

Water and Wastewater, Vol. 34, No. 3, pp: 44-56

Treatment of Cutting Oil-in-Water Emulsion Using Electrocoagulation

A. R. Nazari Alavi^{1*}, Sh. Ghasemi²

1. Instructor Water Group, Energy, Water and Environment Institute, Sharif University of Technology, Tehran, Iran
(Corresponding Author) alavi@sharif.edu
2. Assist. Prof., Environment Group, Energy, Water and Environment Institute, Sharif University of Technology, Tehran, Iran

(Received Jan. 21, 2023 Accepted March 15, 2023)

To cite this article:

Nazari Alavi, A. R., Ghasemi, Sh. 2023. "Treatment of cutting oil-in-water emulsion using electrocoagulation" *Water and Wastewater*, 34(3), 44-56. Doi: 10.22093/wwj.2023.382513.3316. (In Persian)

Abstract

Cutting oils are used in machining operations to reduce friction, provide lubrication and cooling properties, and prevent corrosion. Biological methods for treating wastewater from these oils have low efficiency. Therefore, other methods should be considered to treat this type of wastewater. The purpose of this study was to investigate the use of electrocoagulation for treatment of wastewater containing cutting oil. In this regard, an electrochemical reactor equipped with two aluminum electrodes and a direct power source was used. The efficiency of the electrocoagulation process was evaluated by measuring the removal percentage of chemical oxygen demand in a certain time range. The effect of various operating parameters such as oil concentration, applied voltage, stirring speed, initial pH, distance, and surface of electrodes on the efficiency of the electrocoagulation process was investigated. The results of the experiments showed that reducing the oil concentration from 3% by volume to 0.5% by volume led to an increase in the efficiency of the purification process up to 97.3%. Increasing the voltage from 40V to 60V reduced the time required for wastewater treatment with the same efficiency from 50 min to 20 min. Decreasing the distance between the electrodes from 6 cm to 2 cm and increasing the effective area of the electrodes from 60 cm² to 180 cm² reduced the time required for purification to 20 min. Also, the results of the tests showed that the time required for the purification process at medium stirring speeds (150 rpm) is low. The obtained results showed that the removal percentage of chemical oxygen demand in the neutral environment was high (95.9%). Therefore, due to the simplicity of the method, low operating cost, and the ability to design on an industrial scale, the electrocoagulation method can be used for the treatment of wastewater containing cutting oil.

Keywords: Cutting Oil, Oil-Water Emulsion, Electrocoagulation, Chemical Oxygen Demand.



آب و فاضلاب، دوره ۳۴، شماره ۳، صفحه: ۴۴-۵۶

تصفیه پساب حاوی امولسیون روغن برش در آب به روش انعقاد الکتریکی

علیرضا نظری علوی^{۱*}، شهناز قاسمی^۲

۱- مربی، گروه آب، پژوهشکده علوم و فناوری‌های انرژی،
آب و محیط‌زیست، دانشگاه صنعتی شریف، تهران، ایران
(نویسنده مسئول) alavi@sharif.edu

۲- استادیار، گروه محیط‌زیست، پژوهشکده علوم و فناوری‌های انرژی،
آب و محیط‌زیست، دانشگاه صنعتی شریف، تهران، ایران

(دریافت ۱۴۰۱/۱۱/۱ پذیرش ۱۴۰۱/۱۲/۲۴)

برای ارجاع به این مقاله به صورت زیر اقدام بفرمایید:

نظری علوی، ع. ر.، قاسمی، ش.، ۱۴۰۲، "تصفیه پساب حاوی امولسیون روغن برش در آب
به روش انعقاد الکتریکی" آب و فاضلاب، ۳۴(۳)، ۴۴-۵۶. Doi: 10.22093/wwj.2023.382513.3316

چکیده

روغن‌های برش در عملیات ماشین‌کاری برای کاهش اصطکاک، ایجاد خواص روان‌کاری و خنک‌کنندگی و جلوگیری از خوردگی استفاده می‌شوند. روش‌های بیولوژیکی برای تصفیه پساب حاصل از این روغن‌ها کارایی پایینی دارند، بنابراین برای تصفیه این نوع پساب‌ها باید روش‌های دیگری در نظر گرفته شود. در این پژوهش، استفاده از روش انعقاد الکتریکی برای تصفیه پساب حاوی روغن برش شد. به این منظور از یک راکتور منقطع الکتروشیمیایی مجهز به دو الکترود آلومینیم و منبع برق مستقیم استفاده شد. بازده فرایند با اندازه‌گیری درصد حذف اکسیژن‌خواهی شیمیایی و یا زمان لازم برای حذف بررسی شد. تأثیر پارامترهای عملیاتی مختلف مانند غلظت روغن، ولتاژ اعمالی، سرعت هم‌زدن، pH اولیه، فاصله و سطح الکترودها در بازده فرایند انعقاد الکتریکی بررسی شد. نتایج آزمایش‌های انجام شده نشان داد که کاهش غلظت امولسیون از ۳ به ۵+ درصد حجمی منجر به افزایش کارایی فرایند تصفیه تا ۹۷/۳ درصد شد. افزایش ولتاژ از ۴۰ به ۶۰ ولت زمان لازم برای تصفیه پساب با همین کارایی را از ۵۰ به ۲۰ دقیقه کاهش داد. کاهش فاصله بین الکترودها از ۶ به ۲ سانتی‌متر و افزایش سطح مؤثر الکترودها از ۶۰ به ۱۸۰ سانتی‌متر مربع زمان لازم برای تصفیه را به ۲۰ دقیقه کاهش داد. همچنین نتایج آزمایش‌ها نشان داد که زمان لازم برای تصفیه فرایند در سرعت‌های متوسط هم‌زدن (۱۵۰ دور در دقیقه) کمتر است. نتایج به‌دست آمده بیانگر بالا بودن درصد حذف اکسیژن‌خواهی شیمیایی فرایند تصفیه در محیط خنثی (۹۵/۹ درصد) بود. بنابراین با توجه به سادگی روش، هزینه عملیاتی پایین و قابلیت طراحی در مقیاس صنعتی، روش انعقاد الکتریکی برای تصفیه پساب‌های حاوی روغن برش استفاده شد.

واژه‌های کلیدی: روغن برش، امولسیون روغن-آب، انعقاد الکتریکی، اکسیژن‌خواهی شیمیایی



۱- مقدمه

لجن فعال و روش‌های فیزیکی شیمیایی هستند (Su et al., 2021). Johnson et al., 2022 که در این میان فرایندهای بیولوژیکی نیاز به شرایط بسیار کنترل شده دارند و معمولاً زمان ماند طولانی دارند. فرایندهای شیمیایی نیاز به افزودن شیمیایی در مقدار زیاد دارند که نه تنها به هزینه فرایند می‌افزاید، بلکه فرایندهای پایین دستی را با افزایش خطر آلودگی ثانویه و تولید محصولات جانبی ناخواسته مواجه می‌سازد (Keskin et al., 2021).

از سوی دیگر این روش‌های تصفیه قادر به تصفیه پساب‌های صنعتی حاوی آلاینده‌های مقاوم نیستند. فناوری‌های نوین تصفیه شامل انواع روش‌های فیلتراسیون غشایی (Chang et al., 2019) و جذب (Chai et al., 2021) و روش‌های تبادل یونی (Aljaberi, 2019) هستند. این روش‌ها به تنهایی قادر به تصفیه فاضلاب نیستند، مگر اینکه با سایر فرایندهای پیش تصفیه ادغام شوند. در غیر این صورت، فرایندها در طول زمان به دلیل مسدود شدن منافذ با آلاینده‌ها و یا اشباع شدن سطح و از دست دادن شار (میزان جریان پساب تصفیه شده در واحد سطح) کارایی خود را از دست می‌دهند (Vieira et al., 2020).

اخیراً فناوری‌های الکتروشیمیایی، به دلیل وابستگی عملکرد آنها به پارامترهای قابل کنترل که امکان تصفیه کارآمد فاضلاب را فراهم می‌کند، در تصفیه فاضلاب بسیار مورد توجه قرار گرفته‌اند (Sharma and Simsek, 2019). نتایج پژوهش‌های فراوان در این خصوص نشان داده که روش‌های الکتروشیمیایی مانند الکتروفلوئاسیون، الکتروفنتون، الکترودیالیز و الکترواکسیداسیون و انعقاد الکتریکی، به عنوان فناوری‌های نوآورانه دارای بازده قابل قبولی در تصفیه فاضلاب و حذف آلاینده‌ها از پساب هستند (Mohammed and Aljaberi, 2018).

فرایند انعقاد الکتریکی برای اولین بار در سال ۱۹۳۲ در آلمان برای کاهش اکسیژن خواهی بیوشیمیایی^۱ فاضلاب، استفاده شد و بازده ۵۰ درصد به دست آمد. با این حال، این فرایند به دلیل هزینه‌های زیاد برق و نیاز به تعویض الکترودها متوقف شد. در سال ۱۹۴۷، این فرایند در اتحاد جماهیر شوروی آن زمان با الکترودهای آهن برای کاهش BOD از فاضلاب با بازده ۷۰ تا ۸۰ درصد استفاده شد. در حال حاضر این روش به صورت

امروزه با افزایش جمعیت، گسترش صنایع و پیشرفت تکنولوژی و تغییر سطح رفاه در جوامع مختلف، سرانه مصرف آب در جهان افزایش یافته است. از سوی دیگر، تغییرات اقلیمی در بسیاری از نقاط جهان به صورت کاهش میزان بارش سالیانه و خشک‌سالی نمود پیدا کرده است. تمامی این عوامل دسترسی به منابع آب شیرین سطحی را کاهش داده و منجر به ازدیاد برداشت از آبهای زیرزمینی شده است. بنابراین سطح آبهای زیرزمینی در بسیاری از کشورهای مختلف به گونه‌ای نگران‌کننده کاهش یافته و تأمین آب شرب مورد نیاز به نگرانی بیشتر جوامع تبدیل شده است (Shahedi et al., 2020).

بر اساس گزارش‌های مجمع جهانی اقتصاد، بحران جهانی آب از نظر تأثیر بر جامعه تا به امروز در رتبه چهارم خطر قرار دارد. کاهش قابل توجه کیفیت و کمیت آب شیرین قابل دسترس، نگرانی‌هایی را در مورد تأثیرات متعاقب آن نه تنها بر سلامت انسان و اکوسیستم‌های آبی، بلکه بر اقتصاد جهانی ایجاد می‌کند (Esperon-Rodriguez et al., 2022).

در اغلب جوامع برای کاهش میزان اثرات ناشی از کمبود منابع آبی و تأمین آب برای مصارف غیرشرب، بازچرخانی پساب و استفاده از پساب تصفیه شده به عنوان منبع نامتعارف آب مورد توجه قرار گرفته است. استفاده مجدد از پساب تصفیه شده از یک سو فشار بر منابع آب شیرین را کاهش می‌دهد و از سوی دیگر می‌تواند منبع قابل اعتمادی در مقایسه با سایر منابع آبی باشد که به طور مستقیم به بارندگی وابسته هستند. با توجه به این مزایا و همراه با پیشرفت‌های اخیر در فناوری‌های تصفیه فاضلاب، بر اساس گزارشات منتشر شده، حجم جهانی آب بازیافتی در فاصله سال‌های ۲۰۱۰ تا ۲۰۱۵ از ۳۳/۷ تا ۵۴/۵ میلیون مترمکعب در روز افزایش یافته است (Shoushtarian and Negahban-Azar, 2020).

بر این اساس تصفیه پساب و دسترسی به آبی با کیفیت قابل قبول بیش از هر زمان دیگری مورد توجه قرار گرفته است. امروزه روش‌های متفاوتی برای تصفیه فاضلاب به کار برده می‌شود که بر اساس نوع فاضلاب و آلاینده‌های آن متفاوت بوده و غالباً به دو گروه روش‌های متداول تصفیه و روش‌های تصفیه نوین طبقه‌بندی می‌شوند. روش‌های متداول تصفیه شامل روش‌های بیولوژیکی و

¹ Biochemical Oxygen Demand (BOD)



نشان داد که بازدهی تصفیه، با افزایش چگالی جریان افزایش می‌یابد، اما با افزایش غلظت روغن، کاهش می‌یابد. بهترین بازدهی تصفیه روغن برش در غلظت حدود ۱۰ میلی‌گرم از آلومینیم و در pH اولیه نزدیک به ۷ به دست آمد (Bensadok et al., 2008).

در پژوهشی دیگر، تصفیه پساب حاوی روغن و آب دریا به روش الکتروانقاعاد بررسی شد. بیشترین کارایی حذف اکسیژن خواهی شیمیایی^۱ و کدورت در شرایط بهینه pH معادل ۶ تا ۷ به ترتیب ۹۲ و ۹۹ درصد به دست آمد. روش انعقاد الکتریکی به دلیل سادگی آن می‌تواند در محل صنعت باعث کاهش آلودگی این نوع فاضلاب شده و آن را آماده تخلیه به محیط زیست کند. این امولسیون روغن-آب معمولاً دارای ۱ تا ۱۰ درصد روغن و مابقی آب است (Aswathy et al., 2016).

هدف از اجرای این پروژه، شکست امولسیون و جداسازی روغن از آب در مرحله اول و از بین بردن مواد کلوئیدی باقیمانده در فاز آبدار به وسیله انعقاد الکتریکی به عنوان یک مرحله پیش تصفیه بود. در این راستا یک راکتور منقطع الکتروشیمیایی در مقیاس آزمایشگاهی که مجهز به دو الکتروود آلومینیم و منبع برق مستقیم بود، استفاده شد. بازده فرایند انعقاد الکتریکی با اندازه‌گیری درصد حذف COD و یا زمان لازم برای تصفیه به دست آمد. تأثیر پارامترهای مستقل متفاوت همچون غلظت امولسیون (درصد حجمی - حجمی روغن در آب)، ولتاژ اعمالی جریان مستقیم، سرعت هم‌زدن امولسیون، pH اولیه پساب، فاصله الکتروودها و مساحت سطح الکتروودها در بازده فرایند انعقاد الکتریکی بررسی شد.

۲- روش پژوهش

برای انجام آزمایش‌ها، روغن برش‌های ۵/۰، ۱/۵ و ۳ درصد حجمی - حجمی روغن در آب در آزمایشگاه تهیه و COD آنها به عنوان شاخص آلودگی اندازه‌گیری شد (جدول ۱). لازم به ذکر است که حجم محلول و ضخامت الکتروودها در تمام آزمایش‌ها ثابت و به ترتیب برابر ۴۰۰ میلی‌لیتر و ۲ میلی‌متر بود.

برای بررسی اثر غلظت روغن برش، پارامترهای ولتاژ (۴۰ ولت)، pH (تنظیم شده روی ۷)، سرعت هم‌زدن محلول (بدون

گسترده برای گندزدایی آب فاضلاب شهرهای ساحلی استفاده شده است (Aljaberi et al., 2020, Adamović et al., 2019).

انعقاد الکتریکی عمدتاً برای حذف انواع مختلفی از آلاینده‌های فاضلاب مانند رنگها، مواد سمی، محتوای روغن و حتی کاهش شوری استفاده می‌شود که سه مرحله متمایز دارند: در مرحله اول، اکسیداسیون آند فلزی منجر به تشکیل در محل منعقدکننده‌ها می‌شود. در مرحله بعدی آلاینده‌های فاضلاب با یون‌های منعقدکننده واکنش داده و منجر به تشکیل ذرات بسیار ریزی می‌شود که با ادامه فرایند این ذرات ریز، به هم چسبیده و لخته تشکیل می‌شود (Aljaberi et al., 2022). این فرایند به تابع عوامل متعددی مانند دانسیته جریان، pH، دما، جنس الکتروودها، هدایت الکتریکی محلول بستگی دارد (Yilmaz et al., 2005).

امولسیون‌های روغن برش در آب در صنعت ماشین‌کاری برای فرایندهای مکانیزاسیون فلزات، برش و قالب‌گیری استفاده می‌شود. استفاده از این روغن‌ها اصطکاک را کاهش می‌دهد و عمر ماشین‌آلات به کار رفته در فرایندهای برش و قالب‌گیری را افزایش می‌دهد. علاوه بر این، این روغن‌ها به عنوان خنک‌کننده نیز عمل می‌کنند و از گرم شدن بیش از حد تجهیزات جلوگیری می‌کنند (Bensadok et al., 2007).

این سیالات عمدتاً شامل آب با یک محصول روغنی (روغن برش) به صورت امولسیون و حاوی طیف گسترده‌ای از مواد افزودنی است. در این میان، سورفکتانت‌ها معمولاً برای اطمینان از تثبیت امولسیون استفاده می‌شوند. با گذشت زمان، این امولسیون‌ها با استفاده تدریجی به دلیل تخریب حرارتی، آلودگی توسط مواد معلق و روغن‌های روان‌کاری، کارایی خود را از دست می‌دهند و در این مرحله، آنها دور ریخته می‌شوند. حجم بالای تولید شده (~۲ میلیون مترمکعب در سال) همراه با مشکل شکستن امولسیون در فرایند تصفیه، بالا بودن بار آلی (از ۱ تا ۱۰ گرم در لیتر) و تجزیه‌پذیری زیستی بسیار کم، پساب حاوی امولسیون روغن‌های برش را به یک تهدید محیط‌زیستی جدی تبدیل کرده است که باید به اندازه کافی مورد توجه قرار گیرد (Seo et al., 2007).

در پژوهشی، تصفیه امولسیون سیال برش به روش الکتروانقاعاد با استفاده از الکتروودهای آلومینیم و آهن انجام شد. نتایج آزمایش‌ها

¹ Chemical Oxygen Demand (COD)



جدول ۱- COD اولیه متناظر با غلظت‌های اولیه امولسیون روغن در آب

Table 1. Initial COD corresponding to initial concentrations of oil-in-water emulsion

Oil/water emulsion concentration (% V/V)	Initial COD (mg O ₂ /L)
0.5	4580
1.5	14900
3.0	24800

هم‌زدن)، زمان واکنش (۱ ساعت)، سطح مؤثر الکترودها (۱۸۰ سانتی‌متر مربع) و فاصله الکترودها از هم (۲ سانتی‌متر) را ثابت گرفته و غلظت روغن برش در ۳ سطح ۰/۵، ۱/۵ و ۳ درصد حجمی - حجمی تغییر داده شد. در تمام آزمایش‌ها، بعد از مدت زمان ۱ ساعت، از فاز آبی محلول تصفیه شده، نمونه‌برداری کرده و COD فاز آبی به‌عنوان شاخص آلودگی اندازه‌گیری و کارایی حذف COD محاسبه شد.

برای بررسی اثر ولتاژ، پارامترهای pH (تنظیم شده روی ۷)، سرعت هم‌زدن محلول (بدون هم‌زدن)، غلظت امولسیون روغن در آب (۳ درصد)، سطح مؤثر الکترودها (۱۸۰ سانتی‌متر مربع) و فاصله الکترودها از هم (۲ سانتی‌متر) را ثابت گرفته و ولتاژ در ۳ سطح ۴۰، ۵۰ و ۶۰ ولت تغییر داده شد و زمان لازم برای تصفیه اندازه‌گیری و مقایسه شد.

برای بررسی اثر سرعت هم‌زدن محلول، پارامترهای pH (تنظیم شده روی ۷)، ولتاژ (۶۰ ولت)، غلظت امولسیون روغن در آب (۳ درصد)، سطح مؤثر الکترودها (۱۸۰ سانتی‌متر مربع) و فاصله الکترودها از هم (۲ سانتی‌متر) را ثابت گرفته و سرعت هم‌زدن محلول در ۴ سطح بدون هم‌زدن (صفر دور در دقیقه)، دور کند (۸۰ دور در دقیقه)، دور متوسط (۱۵۰ دور در دقیقه)، و دور تند (۲۵۰ دور در دقیقه)، تغییر داده شد و زمان لازم برای تصفیه اندازه‌گیری و مقایسه شد.

برای بررسی اثر pH اولیه امولسیون، پارامترهای ولتاژ (۶۰ ولت)، سرعت هم‌زدن محلول (بدون هم‌زدن)، غلظت امولسیون روغن در آب (۳ درصد)، سطح مؤثر الکترودها (۱۸۰ سانتی‌متر مربع) و فاصله الکترودها از هم (۲ سانتی‌متر) را ثابت گرفته و pH اولیه امولسیون در ۳ سطح ۳، ۷ و ۹ تغییر داده شد و درصد حذف COD اندازه‌گیری و مقایسه شد. برای بررسی اثر فاصله الکترودها

از هم پارامترهای ولتاژ (۶۰ ولت)، سرعت هم‌زدن محلول (بدون هم‌زدن)، غلظت امولسیون روغن در آب (۳ درصد)، سطح مؤثر الکترودها (۱۸۰ سانتی‌متر مربع) و pH اولیه امولسیون (تنظیم شده روی ۷) را ثابت گرفته و فاصله الکترودها در ۳ سطح ۲، ۴ و ۶ سانتی‌متر تغییر داده شد و زمان لازم برای تصفیه اندازه‌گیری و مقایسه شد.

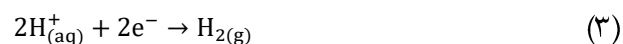
برای بررسی اثر سطح الکترودها از هم، پارامترهای ولتاژ (۶۰ ولت)، سرعت هم‌زدن محلول (بدون هم‌زدن)، غلظت امولسیون روغن در آب (۳ درصد)، فاصله الکترودها (۲ سانتی‌متر) و pH اولیه امولسیون (تنظیم شده روی ۷) را ثابت گرفته و سطح الکترودها در ۳ سطح ۶۰، ۹۰ و ۱۸۰ سانتی‌متر مربع تغییر داده شد و زمان لازم برای تصفیه اندازه‌گیری و مقایسه شد. نمونه‌های جمع‌آوری شده را ۲۴ ساعت ساکن نگه داشته تا ته‌نشین شوند و در ادامه COD فاز آبدار اندازه‌گیری شد. شمای کلی از سیستم به‌کار گرفته شده در شکل ۱ آمده است.

۳- نتایج و بحث

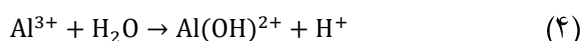
مکانیسم انعقاد الکتریکی را می‌توان توسط معادلات زیر نشان داد (Bensadok et al., 2008). در ابتدا با اعمال پتانسیل بین آند و کاتد، کاتد شروع به خوردن شدن می‌کند و یون‌های Al^{3+} در آند تشکیل و وارد محلول می‌شوند



در کاتد هم با توجه به pH، یون هیدروکسیل و گاز هیدروژن یا فقط گاز هیدروژن تولید می‌شود



یون‌های Al^{3+} تولید شده با آب و یون‌های هیدروکسیل تولید شده به‌وسیله الکترولیز آب ترکیب شده، هیدروکسیدهای مربوطه یا پلی هیدروکسیدهای مربوطه را تشکیل می‌دهند.



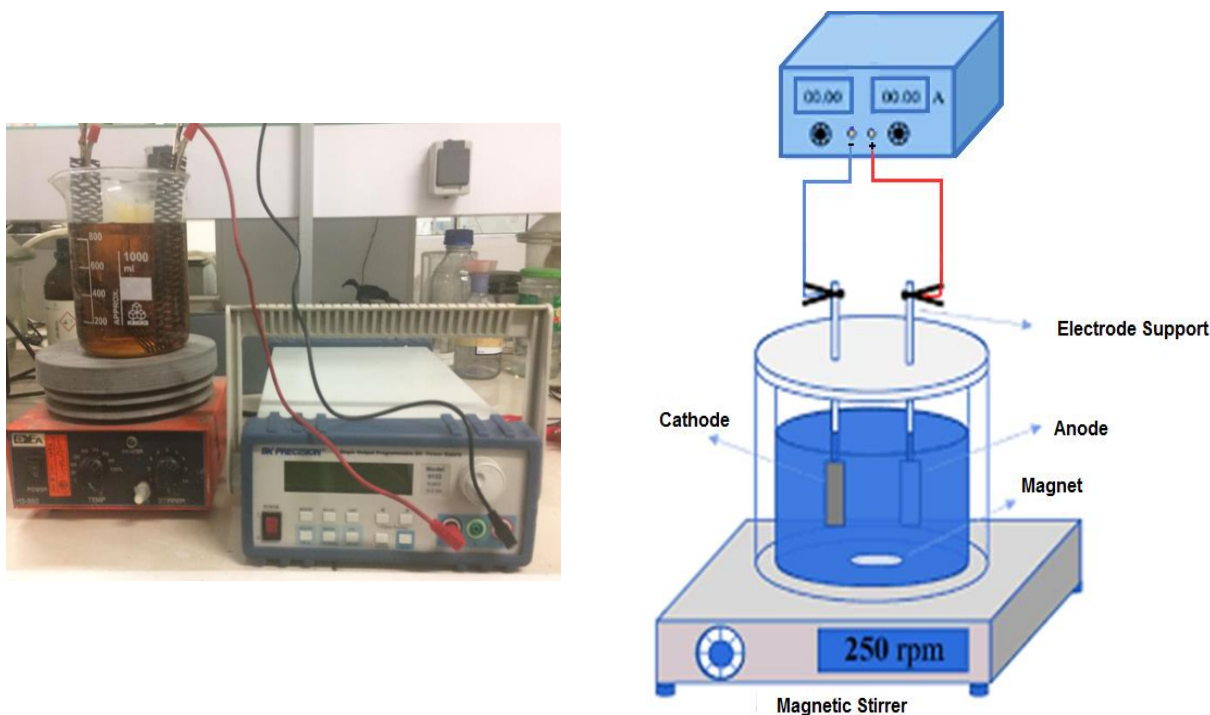


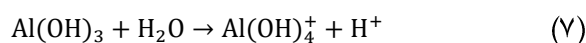
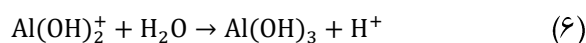
Fig. 1. Scheme of electrocoagulation experimental set-up

شکل ۱- شمای کلی از سیستم انعقاد الکتریکی استفاده شده

هم‌زدن محلول، pH اولیه امولسیون، فاصله الکترودها و سطح الکترودها روی بازده انعقاد الکتریکی با الکترودهای آلومینیومی در ادامه به تفصیل توضیح داده می‌شود:

۳-۱- بررسی اثر غلظت امولسیون روغن در آب

نتایج آزمایش‌های انجام شده بر روی غلظت امولسیون روغن نشان داد که درصد حذف COD با افزایش غلظت امولسیون روغن در آب، کاهش می‌یابد (شکل ۲). این نتیجه این گونه قابل تفسیر است که در هدایت الکتریکی و ولتاژ ثابت، مقدار مشخصی از یون فلزی و یون هیدروکسید و در نتیجه ترکیبات هیدروکسید فلزی در محیط تولید می‌شود و این مقدار کمپلکس تولیدی قادر به جذب و حذف مقدار مشخصی از آلودگی است. بنابراین در صورت افزایش غلظت امولسیون روغن در آب، مقدار لخته‌های هیدروکسید فلزی موجود در محیط برای حذف مولکول‌های روغن اضافی کافی نیست، در نتیجه کارایی حذف روغن و COD کاهش می‌یابد (Ryan et al., 2021). جدول ۲ درصد حذف COD را متناظر با غلظت‌های اولیه مختلف امولسیون روغن نشان می‌دهد.



کمپلکس‌های آلومینیم به‌عنوان منعقدکننده روی ذرات سورفاکتانت جذب شده و بار کلئیدی آنها را خنثی کرده و امولسیون را ناپایدار می‌کنند. این پدیده مشابه عملکرد منعقدکننده‌های شیمیایی در تصفیه شیمیایی معمولی است (Medel et al., 2019).

حباب‌های هیدروژن تشکیل شده در کاتد می‌توانند روی ذرات لخته شده جذب شده و آنها را وادار به شناور شدن کنند. این حباب‌های تشکیل شده همچنین باعث کاهش گرفتگی سطح کاتد (که می‌تواند به وسیله تشکیل رسوبات رخ دهد) شود (Keskin et al., 2021).

تأثیر پنج شاخص عملیاتی غلظت روغن برش، ولتاژ، سرعت



جدول ۲- درصد حذف COD متناظر با غلظت‌های اولیه امولسیون روغن در آب (زمان ماند نیم‌ساعت و ولتاژ ۵۰ ولت)

Table 2. COD removal percentage corresponding to the initial concentrations of oil-in-water emulsion (Retention time=30 min and voltage = 50 V)

Oil/water emulsion concentration (% V/V)	COD initial (mg O ₂ /L)	COD final (mg O ₂ /L)	COD removal (%)
0.5	4580	125	97.3
1.5	14900	560	96.2
3.0	24800	1020	95.9

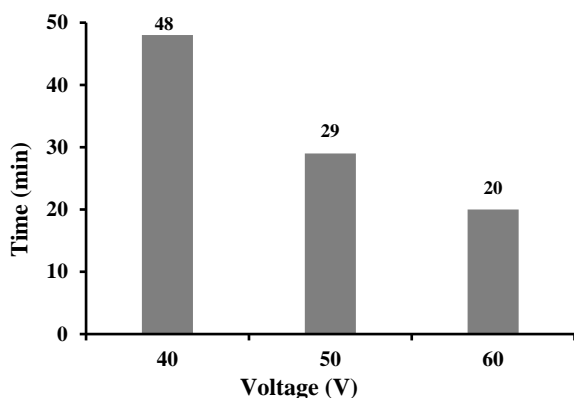


Fig. 3. Required time for treatment over different voltages

شکل ۳- تغییرات زمان لازم برای تصفیه با تغییر ولتاژ

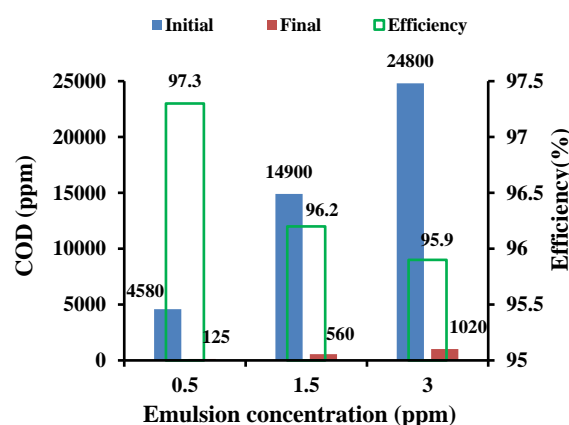


Fig. 2. COD removal with initial emulsion concentration

شکل ۲- تغییرات درصد حذف COD با تغییر غلظت

اولیه امولسیون

این نتیجه می‌تواند به وسیله این واقعیت توضیح داده شود که مقدار یون‌های فلزی و هیدروکسید تشکیل شده طی انحلال آند، طبق قانون فارادی (معادله ۸) با افزایش ولتاژ و در نتیجه افزایش جریان عبوری، زیاد می‌شود

$$m = \frac{ItM}{nF} \quad (۸)$$

که در آن m جرم ماده آزاد شده از آند، I شدت جریان، t زمان اعمال ولتاژ به الکترود، M جرم مولکولی ماده الکترودی، n تعداد الکترون‌های منتقل شده در واکنش و F ثابت فارادی است (Do and Chen, 1994)

افزایش غلظت یون فلزی حل شده باعث تشکیل مقدار بیشتری کمپلکس فلزی می‌شود و سطح وسیع کمپلکس فلزی باعث جذب ترکیبات آلی محلول یا ذرات کلوئیدی به آنها و به دام انداختن آنها شده و باعث حذف و جداسازی آنها از محلول از طریق رسوبدهی

۲-۳- بررسی اثر ولتاژ بر روی کارایی حذف

در تمام فرایندهای الکتروشیمیایی، ولتاژ استفاده شده، شاخص عملیاتی مهمی در کنترل سرعت واکنش است. ولتاژ اعمال شده نه تنها میزان ماده منعقدکننده را تعیین می‌کند، بلکه تعیین‌کننده اندازه و میزان تولید حباب‌ها نیز می‌باشد. بنابراین این شاخص تأثیر مهمی بر روی کارایی حذف آلاینده‌ها دارد (Attour et al., 2014). مشاهده شد که زمان لازم برای تصفیه با افزایش ولتاژ کاهش می‌یابد (شکل ۳). جدول ۳ زمان لازم برای تصفیه، متناظر با ولتاژهای عملیاتی مختلف را نشان می‌دهد.

جدول ۳- زمان لازم برای تصفیه متناظر با ولتاژهای مختلف

Table 3. Required time for treatment in different voltages

Voltage (V)	Purification time (min)
40	48
50	29
60	20

۳-۴- بررسی اثر pH اولیه امولسیون بر روی کارایی حذف

pH اولیه امولسیون، یک فاکتور عملیاتی تأثیرگذار مهم روی انعقاد الکتریکی است و اثر این پارامتر روی پساب‌های مختلف متفاوت است. برای بررسی اثر این پارامتر، pH اولیه امولسیون روی مقدار معینی، به وسیله مقداری از سدیم هیدروکسید یا هیدروکلریک اسید تنظیم شد. ولتاژ روی ۶۰ ولت و غلظت امولسیون روغن در آب ۳ درصد بود و دیگر پارامترهای عملیاتی، ثابت گرفته شد.

جدول ۵، درصد حذف COD در ولتاژ ثابت ۶۰ ولت و زمان الکترولیز نیم‌ساعت و غلظت ۳ درصد امولسیون روغن در آب متناظر با pH های اولیه مختلف را نشان می‌دهد. بیشترین درصد حذف COD در pH بین ۶ تا ۷ مشاهده شد (شکل ۵)، دلیل این امر این است که در محدوده pH بین ۶ تا ۷، $Al(OH)_3$ تولید شده کمترین میزان حلالیت را دارد. در نتیجه رسوب جامد بیشتری تشکیل می‌شود و این رسوب به‌عنوان یک پیش ماده برای حذف روغن به‌وسیله انعقاد عمل می‌کند و نتیجه کارایی حذف COD افزایش می‌یابد.

شکل ۶ نشان‌دهنده تغییرات حلالیت گونه‌های مختلف کمپلکس آلومینیم هیدروکسید در برابر تغییر pH است. علت کاهش کارایی در pH قلیایی این است که در pH های بالاتر، کمپلکس $Al(OH)_4^-$ بیشتر و لخته‌های $Al(OH)_3$ کمتری تشکیل شده و همچنین لخته‌های تشکیل شده کوچکتر بوده و در نتیجه به هم پیوستن لخته‌ها کمتر و جذب آلودگی نیز کمتر رخ می‌دهد (Heffron et al., 2016).

از طرفی در pH های اسیدی آلومینیم موجود در محلول در فرم Al^{3+} وجود دارد و در نتیجه امکان تشکیل لخته‌های $Al(OH)_3$ کاهش یافته و کارایی تصفیه کاهش می‌یابد. همچنین در محیط‌های اسیدی میزان تولید حباب‌های H_2 در سمت کاتد افزایش یافته که منجر به جذب سطحی این حباب‌ها بر روی لخته شده و مانع از جذب آلاینده بر روی لخته‌ها می‌شود. نتایج حاصله در این پژوهش با بسیاری از پژوهش‌های انجام شده مطابقت دارد (Yildiz et al., 2008, Safari et al., 2016, Nguyen et al., 2020).

در تمامی آزمایش‌ها، pH در طول آزمایش افزایش یافت و سپس در pH نزدیک به ۱۱ ثابت ماند. در pH برابر ۱۱ و بیش از آن، آلومینیم هیدروکسید با فرمول شیمیایی $Al(OH)_4^-$ است که بازده فرایند لخته شدن را محدود می‌کند.

(در صورت سنگین بودن لخته‌ها) و یا شناورسازی (در صورت سبک بودن لخته‌ها) می‌شود (Zidane et al., 2008).

۳-۳- بررسی تأثیر سرعت هم‌زدن محلول بر روی کارایی حذف

همان‌طور که در شکل ۴ نشان داده شده است، سرعت حذف COD در سرعت‌های کم و متوسط، اندکی بهتر از سرعت‌های دیگر هم‌زدن محلول می‌باشد و دلیلش این است که در سرعت‌های کم و متوسط پدیده‌های انتقال گونه‌های درگیر در واکنش بهتر از حالت بدون هم‌زدن رخ می‌دهند و در نتیجه لخته‌های تشکیل شده بزرگتر بوده و جذب مواد آلوده‌کننده بهتر انجام شده و امولسیون سریع‌تر تصفیه می‌شود. اما در سرعت‌های زیاد، لخته‌های تشکیل شده فرصت ته‌نشینی یا شناور شدن را پیدا نمی‌کنند و سرعت جریان زیاد محلول باعث فروپاشی آنها از هم و در نتیجه دیرتر تصفیه شدن امولسیون روغن برش می‌شود (Matteson et al., 1995, Mollah et al., 2004). جدول ۴ زمان لازم برای تصفیه، متناظر با سرعت‌های مختلف هم‌زدن محلول را نشان می‌دهد.

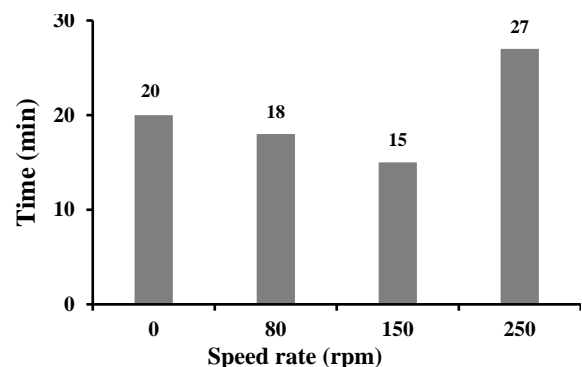


Fig. 4. Required time for treatment by changing the stirring speed

شکل ۴- تغییرات زمان لازم برای تصفیه با تغییر سرعت هم‌زدن محلول

جدول ۴- زمان لازم برای تصفیه متناظر با سرعت‌های

مختلف هم‌زدن محلول

Table 4. Required time for treatment corresponding to different stirring speeds

Stirring speed (rpm)	Purification time(min)
0	20
80	18
150	15
250	27



جدول ۵- درصد حذف COD و مقدار pH نهایی متناظر با pH اولیه امولسیون

Table 5. COD removal and the final pH corresponding to the initial pH of the emulsion

Initial pH	Final COD (mg O ₂ /L)	COD removal (%)	Final pH	Initial and final pH difference
3	1380	94.4	6.9	3.90
7	1020	95.9	8.5	1.50
9	4660	81.2	10.8	1.80

دلیل این امر این‌گونه قابل توجیه است که با افزایش فاصله بین الکترودها مقاومت الکتریکی بین الکترودها افزایش می‌یابد و در نتیجه رسانایی محلول و نیز جریان کم می‌شود. این کاهش جریان سبب عدم تولید یون‌های فلزی و هیدروکسید به اندازه کافی برای تشکیل لخته و حذف روغن می‌شود. علاوه بر این با افزایش فاصله بین الکترودها انتظار می‌رود که از یک طرف برخورد کمتری بین یون‌های فلزی و هیدروکسید رخ دهد و در نتیجه لخته‌های کمتری تشکیل شود و از طرف دیگر، برخورد مولکول روغن با کمپلکس‌های هیدروکسیدی تولیدی کاهش یابد و در نتیجه جذب الکتروستاتیک کاهش و کارایی حذف کم شود (Canizares et al., 2005). جدول ۶ نتایج حاصل از آزمایش‌های مربوط به بررسی اثر فاصله الکترودها بر روی کارایی حذف را نشان می‌دهد.

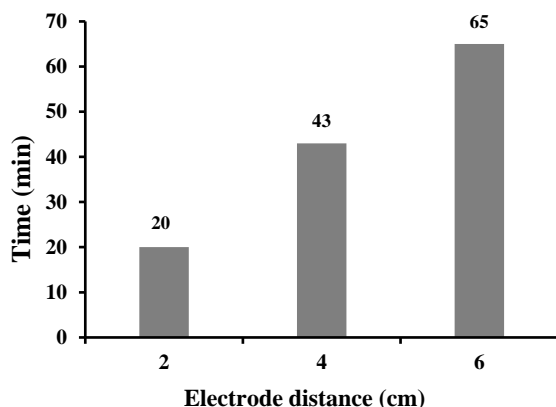


Fig. 7. The required time for treatment by changing the distance of the electrodes

شکل ۷- تغییرات زمان لازم برای تصفیه با تغییر فاصله الکترودها

جدول ۶- زمان لازم برای تصفیه متناظر با فاصله الکترودها

Table 6. The required time for treatment corresponding to the distance of the electrodes

Electrode distance (cm)	Purification time (min)
2	20
4	43
6	65

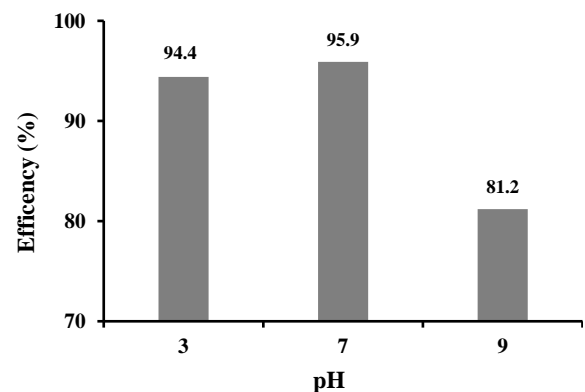


Fig. 5. COD removal by changing the initial pH of the emulsion

شکل ۵- تغییرات درصد حذف COD با تغییر pH اولیه امولسیون

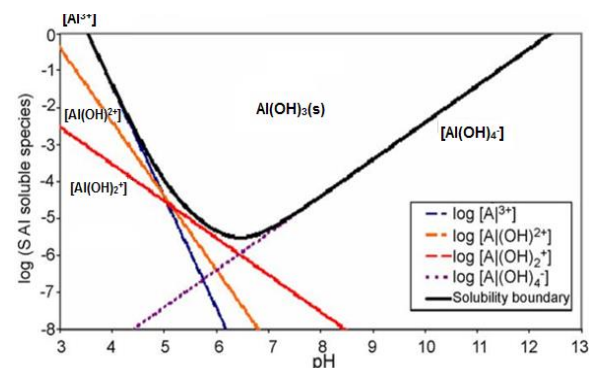


Fig. 6. Solubility change of aluminum complexes with pH (Holt et al., 2005)

شکل ۶- تغییرات حلالیت کمپلکس‌های آلومینیم با تغییر pH

(Holt et al., 2005)

۳-۵- اثر فاصله الکترودها بر روی کارایی حذف

نتایج آزمایش‌ها نشان داد که با تغییر فاصله الکترودها از ۲ به ۴ سانتی‌متر زمان ماند برای انجام تصفیه به بیش از ۲ برابر افزایش می‌یابد. همان‌طور که در شکل ۷ نشان داده شده است، هر چه فاصله بین الکترودها بیشتر شود، زمان لازم برای تصفیه هم بیشتر می‌شود.



مختلف مانند غلظت روغن، ولتاژ اعمالی، سرعت هم‌زدن، pH اولیه، فاصله و سطح الکترودها در کارایی فرایند انعقاد الکتریکی بررسی شد. نتایج آزمایش‌های انجام شده بر روی غلظت امولسیون روغن نشان داد که درصد حذف COD با افزایش غلظت امولسیون روغن در آب به واسطه ناکافی بودن مقدار لخته‌های هیدروکسید فلزی موجود در محیط برای حذف مولکول‌های روغن اضافی کاهش می‌یابد، به گونه‌ای که بیشترین کارایی حذف COD به میزان ۹۷/۳ درصد در غلظت ۰/۵ درصد حجمی - حجمی به دست آمد. همچنین افزایش ولتاژ منجر به افزایش مقدار یون‌های فلزی و هیدروکسید طی انحلال آند شده و در نتیجه زمان لازم برای تصفیه را کاهش داد، به نوعی که افزایش ولتاژ از ۴۰ به ۶۰ ولت منجر به کاهش زمان تصفیه از ۵۰ به ۲۰ دقیقه شد.

از سوی دیگر، نتایج آزمایش‌ها نشان‌دهنده تأثیر بهتر سرعت‌های کم و متوسط بر روی فرایندهای انتقال گونه‌های درگیر در واکنش و در نتیجه تشکیل لخته‌های بزرگتر، جذب بهتر ذرات امولسیون و سرعت بیشتر تصفیه بود. در این راستا دور هم‌زدن ۱۵۰ rpm زمان تصفیه را به ۱۵ دقیقه کاهش داد. همچنین افزایش فاصله بین الکترودها از ۲ به ۶ سانتی‌متر، منجر به افزایش مقاومت الکتریکی بین الکترودها، کاهش رسانایی محلول و در نتیجه کاهش جریان شد. این کاهش جریان سبب عدم تولید یون‌های فلزی و هیدروکسید به اندازه کافی و افزایش زمان فرایند حذف از ۲۰ به ۶۵ دقیقه شد.

نتایج حاصله نشان داد که pH اولیه امولسیون نقش مهمی را در میزان حذف آلاینده در طی فرایند انعقاد الکتریکی بازی می‌کند. در این راستا در مقایسه با کارایی حذف در محیط‌های اسیدی (۹۴/۴) و قلیایی (۸۱/۲) بهترین کارایی حذف آلاینده در محیط خنثی و در pH اولیه ۷ (۹۵/۹) به واسطه غلظت بالای لخته‌های تشکیل شده به دست آمد. گرچه فرایند انعقاد الکتریکی توانایی کافی را برای تصفیه پساب حاوی امولسیون روغن برش با کارایی قابل قبول دارد، با این وجود باید از یک روش تصفیه ثانویه مثل فرایندهای غشایی برای کاهش بیشتر آلودگی و بی‌خطر کردن آن برای دفع در محیط زیست استفاده کرد.

بررسی پژوهش‌های انجام شده نشان می‌دهد که فرایند انعقاد الکتریکی به‌طور گسترده در مقیاس صنعتی و فرآیند پالوت برای

۳-۶- بررسی تأثیر مساحت سطح الکترودها بر روی کارایی حذف

همان‌طور که در شکل ۸ نشان داده شده، با افزایش مساحت سطح الکترودها زمان لازم برای تصفیه امولسیون کم می‌شود. دلیل این امر این است که افزایش سطح الکترودها، باعث افزایش غلظت یون‌های تولید شده در طی واکنش‌های الکتروشیمیایی و در نتیجه افزایش غلظت کمپلکس که عامل اصلی در فرایند انعقاد است خواهد شد و نیز زمان لازم برای تصفیه کاهش می‌یابد (Murthy et al., 2007). نتایج به دست آمده در جدول ۷ نشان داده شده است.

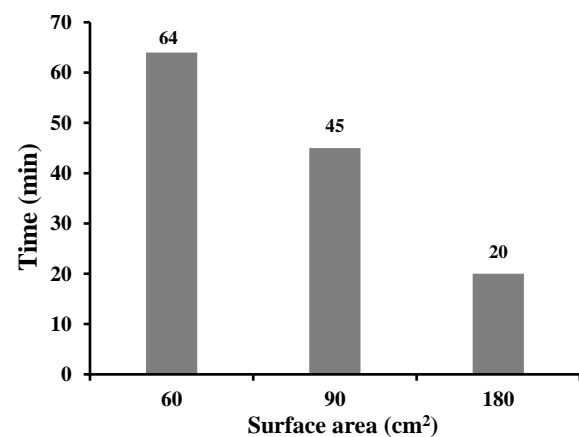


Fig. 8. The required time for treatment by changing the surface of aluminum electrodes

شکل ۸- تغییرات زمان لازم برای تصفیه با تغییر سطح الکترودهای آلومینیومی

جدول ۷- زمان لازم برای تصفیه متناظر با سطح الکترودهای آلومینیومی

Table 7. Required time for treatment corresponding to the surface of aluminum electrodes

Electrodes surface (cm ²)	Purification time (min)
60	64
90	45
180	20

۴- نتیجه‌گیری

در این پژوهش، امکان‌سنجی کاربرد روش انعقاد الکتریکی با استفاده از الکترودهای آلومینیومی به‌عنوان یک فرایند ساده عملیاتی و یک مرحله پیش تصفیه برای تصفیه پساب حاوی روغن برش، بررسی شد. برای رسیدن به این هدف، تأثیر پارامترهای عملیاتی



۵-قردانی

تصفیه پساب‌های صنایع مختلف استفاده می‌شود. با توجه به متفاوت بودن ماهیت پساب‌های صنعتی، برای دستیابی به کارایی قابل قبول پارامترهای مؤثر نیازمند بهینه‌سازی هستند. نویسندگان پژوهش، از دانشگاه صنعتی شریف به دلیل حمایت مالی انجام پروژه قردانی می‌کنند.

References

- Adamović, S., Prica, M., Dalmacija, B., Isakovski, M. K., Kerkez, Đ., Rapajić, S. et al. 2019. Measurement of copper deposition by electrocoagulation/flotation from waste printing developer. *Measurement*, 131, 288-299. <https://doi.org/10.1016/j.measurement.2018.08.077>.
- Aljaberi, F. Y., Jabbar, S. & Jabbar, N. 2020. Modeling of adsorption isotherms of oil content through the electrocoagulation treatment of real oily wastewater. *AIP Conference Proceedings*. AIP Publishing LLC, 2213, 020041. Baghdad, Iraq. <https://doi.org/10.1063/5.0000157>.
- Aljaberi, F. Y., Alardhi, S. M., Ahmed, S. A., Salman, A. D., Juzsakova, T., Cretescu, I., et al. 2022. Can electrocoagulation technology be integrated with wastewater treatment systems to improve treatment efficiency? *Environmental Research*, 214, 113890. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.113890>.
- Aswathy, P., Gandhimathi, R., Ramesh, S. & Nidheesh, P. 2016. Removal of organics from bilge water by batch electrocoagulation process. *Separation and Purification Technology*, 159, 108-115. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2016.01.001>.
- Attour, A., Touati, M., Tlili, M., Amor, M. B., Lapicque, F. & Leclerc, J. P. 2014. Influence of operating parameters on phosphate removal from water by electrocoagulation using aluminum electrodes. *Separation and Purification Technology*, 123, 124-129. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2013.12.030>.
- Bensadok, K., Belkacem, M. & Nezzal, G. 2007. Treatment of cutting oil/water emulsion by coupling coagulation and dissolved air flotation. *Desalination*, 206, 440-448. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2006.02.070>.
- Bensadok, K., Benammar, S., Lapicque, F. & Nezzal, G. 2008. Electrocoagulation of cutting oil emulsions using aluminium plate electrodes. *Journal of Hazardous Materials*, 152, 423-430. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.06.121>.
- Canizares, P., Carmona, M., Lobato, J., Martinez, F. & Rodrigo, M. 2005. Electrodeposition of aluminum electrodes in electrocoagulation processes. *Industrial and Engineering Chemistry Research*, 44, 4178-4185. <https://doi.org/10.1021/ie048858a>.
- Chai, W. S., Cheun, J. Y., Kumar, P. S., Mubashir, M., Majeed, Z., Banat, F., et al. 2021. A review on conventional and novel materials towards heavy metal adsorption in wastewater treatment application. *Journal of Cleaner Production*, 296, 126589. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.126589>.
- Chang, H., Li, T., Liu, B., Vidic, R. D., Elimelech, M. & Crittenden, J. C. 2019. Potential and implemented membrane-based technologies for the treatment and reuse of flowback and produced water from shale gas and oil plays: a review. *Desalination*, 455, 34-57. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2019.01.001>.
- Do, J. S. & Chen, M. L. 1994. Decolourization of dye-containing solutions by electrocoagulation. *Journal of Applied Electrochemistry*, 24, 785-790. <http://sci-hub.tw/10.1007/BF00578095>.
- Esperon-Rodriguez, M., Tjoelker, M. G., Lenoir, J., Baumgartner, J. B., Beaumont, L. J., Nipperess, D. A., et al. 2022. Climate change increases global risk to urban forests. *Nature Climate Change*, 12, 950-955. <https://doi.org/10.1038/s41558-022-01465-8>.
- Heffron, J., Marhefke, M. & Mayer, B. K. 2016. Removal of trace metal contaminants from potable water by electrocoagulation. *Scientific Reports*, 6, 1-9. <https://doi.org/10.1038/srep28478>.





- Holt, P. K., Barton, G. W. & Mitchell, C. A. 2005. The future for electrocoagulation as a localised water treatment technology. *Chemosphere*, 59, 355-367. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2004.10.023>.
- Johnson, U. K., Imelda, N. N., Geoffrey, M. M., Caro, W. H., Festus, M. & Josphert, K. 2022. The effectiveness of Moringa Oleifera seed coagulant in reducing the turbidity and modifying the physico-chemical characteristics of water. *African Journal of Environmental Science and Technology*, 16, 126-145. <https://doi.org/10.5897/AJEST2022.3093>.
- Keskin, B., Ersahin, M. E., Ozgun, H. & Koyuncu, I. 2021. Pilot and full-scale applications of membrane processes for textile wastewater treatment: a critical review. *Journal of Water Process Engineering*, 42, 102172. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2021.102172>.
- Matteson, M. J., Dobson, R. L., Glenn Jr, R. W., Kukunoor, N. S., Waits Iii, W. H. & Clayfield, E. J. 1995. Electrocoagulation and separation of aqueous suspensions of ultrafine particles. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 104, 101-109. [https://doi.org/10.1016/0927-7757\(95\)03259-G](https://doi.org/10.1016/0927-7757(95)03259-G).
- Medel, A., Ramírez, J. A., Cárdenas, J., Sirés, I. & Meas, Y. 2019. Evaluating the electrochemical and photoelectrochemical production of hydroxyl radical during electrocoagulation process. *Separation and Purification Technology*, 208, 59-67. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2018.05.021>.
- Mohammed, W. T. & Aljaberi, F. Y. 2018. Novel method for electrocoagulation removal of lead from simulated wastewater by using concentric tubes electrodes reactor. *Desalination and Water Treatment*, 101, 86-91. <https://doi.org/10.5004/dwt.2018.21812>.
- Mollah, M. Y., Morkovsky, P., Gomes, J. A., Kesmez, M., Parga, J. & Cocke, D. L. 2004. Fundamentals, present and future perspectives of electrocoagulation. *Journal of Hazardous Materials*, 114, 199-210. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2004.08.009>.
- Murthy, Z., Nancy, C. & Kant, A. 2007. Separation of pollutants from restaurant wastewater by electrocoagulation. *Separation Science and Technology*, 42, 819-833. [https://doi.org/10.1016/S1383-5866\(99\)00072-6](https://doi.org/10.1016/S1383-5866(99)00072-6).
- Nguyen, Q., Watari, T., Yamaguchi, T., Takimoto, Y., Niihara, K., Wiff, J., et al. 2020. COD removal from artificial wastewater by electrocoagulation using aluminum electrodes. *International Journal of Electrochemical Science*, 15, 39-51. <https://doi.org/10.20964/2020.01.42>.
- Ryan, D. R., Maher, E. K., Heffron, J., Mayer, B. K. & Mcnamara, P. J. 2021. Electrocoagulation-electrooxidation for mitigating trace organic compounds in model drinking water sources. *Chemosphere*, 273, 129377. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.129377>.
- Safari, S., Azadi Aghdam, M. & Kariminia, H. R. 2016. Electrocoagulation for COD and diesel removal from oily wastewater. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 13, 231-242. <https://doi.org/10.1007/s13762-015-0863-5>.
- Seo, D., Lee, H., Hwang, H., Park, M., Kwak, N., Cho, I., et al. 2007. Treatment of non-biodegradable cutting oil wastewater by ultrasonication-Fenton oxidation process. *Water Science and Technology*, 55, 251-259. <https://doi.org/10.2166/wst.2007.009>.
- Shahedi, A., Darban, A., Taghipour, F. & Jamshidi-Zanjani, A. 2020. A review on industrial wastewater treatment via electrocoagulation processes. *Current Opinion in Electrochemistry*, 22, 154-169. <https://doi.org/10.1016/j.coelec.2020.05.009>.
- Sharma, S. & Simsek, H. 2019. Treatment of canola-oil refinery effluent using electrochemical methods: a comparison between combined electrocoagulation+ electrooxidation and electrochemical peroxidation methods. *Chemosphere*, 221, 630-639. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.01.066>.



- Shoushtarian, F. & Negahban-Azar, M. 2020. Worldwide regulations and guidelines for agricultural water reuse: a critical review. *Water*, 12, 971. <https://doi.org/10.3390/w12040971>.
- Su, T., Wang, Z., Zhou, K., Chen, X., Cheng, Y., Zhang, G., et al. 2021. Advanced treatment of secondary effluent organic matters (EfOM) from an industrial park wastewater treatment plant by Fenton oxidation combining with biological aerated filter. *Science of The Total Environment*, 784, 147204. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147204>.
- Vieira, W. T., De Farias, M. B., Spaolonzi, M. P., Da Silva, M. G. C. & Vieira, M. G. A. 2020. Removal of endocrine disruptors in waters by adsorption, membrane filtration and biodegradation, a review. *Environmental Chemistry Letters*, 18, 1113-1143. <https://doi.org/10.1007/s10311-020-01000-1>.
- Yildiz, Y. Ş., Koparal, A. S. & Keskinler, B. 2008. Effect of initial pH and supporting electrolyte on the treatment of water containing high concentration of humic substances by electrocoagulation. *Chemical Engineering Journal*, 138, 63-72. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2007.05.029>.
- Yilmaz, A. E., Boncukcuoğlu, R., Kocakerim, M. M. & Keskinler, B. 2005. The investigation of parameters affecting boron removal by electrocoagulation method. *Journal of Hazardous Materials*, 125, 160-165. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2005.05.020>.
- Zidane, F., Drogui, P., Lekhlif, B., Bensaid, J., Blais, J. F. & Belcadi, S. 2008. Decolourization of dye-containing effluent using mineral coagulants produced by electrocoagulation. *Journal of Hazardous Materials*, 155, 153-163. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.11.041>.



© The Author(s)

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