

**UNIVERSIDADE ESTADUAL DE PONTA GROSSA
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA SANITÁRIA E
AMBIENTAL**

MEIRYELLEN CRISTINA VARGAS PROENÇA

**SISTEMA DE PRÉ-TRATAMENTO CONVENCIONAL SEGUIDO DE
ELETRODIÁLISE APLICADOS À SIMULAÇÃO DA DESSALINIZAÇÃO DE
ÁGUAS SALOBRAS**

**PONTA GROSSA
2022**

MEIRYELLEN CRISTINA VARGAS PROENÇA

SISTEMA DE PRÉ-TRATAMENTO CONVENCIONAL SEGUIDO DE
ELETRODIÁLISE APLICADOS À SIMULAÇÃO DA DESSALINIZAÇÃO DE ÁGUAS
SALOBRAS

Dissertação apresentada para obtenção de
título de Mestre na Universidade Estadual de
Ponta Grossa, Mestrado em Engenharia
Sanitária e Ambiental, Área de Saneamento
Ambiental e Recursos Hídricos.

Orientador: Prof. Dr. Marcos Rogério Szeliga.

PONTA GROSSA
2022

P964 Proença, Meiryellen Cristina Vargas
Sistema de pré-tratamento convencional seguido de eletrodialise aplicados
à simulação da dessalinização de águas salobras / Meiryellen Cristina Vargas
Proença. Ponta Grossa, 2022.
77 f.

Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária e Ambiental - Área de
Concentração: Saneamento Ambiental e Recursos Hídricos), Universidade
Estadual de Ponta Grossa.

Orientador: Prof. Dr. Marcos Rogério Széliga.

1. Água salobra. 2. Coagulação. 3. Filtração. 4. Membranas. 5. Sólidos
dissolvidos totais. I. Széliga, Marcos Rogério. II. Universidade Estadual de Ponta
Grossa. Saneamento Ambiental e Recursos Hídricos. III.T.

CDD: 628.4



CERTIFICADO DE APROVAÇÃO - DEFESA DE MESTRADO

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL
Certificado nº 04/2022 PPGESA

Título da Dissertação: “**SISTEMA DE PRÉ-TRATAMENTO CONVENCIONAL SEGUIDO DE ELETRODIÁLISE APLICADOS À SIMULAÇÃO DA DESSALINIZAÇÃO DE ÁGUAS SALOBRAS**”.

Nome: MEIRYELLEN CRISTINA DE PAULA VARGAS

Orientador: Prof. Dr. Marcos Rogério Széliga

Aprovado pela Comissão Examinadora:

Prof. Dr. Marcos Rogério Széliga
Universidade Estadual de Ponta Grossa/Ponta Grossa - PR

Prof^ª. Dr^ª. Taiana Cestonaro
Universidade Estadual do Maranhão/São Luís – MA

Prof^ª. Dr^ª. Giovana Kátie Wiecheteck
Universidade Estadual de Ponta Grossa/Ponta Grossa - PR

Ponta Grossa 11 de outubro de 2022.



Documento assinado eletronicamente por **Giovana Katie Wiecheteck, Professor(a)**, em 26/10/2022, às 09:57, conforme Resolução UEPG CA 114/2018 e art. 1º, III, "b", da Lei 11.419/2006.



Documento assinado eletronicamente por **Marcos Rogerio Szeliga, Professor(a)**, em 26/10/2022, às 14:24, conforme Resolução UEPG CA 114/2018 e art. 1º, III, "b", da Lei 11.419/2006.



Documento assinado eletronicamente por **Taiana Cestonaro, Usuário Externo**, em 26/10/2022, às 17:58, conforme Resolução UEPG CA 114/2018 e art. 1º, III, "b", da Lei 11.419/2006.



A autenticidade do documento pode ser conferida no site <https://sei.uepg.br/autenticidade> informando o código verificador **1191444** e o código CRC **4940BB0D**.

Dedico a Deus, à Nossa Senhora Maria Santíssima e à minha família.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus por me dar forças, saúde e estar comigo guiando meus passos e a Maria Santíssima por sua intercessão.

Ao meu orientador Prof. Dr. Marcos Rogério Szeliga pela oportunidade, ensinamento, paciência e dedicação para realização deste projeto, além de auxiliar na montagem do sistema de tratamento e coletas de amostras.

À Capes pela concessão da bolsa de estudo durante o segundo ano do Mestrado.

À banca examinadora, Prof^a. Dra. Giovana Katie Wiecheteck e Prof^a. Dra. Taiana Cestonaro, por compartilharem seus conhecimentos e contribuírem para a correção deste trabalho.

Ao Leandro Brizola e à Mayara Scheffer, que me ajudaram na montagem, operação e manutenção do sistema de tratamento e nas análises laboratoriais. Ao laboratorista Cícero Wislei Fernandes Guerellus pela ajuda nas análises laboratoriais.

Agradeço aos meus pais, Marcelo dos Santos Vargas e Rosiclei de Paula Vargas, ao meu marido Juliano Quintino de Proença e aos meus familiares e amigos por me apoiarem, me aconselharem e por acreditarem em mim.

A todos que, direta ou indiretamente, contribuíram e me apoiaram para a realização desta Dissertação.

Muito obrigada.

RESUMO

A escassez de água disponível tem gerado a necessidade da utilização de fontes alternativas de água para abastecimento público. O objetivo deste trabalho foi avaliar a eficiência do sistema de bancada por batelada no tratamento por coagulação, floculação, sedimentação e filtração (CFS-F) seguido de eletrodialise (ED) no tratamento de água salobra, a fim de propor uma alternativa para dessalinização. A água salobra (afluente do sistema de tratamento proposto) possuía concentrações de 1000, 2000 e 3000 $\pm 180\text{mg.L}^{-1}$ de sólidos dissolvidos totais (SDT). O pré-tratamento consistia em CFS-F usando cloreto de polialumínio como coagulante e a dosagem foi previamente ajustada por ensaios de *Jar Test*. Após o pré-tratamento foi usado equipamento de ED da marca *PCCell*, modelo ED200, onde os SDT eram direcionados do diluído para o concentrado, obtendo-se água dessalinizada (diluído efluente) e água residuária ou concentrada (concentrado efluente) após a ED. A CFS-F removeu sólidos suspensos totais (20,02 a 99,99%), turbidez (78,13 a 98,45%) e cor aparente (85,05 a 99,99%) e ocorrendo sempre a redução do pH da água após este tratamento, com valores pH médios para afluente (água salobra) de 7,22 a 8,08 e para efluente de 6,43 a 7,26. Porém, na CFS-F não ocorreu alteração da concentração de SDT, sendo considerado um sistema adequado para ser aplicado anteriormente à ED. A ED foi eficiente na redução de 90,01, 94,78 e 96,73% de SDT do diluído para as concentrações afluentes de 1000, 2000 e 3000 $\pm 180\text{mg.L}^{-1}$ de SDT, respectivamente. Para obter diluído efluente pelo sistema proposto com concentração de SDT menor que 100 mg.L^{-1} observou-se maior tempo de tratamento para as maiores concentrações de SDT afluente à ED. Porém, conforme maior o SDT de diluído e concentrado afluente maior a corrente elétrica correspondente ao aplicar tensão constante de 30V. Isso evidencia que a concentração de SDT dentro do equipamento de ED influencia a corrente elétrica que, por sua vez, aumenta a taxa de fluxo de íons do diluído para o concentrado, amenizando o fator tempo de tratamento para as maiores concentrações de SDT afluentes. Em relação ao pH, após tratamento por ED, observou-se pH médio de 8,62 a 8,75 para diluído e de 5,31 a 8,77 para o concentrado.

Palavras-chave: Água salobra. Coagulação. Filtração. Membranas. Sólidos dissolvidos totais.

ABSTRACT

The scarcity of available water has generated the need to use alternative sources of water for public supply. The objective of this work was to evaluate the efficiency of the bench system by batch in the treatment by coagulation, flocculation, sedimentation and filtration (CFS-F) followed by electrodialysis (ED) in the treatment of brackish water, in order to propose an alternative for desalination. The brackish water (influent in the proposed treatment system) had concentrations of 1000, 2000 and 3000 ± 180 mg.L⁻¹ of total dissolved solids (TDS). The pretreatment consisted of CFS-F using polyaluminium chloride as a coagulant, the dosage was previously adjusted by Jar Test assays. After the pre-treatment, PCCell ED200 model ED equipment was used, where the TDS were directed from the dilute to the concentrate, obtaining desalted water (dilute effluent) and waste or concentrated water (concentrated effluent) after the ED. The CFS-F removed total suspended solids (20.02 to 99.99%), turbidity (78.13 to 98.45%) and apparent color (85.05 to 99.99%) and there was always a reduction in pH of the water after this treatment, with average pH values for influent (brackish water) from 7.22 to 8.08 and for effluent from 6.43 to 7.26. However, in CFS-F there was no change in the concentration of TDS, being considered an adequate system to be applied before the ED. The ED was efficient in reducing 90.01, 94.78 and 96.73% of TDS from the dilute for influent concentrations of 1000, 2000 and 3000 ± 180 mg.L⁻¹ of TDS, respectively. To obtain dilute effluent by the proposed system with a TDS concentration lower than 100mg.L⁻¹, a longer treatment time it was observed for the higher TDS concentrations flowing into the ED. However, the greater the TDS of dilute and concentrated inflow, the greater the corresponding electric current when applying a constant voltage of 30V. This shows that the TDS concentration inside the ED equipment influences the electric current that, in turn, increases the ion flow rate from the dilute to the concentrate, easing the treatment time factor for the higher influent TDS concentrations. Regarding the pH, after treatment by ED, an average pH of 8.62 to 8.75 it was observed for the dilute and from 5.31 to 8.77 for the concentrate.

Key-words: Brackish water. Coagulation. Filtration. Membranes. Total dissolved solids.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 Diagrama esquemático do módulo de ED com indicação dos seus componentes, transporte de íons e fluxo de diluído e concentrado	21
Figura 2 Formas de fluxo de concentrado e diluído dentro do módulo de ED. Fluxo de concentrado e diluído com entrada superior (A) e fluxo de diluído com entrada inferior e concentrado com entrada superior (B)	22
Figura 3 Curva proposta por Cowan e Brown (1959) para obter I_{lim} experimentalmente em sistema de ED, correspondente ao ponto de inflexão da curva com dados do inverso da corrente elétrica X resistência.....	23
Figura 4 Fluxograma das fases do experimento	28
Figura 5 Quantitativo dos volumes coletados do efluente no início, metade e final ao pré-tratamento e respectivas proporções destinadas à caracterização da água e à ED (determinação de I_{lim} e tratamento)	29
Figura 6 Reservatório de 100L para armazenamento da água salobra antes de ser destinada ao pré-tratamento (A) e recipiente de PAC, bomba de água de alimentação, bomba dosadora de PAC e Tê utilizado para mistura de coagulante com água salobra (B)	32
Figura 7 Foto das etapas de floculação, sedimentação e filtração do pré-tratamento de água bruta	32
Figura 8 Dimensões (em cm) das unidades de decantação e de filtração	33
Figura 9 Representação esquemática do pré-tratamento composto pelas etapas de CFS-F	35
Figura 10 Diferença entre espaçador final e espaçadores internos	37
Figura 11 Câmara anódica com indicações de entrada de diluído e saída de concentrado e espaçadores de diluído (A) e de concentrado (B).....	38
Figura 12 Módulo de ED com indicação da entrada e saída de diluído (1 e 1', respectivamente), entrada e saída de concentrado (2 e 2', respectivamente), entrada e saída de solução eletrolítica na câmara anódica (5 e 5', respectivamente) e entrada e saída da solução eletrolítica na câmara catódica (6 e 6', respectivamente)	38
Figura 13 Sistema de ED para tratamento de água pré-tratada por CFS-F	40
Figura 14 Representação esquemática da unidade de ED para determinação da I_{lim} utilizando água pré-tratada por CFS-F para alimentação do sistema	41

Figura 15 Representação esquemática da unidade de ED aplicada ao tratamento de água pré-tratada por CFS-F	42
Figura 16 Remoções de turbidez obtidas no ensaio por <i>Jar Test</i> para dosagens de PAC de 10 a 20, 8 a 30 e 30 a 40mg.L ⁻¹ de Al ₂ O ₃ no tratamento de água salobra com concentrações de 1000, 2000 e 3000 ±180mg.L ⁻¹ de SDT, respectivamente (denominadas como água tipo 1, 2 e 3, respectivamente),.....	45
Figura 17 pH da água bruta e pH da água após ensaio por <i>Jar Test</i> nas concentrações de 1000, 2000 e 3000 ±180mg.L ⁻¹ de SDT (denominadas como água tipo 1, 2 e 3, respectivamente) com dosagens de PAC de 10 a 20, 8 a 30 e 30 a 40mg.L ⁻¹ de Al ₂ O ₃ , respectivamente	47
Figura 18 SST para as três coletas realizadas de afluente e efluente ao pré-tratamento por CFS-F de água salobra na concentração de 3000 ±180mg.L ⁻¹ de SDT denominada como água tipo 3.....	49
Figura 19 Teste experimental de I_{lim} , de acordo com curva proposta por Cowan e Bronw (1959), para água salobra nas concentrações de 1000, 2000 e 3000 ±180mg.L ⁻¹ de SDT (denominadas como água tipo 1, 2 e 3, respectivamente)	52
Figura 20 Concentrações de SDT medidas dentro dos reservatórios de diluído e de concentrado durante o tratamento por ED de água salobra pré-tratada com concentrações iniciais de 1000, 2000 e 3000 ±180mg.L ⁻¹ de SDT (denominadas como água tipo 1, 2 e 3, respectivamente)	54
Figura 21 Concentrações de SDT, das três repetições e média, medidas dentro dos reservatórios de diluído e de concentrado durante o tratamento por ED de água pré-tratada com concentração inicial de 1000 ±180mg.L ⁻¹ de SDT	55
Figura 22 Valores de densidade de corrente elétrica durante os tratamentos por ED de água pré-tratada com concentração afluente de 1000, 2000 e 3000 ±180mg.L ⁻¹ de SDT (denominadas como água tipo 1, 2 e 3, respectivamente) e aplicando-se tensão constante de 30V	56
Figura 23 Temperaturas medidas dentro dos reservatórios de diluído e de concentrado durante o tratamento por ED de água pré-tratada com concentrações iniciais de 1000, 2000 e 3000 ±180mg.L ⁻¹ de SDT (denominadas como água tipo 1, 2 e 3, respectivamente).....	57
Figura 24 pH afluente e efluente ao pré-tratamento por CFS-F e efluente à ED para tratamento de água salobra nas concentrações de 1000, 2000 e 3000 ±180mg.L ⁻¹ de SDT (denominadas como água tipo 1, 2 e 3, respectivamente).....	60

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 Parâmetros analisados neste trabalho e o valor limite para que se enquadrem no padrão de potabilidade	24
Tabela 2 Proveniência da água salobra ou do mar e água do rio utilizadas para cada concentração de SDT avaliada	30
Tabela 3 Faixa de dosagem de PAC testada no <i>Jar Test</i> para cada concentração de SDT de água salobra nas concentrações de 1000, 2000 e 3000 $\pm 180\text{mg.L}^{-1}$ de SDT (denominadas como água tipo 1, 2 e 3, respectivamente)	34
Tabela 4 Informações apresentadas no manual do módulo de ED da marca PCCell, modelo ED200.....	36
Tabela 5 SST afluente e efluente ao pré-tratamento por CFS-F de água salobra nas concentrações de 1000, 2000 e 3000 $\pm 180\text{mg.L}^{-1}$ de SDT (denominadas como água tipo 1, 2 e 3, respectivamente)	48
Tabela 6 Turbidez afluente e efluente ao pré-tratamento por CFS-F de água salobra nas concentrações de 1000, 2000 e 3000 $\pm 180\text{mg.L}^{-1}$ de SDT (denominadas como água tipo 1, 2 e 3, respectivamente)	50
Tabela 7 Cor aparente afluente e efluente ao pré-tratamento por CFS-F de água salobra nas concentrações de 1000, 2000 e 3000 $\pm 180\text{mg.L}^{-1}$ de SDT (denominadas como água tipo 1, 2 e 3, respectivamente)	51
Tabela 8 SDT afluente e efluente ao pré-tratamento por CFS-F de água salobra nas concentrações de 1000, 2000 e 3000 $\pm 180\text{mg.L}^{-1}$ de SDT (denominadas como água tipo 1, 2 e 3, respectivamente)	51
Tabela 9 Concentrações afluente e efluente de diluído e de concentrado e tempo de tratamento por ED de água pré-tratada com concentração inicial de 1000 $\pm 180\text{mg.L}^{-1}$ de SDT para os três ensaios realizados.....	58
Tabela 10 Concentrações afluente e efluente de diluído e de concentrado e tempo de tratamento por ED de água pré-tratada com concentração inicial de 2000 $\pm 180\text{mg.L}^{-1}$ de SDT para os três ensaios realizados.....	59
Tabela 11 Concentrações afluente e efluente de diluído e de concentrado e tempo de tratamento por ED de água pré-tratada com concentração inicial de 3000 $\pm 180\text{mg.L}^{-1}$ de SDT para os três ensaios realizados.....	59
Tabela 12 Variação de concentração de SDT durante tratamento por ED com afluente de 1000 $\pm 180\text{mg.L}^{-1}$ de SDT pré-tratado por CFS-F	70

Tabela 13 Variação de concentração de SDT durante tratamento por ED com afluente de $2000 \pm 180 \text{mg.L}^{-1}$ de SDT pré-tratado por CFS-F72

Tabela 14 Variação de concentração de SDT durante tratamento por ED com afluente de $3000 \pm 180 \text{mg.L}^{-1}$ de SDT pré-tratado por CFS-F74

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

CFS	coagulação, floculação e sedimentação
CFS-F	coagulação, floculação, sedimentação e filtração
ED	eletrodialise
ETA	Estação de Tratamento de Água
l _{lim}	densidade de corrente limite
MTA	membrana de troca aniônica
MTC	membrana de troca catiônica
OR	osmose reversa
PAC	cloreto de polialumínio
Sanepar	Companhia de Saneamento do Paraná
SDT	sólidos dissolvidos totais
SST	sólidos suspensos totais

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	15
2	OBJETIVOS	17
2.1	OBJETIVO GERAL.....	17
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	17
3	REVISÃO DA LITERATURA	18
3.1	QUALIDADE DA ÁGUA.....	18
3.2	COAGULAÇÃO, FLOCULAÇÃO, SEDIMENTAÇÃO E FILTRAÇÃO	18
3.3	ELETRODIÁLISE.....	20
3.3.1	Densidade de Corrente Limite	23
3.4	PARÂMETROS DE QUALIDADE ANALISADOS	24
3.4.1	Sólidos.....	25
3.4.2	Condutividade Elétrica.....	25
3.4.3	Turbidez.....	25
3.4.4	Cor Aparente	26
3.4.5	Temperatura	26
3.4.6	pH.....	26
4	MATERIAIS E MÉTODOS	28
4.1	FASES DO EXPERIMENTO	28
4.2	COLETA DE AMOSTRAS	30
4.3	LOCAL DO EXPERIMENTO	30
4.4	COMPONENTES DO PRÉ-TRATAMENTO	31
4.4.1	<i>Jar Test</i>	31
4.4.2	Bombas Hidráulicas.....	31
4.5	MONTAGEM DO SISTEMA DO PRÉ-TRATAMENTO	31
4.6	OPERAÇÃO DO SISTEMA DE PRÉ-TRATAMENTO	33
4.6.1	<i>Jar Test</i>	33
4.6.2	Operação do Pré-tratamento	34
4.7	COMPONENTES DO SISTEMA DE ELETRODIÁLISE.....	35
4.7.1	Bombas Hidráulicas e Medidor de Pressão	35
4.7.2	Módulo de Eletrodiálise	36
4.7.3	Fonte de Corrente Contínua	39
4.8	MONTAGEM DO SISTEMA DE ELETRODIÁLISE.....	39
4.9	OPERAÇÃO DO SISTEMA DE ELETRODIÁLISE	40
4.9.1	Determinação da Densidade de Corrente Limite	40
4.9.2	Tratamento por Eletrodiálise.....	42
4.10	ANÁLISE DE QUALIDADE DE ÁGUA.....	43
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	45
5.1	PRÉ-TRATAMENTO	45
5.1.1	<i>Jar Test</i>	45

5.1.2	Coagulação, Floculação, Sedimentação e Filtração.....	47
5.1.2.1	Sólidos suspensos totais	47
5.1.2.2	Turbidez.....	49
5.1.2.3	Cor aparente.....	50
5.1.2.4	Sólidos dissolvidos totais.....	51
5.2	ELETRODIÁLISE.....	52
5.2.1	Determinação da Densidade de Corrente Limite	52
5.2.2	Medidas Realizadas Durante o Tratamento por Eletrodiálise.....	53
5.2.3	Sólidos Dissolvidos Totais Afluente e Efluente a Eletrodiálise	58
5.3	VARIAÇÕES DE PH.....	60
6	CONCLUSÃO.....	62
	REFERÊNCIAS.....	63
	APÊNDICE A – CONCENTRAÇÕES DE SÓLIDOS DISSOLVIDOS TOTAIS DURANTE TRATAMENTO POR ELETRODIÁLISE	70

1 INTRODUÇÃO

A qualidade da água utilizada para abastecimento público reflete na saúde da população, por isso é necessário o tratamento adequado visando obter água com parâmetros que se enquadrem no padrão de potabilidade vigente que, no Brasil, estão descritos na Portaria GM/MS nº 888 (BRASIL, 2021) que altera o Anexo XX da Portaria de Consolidação GM/MS nº5 (BRASIL, 2017). Entretanto, a tecnologia de tratamento depende da qualidade da água bruta, que varia de acordo com as influências naturais e antrópicas que ocorrem na bacia hidrográfica onde está situado o manancial de abastecimento (VON SPERLING, 2014).

Atualmente observa-se a deterioração da qualidade da água disponível para o abastecimento, seja por atividades antrópicas diretas, como despejos nos rios de efluentes industriais ou esgotos sem o tratamento adequado, ou indiretas, como o aumento do nível do mar devido ao aquecimento global, marés, redução da vazão dos rios que desembocam no mar, entre outros fatores que resultam na intrusão da água do mar em rios de regiões costeiras (HOWE *et al.*, 2016; DA SILVA; MARTINS, NOGUEIRA, 2020). Neste último caso, a intrusão de água salina eleva a concentração de sólidos dissolvidos totais (SDT) da água do rio e como as unidades de tratamento convencionalmente utilizadas nas Estações de Tratamento de Água (ETAs) brasileiras não removem essa característica da água (ALMEIDA, 2017), torna-se necessário o uso de alternativas para o enquadramento do parâmetro SDT no padrão de potabilidade.

Há estudos que aplicam sistemas de dessalinização para remoção de íons dissolvidos no meio líquido (FERNANDES JUNIOR, 2019), dentre eles sistemas de filtração em membranas como a eletrodialise (ED), objeto de estudo desse trabalho. A eficiência do tratamento por ED pode variar de acordo com diversos fatores, dentre eles a corrente elétrica (I) aplicada durante o tratamento, que deve ser sempre menor que a densidade de corrente limite (I_{lim}) (COWAN; BROWN, 1959), e a concentração de SDT do afluente. Além disso, a ED remove apenas espécies iônicas (ANADÃO, 2010), mas outros componentes não iônicos também podem estar presentes na água do rio e do mar, podendo incrustar nas membranas, reduzindo assim sua eficiência. Portanto, neste caso, torna-se necessário um sistema complementar, antecedente à ED.

A aplicação de tratamento por coagulação, floculação, sedimentação e filtração (CFS-F) seguida de ED pode ser uma alternativa eficiente para obtenção de água de qualidade em regiões litorâneas onde pode ocorrer a intrusão de água salina em rios que abastecem as cidades. Nesse sentido, é importante avaliar a eficiência do tratamento diante de diferentes proporções de mistura, ou seja, diferentes concentrações de sais, visto que a concentração de SDT que pode alterar as características da água doce, tornando-a salobra, varia de acordo com as condições locais de intrusão.

O tratamento por CFS-F é adequado na remoção de sólidos em suspensão, além de outros parâmetros, como cor aparente e turbidez (HOWE *et al.*, 2016). Com relação aos sólidos suspensos totais (SST), a viabilização do tratamento por ED ocasiona a necessidade de remoção deste parâmetro, portanto pode ser aplicado anteriormente à ED para proteger suas membranas de incrustação e obter água com melhor qualidade.

Justifica-se este trabalho que tem como foco apresentar uma alternativa para tratamento de água salobra que consiste na utilização de um sistema convencional de tratamento de água – CFS-F – seguido de ED. O estudo desta alternativa se fundamenta no fato de que a grande maioria das ETAs operam em ciclo completo, sistema convencional. Assim, verificou-se a viabilidade da utilização destes sistemas em eventuais casos de intrusões salinas na água bruta e sua dessalinização por ED.

Sendo assim, este trabalho tem objetivo de avaliar a eficiência do sistema de bancada por batelada no tratamento por CFS-F seguido de ED no tratamento de água salobra, a fim de propor uma alternativa para dessalinização.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar a eficiência do sistema de bancada por batelada no tratamento por CFS-F seguido de ED no tratamento de água salobra, a fim de propor uma alternativa para dessalinização.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Analisar a eficiência da CFS-F como pré-tratamento de água salobra com concentrações de 1000, 2000 e 3000 $\pm 180\text{mg.L}^{-1}$ de SDT em termos de remoção de SST, turbidez e cor aparente;
- Obter experimentalmente corrente elétrica ou tensão máxima que pode ser aplicada à unidade de ED para diferentes concentrações de SDT;
- Avaliar a eficiência da ED no tratamento de água salobra com concentrações iniciais de 1000, 2000 e 3000 $\pm 180\text{mg.L}^{-1}$ de SDT operando o tratamento até obter diluído com concentração abaixo de 100 mg.L^{-1} de SDT;
- Monitorar pH antes e após os tratamentos por CFS-F e após ED.

3 REVISÃO DA LITERATURA

3.1 QUALIDADE DA ÁGUA

É evidente a importância da qualidade da água para abastecimento público, pois há parâmetros que podem afetar a saúde humana (GHARIBI *et al.*, 2012) ou que possam causar rejeição de uso pela população (ALAMEDDINE; JAWHARI; EL-FADEL, 2017). Portanto, no Brasil, a água captada para abastecimento público deve ser tratada de forma a atender a Portaria GM/MS nº888 (BRASIL, 2021).

O tipo de tratamento a ser adotado depende do uso da água após o tratamento (VON SPERLING, 2014) e da qualidade da água bruta que, por sua vez, varia de acordo com as condições naturais do local de captação, sendo possível o mesmo rio apresentar parâmetros diferentes ao longo de seu trecho (CHAGAS *et al.*, 2017). No caso de áreas litorâneas, pode ocorrer a intrusão de água do mar em rios, resultando na elevação da concentração de SDT na água do rio (AL-ASADI *et al.*, 2020).

O aumento da população ao longo dos anos, reflete em maior extração de água dos rios que, por sua vez, pode refletir no aumento de intrusão de água salgada em locais de captação para abastecimento público em regiões litorâneas (DENG *et al.*, 2016). Além disso, a estação seca aliada ao aumento do nível do mar pode trazer sérios problemas para o abastecimento de áreas litorâneas, pois aumenta a intrusão de água do mar em estuários, acarretando elevação da salinidade nos pontos de captação (DA SILVA; MARTINS; NOGUEIRA, 2020).

No Brasil, a tecnologia de tratamento de água convencional amplamente utilizada (CFS-F) é eficiente na remoção de SST, mas não removem sais dissolvidos do meio líquido, o que torna necessário a utilização de sistemas avançados para dessalinização da água (ALMEIDA, 2017; BOVAROTI, 2018; FERNANDES JUNIOR, 2019; KUNRATH *et al.*, 2020). Comercialmente é comum encontrar as tecnologias de destilação térmica e de processos de membranas para dessalinização, observando-se crescente uso deste último processo (DA SILVEIRA *et al.*, 2015).

3.2 COAGULAÇÃO, FLOCULAÇÃO, SEDIMENTAÇÃO E FILTRAÇÃO

Há partículas finas (coloides) presentes na água que apresentam, em sua maioria, carga elétrica negativa na superfície, o que lhes confere estabilidade relativa e, por isso, a tendência é de permanecerem em suspensão na água, apresentando

baixa velocidade de sedimentação (HOWE *et al.*, 2016). Estas partículas podem ser removidas da água pelo processo de coagulação, floculação e sedimentação (CFS).

Na coagulação é adicionado o coagulante, orgânico ou inorgânico, para desestabilizar as partículas em suspensão no meio líquido (HOWE *et al.*, 2016). Deve-se induzir nesta etapa a mistura rápida para dispersar o coagulante na água, a fim de manter a mistura homogênea em curto intervalo de tempo (RICHTER; AZEVEDO NETTO, 1991). Quando não há possibilidade de obter o gradiente de velocidade através de ensaios de laboratório, deve-se adotar um valor entre 700 e 1100s⁻¹ para coagulantes metálicos hidrolisáveis (ABNT NBR 12216, 1992).

O cloreto de polialumínio (PAC) e o sulfato de alumínio estão entre os coagulantes mais utilizados (ZHANG *et al.*, 2014; SHA'ARANI *et al.*, 2019). A dosagem de coagulante pode ser obtida por meio de ensaios de tratabilidade utilizando equipamento de *Jar Test*, composto normalmente de 6 jarros com capacidade máxima de 2L de água em cada jarro, provido de paletas giratórias onde pode-se programar a velocidade e tempo de agitação correspondentes ao tratamento em escala real e aplicar diferentes dosagens de coagulante em cada jarro, a fim de obter a dosagem mais eficaz correspondente à menor turbidez no efluente tratado (ALUIZ *et al.*, 2019).

Após a coagulação inicia-se a etapa de floculação, cujo objetivo é promover o contato entre as partículas coaguladas para que elas possam se aglomerar, de forma a adquirirem massa suficiente para serem removidas por sedimentação (DI BERNARDO; DANTAS, 2005). Nessa fase deve-se adotar mistura lenta, por meio de agitadores mecânicos ou hidráulicos, de forma a promover o contato entre as partículas, mas sem causar o rompimento dos flocos já formados (LEME, 1990). Não sendo possível proceder ensaio de laboratório, deve-se adotar gradiente de velocidade entre 10 e 70s⁻¹ (ABNT NBR 12216, 1992).

Na sedimentação os flocos possuem movimento descendente devido às forças gravitacionais enquanto a água flui de forma quiescente (HOWE *et al.*, 2016). A água pode possuir movimento ascensional ou horizontal, e pode-se utilizar placas planas ou tubos paralelos para elevar a taxa de sedimentação dos flocos (DI BERNARDO; DANTAS, 2005). Após a etapa de sedimentação pode-se adotar a filtração rápida, utilizando areia e/ou antracito como meio filtrante (NAKAZAWA *et al.*, 2021).

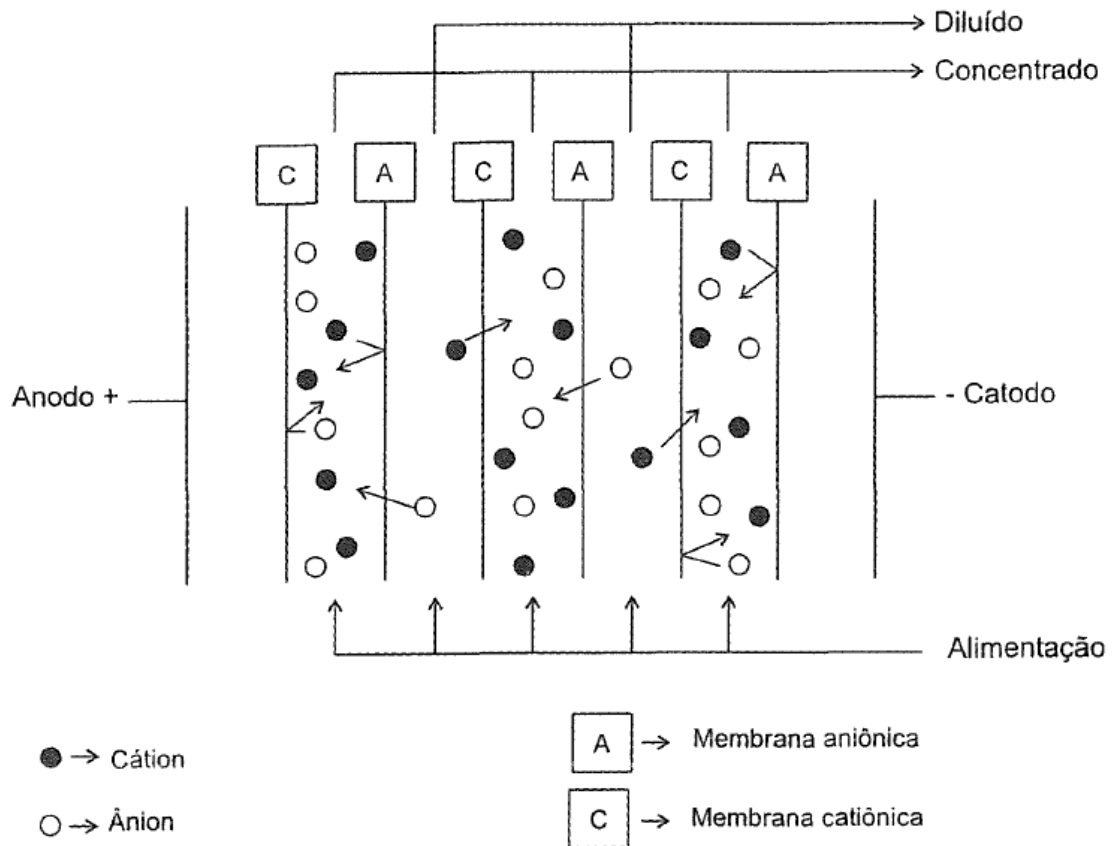
A filtração rápida consiste em um meio granular poroso formado por uma ou mais camadas de material filtrante, como a areia, onde ocorre a remoção de partículas sólidas contidas na água (RICHTER; AZEVEDO NETTO, 1991). No meio filtrante ocorrem três mecanismos para remoção destas partículas: transporte, aderência e desprendimento (DI BERNARDO; DANTAS, 2005).

A eficiência do processo de CFS seguido de filtração pode ser reduzida em estações chuvosas, onde a água bruta apresenta maiores valores de turbidez e cor aparente nos lagos e rios que estão sujeitos a erosão em períodos chuvosos (VASYUKOVA *et al.*, 2012). Além disso, durante a filtração o leito filtrante fica saturado com sedimentos, resultando em redução do fluxo de água e tornando necessária a limpeza do filtro para que a qualidade do efluente seja mantida (GARCÍA-ÁVILA *et al.*, 2020). Os filtros de areia, ao removerem SST da água, podem aumentar a eficácia de remoção de *E. coli* quando se utiliza reator de radiação ultravioleta para desinfecção (ABDUL-HALIM; DAVEY, 2021). Também pode-se adotar outras formas para desinfecção da água após o tratamento como o cloro, entre outros (DI BERNARDO; DANTAS, 2005).

3.3 ELETRODIÁLISE

O módulo de ED é formado por membranas de troca catiônica (MTCs) alternadas com membranas de troca aniônica (MTAs) em arranjo paralelo entre um anodo (polo positivo) e um catodo (polo negativo) (Figura 1) (ANADÃO, 2010). O anodo e catodo são compostos por placas imersas em solução eletrolítica que, ao serem conectados a uma fonte de corrente contínua, tem-se o polo positivo atraindo os ânions presentes no meio líquido e o polo negativo atraindo os cátions (ALTMIEIER, 2018). Portanto, a força motriz no sistema de ED é o gradiente de potencial elétrico (HABERT; BORGES; NOBREGA, 2006).

Figura 1: Diagrama esquemático do módulo de ED com indicação dos seus componentes, transporte de íons e fluxo de diluído e concentrado

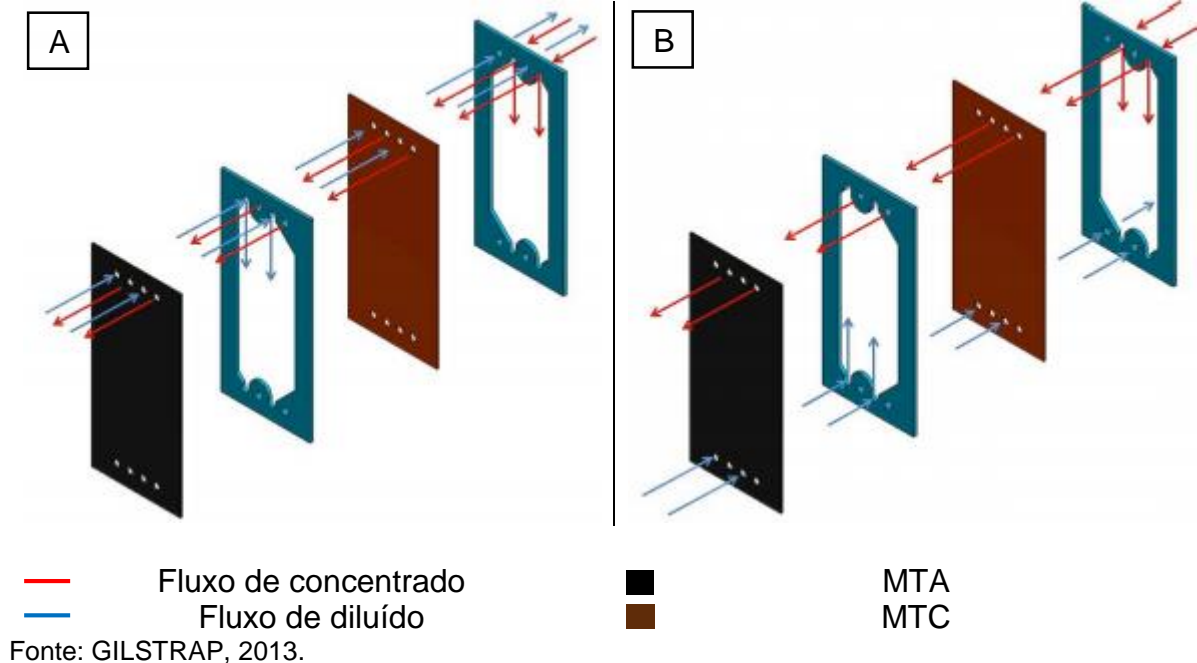


Fonte: ANADÃO, 2010.

As MTCs possuem matriz polimérica negativa, portanto permitem a passagem de cátions e impede a passagem de ânions e as MTAs possuem matriz polimérica positiva, permitindo então a passagem de ânions e impedindo a passagem de cátions (AWWA, 1995). Dessa forma, o funcionamento em conjunto de polos (anodo e catodo) e membranas resulta em compartimentos (localizados entre MTAs e MTCs) de onde os íons saem, denominado diluído, alternados com compartimentos para onde os íons se direcionam, denominado concentrado (ANADÃO, 2010).

Estes compartimentos podem possuir espaçadores, cuja função é manter uma distância constante entre as membranas, produzir turbulência no líquido, a fim aumentar a transferência de massa (DŁUGOŁĘCKI *et al.*, 2010), e direcionar o fluxo de diluído e de concentrado, portanto, há espaçadores de diluído alternado com espaçadores de concentrado entre as membranas de troca iônica (Figura 2) (GILSTRAP, 2013).

Figura 2: Formas de fluxo de concentrado e diluído dentro do módulo de ED. Fluxo de concentrado e diluído com entrada superior (A) e fluxo de diluído com entrada inferior e concentrado com entrada superior (B)



Como o transporte de íons ocorre sempre do diluído para o concentrado a incrustação ocorre na face da membrana iônica voltada para o compartimento de diluído (TRAN *et al.*, 2013). A incrustação das membranas de troca iônica as torna mais resistentes ao transporte de íons, resultando em aumento da diferença de potencial das membranas e, conseqüentemente, aumentando a resistência geral do módulo de ED (ASRAF-SNIR; GILRON; OREN, 2016; ALBORNOZ *et al.* 2019).

Esta incrustação pode ser reduzida com a aplicação de unidade de tratamento anterior à ED (VANOPPEN *et al.*, 2019). Também pode-se minimizar a incrustação utilizando a eletrodialise reversa (VERMAAS *et al.*, 2013), que é uma variação do tratamento por ED, mas neste caso é feita a reversão periódica da polaridade e, em conjunto, a alternância do fluxo de diluído e concentrado durante o tratamento, o que resulta na remoção do material incrustado na interface da membrana voltada para o compartimento de diluído (ALTMEIER, 2018).

A ED tem se mostrado eficiente, na maioria dos casos, no tratamento de água com concentração entre 1000 e 5000mg.L⁻¹ de SDT (DAVIS *et al.*, 2017) e é capaz de recuperar de 85% de água ao tratar salmoura de osmose reversa (OR) industrial, reduzindo o concentrado em 6,5 vezes (ZHAO *et al.*, 2019). Este sistema também é adequado para tratar água de rio salobra (concentração inicial de 1972mg.L⁻¹ de SDT), apresentando percentual de desmineralização de até 78,6% (KUNRATH *et al.*, 2020).

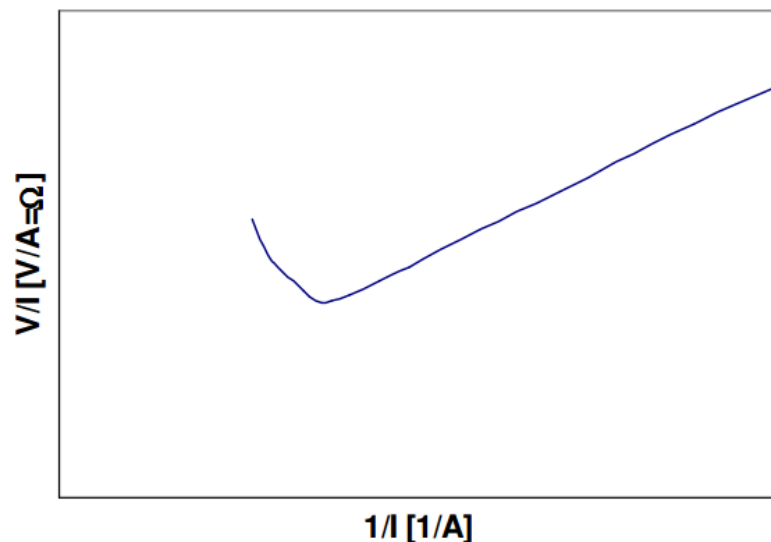
Além disso, ao ser aplicado como tratamento terciário de esgoto universitário, a ED removeu mais de 70% de ânions e mais de 80% de cátions, possibilitando reuso do efluente final na agricultura e na piscicultura (ALBORNOZ *et al.*, 2019).

3.3.1 Densidade de Corrente Limite

Quando o sistema de ED opera com densidade de corrente elétrica acima de i_{lim} tem-se uma quantidade de íons no diluído insuficiente para o escoamento da carga elétrica (ANADÃO, 2010) o que afeta negativamente o transporte de íons pelas membranas (SCARAZZATO *et al.*, 2015). Portanto, deve-se obter i_{lim} antes do tratamento por ED, pois este fator definirá qual a i_{lim} que deve aplicada ao tratamento (PERSICO *et al.*, 2017; ZHAO *et al.*, 2019).

Uma das formas de se obter i_{lim} é através do método de Cowan e Brown (1959) (PERSICO *et al.*, 2017). De acordo com Cowan e Brown (1959), i_{lim} pode ser obtida experimentalmente. Neste caso, os dados são apresentados em um gráfico, com os valores do inverso da corrente elétrica ($1/i$) no eixo das abcissas e os valores da resistência ($U \cdot i^{-1}$) no eixo das ordenadas e o ponto de inflexão da curva corresponde a i_{lim} (Figura 3) (COWAN; BROWN, 1959).

Figura 3: Curva proposta por Cowan e Brown (1959) para obter i_{lim} experimentalmente em sistema de ED, correspondente ao ponto de inflexão da curva com dados do inverso da corrente elétrica X resistência



Fonte: GALUCHI, 2010.

Para o tratamento por ED é indicado adotar densidade de corrente elétrica com valor máximo de 80% de i_{lim} para garantir que o tratamento esteja na região ôhmica do processo (GALUCHI, 2010). Ao tratar água salobra de rio com densidade de corrente elétrica de 50% e 80% de i_{lim} obteve-se taxa de desmineralização de

78,6% e 75,4%, respectivamente (KUNRATH *et al.*, 2020). E para tratamento de concentrado de OR por ED obteve-se taxa de desmineralização de 85%, 97% e 98% ao adotar densidade de corrente elétrica de 25%, 50% e 75% de I_{lim} , respectivamente, mas como a menor densidade de corrente elétrica não produziu resultados satisfatórios e observando que quanto maior a densidade de corrente elétrica aplicada, maior o consumo de energia e menor o tempo de tratamento, considerou-se a aplicação de 50% de I_{lim} como a mais adequada, pois apresenta tempo de tratamento e desmineralização semelhante a 75% de I_{lim} , mas com menor custo (BALCIK-CANBOLAT *et al.*, 2018).

3.4 PARÂMETROS DE QUALIDADE ANALISADOS

Para água ser considerada potável e ser distribuída para o consumo humano, deve-se atender todos os parâmetros do padrão de potabilidade da Portaria GM/MS nº888 (BRASIL, 2021) e, para água do mar dessalinizada, potável e envazada deve-se atender, além desta portaria, a Resolução – RCD nº316 (BRASIL, 2019). Além disso, o tratamento por dessalinização gera água residuária, cuja qualidade para o descarte deve atender o padrão de lançamento de acordo com a Resolução CONAMA nº 430 (BRASIL, 2011) que complementa a Resolução CONAMA nº357 (BRASIL, 2005). Os limites admissíveis para enquadramento no padrão de potabilidade dos parâmetros analisados neste trabalho encontram-se na Tabela 1.

Tabela 1: Parâmetros analisados neste trabalho e o valor limite para que se enquadrem no padrão de potabilidade

Parâmetro	Valor máximo permitido para enquadramento no padrão de potabilidade
SST (mg.L^{-1})	-
SDT (mg.L^{-1})	30* a 500
Condutividade elétrica ($\mu\text{S.cm}^{-1}$)	-
Turbidez (uT)	5
Cor aparente (uH)	15
pH	6,0 a 9,5

Fonte: BRASIL, 2019; BRASIL 2021.

* Limite admissível para água do mar dessalinizada, potável e envazada de acordo com a Resolução RCD nº316 (BRASIL, 2019).

¹ A Resolução RCD nº316 (BRASIL, 2019) exige os mesmos padrões da Portaria GM/MS nº888 (BRASIL, 2021).

² Há vários outros parâmetros que devem ser atendidos para que a água seja considerada potável. Nessa tabela foram apresentados apenas os parâmetros analisados no presente estudo.

3.4.1 Sólidos

A concentração de sólidos totais em meio líquido corresponde a soma de SST e SDT (APHA, 1998). Os SST são a porção de sólidos que ficam retidos em filtro com poros de 2,0 μ m ou menor e os SDT permeiam pelo filtro (APHA, 1998), pois possuem dimensões menores que 10⁻³ μ m (BRASIL, 2014). Além disso, os SST podem representar alguns parâmetros físicos, químicos ou biológicos presentes na água e os SDT podem representar alguns parâmetros físicos ou químicos (VON SPERLING, 2014).

No tratamento proposto para água salobra tem-se que a concentração de SST efluente pode indicar a eficiência do tratamento por CFS-F, pois a CFS-F remove coloides do meio líquido (HOWE *et al.*, 2016). Já os SDT indicam a presença de material dissolvido em meio líquido, portanto estão diretamente relacionados a condutividade elétrica e aos íons dissolvidos (APHA, 1998). As concentrações de SDT do diluído e do concentrado indicam a eficiência do tratamento por ED, pois são os íons dissolvidos no meio líquido que passam pelas membranas (KUNRATH *et al.*, 2020).

3.4.2 Condutividade Elétrica

A condutividade elétrica é a capacidade da água conduzir eletricidade devido à presença de íons dissolvidos no meio líquido (VON SPERLING, 2014). Portanto, quanto maior a concentração de íons dissolvidos, maior a capacidade do líquido conduzir eletricidade e então maior será o valor da condutividade elétrica (BRASIL, 2014).

Há trabalhos em que a eficiência da ED é indicada pela condutividade elétrica do diluído e do concentrado (BALCIK-CANBOLAT *et al.*, 2018; ZHAO *et al.*, 2019; KUNRATH *et al.*, 2020), mas também pode-se optar por apresentar os dados de SDT, já que os parâmetros se correlacionam (LIBÂNIO, 2005).

3.4.3 Turbidez

A turbidez indica a interferência da passagem de luz através de um líquido (VON SPERLING, 2014). Essa interferência está relacionada à presença de matéria em suspensão (BRASIL, 2014).

Este parâmetro é expresso em unidades de turbidez (uT), que é o mesmo que unidades nefelométricas de turbidez (NTU) (LIBÂNIO, 2005). A turbidez da água varia

de acordo com as características geológicas da bacia, pois solos erosivos tendem a resultar em água mais turva (BRASIL, 2014). Além disso, dependendo das características da superfície em torno de lagos e rios, os processos erosivos podem ser causados pela chuva, elevando a turbidez e cor aparente da água (VASYUKOVA *et al.*, 2012).

3.4.4 Cor Aparente

A cor é responsável pela coloração da água e ocorre principalmente devido à presença de sólidos dissolvidos no meio líquido (VON SPELING, 2014). A cor aparente inclui as partículas suspensas, diferindo da cor real, ou cor verdadeira, que não considera estas partículas, por isso a medição da cor real é realizada após a centrifugação ou filtração por membrana da amostra (BRASIL, 2014).

A medição de cor é realizada a partir de comparação com uma solução padrão de cobalto-platina, onde reflexão de luz em colóides (dimensão inferior a $1\mu\text{m}$) indica a cor da amostra (LIBÂNIO, 2005). A unidade utilizada para este parâmetro é a unidade de cor (uC), também conhecida como unidades Hazen (uH) (BRASIL, 2014), sendo 1uH (ou uC) equivalente a 1mg.L^{-1} de platina na forma de íon cloroplatinado (APHA, 1998).

3.4.5 Temperatura

A temperatura da água indica a intensidade de calor que ela possui (VON SPELING, 2014). A temperatura influencia a velocidade das reações químicas, a solubilidade das substâncias e o metabolismo dos organismos (BRASIL, 2014). Além disso, a variação da temperatura influencia as medições de condutividade elétrica, SDT e pH (APHA, 1998).

A temperatura da água também é importante para preservar os equipamentos utilizados nos tratamentos, pois em seus manuais há indicação da temperatura máxima admissível da água (ALTMEIER, 2018). Portanto, é importante realizar medições e controlar a temperatura da água durante o tratamento.

3.4.6 pH

O pH é o potencial hidrogeniônico da água e representa, em escala antilogarítmica, a concentração de hidrogênio na forma iônica (H^+) presente na água (VON SPELING, 2014). A solução é considerada neutra para pH igual a 7, ácida

para pH abaixo de 7 e alcalina para pH acima de 7, sendo considerada mais ácida quanto menor for seu pH e mais alcalina quanto maior for o seu pH (BRASIL, 2014).

O pH não causa sérios problemas à saúde pública, porém quando a água apresenta pH extremamente elevado ou baixo pode causar irritação na pele e, em tubulações e peças hidráulicas, pode ocorrer incrustação quando a água é alcalina e corrosão quando a água é ácida (VON SPERLING, 2014). Além disso, o pH interfere na solubilidade de substâncias e por isso pode interferir nas etapas de tratamento (LIBÂNIO, 2005) e também em leituras de parâmetros, como a cor, por exemplo, cujo resultado obtido em laboratório é sensível ao pH da amostra analisada (APHA, 1998).

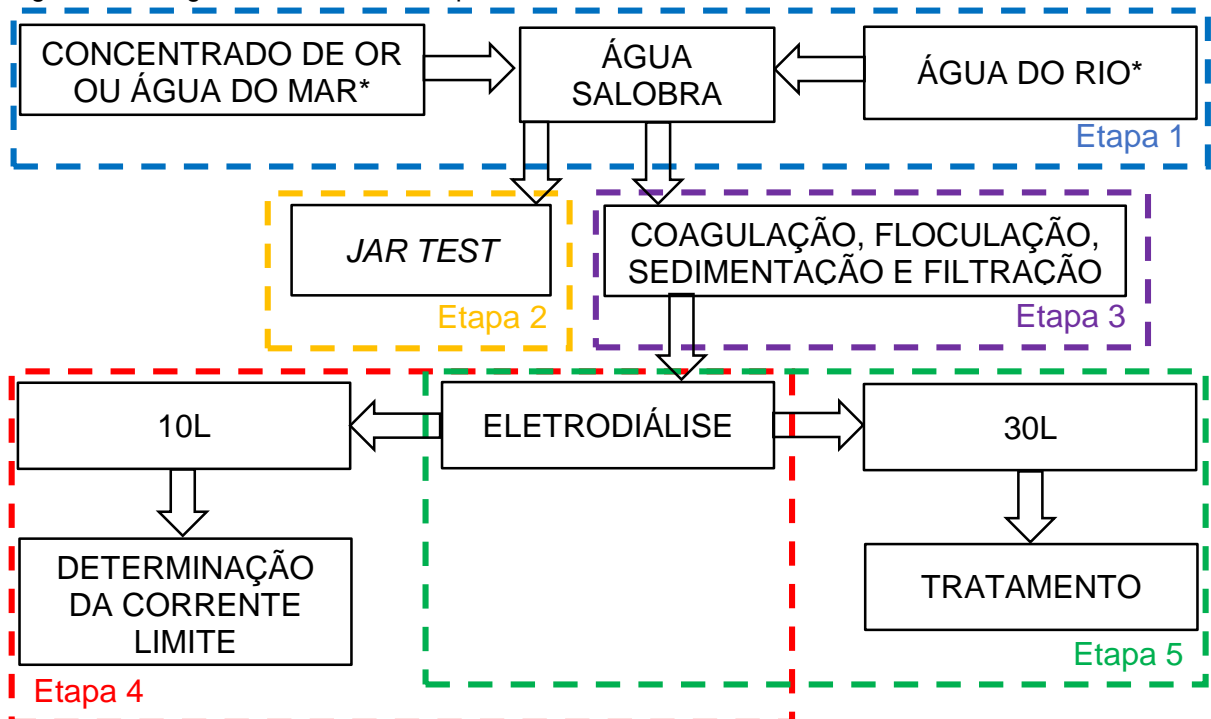
4 MATERIAIS E MÉTODOS

A metodologia deste trabalho inclui os procedimentos relacionados à obtenção de água salobra ensaiada, a definição dos ensaios com a operação dos respectivos equipamentos experimentais e de aquisição de dados acerca da água utilizada. Com esta abordagem definiu-se o planejamento referente a obtenção de resultados e suas análises relacionadas à viabilidade dos processos propostos para a implantação da alternativa de dessalinização.

4.1 FASES DO EXPERIMENTO

Foram coletados água do mar, concentrado de OR e água do rio para a diluição nas concentrações de SDT avaliadas ($1000, 2000$ e $3000 \pm 180 \text{mg.L}^{-1}$) (Etapa 1 – Figura 4). Posteriormente à simulação de intrusão salina foram realizados ensaios em *Jar Test* (Etapa 2 – Figura 4) e, após obter a dosagem mais eficaz de coagulante, a água salobra passou por pré-tratamento (CFS-F) (Etapa 3 – Figura 4) e o efluente do pré-tratamento passou pela etapa de ED, sendo primeiramente realizado o teste de I_{lim} (Etapa 4 – Figura 4) e posteriormente o tratamento por ED (Etapa 5 – Figura 4). Os tratamentos foram realizados em laboratório em escala de bancada por batelada.

Figura 4: Fluxograma das fases do experimento

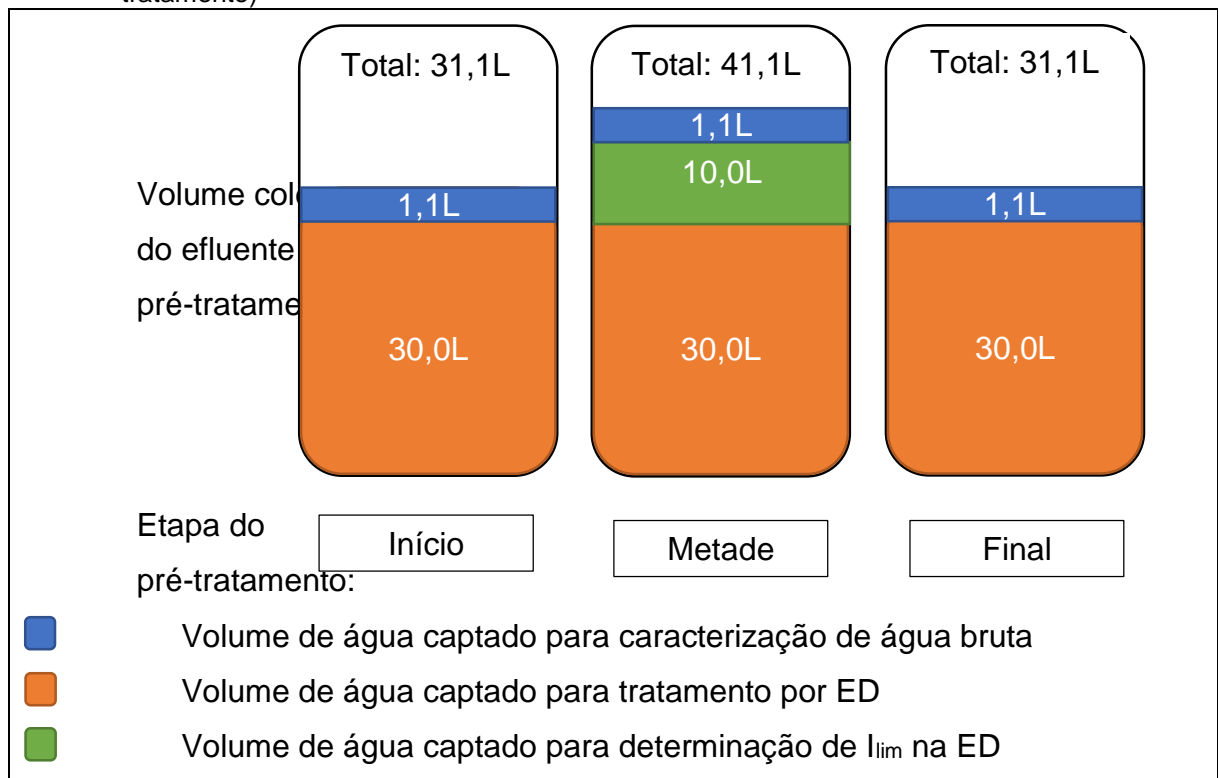


Fonte: a autora.

* Conforme dados apresentados na Tabela 2 do item 4.2 a seguir.

Para cada concentração de SDT testada, a água salobra (água bruta) passou uma única vez pela CFS-F. Do reservatório de água bruta (antes do pré-tratamento) foram realizadas 3 coletas (início, metade e final do tratamento), de aproximadamente 1,1L cada, para caracterização da água (item 4.10). Para o efluente ao pré-tratamento foram realizadas 2 coletas de 31,1L e uma de 41,1L, sendo 1,1L de cada coleta utilizado para caracterização da água e 30L de cada coleta para o tratamento por ED. Na segunda coleta do efluente ao pré-tratamento foi captado um volume maior (41,1L), a fim de utilizar 10L do volume captado para a determinação de I_{lim} pelo método de Cowan e Brown (1959) (Figura 5).

Figura 5: Quantitativo dos volumes coletados do efluente no início, metade e final ao pré-tratamento e respectivas proporções destinadas à caracterização da água e à ED (determinação de I_{lim} e tratamento)



Fonte: a autora.

Esta pesquisa foi desenvolvida simultaneamente a outra dissertação cujo objetivo principal foi instalar, monitorar e analisar o sistema de tratamento convencional, como pré-tratamento, e a técnica de ED em um sistema de dessalinização de água salobra em escala de bancada, considerando o balanço de massa nas etapas de tratamento em diferentes condições de operação.

4.2 COLETA DE AMOSTRAS

As amostras de água com sais tiveram proveniência de dois locais diferentes: de Pontal do Paraná-PR e de Balneário Camboriú-SC. As amostras de água do rio foram coletadas de 3 rios localizados na cidade de Ponta Grossa-PR. Para cada concentração de SDT da mistura foram utilizadas águas de proveniência diferente (Tabela 2).

Tabela 2: Proveniência da água salobra ou do mar e água do rio utilizadas para cada concentração de SDT avaliada

Água tipo	Concentração de SDT	Água com sais	Água do rio
1	1000 \pm 180mg.L ⁻¹	Concentrado de OR	Rio Pitangui e Alagados
2	2000 \pm 180mg.L ⁻¹	Concentrado de OR	Rio Verde
3	3000 \pm 180mg.L ⁻¹	Praia de Balneário Camboriú e concentrado de OR	Rio Verde

Fonte: a autora.

O concentrado de OR utilizado na mistura era proveniente de outro trabalho realizado por Fernandes Junior (2019), onde era realizado a mistura de água do mar com água do rio para ser tratado por ultrafiltração e posteriormente por OR. O permeado da ultrafiltração era direcionado à OR (FERNANDES JUNIOR, 2019) e a água residuária resultante no tratamento por OR foi utilizado no presente trabalho.

A água do mar captada na praia de Balneário Camboriú foi utilizada apenas para a concentração de 3000 \pm 180mg.L⁻¹ de SDT, no intuito de promover a variabilidade da água bruta testada nos sistemas. As amostras de água do rio foram coletas na mesma cidade onde foram realizados os experimentos, em Ponta Grossa-PR. Portanto, estas amostras foram provenientes do afluente à ETA-Pitangui, que coleta água do Rio Pitangui e Alagados em Ponta Grossa-PR e do Rio Verde cuja foz se situa em Ponta Grossa-PR e é um afluente do rio Pitangui (Principais Rios de Ponta Grossa, 2022).

4.3 LOCAL DO EXPERIMENTO

O tratamento por CFS-F e ED foi realizado por equipamentos de bancada no Laboratório de Recursos Hídricos, localizado no Bloco E da Universidade Estadual de Ponta Grossa – UEPG, situada no Bairro Uvaranas em Ponta Grossa-PR.

4.4 COMPONENTES DO PRÉ-TRATAMENTO

4.4.1 Jar Test

O equipamento de *Jar Test* utilizado era da marca PoliControl modelo FlocControl III. De acordo com o manual do equipamento, era possível ajustar a velocidade de rotação de 10 a 600 rotações por minuto, ajustar o tempo de 0 a 120 segundos, as pás eram de aço inox, os jarros eram de base quadrada com capacidade de 2L.

4.4.2 Bombas Hidráulicas

Foram utilizadas três bombas hidráulicas, sendo duas do tipo peristáltica, utilizadas uma para dosagem de PAC, e outra para água de alimentação. Essas bombas eram da marca Solab, modelo SL-64 que, de acordo com o manual, poderiam operar com vazão entre 0 e 1400 mL.min⁻¹, possuíam pressão de 2bar, pressão positiva de aproximadamente 2kgf.cm⁻², vácuo de aproximadamente 600mmHg, tensão de alimentação de 220V e deveria ser operada com temperatura de bombeamento entre 0 e 200 °C.

A outra bomba hidráulica era utilizada para recirculação da água de alimentação dentro do próprio reservatório. Ela era da marca KALA, modelo 431982 e, de acordo com o manual, possuía vazão máxima de 31000 mL.min⁻¹, pressão máxima de 10bar, sucção máxima de 9m, potência de 0,37 kW.

4.5 MONTAGEM DO SISTEMA DO PRÉ-TRATAMENTO

O reservatório de alimentação com capacidade máxima de 100L foi colocado ao lado da bomba hidráulica de recirculação e da bomba hidráulica de alimentação (Figura 6 – A). Esta última foi conectada a uma conexão Tê que, por sua vez, estava conectada à bomba dosadora de PAC (Figura 6 – B).

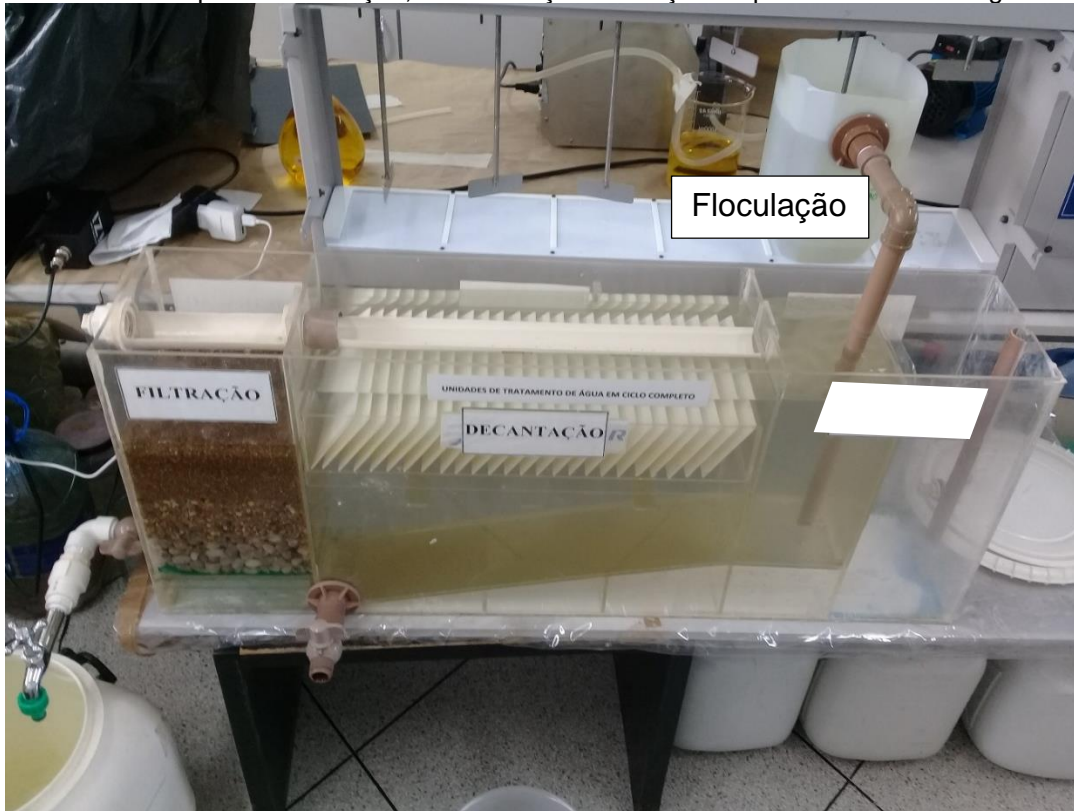
Figura 6: Reservatório de 100L para armazenamento da água salobra antes de ser destinada ao pré-tratamento (A) e recipiente de PAC, bomba de água de alimentação, bomba dosadora de PAC e Tê utilizado para mistura de coagulante com água salobra (B)



Fonte: A autora.

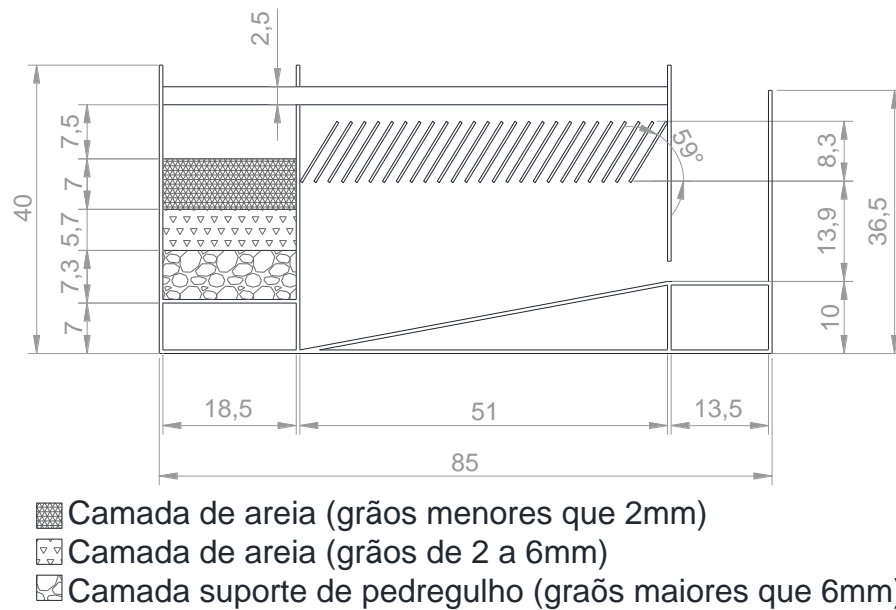
A saída do Tê foi conectada à unidade de floculação composta por um recipiente de polipropileno de 5L com uma das pás do equipamento *Jar Test* em seu interior para promover a mistura lenta desta etapa. A saída da unidade de floculação foi conectada, por Joelho e cano de PVC, a um recipiente de acrílico que continha a unidade de sedimentação e de filtração, localizado em nível abaixo dos componentes citados anteriormente (Figura 7 e Figura 8).

Figura 7: Foto das etapas de floculação, sedimentação e filtração do pré-tratamento de água bruta



Fonte: a autora.

Figura 8: Dimensões (em cm) das unidades de decantação e de filtração



Fonte: a autora.

A unidade de decantação possuía placas planas paralelas, volume de 30L de zona de sedimentação e de 4,50L e zona de lodo. Levando-se em consideração as definições das dimensões dos grãos de Di Bernardo e Dantas (2005), tem-se que a unidade de filtração era composta pela camada superior de areia média (grãos menores que 2,00mm), camada intermediária de areia mais grossa com grãos entre 2,00 a 6,00mm e camada suporte composta de pedregulho (grãos maiores que 6,00mm). Além disso, abaixo da camada suporte do filtro havia uma tela e fundo com orifícios que direcionavam a água filtrada para a câmara de saída que possuía volume de 1,80L (Figura 8). Havia também um recipiente de polipropileno com capacidade máxima de 30L para coleta da água pré-tratada.

4.6 OPERAÇÃO DO SISTEMA DE PRÉ-TRATAMENTO

4.6.1 Jar Test

Em cada jarro de *Jar Test* foi colocado 2L de água bruta (água salobra) e as condições de mistura (gradiente de velocidade e tempo) foram:

- homogeneização inicial: $125s^{-1}$ por 30 segundos;
- mistura rápida: $600s^{-1}$ por 10 segundos;
- mistura lenta: $20s^{-1}$ por 300 segundos;
- sedimentação: sem agitação por 3600 segundos.

Os tempos de mistura lenta e de sedimentação foram calculados de modo a se enquadrar ao tempo de detenção da água nas unidades de pré-tratamento. Os gradientes de velocidade foram os mesmos utilizado pela Sanepar (Companhia de Saneamento do Paraná) de Ponta Grossa-PR.

As dosagens de coagulante foram variadas de 2 mg.L^{-1} de Al_2O_3 entre os jarros (Tabela 3) sendo utilizadas faixas diferentes para concentrações de água bruta diferentes.

Tabela 3: Faixa de dosagem de PAC testada no *Jar Test* para cada concentração de SDT de água salobra nas concentrações de 1000, 2000 e $3000 \pm 180 \text{ mg.L}^{-1}$ de SDT (denominadas como água tipo 1, 2 e 3, respectivamente)

Água tipo	*Faixa de dosagem de PAC analisada no <i>Jar Test</i>
1	10 a 20 mg.L^{-1} de Al_2O_3
2	20 a 30 mg.L^{-1} de Al_2O_3
3	30 a 40 mg.L^{-1} de Al_2O_3

Fonte: a autora.

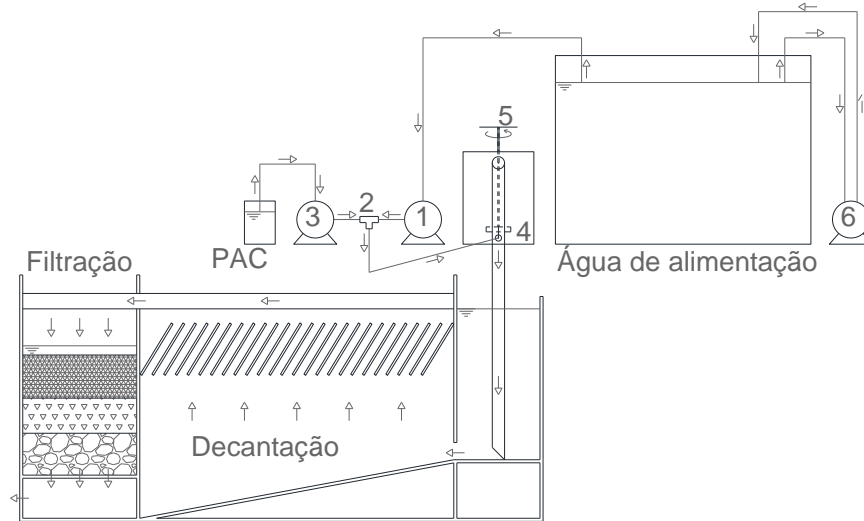
* As faixas de dosagem utilizadas no presente trabalho foram baseadas nas faixas de dosagem utilizadas pela Sanepar de Ponta Grossa-PR.

Após a sedimentação foram feitas coletas da água dos jarros para obter pH, SDT e turbidez das amostras. A menor turbidez foi considerada como dosagem mais eficaz e utilizada no pré-tratamento por CFS-F.

4.6.2 Operação do Pré-tratamento

A água bruta (ou água salobra) saía do reservatório e era direcionada por bomba hidráulica peristáltica (número 1 da Figura 9) até o Tê (número 2 da Figura 9) onde ocorria a mistura com o PAC que encontrava-se em béquer de vidro de 1L e era direcionado pela bomba dosadora (número 3 da Figura 9). O PAC líquido foi fornecido pela Sanepar de Ponta Grossa, era previamente diluído em balão volumétrico e sua dosagem controlada pela bomba dosadora de PAC e ajustada conforme a dosagem mais eficaz obtida no ensaio de *Jar Test*, levando em consideração a vazão da água bruta (500 mL.min^{-1}). Os procedimentos adotados na execução dos ensaios do *Jar Test* se basearam em práticas padrões exercidos no laboratório da ETA Jardim Carvalho – Sanepar.

Figura 9: Representação esquemática do pré-tratamento composto pelas etapas de CFS-F



- 1 Bomba hidráulica peristáltica da água de alimentação
- 2 Tê
- 3 Bomba hidráulica peristáltica para dosagem de PAC
- 4 Unidade de Floculação
- 5 Agitador
- 6 Bomba hidráulica para recirculação
- ▒ Camada de areia (grãos menores que 2mm)
- ▤ Camada de areia (grãos de 2 a 6mm)
- ▥ Camada suporte de pedregulho (grãos maiores que 6mm)

Fonte: a autora.

A água coagulada era direcionada ao reservatório de polipropileno onde ocorria a floculação (número 4 da Figura 9) com uso de uma das paletas giratórias do equipamento de *Jar Test* a 20s^{-1} (número 5 da Figura 9). A água floculada era direcionada à etapa de sedimentação ascendente e, após passar pelas placas planas paralelas, o líquido era direcionado através de calha de PVC para o filtro descendente (Figura 9). No filtro descendente a água possuía nível acima da camada filtrante e a água filtrada era coletada em recipiente de polipropileno por meio de torneira de inox para controlar a vazão de saída do pré-tratamento (Figura 9).

A água de alimentação era recirculada no reservatório a fim de manter a homogeneidade durante o tratamento (número 6 da Figura 9).

4.7 COMPONENTES DO SISTEMA DE ELETRODIÁLISE

4.7.1 Bombas Hidráulicas e Medidor de Pressão

Foram utilizadas duas bombas hidráulicas do tipo peristáltica e 1 medidor de pressão. Uma bomba peristáltica possuía duas mangueiras acopladas ao cabeçote e foi utilizada para circulação de diluído e de concentrado, sendo da Marca MS TECNOPON modelo DMC 2-4000 que, de acordo com o manual, possuía vazão

máxima de 4000mL.min⁻¹, exatidão de $\pm 0,3\%$. A outra bomba peristáltica foi utilizada para recirculação de eletrólito e era da marca Solab, modelo SL-64 já especificada no item 4.4.2.

O medidor de pressão foi conectado ao fluxo de diluído, próximo a sua entrada no módulo de ED. Durante o processo de tratamento não foi possível realizar a medição da pressão hidráulica no diluído, pois o fluxo gerado pela bomba peristáltica resultava em variação constante do ponteiro manométrico, não permitindo a leitura precisa da pressão. Apesar disso, foi possível observar que o ponteiro manométrico apresentava valores maiores no último tratamento, sendo necessária a limpeza das membranas após o último tratamento realizado.

4.7.2 Módulo de Eletrodialise

O módulo de ED utilizado era da marca PCCell modelo ED200, proveniente da Alemanha (Tabela 4). No polo positivo o módulo possuía uma câmara anódica, um espaçador final e uma MTC-final (ALTMEIER, 2018). No polo negativo havia uma câmara catódica, um espaçador final e uma MTC-final (ALTMEIER, 2018).

Tabela 4: Informações apresentadas no manual do módulo de ED da marca PCCell, modelo ED200

Características/Componente do módulo de ED	Descrição/Dimensão
Comprimento efetivo do empilhamento	22,0cm
Área de membrana ativa	207cm ² por membrana
Tamanho das membranas	12,5 x 26,2cm
Comprimento de processamento	20,0cm
Materiais dos espaçadores	Silicone e poliéster
Pressão transmembrana admissível	Zero
Corrente elétrica máxima	16A
Tensão máxima	30V
Vazão	5 a 10L.h ⁻¹ por par de célula
Solução eletrolítica utilizada	5 L de Sulfato de sódio a 0,25M*
Material da placa do polo negativo	Titânio
Material da placa do polo positivo	Aço

Fonte: ALTMEIER, 2018.

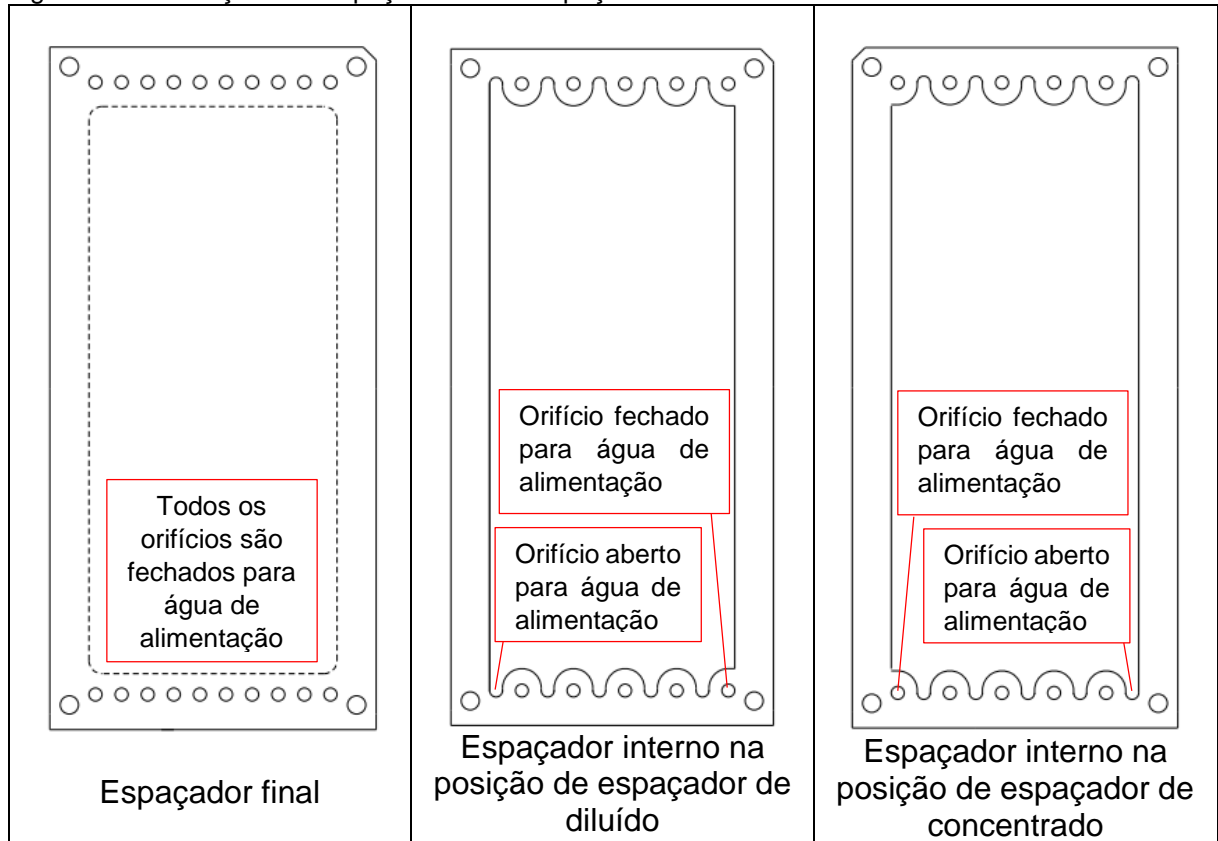
* Condições adotadas para o presente trabalho de acordo com o manual do equipamento de ED.

As MTCs-finais eram diferentes das MTCs internas, pois possuíam maior espessura (ALTMEIER, 2018). Além disso, o fabricante justifica o uso de MTC para cobrir as câmaras anódica e catódica devido à maior resistência física e química que as MTCs possuem em relação às MTAs (ALTMEIER, 2018).

Os espaçadores finais, que ficavam posicionados logo após as câmaras, eram diferentes dos espaçadores internos (Figura 10) (ALTMEIER, 2018). Os espaçadores finais impediam o vazamento de solução eletrolítica e permitiam que diluído e

concentrado fossem direcionados em sentido perpendicular ao espaçador, ou seja, a água de alimentação não permeava por este tipo de espaçador, apenas a solução eletrolítica tinha contato com ele (ALTMEIER, 2018).

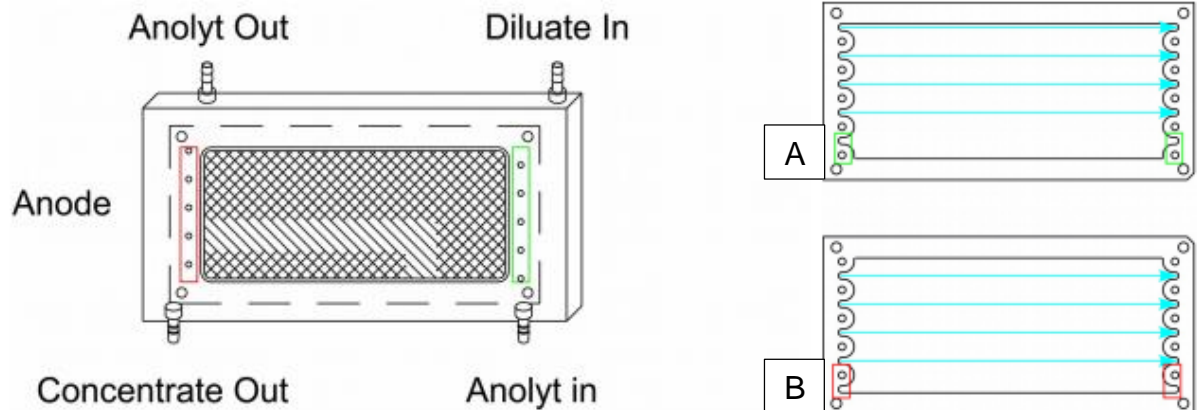
Figura 10: Diferença entre espaçador final e espaçadores internos



Fonte: adaptado de ALTMEIER, 2018.

No empilhamento de membranas, entre as MTCs-finais, havia 20 pares de célula composto por 20 MTAs, 19 MTCs e 40 espaçadores idênticos, cujas posições definiam se eram espaçador de diluído ou de concentrado (Figura 11), portanto foram posicionados de forma a se ter 20 espaçadores de diluído alternados com 20 espaçadores de concentrado com cada um localizado entre uma MTA e uma MTC (ALTMEIER, 2018).

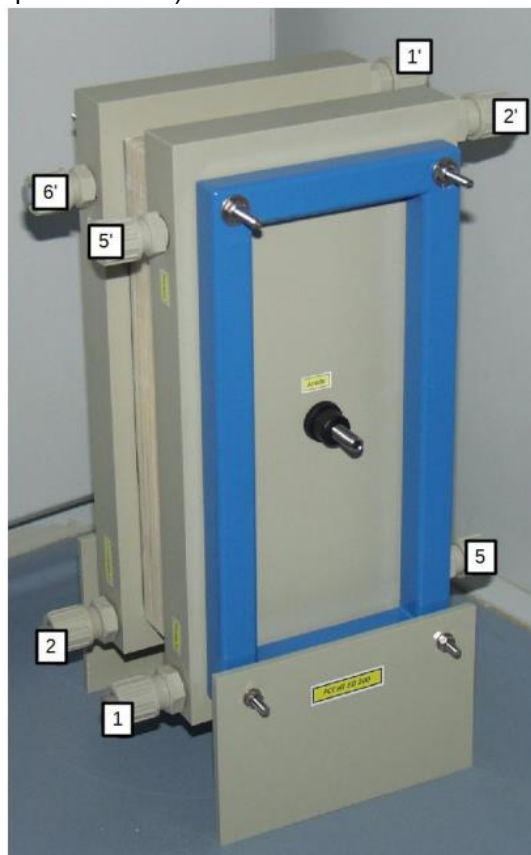
Figura 11: Câmara anódica com indicações de entrada de diluído e saída de concentrado e espaçadores de diluído (A) e de concentrado (B)



Fonte: ALTMEIER, 2018.

A entrada de diluído (número 1 da Figura 12) encontrava-se abaixo da câmara anódica e saída (número 1' da Figura 12) acima da câmara catódica e a entrada de concentrado (número 2 da Figura 12) encontrava-se abaixo da câmara catódica e saída (número 2' da Figura 12) acima da câmara anódica.

Figura 12: Módulo de ED com indicação da entrada e saída de diluído (1 e 1', respectivamente), entrada e saída de concentrado (2 e 2', respectivamente), entrada e saída de solução eletrolítica na câmara anódica (5 e 5', respectivamente) e entrada e saída da solução eletrolítica na câmara catódica (6 e 6', respectivamente)



Fonte: ALTMEIER, 2018.

A solução eletrolítica (Na_2SO_4 a 0,25M) entrava pela parte inferior da câmara anódica, percorria a câmara de forma ascensional e, ao sair pela parte superior da câmara anódica, era direcionada por mangueira para a parte inferior da câmara catódica. Na câmara catódica a solução eletrolítica também possuía fluxo ascensional e, ao sair pela parte superior da câmara, era direcionada ao seu reservatório. As câmaras anódica e catódica foram conectadas a uma fonte de corrente contínua por onde a tensão ou a corrente elétrica poderiam ser controladas.

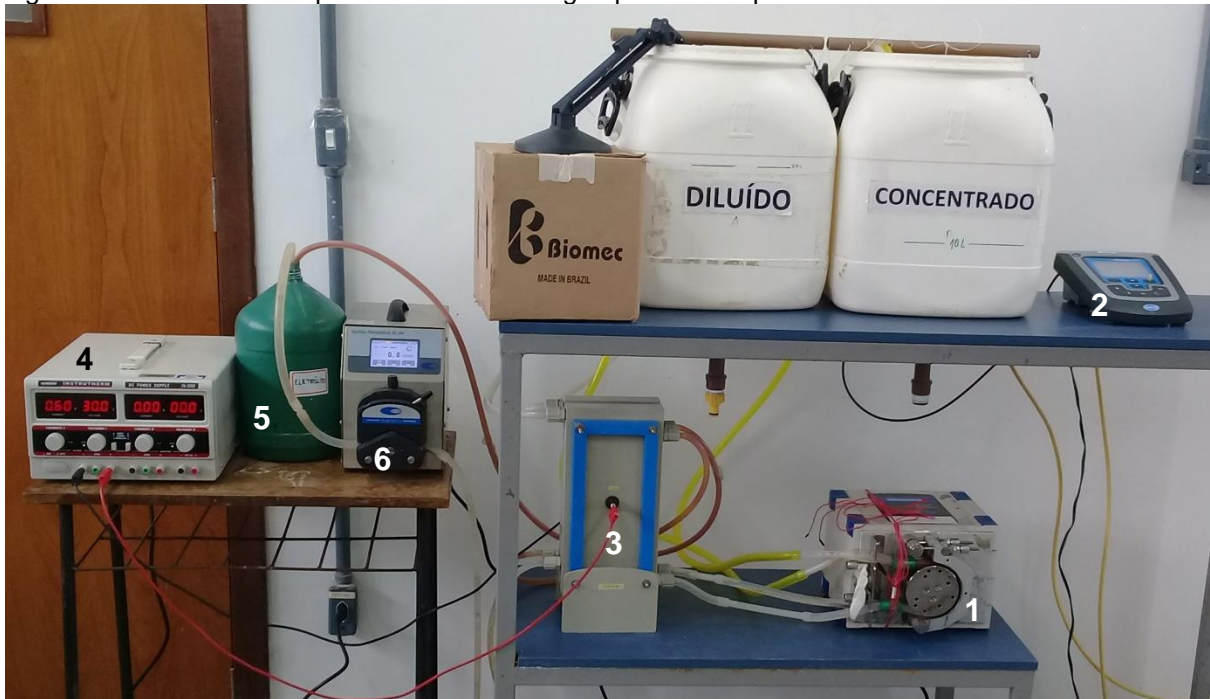
4.7.3 Fonte de Corrente Contínua

Na câmara anódica e catódica do módulo de ED foram conectadas uma fonte de corrente contínua da marca Instrutherm, modelo FA-3050 que, de acordo com o manual do equipamento, possuía tensão de entrada de 110V ou 220V e tensão de saída (que foi conectada ao módulo de ED) de 0 a 32V (precisão de $\pm 1\%$ ± 2 dígitos) e corrente elétrica de saída de 0 a 5A (precisão de $\pm 2\%$ ± 2 dígitos). Além disso, no manual também estava indicado que a temperatura ambiente admissível de operação devia estar entre 0°C e 40°C e umidade relativa de 20 a 80%.

4.8 MONTAGEM DO SISTEMA DE ELETRODIÁLISE

A bomba hidráulica do tipo peristáltica de diluído e concentrado foi colocada abaixo dos reservatórios de diluído e de concentrado. Dentro de cada um destes recipientes foi colocado uma sonda, sendo ambas conectadas à Sonda Multiparâmetros Hach HQ440d (localizada ao lado do recipiente de concentrado) previamente calibrada com solução de padrão de condutividade ($146,9 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$). O módulo de ED foi posicionado ao lado da bomba peristáltica de diluído e concentrado (Figura 13).

Figura 13: Sistema de ED para tratamento de água pré-tratada por CFS-F



- (1) Bomba peristáltica de diluído e de concentrado
- (2) Equipamento Multiparâmetros Hach HQ440d
- (3) Módulo de ED
- (4) Fonte de corrente contínua
- (5) Tanque de eletrólito
- (6) Bomba peristáltica de eletrólito

Fonte: a autora.

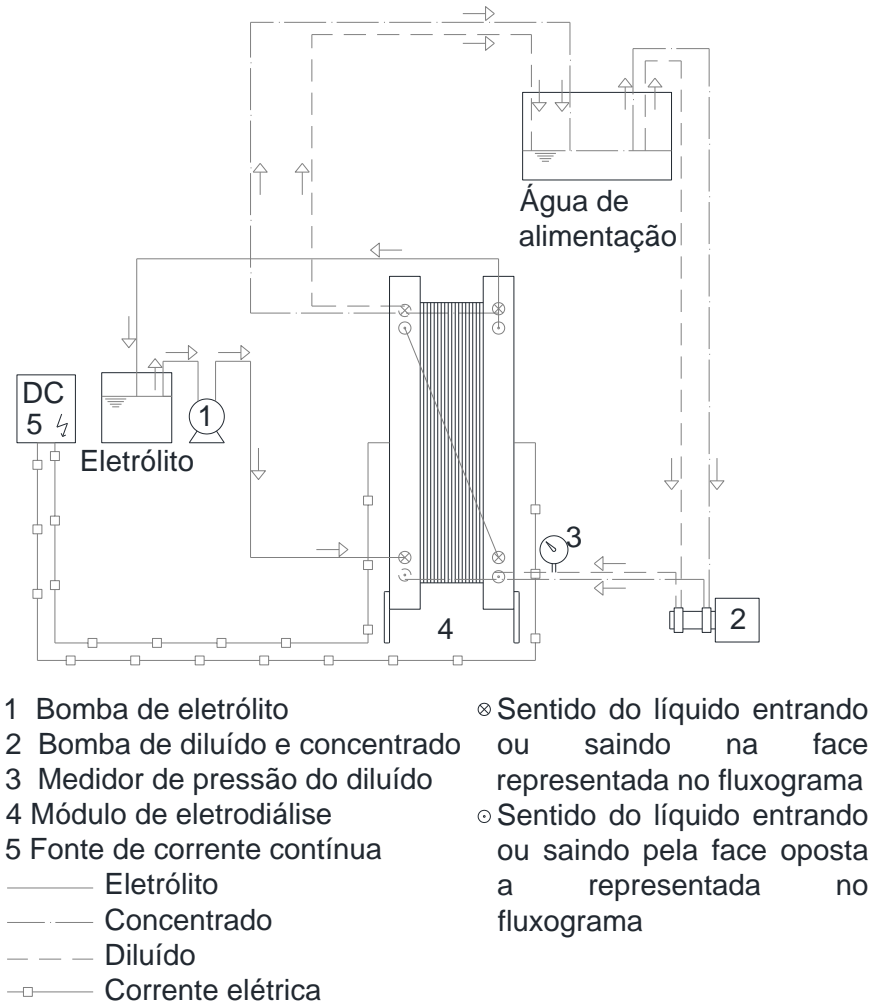
O reservatório de eletrólito foi posicionado entre a fonte de corrente contínua e a bomba hidráulica, todos em nível acima do módulo de ED e abaixo dos reservatórios de diluído e de concentrado.

4.9 OPERAÇÃO DO SISTEMA DE ELETRODIÁLISE

4.9.1 Determinação da Densidade de Corrente Limite

A I_{lim} foi determinada pelo método de Cowan e Brown (1959). Para determinação I_{lim} foi colocado 10L de água pré-tratada dentro de um único reservatório (Figura 14), pois alterações na diferença de SDT entre diluído e concentrado acarretam alterações na resistência do tratamento, portanto, quando se mantém a tensão constante observa-se alterações na densidade de corrente elétrica e vice-versa (QASEM; QURESHI; ZUBAIR, 2018). Além disso, foi colocado 5L de solução eletrolítica (Na_2SO_4 a 0,25M) dentro do reservatório de eletrólito.

Figura 14: Representação esquemática da unidade de ED para determinação da I_{lim} utilizando água pré-tratada por CFS-F para alimentação do sistema



Fonte: a autora.

Os líquidos dos reservatórios foram direcionados para as bombas hidráulicas peristálticas (números 1 e 2 da Figura 14), com o líquido de alimentação (água pré-tratada) possuindo duas saídas, sendo direcionada à bomba de diluído e concentrado por mangueiras independentes (número 2 da Figura 14). Entre a saída da bomba hidráulica e a entrada na ED no circuito do diluído foi conectada um medidor de pressão (número 3 da Figura 14) para verificar possível aumento da pressão durante o tratamento devido a incrustação (MA *et al.*, 2021).

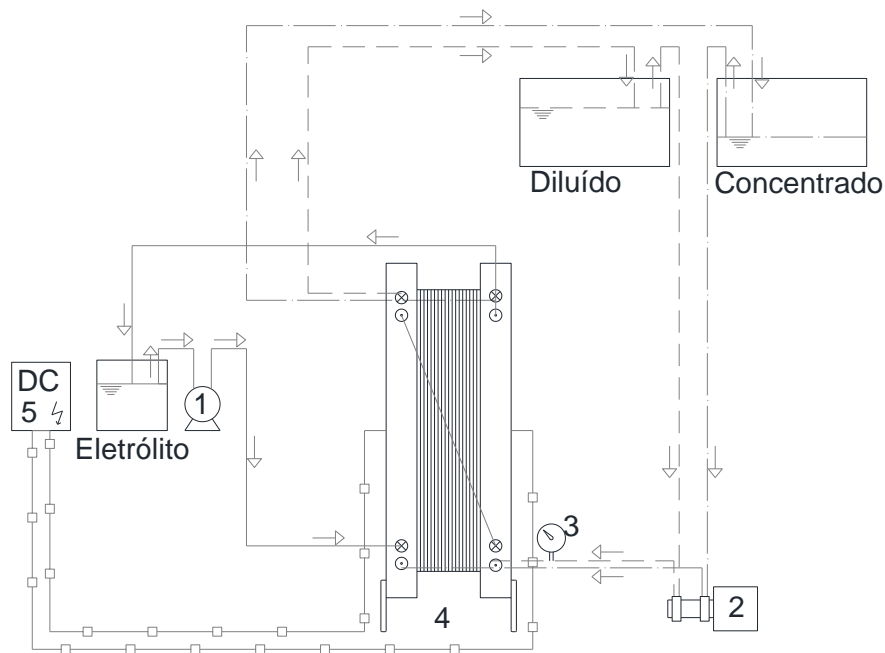
Depois de passarem pelas bombas hidráulicas, o eletrólito, diluído e concentrado eram direcionados às suas respectivas entradas no módulo de ED (número 4 da Figura 14) que estava conectada a uma fonte de corrente contínua (número 5 da Figura 14). Após saírem do módulo de ED, o eletrólito, o diluído e o concentrado eram direcionados aos reservatórios de onde saíram inicialmente, completando o ciclo de recirculação.

Durante o fluxo de diluído e concentrado foi realizada a alteração do valor da tensão de 0 a 30V aplicada ao módulo de ED. Semelhante ao trabalho desenvolvido por Galuchi (2010), os valores de tensão foram aumentados em 1,0V por 30 segundos, sendo anotado o valor da corrente elétrica obtida 5 segundos antes de alterar o valor da tensão.

4.9.2 Tratamento por Eletrodiálise

Foram colocados 10L de água pré-tratada no reservatório de concentrado e 20L no reservatório de diluído de acordo com trabalhos anteriormente feitos em laboratório (VARGAS, 2019; ARRUDA, 2020), com objetivo de obter maior volume de água tratada e menor volume de água residuária. Além disso, foram colocados 5L de solução eletrolítica (Na_2SO_4 a 0,25M) no reservatório de eletrólito (Figura 15).

Figura 15: Representação esquemática da unidade de ED aplicada ao tratamento de água pré-tratada por CFS-F



- | | |
|----------------------------------|---|
| 1 Bomba de eletrólito | ⊗ Sentido do líquido entrando ou saindo na face representada no fluxograma |
| 2 Bomba de diluído e concentrado | ⊙ Sentido do líquido entrando ou saindo pela face oposta a representada no fluxograma |
| 3 Medidor de pressão do diluído | |
| 4 Módulo de eletrodiálise | |
| 5 Fonte de corrente contínua | |
| — Eletrólito | |
| - - - Concentrado | |
| . . . Diluído | |
| -□- Corrente elétrica | |

Fonte: a autora.

A unidade de ED operou com recirculação de diluído, concentrado e de solução eletrolítica (Figura 15). Os três líquidos saíam de seus respectivos reservatórios por mangueiras e, com fluxo direcionado por suas respectivas bombas hidráulicas com vazão de $1750\text{mL}\cdot\text{min}^{-1}$ (números 1 e 2 da Figura 15), eram direcionados as suas respectivas entradas no módulo de ED (número 4 da Figura 15), havendo um medidor de pressão conectado ao circuito de diluído antes da entrada no módulo de ED (número 3 da Figura 15).

Os três líquidos possuíam fluxo ascensional dentro do módulo de ED com o diluído permeando pelos espaçadores de diluído, o concentrado pelos espaçadores de concentrado e a solução eletrolítica fluindo dentro das câmaras anódica e catódica, com estas últimas conectadas à uma fonte de corrente contínua (número 5 da Figura 15). Ao sair do módulo de ED os três líquidos retornavam aos seus respectivos reservatórios.

De acordo com as instruções do manual, as limpezas das membranas deveriam ser realizadas com solução de 5 a 10% de ácido clorídrico (HCl) quando ocorresse queda de pressão por par célula de 0,5bar (ALTMEIER, 2018).

Durante o tratamento aplicou-se 80% de I_{lim} ou, caso não fosse obtido a I_{lim} pelo método adotado, aplicou-se 30V (tensão máxima permitida para o equipamento de ED) e anotou-se a cada 5min os valores de tensão e de corrente elétrica. Além disso, foi realizada a medição simultânea de SDT e temperatura nos reservatórios de diluído e de concentrado com uso de duas sondas conectadas à Sonda Multiparâmetros Hach HQ440d. O intervalo de medições de SDT era de um minuto. Operou-se o tratamento até obter concentração de SDT menor que $100\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ no reservatório de diluído.

4.10 ANÁLISE DE QUALIDADE DE ÁGUA

As análises de qualidade de água foram realizadas no Laboratório de Recursos Hídricos e no Laboratório de Saneamento, localizados no Bloco E da Universidade Estadual de Ponta Grossa – UEPG.

Para as amostras coletadas do afluente do sistema (água salobra bruta), amostras do efluente ao pré-tratamento e efluentes da unidade de ED (diluído e concentrado) foram realizadas as análises físico-química de qualidade da água.

Foram realizadas medições de pH, temperatura e SDT por Sonda Multiparâmetros Hach HQ440d (calibração realizada antes de iniciar cada teste e

sempre que o equipamento era ligado, sendo realizada calibração do eletrodo de pH com solução tampão buffer de pH 4,0 e 7,0 e calibração das sondas de SDT com solução padrão de condutividade – $146,9 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), turbidez por Turbidímetro DM-TU – Digimed e cor aparente por colorímetro Digimed-DM. Também foram feitas análises de SST (2540 B), de acordo com a metodologia descrita em APHA (1998).

A eficiência do tratamento foi obtida a partir da comparação dos parâmetros do afluente e efluente ao pré-tratamento e do afluente e efluente à ED.

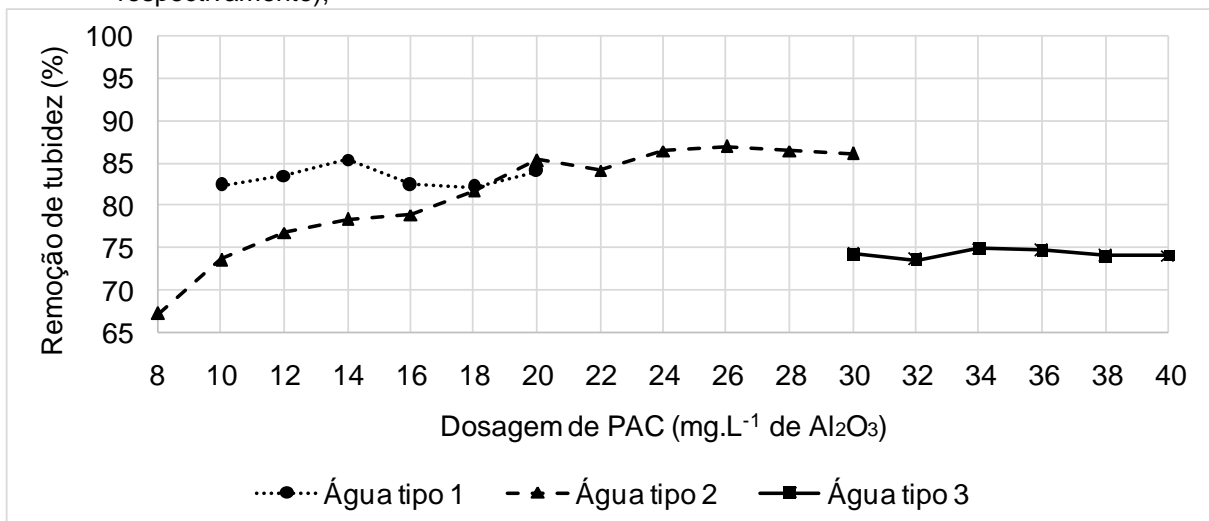
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 PRÉ-TRATAMENTO

5.1.1 Jar Test

Para água tratada com concentração de $1000 \pm 180 \text{mg.L}^{-1}$ de SDT obteve-se a maior remoção de turbidez de 85,43%, correspondente a dosagem de PAC de 14mg.L^{-1} de Al_2O_3 . Para a concentração de $2000 \pm 180 \text{mg.L}^{-1}$ de SDT obteve-se dosagem de PAC mais eficaz de 26mg.L^{-1} de Al_2O_3 com remoção de turbidez de 87,00%. Já para a concentração de $3000 \pm 180 \text{mg.L}^{-1}$ de SDT a menor turbidez correspondeu a dosagem de PAC de 34mg.L^{-1} de Al_2O_3 , com remoção de 74,95% (Figura 16).

Figura 16: Remoções de turbidez obtidas no ensaio por *Jar Test* para dosagens de PAC de 10 a 20, 8 a 30 e 30 a 40 mg.L^{-1} de Al_2O_3 no tratamento de água salobra com concentrações de 1000, 2000 e 3000 $\pm 180 \text{mg.L}^{-1}$ de SDT, respectivamente (denominadas como água tipo 1, 2 e 3, respectivamente),



Fonte: a autora.

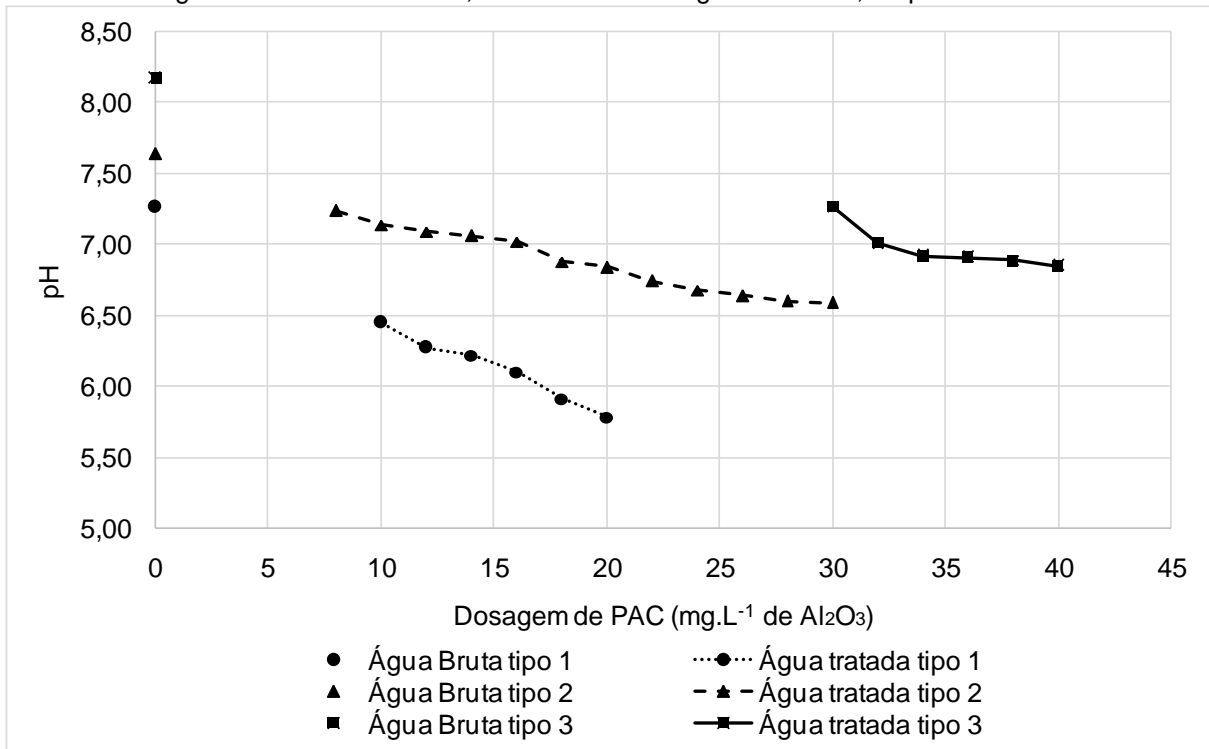
Foi realizado ensaio por *Jar Test* para concentração afluyente de $2000 \pm 180 \text{mg.L}^{-1}$ de SDT com dosagens de PAC entre 8 a 18mg.L^{-1} de Al_2O_3 porém, nesta faixa de dosagem de coagulante, a menor turbidez foi correspondente à dosagem de 18mg.L^{-1} de Al_2O_3 (limite superior da faixa de dosagem testada), ou seja, a dosagem de PAC mais eficaz poderia corresponder a valores acima do intervalo testado. Por isso, foi realizado *Jar Test* com dosagens de PAC no intervalo de 20 a 30mg.L^{-1} de Al_2O_3 para as concentrações afluentes de 2000mg.L^{-1} de SDT. Para a concentração de 3000mg.L^{-1} de SDT ensaios preliminares indicaram a necessidade de concentrações acima de 30mg.L^{-1} de Al_2O_3 de coagulante.

É necessário o uso constante do equipamento *Jar Test* em ETAs para obter a dosagem de PAC mais eficaz a ser aplicada ao tratamento na etapa de coagulação devido às variações de turbidez da água bruta (KWEON *et al.*, 2009). O aumento de concentração de SDT da água de alimentação tende a reduzir a dupla camada elétrica que se encontra ao redor dos coloides, de forma a facilitar a sedimentação dos sólidos em suspensão (HOWE *et al.*, 2016), fato este que se encontra em contradição com os resultados obtidos, evidenciando que a proveniência da água de alimentação (misturas de diferentes águas do rio e do mar) influenciou a dosagem de PAC.

A mistura que contém água do mar (concentração inicial de $3000 \pm 180 \text{mg.L}^{-1}$) foi a que apresentou menor remoção de turbidez em relação às misturas que continham apenas concentrado de OR, o que pode ter ocorrido devido às características da água do mar que poderia conter matéria orgânica e grãos de areia. Além disso, os coloides normalmente apresentam carga elétrica negativa (DI BERNARDO; DANTAS, 2005), então se houver maior concentração de ânions do que cátions na mistura, pode ocorrer o aumento ao invés da redução da dupla camada elétrica ao redor dos coloides e os ânions estariam contribuindo para elevar a carga elétrica negativa ao redor dos coloides afastando-os ainda mais entre si, mas para confirmar isto seria necessário um estudo mais aprofundado sobre os compostos iônicos presentes na mistura.

A eficiência da remoção de turbidez também está relacionada com o pH afluente da água, sendo possível obter resultados mais eficientes para pH inicial acima de 6 ao usar PAC como coagulante no tratamento de água de rio (YANG; GAO; YUE, 2010). Neste trabalho foi avaliado o efeito das dosagens de coagulante no pH natural da água salobra, onde todos os valores de pH estavam acima de 7,0 e abaixo de 8,5 (Figura 17).

Figura 17: pH da água bruta e pH da água após ensaio por *Jar Test* nas concentrações de 1000, 2000 e 3000 $\pm 180 \text{mg.L}^{-1}$ de SDT (denominadas como água tipo 1, 2 e 3, respectivamente) com dosagens de PAC de 10 a 20, 8 a 30 e 30 a 40 mg.L^{-1} de Al_2O_3 , respectivamente



Fonte: a autora.

Houve redução do pH da água após ensaio por *Jar Test* em todos os testes realizados, ocorrendo maior redução de pH conforme o aumento da dosagem de PAC (Figura 17). Ao tratar mistura de água do mar com esgoto municipal, Mehdizadeh *et al.* (2020) observou menores valores de pH efluente ao *Jar Test* conforme o aumento da dosagem de PAC até atingir pH mínimo de 4,0, onde o aumento da dosagem de PAC resultava em valores constantes de pH efluente.

Em relação às variações de SDT antes e após ensaio por *Jar Test*, ocorreu redução máxima de SDT de 0,92% e mínima de 0,00% entre todos os ensaios por *Jar Test* testados neste trabalho. Isso evidencia que o tratamento por CFS utilizando PAC como coagulante não influencia a concentração de SDT para tratamentos de água com concentração afluente entre 1000 e 3000 $\pm 180 \text{mg.L}^{-1}$ de SDT.

5.1.2 Coagulação, Floculação, Sedimentação e Filtração

5.1.2.1 Sólidos suspensos totais

A remoção de concentração de SST no efluente foi de 99,99, 94,92 e 20,02% para as concentrações de SDT iniciais de 1000, 2000 e 3000 $\pm 180 \text{mg.L}^{-1}$, respectivamente (Tabela 5).

Tabela 5: SST afluente e efluente ao pré-tratamento por CFS-F de água salobra nas concentrações de 1000, 2000 e 3000 $\pm 180 \text{mg.L}^{-1}$ de SDT (denominadas como água tipo 1, 2 e 3, respectivamente)

Água tipo	Afluente (mg.L^{-1} de SST)	Desvio padrão	Efluente (mg.L^{-1} de SST)	Desvio padrão
1	20,32	9,10	ND*	0,14
2	9,86	4,46	0,50	0,07
3	7,67	2,16	6,13	6,62

Fonte: a autora.

*ND: não detectado.

Para a concentração inicial de 1000 $\pm 180 \text{mg.L}^{-1}$ de SDT foi realizada análise para obtenção de SST utilizando 500mL de amostra, e nesta análise os resultados de SST foram iguais a zero. Porém, o método afirma que deve ser filtrado um volume de amostra em que seja possível pesar, no mínimo, 2,5mg de sólidos na balança (subtraindo a massa da membrana final, com sólidos, pela inicial, sem sólidos) (APHA, 1998), o que não ocorreu neste caso. Portanto, se o volume de amostra filtrada fosse maior poderia ser detectado a concentração de SST, por menor que fosse. Por isso, foi realizado aumento do volume de amostra coletada para as análises seguintes (2000 e 3000 $\pm 180 \text{mg.L}^{-1}$ de SDT).

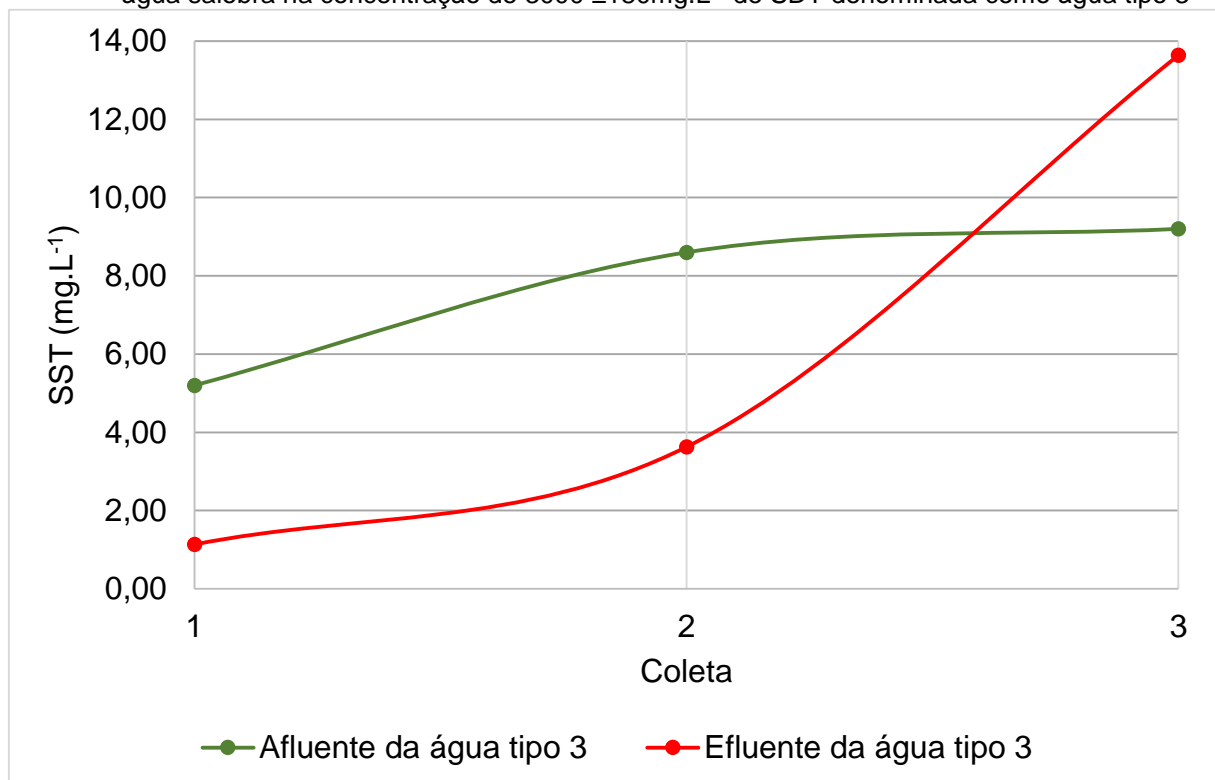
As concentrações de SST de águas superficiais podem ter variações significativas ao longo do ano (XU *et al.*, 2009, FOX; ALEXANDER, 2015, WANG *et al.*, 2018), seja por intensidade de chuvas que carregam sedimentos para os rios (MCCARTHY *et al.*, 2012) ou devido às ações antropológicas, por exemplo (ADEOLA FASHAE *et al.*, 2019). No presente trabalho, as variações de SST afluente podem ter ocorrido tanto pela coleta de água de rios diferentes, quanto pela diluição dos SST ao se realizar a mistura com concentrado de OR ou com água do mar.

A eficiência da remoção de SST normalmente apresenta dados semelhantes à remoção de turbidez, pois os sólidos que estão em suspensão no meio líquido impedem a passagem de luz e causam a turbidez na água (VON SPERLING, 2014). Por isso, a dosagem de PAC pode causar efeito semelhante na remoção de SST e na turbidez da água (DENG *et al.*, 2011).

Utilizando o tratamento por CFS aplicado ao tratamento de água de lavagem de filtro de ETA obteve-se redução de SST média de 78% e máxima de 94% (BRAZÃO; SILVA; VIVACQUA, 2021). SABRY *et al.* (2021) obteve redução de 46 a 53% de sólidos em suspensão ao tratar água de agricultura apenas por filtro de areia, observando aumento global no percentual de remoção entre o sétimo e 28º dia.

A ineficiência da redução de SST na concentração de $3000 \pm 180 \text{mg.L}^{-1}$ de SDT pode ter ocorrido devido à saturação do meio filtrante durante este tratamento (Figura 18), evidenciando a necessidade de limpeza do filtro. Além disso, observa-se o aumento de SST na última coleta do efluente em relação ao afluente, o que pode ter ocorrido devido ao carreamento de SST que já estavam anteriormente no filtro e à variabilidade nas características das amostras coletadas em relação à população (toda a água presente no processo).

Figura 18: SST para as três coletas realizadas de afluente e efluente ao pré-tratamento por CFS-F de água salobra na concentração de $3000 \pm 180 \text{mg.L}^{-1}$ de SDT denominada como água tipo 3



Fonte: a autora.

O uso de outro tipo de filtro, por exemplo, filtração dupla com areia e antracito, ou alterar as dimensões da camada filtrante pode elevar a eficiência do processo e aumentar o intervalo de tempo necessário para a limpeza (DI BERNARDO; DANTAS, 2005).

5.1.2.2 Turbidez

Obteve-se redução de turbidez de 98,45, 97,23 e 78,13% efluente do pré-tratamento para os tratamentos para as concentrações iniciais de 1000, 2000 e $3000 \pm 180 \text{mg.L}^{-1}$ de SDT (Tabela 6).

Tabela 6: Turbidez afluente e efluente ao pré-tratamento por CFS-F de água salobra nas concentrações de 1000, 2000 e 3000 $\pm 180\text{mg.L}^{-1}$ de SDT (denominadas como água tipo 1, 2 e 3, respectivamente)

Água tipo	Afluente (NTU)	Desvio padrão	Efluente (NTU)	Desvio padrão
1	12,89	4,63	0,20	0,05
2	8,49	4,09	0,24	0,05
3	7,44	1,41	1,63	1,58

Fonte: a autora.

Ao tratar água de poço por CFS com turbidez inicial de aproximadamente 25NTU, pode-se reduzir 91,8% desta turbidez (SENEDA; GARCIA; REIS, 2021). No tratamento por CFS de água para abastecimento, pode-se reduzir até 79% de turbidez da água do poço após otimizações do processo (KAMIWADA; ANDRADE; REIS, 2020). A eficiência do tratamento pode variar de acordo com as características adotadas, como dimensões físicas que devem ser projetadas adequadamente, tipo de coagulante utilizado, gradiente de velocidade para coagulação e floculação e tempo de detenção do líquido em cada etapa, por exemplo (DI BERNARDO; DANTAS, 2005).

No presente trabalho, o tratamento com concentração inicial de SDT de 3000 $\pm 180\text{mg.L}^{-1}$ apresentou menor redução de turbidez, fato este também detectado na dosagem de PAC na etapa de *Jar Test* (item 5.1.1) em relação às concentrações de 1000 e 2000 $\pm 180\text{mg.L}^{-1}$ de SDT. Além disso, na última coleta do tratamento de água afluente com 3000 $\pm 180\text{mg.L}^{-1}$ de SDT observou-se maior turbidez (3,43NTU) em relação às coletas 1 e 2 (0,48 e 0,98NTU, respectivamente), o que é coerente com a concentração de SST observada na última coleta, evidenciando redução da eficiência na filtração e necessidade de limpeza do meio filtrante (item 5.1.2.1). Apesar da redução da eficiência do tratamento observada na última coleta, tem-se que todos os valores de turbidez se enquadram no padrão de potabilidade, que permite valor máximo de 5NTU para o padrão organoléptico de potabilidade (BRASIL, 2021), porém deve-se atender todos os parâmetros de potabilidade para que a água seja considerada potável.

5.1.2.3 Cor aparente

Para os tratamentos com concentração inicial de 1000 e 2000 $\pm 180\text{mg.L}^{-1}$ de SDT ocorreu redução de cor aparente foi de 99,9% e para a concentração de 3000 $\pm 180\text{mg.L}^{-1}$ de SDT a redução foi de 85,05% (Tabela 7).

Tabela 7: Cor aparente afluente e efluente ao pré-tratamento por CFS-F de água salobra nas concentrações de 1000, 2000 e 3000 \pm 180mg.L⁻¹ de SDT (denominadas como água tipo 1, 2 e 3, respectivamente)

Água tipo	Afluente (uC)	Desvio padrão	Efluente (uC)	Desvio padrão
1	27,90	4,27	0,00	0,00
2	23,37	5,45	0,00	0,00
3	22,89	3,14	3,42	4,83

Fonte: a autora.

Assim como foram obtidos, para afluente a 3000 \pm 180mg.L⁻¹ de SDT, maiores valores de SST e de turbidez na última coleta, foi obtido maior cor aparente na terceira coleta também (9,0uC) em relação às coletas 1 e 2 (0,5 e 0,8uC). A cor aparente foi medida em equipamento sem a centrifugação ou filtração por membrana da amostra, por isso ela é influenciada pelo parâmetro de turbidez (APHA, 1998).

A Portaria GM/MS nº888 define o valor máximo admissível de cor aparente de 15uC para a água ser considerada potável (BRASIL, 2021). O afluente ao tratamento por CFS-F não atendia a este parâmetro, mas a efluente sim, o que indica que o tratamento por CFS-F adotado é eficiente na remoção de cor aparente da água.

Brazão, Silva e Vivacqua (2021) obtiveram redução de cor aparente média igual a 62% e máxima de 81% ao tratar água de lavagem de filtro por CFS. Melo *et al.* (2021) também observou que, apesar de variações de cor aparente da água bruta, pode-se reduzir este parâmetro para valores que atendem o padrão de potabilidade (máximo de 15uC) em ETAs que utilizam sistema de filtração direta. A remoção de cor aparente da água também é influenciada pelo pH afluente, sendo possível obter maior remoção de cor aparente para pH superior a 6,5 ao tratar água de poço por CFS na faixa de pH entre 4,0 e 9,0 (KAMIWADA; ANDRADE; REIS, 2020).

5.1.2.4 Sólidos dissolvidos totais

No pré-tratamento observou-se variação máxima de SDT entre todas as coletas de afluente e efluente igual a 20mg.L⁻¹ e mínima de 0mg.L⁻¹ (Tabela 8).

Tabela 8: SDT afluente e efluente ao pré-tratamento por CFS-F de água salobra nas concentrações de 1000, 2000 e 3000 \pm 180mg.L⁻¹ de SDT (denominadas como água tipo 1, 2 e 3, respectivamente)

Água tipo	Afluente (mg.L ⁻¹ de SDT)	Desvio padrão	Efluente (mg.L ⁻¹ de SDT)	Desvio padrão
1	987,00	11,14	990,33	5,77
2	1996,67	8,14	1997,67	3,79
3	3033,33	23,09	3023,33	15,28

Fonte: a autora.

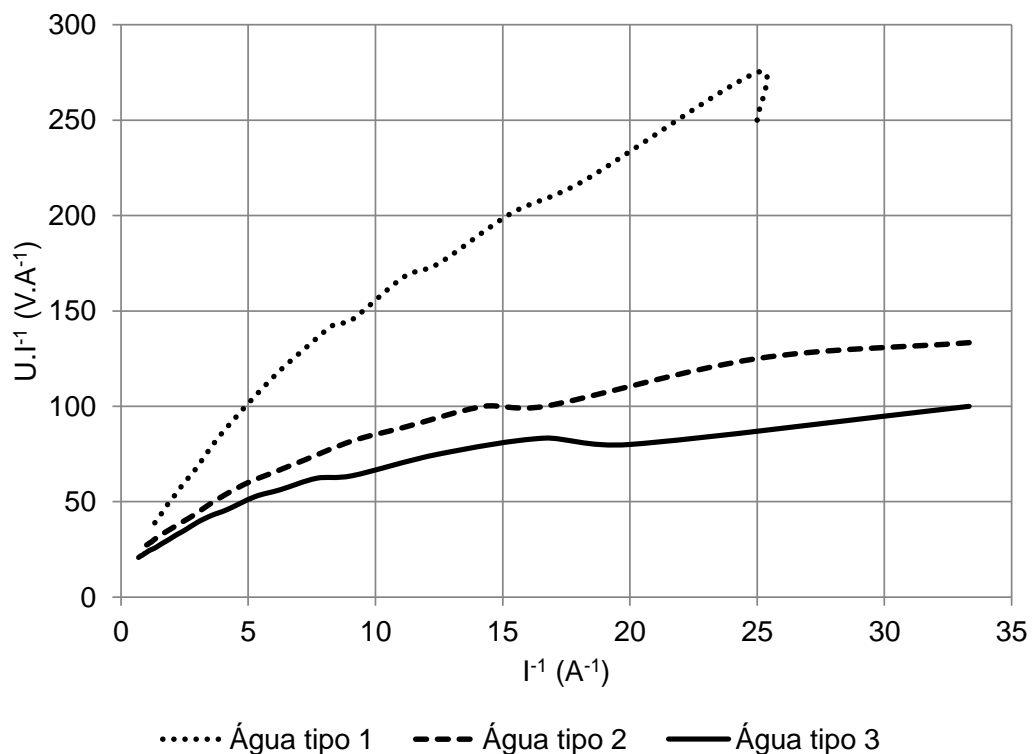
Portanto, pode-se dizer que o pré-tratamento não é eficiente na redução de SDT, pois não remove compostos iônicos do meio líquido, sendo necessário tratamento por dessalinização. O pré-tratamento é necessário para remover sólidos em suspensão, matéria orgânica e microorganismos antes de realizar a dessalinização por ED ou OR, a fim de evitar incrustações e entupimentos nas membranas (GURRERI *et al.*, 2022).

5.2 ELETRODIÁLISE

5.2.1 Determinação da Densidade de Corrente Limite

Para todas as concentrações de SDT testadas não foi observado a inflexão da curva proposta por Cowan e Brown (1959) para tensões entre 0 e 30V (Figura 19), ou seja, I_{lim} poderia corresponder a tensões acima de 30V.

Figura 19: Teste experimental de I_{lim} , de acordo com curva proposta por Cowan e Brown (1959), para água salobra nas concentrações de 1000, 2000 e 3000 $\pm 180 \text{mg.L}^{-1}$ de SDT (denominadas como água tipo 1, 2 e 3, respectivamente)



Fonte: a autora.

Em trabalhos que precederam esta pesquisa e utilizando o mesmo equipamento de ED, para água de alimentação com concentração de 3500 mg.L^{-1} de SDT e utilizando Na_2SO_4 como eletrólito, Arruda (2020) obteve I_{lim} de 2,39A e para Vargas (2019) a I_{lim} pode variar de 1,69 a 2,97A de acordo com a vazão da água de alimentação. Estes valores estão acima da densidade de corrente elétrica máxima

atingida durante a determinação de I_{lim} no presente trabalho, onde obteve-se corrente máxima de 0,81, 1,17 e 1,45A ao aplicar tensão de 30V para as concentrações de água de alimentação de 1000, 2000 e 3000 $\pm 180\text{mg.L}^{-1}$ de SDT, respectivamente.

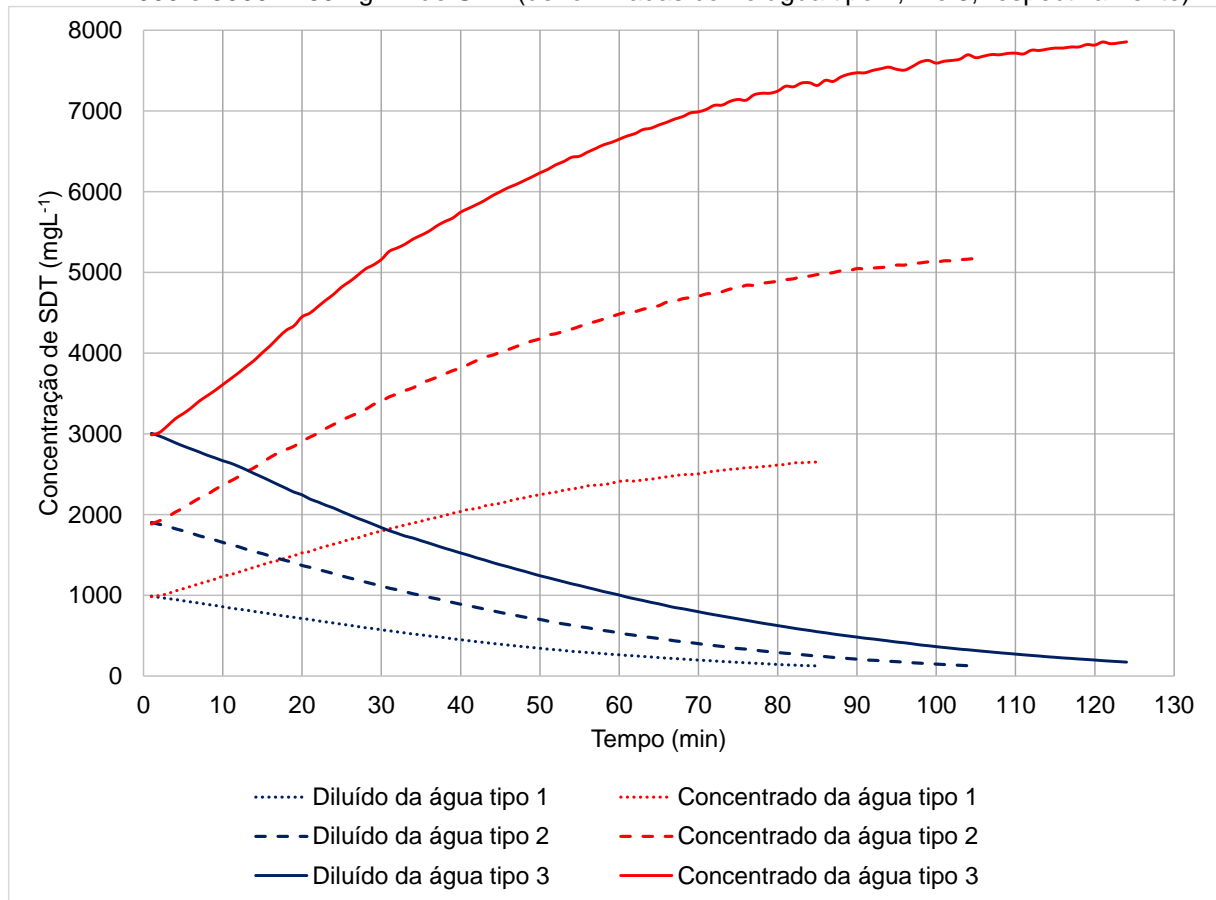
Os diferentes valores de I_{lim} em relação às pesquisas anteriormente realizadas em laboratório (VARGAS, 2019; ARRUDA, 2020) podem ter ocorrido devido à menor vazão da água de alimentação e às menores concentrações de SDT utilizadas no presente trabalho. La Cerva *et al.* (2018) afirma que I_{lim} pode ser influenciada pela vazão da água de alimentação e também observou aumento em I_{lim} com o aumento da concentração do diluído e do concentrado.

É importante obter I_{lim} para se obter melhor eficiência durante o tratamento, pois menor a corrente elétrica resulta em menor transferência de fluxo de íons do diluído para o concentrado, resultando em maior tempo de tratamento (WALKER; KIM; LAWLER, 2014; BALCIK-CANBOLAT *et al.*, 2018). Como o manual do módulo de ED indica que a tensão não deve exceder 30V (item 4.7.2) e não foi identificado o valor de I_{lim} em todos os testes, aplicou-se tensão constante de 30V nos tratamentos por ED e anotou-se o valor da corrente elétrica correspondente a cada 5min.

5.2.2 Medidas Realizadas Durante o Tratamento por Eletrodiálise

Durante todos os tratamentos observou-se redução na concentração de SDT no diluído e aumento no concentrado, que é uma curva característica do tratamento por ED, pois os íons estão passando do diluído para o concentrado através das membranas dentro do módulo de ED (Tabela 12, Tabela 13 e Tabela 14, APÊNDICE A). Para obter a concentração de SDT no diluído menor que 100mg.L^{-1} observa-se que, quanto maior a concentração de SDT da água de alimentação afluente à ED, maior é a duração do tratamento (Figura 20). Isso ocorre porque há maior quantidade de íons que precisam passar através das membranas para obter diluído efluente com mesma concentração de SDT, logo o tempo de tratamento foi maior para a maior concentração dentro das condições experimentais testadas.

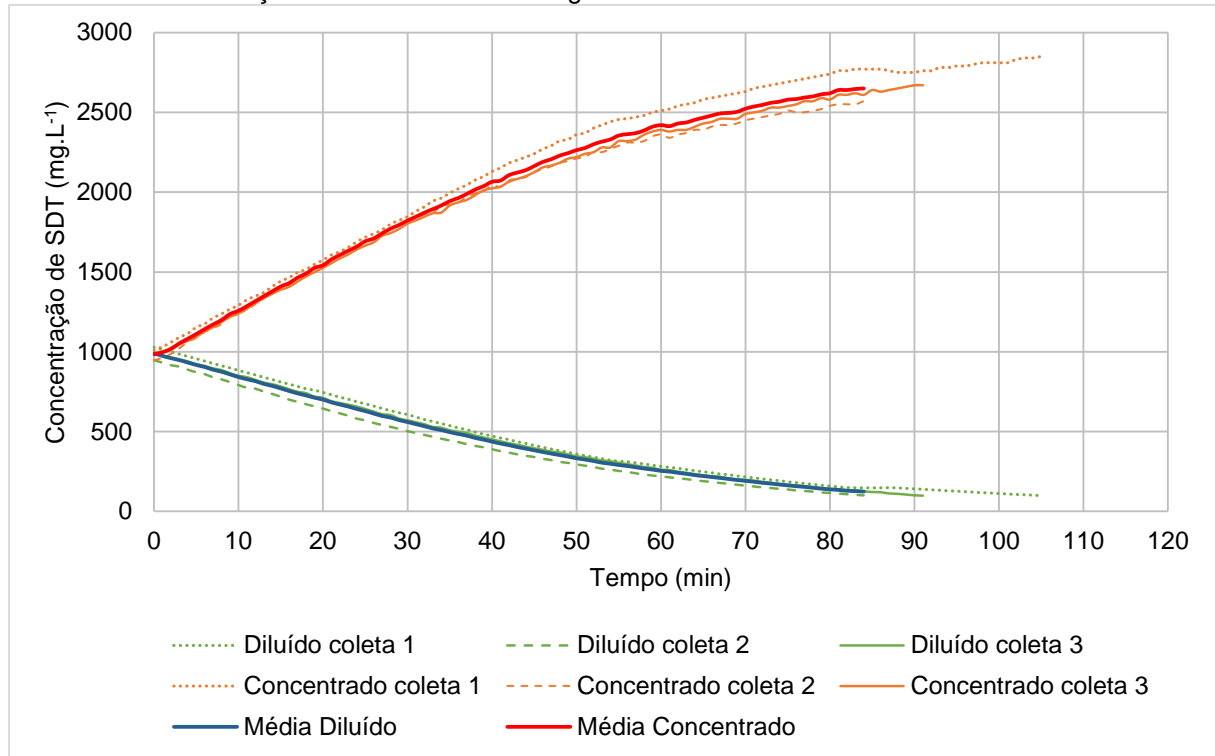
Figura 20: Concentrações de SDT medidas dentro dos reservatórios de diluído e de concentrado durante o tratamento por ED de água salobra pré-tratada com concentrações iniciais de 1000, 2000 e 3000 \pm 180mg.L⁻¹ de SDT (denominadas como água tipo 1, 2 e 3, respectivamente)



Fonte: a autora.

A Figura 20 apresenta as médias de três repetições da ED resultante de 3 coletas efluentes ao pré-tratamento. Com objetivo de obter diluído efluente com concentração menor que 100mg.L⁻¹ de SDT, observa-se que ocorreu variação de tempo de tratamento para as três repetições, como pode ser observado no exemplo da Figura 21 para a concentração afluente de 1000mg.L⁻¹ de SDT. Portanto, foram considerados para a média de SDT do gráfico da Figura 20 os dados obtidos até o menor tempo de tratamento, 84min para concentração afluente de 1000 \pm 180mg.L⁻¹ de SDT, por exemplo. Apesar disso, nos resultados apresentados em tabelas (Tabela 9, Tabela 10 e Tabela 11, do item 5.2.3 a seguir), para o efluente da ED foram considerados os dados ao final de cada tratamento, por exemplo, no tratamento com concentração inicial de 1000 \pm 180mg.L⁻¹ de SDT foi considerado os dados de SDT do efluente nos tempos de 105, 84 e 91min.

Figura 21: Concentrações de SDT, das três repetições e média, medidas dentro dos reservatórios de diluído e de concentrado durante o tratamento por ED de água pré-tratada com concentração inicial de $1000 \pm 180 \text{mg.L}^{-1}$ de SDT

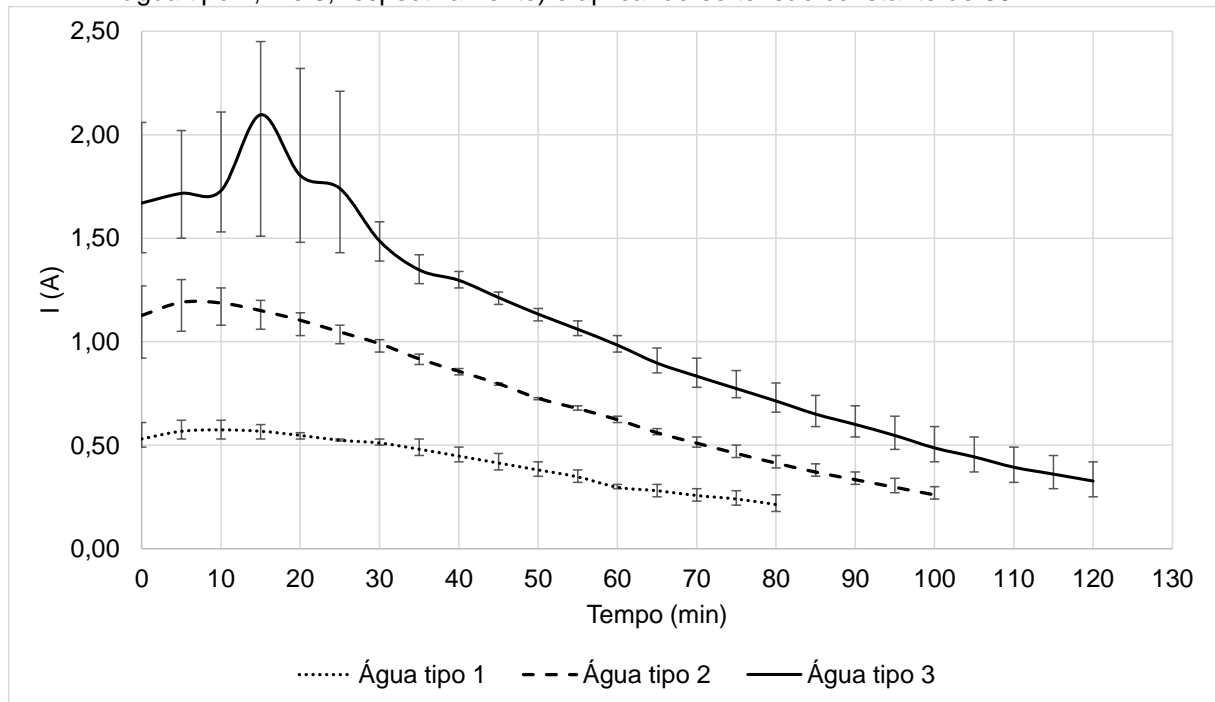


Fonte: a autora.

A passagem de íons tende a ser mais acentuada no início do tratamento e decai ao longo do tempo (Figura 20), fato este também observado em outros trabalhos (WALKER; KIM; LAWLER, 2014; BALCIK-CALBOLAT *et al.*, 2018; VARGAS, 2019; ARRUDA, 2020). A fim de otimizar o tratamento, há autores que optam por utilizar a ED para pré-dessalinização da água, e depois finalizar a dessalinização com OR, onde se adquire água com a qualidade desejada (GURRERI *et al.*, 2022).

O decaimento do fluxo de íons ao longo do tratamento ocorre porque há menor concentração de íons no diluído, resultando em menor quantidade de íons próximos às membranas para permearem para o concentrado (ANADÃO, 2010). Além disso, observa-se redução da densidade de corrente elétrica durante o tratamento (Figura 22), que também contribui para redução de passagem de íons do diluído para o concentrado, pois quanto menor o valor de densidade de corrente elétrica aplicada ao tratamento, mais lento ele será (GHERASIM; KŘIVČÍK; MIKULÁŠEK, 2014).

Figura 22: Valores de densidade de corrente elétrica durante os tratamentos por ED de água pré-tratada com concentração afluente de 1000, 2000 e 3000 $\pm 180 \text{mg.L}^{-1}$ de SDT (denominadas como água tipo 1, 2 e 3, respectivamente) e aplicando-se tensão constante de 30V



Fonte: a autora.

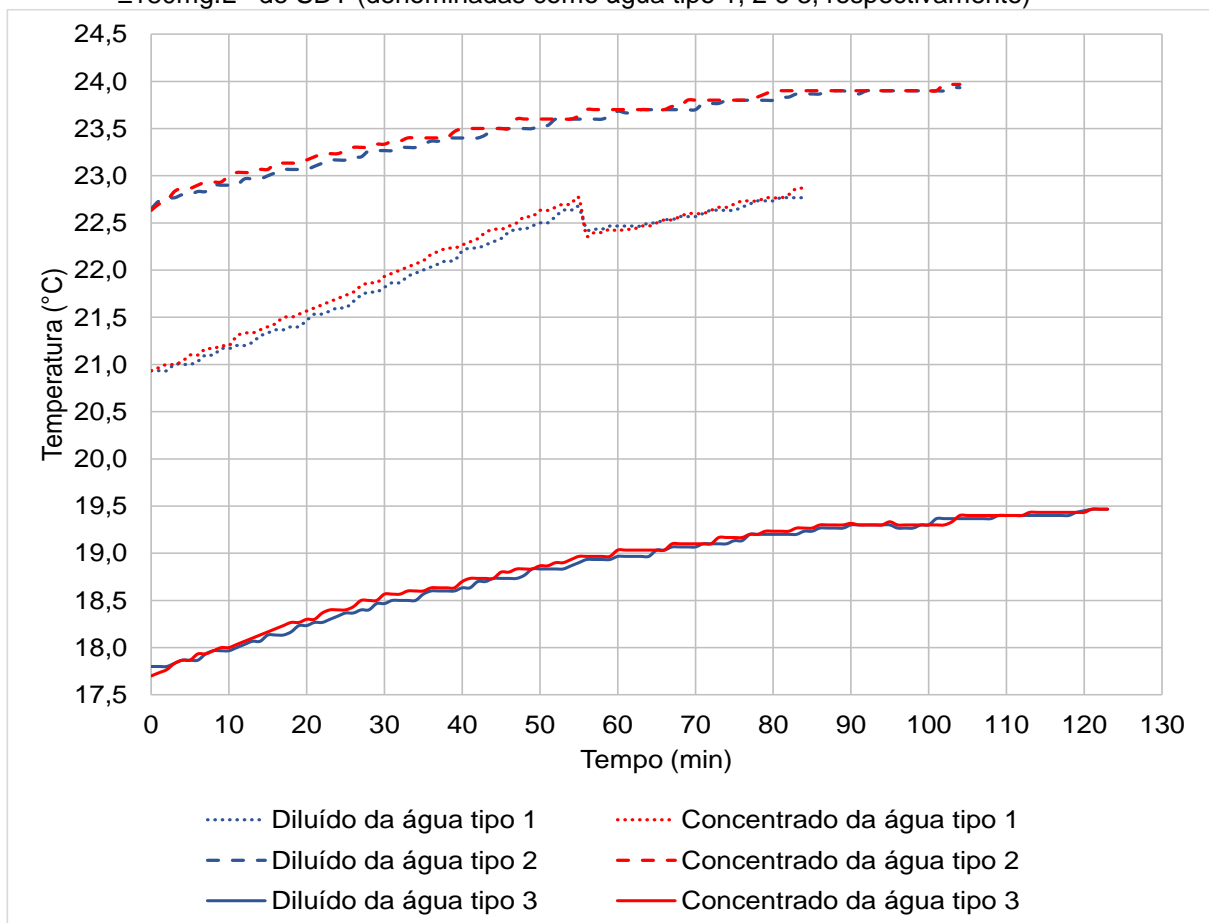
Os valores da densidade de corrente elétrica são proporcionais à concentração de SDT dentro do módulo de ED (Figura 22), pois se há mais íons dissolvidos no meio líquido, há melhor fluidez na passagem de corrente elétrica. E, por sua vez, o maior valor de densidade de corrente elétrica eleva o fluxo de íons do diluído para o concentrado, o que aumenta a produtividade do tratamento. Por isso, apesar de aumentar a concentração de SDT de 1000 para 2000 $\pm 180 \text{mg.L}^{-1}$ se observa que o tempo de tratamento não foi o dobro, mas sim apenas 20 minutos a mais, ou seja, elevar a concentração de SDT não reduziu a eficiência do tratamento.

Para o tratamento de água pré-tratada com concentração inicial de 1000, 2000 e 3000 $\pm 180 \text{mg.L}^{-1}$ de SDT, obteve-se densidade de corrente elétrica média de 0,53, 1,13 e 1,67A no início e de 0,16, 0,21 e 0,22A no final do tratamento, respectivamente. Gherasim, Křivčík e Mikulášek (2014) também observaram que no início do tratamento os valores da densidade de corrente elétrica são maiores quanto maior for a concentração de SDT afluente ao tratar água com concentrações de 100 a 2000 mgPb.L^{-1} e esses valores da densidade de corrente elétrica tendem a se aproximar ao final do tratamento, obtendo-se ainda assim densidade de corrente elétrica ligeiramente superior para maiores concentrações de SDT afluente.

No presente trabalho observa-se ainda o aumento na densidade de corrente elétrica até os primeiros 15 minutos de tratamento, onde ela se apresentava instável. Hayes e Severin (2017) observaram variações de densidade de corrente elétrica durante todo o tratamento, onde os autores também observaram redução de densidade de corrente elétrica, entre o início e o final do tratamento, de até 1,33A ao aplicar tensão constante de 5V no tratamento de água que retorna do fraturamento hidráulico de reservas de gás de xisto. Gurreri *et al.* (2022) observou queda de tensão de aproximadamente 45V e variação de corrente acima de 200A.m⁻² ao tratar água do mar por ED.

Além da densidade de corrente elétrica, outros fatores podem influenciar o tratamento por ED, como a temperatura (VALERO; ARBÓS, 2010; GHERASIM; KŘIVČÍK; MIKULÁŠEK, 2014). Nesta pesquisa observa-se o aumento de temperatura da água durante o tratamento por ED para todos os tratamentos realizados (Figura 23). Ocorreu variação máxima de 1,9°C e mínima de 1,3°C.

Figura 23: Temperaturas medidas dentro dos reservatórios de diluído e de concentrado durante o tratamento por ED de água pré-tratada com concentrações iniciais de 1000, 2000 e 3000 \pm 180mg.L⁻¹ de SDT (denominadas como água tipo 1, 2 e 3, respectivamente)



Fonte: a autora.

Entre os tratamentos, a variação de temperatura pode ter ocorrido devido à variação da temperatura ambiente, o que influencia a temperatura da água. Para afluente a 1000mg.L^{-1} de SDT ocorreu queda de temperatura (entre 50 e 60min) durante o tratamento devido à uma pausa realizada durante um dos experimentos decorrente de adequação na operação. Já o aumento da temperatura durante o tratamento pode ter ocorrido devido ao aquecimento da água por condução do calor em função da fricção. A ED apresenta melhor eficiência para tratamento de água com maior temperatura, (VALERO; ARBÓS, 2010; DÉVORA-ISIORDIA *et al.*, 2021), porém esta temperatura deve ser controlada conforme indicação do manual do equipamento para não danificar as membranas.

5.2.3 Sólidos Dissolvidos Totais Afluente e Efluente a Eletrodialise

Para o tratamento por ED com concentração inicial de $1000 \pm 180\text{mg.L}^{-1}$ de SDT observou-se redução média de SDT igual a 90,01% no diluído e aumento de 274,33% no concentrado (Tabela 9).

Tabela 9: Concentrações afluente e efluente de diluído e de concentrado e tempo de tratamento por ED de água pré-tratada com concentração inicial de $1000 \pm 180\text{mg.L}^{-1}$ de SDT para os três ensaios realizados

Coleta	Diluído			Concentrado		
	1	2	3	1	2	3
SDT inicial (mg.L^{-1} de SDT)	1027	947	993	1010	947	992
SDT final (mg.L^{-1} de SDT)	97,7	99,8	99	2850	2570	2670
Tempo final (min)	105	84	91	105	84	91
SDT médio inicial (mg.L^{-1} de SDT)	989,0			983,0		
SDT médio final (mg.L^{-1} de SDT)	98,8			2696,7		

Fonte: a autora.

Como a operação da ED se prolongou até obter concentração final no diluído menor que 100mg.L^{-1} de SDT, observou-se duração diferente entre os tratamentos. Observou-se maior tempo de tratamento no primeiro ensaio e menor tempo no segundo, que pode ter ocorrido devido às variações de concentrações de SDT antes de iniciar o tratamento, pois a maior concentração foi no primeiro ensaio e a menor foi no segundo.

No tratamento por ED com água pré-tratada com concentração do afluente de $2000 \pm 180\text{mg.L}^{-1}$ de SDT obteve-se remoção média de SDT de 94,78% no diluído e aumento de 276,36% no concentrado (Tabela 10).

Tabela 10: Concentrações afluente e efluente de diluído e de concentrado e tempo de tratamento por ED de água pré-tratada com concentração inicial de $2000 \pm 180 \text{mg.L}^{-1}$ de SDT para os três ensaios realizados

Coleta	Diluído			Concentrado		
	1	2	3	1	2	3
SDT inicial (mg.L^{-1} de SDT)	1941	1921	1845	1906	1922	1824
SDT final (mg.L^{-1} de SDT)	99,8	99,8	98,1	5260	5350	5010
Tempo final (min)	118	106	104	118	106	104
SDT médio inicial (mg.L^{-1} de SDT)	1902,3			1884,0		
SDT médio final (mg.L^{-1} de SDT)	99,2			5206,7		

Fonte: a autora.

O menor tempo de tratamento ocorreu no terceiro ensaio, onde a concentração inicial de SDT era menor e o maior tempo ocorreu no primeiro ensaio, onde a concentração inicial de SDT era maior. Os diferentes valores de concentração de SDT de $2000 \pm 180 \text{mg.L}^{-1}$ entre o efluente do pré-tratamento e o afluente da ED podem ter ocorrido devido à sensibilidade do equipamento de medição de SDT.

Ao tratar água com concentração de SDT inicial de $3000 \pm 180 \text{mg.L}^{-1}$ obteve-se redução de SDT igual a 96,73% no diluído e aumento de 265,85% no concentrado (Tabela 11).

Tabela 11: Concentrações afluente e efluente de diluído e de concentrado e tempo de tratamento por ED de água pré-tratada com concentração inicial de $3000 \pm 180 \text{mg.L}^{-1}$ de SDT para os três ensaios realizados

Coleta	Diluído			Concentrado		
	1	2	3	1	2	3
SDT inicial (mg.L^{-1} de SDT)	3030	3020	2970	3000	3010	2950
SDT final (mg.L^{-1} de SDT)	98	98	99,2	8030	7980	7810
Tempo final (min)	154	123	134	154	123	134
SDT médio inicial (mg.L^{-1} de SDT)	3006,7			2986,7		
SDT médio final (mg.L^{-1} de SDT)	98,4			7940,0		

Fonte: a autora.

O maior tempo de tratamento ocorreu no primeiro ensaio, onde a concentração inicial de SDT também era maior e o menor tempo ocorreu no segundo ensaio, porém a menor concentração de SDT inicial era do terceiro ensaio.

A concentração de SDT de água do mar pode chegar a $38572,4 \text{mg.L}^{-1}$ (equivalente a $52100 \mu\text{S.cm}^{-1}$) e pH de 7,7 (GURRERI *et al.*, 2022). Goodman *et al.* (2013) obteve redução de 70,29% de SDT ao tratar água municipal residuária. Hayes e Severin (2017) obtiveram reduções de 24,34 a 84,68% de SDT no diluído e aumento de 139,33 a 171,52% de SDT no concentrado ao tratar água com concentrações de 31000 a 66750mg.L^{-1} de SDT. Os autores também obtiveram tempos de tratamento

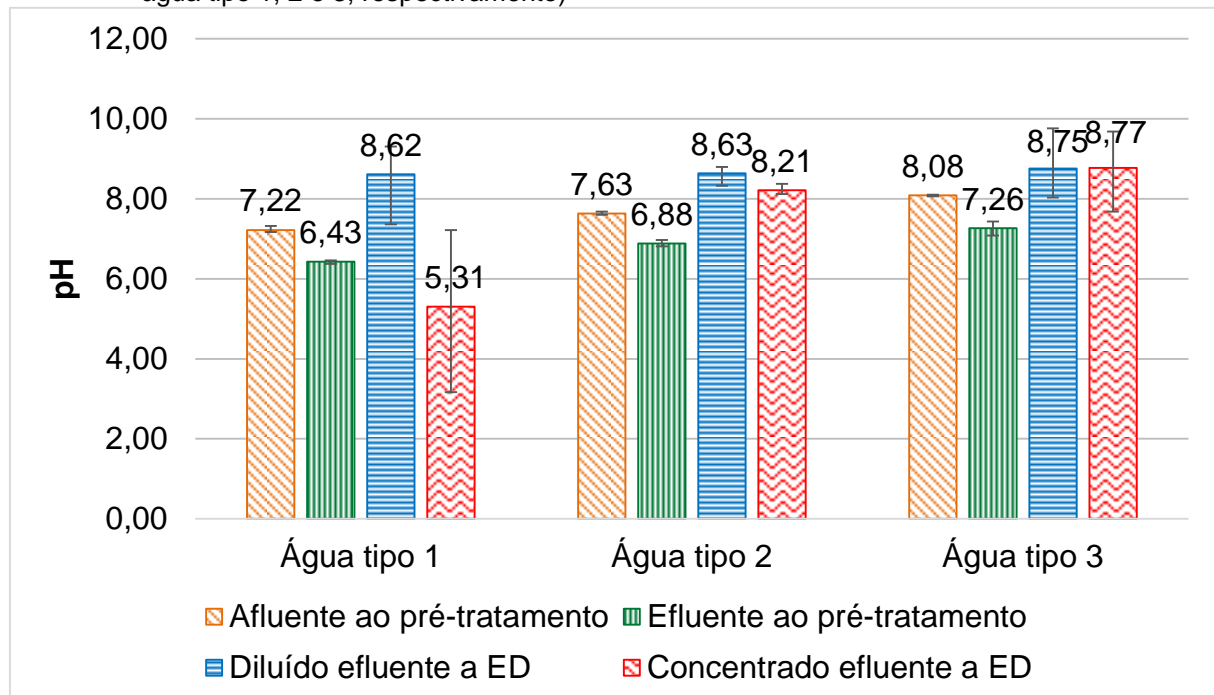
diferentes para cada concentração de SDT da água de alimentação, com variações de 360 a 558 minutos.

A concentração máxima de SDT admissível para água para abastecimento público é de 500mg.L^{-1} (BRASIL, 2021). Além disso, a Resolução CONAMA nº 357 define que a concentração máxima de SDT de água doce é de 500mg.L^{-1} , de 500 a 30000mg.L^{-1} de SDT a água é considerada salobra e acima de 30000mg.L^{-1} de SDT é salina (BRASIL, 2005). O diluído efluente ao tratamento por ED possuía concentração de SDT menor que 100mg.L^{-1} em todos os tratamentos realizados, portanto se enquadra, para este parâmetro, no padrão de potabilidade e como água doce. Porém, há outros parâmetros que devem ser verificados e atendidos para que a água seja considerada potável, além de ser necessário a desinfecção, portanto a água se enquadra no parâmetro de potabilidade para SDT, mas não pode ser considerada potável.

5.3 VARIAÇÕES DE PH

Após o tratamento por CFS-F observa-se que ocorre sempre a redução do pH da água (Figura 24).

Figura 24: pH afluente e efluente ao pré-tratamento por CFS-F e efluente à ED para tratamento de água salobra nas concentrações de 1000, 2000 e $3000 \pm 180\text{mg.L}^{-1}$ de SDT (denominadas como água tipo 1, 2 e 3, respectivamente)



Fonte: a autora.

A redução do pH é recorrente em tratamento por CFS (MEHDIZADEH *et al.* 2020; BRAZÃO; SILVA; VIVACQUA, 2021). Quando o coagulante entra em contato com a água ocorre a hidrólise do PAC (WEI *et al.*, 2015) e os cátions metálicos Al^{3+} reagem com as hidroxilas livres OH^- e, devido à redução de OH^- do meio líquido, a água se torna mais ácida (ALUIZ *apud* CUI *et al.*, 2019).

Conforme já discutido no item 5.1.1, tem-se que a dosagem de PAC foi maior quanto maior a concentração de SDT, porém o pH efluente ao tratamento por CFS-F também foi maior para as maiores concentrações (Figura 24). Isso ocorre devido ao pH afluente ao tratamento, pois nas maiores concentrações de SDT o pH era maior, evidenciando que havia maior quantidade de hidroxilas livres para reagirem com os cátions metálicos do PAC quando havia maior quantidade de íons dissolvidos no meio líquido.

O efluente ao tratamento por CFS-F foi direcionado ao tratamento por ED, onde obteve-se aumento no pH de todos os diluídos efluentes ao tratamento por ED, porém observa-se redução de pH no concentrado efluente para concentração inicial de $1000 \pm 180 mg.L^{-1}$ de SDT e aumento de pH para as concentrações de 2000 e 3000 $\pm 180 mg.L^{-1}$ de SDT (Figura 24).

Xiang *et al.* (2021) observou aumento de pH no concentrado e redução no diluído ao aplicar 80 e 96 $A.m^{-2}$ ao avaliar o efeito de $0,5g.L^{-1}$ de ânion poliacrilamida na água, porém o pH se manteve constante ao aplicar 60 $A.m^{-2}$. Porém, o contrário foi obtido por Abou-Shady *et al.* (2012), onde observado aumento de pH no diluído e redução no concentrado ao usar ED para remover Pb (II) e NO_3^- .

A alteração do pH ocorre devido à dissociação da água em íons H^+ e OH^- (PARK *et al.*, 2006) e as alterações de pH no diluído e no concentrado variam conforme as interações químicas que podem ocorrer com outros compostos iônicos presentes na água e também é afetada pela incrustação nas membranas (LIU *et al.*, 2009; SOSA-FERNANDEZ *et al.*, 2018; XIANG *et al.*, 2021). Além disso, a dissociação da água tende a ocorrer com maior intensidade quando a densidade de corrente elétrica é maior (XU *et al.*, 2021).

No Brasil, o padrão de potabilidade determina que o pH deve estar entre 6,0 e 9,5 (BRASIL, 2021). Portanto o diluído apresenta valores aceitáveis para este parâmetro.

6 CONCLUSÃO

Durante tratamento por CFS-F ocorreu a queda da eficiência do tratamento para concentração afluente de $3000 \pm 180 \text{mg.L}^{-1}$ de SDT, o que pode ter ocorrido devido ao uso de água do mar ao invés de concentrado de OR, maior quantidade de íons no meio líquido ou saturação do meio filtrante. O tratamento por CFS-F apresentou resultados satisfatórios para remoção de SST, turbidez e cor aparente, porém não é eficaz para remoção de SDT, que pode ser removida pela dessalinização por ED.

Durante a determinação de I_{lim} na ED observou-se, para o mesmo valor de tensão aplicada, maiores valores de corrente elétrica para as maiores concentrações de SDT da água de alimentação, indicando que quantidade de íons de diluído e de concentrado influencia a fluidez da corrente elétrica. Não foi possível obter I_{lim} para as condições experimentais testada, portanto, foi adotada a tensão máxima constante indicada pelo manual de ED.

A ED mostrou-se eficaz na remoção de SDT de afluente com 1000, 2000 e $3000 \pm 180 \text{mg.L}^{-1}$ de SDT, apresentando efluente semelhante para as três condições testadas, obtendo-se tempo maior de tratamento para as maiores concentrações. O maior tempo de tratamento ocorre devido a maior quantidade de íons que passam do diluído para o concentrado, mas esse fator é amenizado pelo maior valor de corrente elétrica observada nas maiores concentrações de SDT.

No caso de ocorrência de intrusão salina em águas de abastecimento, pode-se aplicar o tratamento por CFS-F seguido de ED para obter água de qualidade, porém deve-se avaliar todos os parâmetros de potabilidade e realizar a desinfecção da água para que ela seja considerada potável. Para trabalhos futuros, pode-se testar maiores faixas de dosagem de PAC para tratar água salobra, avaliar o desempenho do tratamento por CFS-F ao tratar água salobra em concentrações mais elevadas de SDT ou adicionar ânions e cátions conhecidos e verificar de forma mais profunda como estes compostos iônicos podem afetar os tratamentos convencionalmente utilizados no Brasil. Além disso, a ED é um campo promissor para novas pesquisas, onde pode-se avaliar a eficiência do tratamento ao aplicar diferentes números de pares de célula, aplicar água salobra proveniente de processos industriais, utilizar água de alimentação mais concentrada e testar novos tipos de membranas, por exemplo.

REFERÊNCIAS

- ABDUL-HALIM, N.; DAVEY, K. R. A risk model for *Escherichia coli* survival in a sequential sand-filter (SF) and turbulent flow annular-reactor with ultraviolet irradiation (UV) for potable water production. **Chemical Engineering Science**, v. 243, p. 116736, 2021.
- ABOU-SHADY, A. *et al.* Effect of pH on separation of Pb (II) and NO₃⁻ from aqueous solutions using electrodialysis. **Desalination**, v. 285, p. 46-53, 2012.
- ADEOLA FASHAE, O. A. *et al.* Landuse and surface water quality in an emerging urban city. **Applied Water Science**, v. 9, n. 2, p. 1-12, 2019.
- AL-ASADI, S. A. R. *et al.* Water quality and impacting factors on heavy metals levels in Shatt Al-Arab River, Basra, Iraq. *Applied Water Science*, v. 10, n. 5, p. 1-15, 2020.
- ALAMEDDINE, I.; JAWHARI, G.; EL-FADEL, M. Social perception of public water supply network and groundwater quality in an urban setting facing saltwater intrusion and water shortages. **Environmental management**, v. 59, n. 4, p. 571-583, 2017.
- ALBORNOZ, L. L. *et al.* Electrodialysis applied to the treatment of an university sewage for water recovery. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 7, n. 2, p. 102982, 2019.
- ALMEIDA, J. P. **Eficiência de um sistema de dessalinização de água salobra utilizando ultrafiltração e osmose reversa**. 2017, 113 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária e Ambiental) – Universidade Estadual de Ponta Grossa, Ponta Grossa, 2017.
- ALTMEIER, P. **Electrodialysis cell unit: operation & maintenance instruction**. Alemanha: PCCell GmbH, 2018. 60 p.
- ALUIZ, V. *et al.* **Tratamento da água residuária da lavagem de veículos por coluna de sedimentação combinado com processo oxidativo avançado**. 2019, 88f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária e Ambiental) – Universidade Estadual de Ponta Grossa, Ponta Grossa, 2019).
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION – APHA. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 20 ed., Washington, DC: APHA, 1998.
- AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION – AWWA. **Manual of water supply practices: electrodialysis and electrodialysis reversal**. Denver: AWWA, 1995. 62 p.
- ANADÃO, P. **Ciência e tecnologia de membranas**. São Paulo: Artliber Editora, 2010. 199 p.
- ARRUDA, H. J. **Estudo de viabilidade do processo de eletrodialise para dessalinização em modo operacional de redução de produção de rejeito**. 2020. Monografia (Especialidade em Engenharia e Gestão Ambiental) – Universidade Estadual de Ponta Grossa, Ponta Grossa, 2020.

ASRAF-SNIR, M.; GILRON, J.; OREN, Y. Gypsum scaling of anion exchange membranes in electrodialysis. **Journal of Membrane Science**, v. 520, p. 176-186, 2016.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 12216**: Projeto de estação de tratamento de água para abastecimento público. ABNT, 1992.

BALCIK-CANBOLAT, C. *et al.* A study on near zero liquid discharge approach for the treatment of reverse osmosis membrane concentrate by electrodialysis. **Environmental Technology**, p. 1-10, 2018.

BOVAROTI, T. **Avaliação de um sistema de dessalinização de água salobra em escala piloto**. 2018, 76 f. Dissertação (Engenharia Sanitária e Ambiental) – Universidade Estadual de Ponta Grossa, Ponta Grossa, 2018.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. Resolução nº 357. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**. Brasília, DF, de 15 de junho de 2005.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. Resolução nº 430. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. **Diário Oficial da União**. Brasília, DF, de 13 de maio de 2011.

BRASIL. Ministério da Saúde. Fundação Nacional da Saúde. **Manual de controle de qualidade da água para técnicos que trabalham em ETAS**. Brasília: Funasa, 2014. 112 p.

BRASIL. Ministério da Saúde. Gabinete do Ministério. Portaria de Consolidação nº 5. Consolidação das normas sobre as ações e os serviços de saúde do Sistema Único de Saúde. **Diário Oficial da União**. Brasília, DF, 28 de setembro de 2017.

BRASIL. Ministério da Saúde/Agência Nacional de Vigilância Sanitária. Resolução – RDC nº316. Dispõe sobre os requisitos sanitários da água do mar dessalinizada, potável e envasada. **Diário Oficial da União**. Brasília, 17 e outubro de 2019.

BRASIL. Ministério da Saúde. Gabinete do Ministério. Portaria GM/MS nº888, de 4 de maio de 2021. Altera o Anexo XX da Portaria de Consolidação GM/MS nº5, de 28 de setembro de 2017, para dispor sobre procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. **Diário Oficial da União**. Brasília, DF, 4 de maio de 2021.

BRAZÃO, A. J. C.; SILVA, R. D. R.; VIVACQUA, C. A. Clarificação de águas de lavagem de filtros em estações de tratamento de água por coagulação, floculação e flotação por ar dissolvido. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 26, p. 865-876, 2021.

CHAGAS, F. B. *et al.* Integrated analysis of water quality from two rivers used for public supply in southern Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 29, 2017.

COWAN, D. A.; BROWN, J. H. Effect of turbulence on limiting current in electro dialysis cells. **Industrial Engineering Chemistry Research**, [S.1], v. 51, n. 12, 1959.

DA SILVA, F. P.; MARTINS, J. R. S.; NOGUEIRA, F. F. Impacts of Sea Level Rise on Seawater Intrusion in Cubatão River, Brazil. **Environmental Modeling & Assessment**, v. 25, n. 6, p. 831-841, 2020.

DA SILVEIRA, A. P. P. *et al.* **Dessalinização de águas**. Oficina de Textos, 2015.

DAVIS, M. *et al.* **Tratamento de águas para abastecimento e residuárias: princípios e práticas**. 1. ed. Rio de Janeiro: Elsevier, 2017.

DENG, S. *et al.* Removal of perfluorooctanoate from surface water by polyaluminium chloride coagulation. **Water research**, v. 45, n. 4, p. 1774-1780, 2011.

DENG, Y. *et al.* The integrated impacts of human activities and rising sea level on the saltwater intrusion in the east coast of the Yucatan Peninsula, Mexico. **Natural Hazards**, v. 85, n. 2, p. 1063-1088, 2016.

DÉVORA-ISIORDIA, G. E. *et al.* Effect of Temperature on Diluate Water in Batch Electrodialysis Reversal. **Separations**, v. 8, n. 12, p. 229, 2021.

DI BERNARDO, L.; DANTAS, A. D. B. **Métodos e técnicas de tratamento de água**. 2. ed. São Carlos: RiMa, 2005. 792p.

DŁUGOŁĘCKI, P. *et al.* Ion conductive spacers for increased power generation in reverse electro dialysis. **Journal of membrane science**, v. 347, n. 1-2, p. 101-107, 2010.

FERNANDES JUNIOR, J. **Evaluation of a brackish water desalination pilot system using solar energy**. 2019, 76 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária e Ambiental) – Universidade Estadual de Ponta Grossa, Ponta Grossa, 2019.

FOX, J. T.; ALEXANDER, K. A. Spatiotemporal variation and the role of wildlife in seasonal water quality declines in the Chobe River, Botswana. **PLoS One**, v. 10, n. 10, p. e0139936, 2015.

GALUCHI, T. P. D. **Montagem e caracterização de unidade de eletrodialise em escala de laboratório para tratamento de soluções salinas**. 2010, 79 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2010.

GARCÍA-ÁVILA, F. *et al.* Optimization of water use in a rapid filtration system: a case study. **Water-Energy Nexus**, v. 3, p. 1-10, 2020.

GHARIBI, H. *et al.* A novel approach in water quality assessment based on fuzzy logic. **Journal of Environmental Management**, v. 112, p. 87-95, 2012.

GHERASIM, C.-V.; KŘIVČÍK, J.; MIKULÁŠEK, P. Investigation of batch electro dialysis process for removal of lead ions from aqueous solutions. **Chemical Engineering Journal**, v. 256, p. 324-334, 2014.

GILSTRAP, M. C. **Renewable electricity generation from salinity gradients using reverse electro dialysis**. 2013, 44f. Master's thesis (Master of Science in the School of Civil & Environmental Engineering) – Georgia Institute of Technology, Georgia, 2013.

GOODMAN, N. B. *et al.* A feasibility study of municipal wastewater desalination using electro dialysis reversal to provide recycled water for horticultural irrigation. **Desalination**, v. 317, p. 77-83, 2013.

GURRERI, L. *et al.* Coupling of electromembrane processes with reverse osmosis for seawater desalination: Pilot plant demonstration and testing. **Desalination**, v. 526, p. 115541, 2022.

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

HAYES, T. D.; SEVERIN, B. F. Electro dialysis of highly concentrated brines: Effects of calcium. **Separation and Purification Technology**, v. 175, p. 443-453, 2017.

HOWE, K. J. *et al.* **Princípios de tratamento de água**. São Paulo: Cengage, 2016. 624 p.

KAMIWADA, W. Y.; ANDRADE, P. V.; REIS, A. G. Emprego do cloreto de polialumínio em estudos de tratabilidade de água de abastecimento via coagulação, floculação e sedimentação. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 25, p. 667-676, 2020.

KUNRATH, C. C. N. *et al.* Electro dialysis reversal as an alternative treatment for producing drinking water from brackish river water: A case study in the dry season, northeastern Brazil. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 8, n. 2, p. 103719, 2020.

KWEON, J. H. *et al.* Evaluation of coagulation and PAC adsorption pretreatments on membrane filtration for a surface water in Korea: A pilot study. **Desalination**, v. 249, n. 1, p. 212-216, 2009.

LA CERVA, M. *et al.* Determination of limiting current density and current efficiency in electro dialysis units. **Desalination**, v. 445, p. 138-148, 2018.

LEME, F. P. **Teoria e técnicas de tratamento de água**. 2. ed. Rio de Janeiro: ABES, 1990. 610p.

LIBÂNIO, M. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água**. Campinas: Editora Átomo, 2005. 444 p.

LIU, L.-F. *et al.* Recovery of l-tryptophan from crystallization wastewater by combined membrane process. **Separation and purification technology**, v. 66, n. 3, p. 443-449, 2009.

MCCARTHY, D. T. *et al.* Intra-event variability of *Escherichia coli* and total suspended solids in urban stormwater runoff. **Water research**, v. 46, n. 20, p. 6661-6670, 2012.

MEHDIZADEH, S. *et al.* Reverse electrodialysis for power generation using seawater/municipal wastewater: Effect of coagulation pretreatment. **Desalination**, v. 481, p. 114356, 2020.

MELO, L. D. V. *et al.* Applicability of statistical analysis for performance and reliability evaluation of large-scale water treatment plants with direct filtration systems. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 28, n. 18, p. 22427-22438, 2021.

NAKAZAWA, Y. *et al.* Differences in removal rates of virgin/decayed microplastics, viruses, activated carbon, and kaolin/montmorillonite clay particles by coagulation, flocculation, sedimentation, and rapid sand filtration during water treatment. **Water Research**, v. 203, p. 117550, 2021.

PERSICO, M. *et al.* Prevention of peptide fouling on ion-exchange membranes during electrodialysis in overlimiting conditions. **Journal of Membrane Science**, v. 543, p. 212-221, 2017.

Principais Rios de Ponta Grossa. Disponível em: < <https://www.pitangui.uepg.br/proad/escoteiros/index.php/nos-e-amarras/84-destaque/151-principais-rios-de-ponta-grossa>>. Acesso em 15 e agosto de 2022.

QASEM, N. A. A.; QURESHI, B. A.; ZUBAIR, S. M. Improvement in design of electrodialysis desalination plants by considering the Donnan potential. **Desalination**, v. 441, p. 62-76, 2018.

RICHTER, C. A.; AZEVEDO NETTO, J. M. **Tratamento de água: tecnologia atualizada.** São Paulo: Editora Edgard Blücher, 1991. 332 p.

SABRY, T. I. M. *et al.* The efficiency of the sand filtration unit mixed with different packing materials in drain water treatment in Egypt. **Applied Water Science**, v. 11, n. 6, p. 1-16, 2021.

SCARAZZATO, T. *et al.* Current-voltage curves for treating effluent containing HEDP: determination of the limiting current. **Brazilian Journal of Chemical Engineering**, v. 32, n. 4, p. 831-836, 2015.

SENEDA, R. M.; GARCIA, G. F.; REIS, A. G. Cinética da floculação: um estudo comparativo no uso do cloreto de polialumínio com alta e baixa basicidade e o sulfato de alumínio. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 26, p. 283-290, 2021.

SHA'ARANI, S. *et al.* Removal efficiency of Gram-positive and Gram-negative bacteria using a natural coagulant during coagulation, flocculation, and sedimentation processes. **Water Science and Technology**, v. 80, n. 9, p. 1787-1795, 2019.

SOSA-FERNANDEZ, P. A. *et al.* Electrodialysis-based desalination and reuse of sea and brackish polymer-flooding produced water. **Desalination**, v. 447, p. 120-132, 2018.

TRAN, A. T. K. *et al.* Pellet reactor pretreatment: A feasible method to reduce scaling in bipolar membrane electrodialysis. **Journal of colloid and interface science**, v. 401, p. 107-115, 2013.

VALERO, F.; ARBÓS, R. Desalination of brackish river water using Electrodialysis Reversal (EDR): Control of the THMs formation in the Barcelona (NE Spain) area. **Desalination**, v. 253, n. 1-3, p. 170-174, 2010.

VARGAS, M. C. P. Estudo de otimização da vazão aplicada em um sistema de eletrodialise para o tratamento do concentrado salino resultante da dessalinização por osmose reversa. 2019. Trabalho de Conclusão de Curso – Engenharia Civil, Universidade Estadual de Ponta Grossa, Ponta Grossa, 2019.

VASYUKOVA, E. *et al.* Drinking water production from surface water sources in the tropics: Brasília DF, Brazil. **Environmental Earth Sciences**, v. 65, n. 5, p. 1587-1599, 2012.

VERMAAS, D. A. *et al.* Fouling in reverse electrodialysis under natural conditions. **Water research**, v. 47, n. 3, p. 1289-1298, 2013.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. v. 1, 4. ed. Belo Horizonte: UFMG, 2014. 470 p.

WALKER, W. S.; KIM, Y.; LAWLER, D. F. Treatment of model inland brackish groundwater reverse osmosis concentrate with electrodialysis – Part II: sensitivity to voltage application and membranes. **Desalination**, v. 345, p. 128-135, 2014.

WANG, J. *et al.* Spatial and temporal variations of suspended solid concentrations from 2000 to 2013 in Poyang Lake, China. **Environmental Earth Sciences**, v. 77, n. 16, p. 1-15, 2018.

WEI, N. *et al.* Coagulation behavior of polyaluminum chloride: Effects of pH and coagulant dosage. **Chinese Journal of Chemical Engineering**, v. 23, n. 6, p. 1041-1046, 2015.

XIANG, W. *et al.* Fouling dynamics of anion polyacrylamide on anion exchange membrane in electrodialysis. **Desalination**, v. 507, p. 115036, 2021.

XU, X. *et al.* Pilot Demonstration of Reclaiming Municipal Wastewater for Irrigation Using Electrodialysis Reversal: Effect of Operational Parameters on Water Quality. **Membranes**, v. 11, n. 5, p. 333, 2021.

XU, Y. *et al.* Seasonal dynamics of suspended solids in a giant subtropical reservoir (China) in relation to internal processes and hydrological features. **Quaternary International**, v. 208, n. 1-2, p. 138-144, 2009.

YANG, Z.; GAO, B.; YUE, Q. Coagulation performance and residual aluminum speciation of $Al_2(SO_4)_3$ and polyaluminum chloride (PAC) in Yellow River water treatment. **Chemical Engineering Journal**, v. 165, n. 1, p. 122-132, 2010.

ZHANG, Z. *et al.* Comparison of coagulation performance and floc properties of a novel zirconium-glycine complex coagulant with traditional coagulants. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 21, n. 10, p. 6632-6639, 2014.

ZHAO, D. *et al.* Electrodialysis reversal for industrial reverse osmosis brine treatment. **Separation and Purification Technology**, v. 213, p. 339-347, 2019.

**APÊNDICE A – CONCENTRAÇÕES DE SÓLIDOS DISSOLVIDOS TOTAIS
DURANTE TRATAMENTO POR ELETRODIÁLISE**

Tabela 12: Variação de concentração de SDT durante tratamento por ED com afluente de 1000 $\pm 180 \text{mg.L}^{-1}$ de SDT pré-tratado por CFS-F

Tempo (min)	Diluído	Desvio padrão	Concentrado	Desvio padrão
0	989,0	40,1	983,0	32,4
1	973,7	40,6	996,7	34,6
2	959,7	41,7	1018,3	36,6
3	947,3	38,6	1052,7	34,8
4	932,3	41,4	1081,3	28,4
5	916,7	42,3	1110,7	35,9
6	904,0	41,0	1141,7	28,0
7	887,0	43,6	1171,0	34,8
8	874,3	43,0	1199,0	33,5
9	857,7	44,5	1236,3	25,9
10	841,0	45,5	1256,7	28,9
11	827,3	48,3	1286,0	33,9
12	815,3	43,0	1317,0	27,0
13	798,3	45,0	1348,0	20,0
14	785,7	45,4	1378,3	25,7
15	770,0	47,2	1408,7	28,4
16	753,7	49,0	1430,3	29,9
17	739,0	48,8	1464,7	28,6
18	726,0	49,5	1490,0	22,3
19	711,7	50,4	1525,3	24,3
20	699,7	51,0	1542,0	26,9
21	682,7	51,4	1578,7	25,7
22	669,0	50,7	1606,3	20,6
23	656,3	52,5	1633,3	22,1
24	641,0	54,1	1659,0	25,4
25	628,0	52,7	1692,3	26,1
26	612,7	53,6	1709,7	27,0
27	597,7	52,3	1742,0	19,7
28	587,3	52,3	1771,3	27,5
29	571,7	50,6	1794,3	27,2
30	559,7	52,6	1822,0	21,3
31	546,3	50,5	1846,0	30,0
32	533,3	49,2	1871,3	31,8
33	519,3	48,2	1893,7	42,7
34	509,3	48,7	1916,3	45,0
35	496,0	47,2	1943,7	43,7
36	485,0	45,6	1963,0	49,4
37	474,3	47,3	1988,3	49,1

Continua...

Continuação				
Tempo (min)	Diluído	Desvio padrão	Concentrado	Desvio padrão
38	460,3	44,8	2016,0	51,4
39	449,0	42,8	2037,3	51,8
40	437,0	42,8	2065,0	56,2
41	425,0	42,8	2072,7	67,8
42	414,7	41,9	2106,3	65,6
43	403,0	40,8	2122,7	67,0
44	393,0	40,1	2138,0	71,1
45	382,3	37,6	2163,3	66,4
46	372,0	38,0	2189,3	70,1
47	362,0	36,3	2206,0	72,8
48	352,7	37,3	2229,0	78,8
49	343,0	35,2	2244,7	74,3
50	332,3	33,8	2263,3	83,9
51	324,7	33,9	2276,7	81,4
52	315,7	32,9	2300,0	86,6
53	305,0	33,3	2316,7	90,7
54	298,3	32,5	2330,0	95,4
55	290,5	32,8	2355,0	87,9
56	284,3	33,1	2363,3	83,9
57	276,3	34,0	2370,0	87,2
58	268,3	33,6	2386,7	83,3
59	261,7	33,5	2410,0	79,4
60	253,8	31,8	2420,0	79,4
61	248,9	32,4	2413,3	94,5
62	241,6	31,8	2430,0	96,4
63	235,0	30,1	2436,7	98,7
64	227,3	30,6	2453,3	92,9
65	220,9	29,6	2466,7	100,2
66	215,3	29,0	2480,0	96,4
67	209,2	28,7	2493,3	94,5
68	203,0	28,1	2496,7	100,2
69	196,4	27,8	2503,3	102,1
70	191,1	27,5	2523,3	94,5
71	185,7	27,4	2536,7	100,2
72	178,9	26,8	2546,7	100,2
73	174,1	25,9	2560,0	98,5
74	168,1	25,5	2566,7	100,2
75	163,0	24,4	2580,0	96,4
76	157,6	24,7	2583,3	104,1
77	153,3	23,8	2593,3	106,9
78	147,8	23,0	2600,0	108,2

Continua...

Tempo (min)	Diluído	Desvio padrão	Continuação	
			Concentrado	Desvio padrão
79	142,2	22,7	2613,3	106,9
80	137,8	21,6	2620,0	105,8
81	134,4	21,5	2640,0	108,2
82	129,3	20,6	2640,0	108,2
83	127,0	22,4	2646,7	112,4
84	124,2	23,4	2650,0	105,8

Fonte: a autora

Tabela 13: Variação de concentração de SDT durante tratamento por ED com afluente de 2000 $\pm 180 \text{mg.L}^{-1}$ de SDT pré-tratado por CFS-F

Tempo (min)	Diluído	Desvio padrão	Concentrado	Desvio padrão
0	1902,3	50,6	1884,0	52,6
1	1879,3	55,4	1923,0	51,1
2	1857,3	54,1	1969,3	48,3
3	1825,3	54,5	2030,0	64,4
4	1799,7	52,4	2080,3	62,1
5	1771,7	56,2	2142,7	59,9
6	1738,0	60,1	2200,3	69,5
7	1714,3	61,0	2245,3	68,3
8	1685,7	60,6	2310,0	72,1
9	1655,7	61,3	2363,3	75,7
10	1626,7	64,7	2416,7	90,7
11	1602,0	64,6	2470,0	75,5
12	1569,3	62,6	2530,0	91,7
13	1540,0	68,1	2583,3	80,8
14	1516,7	70,2	2646,7	100,2
15	1485,7	72,5	2710,0	105,8
16	1455,7	73,8	2763,3	102,1
17	1430,0	73,7	2806,7	106,9
18	1405,3	72,9	2846,7	106,9
19	1370,0	72,8	2906,7	115,9
20	1347,0	75,4	2960,0	103,9
21	1320,3	80,1	3006,7	125,0
22	1295,3	75,2	3066,7	115,5
23	1269,0	81,0	3116,7	115,9
24	1241,0	79,8	3170,0	130,8
25	1214,7	77,3	3213,3	127,0
26	1191,7	80,5	3256,7	115,5
27	1165,0	85,1	3300,0	121,2
28	1140,3	82,0	3363,3	144,3
29	1117,0	85,2	3403,3	127,0
30	1088,7	84,5	3458,3	149,2

Continua...

Tempo (min)	Continuação			
	Diluído	Desvio padrão	Concentrado	Desvio padrão
31	1069,7	92,9	3493,3	144,7
32	1045,3	87,1	3536,7	141,5
33	1019,7	87,5	3570,0	130,0
34	1000,0	86,0	3626,7	150,4
35	975,7	85,3	3663,3	136,5
36	957,0	84,3	3700,0	148,0
37	934,0	88,7	3740,0	138,9
38	911,7	88,1	3783,3	144,7
39	890,0	83,5	3813,3	162,9
40	871,7	86,4	3860,0	148,0
41	850,7	91,3	3906,7	142,2
42	830,3	84,7	3950,0	147,3
43	809,0	82,4	3973,3	144,7
44	788,3	89,1	4010,0	155,9
45	768,3	85,4	4043,3	153,1
46	750,7	88,3	4080,0	156,2
47	730,7	85,0	4116,7	158,9
48	716,0	81,1	4150,0	156,2
49	702,3	80,5	4176,7	159,5
50	681,0	82,0	4223,3	162,0
51	662,0	79,8	4240,0	155,9
52	645,3	77,7	4270,0	155,9
53	630,3	86,0	4296,7	159,5
54	612,3	84,4	4330,0	147,3
55	598,7	85,9	4363,3	162,0
56	580,7	83,4	4390,0	156,2
57	565,0	79,8	4420,0	181,9
58	551,3	82,9	4450,0	157,2
59	533,0	81,4	4483,3	153,7
60	517,3	79,5	4508,3	161,7
61	504,7	78,4	4513,3	171,0
62	489,7	76,4	4543,3	162,0
63	477,3	76,6	4563,3	171,0
64	465,0	76,7	4586,7	167,7
65	452,0	78,6	4630,0	174,4
66	436,3	75,4	4640,0	164,6
67	425,0	71,5	4673,3	153,7
68	414,0	71,7	4686,7	168,6
69	401,7	75,4	4703,3	153,7
70	387,3	72,0	4733,3	153,7
71	377,7	71,9	4740,0	157,2

Continua...

Tempo (min)	Diluído	Desvio padrão	Continuação	
			Concentrado	Desvio padrão
72	366,3	69,6	4760,0	166,4
73	354,3	66,9	4793,3	166,5
74	341,0	65,4	4800,0	157,2
75	333,7	64,1	4840,0	158,7
76	323,0	63,0	4840,0	158,7
77	310,7	61,5	4863,3	166,5
78	301,3	64,0	4876,7	160,7
79	292,0	61,0	4890,0	166,4
80	282,0	61,3	4910,0	158,7
81	276,0	61,0	4920,0	174,4
82	265,7	57,1	4950,0	153,9
83	255,9	57,6	4953,3	159,5
84	248,0	56,7	4973,3	159,5
85	241,1	56,7	4983,3	157,0
86	230,9	54,1	4996,7	162,6
87	225,2	54,0	5020,0	163,7
88	216,4	51,1	5020,0	147,3
89	209,3	49,6	5046,7	161,7
90	199,2	48,6	5043,3	167,5
91	195,6	48,5	5053,3	169,2
92	189,8	48,2	5060,0	173,5
93	183,1	46,1	5070,0	163,7
94	178,2	47,0	5090,0	167,0
95	171,2	43,6	5090,0	167,0
96	164,7	42,3	5110,0	170,9
97	159,1	41,6	5116,7	161,7
98	154,0	42,4	5130,0	170,9
99	147,9	40,6	5126,7	171,6
100	142,6	39,6	5143,3	180,4
101	137,1	38,4	5143,3	160,4
102	132,8	37,6	5156,7	165,0
103	127,9	35,6	5163,3	170,4
104	122,4	34,3	5173,3	165,0

Fonte: a autora.

Tabela 14: Variação de concentração de SDT durante tratamento por ED com afluente de 3000 $\pm 180 \text{mg.L}^{-1}$ de SDT pré-tratado por CFS-F

Tempo (min)	Diluído	Desvio padrão	Concentrado	Desvio padrão
0	3006,7	32,1	2986,7	32,1
1	2973,3	28,9	3016,7	49,3
2	2933,3	37,9	3096,7	35,1
3	2890,0	43,6	3186,7	11,5

Continua...

Tempo (min)	Diluído	Desvio padrão	Continuação	
			Concentrado	Desvio padrão
4	2850,0	60,8	3250,0	10,0
5	2813,3	64,3	3320,0	26,5
6	2776,7	68,1	3403,3	50,3
7	2736,7	75,7	3470,0	50,0
8	2703,3	73,7	3536,7	70,2
9	2666,7	68,1	3610,0	45,8
10	2636,7	75,7	3683,3	65,1
11	2596,7	85,0	3756,7	80,2
12	2553,3	90,7	3836,7	86,2
13	2506,7	104,1	3913,3	106,9
14	2463,3	109,7	4006,7	129,0
15	2416,7	123,4	4093,3	149,8
16	2370,0	131,1	4193,3	180,4
17	2324,7	139,7	4283,3	200,3
18	2277,7	133,5	4340,0	190,8
19	2244,7	148,1	4450,0	209,5
20	2192,0	142,8	4496,7	202,6
21	2156,7	144,5	4576,7	206,5
22	2115,3	148,7	4656,7	222,3
23	2080,7	159,4	4730,0	225,4
24	2036,7	161,2	4820,0	253,6
25	1996,3	166,5	4886,7	277,9
26	1955,0	176,5	4963,3	282,2
27	1918,3	175,1	5043,3	311,8
28	1879,0	181,9	5093,3	299,6
29	1839,0	192,4	5160,0	312,2
30	1801,0	195,7	5261,7	323,0
31	1768,3	196,0	5303,3	318,8
32	1733,7	199,5	5350,0	324,2
33	1709,3	195,5	5413,3	335,0
34	1676,7	196,1	5460,0	311,0
35	1646,7	195,2	5510,0	317,6
36	1614,3	199,9	5576,7	329,6
37	1583,0	201,1	5630,0	327,4
38	1554,7	199,7	5673,3	318,8
39	1524,0	204,0	5746,7	309,9
40	1496,7	199,3	5793,3	302,7
41	1464,7	199,7	5840,0	308,1
42	1437,7	204,6	5890,0	308,1
43	1406,7	199,7	5950,0	327,9
44	1378,3	206,7	6000,0	308,1

Continua...

Tempo (min)	Diluído	Desvio padrão	Continuação	
			Concentrado	Desvio padrão
45	1353,0	203,7	6050,0	314,3
46	1324,3	203,5	6090,0	321,9
47	1298,7	203,6	6136,7	311,3
48	1270,3	202,6	6183,3	320,8
49	1242,3	204,3	6233,3	318,8
50	1218,7	203,6	6276,7	305,7
51	1193,3	200,2	6333,3	302,7
52	1168,3	203,7	6373,3	290,1
53	1142,7	203,1	6426,7	305,7
54	1121,0	201,4	6440,0	306,1
55	1096,0	201,5	6490,0	295,1
56	1072,3	198,9	6533,3	305,3
57	1047,0	198,9	6580,0	305,1
58	1026,0	201,0	6610,0	295,1
59	1003,3	197,5	6650,0	285,1
60	977,0	200,0	6690,0	295,5
61	955,7	202,8	6720,0	285,1
62	935,7	199,2	6770,0	300,0
63	913,0	198,1	6786,7	290,2
64	894,0	199,6	6826,7	290,1
65	871,0	196,7	6860,0	295,1
66	848,7	196,9	6900,0	285,1
67	834,0	194,1	6930,0	290,5
68	815,0	192,8	6976,7	285,4
69	796,3	189,8	6990,0	280,5
70	776,7	192,4	7020,0	276,2
71	759,0	187,7	7070,0	265,1
72	742,0	185,9	7073,3	267,6
73	725,0	183,5	7120,0	260,6
74	708,0	179,7	7143,3	261,6
75	690,7	179,1	7133,3	205,0
76	673,3	180,2	7200,0	262,3
77	655,7	176,5	7220,0	255,3
78	640,3	175,9	7220,0	210,7
79	624,7	175,8	7246,7	197,6
80	609,0	173,4	7306,7	256,6
81	592,7	170,7	7300,0	186,8
82	577,7	169,1	7346,7	240,1
83	564,3	166,8	7350,0	186,8
84	548,7	166,2	7316,7	235,0
85	535,7	165,0	7380,0	176,9

Continua...

Tempo (min)	Diluído	Desvio padrão	Continuação	
			Concentrado	Desvio padrão
86	520,7	162,1	7366,7	230,3
87	507,3	160,6	7423,3	156,3
88	494,7	161,2	7456,7	161,7
89	482,3	159,4	7473,3	146,4
90	468,5	157,1	7473,3	219,4
91	459,0	153,1	7503,3	149,8
92	446,7	151,7	7523,3	142,9
93	434,3	150,0	7543,3	140,1
94	421,0	147,6	7516,7	185,6
95	411,3	146,4	7506,7	181,8
96	398,8	143,1	7551,7	170,6
97	384,7	143,3	7606,7	132,8
98	375,3	140,6	7626,7	115,9
99	363,7	139,3	7593,3	172,4
100	353,3	137,0	7616,7	165,6
101	343,3	134,4	7626,7	151,8
102	332,7	131,3	7643,3	152,8
103	325,0	131,2	7696,7	227,4
104	315,4	127,9	7660,0	157,2
105	306,1	127,0	7680,0	157,2
106	297,0	125,0	7700,0	151,0
107	287,9	122,1	7696,7	148,4
108	279,8	121,1	7713,3	142,9
109	271,4	118,0	7716,7	143,6
110	262,8	115,7	7706,7	150,4
111	255,1	112,9	7753,3	130,5
112	247,5	112,4	7750,0	138,9
113	238,6	108,9	7766,7	125,0
114	232,0	107,6	7780,0	122,9
115	223,9	104,0	7780,0	113,6
116	218,1	102,3	7793,3	118,5
117	210,6	101,0	7793,3	109,7
118	204,9	98,8	7823,3	110,2
119	197,7	97,4	7816,7	106,9
120	190,2	94,5	7855,0	92,6
121	184,0	94,3	7833,3	110,2
122	178,2	92,3	7843,3	92,9
123	172,4	90,4	7856,7	107,9

Fonte: a autora.