

Comparison of the conventional chemical coagulation process and electrocoagulation and flotation efficiency in cosmetics industry wastewater treatment

Received: 21 October 2024, Accepted: 30 November 2024

Ramin Hosseini Sanjari¹, Roya Mafigholami^{2*}

¹MSc, College of Environmental science and engineering, West Tehran Branch, Islamic Azad university, Tehran, Iran

²PhD, College of Environmental science and engineering, West Tehran Branch, Islamic Azad university, Tehran, Iran

***Corresponding Author:**
r.mafigholami@wtiau.ac.ir

How to Cite This Article:

Hosseini Sanjari R, Mafigholami R. Comparison of the conventional chemical coagulation process and electrocoagulation and flotation efficiency in cosmetics industry wastewater treatment. Journal of Environmental Health Engineering. 2025; 12(2):191-210.

DOI:
[10.61186/jehe.12.2.191](https://doi.org/10.61186/jehe.12.2.191)

ABSTRACT

Background: Cosmetic and personal care industry wastewater contains chemicals and non-biodegradable organic compounds that must be treated before discharge into the environment. This study aimed to compare the efficiency of conventional chemical coagulation and electrocoagulation-flotation processes in treating wastewater from the cosmetic industry.

Materials and Methods: In this experimental study, both processes were designed using a central composite design (CCD) approach. For the chemical coagulation process, the variables optimized included pH (5-9), rapid mixing time (30-60 sec), slow mixing time (10-20 min), settling time (30-60 min), and the dose of the coagulant (0.5-1 g/L). For the electrocoagulation process, the optimized variables were pH (5-9), direct current intensity (2-4 A), reaction time (40-80 min), the number of electrodes (4-8 n), and the distance between electrodes (2-4 cm).

Results: In both processes, the designed model followed a quadratic model with a high correlation coefficient. The efficiency of the electrocoagulation process in reducing COD levels in cosmetic industry wastewater was significantly higher than the conventional chemical coagulation process. Under optimal conditions, the COD concentration decreased from 570 mg/L to 57 mg/L in the electrocoagulation process. In contrast, the conventional chemical coagulation process achieved 65% efficiency under optimal conditions, reducing COD levels to 199.8 mg/L.

Conclusion: The results indicated that after treatment using the aforementioned processes, the effluent can be safely discharged into the environment.

Keywords: Chemical coagulation, Electrochemical coagulation, Optimization, Central Composite Design, Cosmetic-sanitary, wastewater

مقایسه کارایی فرایند انعقاد شیمیایی متداول و انعقاد الکتروشیمیایی و شناورسازی در تصفیه فاضلاب صنعت آرایشی-بهداشتی

تاریخ دریافت: ۱۴۰۳/۷۰/۳۰ تاریخ پذیرش: ۱۴۰۳/۰۹/۱۰

رامین حسینی سنجرى^۱، رویا مافی غلامی^{۲*}

^۱ کارشناسی ارشد، مهندسی محیط زیست، گرایش آب، دانشکده مهارت و کار آفرینی، واحد تهران غرب، دانشگاه آزاد اسلامی، تهران، ایران

^۲ دکتری تخصصی، دانشکده مهارت و کار آفرینی، واحد تهران غرب، دانشگاه آزاد اسلامی، تهران، ایران

چکیده

زمینه و هدف: فاضلاب آرایشی-بهداشتی، حاوی مواد شیمیایی و مواد آلی غیر قابل تجزیه زیستی است که باید قبل از تخلیه به محیط زیست، تصفیه شوند. هدف از این مطالعه، مقایسه کارایی فرایند انعقاد شیمیایی متداول و انعقاد الکتروشیمیایی و شناورسازی در تصفیه فاضلاب صنعت آرایشی-بهداشتی بود.

مواد و روش ها: در این مطالعه تجربی، هر دو فرایند توسط طراحی ترکیبی مرکزی طراحی آزمایش شدند. در فرایند انعقاد شیمیایی متغیرهای pH (۵-۹)، زمان های اختلاط تند (۳۰-۶۰ ثانیه)، کند (۱۰-۲۰ دقیقه) و ته نشینی (۳۰-۶۰ دقیقه) و دوز منعقد کننده پلی آلومنیوم کلراید (۵/۱-۱ گرم در لیتر) و در فرایند انعقاد الکتروشیمیایی، متغیرهای pH (۵-۹)، شدت جریان الکتریکی مستقیم (۲-۴ آمپر)، زمان واکنش (۴۰-۸۰ دقیقه)، تعداد (۴-۸ عدد) و فاصله بین الکترودها (۲-۴ سانتیمتر) بهینه سازی شدند.

یافته ها: بر اساس، در هر دو فرایند، مدل طراحی شده از مدل درجه دوم (Quadratic) با ضریب همبستگی بالا تبعیت می کند. کارایی فرایند انعقاد الکتروشیمیایی در کاهش مقدار COD فاضلاب صنعت آرایشی-بهداشتی نسبت به فرایند انعقاد شیمیایی متداول بسیار مناسب تر است، به گونه ای که در شرایط بهینه فرایند، غلظت COD از ۵۷۰ میلی گرم در لیتر به ۵۷ میلی گرم در لیتر کاهش پیدا کرد. در مقابل فرایند انعقاد شیمیایی متداول دارای کارایی ۶۵ درصدی در شرایط بهینه بود که میزان COD به ۱۹۹/۸ میلی گرم در لیتر کاهش پیدا می کند. **نتیجه گیری:** نتایج مشخص نمود که پس از انجام تصفیه توسط فرایندهای فوق، پساب را می توان به محیط زیست تخلیه نمود.

واژه های کلیدی: انعقاد شیمیایی، انعقاد الکتروشیمیایی، بهینه سازی، طراحی ترکیبی مرکزی، فاضلاب، آرایشی-بهداشتی

*پست الکترونیکی نویسنده مسئول:

r.mafigholami@wtiau.ac.ir

نحوه استناد به این مقاله:

Hosseini Sanjari R, Mafigholami R. Comparison of the conventional chemical coagulation process and electrocoagulation and flotation efficiency in cosmetics industry wastewater treatment. Journal of Environmental Health Engineering. 2025; 12(2):191-210.

DOI:

[10.61186/jehe.12.2.191](https://doi.org/10.61186/jehe.12.2.191)

مقدمه

حفاظت از محیط زیست، ضرورتی بی‌قید و شرط برای زندگی پایدار و بهبود کیفیت زندگی است. تخریب محیط زیست منجر به از بین رفتن گونه‌های حیاتی، تخریب اکوسیستم و تغییرات اقلیمی می‌گردد که تأثیرات عمده‌ای بر اقتصاد، بهداشت و رفاه اجتماعی دارد. فاضلاب صنعتی حاوی مواد شیمیایی، فلزات سنگین و سایر آلاینده‌ها است که از فرایندهای صنعتی به محیط زیست رها می‌شود. این نوع فاضلاب با تغییر رنگ، بو و طعم آب‌های زیرزمینی و سطحی، به شدت به کیفیت منابع آب و خاک آسیب می‌رساند.^۱

فاضلاب صنعت آرایشی و بهداشتی شامل آب‌های استفاده شده در فرایندهای تولید محصولات آرایشی و بهداشتی مانند شامپو، صابون، کرم‌های ضد آفتاب و ادکلن است. این نوع فاضلاب حاوی مواد شیمیایی مختلف از جمله پارابن‌ها، سولفات‌ها و رنگ‌ها است. تاکنون روش‌های مختلفی برای تصفیه فاضلاب صنعت آرایشی-بهداشتی مورد استفاده قرار گرفته است که شامل فرایندهای فیزیکوشیمیایی، اکسیداسیون شیمیایی (اکسیداسیون مرطوب، اکسیداسیون الکتروشیمیایی)، فرایندهای بیولوژیکی و فرایندهای اکسیداسیون پیشرفته هستند.^۲

یکی از روش‌های متداول پیش تصفیه فاضلاب صنعتی، فرایند انعقاد شیمیایی متداول است.^۳ فرایند انعقاد شیمیایی عبارت است از افزودن نمک‌های فلزات آهن و آلومینیوم یا مواد آلی پلی‌مری برای حذف مواد موجود در محیط‌های آبی.^۴ مواد منعقد کننده مانند یک پل، ذرات کلوئیدی را به یکدیگر نزدیک و آنها را به یکدیگر متصل کرده و بار منفی ذرات معلق را خنثی و در نهایت باعث درشت تر شدن آنها می‌شود.

فرایند الکتروکواگولاسیون به تنهایی یک فرایند موثر در حذف آلاینده‌های مختلف مانند آلاینده‌های آلی تجزیه ناپذیر، فلزات سنگین، COD و غیره از فاضلاب است.^۵ در فرایند الکتروکواگولاسیون از جریان الکتریسته برای

تصفیه بهره برده می‌شود. صفحات رسانای فلزات آهن یا آلومینیوم بعنوان الکترود قربانی بکار می‌روند. در فرایند الکتروکواگولاسیون توسط فرایند الکتروشیمیایی عواملی مانند یون‌های آهن دو ظرفیتی و آلومینیوم دو ظرفیتی تولید می‌شود که باعث خنثی شدن بار الکتریکی آلاینده‌ها و ذرات کلوئیدی و حذف آنها بصورت هیدروکسیدهای فلزی سه ظرفیتی می‌شود. از مزایای این فرایند می‌توان به عدم نیاز به مواد شیمیایی مانند مواد منعقد کننده آهنی یا آلومینیومی، نیاز به فضای کوچک، هزینه بهره برداری و راه اندازی اندک و راهبری آسان آن اشاره نمود.^{۶،۷}

روش تک‌عاملی یک فاکتور در زمان (OFAT)^۱، به بررسی تغییرات یک عامل در هر آزمایش، در حالی که سایر عوامل ثابت نگه داشته می‌شوند، می‌پردازد. این روش ساده و شهودی است اما محدودیت‌های جدی دارد؛ از جمله ناکارآمدی در شناسایی تأثیرات متقابل بین عوامل، نیاز به تعداد آزمایش‌های زیاد برای عوامل متعدد و احتمال نادیده گرفتن شرایط بهینه در فضای چندبعدی عوامل. در مقابل، روش‌های طراحی آزمایش (DOE)^۲ به‌ویژه روش سطح پاسخ (RSM)^۳ با استفاده از مدل‌سازی ریاضی و تحلیل آماری، امکان بررسی هم‌زمان تأثیر چندین عامل و تعاملات بین آنها را فراهم می‌کنند. این روش‌ها با کاهش تعداد آزمایش‌های موردنیاز، در زمان و هزینه صرفه‌جویی می‌کنند و با شناسایی نقاط بهینه و رابطه غیرخطی بین عوامل، دقت و کارایی بالاتری ارائه می‌دهند. در نتیجه، طراحی آزمایش رویکردی جامع‌تر و علمی‌تر نسبت به روش OFAT محسوب می‌شود. هدف در طرح‌های سطح پاسخ، بهینه‌سازی پاسخ (متغیر خروجی) است که متأثر از چندین متغیر مستقل (متغیرهای ورودی) می‌باشد. طراحی ترکیب مرکزی^۴ (CCD)، یک زیر مجموعه از RSM است که جهت تخمین مدل رگرسیونی و شرایط عملیاتی کاربرد دارد.

1. One-Factor-at-a-Time
2. Design of Experiments
3. Response Surface Methodology
4. Central Composite Design

مواد و روش ها

۲-۱ تجهیزات و مواد شیمیایی

پلی آلومنیوم کلراید (PAC، شرکت پیوریکالز ایران، خلوص ۹۸٪)، آهک هیدراته (Ca(OH)_2 ، کیمیا گستر، خلوص ۶۰٪)، الکترودهای آلومنیوم و تیتانیوم (با ابعاد 2×20 سانتی متر)، اسید سولفوریک (H_2SO_4 ، ۹۸ درصد، مرک آلمان)، سدیم هیدروکسید (NaOH، خلوص ۹۹٪، شرکت مرک آلمان)، ویال COD (۱۵۰۰-۰ میلی گرم در لیتر، شرکت آکوالیتیک - لایباند انگلیس) از جمله ترکیبات شیمیایی مورد استفاده در این مطالعه هستند. همچنین دستگاه های اسپکتروفتومتر (DR-5000، ساخت شرکت هک آمریکا)، دستگاه هاضم ویال COD (ساخت شرکت آویده رایان الوند ایران)، منبع تغذیه DC (ساخت شرکت اداک چین) و متعلقات برقی، pH متر (ساخت شرکت سنسوال چین)، ترازوی دیجیتال (مدل GR-202)، شیشه آلات آزمایشگاهی و دستگاه جار (ساخت شرکت روشا فرتاک باختر ایرانیان) در این مطالعه مورد استفاده قرار گرفتند.

۲-۲ نمونه برداری و آنالیز اولیه مشخصات

فیزیکوشیمیایی فاضلاب

نمونه برداری فاضلاب بر اساس روش استاندارد ارایه شده در بخش ۱۰۶۰ مرجع آزمایشات آب و فاضلاب انجام شد. به دلیل تغییرات مشخصات فاضلاب از روش نمونه برداری ترکیبی استفاده و نمونه در ظرف پلاستیکی (پلی اتیلن) در کمترین زمان به آزمایشگاه انتقال داده شد^{۱۱}. خصوصیات فیزیکوشیمیایی فاضلاب تولیدی در جدول شماره ۱ ارایه شده است.

CCD برای بهینه سازی شرایط آزمایشگاهی استفاده می شود. این مدل آماری کمک می کند روابط بین متغیرهای تاثیر گذار در آزمایش تعیین و محاسبه شود. هدف اصلی CCD تعیین شرایط بهینه ی بهره برداری است^{۱۰،۹}. در این مطالعه از نرم افزار دیزاین اکسپرت نسخه ۱۳ استفاده شد. از نوآوری این مطالعه می تواند به مقایسه مستقیم دو فرآیند مؤثر تصفیه متداول و نوین برای تصفیه فاضلاب صنعت آرایشی-بهداشتی اشاره نمود. چنین مقایسه ای می تواند برای تعیین بهترین فناوری بر اساس کارایی و شرایط عملیاتی بسیار ارزشمند باشد. همچنین بهینه سازی شرایط عملیاتی با استفاده از طراحی ترکیبی مرکزی برای بهینه سازی متغیرهای کلیدی هر دو فرآیند، جنبه ای نوآورانه است که نه تنها به افزایش دقت نتایج کمک می کند، بلکه اطلاعات جامعی برای طراحی صنعتی این فرایندها ارائه می دهد. و در نهایت مقایسه کارایی فرایندهای مبتنی بر مواد شیمیایی (انعقاد شیمیایی) و روش های مبتنی بر الکتروشیمی (انعقاد الکتروشیمیایی) می تواند به توسعه فناوری هایی با ردپای کربنی پایین تر و استفاده بهینه تر از منابع کمک کند، که این موضوع با توجه به نیاز روزافزون به فناوری های پایدار، بسیار نوآورانه تلقی می شود. بنابراین، هدف از این مطالعه، ابتدا بهینه سازی فرایندهای انعقاد شیمیایی متداول و انعقاد الکتروشیمیایی و شناورسازی در تصفیه فاضلاب صنعت آرایشی-بهداشتی و در ادامه مقایسه کارایی فرایندها بود.

جدول ۱: برخی خصوصیات فیزیکوشیمیایی فاضلاب نمونه برداری شده

پارامتر	واحد	مقدار
اکسیژن مورد نیاز شیمیایی (COD)	میلی گرم در لیتر	۵۷۱
اکسیژن مورد نیاز بیوشیمیایی (BOD ₅)		۲۹۷
کل جامدات معلق		۱۹۷۰
کل جامدات محلول		۲۴۰۸
آمونیم		۱۰۴۰
دترجنت		۸
نیتрат		۲۹/۳
روغن و چربی		۲۶/۴۳
فسفات		۳۰۰
سولفات		۴۰۰
کدورت	NTU	۳۶۰
رنگ	ptco	۶۵۶
pH	-	۶/۷۱

۳-۲ پیلوت

مختلف الکتروود با فواصل مختلف از هم به صورت شناور در داخل راکتور تعبیه شده بودند. الکتروودها بصورت دو به دو به مولد جریان الکتریسیته از نوع DC متصل بود بگونه‌ای که تعداد ۲ الکتروود به عنوان کاتد (تیتانیوم) و دو الکتروود نقش آنُد (آلومینیوم) را ایفا نموده است. بهره‌برداری از هر دو راکتور بصورت ناپیوسته انجام شد. تنظیم pH اولیه فاضلاب توسط اسید سولفوریک و سدیم هیدروکسید ۱ مولار انجام پذیرفت. در تصویر شماره ۱، تصاویر واقعی فرایندها ارایه شده است.

این مطالعه در دو بخش مجزا انجام شد. در بخش نخست، فرایند انعقاد شیمیایی با منعقد کننده پلی آلومینیوم کلراید (PAC) به همراه کمک منعقد کننده آهک در دستگاه جارتست و در بخش دوم فرایند انعقاد الکتروشیمیایی در یک راکتور الکتروشیمیایی مجهز به دستگاه مولد جریان الکتریکی مستقیم با حجم یک لیتر در تصفیه فاضلاب مورد مطالعه قرار گرفت. همچنین این راکتور مجهز به تعداد



ب) دستگاه جارتست (فرایند انعقاد شیمیایی متداول)



الف) راکتور انعقاد الکتروشیمیایی

شکل ۱: الف) محفظه واکنش فرایند انعقاد الکتروشیمیایی، ب) دستگاه جارتست و فرایند انعقاد شیمیایی متداول

۲-۴ بهینه سازی فرایندها

بهینه سازی فرایندها با استفاده از طراحی ترکیبی مرکزی (CCD) در پنج سطح صورت گرفت. در جدول ۲، اصلی ترین متغیرهای تاثیرگذار بر کارایی فرایندها و محدوده‌ی آنها ارایه شده است.

برای بررسی تاثیر متغیرها بر کارایی فرایندها، از تعیین میزان تغییرات ایجاد شده در COD استفاده شد. طراحی مراحل آزمایشات، آنالیز آماری، برهمکنش بین متغیرها و در نهایت

جدول ۲: متغیرها و محدوده انتخابی متغیرهای تاثیر گزار بر فرایندهای انعقاد شیمیایی و الکتروشیمیایی

فاکتور	متغیر	واحد	حداقل (-α)	حداکثر (+α)	حد پایین (-۱)	حد بالا (+۱)	میانگین (صفر)
فرایند انعقاد شیمیایی							
A	pH	-	۳	۱۱	۵	۹	۷
B	مقدار منعقد کننده	گرم در لیتر	۰/۲۵	۱/۲۵	۰/۵	۱	۰/۷۵
C	اختلاط سریع با سرعت ۱۵۰ دور در دقیقه	ثانیه	۱۵	۷۵	۳۰	۶۰	۴۵
D	اختلاط کند با سرعت ۳۰ دور در دقیقه	دقیقه	۵	۲۵	۱۰	۲۰	۱۵
E	ته نشینی	دقیقه	۱۵	۷۵	۳۰	۶۰	۴۵
فرایند انعقاد الکتروشیمیایی							
A	pH	-	۳	۱۱	۵	۹	۷
B	جریان الکتریکی	آمپر	۱	۵	۲	۴	۳
C	زمان واکنش	دقیقه	۲۰	۱۰۰	۴۰	۸۰	۶۰
D	فاصله	سانتی متر	۱	۵	۲	۴	۳
E	تعداد الکتروود	عدد	۲	۱۰	۴	۸	۶

۲-۵ روش اندازه گیری COD

اسپکتروفوتومتر در طول موج مشخص شده توسط دستگاه اسپکتروفوتومتر (در ۶۲۰ نانومتر) قرائت شد. در نهایت بر اساس رابطه‌ی ۱ درصد کارایی فرایند تعیین شد.
رابطه ۱

$$E(\%) = \frac{(C_0 - C_t)}{C_0} \times 100$$

مقدار COD بر اساس روش معتبر با استفاده از دستگاه اسپکتروفوتومتر و ویال COD اندازه گیری شد^{۱۲}. در ابتدا دو میلی لیتر نمونه فاضلاب با آماده سازی (انجام فیلتراسیون و سانتریفیوژ جهت حذف ناخالصی های معلق) در داخل ویال ریخته شد، در ادامه در دمای ۱۵۰ درجه سانتی گراد بمدت ۲ ساعت مورد هضم قرار گرفت و توسط دستگاه

C_0 : غلظت اولیه ی COD در زمان صفر (بر حسب واحد هر پارامتر)
در جدول ۳، خلاصه نتایج مربوط به فرایندهای انعقاد شیمیایی متداول و انعقاد الکتروشیمیایی ارائه شده است.

C_t : غلظت باقیمانده ی COD در زمان t (بر حسب واحد

هر پارامتر)

E : کارایی حذف پارامترهای مورد نظر (%)

یافته ها

۳-۱ خلاصه آزمایشات و نتایج آزمایشگاهی

جدول ۳: پاسخ پیشینه، کمینه و میانگین فرایند انعقاد شیمیایی متداول و الکتروشیمیایی در کاهش COD

فرایند	پارامتر	واحد	تعداد آزمایشات	حداقل کارایی	حداکثر کارایی	میانگین	انحراف معیار
انعقاد شیمیایی متداول	COD	درصد	۵۰	۴۱	۶۷	۵۵/۲۴	۶/۲۷
انعقاد الکتروشیمیایی				۵۱/۸	۹۲	۷۳/۶	۱/۷۸

۳-۲ آنالیزهای آماری

الکتروشیمیایی مدل دو جمله ای (Quadratic) پیشنهاد

شده است.

نتایج مربوط به آنالیز واریانس هر دو فرایند در جدول ۴ نشان داده شده است.

بر اساس نتایج آنالیز آماری، بر اساس ضریب همبستگی، ضریب همبستگی تطبیق داده شده و ضریب همبستگی پیش بینی شده برای فرایند انعقاد شیمیایی متداول و فرایند انعقاد

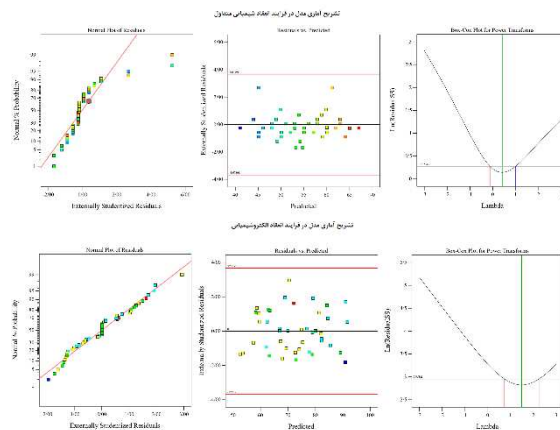
جدول ۴: نتایج آنالیز واریانس توسط نرم افزار برای مدل درجه دوم در فرایندهای انعقاد شیمیایی و انعقاد الکتروشیمیایی

فرایند انعقاد شیمیایی						
Source	Sum of Squares	df	Mean Square	F-value	p-value	
Model	1925.80	20	96.29	2115.46	< 0.0001	significant
Residual	1.32	29	0.0455			
Lack of Fit	1.32	22	0.0600	2.16	0.324	Not significant
Pure Error	0.0000	7	0.0000			
Cor Total	1927/12	49				
R ² =0.97		R _{adj} ² =0.93		R _{pre} ² =0.85		
فرایند انعقاد الکتروشیمیایی						
Source	Sum of Squares	df	Mean Square	F-value	p-value	
Model	5055.90	20	252.79	413.65	< 0.0001	significant
Residual	17.72	29	0.6111			
Lack of Fit	17.72	22	0.8056	1.16	0.5784	Not significant
Pure Error	0.0000	7	0.0000			
Cor Total	5073.62	49				
R ² =0.99		R _{adj} ² =0.96		R _{pre} ² =0.95		

پارامتر مجذور مربعات فواصل پیش‌بینی شده به ترتیب برای فرایند انعقاد شیمیایی و انعقاد الکتروشیمیایی برابر با ۰/۸۵ و ۰/۹۵، در توافق منطقی با مقدار پارامتر مجذور مربعات فواصل تنظیم شده به ترتیب برای فرایندهای انعقاد شیمیایی و انعقاد الکتروشیمیایی برابر با ۰/۹۳ و ۰/۹۶ می‌باشد. همچنین پارامتر دقت مناسب نشان‌دهنده نسبت سیگنال به نویز است که به ترتیب برای فرایندهای انعقاد شیمیایی و انعقاد الکتروشیمیایی برابر ۱۸۸/۵۳ و ۷۷/۲۳ بوده که مقدار مطلوبی است.

همچنین در شکل ۲، نتایج انطباق آماری فرایندهای انعقاد شیمیایی متداول و الکتروشیمیایی ارائه شده است.

مقادیر "F-value" و "P-value" نشان می‌دهد مدل پیشنهادی برای شبیه‌سازی مقدار کاهش COD توسط فرایند انعقاد شیمیایی و فرایند انعقاد الکتروشیمیایی دارای اهمیت می‌باشد. همچنین مقادیر "P-value" و "F-value" برای پارامتر "فقدان انطباق"، نشانگر این است که نقص در برازش داده‌ها توسط مدل، نسبت به خطای خالص دارای اهمیت می‌باشد و تایید کننده اعتبار مدل برگزیده و صحت انجام آزمایشات را نشان می‌دهد. مقدار مجموع مربعات به ترتیب برای فرایندهای انعقاد شیمیایی و انعقاد الکتروشیمیایی برابر با ۰/۹۷ و ۰/۹۹ نشان می‌دهد که مدل دارای دقت نسبتاً قابل قبولی می‌باشد. از طرف دیگر مقدار



شکل ۲: نتایج انطباق آماری فرایندهای انعقاد شیمیایی متداول و انعقاد الکتروشیمیایی

فرایندهای انعقاد شیمیایی متداول و انعقاد الکتروشیمیایی در شرایط بهینه را به صورت تابعی از مقدار پارامترهای عملیاتی مختلف ارائه می‌کند

پس از تحلیل‌های آماری مدل پیشنهادی به صورت یک معادله درجه دوم بر حسب پارامترهای واقعی توسط نرم افزار ارائه شد که در روابط ۲ و ۳ نشان داده شده است. این معادله ریاضی به ترتیب میزان کاهش COD در اثر عملکرد

رابطه ۲ (فرایند انعقاد شیمیایی متداول)

$$\text{Efficiency (\%)} = 60/04 - 1/45 \cdot \text{pH} + 2/05 \cdot \text{منعقد کننده} + 2/5 \cdot \text{اختلاط سریع} + 2/025 \cdot \text{اختلاط کند} + 4/97 \cdot \text{زمان ته نشینی} - 2/05 (\text{pH})^2 - 1/23 (\text{زمان ته نشینی})^2 - 0/73 (\text{اختلاط کند})^2 - 0/73 (\text{اختلاط سریع})^2 - 1/3 (\text{منعقد کننده})^2 - 0/67$$

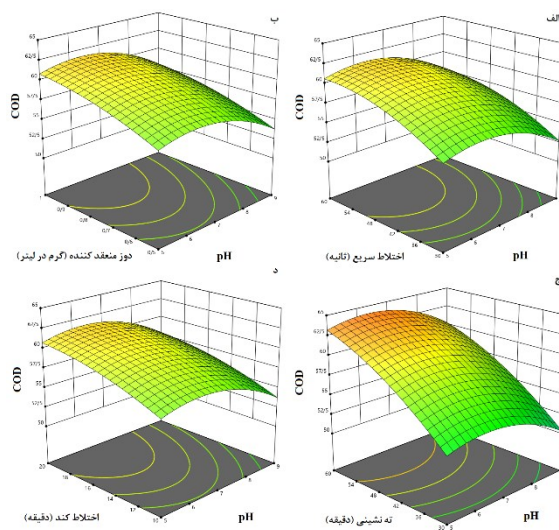
رابطه ۳) فرایند انعقاد الکتروشیمیایی

$$\text{Efficiency (\%)} = 79/9 - 0/08 \cdot \text{pH} + 3/895 \cdot \text{جریان الکتریکی} + 7/74 \cdot \text{زمان واکنش} + 2/83 \cdot \text{فاصله} + 0/17 \cdot (\text{pH} \cdot \text{جریان الکتریکی}) + 0/18 \cdot (\text{زمان واکنش} \cdot \text{جریان الکتریکی}) - 0/31 \cdot (\text{فاصله} \cdot \text{pH}) - 0/33 \cdot (\text{زمان واکنش} \cdot \text{pH}) - 0/037 \cdot (\text{جریان الکتریکی} \cdot \text{فاصله}) + 0/38875 \cdot (\text{فاصله})^2 + 0/36 \cdot (\text{تعداد الکترود})^2 - 1/5 \cdot (\text{جریان الکتریکی})^2 - 2/2 \cdot \text{pH}^2 - 4/2 \cdot (\text{تعداد الکترود} \cdot \text{جریان الکتریکی})$$

متقابل یا اثرات دوگانه متغیرها بر روی پاسخ تولید شده در فرایندها، بصورت نمودارهای سه بعدی بر اساس تابع چند جمله‌ای ارایه شده است.

۳-۳ نحوه اثر متغیرها در کاهش COD در فرایندها

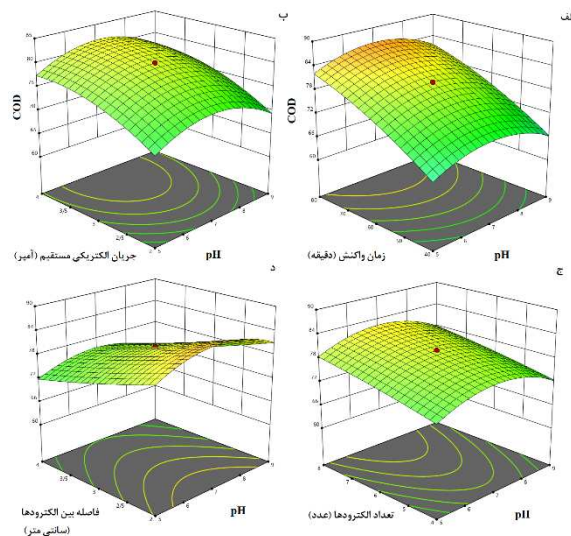
در اشکال ۳ (فرایند انعقاد شیمیایی متداول) و ۴ (فرایند انعقاد الکتروشیمیایی) چگونگی اثرگذاری متغیرها و اثرات



شکل ۳: تصویر سه بعدی مربوط به بازده کاهش COD به عنوان تابعی از متغیرها در فرایند انعقاد شیمیایی متداول

قلیایی مقداری کاهش پیدا می کند. بنابراین pH خنثی، شرایط ایده آلی برای حذف COD فراهم می کند. همچنین سایر متغیرها دارای اثر دایما افزایشی می باشد.

همانگونه از شکل ۳ مشخص است، تاثیر متغیر pH محیط بر کارایی فرایند انعقاد شیمیایی متداول، حالت دوگانه دارد با این توصیف که با افزایش pH از حالت اسیدی به سمت قلیایی، کارایی فرایند ابتدا افزایش و در ادامه در شرایط



شکل ۴: تصویر سه بعدی مربوط به بازده کاهش COD به عنوان تابعی از متغیرها در فرایند انعقاد الکتروشیمیایی

۴-۳ بهینه‌سازی مدل

بهینه‌سازی مدل و یافتن مقدار بهینه متغیرها در فرایندهای انعقاد شیمیایی و الکتروشیمیایی و کاهش COD بعنوان شاخص تصفیه‌پذیری فاضلاب صنعت آرایشی-بهداشتی بر اساس تابع مطلوبیت توسط نرم افزار انجام شد. به این منظور در نرم افزار شرایط بهینه‌سازی مربوط به هر متغیر و پاسخ‌ها و میزان اهمیت هر یک از آنها تعیین شد. همه متغیرها در رنج بهینه مربوط به طراحی تنظیم شدند. همچنین طبق رابطه ۲ و ۳ بازده حذف تئوریک COD برای فرایند انعقاد شیمیایی و انعقاد الکتروشیمیایی به ترتیب برابر با ۶۷/۰۲ و ۹۲/۲ درصد بدست آمد. در شرایط واقعی و آزمایشگاهی بازده کارایی به ترتیب برای فرایندهای انعقاد شیمیایی و انعقاد الکتروشیمیایی به ترتیب برابر با ۶۵ و ۹۰ درصد بود. در جدول ۵، شرایط بهینه متغیرهای هر دو فرایند ارائه شده است.

همانگونه از تصویر ۴ مشخص است، تاثیر متغیر pH محیط بر کارایی فرایند، حالت دوگانه دارد با این توصیف که با افزایش pH از حالت اسیدی به سمت pH خنثی، کارایی فرایند ابتدا افزایش و در ادامه در طی شرایط قلیایی، مقداری کاهش پیدا می‌کند. بنابراین pH محدوده ی خنثی، شرایط ایده آلی برای حذف COD توسط فرایند انعقاد الکتروشیمیایی فراهم می‌کند. همچنین متغیر شدت جریان الکتریکی مستقیم دارای اثر دایما افزایشی می‌باشد و با افزایش مقدار این متغیر، کارایی فرایند افزایش پیدا می‌کند. متغیر مدت زمان واکنش دارای اثر افزایشی بوده و با افزایش این متغیر، کارایی فرایند افزایش پیدا می‌کند. این افزایش ابتدا قابل توجه است و در ادامه افزایش کارایی، افت پیدا می‌کند. اما تاثیر متغیر فاصله بین الکترودها دائما کاهشی است و بالاترین کارایی در فواصل کمتر مشاهده می‌شود. تاثیر متغیر تعداد الکترودها مانند متغیر زمان واکنش، دائما افزایشی است.

جدول ۵: شرایط بهینه متغیرهای فرایندهای انعقاد شیمیایی و انعقاد الکتروشیمیایی

فرایند انعقاد شیمیایی							
pH (-)	دوز منعقد کننده (گرم در لیتر)	زمان اختلاط سریع (ثانیه)	زمان اختلاط کند (دقیقه)	زمان ته نشینی (دقیقه)	بازده تنوری (درصد)	بازده واقعی (درصد)	COD اولیه (میلی گرم در لیتر)
۶/۱	۰/۸۷	۶۰	۱۹	۵۹	۶۷/۰۲	۶۵	۵۷۱
فرایند انعقاد الکتروشیمیایی							
pH (-)	شدت جریان الکتریکی مستقیم (آمپر)	زمان واکنش (دقیقه)	فاصله بین الکترودها (سانتی متر)	تعداد الکترودها (عدد)	بازده تنوری (درصد)	بازده واقعی (درصد)	COD اولیه (میلی گرم در لیتر)
۷/۱	۳/۶	۸۰	۲	۸	۹۲/۲	۹۰	۵۷۱
توضیحات: اعداد حاصل به سمت بالا روند شده اند							

بحث

فاضلاب صنعتی، بر اساس نوع صنعت، منبعی قابل توجه از آلاینده ها، بویژه مواد آلی غیر قابل تجزیه بیولوژیکی، روغن و چربی، فلزات سنگین، ترکیبات غیر آلی و غیره است^{۱۳}. همچنین به دلیل بالا بودن آلودگی امکان وارد کردن مستقیم اینگونه فاضلاب ها به سیستم های تصفیه فاضلاب که از فرایند بیولوژیکی هوازی یا بی هوازی استفاده می کنند وجود ندارد و در صورت ورود باعث ایجاد اختلال در سیستم خواهد شد، بنابراین لازم است که مورد پیش تصفیه قرار گیرد.

فرایند انعقاد شیمیایی متداول

تأثیر pH تأثیر pH بر کارایی فرایند انعقاد شیمیایی در استفاده از پلی آلومینیوم کلراید، یکی از عوامل کلیدی در بهبود عملکرد این فرایند است. انعقاد شیمیایی، به منظور حذف ذرات معلق، کلوئیدها و آلاینده های آلی مورد استفاده قرار می گیرد و pH نقش تعیین کننده ای در شکل گیری گونه های شیمیایی آلومینیوم و کارایی فرایند انعقاد دارد. در pH پایین (کمتر از ۴)، بیشتر گونه های آلومینیوم به شکل

آلومینیوم آزاد (Al^{3+}) وجود دارند که به دلیل بار مثبت بالای خود، تمایل به انعقاد مستقیم ذرات کلوئیدی دارند. با این حال، در این شرایط، واکنش هیدرولیز ناقص است و امکان تشکیل پلیمرهای پیچیده آلومینیوم و میکروپلیمرها کاهش می یابد که این امر می تواند کارایی حذف را محدود کند^{۱۴}. در pH های بالا (بالتر از ۸)، گونه های آلومینیوم عمدتاً به شکل هیدروکسیدهای آلومینیوم نامحلول یا آلومینات ها ($Al(OH)_4^-$) وجود دارند. این ترکیبات تمایل به رسوب دارند، اما کارایی آنها برای انعقاد ذرات کلوئیدی و حذف آلاینده های آلی کاهش می یابد. همچنین، در این شرایط، امکان تشکیل مواد ته نشین شده نامطلوب (مانند رسوبات سخت) افزایش می یابد. مطالعات نشان داده اند که در هنگام استفاده از PAC، pH بهینه حدود ۶ است. در این بازه، گونه های پلی هیدروکسی آلومینیوم که کارایی بالایی در خنثی سازی بار کلوئیدها و حذف آلاینده دارند، به طور قابل توجهی تشکیل می شوند. این گونه ها به دلیل ساختار شبکه ای و توانایی ایجاد پل های اتصال میان ذرات معلق، فرایند انعقاد را بهبود می بخشند. در این محدوده pH، واکنش های هیدرولیز آلومینیوم نیز بهینه هستند، و محصول نهایی این واکنش ها شامل هیدروکسید آلومینیوم آمورف

تأثیر تغییرات مقدار منعقد کننده

در کاربرد فرایند انعقاد شیمیایی در محیط واقعی، میزان مقدار منعقد کننده بدلیل تأثیر گذاری بر میزان اقتصاد فرایند دارای اهمیت است. در این مطالعه میزان مقدار منعقد کننده مورد بررسی قرار گرفت. بالاترین کارایی فرایند در مقدار برابر ۰/۹ گرم در لیتر بدست آمد. با افزایش میزان مواد منعقد کننده در محیط واکنش، احتمال تشکیل لخته و بدام افتاد آلاینده ها در لخته ها افزایش پیدا می کند و بدیهی است که با افزایش مقدار منعقد کننده، کارایی فرایند افزایش پیدا نماید. پلی آلومینیوم کلراید به عنوان یک منعقدکننده پیشرفته در فرآیند تصفیه آب و فاضلاب شناخته می شود. این ماده شیمیایی، یک کوآگولانت پلیمری است که از ترکیبات آلومینیوم با درجه بالای هیدرولیز تشکیل شده و مزایای متعددی نسبت به منعقدکننده های سنتی مانند سولفات آلومینیوم (زاج) دارد. از جمله مهم ترین ویژگی های این ماده، قابلیت حل شدن سریع در آب و تشکیل گونه های هیدروکسیلی پلیمری پایدار است که می تواند فرآیند انعقاد را تسریع کند. گونه های هیدروکسیلی این ماده، قدرت بالایی در خنثی سازی بار ذرات معلق دارند و به دلیل خاصیت شبکه ای خود، توانایی بیشتری در ایجاد پل های ارتباطی بین ذرات کلونیدی و تشکیل لخته های بزرگ تر و پایدارتر دارند. کاهش مصرف مواد شیمیایی مکمل نظیر مواد قلیایی است از دیگر ویژگی های است. میزان تولید لجن در فرآیند انعقاد با PAC نیز نسبت به سایر ترکیبات کمتر است که این موضوع به کاهش هزینه های دفع لجن و بهبود بهره وری سیستم های تصفیه کمک می کند^{۱۹}. در مطالعه مهدی نژاد و همکاران، فاضلاب خام صنعتی توسط فرایند انعقاد شیمیایی با منعقد کننده های مختلف مورد تصفیه قرار گرفته است. بر اساس نتایج حاصل مشخص شد که مقدار منعقد کننده بر کارایی فرایند دارای اهمیت است و با افزایش مقدار منعقد کننده، کارایی فرایند هم افزایش پیدا می کند^{۲۰}. در مطالعه

است که به عنوان جاذب مؤثری برای آلاینده ها عمل می کند^{۱۵}. در نتیجه، نگه داشتن pH در حدود ۶ نه تنها به افزایش کارایی انعقاد کمک می کند، بلکه مصرف ماده شیمیایی و تولید لجن نیز بهینه می شود. از این رو، کنترل دقیق pH در فرآیند انعقاد با PAC یکی از الزامات کلیدی برای دستیابی به نتایج مطلوب در تصفیه آب و فاضلاب است.

همچنین در فرآیند انعقاد شیمیایی، به دلیل تأثیر بر روی میزان لخته تولیدی، ابعاد و وزن لخته تشکیل شده، pH دارای اهمیت است که در زیر به آن ها اشاره شده است^{۱۶}.

۱. مقدار و نوع مواد منعقد کننده: بسته به pH فاضلاب، نوع و مقدار مواد منعقد کننده متفاوت است.

۲. بازده انعقاد: در محدوده pH مناسب (معمولاً ۵ تا ۸)، بازده انعقاد بسیار بهتر است. در خارج از این محدوده، بازده انعقاد به شدت کاهش می یابد.

۳. تشکیل و ته نشینی رسوبات: pH مناسب باعث می شود رسوبات منعقد شده به خوبی شکل گرفته و به سرعت ته نشین شوند. در pH نامناسب، رسوبات به درستی شکل نمی گیرند.

۴. حذف آلاینده ها: در pH مناسب، حذف آلاینده های مختلف مانند مواد آلی، فلزات سنگین و میکروارگانیسم ها، بسیار موثرتر است.

در مطالعه جاری، pH بهینه برابر با ۶/۱ تعیین شد که بر اساس توضیحات ارائه شده، قابل توجیه است. در مطالعات پیشین مانند مطالعه IF.Renault و همکاران، pH بهینه برای فرایند انعقاد با منعقد کننده را برابر ۷ گزارش کرده اند. در این مطالعه نشان داده شده است که کارایی فرایند در pH نسبتاً وسیعی دارای کارایی مناسبی است^{۱۷}. همچنین در مطالعه MAA Hassan فرایند انعقاد شیمیایی جهت تصفیه فاضلاب صنعت نساجی استفاده کرده اند. در این مطالعه، کارایی فرایند را در محدوده ی ۶-۸ مناسب توصیف کرده اند^{۱۸}.

Mateus و همکاران، آب آشامیدنی مورد تصفیه قرار گرفته است. نتایج این مطالعه هم مشخص نمود که با افزایش مقدار منعقدکننده باعث افزایش کارایی حذف COD شده است.^{۲۱}

تأثیر زمان اختلاط سریع

زمان اختلاط سریع در فرایند انعقاد شیمیایی یکی از پارامترهای کلیدی است که به طور مستقیم بر عملکرد فرایند و کارایی حذف آلاینده‌ها تأثیر می‌گذارد. هدف از مرحله اختلاط سریع، پخش یکنواخت مواد شیمیایی منعقدکننده در حجم فاضلاب و ایجاد شرایط لازم برای شروع واکنش‌های شیمیایی مانند خنثی‌سازی بار ذرات معلق و تشکیل میکرو لخته‌ها است. اگر زمان اختلاط سریع بسیار کوتاه باشد، مواد منعقدکننده به طور کامل در فاضلاب پخش نمی‌شوند. این امر باعث کاهش کارایی خنثی‌سازی بار ذرات معلق و کاهش راندمان تشکیل لخته‌های پایدار می‌شود. به عبارت دیگر، عدم زمان کافی برای اختلاط می‌تواند منجر به استفاده ناکارآمد از مواد شیمیایی و افزایش هزینه‌ها شود. از سوی دیگر، زمان بیش از حد برای اختلاط سریع می‌تواند باعث شکستن میکرو لخته‌های اولیه شود که در مرحله بعدی (اختلاط آهسته) باید به ماکرو لخته‌های بزرگ‌تر تبدیل شوند. این پدیده می‌تواند منجر به کاهش کارایی حذف ذرات معلق و آلاینده‌ها شود. زمان بهینه برای اختلاط سریع به کیفیت فاضلاب، نوع منعقدکننده مورد استفاده و شرایط عملیاتی بستگی دارد. به طور معمول، زمان اختلاط سریع در محدوده ۳۰ ثانیه تا ۲ دقیقه توصیه می‌شود. در این بازه، مواد منعقدکننده فرصت کافی برای پخش یکنواخت و شروع واکنش‌های شیمیایی را خواهند داشت، در حالی که از آسیب به لخته‌های در حال تشکیل جلوگیری می‌شود. اختلاط سریع با زمان مناسب به توزیع یکنواخت منعقدکننده و خنثی‌سازی بار سطحی ذرات کمک می‌کند. این امر باعث افزایش توانایی فرایند در حذف ذرات معلق می‌شود. پخش یکنواخت مواد منعقدکننده باعث افزایش کارایی آن‌ها و

کاهش مصرف مواد شیمیایی می‌شود، که از نظر اقتصادی مقرون‌به‌صرفه است. زمان اختلاط بهینه به تشکیل لخته‌های بزرگ‌تر و پایدارتر کمک می‌کند که در مراحل بعدی (مانند ته‌نشینی یا فیلتراسیون) به راحتی جدا می‌شوند.^{۲۲، ۱۹} در مطالعات دقیق آزمایشگاهی، هدف کاهش این مدت زمان است. در این مطالعه برای منعقدکننده پلی آلومنیوم کلراید زمان کمتر از یک دقیقه (۵۲ ثانیه) بدست آمد. در مطالعات پیشین نیز، مدت زمان اختلاط سریع مورد بررسی قرار گرفته است که می‌توان به مطالعه MM Alnawajha و همکاران^{۲۳} و مطالعه TA Malkoske و همکاران^{۲۴} اشاره نمود.

تأثیر زمان اختلاط آهسته

زمان اختلاط آهسته نقش کلیدی در فرایند انعقاد شیمیایی دارد و به تبدیل میکرو لخته‌های اولیه به ماکرو لخته‌های بزرگ‌تر و پایدارتر کمک می‌کند. این مرحله که معمولاً پس از اختلاط سریع انجام می‌شود، باعث می‌شود که لخته‌ها در اثر برخورد‌های آرام با یکدیگر ادغام شده و ذرات معلق و آلاینده‌های کلوئیدی را به دام بیندازند. زمان کافی برای اختلاط آهسته تضمین می‌کند که این برخورد‌ها به اندازه کافی رخ دهند و ماکرو لخته‌هایی با ساختار مناسب برای ته‌نشینی یا جداسازی بهتر تشکیل شوند.^۸ اگر زمان اختلاط آهسته خیلی کوتاه باشد، لخته‌ها فرصت کافی برای رشد و ادغام پیدا نمی‌کنند و این می‌تواند منجر به کاهش راندمان حذف آلاینده‌ها شود. از سوی دیگر، زمان بیش از حد طولانی می‌تواند باعث شکنندگی و آسیب به لخته‌های تشکیل شده شود، زیرا لخته‌ها به دلیل نیروی برشی مکانیکی ممکن است شکسته و پراکنده شوند. به طور کلی، زمان بهینه اختلاط آهسته (معمولاً بین ۱۰ تا ۳۰ دقیقه) باید بر اساس ویژگی‌های آب خام، نوع منعقدکننده، و تجهیزات تصفیه تعیین شود تا بهترین عملکرد در حذف ذرات معلق و کاهش کدورت حاصل شود.^{۱۹} در این مطالعه مدت زمان اختلاط آهسته برای منعقدکننده پلی آلومنیوم کلراید ۱۹ دقیقه بدست آمد. در این زمان، کارایی حذف COD حداکثر

مقدار است. زمان‌های کمتر این مقادیر باعث فرصت مناسب جهت تشکیل لخته به منعقد کننده داده نمی شود و در زمان های بالاتر از زمان بهینه بدست آمده باعث شکسته شدن لخته ها و برگشت مجدد آلاینده به فاز محلول می گردد. در مطالعه Bhatia و همکاران، پساب کارخانه روغن دارای تکه های زائدات را با استفاده از منعقد کننده مورد تصفیه قرار دادند. در این مطالعه زمان اختلاط آهسته بعنوان یکی از پارامترهای مطالعه انتخاب شده بود که زمان بهینه را ۲۵ دقیقه تعیین کرده اند^{۲۵}. در مطالعه Renault و همکاران کاربرد فرایند انعقاد مورد مطالعه قرار گرفت. در این مطالعه کارایی فرایند تحت تاثیر مدت زمان اختلاط آهسته بود و در مدت زمان ۳۰ دقیقه کارایی فرایند در حذف COD بالاترین حالت بدست آمد^{۲۶}.

تاثیر زمان ته نشینی

زمان ته نشینی یکی از مهم ترین مراحل در فرایند انعقاد شیمیایی است که تاثیر زیادی بر جداسازی مؤثر لخته ها و بهبود کیفیت آب تصفیه شده دارد. پس از مرحله اختلاط سریع و آهسته، لخته های تشکیل شده (ماکرو لخته ها) باید فرصت کافی برای ته نشینی و جدایی از آب پیدا کنند. در این مرحله، ذرات معلق سنگین تر از آب که به صورت لخته درآمده اند، تحت تاثیر نیروی گرانش به سمت کف مخزن ته نشینی حرکت می کنند. زمان کافی برای ته نشینی باعث می شود که لخته ها به طور کامل از آب جدا شوند و راندمان حذف ذرات معلق و کدورت افزایش یابد. اگر زمان ته نشینی ناکافی باشد، بسیاری از لخته های تشکیل شده فرصت ته نشینی نخواهند داشت و در جریان خروجی وارد مراحل بعدی تصفیه می شوند که این امر می تواند منجر به کاهش کارایی کل فرایند و افزایش نیاز به فیلتراسیون یا سایر روش های تصفیه تکمیلی شود. از سوی دیگر، زمان ته نشینی بیش از حد ممکن است باعث تراکم بیش از حد لجن ته نشین شده و افزایش مشکلات در دفع آن شود. به طور کلی، زمان ته نشینی بهینه (که معمولاً بین ۳۰ دقیقه تا چند

ساعت متغیر است) باید بر اساس ویژگی های لخته ها، کیفیت آب خام، و شرایط عملیاتی طراحی شود تا فرایند جداسازی به بهترین شکل انجام گیرد و کارایی تصفیه افزایش یابد^{۲۷}. در این مطالعه حداکثر زمان در نظر گرفته شده در این مطالعه ۶۰ دقیقه بود. بالاترین مقدار حذف COD در بالاترین زمان در نظر گرفته شده رخ داد (۵۹ دقیقه). در مطالعه Bhatia و همکاران، زمان ته نشینی در بازه زمانی ۶۰ تا ۱۲۰ دقیقه در نظر گرفتن و بهترین کارایی در ۹۰ دقیقه بدست آمد^{۲۵}. در مطالعه Yunos و همکاران زمان ته نشینی بهینه برای منعقد کننده ۳۰ دقیقه تعیین شد^{۲۸}.

فرایند انعقاد الکتروشیمیایی

تاثیر pH

در فرایند انعقاد الکتروشیمیایی، استفاده از الکترودهای آلومینیوم در آند منجر به آزاد شدن یون های فلزی آلومینیوم (Al^{3+}) در اثر انحلال الکتروشیمیایی این فلز می شود. این یون ها در حضور آب، با واکنش های هیدرولیز، به شکل گونه های مختلف هیدروکسیلی آلومینیوم تبدیل می شوند. گونه های هیدروکسیلی شامل آلومینیوم آزاد (Al^{3+})، هیدروکسید آلومینیوم آمورف ($Al(OH)_3$)، پلی هیدروکسی آلومینیوم ($Al(OH)_4^-$) و آلومینات ($Al(OH)_4^-$) هستند. نوع این گونه ها و کارایی آن ها به شدت به pH محیط وابسته است (۲۹). در pH اسیدی (غالباً زیر ۵)، گونه غالب آلومینیوم به صورت Al^{3+} وجود دارد. این یون به دلیل بار مثبت بالای خود، توانایی زیادی در خثی سازی بار سطحی ذرات کلوئیدی دارد. با این حال، در محیط اسیدی واکنش های هیدرولیز محدود هستند و گونه های هیدروکسیلی پایدار یا رسوبات حجیم تشکیل نمی شوند. به همین دلیل، توانایی تشکیل لخته های بزرگ و پایدار که برای حذف آلاینده ها ضروری هستند، کاهش می یابد. علاوه بر این، محیط اسیدی می تواند باعث افزایش نرخ خوردگی الکترودها شود که نه تنها راندمان فرایند را تحت تاثیر قرار می دهد، بلکه هزینه های عملیاتی را نیز افزایش می دهد^{۲۷}.

۳۱. و همچنین در مطالعه انجام گرفته توسط Pahlavanzadeh و همکاران که بر روی تصفیه فاضلاب صنعت کاغذ سازی با فرایند الکتروکواگولاسیون با الکترودهای آهن و آلومینیوم انجام داده اند pH محیط در محدوده ۵-۷ را به عنوان pH بهینه معرفی شده است.^{۳۲}

تأثیر جریان الکتریکی مستقیم

در فرایند انعقاد الکتروشیمیایی، جریان الکتریکی مستقیم، نقش بسیار مهمی در فرایند تولید لخته‌ها و حذف آلاینده‌ها دارد. این جریان از طریق اعمال ولتاژ به الکترودها، باعث تولید گونه‌های شیمیایی فعال مانند یون‌های هیدروکسید، هیدروژن و فلزات هیدرولیز شده می‌شود که در فرایند انعقاد به‌طور مستقیم دخیل هستند. در این فرایند، جریان الکتریکی باعث شکستن مولکول‌های آب و ایجاد یون‌های فلزی مانند آلومینیوم (در صورت استفاده از الکتروده آلومینیوم) و آهن (در صورت استفاده از الکتروده آهن) می‌شود. این یون‌های فلزی سپس به گونه‌های هیدروکسیلی تبدیل می‌شوند که قادر به خنثی‌سازی بار ذرات معلق و ایجاد لخته‌های بزرگ‌تر هستند. جریان الکتریکی موجب افزایش سرعت واکنش‌های هیدرولیز و تولید گونه‌های فعال می‌شود که این امر منجر به تشکیل سریع‌تر لخته‌ها و بهبود کارایی حذف ذرات معلق و آلاینده‌ها می‌گردد. این امر به ویژه در تصفیه فاضلاب‌هایی با بار آلودگی بالا یا آب‌های با کدورت زیاد مؤثر است.^{۳۳} شدت جریان الکتریکی نیز بر اندازه و کیفیت لخته‌ها تأثیرگذار است. جریان‌های پایین‌تر معمولاً لخته‌های کوچک‌تری تولید می‌کنند که ممکن است در مراحل بعدی فرایند ته‌نشینی یا فیلتراسیون به‌طور کامل از آب جدا نشوند. در حالی که جریان‌های بالاتر لخته‌های بزرگ‌تری تولید می‌کنند که به راحتی ته‌نشین می‌شوند و در فرایندهای بعدی جداسازی بهتر عمل می‌کنند. با وجود اینکه جریان الکتریکی می‌تواند کارایی فرایند را بهبود بخشد، اما استفاده از آن نیاز به تأمین انرژی دارد که در برخی موارد می‌تواند منجر به

در مقابل در pH قلیایی (بالاتر از ۸)، گونه غالب آلومینیوم به صورت آلومینات (Al(OH)_4^-) است. این گونه تمایل به تشکیل رسوبات دارد و به دلیل رسوب سریع، قابلیت خنثی‌سازی بار سطحی ذرات معلق کاهش می‌یابد. همچنین، در محیط قلیایی، تولید گازهای هیدروژن (H_2) و اکسیژن (O_2) در فرایند الکتروشیمیایی افزایش می‌یابد که می‌تواند باعث ایجاد موانع در تماس مؤثر بین الکترودها و محلول شود. این امر منجر به کاهش کارایی فرایند و مصرف بیشتر انرژی می‌شود. و در نهایت در pH محدوده ی خنثی، واکنش‌های هیدرولیز آلومینیوم بهینه هستند و گونه‌های مؤثری همچون پلی‌هیدروکسی آلومینیوم (Al(OH)_3) و هیدروکسید آلومینیوم آمورف (Al(OH)_3) به میزان زیادی تشکیل می‌شوند. این گونه‌ها به دلیل ساختار شبکه‌ای و بار الکتریکی متعادل، عملکرد بسیار مؤثری در خنثی‌سازی بار کلونیدها، ایجاد پل‌های اتصال بین ذرات و تشکیل لخته‌های پایدار دارند. همچنین، این گونه‌ها به راحتی می‌توانند ذرات معلق و آلاینده‌های آلی را جذب کرده و همراه با رسوب به‌صورت جامد از محلول جدا کنند.^{۱۴،۱۵} در pH خنثی، گونه‌های تشکیل‌شده در این بازه، از نظر ساختاری بهینه هستند و لخته‌هایی با اندازه و پایداری مناسب تشکیل می‌دهند که جداسازی آن‌ها از محیط ساده‌تر است. همچنین در pH خنثی، تولید گازهای هیدروژن و اکسیژن به حداقل می‌رسد، بنابراین تماس مؤثر الکترودها با محلول و عملکرد بهینه سیستم تضمین می‌شود و برخلاف محیط اسیدی یا قلیایی، در pH خنثی میزان خوردگی الکترودها کاهش می‌یابد که منجر به افزایش طول عمر الکترودها و کاهش هزینه‌های نگهداری می‌شود. در pH خنثی، گونه‌های تشکیل‌شده قادرند آلاینده‌های آلی، کلونیدها و حتی فلزات سنگین را به‌طور مؤثری حذف کنند، زیرا این بازه pH بهینه‌ترین شرایط را برای عملکرد گونه‌های انعقادی فراهم می‌کند.^{۳۰،۳۷} در این زمینه تک‌دستان و همکاران بهترین راندمان حذف کدورت را در هنگام استفاده از فرایند الکتروکواگولاسیون در pH محیط برابر با ۷ تخمین زده اند

کارایی افزایش پیدا نماید اما باید به این نکته توجه نمود که بحث اقتصادی فرایند نیز مطرح است و باید در نظر گرفت که افزایش کارایی دارای توجیه اقتصادی است یا خیر.^{۳۹} در مطالعه TK Hussein و همکاران که مقایسه کارایی فرایندهای انعقاد شیمیایی و انعقاد الکتروشیمیایی در حذف فاضلاب حاوی رنگ می باشد، زمان واکنش ۸۰ دقیقه به عنوان زمان بهینه گزارش شده است.^{۴۰}

تأثیر فاصله بین الکترودها

یکی دیگر از فاکتورهای تأثیر گذار بر کارایی فرایند انعقاد الکتروشیمیایی، فاصله بین الکترودها می باشد. بر اساس نتایج مشخص شد که با کاهش فاصله بین الکترودها، کارایی فرایند افزایش می باید و بیشترین کارایی تصفیه پذیری فاضلاب هنگامی بدست آمد که فاصله بین الکترودها دو سانتی متر بود. تنظیم فاصله بین الکترودها برای سطح موثر مورد نیاز الکترودها بسیار مهم است.^{۴۱} دلیل افزایش کارایی فرایند انعقاد الکتروشیمیایی با کاهش فاصله بین الکترودها را می توان اینگونه توصیف کرد که کاهش فاصله بین الکترودها منجر به کاهش مقاومت الکتریکی در محیط واکنش می شود که به نوبه خود بر افزایش سرعت حل شدن الکترود آلومینیوم تأثیر می گذارد و باعث می شود یون های فلزی با سرعت بالاتر/ مقدار بالاتر در محیط آزاد شده و تشکیل لخته هیدروکسی دهند و در نتیجه منجر به حذف بیشتر آلایندة از محیط می شود. از سوی دیگر، کاهش فاصله بین الکترودها می تواند با محدود کردن حباب های ایجاد شده در یک فضای باریک، روند شناورسازی را افزایش دهد که در نهایت منجر به افزایش راندمان حذف می شود. در مطالعه Zeboudji و همکاران که فاکتورهای تأثیر گذار بر فرایند الکتروکواگولاسیون را در تصفیه آلایندة ها مطالعه کرده اند، فاصله بین الکترودها را ۵/۰ تا ۲ سانتی متر در نظر گرفته اند. طبق نتایج این مطالعه، نرخ حذف آلایندة بور با کاهش فاصله بین الکترودها افزایش یافت. با کاهش فاصله

افزایش هزینه های عملیاتی شود. بنابراین، باید میزان جریان به طور دقیق تنظیم شود تا تعادلی میان کارایی و مصرف انرژی برقرار شود. با افزایش ولتاژ اولیه محلول میزان خوردگی الکترودهای آلومینیوم زیاد می شود. بنابراین تولید یون Al^{3+} و افزایش می باید که این امر به نوبه خود باعث افزایش تشکیل هیدروکسیدی می شود. بنابراین کارایی حذف افزایش می یابد. علاوه بر این، این نکته به اثبات رسیده است که با افزایش در جریان، دانسیته حباب ها افزایش و اندازه آنها کاهش می یابد. و این امر حذف سریع تر و بیشتر آلایندة ها را به دنبال خواهد داشت.^{۳۵،۳۴}

از طرفی با کاهش میزان جریان الکتریسیته زمان مورد نیاز برای دستیابی به راندمان های حذف مشابه بایستی افزایش یابد.^{۳۵} این رفتار که راندمان تصفیه تا حدود زیادی تحت تأثیر بارگذاری جریان الکتریسیته است توسط برخی محققین به اثبات رسیده است.^{۳۶} Pena و همکاران در مطالعه ای که به بررسی راندمان حذف آرسنیک از آب از طریق فرایند انعقاد الکتروشیمیایی با استفاده از الکترودهای آلومینیومی پرداختند، مشاهده نمودند که با افزایش ولتاژ فلوک های هیدروکسید بیشتری تولید شده که نتیجه امر حذف موثرتر آرسنیک بود.^{۳۷} همچنین تحقیقات Gomez و همکاران نیز نشان داد که راندمان حذف با افزایش ولتاژ افزایش می یابد.^{۳۸}

تأثیر زمان واکنش

با افزایش زمان واکنش، کارایی فرایند افزایش پیدا می کند. با افزایش زمان واکنش، این فرصت به عوامل دخیل بر کارایی داده می شود که تأثیرگذاری بیشتری بر کارایی حذف آلایندة داشته باشند. در فرایند انعقاد الکتروشیمیایی مستقیم بواسطه تولید یون های آلومینیوم ایجاد لخته و در ادامه بدام انداختن آلایندة ها و در نهایت کاهش COD در کارایی فرایند دخیل است بنابراین واضح است که هر میزان زمان واکنش بالاتر باشد، حذف آلایندة بیشتر صورت می گیرد. باید توجه نمود که ممکن است با افزایش زمان واکنش

بین الکترودها از ۲ تا ۵/۰ سانتی متر پس از ۱۵۰ دقیقه، میزان بازده حذف بور از ۷۳ به ۹۲ درصد افزایش یافت^{۴۱}.

تأثیر تعداد الکترودها

از دیگر فاکتور تأثیر گذار بر کارایی فرایند انعقاد الکتروشیمیایی، تعداد الکترودهای بکار برده شده در بخش آند و کاتد می باشد. در این مطالعه با افزایش تعداد الکترودها، کارایی فرایند تغییر محسوسی داشت. بگونه ای که بالاترین کارایی (۹۰ درصد حذف) در تعداد ۸ الکترودها اتفاق افتاد. بین کارایی حذف و مساحت کل الکترودها رابطه مستقیمی وجود دارد. هنگامی که سطح الکترودها افزایش می یابد، توزیع چگالی عوامل انعقادی موثر است. این می تواند انعقاد مرتبط را ایجاد کرده و حذف آلاینده ها را کامل کند. بازده حذف فلزات بستگی مستقیم به غلظت یون های تولید شده توسط الکترودها دارد. هنگامی که دوره الکترولیز افزایش می یابد، افزایش غلظت یون ها و لخته های هیدروکسیدی آنها رخ می دهد^{۴۲}. در مطالعه Akbal و همکاران، تعداد الکترودها در طی فرایند انعقاد الکتریکی در حذف فلزات سنگین مورد مطالعه قرار گرفته است. در این حالت، حذف مس از ۷۷/۸ به ۹۷/۵، حذف کروم از ۷۱/۹ به ۹۳/۲ و حذف نیکل از ۴۰/۲ به ۷۴/۱ پس از ۱۰ دقیقه زمان، هنگامی که تعداد الکترودها از دو به شش تغییر کرد، افزایش پیدا کرد. حذف نیکل در حدود ۹۹/۹ با شش الکترودها پس از ۳۰ دقیقه زمان انعقاد الکتریکی به دست آمد^{۴۳}.

نتیجه گیری نهایی

کارایی فرایند انعقاد الکتروشیمیایی در کاهش مقدار COD فاضلاب صنعت آرایشی-بهداشتی نسبت به فرایند انعقاد شیمیایی متداول بسیار مناسب تر است، به گونه ای که در شرایط بهینه فرایند انعقاد الکتروشیمیایی، غلظت COD از ۵۷۰ میلی گرم در لیتر به ۵۷ میلی گرم در لیتر کاهش پیدا کرد. در مقابل فرایند انعقاد شیمیایی متداول دارای کارایی ۶۵ درصدی در شرایط بهینه است و میزان COD به ۱۹۹/۸ میلی گرم در لیتر کاهش پیدا می کند. فرایندهایی بر پایه

انعقاد و ته نشینی به دلیل کارایی نسبتاً مناسب در کاهش بار آلودگی فاضلاب ها بویژه فاضلاب های صنعتی، می تواند برای تصفیه آلاینده های محیط های آبی مورد استفاده قرار بگیرد. از نقاط قوت این فرایند، سادگی آن در راه اندازی و راهبری می باشد و در این فرایند آلاینده های سخت تجزیه، مانند ترکیبات آلی دیر تجزیه پذیر، معمولاً حذف و تثبیت آلاینده به صورت کامل و مؤثر انجام می شود.

بر اساس نتایج حاصل، فاضلاب این صنعت پس از پیش تصفیه توسط هر دو فرایند، قابلیت تخلیه به محیط زیست را دارند. اما باید به این موضوع توجه نمود که پساب تصفیه شده توسط فرایند انعقاد شیمیایی متداول دارای محدودیت است و تنها می توان برای آبیاری فضای سبز استفاده نمود.

سپاسگزاری

این مقاله حاصل پایان نامه مقطع کارشناسی ارشد با عنوان "مقایسه کارایی فرایند انعقاد شیمیایی متداول و انعقاد الکتروشیمیایی و شناورسازی در تصفیه فاضلاب صنعت آرایشی-بهداشتی" می باشد که نویسندگان مقاله کمال تشکر و قدردانی را از کلیه بخش های مرتبط دانشگاه آزاد اسلامی واحد تهران غرب را به عمل می آورند.

تعارض منافع

نویسندگان این مقاله هیچگونه تعارض منافی که مرتبط با این پژوهش باشد، را ندارند.

حمایت مالی

این مطالعه حاصل پایان نامه مقطع کارشناسی ارشد رشته مهندسی عمران - محیط زیست در دانشگاه آزاد اسلامی تهران- واحد غرب می باشد. از معاونت تحقیقات جهت حمایت های مالی و معنوی تشکر می گردد.

ملاحظات اخلاقی

این پژوهش به طور کامل در محیط آزمایشگاهی و بر روی مواد غیرزنده انجام شده است. در این مطالعه، هیچگونه آزمایش بر روی انسان، حیوان یا سایر موجودات زنده صورت نگرفته است. بنابراین، این پژوهش با استانداردهای

- اخلاقی بین المللی مطابقت دارد و نیازی به دریافت تأییدیه از کمیته اخلاق پژوهش نداشته است. تمامی مراحل پژوهش با رعایت اصول اخلاقی و با توجه به قوانین و مقررات مرتبط با پژوهش های آزمایشگاهی انجام شده است.
- تحلیل داده ها: رویا مافی غلامی
- اعتبارسنجی: رویا مافی غلامی
- مدیریت پروژه: رویا مافی غلامی
- نظارت: رویا مافی غلامی

مشارکت نویسندگان

- طراحی پژوهش: رویا مافی غلامی
- روش شناسی: رویا مافی غلامی
- انجام آزمایش ها: رامین حسینی سنجری
- جمع آوری داده ها: رامین حسینی سنجری
- تأمین بودجه: رویا مافی غلامی
- نوشتن پیش نویس اولیه: رامین حسینی سنجری
- بازنگری و ویرایش: رویا مافی غلام

References

1. Aljohani MM, Al-Qahtani SD, Alshareef M, El-Desouky MG, El-Bindary AA, El-Metwaly NM, et al. Highly efficient adsorption and removal bio-staining dye from industrial wastewater onto mesoporous Ag-MOFs. *Process Safety and Environmental Protection*. 2023; 395-407;172.
2. Kishor R, Purchase D, Saratale GD, Saratale RG, Ferreira LFR, Bilal M, et al. Ecotoxicological and health concerns of persistent coloring pollutants of textile industry wastewater and treatment approaches for environmental safety. *Journal of Environmental Chemical Engineering*. 2021;9(2):105012.
3. Abidemi BL, James OA, Oluwatosin AT, Akinropo OJ, Oraeloka UD, Racheal AE. Treatment technologies for wastewater from cosmetic industry—A review. *Int J Chem Biomol S*. 2018;4(4):69-80.
4. Diver D, Nhapi I, Ruziwa WR. The potential and constraints of replacing conventional chemical coagulants with natural plant extracts in water and wastewater treatment. *Environmental Advances*. 2023;100421.
5. Silva LG, Moreira FC, Souza AA, Souza SM, Boaventura RA, Vilar VJJJoCP. Chemical and electrochemical advanced oxidation processes as a polishing step for textile wastewater treatment: A study regarding the discharge into the environment and the reuse in the textile industry. 2018;198:430-42.
6. Ankoliya D, Mudgal A, Sinha MK, Patel V, Patel J. Application of electrocoagulation process for the treatment of dairy wastewater: A mini review. *Materials Today: Proceedings*. 2023;77:117-24.
7. Hu Q, He L, Lan R, Feng C, Pei X. Recent advances in phosphate removal from municipal wastewater by electrocoagulation process: A review. *Separation and Purification Technology*. 2023;308:122944.
8. Yu Y, Zhong Y, Sun W, Xie J, Wang M, Guo Z. A novel electrocoagulation process with centrifugal electrodes for wastewater treatment: Electrochemical behavior of anode and kinetics of heavy metal removal. *Chemosphere*. 2023;310:136862.
9. Yegane Badi M, Vosoughi M, Sadeghi H, Mokhtari SA, Mehralipour J. Ultrasonic-assisted H₂O₂/TiO₂ process in catechol degradation: kinetic, synergistic and optimisation via response surface methodology. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*. 2022;102(3):757-70.
10. Mehralipour J, Akbari H, Adibzadeh A, Akbari H. Tocilizumab degradation via photo-catalytic ozonation process from aqueous. *Scientific Reports*. 2023;13(1):22402.
11. Association APH, Association AWW. Standard methods for the examination of water and wastewater: American public health association; 1989.
12. Kousha M, Tavakoli S, Daneshvar E, Vazirzadeh A, Bhatnagar A. Central composite design optimization of Acid Blue 25 dye biosorption using shrimp shell biomass. *Journal of Molecular Liquids*. 2015;207:266-73.
13. Pajootan E, Arami M, Mahmoodi NM. Binary system dye removal by electrocoagulation from synthetic and real colored wastewaters. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*. 2012;43(2):282-90.
14. Samarghandi M, Shabanloo A, Mehralipour J, Kokabian M, ASGARI SB. Comparison of electrocoagulation process (EC) and electro oxidation (EO) process for degradation of Acid Blue Dye 113 (AB113) from aqueous solutions. 2015.
15. Ding Q, Ishikawa D, Yamamura H, Watanabe Y. Causes of negatively charged meso-colloids formed in the coagulation process: Implication of the origin of foulants in the coagulation-membrane filtration process. *Water Research*. 2024;266:122435.
16. Thirugnanasambandham K, Karri RR. Preparation and characterization of Azadirachta indica A. Juss. plant based natural coagulant for the application of urban sewage treatment: Modelling and cost assessment. *Environmental Technology & Innovation*. 2021;23:101733.
17. Renault F, Sancey B, Badot PM, Crini G. Chitosan for coagulation/flocculation processes – An eco-friendly approach. *European Polymer Journal*. 2009;45(5):1337-48.
18. Hassan MA, Li TP, Noor ZZ. Coagulation and flocculation treatment of wastewater in textile industry using chitosan. *Journal of Chemical and Natural Resources Engineering*. 2009;4(1):43-53.
19. Mohamed F, Mohamed R, Abdullah A, Kholief M, Khalifa R, Roshdy M, et al. Novel method of poly aluminum chloride extraction from kaolin and its application for wastewater treatment. *Desalination and Water Treatment*. 2024;317:100178.
20. Mehdienejad MH, Bina B. Application of Moringa oleifera coagulant protein as natural coagulant aid with alum for removal of heavy metals from raw water. *Desalination and Water Treatment*. 2018;116:187-94.
21. Mateus GAP, Paludo MP, dos Santos TRT, Silva MF, Nishi L, Fagundes-Klen MR, et al. Obtaining drinking water using a magnetic coagulant composed of magnetite nanoparticles functionalized with Moringa oleifera seed extract. *Journal of environmental chemical engineering*. 2018;6(4):4084-92.
22. Hoa NT, Hue CT. Enhanced water treatment by Moringa oleifera seeds extract as the bio-coagulant: role of the extraction method. *Journal of Water Supply: Research and Technology-Aqua*. 2018;67(7):634-47.
23. Alnawajha MM, Abdullah SRS, Hasan HA, Othman AR, Kurniawan SB. Effectiveness of using water-

- extracted *Leucaena leucocephala* seeds as a coagulant for turbid water treatment: effects of dosage, pH, mixing speed, mixing time, and settling time. *Biomass Conversion and Biorefinery*. 2024;14(10):11203-16.
24. Malkoske TA, Bérubé PR, Andrews RC. Impact of extended versus typical rapid mixing HRTs on continuous-flow coagulation-ultrafiltration. *Separation and Purification Technology*. 2023;319:124041.
25. Bhatia S, Othman Z, Ahmad AL. Coagulation–floculation process for POME treatment using *Moringa oleifera* seeds extract: optimization studies. *Chemical Engineering Journal*. 2007;133(1-3):205-12.
26. Renault F, Sancey B, Badot P-M, Crini G. Chitosan for coagulation/floculation processes—an eco-friendly approach. *European Polymer Journal*. 2009;45(5):1337-48.
27. Belibagli P, Akbay HEG, Arslan S, Mazmanci B, Dizge N, Senthilkumar N, et al. Enhanced biogas yield in anaerobic digestion of citric acid wastewater by pre-treatment: The effect of calcium hydroxide precipitation and electrocoagulation process. *Process Safety and Environmental Protection*. 2024;184:1344-56.
28. Yunos FHM, Nasir NM, Jusoh HHW, Khatoon H, Lam SS, Jusoh A. Harvesting of microalgae (*Chlorella* sp.) from aquaculture bioflocs using an environmental-friendly chitosan-based bio-coagulant. *International Biodeterioration & Biodegradation*. 2017;124:243-9.
29. Samarghandi MR, Shahbazi Z, Bahadori R, Mehralipour J, Miveh ZA. The survey of ultrasound–electrocoagulation process in removal of ciprofloxacin from aqueous through central composite design. *Journal of Health in the Field*. 2018;6(1):9-19.
30. Hussein TK, Jasim NA. A comparison study between chemical coagulation and electro-coagulation processes for the treatment of wastewater containing reactive blue dye. *Materials Today: Proceedings*. 2021;42:1946-50.
31. TAKDASTAN A, AZIMI A, SALARI Z. The use of electrocoagulation process for removal of turbidity, COD, detergent and phosphorus from carwash effluent. 2011.
32. Katal R, Pahlavanzadeh H. Influence of different combinations of aluminum and iron electrode on electrocoagulation efficiency: Application to the treatment of paper mill wastewater. *Desalination*. 2011;265(1):199-205.
33. Issaka E. From Complex Molecules to Harmless Byproducts: Electrocoagulation Process for Water Contaminants Degradation. *Desalination and Water Treatment*. 2024;100532.
34. Yavuz Y, Ögütveren Ü. Treatment of industrial estate wastewater by the application of electrocoagulation process using iron electrodes. *Journal of environmental management*. 2018;207:151-8.
35. Mohammadi AS, Mehralipour J, Shabanlo A, Roshanaie G, Barafreshtepour M, Asgari G. Comparing the electrocoagulation and electro-Fenton processes for removing nitrate in aqueous solution for Fe electrodes. *Journal of Mazandaran University of Medical Sciences*. 2013;230(104).
36. Alinsafi A, Khemis M, Pons M, Leclerc J, Yaacoubi A, Benhammou A, et al. Electro-coagulation of reactive textile dyes and textile wastewater. *Chemical engineering and processing: Process intensification*. 2005;44(4):461-70.
37. van Genuchten CM, Addy SE, Peña J, Gadgil AJ. Removing arsenic from synthetic groundwater with iron electrocoagulation: an Fe and As K-edge EXAFS study. *Environmental science & technology*. 2012;46(2):986-94.
38. Gomes JA, Daida P, Kesmez M, Weir M, Moreno H, Parga JR, et al. Arsenic removal by electrocoagulation using combined Al–Fe electrode system and characterization of products. *Journal of hazardous materials*. 2007;139(2):220-31.
39. Oturan N, Wu J, Zhang H, Sharma VK, Oturan MA. Electrocatalytic destruction of the antibiotic tetracycline in aqueous medium by electrochemical advanced oxidation processes: effect of electrode materials. *Applied Catalysis B: Environmental*. 2013;140:92-7.
40. Zheng X-y, Kong H-N, Wu D-y, Wang C, Li Y, Ye H-r. Phosphate removal from source separated urine by electrocoagulation using iron plate electrodes. *Water Science and Technology*. 2009;60(11):2929-38.
41. Zeboudji B, Drouiche N, Lounici H, Mameri N, Ghaffour N. The influence of parameters affecting boron removal by electrocoagulation process. *Separation Science and Technology*. 2013;48(8):1280-8.
42. Bazrafshan E, Moein H, Kord Mostafapour F, Nakhaie S. Application of electrocoagulation process for dairy wastewater treatment. *Journal of Chemistry*. 2013;2013.
43. Akbal F, Camcı S. Comparison of electrocoagulation and chemical coagulation for heavy metal removal. *Chemical Engineering & Technology*. 2010;33(10):1655-64.