



Oil Wastewater Treatment by Electrocoagulation Process Using Scrap Aluminum as Electrodes: Optimization and Economic Evaluation

Nima Bolivand¹ , Mohammad Delnavaz^{2*} 

1. MSc. Student in Civil and Environmental Engineering, Dept. of Civil Engineering, Faculty of Engineering, Kharazmi University, Tehran, Iran

2. Assoc. Prof., Dept. of Civil Engineering, Faculty of Engineering, Kharazmi University, Tehran, Iran (Corresponding Author) delnavaz@khu.ac.ir



<https://doi.org/10.22093/wwj.2025.560644.3532>

Original Paper

Abstract

The aim of this study is to evaluate the economics and optimize the electrocoagulation process for the treatment of a real wastewater sample from oil refining with an initial COD of 406 mg/L using scrap aluminum as perforated electrodes (anode and cathode) and solar energy received by the solar panel to provide the electricity required for the process. The parameters of electrolysis time (0 to 60 min), current density (6.98 to 34.9 A/m²), and electrode spacing (1 to 5 cm) were investigated using the response surface methodology and central square design to determine the optimal experimental conditions. The experimental results indicate the greater importance of electrode spacing in addition to current density, which is directly dependent on the number and size of holes created on the electrode. Economic evaluations indicate the possibility of using scrap aluminum as a replacement for regular aluminum, which led to savings in operating costs. Finally, the optimal conditions for conducting experiments were obtained with an electrolysis time of 48 min, a current density of 92.27 A/m², and an electrode distance of 2 cm. Under these conditions, the COD and TDS removal percentages were 70 and 15.3%, respectively, which is relatively in line with the predictions of the designed model (68.7 and 15.1 percent, respectively). According to the calculations made in this study and considering the costs required to provide solar energy, with the current energy price in Iran (Tehran), the use of solar energy to provide the energy required for the electrocoagulation process on a small scale is not recommended. One of the main reasons for the inefficiency of using solar energy on a smaller scale is the cheapness of industrial electricity in the country.

Keywords:

Electrochemical Treatment, Electrocoagulation, Petroleum Wastewater, Solar Energy, Scrap Metal, Perforated Electrode.



Received: Apr. 17, 2025

Revised: June 23, 2025

Accepted: July 14, 2025

Use your device to scan and read the article online



To cite this article:

Bolivand, N., Delnavaz, M., 2025. Oil wastewater treatment by electrocoagulation process using scrap aluminum as electrodes: optimization and economic evaluation. *Water and Wastewater*, (In press). <https://doi.org/10.22093/wwj.2025.560644.3532>.

© The Author(s).

This work is licensed under a [Creative Commons Attribution 4.0 International License](https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/)



1. Introduction

Oil refineries, as one of the industries with complex processes, consume a large amount of water, which leads to the production of a large volume of oil wastewater (Chen et al., 2009). One of the industrial wastewater treatment methods that has attracted attention in recent years due to its economic feasibility, on-site applicability, and applicability to all pollution ranges is electrochemical processes such as electrocoagulation (Rajabipour et al., 2025b).

Therefore, further optimization of this type of wastewater treatment process in terms of pollutant removal efficiency, process costs, and energy consumption is of great importance. In 2022, Akkaya conducted research to optimize the economic electrocoagulation process with the aim of reducing or eliminating the costs of electrode preparation. In this research the removal efficiency of COD and phenol was taken as a basis and finally, under optimal conditions using iron as the cathode and perforated scrap metal as the anode, removal values of 96.18 and 94.02% were reported for phenol and COD, respectively (Akkaya, 2022).

In 2022, Louhichi et al. presented research results on the use of solar-powered electrocoagulation and electro-Fenton processes. In this research, electrocoagulation and electro-Fenton processes were investigated in normal mode and with air diffusion using solar energy to treat wastewater from the textile industry (Louhichi et al., 2022).

In 2021, Mohamad et al. published research results on the treatment of industrial wastewater using solar-powered electrocoagulation with sedimentation. In this research, the possibility of treating neutral wastewater from textile industry along with solids and impurities by electrocoagulation and sedimentation method was evaluated (Mohamad et al., 2021).

According to previous studies, the main objective of this research is to evaluate the economic power supply required for the electrocoagulation process to treat real wastewater from oil refining by connecting a solar panel to a battery and transferring current from the battery to the power source according to the current conditions of the country.

2. Materials and methods

The pilot electrocoagulation process in this study was a tank measuring 11 x 11 x 14 cm with an operating volume of 1.3 liters and a maximum space between the electrodes of 5 cm. Also, to increase the efficiency of pollutant removal, the prepared electrodes were perforated in a regular

manner. Three pairs of laboratory aluminum electrodes and one pair of scrap aluminum were used to perform all experiments. The power supply used was capable of providing a voltage of 60 volts and a current intensity of 5 amperes at maximum power. Since the stability of the input current is effective in the electrocoagulation process, the generated current must first be stored in a battery. Therefore, the solar panel was first connected to a charge controller. The general schematic of the system used to supply energy and perform the process, along with the perforated electrodes and the reactor view, is shown in Fig. 1.

3. Results and discussion

The effect of current density and electrolysis time on the electrocoagulation process at an electrode distance of 3 cm and times of 12, 36, and 60 minutes versus COD removal efficiency is presented in Fig. 2. According to the presented graphs, it is possible to observe the great effect of the current density and its direct relationship with electrolysis time on COD removal efficiency. For example, at a current density of 20.94 A/m², the removal efficiency in 12 minutes is 5.53% and increases by 4.5% 36 minutes after the start of electrolysis. However, in the same time difference from the electrolysis time of 36 to 60 minutes, the increase in removal efficiency is 12.6%. Also, at 12 minutes of electrolysis, increasing the current density from 13.96 to 20.94 A/m² causes a decrease in the removal efficiency from 58 to 57.5%. The difference between the two removal efficiencies is insignificant, but considering the above points, it is expected that the removal efficiency will also increase with increasing current density at each stage.

The effect of electrode spacing on the electrocoagulation process at a current density of 20.94 A/m² and an electrolysis time of 36 minutes was evaluated. In normal cases, increasing the distance between the electrodes to the optimum point increases the pollutant removal efficiency, and increasing this distance beyond the optimum point decreases the pollutant removal efficiency. The present study was conducted with perforated electrodes, and perforation of the electrodes increases the pH change rate, which leads to a faster convergence of this parameter to its final value. In these conditions, the pollutant removal efficiency also depends to a large extent on the number of holes and the distance between the electrodes (Dias et al., 2019).



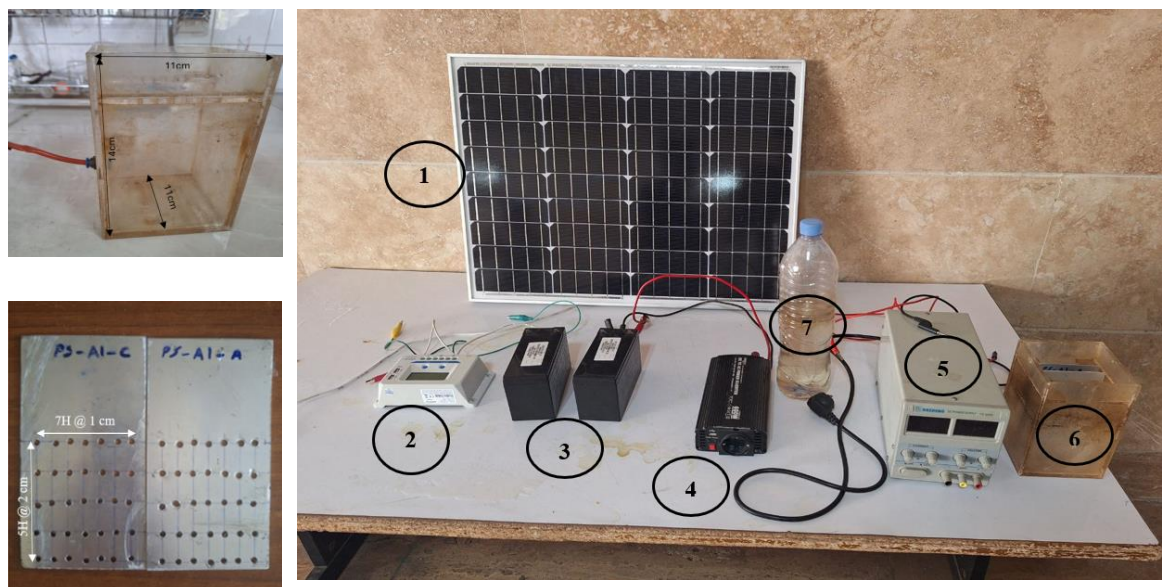


Fig. 1. View of the equipment used in this research to conduct the experiment under optimal conditions 1: Solar panel, 2: Charge controller, 3: Batteries (12V, 7.5 Ah), 4: Inverter, 5: Power source, 6: Tank and electrodes used, 7: Tested oil effluent

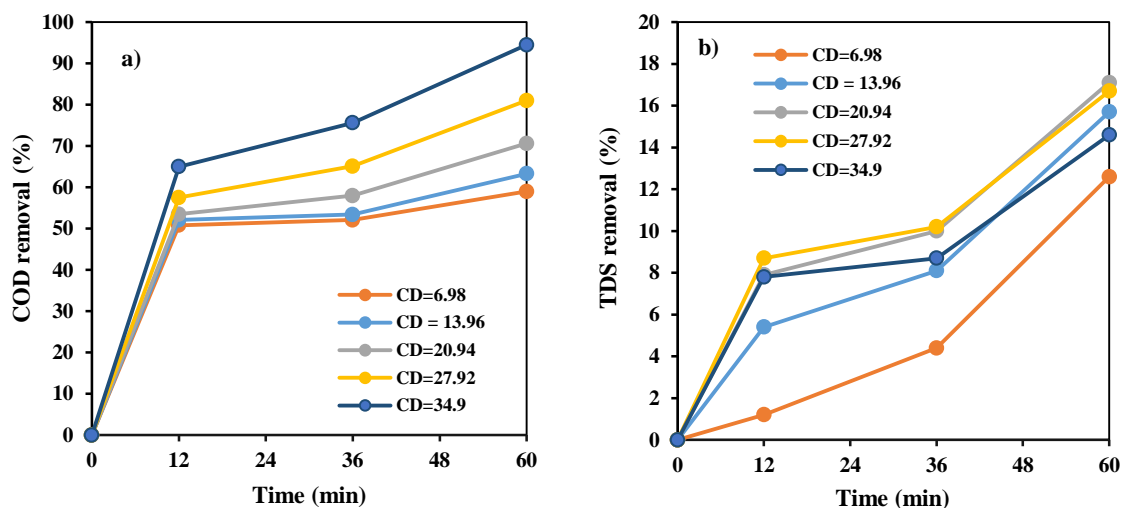


Fig. 2. a) COD removal efficiency at different current densities, b) TDS removal efficiency at different current densities

4. Conclusions

In this study, a real sample of crude oil refining wastewater with an initial COD of 406 mg/L was treated using an electrocoagulation process without any changes in the initial characteristics and the effect of parameters such as current density, electrode spacing, and electrolysis time was investigated. Studies conducted at five electrolysis times of 12, 24, 36, 48 and 60 min showed that at constant electrode spacing and current density, increasing the electrolysis time led to an increase in the pollutant removal

efficiency. Also, increasing the current density means increasing the energy consumed by the process and, as a result, increasing the rate of anode dissolution and increasing the efficiency of pollutant removal. According to the calculations made in this study and considering the costs required to provide solar energy, with the current energy price in Iran (Tehran), the use of solar energy to provide the energy required for the electrocoagulation process on a small scale is not recommended.





تصفیه فاضلاب نفتی توسط فرایند انعقاد الکتریکی با استفاده از آلومینیوم بازیافتی به‌عنوان الکتروود: بهینه‌سازی و ارزیابی اقتصادی فرایند

نیما بولیوند^۱، محمد دلنواز^{۲*}

۱- دانشجوی کارشناسی ارشد مهندسی عمران- محیط‌زیست، گروه مهندسی عمران، دانشکده فنی و مهندسی، دانشگاه خوارزمی، تهران، ایران
۲- دانشیار، گروه مهندسی عمران، دانشکده فنی و مهندسی، دانشگاه خوارزمی، تهران، ایران
delnavaz@khu.ac.ir (نویسنده مسئول)



<https://doi.org/10.22093/wwj.2025.560644.3532>

مقاله پژوهشی

چکیده

واژه‌های کلیدی:
تصفیه الکتروشیمیایی،
انعقاد الکتریکی، فاضلاب
نفتی، انرژی خورشیدی،
ضایعات فلزی، الکتروود
سورخ‌دار

هدف این پژوهش ارزیابی اقتصادی و بهینه‌سازی فرایند انعقاد الکتریکی برای تصفیه یک نمونه فاضلاب واقعی حاصل از پالایش نفت با COD اولیه ۴۰۶ میلی‌گرم در لیتر با استفاده از آلومینیوم ضایعاتی به‌عنوان الکتروود سورخ‌دار (آند و کاتد) و انرژی خورشیدی دریافت شده توسط صفحه خورشیدی به‌منظور تأمین برق موردنیاز فرایند بود. پارامترهای زمان الکتروولیز (صفر تا ۶۰ دقیقه)، چگالی جریان (۶/۹۸ تا ۳۴/۹ آمپر بر مترمربع) و فواصل الکتروود (۱ تا ۵ سانتی‌متر) به روش پاسخ سطحی و طراحی مربعات مرکزی (با سه پارامتر اصلی در پنج سطح برای هر پارامتر) برای تعیین شرایط بهینه آزمایش‌ها، بررسی شد. نتایج آزمایش‌ها نشان‌دهنده اهمیت بیشتر فواصل الکتروود در کنار چگالی جریان بود که به‌صورت مستقیم به تعداد و اندازه سورخ‌های ایجاد شده بر روی الکتروود وابسته بود. ارزیابی‌های اقتصادی نشان‌دهنده قابلیت استفاده از ضایعات آلومینیوم به‌عنوان جایگزینی برای آلومینیوم عادی بود که منجر به صرفه‌جویی در هزینه‌های عملیاتی شد. در نهایت شرایط بهینه برای انجام آزمایش‌ها در زمان الکتروولیز ۴۸ دقیقه، چگالی جریان ۲۷/۹۲ آمپر بر مترمربع و فاصله الکتروود ۲ سانتی‌متر به دست آمد. در این شرایط، درصد حذف COD و TDS به ترتیب معادل ۷۰ و ۱۵/۳ درصد حاصل شد که نسبتاً مطابق پیش‌بینی مدل طراحی شده (به ترتیب معادل ۶۸/۷ و ۱۵/۱ درصد) بود. طبق محاسبات انجام شده در این پژوهش و در نظر گرفتن هزینه‌های موردنیاز به‌منظور تأمین انرژی خورشیدی، با قیمت فعلی انرژی در ایران (شهر تهران)، استفاده از انرژی خورشیدی به‌منظور تأمین انرژی موردنیاز فرایند انعقاد الکتریکی در مقیاس کوچک توصیه نمی‌شود. از دلایل اصلی بهینه نبودن استفاده از انرژی خورشیدی در مقیاس‌های کوچک‌تر ارزیابی برق صنعتی در کشور است.



دریافت: ۱۴۰۴/۱/۲۸

اصلاح: ۱۴۰۴/۴/۴

پذیرش: ۱۴۰۴/۴/۲۳

از دستگاه خود برای اسکن و خواندن مقاله به صورت آنلاین استفاده کنید



برای ارجاع به این مقاله به صورت زیر اقدام فرمایید:

بولیوند، ن.، دلنواز، م.، ۱۴۰۴، تصفیه فاضلاب نفتی توسط فرایند انعقاد الکتریکی با استفاده از آلومینیوم بازیافتی به‌عنوان الکتروود: بهینه‌سازی و ارزیابی اقتصادی فرایند. *آب و فاضلاب*. (در حال انتشار)

<https://doi.org/10.22093/wwj.2025.560644.3532>



© The Author(s).

This work is licensed under a [Creative Commons Attribution 4.0 International License](https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/)

۱- مقدمه

امروزه منابع آبی به علت حضور آلاینده‌های آلی و غیر آلی ناشی از فعالیت‌های انسانی با چالش‌های اساسی روبه‌رو هستند. پالایشگاه‌های نفت به‌عنوان یکی از صنایع با فرایند پیچیده، مقدار زیادی آب مصرف می‌کنند و همین موضوع باعث تولید حجم زیادی از فاضلاب‌های نفتی می‌شود (Chen et al., 2009).

ترکیبات نفتی یکی از منابع آلوده‌کننده آب به شمار می‌روند که نشت و ریزش عمدی یا تصادفی آن‌ها به منابع آبی می‌تواند خسارات جبران‌ناپذیری به دنبال داشته باشد. بدیهی است که مصرف آب‌های آلوده به مشتقات نفتی تهدیدی جدی برای سلامت محیط‌زیست، انسان‌ها و سایر موجودات زنده به حساب می‌آید (Fox et al., 2016).

با توجه به اینکه نشت نفت به آب در اکثر مواقع اجتناب‌ناپذیر است، تاکنون روش‌های متعددی به‌منظور تصفیه آب‌ها و جداسازی این دو ماده مهم از یکدیگر پیشنهاد شده است (Tir and Moulai- Mostefa, 2008).

فاضلاب‌های حاصل از پالایش نفت معمولاً بیانگر مقدار ۳۰۰ تا ۶۰۰ میلی‌گرم در لیتر برای COD، ۲۰ تا ۲۰۰ میلی‌گرم در لیتر برای فنل، تا ۳۰۰۰ میلی‌گرم در لیتر برای روغن و ۱۰۰ میلی‌گرم در لیتر برای جامدات معلق هستند (Yavuz et al., 2010, Al Zarooni and Elshorbagy, 2006). انجام فرایند تصفیه وابسته به کیفیت و مشخصه‌های فاضلاب مربوطه است (Yavuz et al., 2010). با توجه به این موضوع در شرایط مختلف مقدار ۳۶۰۰ تا ۵۳۰۰ میلی‌گرم در لیتر برای COD نیز گزارش شده است (El-Naas et al., 2014).

یکی از روش‌های تصفیه فاضلاب‌های صنعتی که در سال‌های اخیر به علت اقتصادی بودن، قابلیت اجرا در محل و همچنین قابلیت استفاده برای کلیه محدوده‌های آلودگی مورد توجه قرار گرفته است، فرایندهای الکتروشیمیایی^۱ مانند انعقاد الکتریکی^۲ است (Rajabipour et al., 2025b). از این‌رو، بهینه‌سازی هر چه بیشتر این نوع فرایندهای تصفیه فاضلاب از نظر کارایی حذف آلاینده، هزینه‌های انجام فرایند و میزان مصرف انرژی بسیار حائز اهمیت است. طی دو دهه گذشته فناوری‌های الکتروشیمیایی پیشرفت

زیادی برای تصفیه فاضلاب به‌ویژه برای تصفیه و کاهش آلودگی مواد غیرقابل تجزیه بیولوژیکی داشته‌اند؛ زیرا این فناوری دارای مزیت‌های کلی از جمله کارایی بسیار زیاد، سازگاری با محیط‌زیست، ایمنی، انتخاب‌پذیری، هزینه کم، اثربخشی و انعطاف‌پذیری بالا است. علاوه بر موارد مذکور می‌توان گفت که در سیستم‌های با اساس الکتروشیمیایی، واکنش‌ها سریع و کنترل شده خواهند بود. همچنین، جایگزینی سیستم‌های کوچک‌تر به‌جای تصفیه‌خانه‌های بزرگ که بهره‌برداری و نگهداری ساده‌تری دارند در کنار استفاده از الکترون‌ها در سیستم الکتروشیمیایی به‌جای استفاده از میکروارگانسیم‌ها و مواد شیمیایی مزیت استفاده از فرایند الکتروشیمیایی است (Delnavaz et al., 2021).

همان‌طور که از نام فرایند مشخص است، انرژی موردنیاز برای انجام فرایند انعقاد الکتریکی برق است. از آنجاکه کشور ایران از کشورهای نسبتاً کم‌آب و کویری محسوب می‌شود، ناترازی برق مخصوصاً با در نظر گرفتن خشک‌سالی‌های اخیر از چالش‌های روز کشور است. از این‌رو، برای بهینه‌سازی فرایندهای انعقاد الکتریکی، استفاده از انرژی‌های سبز همچون برق خورشیدی برای صرفه‌جویی بیشتر، به‌نوعی ضرورت تبدیل شده است. تفاوت این نوع فرایند با تصفیه شیمیایی به این صورت بیان می‌شود که ماهیت فرایندهای شیمیایی بر پایه واکنش‌های شیمیایی است، در حالی که واکنش‌های الکتروشیمیایی با تولید بار الکتریکی برای تغییرات شیمیایی همراه هستند. به‌طور خلاصه، واکنش‌های الکتروشیمیایی وابسته به عبور یا جذب جریان الکتریکی هستند. مکانیسم فرایند انعقاد الکتریکی شامل یک مخزن الکترولیز حاوی محلول الکترولیز (همان فاضلاب) است که یک الکتروود آند و کاتد که به یک منبع تغذیه خارجی متصل هستند، در آن شناور هستند. هنگامی که جریان از مخزن عبور می‌کند، آند تحت اکسیداسیون قرار می‌گیرد و فلز آن به یون‌های فلزی دو یا سه ظرفیتی تبدیل می‌شود و به همان نسبت الکترون آزاد می‌کند. حتی اگر جنس الکتروودها یکسان باشد، این انحلال فقط منحصر به آند است (Zaied et al., 2020).

ادامه فرایند کاهش آب روی کاتد منجر به تشکیل گاز هیدروژن و یون‌های هیدروکسیل^۳ می‌شود. فلزات رانده شده به سمت آند به یون‌های فلزی (Mn⁺) تجزیه می‌شوند. یون‌های فلزی

¹ Electrochemistry² Electrocoagulation (EC)³ Hydroxyl Ions

سوراخ شده به عنوان آند مقدار حذف ۹۶/۱۸ و ۹۴/۰۲ درصد به ترتیب برای فنل و COD گزارش شد. مقدار گزارش شده نشان‌دهنده قابلیت استفاده از ضایعات فلزی به عنوان الکترود برای انجام فرایند انعقاد الکتریکی است. این امر باعث حذف هزینه‌های الکترود می‌شود و در نتیجه هزینه کلی عملیات کاهش می‌یابد (Akaya, 2022).

در سال ۲۰۱۷، هانسن و همکاران پژوهشی را در راستای حذف سلینیوم از پساب یک پالایشگاه نفتی با استفاده از فرایند انعقاد الکتریکی انجام دادند. در این پژوهش از یک راکتور حامل هوا به همراه همزن هوایی استفاده شد و از آهن به عنوان الکترود قربانی آند برای تولید یون‌های آهن لازم برای فرایند استفاده شد. در نهایت کارایی حذف ۹۰ درصد سلینیوم و کاهش غلظت آن از ۰/۳ میلی‌گرم در لیتر به ۰/۰۳ میلی‌گرم در لیتر در مدت ۶ ساعت قابل مشاهده بود و چگالی جریان مؤثرترین عامل در فرایند شناسایی شد (Hansen et al., 2019).

در سال ۲۰۲۲، لوییچی و همکاران نتایج پژوهشی را در رابطه استفاده از فرایند انعقاد الکتریکی و الکتروفنتون^۴ تأمین شده توسط انرژی خورشیدی، ارائه کردند. در این پژوهش فرایندهای انعقاد الکتریکی و الکتروفنتون در حالت عادی و همراه با پخش هوا^۵ با استفاده از انرژی خورشیدی برای تصفیه فاضلاب حاصل از صنعت نساجی بررسی شدند. در نهایت، کلیه فرایندها قابلیت حذف مناسبی برای COD ارائه کردند. فرایند انعقاد الکتریکی همراه با پخش هوا از نظر انرژی مصرفی و سرعت فرایند برای حذف COD مناسب‌تر به نظر می‌رسد. همچنین مشاهده شد که پخش هوا در هر دور فرایند باعث به حداقل رسیدن انحلال آند شده و در نتیجه باعث افزایش طول عمر الکترود می‌شود. افزایش بیشتر طول عمر الکترودها به همراه استفاده از انرژی خورشیدی به منظور تأمین برق مورد نیاز فرایند، باعث بهینه‌سازی اقتصادی بیشتر فرایند انعقاد الکتریکی و الکتروفنتون شد (Louhichi et al., 2022).

در سال ۲۰۲۱، محمد و همکاران نتایج پژوهشی را در راستای تصفیه فاضلاب صنعتی با استفاده از فرایند انعقاد الکتریکی با پنل‌های خورشیدی به همراه ته‌نشینی منتشر کردند. در این پژوهش، امکان تصفیه فاضلاب خنثی حاصل از نساجی همراه با جامدات و

تشکیل شده روی کاتد با گروه‌های هیدروکسیل واکنش داده و هیدروکسید فلز را تشکیل می‌دهند. pH محلول در صورتی که هیدروکسیدهای فلزی مونومر یا پلیمری محلول یا نامحلول تشکیل شوند، در فرایند تأثیرگذار است. هیدروکسیدهای فلزی $M(OH)_n$ جاذب‌های بسیار خوبی برای آلاینده‌ها هستند و به علت سطح زیادشان تمایل زیادی برای ایجاد پیوند با آن‌ها و تشکیل لخته دارند (Dias et al., 2019).

همچنین در مخزن انعقاد الکتریکی، واکنش‌های ثانویه مختلفی از جمله تولید گاز O_2 و H_2 به ترتیب در کاتد و آند رخ می‌دهد (Sahu et al., 2014, Boinpally et al., 2023). واکنش یون H^+ تفکیک شده همراه با یک یون دیگر H^+ موجود در آب باعث تولید گاز H_2 می‌شود. گازهای هیدروژن و اکسیژن برای از بین بردن لخته‌هایی که بر اثر گرانش ته‌نشین نمی‌شوند ضروری هستند (Koby et al., 2020).

گاز هیدروژن تکامل یافته، لخته‌ها را تا سطح محلول بالا می‌برد. به این فرایند، شناورسازی الکتریکی^۱ گفته می‌شود و لخته‌های شناور با لایه‌برداری از روی سطح محلول قابل حذف هستند. همچنین اکسیژن تولید شده در آند، هیدروژن پراکسید^۲ را تشکیل می‌دهد که به عنوان نوعی واسطه به اکسیداسیون گونه‌های سمی و غیر سمی کمک می‌کند. لخته‌های سنگین‌تر نیز در کف مخزن ته‌نشین شده و باعث تشکیل لجن می‌شوند که به روش‌های متعددی قابل حذف است (Nidheesh and Singh, 2017). پارامتری‌های مختلفی همچون pH، جنس و فواصل الکترود و چگالی جریان^۳ بر کارایی فرایند انعقاد الکتریکی تأثیرگذار هستند (Rajabipour et al., 2025a).

در سال ۲۰۲۲، آکایا پژوهشی را در راستای بهینه‌سازی اقتصادی فرایند انعقاد الکتریکی با هدف کمتر کردن یا حذف هزینه‌های تهیه الکترود انجام داد. در این پژوهش به جای تهیه مستقیم الکترود از فلزات، ضایعاتی که مصرف دیگری نداشتند به عنوان الکترود استفاده شد. همچنین، از صفحات سوراخ شده آند به همراه همزن مغناطیسی به منظور افزایش کارایی حذف استفاده شد. در شرایط بهینه با استفاده از آهن به عنوان کاتد و فلز ضایعاتی

¹ Electro-Floatation

² Hydrogen Peroxide

³ Current Density

⁴ Electro-Fenton (EF)

⁵ Sparging Air (SA)



ناخالصی توسط انعقاد الکتریکی و روش ته‌نشینی ارزیابی شد. نتایج این پژوهش نشان‌دهنده این بود که فاضلاب مورد آزمایش را می‌توان بدون تنظیم اولیه pH حذف کرد. در نهایت شرایط بهینه آزمایش برای جنس الکترود، چگالی جریان، زمان الکترولیز و زمان ته‌نشینی به ترتیب، الکترود آهن، ۷۵ آمپر بر مترمربع، ۴۵ دقیقه و ۴۵ دقیقه ارزیابی و سیستمی برای استفاده از انرژی خورشیدی طراحی شد. در شرایط بهینه کارایی حذف ۵۵، ۸۲ و ۵۲ درصد به ترتیب برای جامدات معلق کل، کدورت و COD به‌دست آمد که مناسب آزادسازی پساب در فاضلاب عمومی است (Mohamad et al., 2021).

در سال ۲۰۲۱، میلان و همکاران نتایج پژوهشی را در راستای مدیریت انرژی خورشیدی برای استفاده از آن در فرایندهای الکتروشیمیایی به‌منظور تصفیه فاضلاب ارائه کردند. در این پژوهش، مدیریت انرژی با کمک یک باتری برای تأمین انرژی یک فرایند اکسیداسیون پیشرفته الکتروشیمیایی به‌منظور تصفیه یک فاضلاب مصنوعی حاوی آفت‌کش ارگانیک کلره ارزیابی شد. نتایج این پژوهش بیانگر این امر بود که مدیریت انرژی مهم‌ترین موضوع در تضمین انرژی موردنیاز فرایند است. مدیریت انرژی خورشیدی باعث تأمین انرژی راحت‌تر و در نتیجه تصفیه مؤثرتر شده و از طرفی دیگر ذخیره انرژی مازاد باعث افزایش زمان تصفیه می‌شود. همچنین، تأمین انرژی با هدف استفاده از انرژی سبز باعث کنترل بیشتر بر روی فرایند تصفیه و ذخیره‌سازی می‌شود. نتایج بیانگر این موضوع بودند که استفاده از اتصال موازی باعث افزایش بازدهی تصفیه می‌شود (Millán et al., 2021).

با توجه به پژوهش‌های انجام شده قبلی، هدف اصلی این پژوهش ارزیابی اقتصادی تأمین برق موردنیاز فرایند انعقاد الکتریکی برای تصفیه فاضلاب واقعی حاصل از پالایش نفت با کمک اتصال یک صفحه خورشیدی به باتری و انتقال جریان از باتری به منبع تغذیه بود. همچنین، در این پژوهش از آلومینیوم ضایعاتی به‌عنوان آند و کاتد موردنیاز فرایند به‌منظور کاهش بیشتر هزینه‌های عملیاتی استفاده و شرایط بهینه فرایند با استفاده از روش پاسخ سطحی انجام شد.

۲- مواد و روش‌ها

پالوت فرایند انعقاد الکتریکی در این پژوهش یک مخزن

همچنین به‌منظور افزایش کارایی حذف آلاینده‌ها، الکترودهای تهیه شده به شکل منظم سوراخ شدند. تعداد سه جفت الکترود آلومینیوم آزمایشگاهی و یک جفت آلومینیوم ضایعاتی برای انجام کلیه آزمایش‌ها استفاده شد. آلومینیوم‌های ضایعاتی در ابتدا شستشو داده شد و سپس برای پاک کردن آثار رنگ و یا سایر مواد چسبیده شده به سطح آن‌ها سمباده زده شد. در نهایت آلومینیوم‌های مذکور با توجه به اندازه و ابعاد الکترودهای آزمایشگاهی و همچنین مخزن با ابعاد $8 \times 15 / 5 \times 0 / 1$ سانتی‌متر برش زده شد. در نهایت ضایعات مذکور به همراه الکترودهای آزمایشگاهی برای انجام پژوهش با استفاده از دریل ایستاده برای ایجاد ۳۵ سوراخ منظم با قطر ۴ میلی‌متر، سوراخ‌کاری شدند.

لازم به ذکر است که برای رسیدن به بازدهی قابل قبول، استفاده از هر نوع ضایعات در دسترس نمی‌تواند نتایج مطلوبی را ارائه دهد و گاهی در صورت پایین بودن خلوص فلز مورد استفاده حتی می‌تواند تأثیر معکوس بر کارایی حذف آلاینده‌ها ایجاد کند. در انتخاب آلومینیوم مناسب برای انجام آزمایش‌های این پژوهش در ابتدا ۱۶ نمونه اولیه انتخاب شد و پس از بررسی محل استفاده و فرایندهای استفاده شده تعداد ۴ نمونه بررسی شد. در آخر با انجام آزمایش مشابه در شرایط بهینه برای هر ۴ نمونه، نزدیک‌ترین نمونه به آلومینیوم خالص برای انجام سایر آزمایش‌ها انتخاب شد. منبع تغذیه مورد استفاده در این پژوهش قابلیت تأمین ولتاژ ۶۰ ولت و شدت جریان ۵ آمپر در حداکثر توان را داشت.

همچنین برای تسریع اختلاط محلول در حین فرایند از یک پمپ هوای آکواریوم ساده برای هوادهی و ایجاد جریان در محلول استفاده شد. برای انتخاب تجهیزات مناسب برای تأمین انرژی خورشیدی موردنیاز برای انجام آزمایش بهینه شده، در ابتدا باید میزان توان مصرفی موردنیاز برای انجام آزمایش در شرایط بهینه سنجیده شود و با توجه به انرژی موردنیاز صفحه خورشیدی و سایر

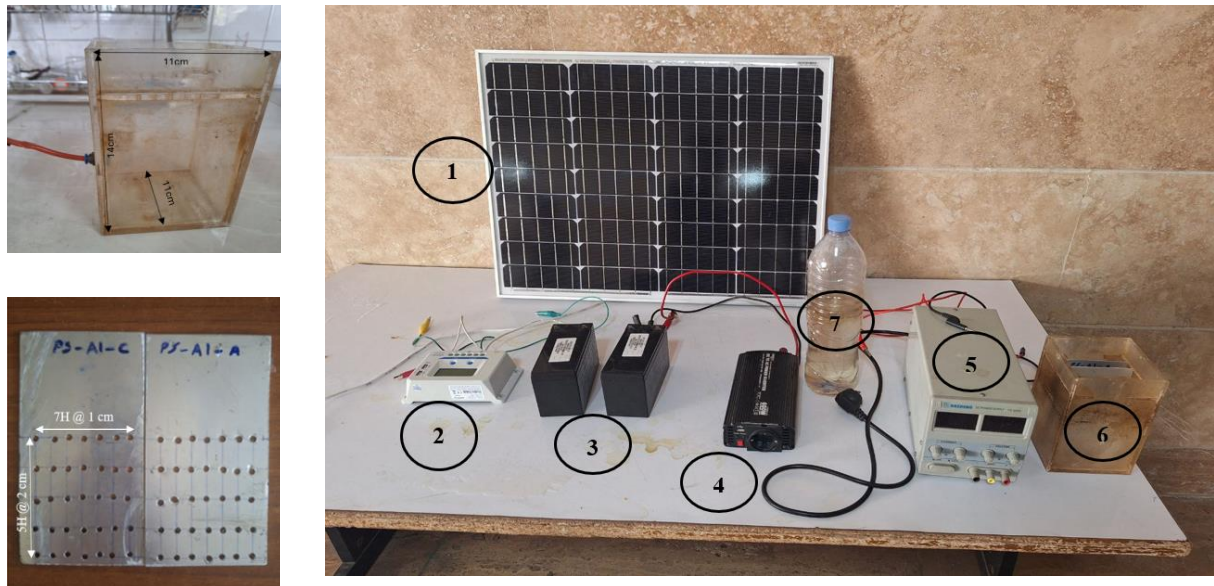


Fig. 1. View of the equipment used in this research to conduct the experiment under optimal conditions 1: Solar panel, 2: Charge controller, 3: Batteries (12V, 7.5 Ah), 4: Inverter, 5: Power source, 6: Tank and electrodes used, 7: Tested oil effluent

شکل ۱- نمایی از تجهیزات استفاده شده در این پژوهش برای انجام آزمایش در شرایط بهینه ۱: صفحه خورشیدی، ۲: کنترل کننده شارژ، ۳: دو باتری (۱۲ ولت، ۷/۵ آمپر هر تری)، ۴: اینورتر، ۵: منبع تغذیه، ۶: مخزن و الکترودهای مورد استفاده، ۷: پساب نفتی مورد آزمایش

برای نگهداری در شرایط مناسب برای بررسی پارامترهای مورد نظر به آزمایشگاه منتقل شد. فاضلاب برداشت شده بی رنگ بوده، اما از آنجا که فاضلاب مورد نظر به صورت مستقیم از خروجی فاضلاب پالایش نفت برداشت شده بود، مقدار کمی نفت و روغن بر روی سطح آن معلق بود که باعث کدر شدن فاضلاب شده بود. قبل از انجام هر آزمایش مقدار زیادی از روغن و گریس مذکور با استفاده از ظروف مخصوص به روش ثقلی جداسازی شد. مشخصات فاضلاب نمونه برداری شده در جدول ۱ ارائه شده است.

جدول ۱- مشخصات فاضلاب نمونه برداری شده از پالایشگاه

Table 1. Characteristics of wastewater sampled from the refinery

Parameter	Unit	Value
Temperature	°C	24
Color	-	A little cloudy
Conductivity	mS/cm	4.7
pH	-	6.7
COD	mg/L	406
TDS	mg/L	2400
TSS	mg/L	26
BOD ₅	mg/L	220

تجهیزات مورد نیاز تأمین شوند. صفحه خورشیدی مذکور برق را با جریان DC تولید می کند. از آنجا که ثابت بودن جریان ورودی در فرایند انعقاد الکتریکی مؤثر است، جریان تولید شده باید ابتدا در یک باتری ذخیره شود (Nawarkar and Salkar, 2019).

از این رو، ابتدا صفحه خورشیدی به یک کنترل کننده شارژ متصل شد. وظیفه اصلی کنترل کننده شارژ جلوگیری از آسیب رسیدن به باتری ها از طریق شارژ یا دشارژ بیش از حد و کنترل جریان ورودی یا خروجی از باتری ها است. انرژی خروجی باتری با جریان DC بوده و از آنجا که در این پژوهش از یک منبع تغذیه برای کنترل جریان فرایند استفاده شد، جریان خروجی مذکور نیازمند تبدیل به جریان AC بود. با توجه به این نیاز، از یک مبدل برای تبدیل جریان خروجی باتری از DC به AC استفاده شد. جریان تبدیل شده مشابه با برق ۲۲۰ ولت شهری و قابل اتصال به منبع تغذیه به عنوان برق ورودی بود. طرح شماتیک کلی سیستم استفاده شده به منظور تأمین انرژی و انجام فرایند به همراه الکترودهای سوراخ کاری شده و نمای راکتور در شکل ۱ نشان داده شده است.

مقدار ۳۰ لیتر فاضلاب در سه ظرف ۱۰ لیتری از حوضچه سوم واحد بازیابی نفت یکی از پالایشگاه های نفت جنوب کشور تهیه و



۳- نتایج و بحث

۳-۱- طراحی و بهینه‌سازی آزمایش‌ها

برای طراحی و بهینه‌سازی آزمایش‌ها این پژوهش از نرم‌افزار Design expert 12 استفاده شد. پس از وارد کردن چگالی جریان، زمان الکترولیز و فواصل الکترود در پنج سطح، تعداد ۱۵ آزمایش توسط نرم‌افزار پیشنهاد شد (جدول ۲). پس از انجام آزمایش‌ها و وارد کردن نتایج، درصد کارایی حذف COD و TDS با استفاده از معادلات چند جمله‌ای^۱ با مدل درجه دو^۲ با استفاده از روش آماری آنالیز واریانس^۳ بهینه‌سازی شدند. به صورت کلی، این روش یک آزمون آماری برای تجزیه و تحلیل تفاوت میانگین داده‌های بیش از دو گروه است. با توجه به نتایج آماری ANOVA رابطه مدل نهایی برای محاسبه کارایی حذف COD و TDS از پساب پالایش نفت پالایشگاه با استفاده از فرایند انعقاد الکتریکی به همراه الکترودهای سوراخ شده، مطابق معادلات ۱ و ۲ محاسبه شد

$$\text{COD Removal \%} = 57.78 + 4.37 + 5.87B + 2.62C + 1.5AB - 0.5AC + 2BC + 1.03A^2 + 1.53B^2 + 0.7778C^2 \quad (1)$$

$$\text{TDS Removal \%} = 10.03 + 2.28A + 1.08B - 0.1312C - 0.2875AB + 0.8375AC - 2.24BC + 0.6208A^2 - 0.8667B^2 + 0.7833C^2 \quad (2)$$

با توجه به بهینه‌سازی انجام شده، در نهایت در شرایط آزمایشگاهی چگالی جریان به میزان ۲۷/۹۲ آمپر بر مترمربع، فاصله الکترود معادل ۲ سانتی‌متر، زمان الکترولیز معادل ۴۸ دقیقه درصد حذف COD و TDS به ترتیب به میزان ۶۸ و ۱۹/۲ درصد به دست آمد. به منظور صحت‌سنجی نتایج، از مقایسه داده‌های آزمایش‌های انجام شده با داده‌های حاصل از مدل مندرج در جدول ۲، با احتساب میزان خطای متوسط حدود ۶ درصد برای آزمایش‌ها در کنار اختلاف قابل قبول مقدار، نتیجه گرفت که مدل محاسبه شده دقت کافی دارد. نمودارهای ارائه شده در شکل ۲ برای

آزمایش‌ها در سه فاز مقدماتی، بهینه‌سازی و تکمیلی انجام شد. در فاز مقدماتی، آزمایش‌هایی برای تعیین حداکثر زمان مناسب الکترولیز، بررسی الکترودهای تهیه شده و نیاز یا عدم نیاز اصلاح پارامترهایی همچون pH و رسانایی الکتریکی فاضلاب مورد نظر انجام شد. در فاز بهینه‌سازی، آزمایش‌های بهینه‌سازی با استفاده از نرم‌افزار Design expert 12 طراحی و انجام شد. تغییرات نهایی پارامترهای TDS و COD بررسی شد. در نهایت در فاز آزمایش‌های تکمیلی، تعدادی از آزمایش‌ها که نتایج قابل قبولی را در فاز قبل ارائه نکردند، مجدد با حساسیت بیشتر و اجرای اصلاحات مورد نیاز، آزمایش شدند و پس از مدل‌سازی و تخمین شرایط بهینه، آزمایش نهایی طراحی شد. برای انجام کلیه آزمایش‌ها حجم نمونه، دما و pH اولیه به ترتیب مقدار ۱ لیتر، ۲۳ درجه سلسیوس و ۶/۷ در نظر گرفته شد.

همچنین از یک منبع تغذیه DC برای کنترل و تأمین انرژی مورد نیاز فرایند استفاده شد. از یک پمپ هوادهی نیز به منظور کاهش احتمال چسبیده شدن لجن به الکترودها و ایجاد نوعی جریان در فرایند استفاده شد. برای تعیین کارایی فرایند، آزمایش‌ها با چگالی جریان در پنج سطح ۶/۹۸، ۱۳/۹۶، ۲۰/۹۴، ۲۰/۹۲ و ۳۴/۹ آمپر بر مترمربع، فواصل الکترود متغیر از ۱ تا ۵ سانتی‌متر در بازه‌های زمانی ۱۲، ۲۴، ۳۶، ۴۸ و ۶۰ دقیقه با یک جفت الکترود آلومینیومی سوراخ شده که با آرایش تک‌قطبی موازی چیدمان شده بودند، انجام شد.

پس از هر آزمایش، پساب تصفیه شده قبل از نمونه‌برداری برای ته‌نشینی لجن حاصل، جدا شدن محلول از لخته‌های حاصل و تثبیت دما به مدت ۳۰ دقیقه در دمای اتاق نگهداری شد. در نهایت میزان ۴۵ تا ۵۵ میلی‌لیتر نمونه از مخزن برداشت شد و برای جداسازی بیشتر لخته‌های محلول به مدت ۱۵ دقیقه با دور ۱۰۰۰۰ در دقیقه درون سانتریفیوژ قرار گرفت. نمونه پس از اتمام زمان سانتریفیوژ به ظرف جدیدی برای انجام سایر اندازه‌گیری‌ها منتقل شد. پس از انجام هر آزمایش، الکترودهای استفاده شده به مدت یک روز در اسید قرار داده شد و در نهایت با آب و سمباده برای جلوگیری از بروز خطای مرتبط با کیفیت الکترود، شستشو داده شدند. لازم به ذکر است که با توجه به احتمال آلودگی بالای نمونه، کلیه نکات بهداشتی و ایمنی در حین انجام آزمایش‌ها رعایت شد.

¹ Polynomial

² Quadratic

³ Analysis of Variance (ANOVA)

جدول ۲- مدل درجه دو طراحی شده با استفاده از مقدار کد شده و پاسخ سطحی آن‌ها برای حذف COD

Table 2. Quadratic model designed using coded values and their surface response for COD removal

Test number	A	B	C	COD removal		TDS removal	
				Exprimental (%) results	Model (%) results	Exprimental (%) results	Model (%) results
1	0	0	-2	55	55.7	3	13.4
2	-1	1	-1	57	56	12.9	12.8
3	0	2	0	76	75.6	9.1	8.7
4	-1	-1	-1	51	51.3	6	5.6
5	1	1	-1	68	68.7	15.2	15.1
6	-1	1	1	65	66.2	6	6.4
7	2	0	0	71	70.6	17	17
8	0	0	2	67	66.1	13.3	12.9
9	-1	-1	1	54	53.5	8.2	8.1
10	1	-1	-1	59	58	9.6	9.1
11	-2	0	0	53	53.2	8	7.9
12	1	-1	1	57	58.2	15	15
13	1	1	1	77	77	11.8	12.1
14	0	0	0	58	57.8	10	10
15	0	-2	0	52	52.2	4	4.4

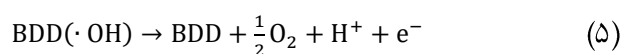
A-Electrolysis Time (12, 24, 36, 48, 40) min

B-Current Density (6.98, 13.96, 20.94, 20.92, 34.9) A/m²

C-Electrode Distance (1, 2, 3, 4, 5) cm

The numbers -2 to 2 represent the 5 levels of the parameters examined. The middle number corresponds to 0, lower numbers correspond to negative values, and higher numbers correspond to positive values in the table.

الکترولیز ۳۶ تا ۶۰ دقیقه مقدار افزایش کارایی حذف معادل ۱۲/۶ درصد بود. این رفتار در چگالی جریان متفاوت نیز تکرار شد. شیب نمودار در راستای افزایش کارایی حذف COD بین ۱۲ تا ۳۶ دقیقه کاهش می‌یابد و از ۳۶ تا ۶۰ دقیقه مجدد افزایش یافت. همچنین، در زمان الکترولیز ۱۲ دقیقه، افزایش چگالی جریان از ۱۳/۹۶ به ۲۰/۹۴ آمپر بر مترمربع باعث کاهش کارایی حذف از ۵۸ به ۵۷/۵ درصد شد. تفاوت بین دو کارایی حذف مذکور ناچیز بود، اما با توجه به نکات گفته شده این انتظار وجود داشت که با افزایش چگالی جریان در هر مقطع کارایی حذف نیز افزایش یابد. دلیل این امر وجود نوعی حد بالایی برای چگالی جریان برای رسیدن به کارایی حذف در زمان واکنش خاص آن به علت واکنش‌های جانبی معادلات ۳ تا ۵ بیان شده است (Meijide et al., 2016)



ارزیابی پاسخ، طراحی و عملکرد آزمایش‌های مربوطه استفاده شد. شکل ۲-a و ۲-c گویای میزان تبعیت مقدار باقیمانده‌ها از مقدار عادی است. عادی بودن این نمودار به معنی توزیع متقارن باقیمانده‌ها در اطراف میانگین باقیمانده‌ها است. شکل ۲-b و ۲-d نشان‌دهنده مقدار واقعی باقیمانده‌ها در مقابل مقدار پیش‌بینی شده در مدل است. همان‌طور که مشاهده می‌شود، دامنه تبعیت نتایج نسبت به مقدار پیش‌بینی شده مناسب است.

۳-۲- تأثیر چگالی جریان و زمان الکترولیز در فرایند انعقاد الکتریکی

اثر چگالی جریان و زمان الکترولیز بر فرایند انعقاد الکتریکی در مدل مورد بررسی در این پژوهش در فاصله الکتروود ۳ سانتی‌متر و زمان‌های ۱۲، ۳۶ و ۶۰ دقیقه در مقابل کارایی حذف COD در شکل ۳ ارائه شده است. با توجه به نمودارهای ارائه شده می‌توان تأثیر زیاد مقدار چگالی جریان و رابطه مستقیم آن با زمان الکترولیز را در کارایی حذف COD مشاهده کرد. به‌عنوان مثال در چگالی جریان ۲۰/۹۴ آمپر بر مترمربع کارایی حذف در ۱۲ دقیقه معادل ۵۳/۵ درصد بود و ۳۶ دقیقه پس از شروع الکترولیز به‌اندازه ۴/۵ درصد افزایش یافت. باین‌حال، در تفاوت زمانی مشابه از زمان



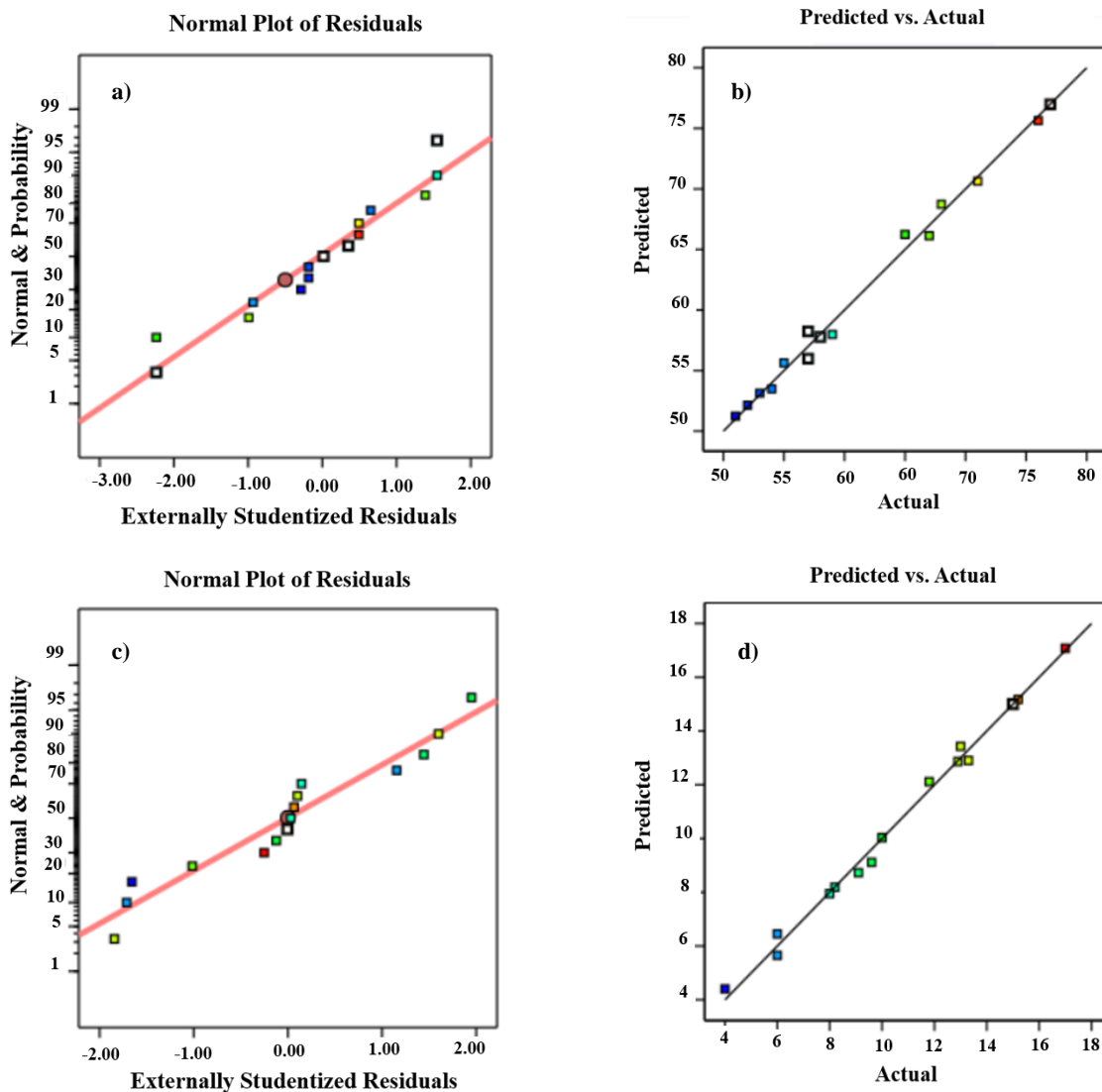


Fig. 2. a and b) Graphs related to the optimization of COD removal efficiency in terms of the probability of normality of data and actual values versus predicted values, respectively, c and d) graphs related to the optimization of TDS removal efficiency in terms of the probability of normality of data and actual values versus predicted values, respectively

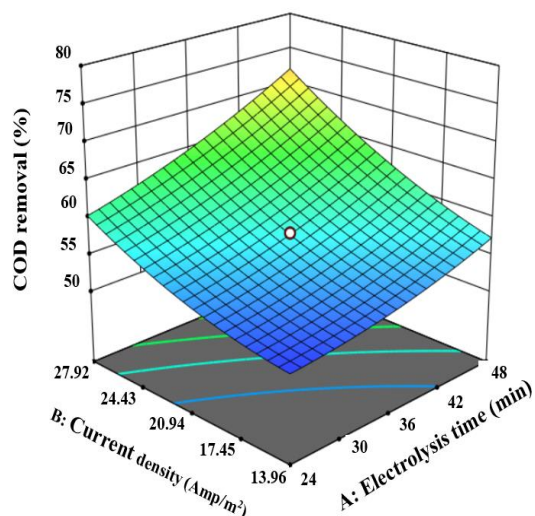
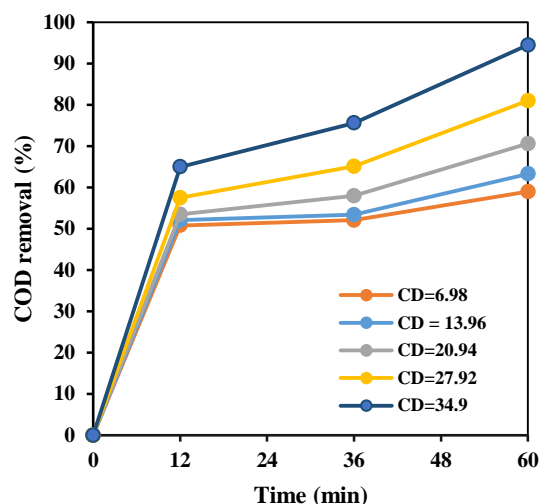
شکل ۲- a و b) نمودارهای مرتبط با بهینه‌سازی کارایی حذف COD به ترتیب احتمال عادی بودن داده‌ها و مقدار واقعی در مقابل مقدار پیش‌بینی شده،
c و d) نمودارهای مرتبط با بهینه‌سازی کارایی حذف TDS به ترتیب احتمال عادی بودن داده‌ها و مقدار واقعی در مقابل مقدار پیش‌بینی شده

مترمربع کارایی حذف تا ۱۴/۶ درصد کاهش پیدا کرد. دلیل کاهش کارایی حذف TDS پس از عبور چگالی جریان از مقدار بهینه، تولید بیش از اندازه رادیکال‌های هیدروکسیل است که باعث افزایش pH محلول می‌شود.

افزایش pH بیش از اندازه محلول باعث تجزیه شدن منعقدکننده‌ها و در نتیجه کاهش عملکرد فرایند انعقاد الکتریکی می‌شود (Al-Raad et al., 2019).

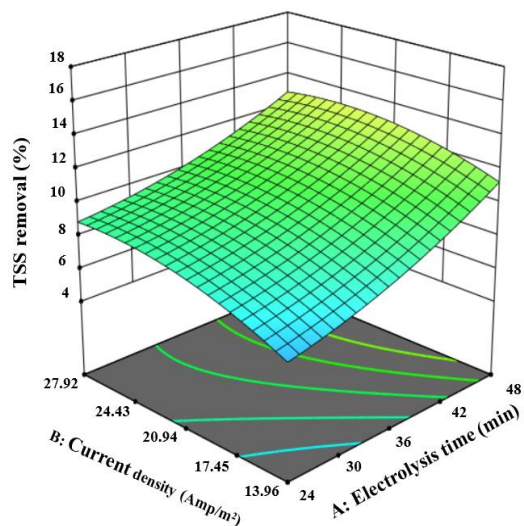
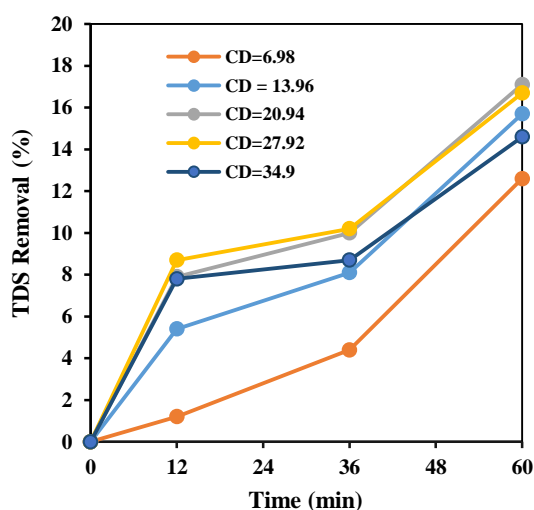
در شرایط مشابه، نتایج نشان‌دهنده تأثیر چگالی جریان و زمان الکترولیز بر کارایی حذف TDS هستند. همان‌طور که در نمودارهای ارائه شده ملاحظه می‌شود مهم‌ترین عامل در کارایی حذف TDS، زمان الکترولیز است.

در همین شرایط، افزایش چگالی جریان از ۶/۹۸ تا ۲۰/۹۴ آمپر بر مترمربع باعث افزایش کارایی حذف تا حداکثر ۱۷/۱ درصد شد؛ اما با افزایش چگالی جریان از ۲۰/۹۴ تا ۳۴/۹ آمپر بر



a)

b)



c)

d)

Fig. 3. a) COD removal efficiency at different current densities, b) interactions with two parameters electrolysis time and current density and their effect on COD removal efficiency, c) TDS removal efficiency at different current densities and d) interactions with two parameters electrolysis time and current density and their effect on TDS removal efficiency

شکل ۳-ا) کارایی حذف COD در چگالی جریان متفاوت، b) اندرکنش‌ها به دو پارامتر زمان الکترولیز و چگالی جریان و تأثیر آن‌ها بر کارایی حذف

COD، c) کارایی حذف TDS در چگالی جریان متفاوت و d) اندرکنش‌ها به دو پارامتر زمان الکترولیز و چگالی جریان

و تأثیر آن‌ها بر کارایی حذف TDS

COD و فواصل الکتروود در مقایسه با اکثریت پژوهش‌های قبلی است. همان‌طور که اشاره شد، در حالت عادی افزایش فاصله بین الکتروودها تا نقطه بهینه باعث افزایش کارایی حذف آلاینده‌ها و افزایش این فاصله بیش از نقطه بهینه باعث کاهش کارایی حذف آلاینده‌ها می‌شود (Khandegar and Saroha, 2013).

۳-۳- تأثیر فواصل الکتروودها در فرایند انعقاد الکتریکی

اثر فواصل الکتروود بر فرایند انعقاد الکتریکی در چگالی جریان ۲۰/۹۴ آمپر بر مترمربع و زمان الکترولیز ۳۶ دقیقه در شکل ۴ نشان داده شده است. بررسی نمودارهای ارائه شده گویای افزایش کارایی حذف آلاینده‌ها با افزایش فواصل الکتروودها است و این موضوع بیانگر رفتاری متفاوت در قبال رابطه بین کارایی حذف



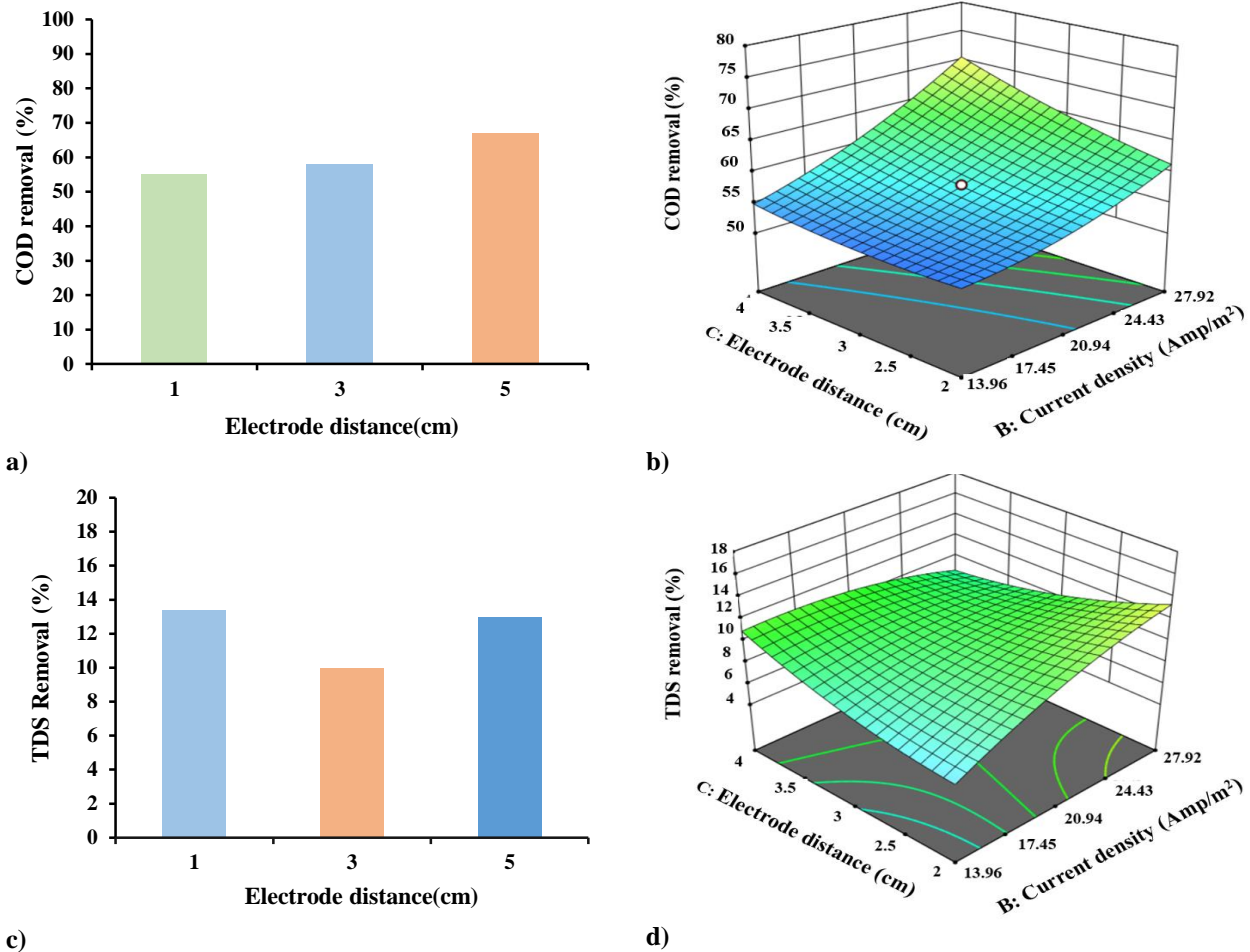


Fig. 4. a) COD removal efficiency at different electrode distances b) Interactions of two parameters, time, electrode distances and current density, and their effect on COD removal efficiency, c) TDS removal efficiency at different electrode distances, and d) Interactions of two parameters, time, electrode distances and current density, and their effect on TDS removal efficiency

شکل ۴- a) کارایی حذف COD در فواصل الکترود متفاوت، b) اندرکنش‌ها به دو پارامتر زمان فواصل الکترود و چگالی جریان و تأثیر آن‌ها بر کارایی حذف COD، c) کارایی حذف TDS در فواصل الکترود متفاوت و d) اندرکنش‌ها به دو پارامتر زمان فواصل الکترود و چگالی جریان و تأثیر آن‌ها بر کارایی حذف TDS

باشند، چگالی جریان تنها پارامتر مهم برای تعیین کارایی حذف آلاینده‌ها نیست (Dias et al., 2019). در شرایط مشابه، شکل c-۴ و d-۴ نشان‌دهنده تأثیر تغییر فواصل الکترود در چگالی جریان ۲۰/۹۴ آمپر بر مترمربع و زمان الکترولیز ۳۶ دقیقه بر کارایی حذف TDS هستند. بررسی نمودارهای ارائه شده نشان‌دهنده افزایش کارایی حذف TDS در فاصله الکترود ۱ سانتی‌متر تا ۱۳/۴ درصد و کاهش آن در فاصله الکترود ۳ سانتی‌متر تا ۱۰ درصد است. مجدداً افزایش فاصله الکترود تا ۵ سانتی‌متر باعث افزایش کارایی حذف تا ۱۳ درصد

پژوهش حاضر با الکترودهای سوراخ‌دار انجام شد و سوراخ شدن الکترودها باعث افزایش نسبت تغییر pH شد و این امر منجر به هم‌گرایی سریع‌تر این پارامتر به مقدار نهایی آن شد (شکل a-۴ و b-۴). در این شرایط کارایی حذف آلاینده‌ها تا حد زیادی به تعداد سوراخ‌ها و فاصله بین الکترودها نیز وابسته است. این امر به این معنی است که افزایش تعداد سوراخ‌ها به همراه افزایش فاصله بین الکترودها باعث بهبود کارایی حذف می‌شود. نکات بیان شده باعث رسیدن به این نتیجه می‌شوند که در حالتی که الکترودها سوراخ شده

از آزمایش‌های انجام شده با استفاده از برق شهری بیشتر بودند. این تفاوت را می‌توان به این امر نسبت داد که استفاده از باتری باعث کمتر بودن نوسان در تأمین انرژی فرایند نسبت به برق شهری و در نتیجه کاهش کمتر چگالی جریان و ولتاژ در حین فرایند می‌شود که باعث افزایش کارایی حذف آلاینده‌ها شده است.

تأمین الکتروود و انرژی موردنیاز از مهم‌ترین ارکان تعیین هزینه عملیاتی فرایند انعقاد الکتریکی هستند. با توجه به این امر که در این پژوهش از هیچ‌گونه ماده شیمیایی استفاده نشد، این دو پارامتر به‌تنهایی تعیین‌کننده مقدار هزینه عملیاتی فرایند موردبحث بودند. در این پژوهش الکتروودهای موردنیاز از آلومینیوم ضایعاتی و انرژی موردنیاز از برق خورشیدی تأمین شد. به‌صورت کلی با در نظر گرفتن حداکثر هزینه‌ها برای خرید و آماده‌سازی آلومینیوم ضایعاتی موردنیاز برای انجام فرایند انعقاد الکتریکی و همچنین مقیاس کوچک این پژوهش، نتیجه ارزیابی اقتصادی استفاده از آلومینیوم ضایعاتی به‌منظور تأمین الکتروود موردنیاز، مثبت ارزیابی شد. طبق محاسبات انجام شده، با در نظر گرفتن حداکثر هزینه‌ها برای آماده‌سازی ضایعات مورد استفاده، مقدار ۹/۳ درصد صرفه‌جویی در هزینه‌های عملیاتی به ازای تصفیه هر لیتر فاضلاب بر پایه فرایند اجرا شده حاصل شد.

با استفاده از انرژی خورشیدی به‌منظور تأمین برق موردنیاز فرایند انعقاد الکتریکی، هزینه‌های مرتبط با مصرف انرژی حذف می‌شوند. با این حال این موضوع باید در نظر گرفته شود که بهره‌برداری از انرژی خورشیدی نیازمند تهیه تجهیزات موردنیاز آن است. با توجه به هزینه‌های مرتبط با تهیه این تجهیزات همواره استفاده از انرژی خورشیدی برای رسیدن به سوددهی نیازمند بازه زمانی خاصی است که به‌صورت مستقیم به میزان هزینه انرژی در منطقه موردنظر وابسته است. طبق محاسبات انجام شده در این پژوهش و در نظر گرفتن هزینه‌های موردنیاز به‌منظور تأمین انرژی خورشیدی، با قیمت فعلی انرژی در ایران (شهر تهران) استفاده از انرژی خورشیدی به‌منظور تأمین انرژی موردنیاز فرایند انعقاد الکتریکی در مقیاس کوچک توصیه نمی‌شود. با این حال، ساخت و استفاده از نیروگاه‌های تولید برق خورشیدی و انتقال برق تولید شده به تصفیه‌خانه‌ها یا تولید مستقیم برق در تصفیه‌خانه‌ها و پالایشگاه‌ها از نظر اقتصادی قابل توجیه است. از دلایل اصلی بهینه نبودن

می‌شود. این رفتار تا حد زیادی مطابق با نتایج پژوهش‌های انجام شده توسط Anuf و همکاران است. این موضوع به این علت است که افزایش فاصله بین الکتروودها باعث افزایش فاصله بین لخته‌ها می‌شود و این امر می‌تواند منجر به کاهش کارایی حذف TDS شود. همچنین، افزایش فاصله بین الکتروودها می‌تواند باعث کاهش برخورد بین اکسیدان‌ها و منعقدکننده‌ها شود و این امر باعث کاهش کارایی فرایند می‌شود (Anuf et al., 2022). با این حال می‌توان در شکل ۴-d مشاهده کرد که افزایش بیشتر فواصل بین الکتروودها مجدداً باعث افزایش کارایی حذف TDS شده است. این موضوع می‌تواند به این دلیل باشد که با توجه به عواملی همچون مشخصات شیمیایی محلول و جنس الکتروودها، افزایش بیش‌ازحد فواصل بین الکتروود می‌تواند منجر به تغییر سیستم به رژیم جدیدی شود. در این حالت عواملی همچون انتقال جرم و تقسیم منعقدکننده‌ها تأثیرگذاری بیشتری خواهند داشت و تحت شرایط خاص کارایی حذف TDS افزایش می‌یابد.

۳-۴- ارزیابی اقتصادی فرایند انعقاد الکتریکی با استفاده از فلزات ضایعاتی و صفحه خورشیدی

یکی از اهداف مهم برای صنعتی کردن فرایند انعقاد الکتریکی، بهینه‌سازی اقتصادی این فرایند از طریق حذف یا کمتر کردن هزینه‌های مربوط به تهیه و مصرف الکتروود و مصرف انرژی است. در این پژوهش به‌منظور بهینه‌سازی بیشتر اقتصادی فرایند انعقاد الکتریکی از آلومینیوم ضایعاتی به‌عنوان الکتروود استفاده و انرژی موردنیاز فرایند با استفاده از انرژی خورشیدی تأمین شد.

برخلاف ادعای مطرح شده در پژوهش آکایا (Akkaya, 2022) در پژوهش حاضر استفاده از فلزات بازیافتی یا اسقاطی به‌عنوان الکتروود به‌عنوان مبنایی برای حذف کلی هزینه الکتروودها از فرایند در نظر گرفته نشد. همچنین برآوردهای انجام شده در تأمین انرژی فرایند با توجه به قیمت روز تجهیزات و برق صنعتی کشور انجام شد. به‌منظور مقایسه بازدهی فرایند استفاده شده در این پژوهش با استفاده از بهینه‌سازی‌های بیان شده، فاضلاب موردنظر در شرایط مشابه آزمایش‌های اصلی و مقدار بهینه پارامترهای مورد بحث، تصفیه شدند. در نهایت با استفاده از برق خورشیدی و آلومینیوم ضایعاتی کارایی حذف برای COD و TDS به ترتیب به مقدار ۷۰ و ۱۵/۳ درصد حاصل شد. مقدار حاصل به‌اندازه ناچیزی



نیز قابل مشاهده است. همچنین در پنج چگالی جریان ۶/۹۸، ۱۳/۹۶، ۲۰/۹۴، ۲۰/۹۲ و ۳۴/۹ آمپر بر مترمربع و در زمان الکترولیز و فواصل الکتروود ثابت به صورت کلی افزایش این پارامتر همواره باعث افزایش کارایی حذف آلاینده‌ها شد. افزایش چگالی جریان به معنای افزایش انرژی مصرف شده توسط فرایند و در نتیجه افزایش میزان انحلال آند و افزایش کارایی حذف آلاینده‌ها است. از این رو، افزایش بیش از اندازه چگالی جریان از نظر هزینه عملیاتی فرایند و اقتصادی بودن فرایند مقرون به صرفه نخواهد بود.

• بازدهی فرایند در فاصله الکتروود ۱، ۲، ۳، ۴ و ۵ سانتی‌متر و در چگالی جریان و زمان الکترولیز ثابت، باعث بروز رفتارهای متفاوتی در کارایی حذف TDS و COD شد. در قبال کارایی حذف COD افزایش فواصل الکتروود باعث افزایش کارایی حذف شد. سوراخ‌دار بودن الکترودهای استفاده شده در این پژوهش باعث افزایش نسبت تغییر pH و تسریع رسیدن آن به مقدار نهایی شد. این شرایط باعث شد که افزایش تعداد سوراخ‌های الکتروود همراه با افزایش فاصله آن‌ها باعث افزایش کارایی حذف COD شود. در این شرایط چگالی جریان به تنهایی مهم‌ترین نقش را در افزایش کارایی حذف آلاینده‌ها ایفا نمی‌کند. برخلاف مطلب فوق، در قبال کارایی حذف TDS افزایش فواصل الکتروودها تا مقطعی باعث کاهش کارایی حذف و افزایش بیشتر این فاصله باعث افزایش مجدد کارایی حذف می‌شود. به‌طور کلی افزایش کارایی حذف TDS باعث افزایش فاصله بین لخته‌ها و نیز کاهش کارایی حذف می‌شود.

• طبق محاسبات انجام شده در این پژوهش و در نظر گرفتن هزینه‌های مورد نیاز به منظور تأمین انرژی خورشیدی، با قیمت فعلی انرژی در ایران (شهر تهران) استفاده از انرژی خورشیدی به‌منظور تأمین انرژی مورد نیاز فرایند انعقاد الکتریکی در مقیاس کوچک توصیه نمی‌شود. از دلایل اصلی بهینه نبودن استفاده از انرژی خورشیدی در مقیاس‌های کوچک‌تر، ارزانی برق صنعتی در کشور است.

۵- قدردانی

کلیه آزمایش‌های مربوط به این پژوهش در آزمایشگاه مهندسی محیط‌زیست دانشگاه خوارزمی انجام شد. نویسندگان بر خود لازم می‌دانند از معاونت پژوهشی دانشگاه خوارزمی به‌منظور فراهم

استفاده از انرژی خورشیدی در مقیاس‌های کوچک‌تر، ارزانی برق صنعتی در کشور است.

در مقایسه انجام شده در مقیاس این پژوهش، این نتیجه حاصل شد که با در نظر گرفتن ۸ ساعت کار مداوم در روز برای سیستم طراحی شده، میزان زمان مورد نیاز برای سوددهی با استفاده از انرژی خورشیدی ۴۹ سال است. با این حال، شایان ذکر است که بهینه‌سازی فرایند مذکور کاملاً وابسته به نرخ برق کشور یا منطقه مورد نظر برای اجرای فرایند است. به‌عنوان مثال، استفاده از تجهیزات مشابه در کشور عراق هزینه نسبتاً مشابهی دارد، ولی با توجه به این امر که متوسط هزینه برق صنعتی در کشور ایران با واحد پول جهانی معادل با ۰/۰۱ دلار و همین هزینه در کشور عراق معادل ۰/۰۵ دلار به ازای هر کیلووات در ساعت است، انجام فرایند مشابه در کشور عراق پس از تقریباً ۱۲ سال به سوددهی خواهد رسید. با این حال همان‌طور که قبلاً گفته شد، این نکته باید در نظر گرفته شود که استفاده از انرژی خورشیدی در مقیاس کوچک مانند این پژوهش به صورت کلی بهینه نبوده و بهینه‌سازی استفاده از انرژی خورشیدی بیشتر در مقیاس‌های بزرگ‌تر مانند تأمین برق واحد تصفیه فاضلاب یک پالایشگاه یا یک تصفیه‌خانه عادی مطرح است.

۴- نتیجه‌گیری

در این پژوهش نمونه واقعی از فاضلاب حاصل از پالایش نفت خام با COD اولیه ۴۰۶ میلی‌گرم در لیتر بدون ایجاد هیچ‌گونه تغییر در مشخصات اولیه با استفاده از فرایند انعقاد الکتریکی تصفیه و اثر پارامترهایی از جمله چگالی جریان، فواصل الکتروود و زمان الکترولیز بررسی شد. پس از بهینه‌سازی فرایند آزمایش‌ها، آزمایش بهینه شده در شرایط مشابه با استفاده از آلومینیوم ضایعاتی به‌عنوان آند و کاتد مورد نیاز و همچنین تأمین انرژی فرایند با استفاده از برق خورشیدی تکرار و ارزیابی اقتصادی آن‌ها بررسی شد.

• بررسی‌های انجام شده در پنج زمان الکترولیز ۱۲، ۲۴، ۳۶، ۴۸ و ۶۰ دقیقه نشان داد که در فواصل الکتروود و چگالی جریان ثابت، افزایش زمان الکترولیز منجر به افزایش کارایی حذف آلاینده‌ها شده است. با این حال، در سطوح بالاتر چگالی جریان مورد استفاده، کارایی حذف آلاینده‌ها افزایش کمتری نسبت به سطوح پایین‌تر داشته است. این امر در بازه‌های زمانی خارج از سطوح این پژوهش

کردن محیط آزمایشگاهی و همکاری در مسیر انجام پروژه قدردانی کنند.

References

- Akkaya, G. K., 2022. Treatment of petroleum wastewater by electrocoagulation using scrap perforated (Fe-anode) and plate (Al and Fe-cathode) metals: optimization of operating parameters by RSM. *Chemical Engineering Research and Design*, 187, 261-275. <https://doi.org/10.1016/j.cherd.2022.08.048>.
- Al-Raad, A., Hanafiah, M. M., Samir Naje, A., Ajeel, M. A., Basheer, A. O., Aljayashi, T. A. et al., 2019. Treatment of saline water using electrocoagulation with combined electrical connection of electrodes. *Processes*, 7(5), 242. <https://doi.org/10.3390/pr7050242>.
- Al Zarooni, M. and Elshorbagy, W., 2006. Characterization and assessment of Al ruwais refinery wastewater. *Journal of Hazardous Materials*, 136(3), 398-405. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2005.09.060>.
- Anuf, A. R., Ramaraj, K., Sivasankarapillai, V. S., Dhanusuraman, D., Prakash Maran, J. Rajeshkumar, G. et al., 2022. Optimization of electrocoagulation process for treatment of rice mill effluent using response surface methodology. *Journal of Water Process Engineering*, 49, 103074. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2022.103074>.
- Boinpally, S., Kolla, A., Kainthola, J., Kodali, R. and Vemuri, J., 2023. A state-of-the-art review of the electrocoagulation technology for wastewater treatment. *Water Cycle*, 4, 26-36. <https://doi.org/10.1016/j.watcyc.2023.01.001>.
- Chen, W., Peng, J., Su, Y., Zheng, L., Wang, L. and Jiang, Z., 2009. Separation of oil/water emulsion using Pluronic F127 modified polyethersulfone ultrafiltration membranes. *Separation and Purification Technology*, 66(3), 591-597. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2009.01.009>.
- Delnavaz, M., Hoda Khoshvaght, H., Sadeghi, A., Ghasemipannah, K. and Hosseini Aliabadi, M., 2021. Experimental, statistical and financial analysis of the treatment of organic contaminants in naphthenic spent caustic soda using electrocoagulation process modified by carbon nanotubes. *Journal of Cleaner Production*, 327, 129515. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.129515>.
- Dias, O. A., Muniz, E. P. and Da Silva Porto, P. S., 2019. Electrocoagulation using perforated electrodes: an increase in metalworking fluid removal from wastewater. *Chemical Engineering and Processing-Process Intensification*, 139, 113-120. <https://doi.org/10.1016/j.cep.2019.03.021>.
- El-Naas, M. H., Al-Zuhair, S., Al-Lobaney, A. and Makhlof, A., 2009. Assessment of electrocoagulation for the treatment of petroleum refinery wastewater. *Journal of Environmental Management*, 91(1), 180-185. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2009.08.003>.
- El-Naas, M. H., Alhaja, M. A. and Al-Zuhair, S., 2014. Evaluation of a three-step process for the treatment of petroleum refinery wastewater. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2(1), 56-62. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2013.11.024>.
- Fox, C. H., O'Hara, P. D., Bertazzon, S., Morgan, K., Underwood, F. E. and Paquet, P. C., 2016. A preliminary spatial assessment of risk: marine birds and chronic oil pollution on Canada's Pacific coast. *Science of The Total Environment*, 573, 799-809. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.08.145>.
- Hansen, H. K., Franco Peña, S., Gutiérrez, C., Lazo, A., Lazo, P. and Ottosen, L. M., 2019. Selenium removal from petroleum refinery wastewater using an electrocoagulation technique. *Journal of Hazardous Materials*, 364, 78-81. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2018.09.090>.
- Khandegar, V. and Saroha, A. K., 2013. Electrocoagulation for the treatment of textile industry effluent—a review. *Journal of Environmental Management*, 128, 949-963. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.06.043>.
- Koby, M., Darvishi Cheshmeh Soltani, R., Isaac Omwene, P. and Khataee, A., 2020. A review on decontamination of arsenic-contained water by electrocoagulation: reactor configurations and operating cost along with removal mechanisms. *Environmental Technology and Innovation*, 17, 100519. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2019.100519>.



- Louhichi, B., Gaied, F., Mansouri, K. and Razak Jeday, M., 2022. Treatment of textile industry effluents by Electro-Coagulation and Electro-Fenton processes using solar energy: a comparative study. *Chemical Engineering Journal*, 427, 131735. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2021.131735>.
- Mejjide, J., Gómez, J., Pazos, M. and Sanromán, M. A., 2016. Degradation of thiamethoxam by the synergetic effect between anodic oxidation and Fenton reactions. *Journal of Hazardous Materials*, 319, 43-50. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2016.02.064>.
- Millán, M., Fernández-Marchante, C. M., Lobato, J., Cañizares, P. and Rodrigo, M. A., 2021. Management of solar energy to power electrochemical wastewater treatments. *Journal of Water Process Engineering*, 41, 102056. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2021.102056>.
- Mohamad, H. A. E. D., Hemdan, M., Bastawissi, A. A. E. D., Bastawissi, A. E. M., Panchal, H. and Sadasivuni, K. K., 2021. Industrial wastewater treatment by electrocoagulation powered by a solar photovoltaic system. *Energy Sources, Part A: Recovery, Utilization and Environmental Effects*, 47(1), 1-12. <https://doi.org/10.1080/15567036.2021.1950870>.
- Nawarkar, C. and Salkar, V., 2019. Solar powered electrocoagulation system for municipal wastewater treatment. *Fuel*, 237, 222-226. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2018.09.140>.
- Nidheesh, P. and Singh, T. A., 2017. Arsenic removal by electrocoagulation process: recent trends and removal mechanism. *Chemosphere*, 181, 418-432. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.04.082>.
- Rajabipour, A., Khezerlu Aghdam, M., Eskandari, N. and Ebadi, T., 2025a. Sustainable chromium removal using electrocoagulation: life cycle assessment of different electrode materials. *Journal of Water and Wastewater*, 35(5), 1-23. (In Persian). <https://doi.org/10.22093/wwj.2025.499125.3458>.
- Rajabipour, A., Vakili, M. and Jamali, H., 2025b. Electrode morphology in electrocoagulation: experimental evaluation of chromium removal using iron electrodes. *Journal of Water and Wastewater*, 36(2), 82-106. (In Persian). <https://doi.org/10.22093/wwj.2025.544298.3511>.
- Sahu, O., Mazumdar, B. and Chaudhari, P., 2014. Treatment of wastewater by electrocoagulation: a review. *Environmental Science and Pollution Research*, 21, 2397-2413. <https://doi.org/10.1007/s11356-013-2208-6>.
- Tir, M. and Moulai-Mostefa, N., 2008. Optimization of oil removal from oily wastewater by electrocoagulation using response surface method. *Journal of Hazardous Materials*, 158, 107-15. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.01.051>.
- Yavuz, Y., Koparal, A. S. and Ögütveren, Ü. B., 2010. Treatment of petroleum refinery wastewater by electrochemical methods, *Desalination*, 258(1-3), 201-205. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2010.03.013>.
- Zaied, B. K., Rashid, M., Nasrullah, M. and Zularisam, A. W., 2020. A comprehensive review on contaminants removal from pharmaceutical wastewater by electrocoagulation process. *Science of The Total Environment*, 726, 138095. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138095>.