

# Eletrocoagulação como pós-tratamento do efluente de um *wetland* construído de escoamento vertical

*Electrocoagulation as post-treatment of the effluent from a vertical flow constructed wetland*

Janaina Goerck<sup>1</sup> , Delmira Beatriz Wolff<sup>1</sup> , Ronaldo Kanopf de Araújo<sup>1</sup> , Samara Terezinha Decezaro<sup>1</sup> 

## RESUMO

A eletrocoagulação (EC) foi aplicada como tratamento terciário para o efluente de *wetland* construído de escoamento vertical (WCV). O sistema de EC compreendeu um reator cilíndrico de vidro (1 L) e eletrodos de alumínio conectados a uma fonte de alimentação de corrente contínua. O estudo foi desenvolvido em duas etapas. Na primeira, as condições operacionais do reator foram delimitadas por meio de um experimento bifatorial 3<sup>2</sup> (3×3) de natureza quantitativa × quantitativa, analisando intensidade de corrente e tempo. Com base nos resultados obtidos, a regressão linear resultou na combinação de 1,3 A e 18 min, com custo operacional elétrico de 2,71 R\$.m<sup>3</sup>. Em seguida, realizou-se a etapa de monitoramento durante quatro meses, aplicando a EC sob essas condições fixas estabelecidas. As eficiências médias de remoção alcançadas foram de 99,7% para P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, 20,6% para N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, 2,37 log de coliformes totais, 2,35 log de *Escherichia coli*, 84,9% para demanda química de oxigênio, 95% para turbidez, 95,1% para cor aparente, aumento de 19% no pH, de 18,6% na temperatura e diminuição de 15,8% na condutividade elétrica. O tratamento demonstrou elevadas e homogêneas eficiências de remoção dos poluentes, principalmente para P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, indicando que a EC produz efluente com menor potencial poluidor e é indicada para tratamento de efluente doméstico em nível terciário.

**Palavras-chave:** coagulação; esgoto doméstico; remoção de coliformes; remoção de fósforo; remoção de nutrientes.

## ABSTRACT

Electrocoagulation (EC) was applied as a tertiary treatment for the effluent of a vertical flow constructed wetland (VFCW). The EC system was composed of a cylindrical glass reactor (1 L) and aluminum electrodes connected to a DC power supply. The study was developed in two stages. In the first, the reactor operating conditions were set by a 3<sup>2</sup> (3×3) two-factor experiment, quantitative × quantitative, analyzing current intensity and time (current × time). Based on the results, the linear regression resulted in the combination of 1.3 A and 18 min, with an electric operation cost of 2.71 \$.m<sup>3</sup>. Next, the monitoring stage was conducted for four months, applying the EC under the established conditions. The mean removal efficiencies were 99.6% for P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, 20.6% for N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, 2.37 log of total coliforms, 2.35 log of *Escherichia coli*, 84.8% for chemical oxygen demand, 94.9% for turbidity, 95% for apparent color, an increase of 18.9% in pH and of 18.6% in temperature, and a decrease of 15.8% in electrical conductivity. The treatment showed high and homogeneous pollutant removal efficiencies, mainly for P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, indicating that the EC produces an effluent with lower polluting potential and it is recommended in the tertiary treatment of domestic wastewater.

**Keywords:** coagulation; wastewater; coliforms removal; phosphorus removal; nutrients removal.

## INTRODUÇÃO

Visando à integridade física, química e biológica dos corpos hídricos, cientistas e pesquisadores estão desenvolvendo melhorias nas tecnologias de tratamento convencionais e buscando ideias inovadoras que ofereçam eficiência e economia, como a eletrocoagulação (EC). Esse método eletroquímico tem

sido utilizado com sucesso no tratamento de águas residuais, de óleos e graxas, de metais pesados, de lixiviados e efluentes industriais (ASWATHY *et al.*, 2016; CHELLAM; SARI, 2016; DEMIRCI; PEKEL; ALPBAS, 2015; HASAN; ELEKTOROWICZ; OLESZKIEWICZ, 2014; LUZ, 2012; THEODORO, 2010; UN; AYTAC, 2013).

<sup>1</sup>Universidade Federal de Santa Maria - Santa Maria (RS), Brasil.

\*Autora correspondente: janainagoerck@gmail.com

**Conflitos de interesse:** os autores declaram não haver conflito de interesses.

**Financiamento:** Financiadora de Estudos e Projetos (Finep) e Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (Capes).

**Recebido:** 28/02/2018 - **Aceito:** 06/04/2020 - **Reg. ABES:** 20190068

O princípio do método é passar eletricidade pela água, a fim de promover a desestabilização da solução. De forma objetiva, a EC inicia-se com a aplicação de uma diferença de potencial nos eletrodos. O cátodo sofre redução e promove a hidrólise da água, gerando gás hidrogênio e o radical hidroxila, enquanto o ânodo sofre o processo de oxidação, gerando espécies catiônicas que são lançadas no meio. O cátion formado, denominado de coagulante, reage com a solução e os íons hidroxilas, formando os hidróxidos metálicos. Estes favorecem a formação de flocos, anulando as cargas negativas, agregando as partículas suspensas e adsorvendo as dissolvidas, iniciando a coagulação. Os contaminantes são removidos por reações químicas ou coalescência do material coloidal (ATTOUR *et al.*, 2014; CAÑIZARES *et al.*, 2005; CHEN, 2004).

Neste estudo, aplicou-se a EC com eletrodos de alumínio como tratamento terciário para uma estação de tratamento de efluente (ETE) doméstico. O objetivo foi reduzir as concentrações finais de diversos poluentes, especialmente o fósforo, que não é removido eficientemente nessa ETE. Inicialmente, um experimento bifatorial  $3^2$  ( $3 \times 3$ ) de natureza quantitativa  $\times$  quantitativa e a análise de resposta em 3D foram utilizados para avaliar a melhor combinação de corrente elétrica e tempo de reação para o dimensionamento do reator de EC. Na segunda etapa, realizou-se um monitoramento para avaliar o desempenho do reator e a eficiência de remoção de fósforo, nitrogênio, coliformes totais, *Escherichia coli*, matéria orgânica carbonácea, turbidez, cor aparente, condutividade elétrica e monitorar pH e temperatura.

A relevância deste estudo associa-se à necessidade de avaliar a efetividade da EC e complementar as informações sobre o seu comportamento em esgotos nas suas condições reais de operação, uma vez que a maioria dos trabalhos com esse tipo de processo é realizado apenas com ajustes de pH e condutividade.

## METODOLOGIA

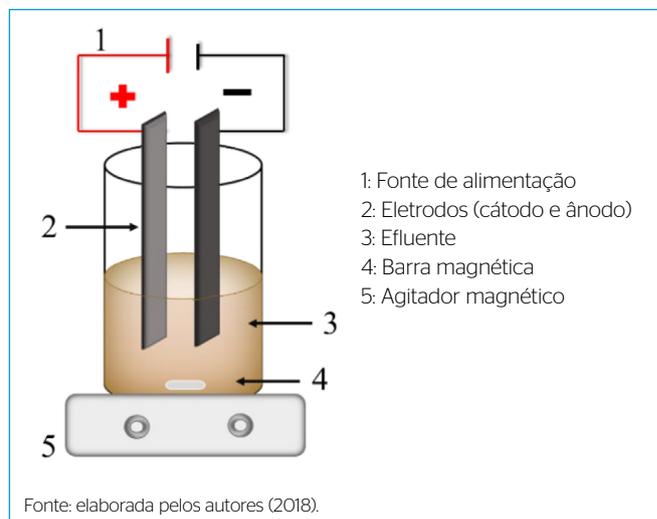
### Local de estudo

O efluente utilizado para a realização deste estudo foi oriundo de uma ETE experimental implantada no município de Santa Maria (RS), constituída de tratamento primário por tanque séptico e tratamento secundário por *wetland* construído de escoamento vertical (WCV). No período avaliado neste trabalho, essa ETE tratava diariamente em torno de 1.500 L de esgoto doméstico, com um adicional de aproximadamente 750 L (50% da vazão de entrada) da recirculação do efluente nitrificado do WCV para tanque séptico.

### Reator de eletrocoagulação

Para a realização dos experimentos de EC, em batelada e escala laboratorial, empregou-se um béquer de vidro com capacidade de 1 L, sendo esse volume de efluente bruto usado em todos os experimentos. Os eletrodos foram confeccionados com placas de alumínio (1 ânodo e 1 cátodo) de 5 mm de espessura e área submersa de 108 cm<sup>2</sup> (12 cm  $\times$  9 cm) e arranjados na forma monopolar, conforme a Figura 1. A distância entre as placas foi fixada em 1 cm, com base em outros estudos (AOUDJ; KHELIFA; DROUICHE, 2017; VEPSÄLÄINEN, 2012; WEI *et al.*, 2012). Para a aplicação da diferença de potencial, utilizou-se uma fonte de tensão de corrente contínua modelo EMG 18131, com tensão máxima de 30 V e corrente máxima de 2,5 A.

Durante os experimentos de EC, o efluente foi constantemente agitado (a aproximadamente 180 rpm) por um agitador magnético. No fim de cada ensaio, o sistema ficou em repouso por 5 min antes da retirada das amostras.



Fonte: elaborada pelos autores (2018).

**Figura 1** – Desenho esquemático do reator de eletrocoagulação.

Os valores de condutividade elétrica do efluente bruto estudado foram satisfatórios, isto é, suficientes para a ocorrência do processo de EC, não sendo necessária a adição de produtos químicos. Primou-se neste estudo por utilizar o efluente com suas características naturais, a fim de obter resultados sobre o processo e comportamento do tratamento por EC baseados nas variações reais que ocorrem no efluente doméstico. Assim, foi possível realizar uma análise prévia de como seriam as eficiências para posterior implantação de um reator em escala experimental.

### Condições operacionais do reator de eletrocoagulação

O delineamento estatístico utilizado foi um experimento bifatorial  $3^2$  ( $3 \times 3$ ) de natureza quantitativa  $\times$  quantitativa. Os fatores analisados foram intensidade de corrente e tempo (corrente vs. tempo), obtendo-se como variáveis resposta turbidez, pH, condutividade e temperatura. A faixa de variação dos fatores foi delimitada de acordo com o valor máximo que o efluente atingiu. Na Tabela 1, apresenta-se a organização dos dados.

A análise de variância (ANOVA) dos dados obtidos foi realizada por meio de *software* estatístico, em nível de significância igual a 5%. Em seguida, efetuou-se a análise de regressão e o ajuste do modelo de regressão linear múltipla via superfície de resposta, considerando-se coeficientes lineares, quadráticos e a interação deles. A superfície resposta foi gerada no *software* STATISTICA, a fim de ilustrar os resultados.

Com base nos modelos gerados e a otimização das variáveis, foi possível realizar a estimativa dos parâmetros operacionais de densidade de corrente ( $\partial$ ), produção do coagulante (m), tensão (V) e custo operacional elétrico (COE), os quais foram determinados pelas Equações 1, 2, 3 e 4, respectivamente (LEE; GAGNON, 2014; KOBYA *et al.*, 2006):

$$\partial = I / A \quad (1)$$

Em que:

$\partial$  = densidade de corrente (A.m<sup>-2</sup>);

I = corrente (A);

A = área superficial submersível do ânodo (m<sup>2</sup>).

**Tabela 1 - Fatores e níveis das variáveis independentes do experimento bifatorial 3<sup>2</sup>.**

Fatores	Níveis		
Intensidade de corrente	0,50 A	1 A	1,50 A
Tempo	10 min	20 min	30 min

Fonte: elaborada pelos autores (2018).

$$m = (I.t.M) / (Z.F) \quad (2)$$

Em que:

m = massa do cátion gerado (g);

t = tempo de aplicação da corrente (s);

M = massa molecular do metal ( $\text{g.mol}^{-1}$ );

Z = número de elétrons transferidos (alumínio  $z = 3$ );

F = constante de Faraday ( $96,485 \text{ C. mol}^{-1}$ ).

$$U = (\partial.d) / k \quad (3)$$

Em que:

U = tensão elétrica aplicada ao processo (V);

d = distância dos eletrodos (m);

k = condutividade do efluente ( $\text{S.m}^{-1}$ ).

$$\text{COE} = (U.i.t.CEI) / V \quad (4)$$

Em que:

COE = custo operacional elétrico ( $\text{R}\$. \text{m}^{-3}$ );

t' = tempo de aplicação da corrente (h);

V = volume de efluente tratado ( $\text{m}^3$ );

CEI = custo da eletricidade industrial ( $\text{R}\$. \text{kWh}^{-1}$ ).

## Monitoramento

Na fase de monitoramento o reator de EC operou nas condições fixas estabelecidas na etapa anterior. Ao total, foram realizadas 13 campanhas durante os meses de maio a setembro.

As coletas simples foram realizadas na ETE experimental nas terças-feiras, às 8h30, com ausência de precipitação pluviométrica em no mínimo uma hora antes da coleta. Em seguida, o tratamento por EC foi imediatamente iniciado e realizado, em três repetições, sob as mesmas condições operacionais. A avaliação da uniformidade das eficiências durante o monitoramento foi realizada por meio da avaliação do coeficiente de variação (CV).

## Análises laboratoriais

As análises físico-químicas e bacteriológicas dos efluentes bruto e tratado foram conduzidas de acordo com as metodologias padrão do *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater* (APHA; AWWA; WEF, 2017). Os parâmetros analisados foram coliformes totais, *E. coli*, condutividade elétrica, cor aparente, demanda química de oxigênio (DQO), fósforo (ortofosfato —  $\text{P-PO}_4^{3-}$ ), nitrogênio nitrato ( $\text{N-NO}_3^-$ ), pH, temperatura e turbidez.

O pH foi medido com o uso do pHmetro digital Thermo Scientific Orion Star A211, a turbidez com o turbidímetro Thermo Scientific Orion AQUAfast

AQ4500, a condutividade com o condutivímetro AC-200 e a temperatura com o termômetro químico Incoterm.

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

### Definição da corrente e do tempo de tratamento

O efluente do WCV utilizado na primeira etapa deste estudo apresentou turbidez média de 147 UNT, pH de 7,50, CE de  $1.000 \mu\text{S.cm}^{-1}$  e temperatura de  $23^\circ\text{C}$ . Esse efluente foi submetido ao tratamento por EC (testes 1 a 9) e os resultados são apresentados na Tabela 2.

Os testes realizados mostraram que, na corrente de 0,50 A, o menor valor de turbidez foi de 8,17 UNT em 30 min. Na corrente de 1 A, foi de 4,93 UNT em 20 min e, na corrente de 1,50 A, o tratamento mais eficiente foi em 10 min e resultou em turbidez de 4,97 UNT. Isso demonstra que, com o aumento da corrente, menor tempo é requerido para a geração de efluente com melhor qualidade, uma vez que é gerada maior quantidade de coagulante (LEE; GAGNON, 2014).

Os testes 5 e 7 apresentaram os menores valores de turbidez, ou seja, maior eficiência de redução. Além disso, na corrente de 1,50 A, percebe-se que com o aumento do tempo de tratamento as concentrações finais de turbidez aumentaram, o que também aconteceu no teste 6, comparado com o anterior. Nesses testes, visualizou-se um efluente esbranquiçado no fim do processo e com microbolhas maiores. Esse fato pode ser explicado pelo fenômeno de reestabilização, em que, após certo tempo, os hidróxidos são liberados novamente no meio, ou seja, os limites para as melhores condições de tratamento foram excedidos, e o tratamento está promovendo o processo inverso. Moussa *et al.* (2017) afirmam que, uma vez que o valor de densidade de corrente crítico foi excedido, não existe melhora significativa. Sarala (2012) e Romero (2009), ao aplicarem a EC em esgoto doméstico bruto, encontraram o mesmo comportamento.

Em relação ao pH, em todos os testes ocorreu o aumento do valor com o aumento do tempo, o que era esperado já que o processo de EC libera  $\text{OH}^-$  no meio pelo desprendimento do hidrogênio no cátodo ( $3\text{H}_2\text{O} + 3\text{e}^- \rightarrow 3/2\text{H}_2 + 3\text{OH}^-$ ) (MOLLAH *et al.*, 2001).

As legislações que estabelecem padrões para o lançamento de efluentes em corpos d'água, Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) nº 430/2011 (BRASIL, 2011) e Resolução do Conselho Estadual do Meio Ambiente (CONSEMA) nº 355/2017 (CONSEMA, 2017), restringem o valor máximo de pH a 9. O teste 9 excedeu esse limite e os testes 6 e 8 ficaram com pH muito próximo a esse valor, podendo vir a ultrapassá-lo (desvio padrão = 0,08–0,13). Ademais, de forma geral para pH e temperatura, para cada corrente aplicada, verificou-se o aumento dos valores com o passar do tempo, enquanto a condutividade elétrica diminuiu. Comportamentos semelhantes foram encontrados nos estudos de Sarala (2012) e Makwana e Ahammed (2017), por exemplo.

### Análise de variância

A ANOVA foi realizada para a verificação da significância dos fatores e a obtenção da melhor região para o tratamento nas condições estudadas. O resumo da ANOVA dos dados amostrais é apresentado na Tabela 3.

Todos os fatores de variação apresentaram efeito diferenciado entre os tratamentos, com relação às variáveis resposta ao nível de significância em que o

**Tabela 2 - Testes realizados e valores de concentração final para as variáveis resposta\*.**

Teste	Tratamento		Turbidez (UNT)	pH	CE (µS.cm <sup>-1</sup> )	Temperatura (°C)
	Corrente (A)	Tempo (min)				
1	0,50	10	53,60 ± 0,26	8,12 ± 0,02	920,70 ± 0,56	24 ± 0,40
2	0,50	20	34,83 ± 0,15	8,30 ± 0,09	907,23 ± 7,51	25 ± 0,12
3	0,50	30	8,17 ± 0,21	8,47 ± 0,09	894,81 ± 4,62	25 ± 0,74
4	1	10	16,93 ± 0,19	8,38 ± 0,03	857,80 ± 0,80	24 ± 0,06
5	1	20	4,93 ± 0,12	8,86 ± 0,04	797,77 ± 2,26	26 ± 0,12
6	1	30	11,83 ± 0,15	8,90 ± 0,08	732,67 ± 5,92	26 ± 0,25
7	1,50	10	4,97 ± 0,05	8,59 ± 0,09	799 ± 12,68	26 ± 0,25
8	1,50	20	8,14 ± 0,25	8,94 ± 0,13	719,68 ± 11,28	28 ± 0,12
9	1,50	30	23,32 ± 0,70	9,15 ± 0,06	671,93 ± 7,30	30 ± 0,21

\*Média ± desvio padrão, n = 3; pH: potencial hidrogeniônico; CE: condutividade elétrica. Fonte: elaborada pelos autores (2018).

**Tabela 3 - Resumo da análise de variância dos dados amostrais.**

FV	Quadrado Médio				
	(valor p)				
	GL	pH	CE	Turbidez	Temperatura
Corrente	2	0,835	51,855,348	1,264,395	30,640
		(0,000)*	(0,000)*	(0,000)*	(0,000)*
Tempo	2	0,540	22,139,431	303,007	8,858
		(0,000)*	(0,000)*	(0,000)*	(0,000)*
Corrente x tempo	4	0,022	4,316,594	828,865	3,967
		(0,024)*	(0,000)*	(0,000)*	(0,000)*
Erro/resíduo	18	0,006	48,553	0,086	0,122
Total corrigido	26	-	-	-	-
CV (%)		0,90	0,88	1,58	1,14

\*Efeito significativo a 5% de probabilidade de erro; FV: fator de variação; GL: graus de liberdade; pH: potencial hidrogeniônico; CE: condutividade elétrica; CV: coeficiente de variação. Fonte: elaborada pelos autores (2018).

teste foi realizado, ou seja, corrente, tempo e corrente vs. tempo, foram significativos uma vez que  $p < 0,05$ .

Os modelos de segunda ordem para cada variável resposta foram desenvolvidos com base nas respostas observadas. As equações  $R^2$  e  $R^2_{ajustado}$  são apresentadas na Tabela 4. Ilustrativamente, as superfícies resposta de cada variável são apresentadas na Figura 2.

Segundo Montgomery (2009), o coeficiente de determinação  $R^2$  indica a qualidade da previsão do modelo para novas respostas, e  $R^2$  e  $R^2_{ajustado}$  devem ser semelhantes. Neste estudo, todos os valores obtidos foram elevados ( $R^2 \geq 0,94$ ), e  $R^2$  e  $R^2_{ajustado}$  não diferiram consideravelmente, garantindo uma boa correlação entre os valores e alta eficiência geral da previsão dos modelos.

O CV indica a reprodutibilidade do modelo, que é satisfatória se esse valor for inferior a 10% (MONTGOMERY, 2009). Para este estudo, os dados foram classificados como homogêneos e o modelo possui boa reprodutibilidade.

**Tabela 4 - Modelos para a estimativa das concentrações finais de turbidez, potencial hidrogeniônico, condutividade elétrica e temperatura,  $R^2$  e  $R^2_{ajustado}$ .**

Variável	Equação	$R^2$	$R^2_{ajustado}$
Turbidez (UNT)	$162,346 - 171,360C + 43,762C^2 - 5,26T + 0,038T^2 + 3,189CT$	0,959	0,949
pH	$7,054 + 1,334C - 0,476C^2 + 0,052T - 0,001T^2 + 0,011CT$	0,944	0,931
CE (µs.cm <sup>-1</sup> )	$1,071,543 - 258,717C + 91,258C^2 - 1,413T + 0,046T^2 - 5,059CT$	0,981	0,977
T (°C)	$26,567 - 8,200C + 3,8002C^2 + 0,067T - 0,004T^2 + 0,198CT$	0,952	0,941

C: corrente (A); T: tempo (min); pH: potencial hidrogeniônico; CE: condutividade elétrica; T: temperatura. Fonte: elaborada pelos autores (2018).

Portanto, as equações apresentadas podem ser usadas para prever os valores dos diferentes parâmetros nas condições experimentais estudadas.

Pelas superfícies resposta (Figuras 2B e 2D), pode-se verificar que o pH e a temperatura foram os parâmetros que apresentaram a tendência de aumentar com o aumento de corrente vs. tempo e, pelos modelos, os valores para a minimização da função extrapolam a região estudada. Em relação à turbidez, há a ocorrência de um ponto ótimo no intervalo estudado, que é determinante para o dimensionamento do reator.

A interação corrente vs. tempo que minimiza as funções nos limites testados, respeitando o valor máximo de pH de 9, a temperatura de 40°C e a menor concentração de turbidez, está apresentada na Tabela 5.

### Aplicação da eletrocoagulação e monitoramento dos parâmetros

Nesta etapa do estudo, o reator foi operado nas condições fixas listadas na Tabela 5 e as análises foram extrapoladas para os parâmetros P- $PO_4^{3-}$ , N- $NO_3^-$ , coliformes totais, *E. coli*, DQO, turbidez, cor aparente, pH, condutividade elétrica e temperatura. As Tabelas 6 e 7 apresentam os resultados encontrados.

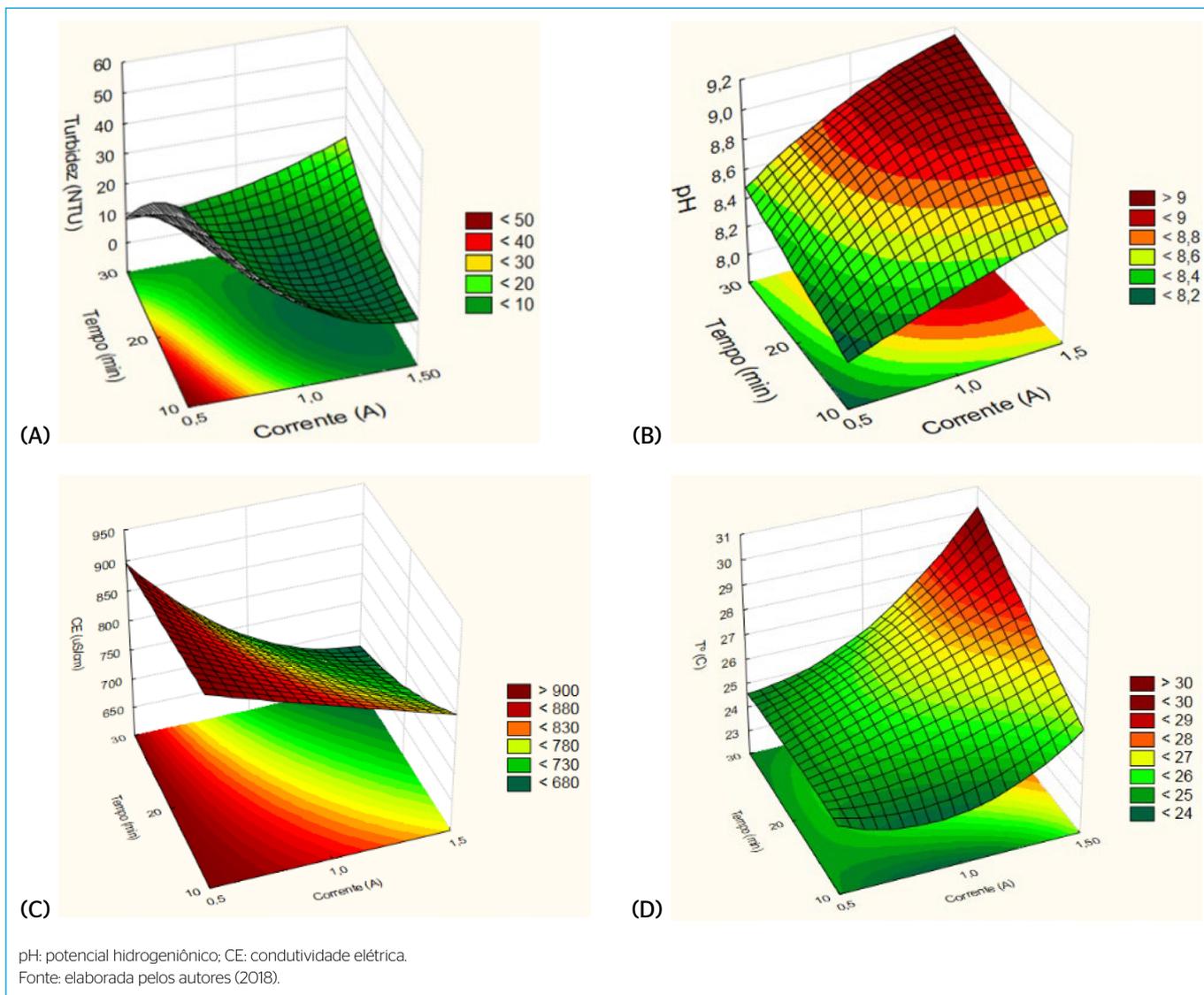


Figura 2 - Superfície resposta: (A) turbidez; (B) potencial hidrogeniônico; (C) condutividade elétrica; (D) temperatura.

Tabela 5 - Parâmetros operacionais do reator de eletrocoagulação em relação a corrente, tempo, densidade de corrente ( $\rho$ ), produção de coagulante (m), tensão (U) e custo operacional elétrico (COE).

Corrente (A)	Tempo (min)	$\rho$ (A.m <sup>2</sup> )	m (g)	U (V)	COE (R\$.m <sup>3</sup> )
1,3	18	120	0,13	15,81	2,71

Fonte: Elaborada pelos autores (2018).

### Fósforo

A concentração média de P-PO<sub>4</sub><sup>-3</sup> no afluente durante o monitoramento (8,91 mg.L<sup>-1</sup>) o caracteriza como esgoto de médio a fraco e é similar a valores de concentração em esgoto bruto (JORDÃO; PESSÔA, 2014). Portanto, pode-se perceber que o WCV não apresentou boas eficiências de remoção de P-PO<sub>4</sub><sup>-3</sup> e que é necessário um tratamento complementar para essa efetiva remoção.

Após o tratamento por EC, não foi detectada (n.d.) a presença de P-PO<sub>4</sub><sup>-3</sup> nas amostras em nenhuma campanha de monitoramento, o que significa redução maior que 99,65%, com concentração residual inferior a 0,03 mg.L<sup>-1</sup>. Percebe-se ainda a invariabilidade nos valores de Eficiência e concentração final durante o monitoramento, o que indica a alta eficiência do processo para as variações no afluente no período monitorado.

A remoção de P-PO<sub>4</sub><sup>-3</sup> presente no esgoto ocorre principalmente por adsorção com os flocos de hidróxidos de alumínio gerados pelo desprendimento do hidrogênio no cátodo, seguido de flotação pelas bolhas de gás hidrogênio e oxigênio e por precipitação por meio da formação de AlPO<sub>4</sub> (Al<sub>(aq)</sub><sup>3+</sup> + PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> → AlPO<sub>4</sub>) (ATTOUR *et al.*, 2014).

Os resultados obtidos neste estudo são superiores aos observados por Elazzouzi, Haboubi e Elyoubi (2017). Os autores encontraram, como melhor condição para a remoção de fosfato do esgoto sanitário oriundo de uma estação de tratamento no Marrocos, a combinação 200 A.m<sup>-2</sup> vs. 50 min e

**Tabela 6 - Concentrações e eficiências médias dos parâmetros avaliados\*.**

Parâmetro	Afluente	Efluente	Percentual de Remoção (%)	CV (%)
P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	8,91 ± 1,96	n.d.	> 99,65 ± 0,1	0,10
N-NO <sub>3</sub> (mg.L <sup>-1</sup> )	22,58 ± 5,28	17,83 ± 4,65	20,60 ± 14,40	69,97
Coliformes totais (NMP.100 mL <sup>-1</sup> )	7,92×10 <sup>6</sup> ± 1,05×10 <sup>7</sup>	1,75×10 <sup>4</sup> ± 1,31×10 <sup>4</sup>	99,58 ± 0,26 (2,37 log)	0,26
<i>Escherichia coli</i> (NMP.100 mL <sup>-1</sup> )	1,61×10 <sup>6</sup> ± 1,69×10 <sup>6</sup>	5,59×10 <sup>3</sup> ± 4,07×10 <sup>4</sup>	99,55 ± 0,30 (2,35 log)	0,40
DQO (mg.L <sup>-1</sup> )	291,19 ± 80,40	44,95 ± 22,65	84,86 ± 5,84	6,89
Turbidez (UNT)	123 ± 35,01	5,84 ± 1,38	94,97 ± 1,54	1,62
Cor (u.c)	1.386,33 ± 618,52	62,38 ± 15,29	95,09 ± 1,41	1,49
pH	7,14 ± 0,12	8,80 ± 0,10	18,92 ± 1,66	8,76
CE (µS.cm <sup>-1</sup> )	905,15 ± 110,70	762,69 ± 100,41	15,80 ± 3,12	19,76
Temperatura (°C)	19,15 ± 1,91	23,55 ± 1,74	18,60 ± 6,13	32,97

\*Média ± desvio padrão; CV: coeficiente de variação; P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>: ortofosfato; N-NO<sub>3</sub>: nitrogênio nitrato; DQO: demanda química de oxigênio; pH: potencial hidrogeniônico; CE: condutividade elétrica.

Fonte: elaborada pelos autores (2018).

**Tabela 7 - Faixa de variação dos parâmetros avaliados.**

Parâmetro	Faixa Afluente	Faixa Efluente	Faixa Percentual de Remoção (%)
P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	5,76 - 11,82	n.d.	> 99,48 - 99,75
N-NO <sub>3</sub> (mg.L <sup>-1</sup> )	13,06 - 30,60	7,67 - 25,45	0 - 41,30
Coliformes totais (NMP.100mL <sup>-1</sup> )	1,68×10 <sup>6</sup> - 3,88×10 <sup>7</sup>	3,25×10 <sup>3</sup> - 4,86×10 <sup>4</sup>	99,19 - 99,95 (2,09 - 3,32 log)
<i>Escherichia coli</i> (NMP.100mL <sup>-1</sup> )	5,20×10 <sup>5</sup> - 6,90×10 <sup>6</sup>	5,45×10 <sup>2</sup> - 1,45×10 <sup>4</sup>	99,07 - 99,94 (2,03 - 3,17 log)
DQO (mg.L <sup>-1</sup> )	160,44 - 445,99	17,82 - 87,26	71,46 - 91,13
Turbidez (UNT)	77,60 - 200	4,09 - 8,81	92,66 - 97,21
Cor (u.c)	850 - 3.063	45,79 - 88,37	92,83 - 97,12
pH	6,90 - 7,32	8,58 - 8,94	16,66 - 21,97
CE (µS.cm <sup>-1</sup> )	722,40 - 1.097	591,90 - 928,30	10,71 - 21,68
Temperatura (°C)	16 - 23	20,17 - 25,93	10,73 - 30,43

n.d.: não detectável; P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>: ortofosfato; N-NO<sub>3</sub>: nitrogênio nitrato; DQO: demanda química de oxigênio; pH: potencial hidrogeniônico; CE: condutividade elétrica.

Fonte: elaborada pelos autores (2018).

alcançaram eficiência de remoção de 97% para uma amostra com concentração inicial de 15 mg.L<sup>-1</sup> de fosfato. Nguyen *et al.* (2016), ao testar o processo em efluente doméstico de uma ETE com concentração inicial de 3.2 mg P.L<sup>-1</sup>,

encontrou como melhores condições operacionais 10 V e 6 min, resultando em 0.2 mg P.L<sup>-1</sup>.

Resultados semelhantes foram obtidos por Makwana e Ahammed (2017), que otimizaram o processo de EC pela metodologia de superfície resposta em esgoto doméstico previamente tratado anaerobicamente em *Upflow Anaerobic Sludge Blanket* (UASB). Os autores obtiveram concentração final menor que 0.1 mg.L<sup>-1</sup>, operando com 15 mA.cm<sup>-2</sup> por 18 min.

## Nitrogênio

A forma de nitrogênio predominante no efluente do WCV foi o N-NO<sub>3</sub>, que é a forma quantificada neste estudo. Em geral, houve melhora na qualidade do efluente com o processo de EC, resultando em média de 17,83 mg L<sup>-1</sup> no período. As eficiências de remoção foram variadas (0 - 41,30%) e o CV (69,96%) indicou que os dados foram heterogêneos.

O comportamento e a remoção do nitrato no processo de EC diferiram dos demais parâmetros, demonstrando baixa afinidade do nitrogênio com o coagulante gerado eletricamente. Diferentes estudos sobre a remoção do nitrogênio em suas diferentes formas já relataram baixa remoção desse nutriente. Além disso, são poucos os trabalhos que abordam os processos de remoção, e os principais mecanismos relatados foram a adsorção e a interação com íons cloretos (AOUDJ; KHELIFA; DROUCHE, 2017; ELAZZOZI; HABOUBI; ELYOUBI, 2017; GOVINDAN; NOEL; MOHAN, 2015; KABDAŞLI *et al.*, 2012).

## Coliformes totais e *Escherichia coli*

O decaimento médio no período monitorado foi de 2,37 log (99,58%) para coliformes totais e de 2,35 log (99,55%) para *E. coli*, resultando em contagens médias finais de 1,75×10<sup>4</sup> NMP.100 mL<sup>-1</sup> e 5,59×10<sup>3</sup> NMP.100 mL<sup>-1</sup>, respectivamente.

A remoção das bactérias acontece principalmente por ruptura e modificações na membrana (ELAZZOZI; HABOUBI; ELYOUBI, 2017). As células biológicas possuem, em sua estrutura, membrana e citoplasma. Este possui cargas opostas em seus lados e pode ser considerado como condutor elétrico. Durante o processo eletroquímico, uma acumulação de carga é observada, que aumenta a troca de cargas e causa rupturas nas membranas. Diao *et al.* (2004), em seu estudo com microscopia eletrônica de varredura, verificaram danos na morfologia da superfície e estrutura das células após EC e encontraram vazamento substancial de material intracelular em células de *E. coli*. Análises microscópicas mostraram aumento da distância entre as camadas externa e interna da membrana, causando a ruptura e a inativação dos microrganismos (ZIMMERMANN; SCHULZ; PILWAT, 1973).

Os resultados obtidos neste estudo são superiores aos encontrados por Elazzouzi, Haboubi, Elyoubi (2017), que conseguiram obter contagem final de 5×10<sup>3</sup> NMP.100 mL<sup>-1</sup> após 60 min de tratamento com densidade de corrente de 200 A.m<sup>-2</sup>, em uma amostra com concentração inicial de coliformes totais de 5×10<sup>7</sup> NMP.100 mL<sup>-1</sup>.

Resultados semelhantes foram obtidos por Makwana e Ahammed (2016), que, após encontrarem como condições “ótimas” 2 mA.cm<sup>-2</sup> e 5 min, por meio de um modelo oriundo da aplicação da metodologia de superfície resposta e *Box-Behnken Design*, extrapolaram os testes iniciais e obtiveram como contagens finais 1,7×10<sup>4</sup> NMP.100 mL<sup>-1</sup> e 3,7×10<sup>3</sup> NMP.100 mL<sup>-1</sup> para coliformes totais e *E. coli*, respectivamente.

## Matéria orgânica carbonácea

Durante o monitoramento, a concentração de DQO no afluente variou entre 445,99 e 160,44 mg.L<sup>-1</sup>. Essa variação foi elevada e esteve relacionada com a carga de entrada na ETE experimental, bem como com a eficiência do WCV.

O comportamento temporal da matéria orgânica carbonácea em termos de DQO resultou em eficiência de remoção média de 84,86%, com variação entre a máxima e mínima de aproximadamente 20%. O CV das eficiências para o período foi de 7%, o que significa que, mesmo com a diferença nas eficiências, elas são classificadas como homogêneas.

Esses resultados foram superiores aos encontrados por Formentini (2012), que conseguiu remoção máxima de DQO de 83,78% nas condições de 0,15 A vs. 6,32 min, sendo a DQO remanescente de 143,47 mg.L<sup>-1</sup>. O estudo foi realizado em efluente doméstico bruto com características similares ao analisado aqui, utilizando eletrodos de alumínio.

Makwana e Ahammed (2016), ao empregar a EC como pós-tratamento de efluente doméstico proveniente de reator UASB, com concentração inicial de DQO de 274 mg.L<sup>-1</sup>, conseguiram atingir a concentração de 90 mg.L<sup>-1</sup> de DQO no efluente, valor superior ao encontrado neste trabalho (44,95 mg.L<sup>-1</sup>).

Outros estudos da aplicação de EC em esgoto doméstico com características e configuração de reatores similares à da presente investigação apresentaram menores eficiências de remoção de DQO, como, por exemplo: o trabalho de Elazzouzi, Haboubi e Elyoubi (2017), que obtiveram máxima de 70%; o de Maia *et al.* (2014), que encontraram 69,20%; e o de Sarala (2012), que encontrou 77%.

Este foi o parâmetro que apresentou as maiores variações nas eficiências e as menores eficiências. Observa-se que o processo de EC promove a remoção da matéria orgânica particulada, porém a matéria orgânica dissolvida não é eficientemente removida.

Além disso, pelas concentrações afluentes, pode-se perceber que em alguns dias a ETE experimental não atendeu ao padrão de lançamento na qual está inserida, que é de 330 mg.L<sup>-1</sup> de DQO para vazão menor do que 200 m<sup>3</sup>.d<sup>-1</sup> (CONSEMA, 2017). Logo, a EC apresenta-se como uma boa alternativa para complementação do tratamento.

## Turbidez

As reduções de turbidez no período monitorado resultaram em eficiência média de 94,97%, com CV de 2%. O processo de EC resultou em constantes e adequadas eficiências de remoção para este parâmetro, mesmo que as concentrações afluentes tenham diferido (77,60 – 200 UNT).

A turbidez dos efluentes é ocasionada pela presença de sólidos, de modo que a elevada remoção pode estar relacionada com o processo de coagulação, isto é, a ocorrência de interação dos hidróxidos de alumínio com as partículas, formando os flocos que se deslocam naturalmente para a superfície com o auxílio das microbolhas geradas no processo em decorrência da flotação.

Romero (2009) aplicou a EC no tratamento de esgoto sanitário, com eletrodos de alumínio configurados transversal e paralelamente ao fluxo. Com a combinação 14,2 mA.cm<sup>-2</sup> vs. 18,2 min, o autor obteve resultados semelhantes aos deste estudo, com eficiências de remoção de turbidez entre 93 e 96% para os arranjos transversal e paralelo, respectivamente, e considerou-os extremamente satisfatórios.

Makwana e Ahammed (2017), na modelagem em efluente pré-tratado anaerobicamente em reator de 15 mA.cm<sup>-2</sup> vs. 5 min e eletrodos de alumínio, obtiveram eficiência de remoção de turbidez de 98,5%.

## Potencial hidrogeniônico

Durante todo o período monitorado, o pH afluente permaneceu próximo à neutralidade, com média de 7,14 (7,32 – 6,90). O efluente apresentou pH médio de 8,80, alcançando o máximo de 8,94 e o mínimo de 8,58 durante o monitoramento. O aumento médio para esse parâmetro foi de 18,92%.

O aumento do pH nos processos de EC já era esperado. Ele é causado principalmente pela liberação de OH<sup>-</sup> oriundo do desprendimento do hidrogênio no cátodo.

Diversos estudos observaram que o pH aumenta na célula eletrolítica durante o processo de EC em efluentes domésticos (UN; KOPARAL; OGUTVEREN, 2009; WEI *et al.*, 2012). Harif, Khai e Adin (2012) comentam que a geração dos hidróxidos de alumínio utiliza os íons hidroxilas, porém nem todo o montante produzido é utilizado. Uma vez que a taxa de geração excede a quantidade utilizada para a geração das variadas formas de hidróxidos metálicos, os íons hidroxilas acumulam-se na solução, resultando na elevação do pH.

## Condutividade elétrica

A faixa de condutividade do afluente foi de 722,40 – 1,097 µS.cm<sup>-1</sup>, com média de 905,15 µS.cm<sup>-1</sup>, valores estes suficientes para permitir o tratamento por EC. O efluente apresentou média de 762,69 µS.cm<sup>-1</sup>, que corresponde à redução média de 15,80%.

A condutividade elétrica está relacionada intimamente com o funcionamento do sistema, a fim de garantir que a EC ocorra. Quanto menor a concentração de íons, menor a capacidade de condução de corrente elétrica e maior o consumo energético (LEE; GAGNON, 2014; MOUSSA *et al.*, 2017).

Neste estudo, aparentemente, a condutividade elétrica não foi fortemente afetada pelo processo de EC, assim como Gomes *et al.* (2009) e Den e Wang (2008) verificaram em seus trabalhos.

## Temperatura

A temperatura média do afluente foi de 19,15°C, variando entre 23 e 16°C. O efluente apresentou média de 23,55°C e aumento médio de 18,60%. Assim, mesmo com a sazonalidade das condições ambientais, o tratamento mostrou-se eficiente.

O aumento de temperatura também era esperado, uma vez que na EC pode ocorrer perda de energia por dissipação térmica. Entretanto, esse aumento não foi exacerbado, correspondendo a aproximadamente 4°C, o que indica o adequado dimensionamento do reator.

Não foram encontrados na literatura estudos cuja finalidade fosse avaliar a aplicação da EC sob condições fixas e durante um período de tempo, como realizado neste trabalho. Os estudos citados nesta seção foram delimitados para a otimização do processo de EC, visando à remoção específica de um poluente.

## Padrões de lançamento em corpos receptores

A Tabela 8 apresenta um resumo dos valores de referência nas legislações ambientais vigentes para o lançamento de efluentes líquidos sanitários. Os resultados médios dos parâmetros P-PO<sub>4</sub><sup>-3</sup>, N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, coliformes totais, DQO, pH e temperatura permaneceram nos limites estabelecidos pelas Resoluções CONSEMA nº 355/2017 (CONSEMA, 2017), CONAMA nº 430/2011 (BRASIL, 2011) e NBR 13969/1997 (ABNT, 1997) durante o período monitorado.

Os resultados deste estudo demonstram que a EC pode ser realizada sem alterações nas características iniciais do esgoto doméstico (como pH e

**Tabela 8** - Comparação dos valores de referência nas legislações ambientais vigentes para o lançamento de efluentes líquidos sanitários.

Parâmetro	Efluente	Legislação		
		CONSEMA 355/2017 (CONSEMA, 2017)	CONAMA nº 430/2011 (BRASIL, 2011)	NBR 13.969/1997 <sup>a</sup> (ABNT, 1997)
P-PO <sub>4</sub> <sup>-3</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	n.d.	máx 4 <sup>b</sup>	-	<1
		≥ 75% remoção		
N-NO <sub>3</sub> (mg.L <sup>-1</sup> )	1783	-	-	<20
Coliformes totais (NMP/100mL <sup>-1</sup> )	1,75×10 <sup>4</sup> ± 1,31×10 <sup>4</sup>	máx 10 <sup>6c</sup>	-	<1×10 <sup>3</sup>
		≥ 90% remoção		
DQO (mg.L <sup>-1</sup> )	44,95 ± 22,65	330 <sup>d</sup>	-	50
pH	8,80 ± 0,10	6 - 9	6 - 9	6 - 9
Temperatura (°C)	23,55 ± 1,74	40	40	40

<sup>a</sup>Valores de lançamento em águas superficiais classe a; <sup>b</sup>faixa de vazões de lançamentos menor que 1.000 m<sup>3</sup>.d<sup>-1</sup>; <sup>c</sup>vazão de lançamento (Q) faixa 200 ≤ Q < 500 m<sup>3</sup>.d<sup>-1</sup>; <sup>d</sup>Q < 200 m<sup>3</sup>.d<sup>-1</sup>.

Fonte: elaborada pelos autores (2018).

condutividade elétrica), uma vez que as eficiências ao longo do monitoramento foram mantidas e as concentrações finais do efluente, após a EC, atenderam às legislações mesmo com a mudança nas concentrações dos parâmetros causada pela sazonalidade.

## CONCLUSÕES

A EC com eletrodos de alumínio mostrou-se uma técnica promissora para o tratamento de efluente doméstico em nível terciário. O dimensionamento do reator, 1,3 A × 18 min, foi efetivo. O tratamento removeu eficientemente o fósforo e este não foi detectado em nenhuma amostra, o que indica que a concentração foi inferior a 0,03 mg.L<sup>-1</sup>. Os outros parâmetros monitorados, N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, coliformes totais, *E. coli*, DQO, turbidez, cor aparente, pH, condutividade elétrica e temperatura ficaram abaixo dos limites estabelecidos pelas Resoluções CONAMA nº 430/2011 (BRASIL, 2011) e CONSEMA nº 355/2017 (CONSEMA, 2017) e pela NBR 13969/1997 (ABNT, 1997).

De forma geral, destaca-se que o WCV não remove fósforo, enquanto na EC a remoção é efetiva e, por isso, a combinação desses processos forneceu efluente de melhor qualidade. Diante do exposto, a EC pode ser considerada como opção adequada para o pós-tratamento do WCV, para a geração de um efluente de melhor qualidade e com possível utilização no reúso não potável.

## CONTRIBUIÇÕES DOS AUTORES

Goerck, J.: Conceituação, Metodologia, Análise Formal, Obtenção de Dados, Administração de Projeto, Recursos, Supervisão, Validação, Escrita — Primeira Redação, Escrita — Revisão e Edição. Wolff, D. B.: Obtenção do Financiamento, Metodologia, Administração do Projeto, Recursos, Supervisão, Escrita — Revisão e Edição. Araújo, R. K.: Metodologia, Análise Formal, Obtenção de Dados, Administração do Projeto, Recursos, Escrita — Revisão e Edição. Decezaró, S. T.: Metodologia, Análise, Obtenção de Dados, Administração do Projeto, Recursos, Escrita — Revisão e Edição.

## REFERÊNCIAS

- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA); AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION (AWWA); WATER ENVIRONMENT FEDERATION (WEF). *Standard methods for examination of water and wastewater*. 23<sup>a</sup> ed. Washington, DC: American Public Health Association, 2017.
- AOUDJ, S.; KHELIFA, A.; DROUICHE, N. Removal of fluoride, SDS, ammonia and turbidity from semiconductor wastewater by combined electrocoagulation - electroflotation. *Chemosphere*, v. 180, p. 379-387, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.04.045>
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). *NBR 13969*: Tanques sépticos - Unidades de tratamento complementar e disposição de efluentes líquidos - Projeto, construção e operação. Rio de Janeiro: ABNT, 1997.
- ASWATHY, P.; GANDHIMATHI, R.; RAMESH, S.T.; NIDHEESH, P.V. Removal of organics from bilge water by batch electrocoagulation process. *Separation and Purification Technology*, v. 159, p. 108-115, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2016.01.001>
- ATTOUR, A.; TOUATI, M.; TLILI, M.; BEN AMOR, M.; LAPICQUE, F.; LECLERC, J.P. Influence of operating parameters on phosphate removal from water by electrocoagulation using aluminum electrodes. *Separation and Purification Technology*, v. 123, p. 124-129, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2013.12.030>
- BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011. *Diário Oficial da União*. Brasília, 2011.
- CAÑIZARES, P.; CARMONA, M.; LOBATO, J.; MARTÍNEZ, F.; RODRIGO, M.A. Electrodeposition of aluminum electrodes in electrocoagulation processes. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, v. 44, n. 12, p. 4178-4185, 2005. <https://doi.org/10.1021/ie048858a>
- CHELLAM, S.; SARI, M.A. Aluminum electrocoagulation as pretreatment during microfiltration of surface water containing NOM: A review of fouling, NOM, DBP, and virus control. *Journal of Hazardous Materials*, v. 304, p. 490-501, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2015.10.054>
- CHEN, G. Electrochemical technologies in wastewater treatment. *Separation and Purification Technology*, v. 38, n. 1, p. 11-41, 2004. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2003.10.006>
- CONSELHO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE (CONSEMA). *Resolução nº 355/2017*: Dispõe sobre os critérios e padrões de emissão de efluentes líquidos para fontes geradoras que lancem seus efluentes em águas superficiais no Estado do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 2017.
- DEMIRCI, Y.; PEKEL, L.C.; ALPBAZ, M. Investigation of Different Electrode Connections in Electrocoagulation of Textile Wastewater Treatment. *International Journal of Electrochemical Science*, v. 10, n. 3, p. 2685-2693, 2015.

- DEN, W.; WANG, C. Removal of silica from brackish water by electrocoagulation pretreatment to prevent fouling of reverse osmosis membranes. *Separation and Purification Technology*, v. 59, n. 3, p. 318-325, 2008. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2007.07.025>
- DIAO, H.F.; LI, X.Y.; GU, J.D.; SHI, H.C.; XIE, Z.M. Electro microscopic investigation of the bacterial action on electrochemical disinfection in comparison with chlorination and Fenton reaction. *Process Biochemistry*, v. 39, n. 11, p. 1421-1426, 2004. [https://doi.org/10.1016/S0032-9592\(03\)00274-7](https://doi.org/10.1016/S0032-9592(03)00274-7)
- ELAZZOUI, M.; HABOUBI, K.; ELYOUBI, M.S. Electrocoagulation-flocculation as a low-cost process for pollutants removal from urban wastewater. *Chemical Engineering Research and Design*, v. 117, p. 614-626, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.cherd.2016.11.011>
- FORMENTINI, D.F. *Tratamento eletroquímico de esgotos sanitários*. 139f. Dissertação (Mestrado) - Universidade do Oeste do Paraná, Cascavel, 2012.
- GOMES, J.; COCKE, D.; KAMOL, D.; MALLIKARJUNA, G.; DOANH, T.; BECKMAN, J. Treatment of produced water by electrocoagulation. In: EPD CONGRESS, 2009, San Francisco. *Proceedings of sessions and symposia held during TMS 2009 Annual Meeting & Exhibition*. San Francisco, 2009. p. 459-456.
- GOVINDAN, K.; NOEL, M.; MOHAN, R. Removal of nitrate ion from water by electrochemical approaches. *Journal of Water Process Engineering*, v. 6, p. 58-63, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2015.02.008>
- HARIF, T.; KHAI, M.; ADIN, A. Electrocoagulation versus chemical coagulation: coagulation/flocculation mechanisms and resulting floc characteristics. *Water Research*, v. 46, n. 10, p. 3177-3188, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.03.034>
- HASAN, SW.; ELEKTOROWICZ, M.; OLESZKIEWICZ, J.A. Start-up period investigation of pilot-scale submerged membrane electro-bioreactor (SMEBR) treating raw municipal wastewater. *Chemosphere*, v. 97, p. 71-77, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.11.009>
- JORDÃO, E.P.; PESSÔA, C.A. *Tratamento de Esgotos Domésticos*. 7ª ed. Rio de Janeiro: Abes, 2014. 1087 p.
- KABDAŞLI, I.; ARSLAN-ALATON, I.; ÖLMEZ-HANCI, T.; TÜNAY, O. Electrocoagulation applications for industrial wastewaters: a critical review. *Environmental Technology Reviews*, v. 1, n. 1, p. 2-45, 2012. <https://doi.org/10.1080/21622515.2012.715390>
- KOBYA, M.; HIZ, H.; SENTURK, E.; AYDINER, C.; DEMIRBAS, E. Treatment of potato chips manufacturing wastewater by electrocoagulation. *Desalination*, v. 190, n. 1-3, p. 201-211, 2006. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2005.10.006>
- LEE, S.Y.; GAGNON, G.A. Review of the factors relevant to the design and operation of an electrocoagulation system for wastewater treatment. *Environmental Review*, v. 22, n. 4, p. 421-429, 2014. <https://doi.org/10.1139/er-2014-0009>
- LUZ, P.S.S. *Eletrocoagulação de Lixiviados de Aterros Sanitários*. 62f. Dissertação (Mestrado em Química Industrial) - Universidade da Beira Interior, Corvilhã, Portugal, 2012.
- MAIA, L.G.C.; PARENTE, T.C.; ABDALA NETO, E.F.; ALEXANDRE, J.E.C.; STEFANUTTI, R.; NASCIMENTO, R.F. Otimização da técnica de eletrocoagulação/floculação por meio de redução de DQO utilizando eletrodos de aço carbono avaliando redução de concentrações da matéria orgânica. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA QUÍMICA, 23, 2014. *Anais* [...]. Florianópolis, 2014.
- MAKWANA, A.R.; AHAMMED, M.M. Continuous electrocoagulation process for the post-treatment of anaerobically-treated municipal wastewater. *Process Safety and Environment Protection*, v. 102, p. 724-733, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2016.06.005>
- MAKWANA, A.R.; AHAMMED, M.M. Electrocoagulation process for the post-treatment of anaerobically treated urban wastewater. *Separation Science and Technology*, v. 52, n. 8, p. 1412-1422, 2017. <https://doi.org/10.1080/01496395.2017.1288139>
- MOLLAH, M.Y.A.; SCHENNACH, R.; PARGA, J.R.; COCKE, D.L. Electrocoagulation (EC) - science and applications. *Journal of Hazardous Materials*, v. 84, n. 1, p. 29-41, 2001. [https://doi.org/10.1016/S0304-3894\(01\)00176-5](https://doi.org/10.1016/S0304-3894(01)00176-5)
- MONTGOMERY, D.C. *Design and analysis of experiments*. 7ª ed. Nova York: John Wiley & Sons, 2009. 656 p.
- MOUSSA, D.T.; EL-NAAS, M.H.; NASSER, M.; AL-MARRI, M.J. A comprehensive review of electrocoagulation for water treatment: Potentials and challenges. *Journal of Environmental Management*, v. 186, parte 1, p. 24-41, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.10.032>
- NGUYEN, D.D.; NGO, H.H.; GUO, W.; NGUYEN, T.T.; CHANG, S.W.; JANG, A.; YOON, Y.S. Can electrocoagulation process be an appropriate technology for phosphorus removal from municipal wastewater? *Science of the Total Environment*, v. 563-564, p. 549-556, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.04.045>
- ROMERO, J.A.P. *Eletroflotação aplicada ao tratamento de esgoto sanitário*. 144f. Tese (Doutorado em Química Analítica) - Universidade de São Paulo, São Carlos, 2009.
- SARALA, C. Domestic Wastewater Treatment by Electrocoagulation with Fe-Fe Electrodes. *International Journal of Engineering Trends and Technology*, v. 3, n. 4, p. 530-533, 2012.
- THEODORO, P.S. *Utilização da eletrocoagulação no tratamento de efluentes da indústria galvânica*. 112f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) - Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Toledo, 2010.
- UN, U.T.; AYTAC, E. Electrocoagulation in a packed bed reactor-complete treatment of color and cod from real textile wastewater. *Journal of Environmental Management*, v. 123, p. 113-119, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.03.016>
- UN, U.T.; KOPARAL, S.; OGUTVEREN, U.B. Electrocoagulation of vegetable oil refinery wastewater using aluminum electrodes. *Journal of Environmental Management*, v. 90, n. 1, p. 428-433, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2007.11.007>
- VEPSÄLÄINEN, M. *Electrocoagulation in the treatment of industrial waters and wastewaters*. 154f. Tese (Doutorado em Ciência e Tecnologia) - VTT Science, Mikkeli, Finlândia, 2012.
- WEI, M.C.; WANG, K.S.; HUANG, C.L.; CHIANG, C.W.; CHANG, T.J.; LEE, S.S.; CHANG, S.H. Improvement of textile dye removal by electrocoagulation with low-cost steel wool cathode reactor. *Chemical Engineering Journal*, v. 192, p. 37-44, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2012.03.086>
- ZIMMERMANN, U.; SCHULZ, J.; PILWAT, G. Transcellular ion flow in *Escherichia coli* B and electrical sizing of bacterias. *Biophysical Journal*, v. 13, n. 10, p. 1005-1013, 1973. [https://doi.org/10.1016/S0006-3495\(73\)86041-2](https://doi.org/10.1016/S0006-3495(73)86041-2)