4	28,3 ± 16,5	94,5 ± 3,6

* Este valor foi indicado como zero pois houve aumento da cor.

Em termos qualitativos, as membranas de UF e MF apresentaram resultados próximos quando submetidas a mesma pressão de filtração.

Assumindo que a ETE-UPF produza efluente com as características exigidas pela Licença de Operação 14/2012-DL (Fepam, 2012) e compararmos os padrões orientativos de reuso da FIESP, a Tabela 11 mostra uma análise para esse cenário buscando classificar o reuso deste efluente.

Tabela 11: Comparação de Padrões de Reuso com os Parâmetros do Permeado obtido após o processos de eletrocoagulação e eletrocoagulação seguida de ultrafiltração e microfiltração a diferentes pressões

Parâmetro	Classe de Reuso				Eletr.	UF 0,1	UF 0,4	MF 0,1	MF 0,4
	Fiesp (2005)								
	1	2	3	4					
DBO (mg/L)	10	30	20	75	34,7*	4,3*	20,4*	5,5*	14,6*
Cor (Hazen)	10	-	30	-	37,7	10,5	27,0	16,7	37,7
Turbidez (NTU)	2	-	5	-	7,4	0,02	0,41	0,03	3,43
STD (mg/L)	30	-	-	500	66	28,3	23,2	42,6	39,5

* Obs.: Os valores de DBO foram calculados a partir da relação 3:1: DQO: DBO sugerida por Von Sperling (2005).

Eletr.: Eletrocoagulação com densidade de corrente de $50 \text{ A} \cdot \text{m}^{-2}$

UF 0,1: ultrafiltração à pressão de 0,1 bar

UF 0,4: ultrafiltração a pressão de 0,4 bar

MF 0,1: microfiltração à pressão de 0,1 bar

MF 0,4: microfiltração à pressão de 0,4 bar

Avaliando os processos, percebe-se que a eletrólise somente não apresenta eficiência de remoção para garantir qualidade de reuso. Por outro lado, Bonamigo (2014) demonstrou que aplicação somente de MF ou UF produzia efluente com uma melhor qualidade, mas o processo sozinho não atingiu eficiências de remoção possibilitando o reuso deste efluente. A sinergia obtida pelo RCE e UF a 0,1 bar produziu um efluente com qualidade muito próxima do reuso de Classe 1 (qualidade mais restritiva).

As Figuras 16 a 19 apresentam o fluxo permeado obtido nos experimentos combinado EC e processos com membranas.

Figura 16: Fluxo de permeado obtido nos ensaios combinando EC e ultrafiltração a pressão de 0,1 bar

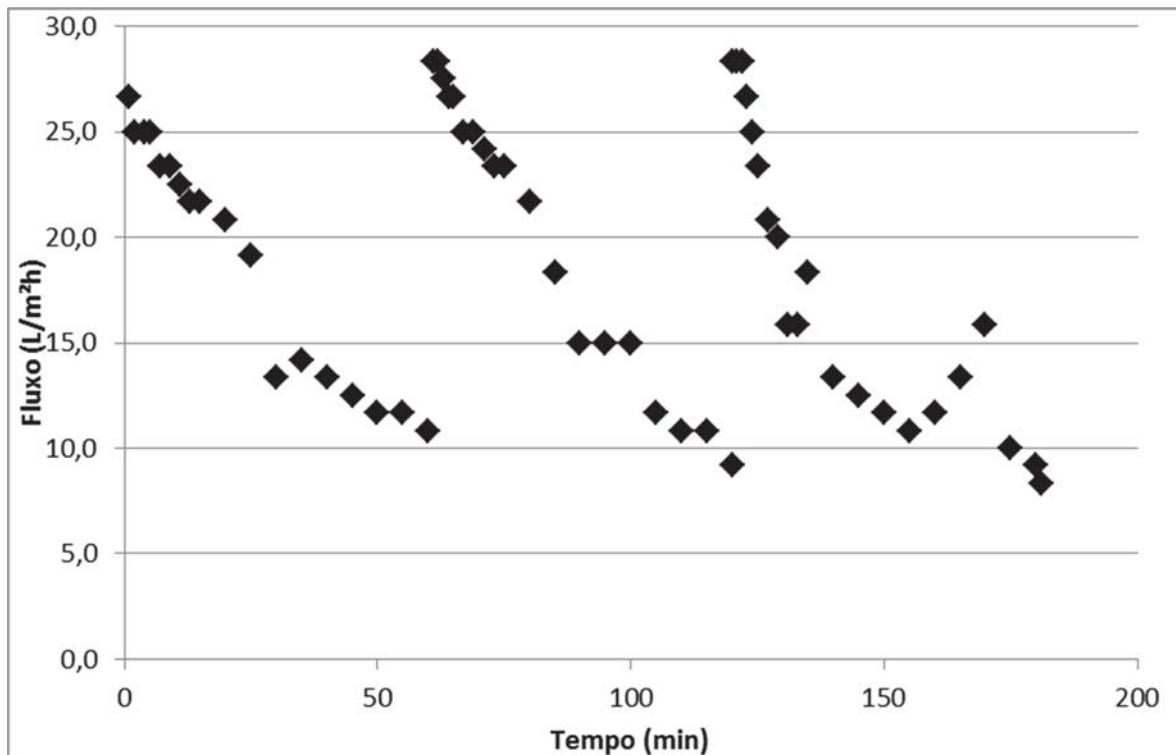


Figura 17: Fluxo de permeado obtido nos ensaios combinando EC e ultrafiltração a pressão de 0,4 bar

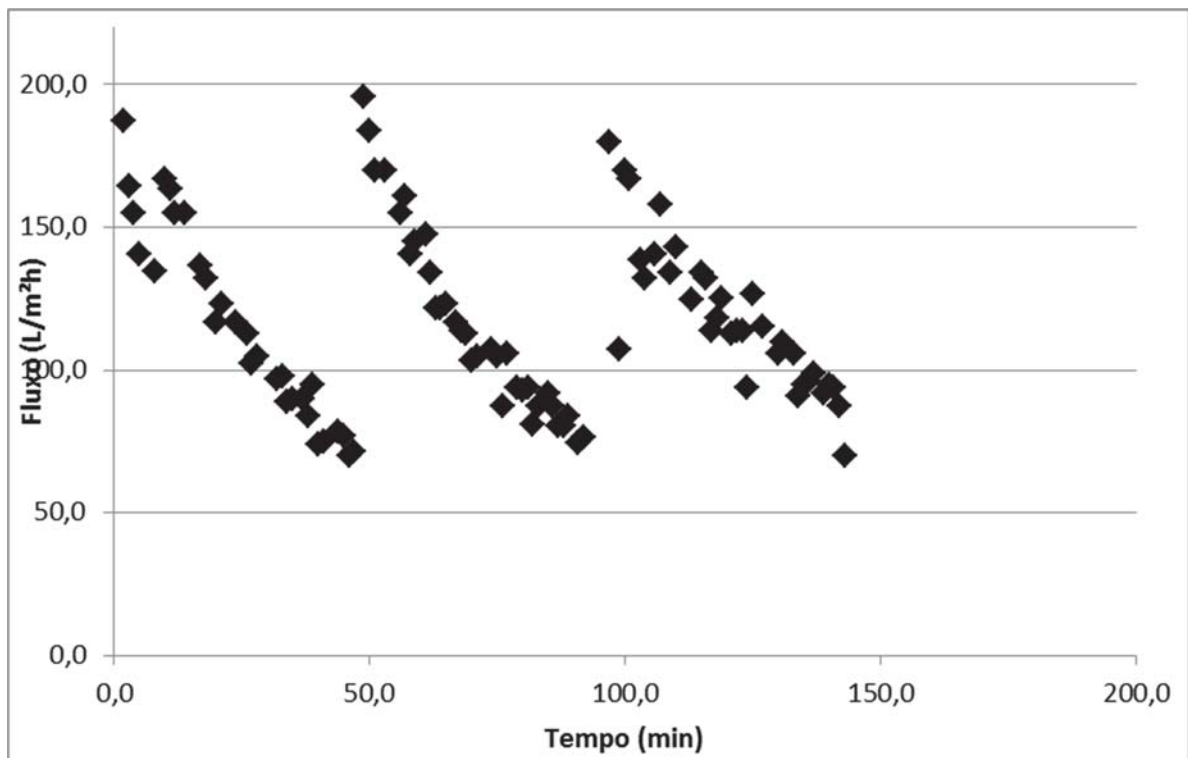


Figura 18: Fluxo de permeado obtido nos ensaios combinando EC e microfiltração a pressão de 0,1 bar

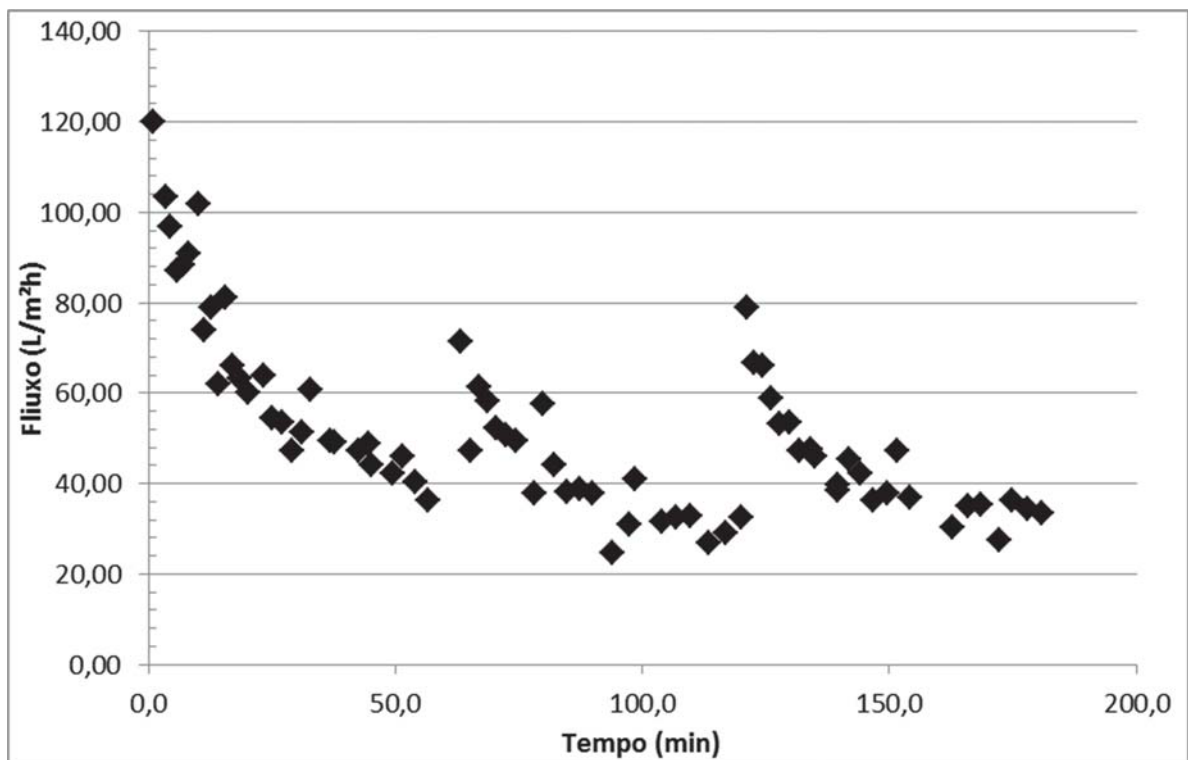
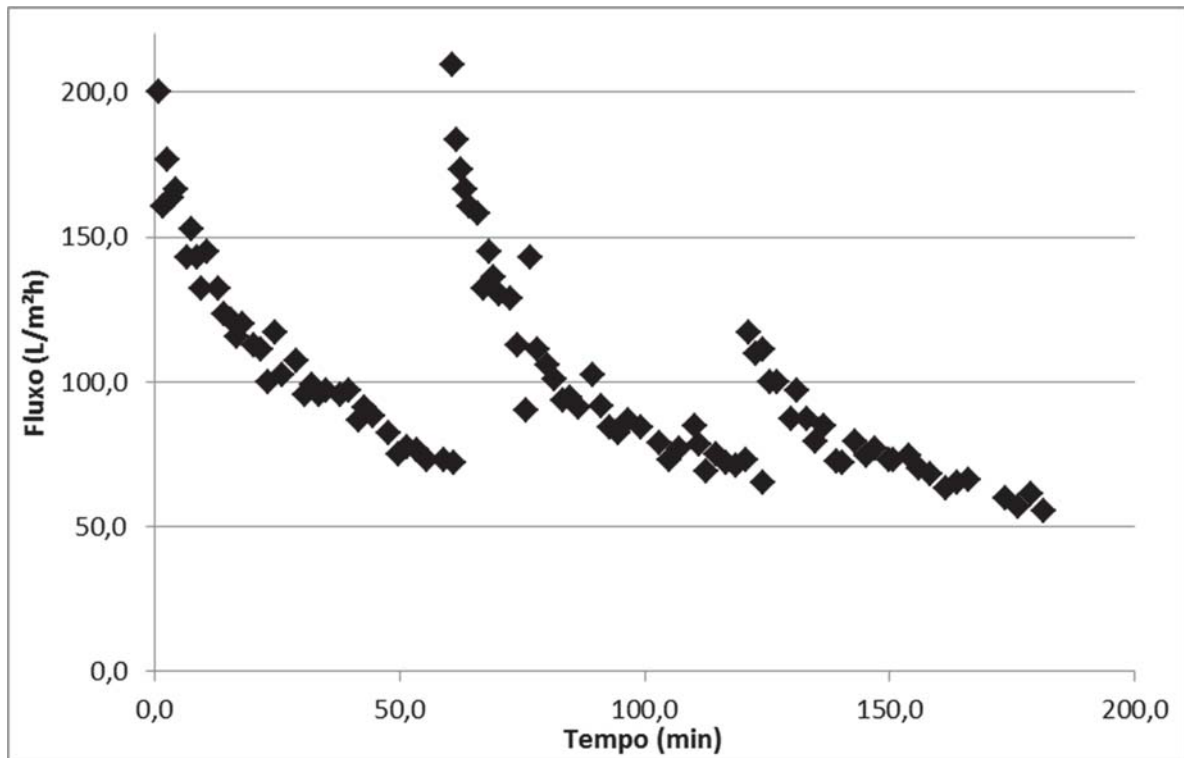


Figura 19: Fluxo de permeado obtido nos ensaios combinando EC e microfiltração a pressão de 0,4 bar



A queda de fluxo na membrana de MF foi de 80% em 30 minutos, enquanto que a UF apresentou queda de 25%.

Os resultados analíticos do permeado da MF são mais baixos que os da UF em termos de DQO, cor e turbidez. Apesar de que a membrana de ultrafiltração ter abertura de poro menor, o que implica em restrição maior à passagem de solutos pode ter ocorrido a formação de uma “torta de filtração” na membrana de MF, o que aumenta a rejeição de componentes no processo de microfiltração.

Barbosa (2009) utilizou membranas de ultrafiltração do tipo fibra oca, com 50kDa de cut-off, realizando dois ensaios com duração de 1 hora e 30 minutos e 1 hora e 40 minutos. A queda de fluxo registrada esteve na faixa de 46%-49%. Um ensaio de filtração com maior duração possivelmente apresentaria quedas similares.

Os ensaios realizados mostram que os primeiros 30 minutos de fluxo na membrana de UF não apresentaram queda brusca.

Na comparação do comportamento do fluxo do permeado no decorrer do tempo de operação de dois biorreatores a membranas (MBR) com membranas planas de MF (0,3 μm - Osmonics) e UF (30kDa-Osmonics), em ensaios utilizando um efluente sintético semelhante a

um efluente de processamento da indústria de papel, Choi et al. (2005) demonstraram uma queda abrupta nos primeiros 30 minutos de operação, usando uma membrana de MF, enquanto que com a membrana de UF, apresentou quedas brandas.

A redução do “fouling” nos processos de filtração é um dos efeitos esperados pela aplicação do processo de eletrocoagulação prévio (CHEN e DENG, 2012). A microfiltração (MF) tem capacidade para remover completamente ou significativamente a turbidez, bactérias e protozoários de águas residuais. No entanto, MF por si só não é uma barreira eficiente para a remoção de vírus, que são geralmente menores do que os poros da membrana (ZHU et al., 2005).

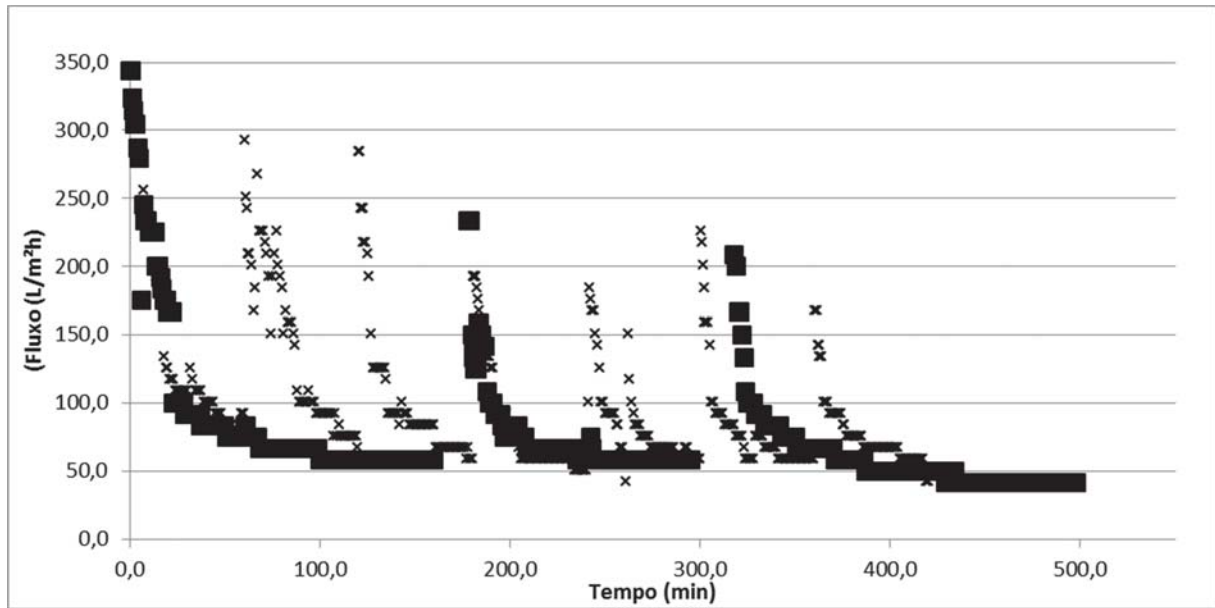
Bani-Melhem e Smith (2012) encontraram uma redução de 13% na incrustação de membranas pela aplicação de processo eletrolítico como pré-tratamento, demonstrando que a conjugação de processos tem efeitos sinérgicos desejáveis para tratamento de “águas cinzas”.

Observando as Figuras 9 e 11, vemos que os processos de UF e MF quando operados a pressão transmembrana de 0,4 bar tem fluxos similares, mas a membrana de UF recupera melhor o fluxo após a retrolavagem, o que apresenta-se como vantagem na produção de permeado. Esta melhor recuperação parece ser devida ao tamanho dos poros da UF, que por serem menores, não são obstruídos internamente como os da membrana de MF, visto que um dos mecanismos de colmatação das membranas é a redução do diâmetro efetivo dos poros pelo acúmulo de sólidos na parede interna destes (adsorção). Com diâmetro menor, a entrada de sólidos nos poros seria menor, que se acumulariam na parte externa da membrana. A retrolavagem então os remove, melhorando a recuperação do fluxo de permeado.

Assim, para as corridas de filtração de longa duração foi escolhida a membrana de UF operada a pressão de 0,4 bar.

Foram feitos dois ensaios: um com retrolavagens a cada uma hora de operação e outro com retrolavagens ao atingir o fluxo crítico. As medidas de vazão de permeado coletadas são mostradas na Figura 20.

Figura 20: Fluxo de permeado na membrana de ultrafiltração a 0,4 bar.



A Figura 20 mostra que retrolavagens a cada 60 minutos permitem a obtenção de um maior volume permeado, embora se consuma parte deste permeado nas retrolavagens.

A qualidade da água produzida é mostrada na tabela 12:

Tabela 12: Resultados analíticos do experimento de longa duração de ultrafiltração a 0,4 bar.

Água/ Processo	Volume de Permeado	DQO	SST	Cor	Turb	N	NH ₄	P	OeG
Efluente da ETE	-	180	110	900	86	12,9	0,4	6	12,5
Retrolav. a cada 1 h	71,8	25	2,5	123	0,03	10,4	0,2	0,6	10,4
Retrolav. a cada 3 h	52,9	22	2,7	119	0,03	11,0	0,3	0,7	11,1
Unidades	L	mg/L	mg/L	Hazen	NTU	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L

As duas corridas de longa duração foram realizadas visando determinar qual é a melhor condição de operação: fazendo retrolavagens a cada hora ou aguardando que seja atingido o fluxo crítico.

A Tabela 12 mostra que não há diferença na qualidade do permeado produzido, o que faz sentido visto que a retenção de solutos é função do tamanho do poro da membrana. A grande variação ocorre apenas no volume de permeado, pois as retrolavagens mais seguidas

permitem um maior fluxo transmembrana e com isso uma quantidade maior de água produzida.

A tabela 13 mostra as remoções obtidas na ultrafiltração de longa duração.

Tabela 13: Eficiências de remoção do processo conjugado de eletrocoagulação e ultrafiltração.

Processo	DQO (%)	SST (%)	Cor (%)	Turb (%)	N tot (%)	N Am (%)	P tot (%)	O&G (%)
Retrolav. a cada 1 h	86	97,7	86	99,9	19,4	50,0	90	16,8
Fluxo Crítico	88	97,5	87	99,9	14,7	25,0	88,3	11,2

Ambos processos apresentaram remoções baixas para Nitrogênio Total, Amoniacal e Óleos e Graxas. Bani-Melhem e Smith (2012) registraram queda na remoção de nitrogênio amoniacal usando eletrólise conjugada a biorreator de membrana submersa para tratamento de água cinza se comparado com o processo sem o uso de eletrólise.

O Quadro 10 mostra uma síntese dos resultados obtidos por O'CONNOR et al. (2008) com padrões de reuso americanos.

Quadro 10: Qualidade e requisitos para reuso urbano restrito e irrestrito.

Estado	Arizona	Califórnia	Flórida	Texas	Washington	EC+UF
DBO ₅	NE	NE	20 mg/L CDBO ₅ ¹	5 mg/L	30 mg/L	8,33 mg/L ²
SST	NE	NE	5 mg/L	NE	30 mg/L	2,5 mg/L
Turbidez	2 NTU (méd)	2 NTU (méd)	NE	3 NTU	2 NTU (méd)	0,03 NTU
Tratamento Exigido	Secundário, filtração e desinfecção	Oxidação, coagulação, filtração e desinfecção	Secundário, filtração, desinfecção avançada	NE	Oxidação, coagulação, filtração e desinfecção	

¹ DBO₅ carbonácea

² DBO calculada como 1/3 da DQO (Von Sperling, 2007)

Adaptado O'CONNOR et al. (2008)

Se comparados com os padrões de reuso nacionais sugeridos pela FIESP (2005), conforme mostra a Tabela 14:

Tabela 14: Comparação entre os padrões do permeado da UF e os padrões de reuso sugeridos por Fiesp (2005).

Parâmetro	Padrão de Reuso Fiesp				Permeado UF
	Classe 1	Classe 2	Classe 3	Classe 4	
DBO (mg/L)	10	30	20	75	8,3
Cor (Hazen)	10	-	30	-	119
Turbidez (NTU)	2	-	5	-	0,03
STD (mg/L)	30	-	-	500	-
SST (mg/L)	-	-	-	-	2,5

* DBO calculada como 1/3 da DQO (Von Sperling, 2007)

Mesmo com remoção de cor próxima a 90%, devido à qualidade do efluente gerado pela ETE-UPF, o processo não foi capaz de reduzir a cor para valores dentro dos padrões de reuso das classes 1 ou 3.

A água produzida com uso somente de processos de UF e MF atinge parâmetros de reuso menos restritivos. A rejeição de coliformes pelos processos de separação por membranas é excelente produzindo água de boa qualidade referente à padrões microbiológicos (BONAMIGO, 2014).

Bonamigo (2014) apresentou resultados de remoção de DQO de 48%, enquanto que este estudo mostrou que remoções acima de 80% são possíveis com a conjugação de processos de tratamento. A Tabela 15 mostra o comparativo de remoções entre este estudo e aquele realizado por Bonamigo.

Tabela 15: Comparação entre remoções dos processos de PSM e EC + UF.

Parâmetro	Remoção PSM (%)	Remoção EC + UF (%)
DQO	48,13	86
SST	98,4	97,7
Fósforo Total	36,6	90
Nitrogênio Amoniacal	15,1	50
Turbidez	99,5	99,9
Cor	84,8	86

Fonte: Modificado de Bonamigo (2014)

A capacidade de remoção de DQO foi significativamente maior no processo de EC conjugado com PSM. Fato esperado visto que a coagulação de material coloidal e microflocos biológicos causada pelo processo eletrolítico facilita a retenção destes componentes na membrana. O mesmo pode ser extrapolado para o parâmetro de fósforo total. A remoção nos parâmetros de cor e turbidez não apresentou variações significativas entre um processo e outro.

5 CONCLUSÕES

O efluente tratado pela ETE-UPF não apresenta qualidade para nenhum tipo de reuso sugerido pela FIESP ou outros padrões nacionais ou internacionais.

O processo de eletrólise melhorou a qualidade do efluente, permitindo classes de reuso menos restritivas.

O uso de ânodos de alumínio e densidade de corrente de 50 A/m² apresentou os resultados mais promissores, obtendo boas remoções de DQO. O uso das informações obtidas permitiu projetar um RCE com rendimentos similares aos testes de batelada.

A conjugação dos processos de EC e UF operada a pressão de 0,4 bar apresentou os resultados mais próximos aos padrões de reuso.

Os processos de EC e UF conjugados podem produzir água com qualidade para reuso desde que o efluente que será submetido ao pós-tratamento tenha boa qualidade.

A combinação de processos de eletrólise e separação por membranas apresentou resultados promissores na produção de água para reuso, o que pode auxiliar a reduzir o déficit causado pelo uso de recursos hídricos em centros urbanos.

6 SUGESTÕES DE TRABALHOS FUTUROS

- a) Proceder ensaios de longa duração com o RCE visando determinar períodos de limpeza de eletrodos.
- b) Proceder ensaios de longa duração com o RCE visando determinar consumo de energia e custos relacionados.
- c) Testar outros tipos de eletrodos (forma, configuração, material).
- d) Testar alimentação de processo com uso de efluentes de melhor qualidade.
- e) Testar membranas com outros tamanhos de poros.
- f) Testar outras condições de retrolavagem.

REFERÊNCIAS

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION - APHA. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**, 21. ed. Washington: IWWA, 2005.

DANIEL R. ARSAND, D.R.; KÜMMERER; K.; MARTINS, A.F. Removal of dexamethasone from aqueous solution and hospital wastewater by electrocoagulation. **Science of the Total Environment**, v. 443, p. 351–357. 2013.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. **NBR 13.969/97: Tanques sépticos – Unidades de tratamento complementar e disposição final de efluentes líquidos – Projeto, construção e operação**. Rio de Janeiro: ABNT, 1997.

AKYOL, A. Treatment of paint manufacturing wastewater by electrocoagulation. **Desalination**. Elsevier. V 285, p. 91–99. 2011

AKYOL, A.C.; ORHAN, T.D. e ERHAN, K.M. A comparative study of electrocoagulation and electro-Fenton for treatment of wastewater from liquid organic fertilizer plant. **Separation and Purification Technology**. Elsevier. v 112, p.11–19. 2013

BACARIN, L. I. P. **Pós tratamento Físico Químico de Efluente Sanitário para Remoção de Fósforo**. 2011. 100 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia). Universidade de Passo Fundo, Passo Fundo. 2011. Disponível em: http://www.ppgeng.upf.br/images/stories/2009/linsey_pegoraro.pdf. Acesso em: 04nov. 2013.

BAGGA, A.; CHELLAM, S.; CLIFFORD, D.A. Evaluation of iron chemical coagulation and electrocoagulation pretreatment for surface water microfiltration. **Journal of Membrane Science**. V.309, p.82-93. 2008.

BAKER, R. W., **Membrane Technology and Applications**, 2 ed., John Wiley& Sons, 2004.

BANI-MELHEM, K.; SMITH, E. Grey water treatment by a continuous process of an electrocoagulation unit and a submerged membrane bioreactor system. **Chemical Engineering Journal**, v.198–199, p. 201–210. 2012.

BARBOSA, Y. L. **Avaliação dos Processos de Separação por membranas para Geração de Águas de Reuso 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. Disponível em: <http://tpqb.eq.ufrj.br/download/aguas-de-reuso-em-um-centro-comercial.pdf>. Acesso em: 28 out. 2013

BASSANI, F. **Diagnostico da situação atual do sistema de esgoto no campus I da Universidade de Passo Fundo-RS: Parâmetros iniciais para o projeto de uma Estação de tratamento compacta**. 2005. 140 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia: Infraestrutura e Meio Ambiente). Universidade de Passo Fundo, Passo Fundo, 2005.

BAYAR, S; YILDIZ, Y.; Yılmaz, A.E.; İrdemez, S. The effect of stirring speed and current density on removal efficiency of poultry slaughterhouse wastewater by electrocoagulation method. **Desalination**. V.280, p.103–107. 2011.

BAZRAFESHAN, E.; MOEIN, H.; FERDOS KORD MOSTAFAPOUR, F.K.; NAKHAIE, S. Application of Electrocoagulation Process for Dairy Wastewater Treatment. **Journal of Chemistry**, v2013, Article ID 640139. Hindawi Publishing Corporation, 2013. Disponível em: <http://www.hindawi.com/journals/jchem/2013/640139/cta/>. Acesso em 20 nov. 2013

BONAMIGO, M. **Microfiltração E Ultrafiltração Para Pós Tratamento De Efluente De Estação De Tratamento De Esgoto Para Reuso Doméstico Não Potável**. Dissertação (Mestrado em Engenharia: Infraestrutura e Meio Ambiente). Universidade de Passo Fundo, Passo Fundo, 2014

BRAGA, J. W. **Desenvolvimento de Membranas para Recuperação de Hidrocarbonetos Voláteis**. Tese. COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, 2009.

BRAILE, P.M.; CAVALCANTI, J.E.W.A. **Manual de tratamento de águas residuárias**. São Paulo: Cetesb, 1993. 764 p.

BRANDLI, L. L.; FRANDOLOSO, M. L.; TAUCHEN, J.; RODRIGUES, F. B.; CECONELLO, V. Gestão Ambiental em Instituições de Ensino Superior: uma abordagem às práticas de sustentabilidade da Universidade de Passo Fundo. **OLAM Ciência & Tecnologia**, Rio Claro v. 7, n.3, p. 24. 2007.

BRASIL. Conselho Nacional de Recursos Hídricos – CNRH. **Resolução nº 48, de 21 de março de 2005**. Estabelece critérios gerais para a cobrança pelo uso dos recursos hídricos. Brasília, DF, 2005.

BRASIL. **Lei Federal nº 9984/2000, de 17 de julho de 2000**. Dispõe sobre a criação da Agência Nacional de Águas - ANA. Brasília, DF, 2000.

BRASIL. **Lei Federal nº9433/97, de 8 de janeiro de 1997**. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos. Brasília, DF, 1997.

BRASIL. **Lei Federal nº9605, de 12 de fevereiro de 1998**. Dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente. Brasília, DF, 1998.

BRAILE, P.M.; CAVALCANTI, J.E.W.A. **Manual de tratamento de águas residuárias**. São Paulo: Cetesb, 1993. 764 p.

BRIÃO, V.B. **Processos de Separação por Membranas para Reuso de Efluentes de Laticínio**. 2007. Tese (Doutorado em Engenharia Química) – Departamento de Engenharia Química. Universidade Estadual de Maringá. Paraná. 2007.

CAVALCANTI, J. E. W. de A. **Manual de Tratamento de Efluentes Industriais**. 2 ed. São Paulo, SP: Engenho Editora Técnica Ltda., 2012. 500 p.

CHATURVEDI, S.; Dave, P.N. Removal of iron for safe drinking water. **Desalination**, v.303 p. 1–11. 2012.

BRASIL. **CNRH** - Conselho Nacional De Recursos Hídricos Resolução no 48, de 21 de março de 2005. Critérios gerais para a cobrança pelo uso dos recursos hídricos. CNRH, mar. 2005.

COMPANHIA DE SANEAMENTO BÁSICO DO ESTADO DE SÃO PAULO-SABESP. Disponível em: www.sabesp.com.br. Acesso em: 21 out. 2013.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. **Resolução nº 357, de 3 DE MAIO DE 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento, e dá outras providências. CONAMA, mar. 2005

CAN, O.T. COD removal from fruit-juice production wastewater by electrooxidation electrocoagulation and electro-Fenton processes. **Desalination and Water Treatment**, v.52, p. 65-73. 2013.

CHEN, X.; DENG, H. Removal of humic acids from water by hybrid titanium-based electrocoagulation with ultrafiltration membrane processes. **Desalination**, v.300, p. 51-57. 2012.

Divisão Administrativa – Setor de Conservação dos Campi – Setor de Saneamento Ambiental, SSA. Universidade de Passo Fundo.

DOMINGUEZ-RAMOS, A; IRABIEN, A. Analysis and Modeling of the Continuous Electro-oxidation Process for Organic Matter Removal in Urban Wastewater Treatment. **Industrial & Engineering Chemistry Research**, v. 52, p. 7534–7540, 2013

El-Naas, M.H.; Al-Zuhair, S.; Al-Lobaney, A.; Makhlof, S. Assessment of electrocoagulation for the treatment of petroleum refinery wastewater. **Journal of Environmental Management**, v. 91, p. 180–185. 2009.

FERNADES. V. M. C. **Padrões para Reuso de Água Residuária em Ambientes Urbanos**. Disponível em: <http://www.upf.br/coaju/download/padroesreusoaguaII.pdf> . Acesso em: 16 out. 2013.

FIESP/SESI/SENAI/IRS. **Conservação e reúso da água em edificações**. São Paulo: Prol Editora Gráfica, 2005.

FIGUEIREDO, R.F.; FADINI, P.S.; NETO, N.LC.A. A Eletrólise e o Tratamento de Esgoto. **Bio**, v 5, p. 59-63. 1993.

FIORI, S. **Avaliação qualitativa e quantitativa do potencial de reúso de água cinza em edifícios residenciais multifamiliares**. 2005. 146 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia). Universidade de Passo Fundo, Passo Fundo, 2005. Disponível em: <http://www.ppgeng.upf.br/images/stories/2003simonefiori.pdf>. Acesso em: 20 out. 2013.

Rio Grande do Sul. Fepam. **Diagnóstico da Poluição Hídrica Industrial na Região Hidrográfica do Guaíba**. 2001.

GAMAGEA, N.P.; CHELLAM, S. Aluminum electrocoagulation pretreatment reduces fouling during surface water microfiltration. **Journal of Membrane Science**, v. 379, p. 97– 105. 2011.

GONÇALVES, R. F. – **Uso Racional da Água em Edificações**. Rio de Janeiro: ABES, 2006. Disponível em <http://pt.scribd.com/doc/27105793/Uso-racional-da-agua-nas-edificacoes>. Acesso em 20 de out. 2013.

GONÇALVES, R. F. **Desinfecção de efluentes sanitários**: ABES, RiMa, Projeto PROSAB. Rio de Janeiro, 2006.

Haaken, D.; Dittmar, T.; Schmalz, V.; Worch, E. Disinfection of biologically treated wastewater and prevention of biofouling by UV/electrolysis hybrid technology: Influence factors and limits for domestic wastewater reuse. **Water Research**, V.52, p.20-28. 2014.

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

HEMKEMEIER, M. **Estudo do Tratamento Eletrolítico Aplicado a Efluente Líquido de Abatedouro Avícola**. 2001. Tese (Doutorado em Engenharia de Alimentos) – Departamento de Engenharia de Alimentos. Universidade Estadual de Campinas. São Paulo. 2001

HESPANHOL, I. Potencial de reúso de água no Brasil: agricultura, indústria, municípios, recarga de aquíferos. **Revista Bahia Análise & Dados**, Salvador, v. 13. 2003.

HESPANHOL, I. **Potencial de Reuso de Água no Brasil: Agricultura, Indústria, Município, Recarga de Aquíferos**. Disponível em: <http://www.bvsde.paho.org/bvsacd/encuen/ivan.pdf>. Acesso em: 29 out. 2013.

ILHA, M. S. de O., GONÇALVES, O.M., OLIVEIRA JÚNIOR, O.B.de. Avaliação do desempenho de bacias sanitárias de volume de descarga reduzido quanto a remoção e de transporte de sólidos. **Ambiente construído**, v.2, n.4, p.47-61, 2002.

JRAOU, M.; FEKI, F.; ARNOT, T.; SKOUTERIS, G.; SCHORIES, G. E SAMI SAYADI. Application of Membrane Bioreactor technology for urban wastewater treatment in Tunisia: Focus on treated water quality. Disponível em http://opus.bath.ac.uk/34830/1/SSP_14_Jan2013_49_54.pdf. Acesso em 22 de junho de 2014.

KATAL, R.; PAHLAVANZADEH, H. Influence of different combinations of aluminum and iron electrode on electrocoagulation efficiency: Application to the treatment of paper mill wastewater. **Desalination**, v. 265, p. 199–205. 2011.

KOREN, J.P.F. & SYVERSEN, U. State of art electroflocculation. **Filtration & Separation**, v32, p153 – 156. 1995.

KRAUME, M.; DREWS, A. Membrane Bioreactors in Waste Water Treatment – Status and Trends. **Chemical Engineering Technology**.v8, p1251–1253. 2010.

LAMINE M., BOUSSELMI L., GHRABI A. Biological treatment of grey water using sequencing batch reactor. **Desalination** v. 215, p. 127-132, 2007.

MANCUSO, P. C. S.; SANTOS, H. F. **A escassez e o reúso de água em âmbito mundial**. São Paulo. Manole, 2003.

MANCUSO, P. C. S.; SANTOS, H. F. **Reuso de água**. Barueri, SP: Manole, 2003. 588p.

MANSOUR, L.B.; CHALBI, S.; KESENTINI, I. Experimental Study of Hydrodynamic and Bubble size Distributions in Electroflotation Process. **Indian Journal of Chemical Technology**. v. 14, p. 253-237. 2007.

MATIS, K.A. Treatment do industrial liquid wastes by electroflotation. **Water Pollution Control**. v. 1, p 136 – 142. 1980

MERZOUK, B.; GOURICH,B.;SEKKI, A.; MADANI, K.; CHIBANE, M. Removal Turbidity and Separation of Heavy Metals using Electrocoagulation–Electroflotation Technique - A case study. **Journal of Hazardous Materials**. v. 164, p. 215–222. 2009

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

MIERZWA, J. **O uso racional e o reuso como ferramentas para o gerenciamento de águas e efluentes na indústria: Estudo de caso da Kodak Brasileira**. 2002. 367 f.. Tese (Doutorado em Engenharia) - Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária, Escola Politécnica. Universidade de São Paulo. São Paulo. 2002

MINISTÉRIO DA SAÚDE. **Portaria MS 518 de 2004**. Procedimentos e responsabilidades relativas ao controle e vigilância da qualidade da água para o consumo humano e seu padrão de potabilidade, Brasília, 25 mar. 2004.

MOHAMMAD MOLLAH, Y.A.; MORKOVSKY, P.; GOMES, J.A.G; KESMEZC, M.; PARGA, J.; COCKE, D.L. **Fundamentals, Present and Future Perspectives of Electrocoagulation**. 2004. Elsevier B.V.

MULDER, M. **Basic Principles of Membrane Technology**. Netherlands: Kluwer Academic Publishers. 1996.

OULLETTE, R.P.; KING, J.A.; CHEREMISINOFF, P.N. Wastewater Treatment and Separation Methods. **Electrotechnology I**. p. 193-342. 1978

RAJU, B & KHANGAONKAR, P.R. Electroflotation – A critical review. **Transactions of The Indian Institute of Metal**. v. 37, n. 1, p. 59 – 65. 1984

PEISINO A. L. **Membranas Anisotrópicas Densas para a Remoção de CO₂ e H₂S do Gás Natural**. 2009. 120 f. Dissertação. Universidade federal do Rio de Janeiro UFRJ/COPPE, Rio de Janeiro. 2009.

RIO GRANDE DO SUL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **RESOLUÇÃO CONSEMA Nº 128 DE NOVEMBRO DE 2006**. Dispõe sobre a fixação de Padrões de Emissão de Efluentes Líquidos para fontes de emissão que lancem seus efluentes em águas superficiais no Estado do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, nov. 2006

RIO GRANDE DO SUL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **RESOLUÇÃO CONSEMA Nº. 54**, de 28 de novembro de 2005 – Estabelece critérios gerais para reuso de água potável.

ROTTAVA, D. F. **Análise do Desempenho da Estação de Tratamento de Efluentes do Campus I da Universidade de Passo Fundo**. 2012. 120 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia). Universidade de Passo Fundo, Passo Fundo. 2012. Disponível em:

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

SERGINA, L., **Clarificação de Bebidas Fermentadas Utilizando o Processo de Microfiltração**. Tese de M.Sc., COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil, 2005.

SHAFAEI, S.; REZAIE, M.; NIKAZAR, M. Evaluation of Mn²⁺ and Co²⁺ removal by electrocoagulation: A case study. **Chemical Engineering and Processing**. V.50, p. 1115–1121. 2011.

SUDILOVSKIY, P.S.; KAGRAMANOV, G. G.; TRUSHIN, A. M.; KOLESNIKOV, V. A. Use of Membranes for Heavy Metal Cationic Wastewater Treatment: Flotation and Membrane Filtration. **Springer-Verlag**. May 2007

VIDAL, C. M. S. **Avaliação do Microfiltração Tangencial como Alternativa de Tratamento Avançado de efluentes gerado em Sistema de Tratamento de Esgoto Sanitário Constituído de Reator UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket) Seguido de Tanque de Aeração**. Tese. Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo. São Carlos. 2006. Disponível em: [. Acesso em: 20 out. 2013.](#)

VISVANATHAN,C.;BEN AIM, R. and PARAMESHWARAN, K.**Membrane Separation Bioreactors for Wastewater Treatment**. 2000, CRC Press LLC.

VON SPERLING, M. **Introdução á qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3. Ed. Belo Horizonte. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Universidade Federal de Minas Gerais. Editora UFMG. 2005.

WANG, W. K. S. **Membrane Separations in Biotechnology**, Second Edition. 2010.

WIENDL, W.G. O Processo Eletrolítico. **Revista DAE**. v. 45, p. 247-340. 1985.

ZHU, B.; CLIFFORD, D.A.; CHELLAM, S. Comparison of electrocoagulation and chemical coagulation pretreatment for enhanced virus removal using microfiltration membranes. **Water Research**, v. 39, p. 3098–3108. 2005.