

# Sistema de tratamento convencional seguido de eletrodialise aplicado à simulação de dessalinização de águas salobras

*Conventional treatment system followed by electrodialysis applied to the simulation of brackish water desalination*

Meiryellen Cristina Vargas Proença<sup>1\*</sup> , Marcos Rogério Széliga<sup>1</sup> 

## RESUMO

A escassez de água disponível tem gerado a necessidade da utilização de fontes alternativas de água para abastecimento público. Neste trabalho foi avaliada 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 a dessalinização. A água salobra (afluente do sistema de tratamento proposto) possuía concentrações de 1.000, 2.000 e 3.000  $\pm$  180 mg.L<sup>-1</sup> de sólidos dissolvidos totais (SDT). O tratamento convencional consistia em CFS-F com cloreto de polialumínio como coagulante, sendo a dosagem previamente ajustada por ensaios de *Jar Test*. 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%), porém não ocorreu alteração da concentração de SDT. A ED foi eficiente na redução de 90,01, 94,72 e 96,73% de SDT do diluído para as concentrações afluentes de 1.000, 2.000 e 3.000  $\pm$  180 mg.L<sup>-1</sup> de SDT, respectivamente. Para obter diluído efluente pelo sistema proposto com concentração de SDT menor que 100 mg.L<sup>-1</sup>, observou-se maior tempo de tratamento para as maiores concentrações de SDT afluente à ED. No entanto, quanto maior o teor de SDT de diluído e concentrado afluente maior a corrente elétrica correspondente ao aplicar tensão constante de 30 V. Isso demonstra 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.

**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. In this work, the efficiency of the batch bench system in the treatment by coagulation, flocculation, sedimentation and filtration (CFS-F) followed by electrodialysis (ED) in the treatment of brackish water was evaluated, in order to propose an alternative for desalination. The brackish water (affluent of the proposed treatment system) had concentrations of 1,000, 2,000 and 3,000  $\pm$  180 mg.L<sup>-1</sup> of total dissolved solids (TDS). The conventional treatment consisted of CFS-F using polyaluminium chloride as a coagulant, the dosage previously adjusted by Jar Test assays. 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%), but there was no change in concentration of SDT. ED was efficient in reducing 90.01, 94.72 and 96.73% of SDT from the dilute for influent concentrations of 1,000, 2,000 and 3,000  $\pm$  180 mg.L<sup>-1</sup> of SDT, respectively. To obtain diluted effluent by the proposed system with a TDS concentration lower than 100 mg.L<sup>-1</sup>, a longer treatment time was observed for the higher TDS concentrations flowing into the ED. However, the greater the SDT of diluted and concentrated inflow, the greater the corresponding electric current when applying a constant voltage of 30 V. 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.

**Keywords:** brackish water; coagulation; filtration; membranes; total dissolved solids.

<sup>1</sup>Universidade Estadual de Ponta Grossa - Ponta Grossa (PR), Brasil.

\*Autora correspondente: mc.pv@hotmail.com

Conflitos de interesse: os autores declaram não haver conflitos de interesse.

Financiamento: Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior.

Recebido: 12/12/2022 - Aceito: 04/07/2023

## INTRODUÇÃO

A qualidade da água disponível para o abastecimento público é importante para a saúde humana (GHARIBI *et al.*, 2012). Por esse motivo se deve selecionar o tratamento adequado da água de acordo com a qualidade que ela apresenta *in natura* (VON SPERLING, 2014), a fim de enquadrá-la em todos os parâmetros de potabilidade, sendo utilizada no Brasil a Portaria GM/MS nº 888 (BRASIL, 2021). As estações de tratamento de água (ETA) brasileiras normalmente usam o sistema de tratamento convencional, que é composto das unidades de coagulação, floculação, sedimentação e filtração (CFS-F). É um tratamento eficiente para a remoção de colóides, que são partículas com carga superficial normalmente negativa que tendem a se repelirem mutuamente, permanecendo em suspensão no meio líquido e sendo inviável a sua remoção apenas pela sedimentação (HOWE *et al.*, 2016). Na primeira etapa (coagulação) é adicionado um coagulante orgânico ou inorgânico, que pode ser o cloreto de polialumínio (PAC), por exemplo, quando ocorre a mistura rápida a fim de promover a mistura do coagulante e desestabilizar as partículas em suspensão no meio líquido (RICHTER; AZEVEDO NETTO, 1991). Posteriormente, inicia-se a etapa de floculação e por meio da mistura lenta ocorre o contato e a consequente aglomeração entre as partículas previamente desestabilizadas, formando-se flocos maiores e de maior massa (LEME, 1990). Os flocos tendem a apresentar movimento descendente e podem ser removidos por sedimentação (terceira etapa), e a água decantada pode ser captada na parte superior do tanque de sedimentação (DI BERNARDO; DANTAS, 2005). Todavia, pode ocorrer a decantação de algumas partículas junto com a água, sendo possível sua remoção em etapa posterior de filtração, que pode ser composta de camada de areia ou areia antracito (DI BERNARDO; DANTAS, 2005; NAKAZAWA *et al.*, 2021).

Apesar da eficiência da CFS-F, tem-se a necessidade de aplicação de tratamentos complementares em alguns locais em virtude da deterioração da qualidade da água disponível para o abastecimento, que ocorre por diversos fatores. Um deles é a ocorrência da intrusão de água do mar em rios de regiões costeiras, acarretando a elevação de sólidos dissolvidos totais (SDT) nos pontos de captação (SILVA; MARTINS; NOGUEIRA, 2020). Quando isso ocorre, o tratamento por CFS-F é adequado para a remoção de parâmetros que normalmente estão presentes na água do rio, como os sólidos suspensos totais (SST), mas não é eficiente na remoção de SDT, sendo necessária a aplicação de um tratamento de dessalinização (ALMEIDA, 2017; BOVAROTI, 2018; FERNANDES JUNIOR, 2019).

Uma das formas de dessalinização é o tratamento por membranas por eletrodialise (ED), em que os cátions são atraídos pelo polo negativo, ultrapassam as membranas de troca catiônica (MTC) e são barrados pelas membranas de troca aniônica (MTA), e os ânions são atraídos pelo polo positivo, ultrapassam as MTA e são barrados pelas MTC (AWWA, 1995). Com essa movimentação de íons que ocorre na ED, observa-se a redução de íons nos compartimentos

de diluído e o aumento de íons nos compartimentos de concentrado, ou seja, no tratamento por ED ocorre sempre passagem de íons do diluído para o concentrado (ANADÃO, 2010).

Sendo assim, este trabalho teve o 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 a dessalinização. O estudo desta alternativa fundamenta-se no fato de que a grande maioria das ETA opera em ciclo completo, sistema convencional. Assim, verificou-se a viabilidade da utilização do tratamento convencional (CFS-F) em eventuais casos de intrusões salinas na água bruta (contaminação da água doce com água salina) e sua dessalinização por ED.

## METODOLOGIA

### Fases do experimento e coleta de amostras

Foram coletados água do mar, concentrado de osmose reversa (OR) e água do rio para a diluição nas concentrações de SDT avaliadas (1.000, 2.000 e 3.000  $\pm$  180 mg.L<sup>-1</sup>) (Tabela 1). Posteriormente foram realizados ensaios por *Jar Test* utilizando-se PAC como coagulante (dosagem de PAC expressa em mg.L<sup>-1</sup> de Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub>) e, após obter a dosagem de coagulante correspondente à menor turbidez da água efluente ao ensaio por *Jar Test*, a água salobra passou por tratamento convencional (CFS-F) e o efluente do pré-tratamento passou pela etapa de ED, sendo primeiramente realizado o teste de corrente limite ( $I_{lim}$ ) e posteriormente o tratamento por ED. Os tratamentos foram realizados em laboratório em escala de bancada por batelada.

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 tratamento convencional) foram realizadas três coletas (início, metade e final do tratamento), de aproximadamente 1,1 L cada, para a caracterização da água. Para o efluente à CFS-F, foram realizadas duas coletas de 31,1 L e uma de 41,1 L, sendo 1,1 L de cada coleta utilizado para a caracterização da água e 30 L de cada coleta para o tratamento por ED. Na segunda coleta do efluente, realizada na metade do tempo do tratamento por CFS-F, foi captado um volume maior (41,1 L) a fim de utilizar 10 L do volume captado para a determinação de  $I_{lim}$  pelo método de Cowan e Brown (1959).

O concentrado de osmose reversa (OR) era proveniente de água residuária de outro trabalho realizado por Fernandes Junior (2019) e desenvolvido em Pontal do Paraná, onde era realizada a mistura de água do mar com água do rio para ser tratada por ultrafiltração e posteriormente por OR. O permeado da ultrafiltração era direcionado à OR (FERNANDES JUNIOR, 2019), e a água residuária resultante do tratamento por OR foi utilizada no presente trabalho. A amostra de água do mar foi coletada na Praia de Balneário Camboriú/SC.

**Tabela 1** - Proveniência da água salobra ou do mar e água do rio utilizadas para cada concentração de sólidos dissolvidos totais avaliada.

Água tipo	Concentração de SDT (mg.L <sup>-1</sup> )	Água com sais	Água do rio	Faixa de dosagem de PAC usada no <i>Jar Test</i> (mg.L <sup>-1</sup> de Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> ) <sup>1</sup>
1	1.000 $\pm$ 180	Concentrado de OR	Pitangui e Alagados	10 a 20
2	2.000 $\pm$ 180	Concentrado de OR	Verde	20 a 30
3	3.000 $\pm$ 180	Água do mar <sup>2</sup> e concentrado de OR	Verde	30 a 40

<sup>1</sup>As faixas de dosagem utilizadas no presente trabalho foram baseadas nas faixas de dosagem adotadas pela Sanepar de Ponta Grossa/PR; <sup>2</sup>Água do mar proveniente da praia de Balneário Camboriú/SC; SDT: sólidos dissolvidos totais; PAC: cloreto de polialumínio; OR: osmose reversa.

As amostras de água do rio foram coletadas do afluente à ETA-Pitangui, que coleta água do Rio Pitangui e Alagados e do Rio Verde em Ponta Grossa/PR.

Os tratamentos por CFS-F e ED foram realizados por equipamentos de bancada, e as análises de qualidade de água foram realizadas em laboratório.

### Ensaio de jar test

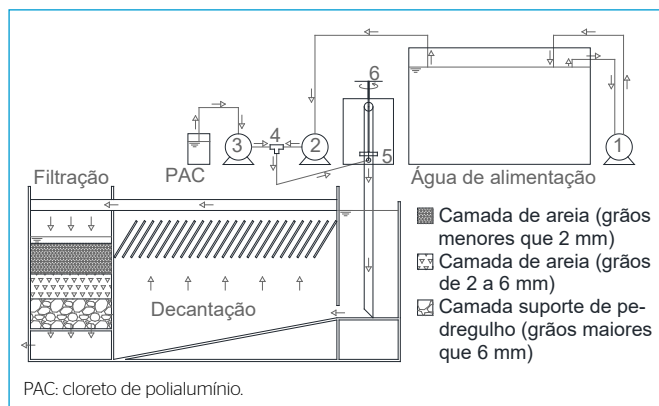
A etapa de *Jar Test* simulava as condições de coagulação, floculação e sedimentação (CFS). Em cada jarro de *Jar Test* foram colocados 2 L de água bruta (água salobra). Primeiramente era realizada uma homogeneização inicial da água com gradiente de velocidade de  $125 \text{ s}^{-1}$  durante 30 s, seguida de mistura rápida (coagulação) a  $600 \text{ s}^{-1}$  durante 10 s. Logo depois, iniciava-se a mistura lenta (floculação) a  $20 \text{ s}^{-1}$  durante 300 s (5 min) e, a seguir, a etapa de sedimentação do flocos com duração de 3.600 s (1 hora).

Os tempos de mistura lenta e de sedimentação foram calculados para se enquadrarem no tempo de detenção da água nas unidades de tratamento convencional. Os gradientes de velocidade e tempo de coagulação foram os mesmos utilizado pela ETA de Ponta Grossa/PR, além do direcionamento inicial da dosagem de coagulante (PAC) que foi aplicada no ensaio de *Jar Test*. As dosagens de coagulante foram variadas de  $2 \text{ mg.L}^{-1}$  de  $\text{Al}_2\text{O}_3$  entre os jarros; por exemplo, se no jarro 1 foram colocados  $10 \text{ mg.L}^{-1}$  de  $\text{Al}_2\text{O}_3$ , nos jarros 2, 3, 4, 5 e 6 foram colocados 12, 14, 16, 18 e  $20 \text{ mg.L}^{-1}$  de  $\text{Al}_2\text{O}_3$ , respectivamente (Tabela 1). Foram utilizadas faixas diferentes para concentrações de água bruta diferentes, adequando-se aos resultados de ensaios preliminares. Além disso, foi realizado o tratamento da água no ensaio de *Jar Test* com o pH natural da água bruta/salobra.

Após a sedimentação, foram feitas coletas da água dos jarros para obter pH e turbidez das amostras. A dosagem correspondente à menor turbidez foi utilizada no tratamento por CFS-F.

### Tratamento convencional

A água salobra era recirculada no reservatório com o auxílio de bomba hidráulica a fim de manter a homogeneidade durante o tratamento (número 1 da Figura 1) e, ao sair do reservatório, era direcionada por bomba hidráulica peristáltica (número 2 da Figura 1). O PAC era armazenado em béquer de vidro de 1 L e direcionado pela bomba dosadora (número 3 da Figura 1), previamente ajustada conforme a dosagem correspondente à menor turbidez obtida no ensaio



**Figura 1** - Representação esquemática do pré-tratamento composto das etapas de coagulação, floculação, sedimentação e filtração (CFS-F), com indicação das bombas hidráulicas de recirculação, de água de alimentação e dosadora de cloreto de polialumínio (1, 2 e 3, respectivamente), Tê (4), unidade de floculação (5) e agitador (6).

de *Jar Test* e levando-se em consideração a vazão da água bruta ( $500 \text{ mL.min}^{-1}$ ). O PAC e a água salobra misturavam-se no Tê (número 4 da Figura 1).

A água coagulada era direcionada ao reservatório de polipropileno, onde ocorria a floculação (número 5 da Figura 1) com o uso de uma das paletas giratórias do equipamento de *Jar Test*, que aplicava o gradiente de velocidade de  $20 \text{ s}^{-1}$  na água (número 6 da Figura 1). A água floculada era direcionada à etapa de decantação e, após passar pelas placas planas paralelas, o líquido era direcionado através de calha de cloreto de polivinila (PVC) para o filtro descendente (Figura 1). 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 tratamento convencional.

### Eletrodialise

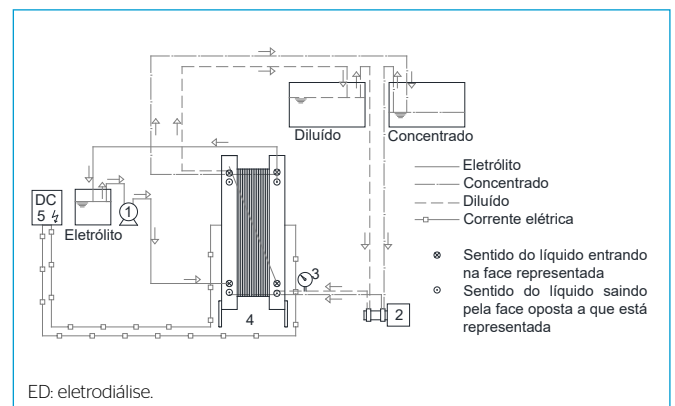
O módulo de ED utilizado é da marca *PCCell*, modelo ED200, proveniente da Alemanha (ALTMEIER, 2018), e possuía 20 pares de células. O sistema foi operado com vazão de  $1.750 \text{ mL.min}^{-1}$  para diluído e concentrado, e foram utilizados 5 L de sulfato de sódio a 0,25 M como solução eletrolítica, aplicando-se vazão de  $1.250 \text{ mL.min}^{-1}$ .

### Teste de corrente limite

Primeiramente foi realizado o teste de corrente limite ( $I_{lim}$ ) pelo método de Cowan e Brown (1959). Para a determinação  $I_{lim}$  foram colocados 10 L de água tratada por CFS-F dentro de um único reservatório, pois alterações na diferença de SDT entre diluído e concentrado acarretam alterações na resistência do tratamento. Assim, quando se mantém a tensão constante, observam-se alterações na densidade de corrente elétrica e vice-versa (QASEM; QURESHI; ZUBAIR, 2018). Além disso, durante o fluxo de diluído e concentrado foi realizada a alteração do valor da tensão aplicada ao módulo de ED de 0 a 30 V. Semelhantemente ao trabalho desenvolvido por Galuchi (2010), os valores de tensão foram aumentados em 1,0 V a cada 30 segundos, sendo anotado o valor da corrente elétrica correspondente à tensão aplicada.

### Tratamento por eletrodialise

Foram colocados 10 L de água pré-tratada no reservatório de concentrado e 20 L no reservatório de diluído, com o objetivo de obter maior volume de água tratada e menor volume de água residuária (Figura 2).



**Figura 2** - Representação esquemática da unidade de eletrodialise aplicada ao tratamento de água previamente tratada por coagulação, floculação, sedimentação e filtração (CFS-F) com indicação da bomba hidráulica peristáltica para eletrolito (1) e para concentrado e diluído (2) do módulo de eletrodialise (4) e da fonte de corrente contínua (5).

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

## Análise de qualidade da água

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

Foram feitas medições de pH e SDT por Sonda Multiparâmetros Hach HQ440d, 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 por meio da comparação dos parâmetros do afluente e efluente ao tratamento por CFS-F e do afluente e efluente à ED.

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

### Ensaio de jar test

Obtiveram-se as dosagens de PAC para menor turbidez de 14, 26 e  $34 \text{ mg.L}^{-1}$  de  $\text{Al}_2\text{O}_3$ , correspondentes a remoções de turbidez de 85,43, 87,00 e 74,95% para as águas tipo 1, 2 e 3, respectivamente.

Para a água tipo 2 foram realizadas dosagens PAC de 8 a  $18 \text{ mg.L}^{-1}$  de  $\text{Al}_2\text{O}_3$ , porém a dosagem que resultou em menor turbidez no efluente correspondeu ao limite superior, então foi realizado ensaio de Jar Test com dosagens de PAC de 20 a  $30 \text{ mg.L}^{-1}$  de  $\text{Al}_2\text{O}_3$ . Para a água tipo 3, ensaios preliminares indicaram a necessidade de concentrações acima de  $30 \text{ mg.L}^{-1}$  de  $\text{Al}_2\text{O}_3$  de coagulante. Além disso, a água tipo 3 apresentava características diferentes das águas tipo 1 e 2 (Tabela 1) em razão da presença de água do mar em sua mistura, o que pode ter ocasionado a menor remoção de turbidez pela possível presença de matéria orgânica e grãos de areia que, de acordo com Fernandes Junior (2019), não estavam presentes na água residuária de OR utilizada na mistura das águas tipo 1 e 2.

Qualquer alteração da qualidade da água pode refletir na mudança da dosagem de PAC mais eficaz obtida em ensaios de Jar Test, dado que é necessário o uso constante do equipamento Jar Test em ETA por causa das variações de turbidez da água bruta (KWEON *et al.*, 2009). Além disso, ao utilizar PAC como coagulante, obtêm-se maiores remoções de turbidez para afluente

com pH acima de 6 no tratamento de água do rio (YANG; GAO, YUE; 2010). Neste trabalho foi avaliado o efeito das dosagens de coagulante no pH natural da água salobra, com todos os valores de pH acima de 7,0 e abaixo de 8,5 (PAC: cloreto de polialumínio).

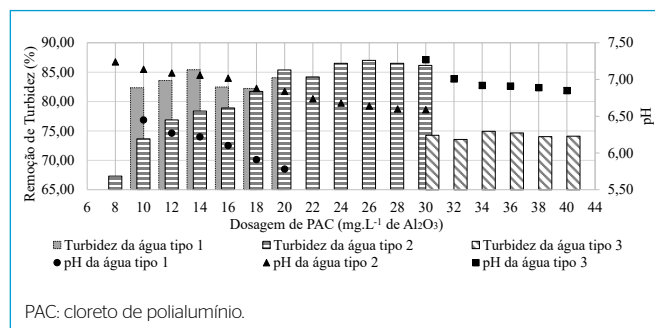
Figura 3). Observaram-se maiores reduções de pH conforme o aumento da dosagem de coagulante em todos os ensaios de Jar Test realizados, assim como também observado por Mehdizadeh *et al.* (2020).

### Coagulação, floculação, sedimentação e filtração

Para as águas tipo 1, 2 e 3, obteve-se redução, após o tratamento por CFS-F, de SST igual a 99,99, 94,92 e 20,02%, de turbidez igual a 98,45, 97,23 e 78,13% e de cor aparente igual a 99,9, 99,9 e 85,05%, respectivamente (Tabela 2).

As concentrações de SST de águas superficiais podem ter variações significativas ao longo do ano (FOX; ALEXANDER, 2015; WANG *et al.*, 2018; XU *et al.*, 2009), seja por intensidade de chuvas que carregam sedimentos para os rios (MCCARTHY *et al.*, 2012), seja por 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 (Tabela 1).

A eficiência de remoção dos parâmetros de SST e cor aparente apresenta dados semelhantes à remoção de turbidez. Isso ocorre porque a dosagem de PAC pode causar efeito semelhante na remoção de SST e na turbidez da água (DENG *et al.*, 2011), uma vez que os SST presentes no meio líquido impedem a passagem de luz, causando turbidez na água (VON SPERLING, 2014). A cor aparente também é influenciada pelo parâmetro de turbidez, pois é medida sem prévia filtração da água por membrana ou por processo de centrifugação da amostra (APHA, 1998; VON SPERLING, 2014).



**Figura 3** - Remoções de turbidez e valores de pH obtidos no ensaio por Jar Test para dosagens de PAC de 10 a 20, 8 a 30 e 30 a 40  $\text{mg.L}^{-1}$  de  $\text{Al}_2\text{O}_3$  e pH médio inicial de 7,26, 7,64 e 8,17 no tratamento de água salobra com concentrações de 1.000, 2.000 e  $3.000 \pm 180 \text{ mg.L}^{-1}$  de SDT, respectivamente (denominadas como água tipo 1, 2 e 3, respectivamente).

**Tabela 2** - Sólidos suspensos totais, turbidez e cor aparente afluente, efluente e desvio padrão do pré-tratamento por coagulação, floculação, sedimentação e filtração (CFS-F) de água salobra nas concentrações de 1.000, 2.000 e  $3.000 \pm 180 \text{ mg.L}^{-1}$  de sólidos dissolvidos totais (denominadas como água tipo 1, 2 e 3, respectivamente).

Água tipo	SST ( $\text{mg.L}^{-1}$ )				Turbidez (NTU)				Cor aparente (uC)			
	AF	DP	EF	DP	AF	DP	EF	DP	AF	DP	EF	DP
1	20,3	9,1	0,0	0,1	12,8	4,6	0,2	0,0	27,9	4,2	0,0	0,0
2	9,9	4,4	0,5	0,0	8,5	4,0	0,2	0,0	23,3	5,4	0,0	0,0
3	7,7	2,1	6,1	6,6	7,4	1,4	1,6	1,5	22,8	3,1	3,4	4,8

SST: sólidos suspensos totais; NTU: unidades nefelométricas de turbidez; uC: unidade de cor; AF: afluente; EF: efluente; DP: desvio padrão.

Como também observado na etapa de ensaio por *Jar Test*, obteve-se menor remoção de turbidez para a água tipo 3 em relação às águas tipo 1 e 2 (PAC: cloreto de polialumínio).

Figura 3), indicando menor eficiência do tratamento da água tipo 3 nas etapas de CFS. Assim, pode-se afirmar que, para a água tipo 3, ocorreu maior decantação de material suspenso na etapa de sedimentação dos flocos. A redução da eficiência da filtração, observada por maiores valores de SST, turbidez e cor aparente efluentes ao tratamento para água tipo 3 (Tabela 2), demonstra que o meio filtrante está saturado, sendo necessária a sua limpeza (DI BERNARDO; DANTAS, 2005).

Ibrahim *et al.* (2021) obtiveram redução de 46 a 53% de sólidos em suspensão ao tratar água de agricultura apenas por filtro de areia. Ao utilizar o tratamento por CFS, pode-se reduzir 91,8% da turbidez no tratamento de água de poço (SENEDA; GARCIA; REIS, 2021).

Apesar da redução da eficiência observada no tratamento da água tipo 3, tem-se que todos os valores de turbidez e cor aparente se enquadram no padrão de potabilidade de acordo com a Portaria GM/MS nº 888. São permitidos o valor máximo de 5 NTU para o padrão organoléptico de potabilidade para turbidez e o de 15 uC para cor aparente, porém deve-se atender a todos os parâmetros de potabilidade para que a água seja considerada potável (BRASIL, 2021). Os afluentes ao tratamento por CFS-F não atendiam a esses parâmetros, mas os efluentes sim, o que mostra que o tratamento por CFS-F adotado é eficiente na remoção de turbidez e cor aparente da água. Para elevar a eficiência no tratamento por CFS-F e aumentar o intervalo de tempo necessário para a limpeza do meio filtrante, pode-se adotar outro tipo de filtro — por exemplo, filtração dupla com areia e antracito —, alterar as dimensões da camada filtrante, alterar os gradientes de velocidade adotados para coagulação e floculação ou alterar as dimensões físicas das etapas do tratamento, por exemplo (DI BERNARDO; DANTAS, 2005).

Ao avaliar a concentração de SDT afluente e efluente ao tratamento convencional, observou-se variação máxima de 20 mg.L<sup>-1</sup> de SDT. Assim, pode-se dizer que o tratamento por CFS-F não é eficiente na redução de SDT, pois não remove compostos iônicos do meio líquido, sendo necessário o tratamento por dessalinização. Todavia, de acordo com Gurreri *et al.* (2022), o tratamento convencional é necessário para remover sólidos em suspensão, matéria orgânica e microrganismos antes de realizar a dessalinização por ED ou OR, a fim de reduzir a incrustação das membranas.

## Eletrodialise

### Determinação da densidade de corrente limite

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

La Cerva *et al.* (2018) afirmam que  $I_{lim}$  pode ser influenciada pela vazão da água de alimentação e também observaram 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 a menor corrente elétrica resulta em menor transferência de fluxo de íons do diluído para o concentrado, levando a maior tempo de tratamento (BALCIK-CANBOLAT *et al.*, 2018; WALKER; KIM; LAWLER, 2014). Como o manual do módulo de ED afirma que a tensão não deve exceder 30 V (ALTMEIER, 2018) e não foi identificado o valor

de  $I_{lim}$  em todos os testes, aplicou-se tensão constante de 30 V nos tratamentos por ED e anotou-se o valor da corrente elétrica correspondente a cada 5 min.

### Tratamento por eletrodialise

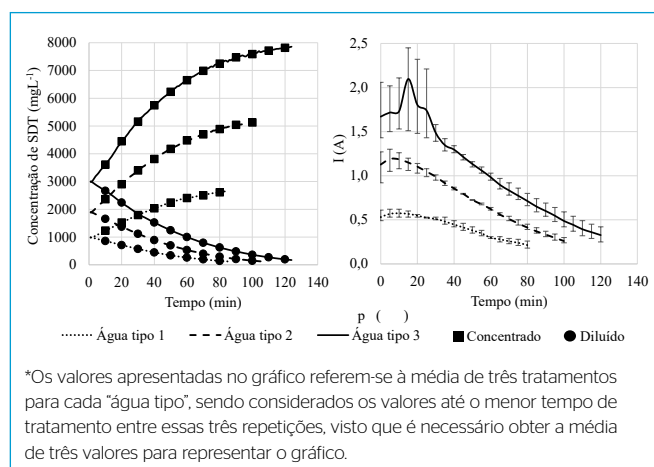
A passagem de íons tende a ser mais acentuada no início do tratamento e decai ao longo do tempo (Figura 4), fato este também observado em outros trabalhos (BALCIK-CANBOLAT *et al.*, 2018; WALKER; KIM; LAWLER, 2014). A fim de otimizar o tratamento, há autores que optam por utilizar a ED para a pré-dessalinização da água e depois finalizar a dessalinização com OR, quando 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 permear para o concentrado (ANADÃO, 2010). Além disso, ocorreu o decaimento da corrente elétrica ao longo do tempo (Figura 4), o que contribui para a 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).

Para o tratamento das águas tipo 1, 2 e 3, obteve-se densidade de corrente elétrica média de 0,53, 1,13 e 1,67 A no início e de 0,16, 0,21 e 0,22 A 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, e esses valores da densidade de corrente elétrica tendem a apresentar valores próximos ao final do tratamento, independentemente da concentração de SDT afluente. Gurreri *et al.* (2022) observaram queda de tensão de aproximadamente 45 V ao tratar água do mar por ED. Hayes e Severin (2017) verificaram redução de densidade de corrente elétrica de até 1,33 A ao aplicar tensão constante de 5 V no tratamento de água que retorna do fraturamento hidráulico de reservas de gás de xisto.

Considerando-se o afluente e efluente à ED, observou-se redução média de SDT no diluído de 90,01, 94,78 e 96,73% e aumento no concentrado de 274,33, 276,36 e 265,85% para as águas tipo 1, 2 e 3, respectivamente (Tabela 3).



**Figura 4** – Concentrações de sólidos dissolvidos totais (SDT) – gráfico à esquerda – e corrente elétrica (I) – gráfico à direita – medidas dentro dos reservatórios de diluído e de concentrado durante o tratamento por eletrodialise de água salobra pré-tratada com concentrações iniciais de 1.000, 2.000 e 3.000 ± 180 mg.L<sup>-1</sup> de SDT (denominadas como água tipo 1, 2 e 3, respectivamente)\*.



**Tabela 3** - Concentrações de sólidos dissolvidos totais afluente e efluente de diluído e de concentrado e duração do tratamento por eletrodialise de água pré-tratada por coagulação, floculação, sedimentação e fermentação (CFS-F) com concentração inicial de 1.000, 2.000 e 3.000 ± 180 mg.L<sup>-1</sup> de sólidos dissolvidos totais (denominadas de água tipo 1, 2 e 3, respectivamente).

Água tipo	Duração média (min)	DP	SDT afluente (mg.L <sup>-1</sup> )				SDT eluente (mg.L <sup>-1</sup> )			
			Dil.	DP	Conc.	DP	Dil.	DP	Conc.	DP
1	93,3	10,7	989,0	40,1	983,0	32,4	98,8	1,1	2696,7	141,9
2	109,3	7,6	1902,3	50,6	1884,0	52,6	99,2	1,0	5206,7	176,2
3	137,0	15,7	3006,7	32,1	2987,7	32,1	98,4	0,7	7940,0	115,3

SDT: sólidos dissolvidos totais; DP: desvio padrão; Dil.: diluído; Conc.: concentrado.

Além disso, observa-se maior tempo de tratamento médio (duração média) para maiores concentrações de SDT afluente à ED (Tabela 3).

A concentração de SDT de água do mar pode chegar a 38572,4 mg.L<sup>-1</sup> (GURRERI *et al.*, 2022). Goodman *et al.* (2013) obtiveram redução de 70,29% de SDT ao tratar água municipal residuária por ED. Hayes e Severin (2017) constataram reduções de 24,34 a 84,68% de SDT no diluído, aumento de 139,33 a 171,52% de SDT no concentrado e tempo de tratamento de 360 a 558 minutos ao tratar água com concentrações de 31.000 a 66.750 mg.L<sup>-1</sup> de SDT.

De acordo com a Portaria GM/MS nº 888 (BRASIL, 2021), a água enquadra-se no padrão de potabilidade para o parâmetro de SDT (máximo de 500 mg.L<sup>-1</sup> de SDT). Entretanto, há outros parâmetros que devem ser verificados e atendidos para que a água seja considerada potável, além de ser necessária a desinfecção, portanto ela se enquadra no parâmetro de potabilidade para SDT, mas não pode ser considerada potável.

## CONCLUSÕES

O tratamento por CFS-F apresentou resultados satisfatórios para a remoção de SST, turbidez e cor aparente, exceto para a remoção de SST para a concentração afluente de 3.000 mg.L<sup>-1</sup> de SDT. Essa queda da eficiência do tratamento

para concentração afluente de 3.000 mg.L<sup>-1</sup> de SDT pode ter ocorrido em função do uso de água do mar em vez de concentrado de OR, maior quantidade de íons no meio líquido ou saturação do meio filtrante. Além disso, foi observado que a CFS-F não foi eficaz para a remoção de SDT, mas que foi removida pela dessalinização por ED.

Na ED não foi possível obter  $I_{lim}$  para as condições experimentais testadas, portanto foi adotada a tensão máxima constante indicada pelo manual de ED. O tratamento por ED mostrou-se eficaz na remoção de SDT de afluente com 1.000, 2.000 e 3.000 ± 180 mg.L<sup>-1</sup> 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 pela maior quantidade de íons que passam do diluído para o concentrado, mas esse fator é amenizado pelo maior valor de corrente elétrica observado nas maiores concentrações de SDT.

## CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Proença, M.C.V.: Análise Formal, Investigação, Metodologia, Administração do Projeto, Execução, Validação, Visualização, Escrita – Primeira Redação. Széliga, M.R.: Conceituação, Obtenção de Financiamento, Recursos, Supervisão, Escrita – Análise e Edição.

## REFERÊNCIAS

- ADEOLA FASHAE, O.; ABIOLA AYORINDE, H.; OLUDAPO OLUSOLA, A.; OLUSEYI OBATERU, R. Landuse and surface water quality in an emerging urban city. *Applied Water Science*, v. 9, n. 2, p. 1-12, 2019. <https://doi.org/10.1007/s13201-019-0903-2>
- ALMEIDA, J.P. *Eficiência de um sistema de dessalinização de água salobra utilizando ultrafiltração e osmose reversa*. 113f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária e Ambiental) - Universidade Estadual de Ponta Grossa, Ponta Grossa, 2017.
- ALTMIEIER, P. *Electrodialysis cell unit: operation & maintenance instruction*. Alemanha: PCCell GmbH, 2018. 60 p.
- 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, 2010. 199 p.
- BALCIK-CANBOLAT, C.; SENGEZER, C.; SAKAR, H.; KARAGUNDUZ, A.; KESKINLER, B. A study on near zero liquid discharge approach for the treatment of reverse osmosis membrane concentrate by electrodialysis. *Environmental Technology*, v. 41, n. 4, p. 440-449, 2018. <https://doi.org/10.1080/09593330.2018.1501610>
- BOVAROTI, T. *Avaliação de um sistema de dessalinização de água salobra em escala piloto*. 76f. Dissertação (Engenharia Sanitária e Ambiental) - Universidade Estadual de Ponta Grossa, Ponta Grossa, 2018.
- BRASIL. Ministério da Saúde. Gabinete do Ministério. Portaria GM/MS nº 888, 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, 2021.

- COWAN, D.A.; BROWN, J.H. Effect of turbulence on limiting current in electro dialysis cells. *Industrial Engineering Chemistry Research*, v. 51, n. 12, 1959.
- DENG, S.; ZHOU, Q.; YU, G.; HUANG, J.; FAN, Q. Removal of perfluorooctanoate from surface water by polyaluminium chloride coagulation. *Water Research*, v. 45, n. 4, p. 1774-1780, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.11.029>
- DI BERNARDO, L.; DANTAS, A.D.B. *Métodos e técnicas de tratamento de água*. 2. ed. São Carlos: RiMa, 2005. 792 p.
- FERNANDES JUNIOR, J. *Evaluation of a brackish water desalination pilot system using solar energy*. 76f. 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, e0139936, 2015. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0139936>
- GALUCHI, T.P.D. *Montagem e caracterização de unidade de eletrodialise em escala de laboratório para tratamento de soluções salinas*. 79f. Dissertação (Mestrado em Engenharia) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2010.
- GHARIBI, H.; MAHVI, A.H.; NABIZADEH, R.; ARABALIBEIK, H.; YUNESIAN, M.; SOWLAT, M.H. A novel approach in water quality assessment based on fuzzy logic. *Journal of Environmental Management*, v. 112, p. 87-95, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.07.007>
- GHÉRASIM, C.-V.; KRÍVČÍK, 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. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2014.06.094>
- GOODMAN, N.B.; TAYLOR, R.J.; XIE, Z.; GOZUKARA, Y.; CLEMENTS, A. 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. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2013.02.010>
- GURRERI, L.; LA CERVA, M.; MORENO, J.; GOOSSENS, B.; TRUNZ, A.; TAMBURINI, A. Coupling of electromembrane processes with reverse osmosis for seawater desalination: Pilot plant demonstration and testing. *Desalination*, v. 526, 115541, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2021.115541>
- 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. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2016.10.035>
- HOWE, K.J.; HAND, D.W.; CRITTENDEN, J.C.; TRUSSELL, R.R.; TCHOBANOGLIOUS, G. *Princípios de tratamento de água*. São Paulo: Cengage, 2016. 624 p.
- IBRAHIM, K.A.N.; SABRY, T.I.M.; EL-GENDY, A.S.; AHMED, S.I. 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. 1-6, 2021. <https://doi.org/10.1007/s13201-021-01379-4>
- KWEON, J.H.; HUR, H.-W.; SEO, G.-T.; JANG, T.-R.; PARK, J.-H.; CHOI, K. Y.; KIM, H. S. 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. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2008.08.014>
- LA CERVA, M.; GURRERI, L.; TEDESCO, M.; CIPOLLINA, A.; CIOFALO, M.; TAMBURINI, A.; MICALE, G. Determination of limiting current density and current efficiency in electro dialysis units. *Desalination*, v. 445, p. 138-148, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2018.07.028>
- LEME, F.P. *Teoria e técnicas de tratamento de água*. 2. ed. Rio de Janeiro: ABES, 1990. 610 p.
- MCCARTHY, D.T.; HATHAWAY, J.M.; HUNT, W.F.; DELETIC, A. Intra-event variability of Escherichia coli and total suspended solids in urban stormwater runoff. *Water Research*, v. 46, n. 20, p. 6661-6670, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.01.006>
- MEHDIZADEH, S.; YASUKAWA, M.; SUZUKI, T.; HIGA, M. Reverse electro dialysis for power generation using seawater/municipal wastewater: Effect of coagulation pretreatment. *Desalination*, v. 481, p. 114356, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2020.114356>
- NAKAZAWA, Y.; ABE, T.; MATSUI, Y.; SHINNO, K.; KOBAYASHI, S.; SHIRASAKI, N.; MATSUSHITA, T. 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, 117550, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117550>
- QASEM, N.A.A.; QURESHI, B.A.; ZUBAIR, S.M. Improvement in design of electro dialysis desalination plants by considering the Donnan potential. *Desalination*, v. 441, p. 62-76, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2018.04.023>
- RICHTER, C.A.; AZEVEDO NETTO, J. M. *Tratamento de água: tecnologia atualizada*. São Paulo: Edgard Blücher, 1991. 332 p.
- 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, n. 2, p. 283-290, 2021. <https://doi.org/10.1590/S1413-415220190297>
- 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. <https://doi.org/10.1007/s10666-020-09720-y>
- VON SPERLING, M. *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. 4. ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2014. v. 1. 470 p.
- WALKER, W.S.; KIM, Y.; LAWLER, D.F. Treatment of model inland brackish groundwater reverse osmosis concentrate with electro dialysis - Part II: sensitivity to voltage application and membranes. *Desalination*, v. 345, p. 128-135, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2014.04.026>
- WANG, J.; CHEN, E.; LI, G.; ZHANG, L.; CAO, X.; ZHANG, Y.; WANG, Y. Spatial and temporal variations of suspended solid concentrations from 2000 to 2013 in Poyang Lake, China. *Environmental Earth Sciences*, v. 77, n. 16, p. 590, 2018. <https://link.springer.com/article/10.1007/s12665-018-7773-z>
- XU, Y.; CAI, Q.; SHAO, M.; HAN, X.; CAO, M. 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. <https://doi.org/10.1016/j.quaint.2008.12.019>
- YANG, Z.; GAO, B.; YUE, Q. Coagulation performance and residual aluminum speciation of Al<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub> and polyaluminum chloride (PAC) in Yellow River water treatment. *Chemical Engineering Journal*, v. 165, n. 1, p. 122-132, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2010.08.076>