

Investigating the Electrocoagulation Process Performance in Textile Dyeing Wastewater Treatment

Mona Shariati¹, Elham Abdollahzadeh Sharghi^{2*}, Babak Bonakdarpour¹, Alireza Vanaki²

1- Department of Chemical Engineering, Amirkabir University of Technology, P. O. Box: 15875-4413, Tehran, Iran.

2- Energy Department, Materials and Energy Research Center, P. O. Box: 31787-316, Karaj, Iran.

ARTICLE INFO

Article history:

Received: 03-04-2023

Accepted: 15-08-2023

Available online: 12-03-2024

Print ISSN: 2251-7278

Online ISSN: 2383-2223

DOR: 20.1001.1.22517278.1402.14.1.1.6

Keywords:

Electrocoagulation

Dyeing wastewater

Wastewater treatment

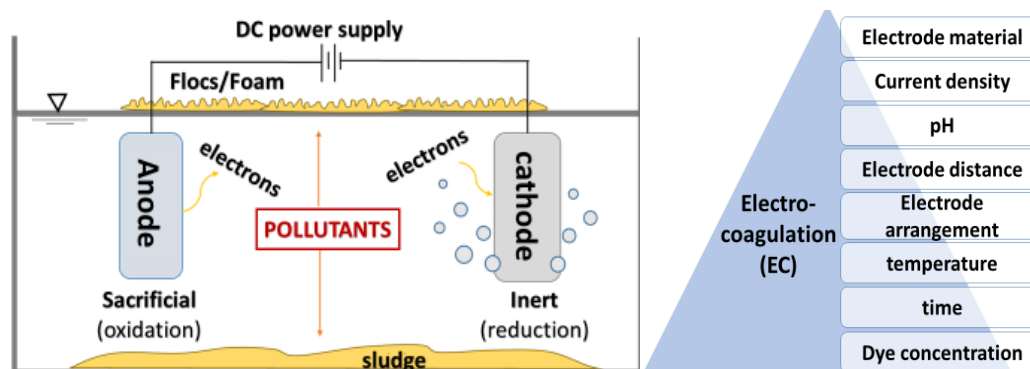
Electrode

Electric current

Dye concentration

ABSTRACT

Dyeing wastewater is one of the most important environmental problems in the textile industry. This wastewater contains harmful pollutants that can damage human health and the environment. Electrocoagulation (EC) is a promising technology for dyeing wastewater treatment. This technology passes an electric current through the wastewater, which generates metal hydroxides that act as coagulants to remove pollutants. This article first introduces the EC system and its operation mechanism, then discusses the components that affect the system's performance in removing dye and chemical oxygen demand. The article also summarizes the studies that have been conducted on the use of this process in the treatment of textile dyeing wastewater. In addition, the economic aspects of the EC process and recommendations for its improvement are provided. Finally, the challenges and prospects of the process are discussed. This article provides an effective overview of the current advances and achievements in the EC process for dyeing wastewater treatment, which provides new insights into improving dyeing wastewater treatment with promising environmental applications.



Corresponding author: E.abdollahzadeh@merc.ir



This work is licensed under a Creative Commons Attribution 4.0 International License



بررسی عملکرد فرایند انعقاد الکتریکی در تصفیه فاضلاب رنگرزی پارچه

منا شریعتی^۱، الهام عبداله زاده شرقی^{۲*}، بابک بنکدارپور^۳، علیرضا ونکی^۴

۱- دانشجوی کارشناسی ارشد، دانشکده مهندسی شیمی، دانشگاه صنعتی امیرکبیر، تهران، ایران، کد پستی: ۱۵۸۷۵-۴۴۱۳.

۲- دانشیار، پژوهشکده انرژی، پژوهشگاه مواد و انرژی، کرج، ایران، صندوق پستی: ۳۱۶-۳۱۷۸۷.

۳- استاد، دانشکده مهندسی شیمی، دانشگاه صنعتی امیرکبیر، تهران، ایران، صندوق پستی: ۱۵۸۷۵-۴۴۱۳.

۴- دانشجوی کارشناسی ارشد، پژوهشکده انرژی، پژوهشگاه مواد و انرژی، کرج، ایران، صندوق پستی: ۳۱۶-۳۱۷۸۷.

چکیده

فاضلاب رنگرزی یکی از مهم‌ترین مشکلات زیست‌محیطی صنعت نساجی است. این فاضلاب حاوی آلاینده‌های مضر برای سلامت انسان و محیط‌زیست است. انعقاد الکتریکی (EC) یک فناوری امیدوارکننده برای تصفیه فاضلاب رنگرزی است. این فناوری با عبور جریان الکتریکی از فاضلاب که با تولید یون‌های فلزی به‌عنوان منعقدکننده عمل کرده، آلاینده‌ها را از آب جدا می‌کنند. در تحقیق پیش‌رو ابتدا به معرفی سامانه EC و سازوکار عملکرد آن، سپس به مؤلفه‌های تأثیرگذار بر عملکرد سامانه در حذف رنگزا و میزان اکسیژن‌خواهی شیمیایی پرداخته شده است. همچنین مطالعات انجام پذیرفته در زمینه استفاده از این فرایند در تصفیه فاضلاب رنگرزی بیان شده است. به‌علاوه جنبه‌های اقتصادی فرایند EC و توصیه برای بهبود آن نیز ارائه شده است. در انتها چالش‌ها و چشم‌انداز آینده فرایند مذکور بررسی شده است. در مجموع، این مقاله مروری به طور مؤثر پیشرفت‌ها و دستاوردهای فعلی را در فرایند EC در تصفیه فاضلاب رنگرزی نشان می‌دهد که می‌تواند بینش‌های جدیدی را در مورد بهبود تصفیه فاضلاب رنگرزی با کاربردهای زیست‌محیطی امیدوارکننده ارائه دهد.

اطلاعات مقاله

تاریخچه مقاله:

تاریخ دریافت: ۱۴۰۲/۰۱/۱۴

تاریخ پذیرش: ۱۴۰۲/۰۵/۲۴

در دسترس به صورت الکترونیکی: ۱۴۰۲/۱۲/۲۱

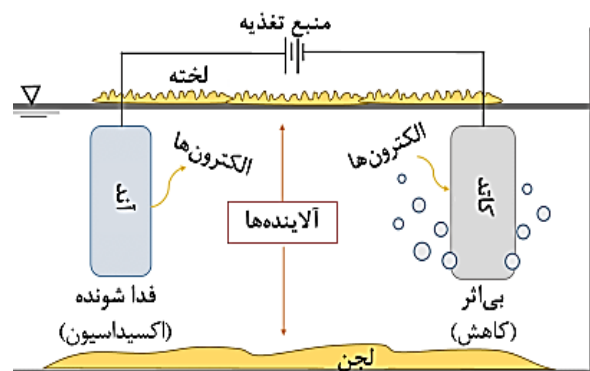
شاپا چاپی: ۲۲۵۱-۷۲۷۸

شاپا الکترونیکی: ۲۳۸۳-۲۲۲۳

DOR: 20.1001.1.22517278.1402.14.1.1.6

واژه‌های کلیدی:

انعقاد الکتریکی
فاضلاب رنگرزی
تصفیه فاضلاب
الکتروود
جریان الکتریکی
غلظت ماده رنگزا



۱- مقدمه

یکی از مهم‌ترین چالش‌های قرن بیست و یکم مشکل کم‌آبی است. حدود ۲ میلیارد نفر در جهان دسترسی مناسب به آب آشامیدنی سالم ندارند و به‌طور متوسط سالانه ۷/۸ میلیون نفر به‌دلیل بهداشت نامناسب آب جان خود را از دست می‌دهند. علاوه بر این، خشک‌سالی سالانه حدود ۵۵ میلیون نفر را تحت تأثیر قرار می‌دهد که به‌نوبه خود بیش از ۵ میلیارد دلار خسارت اقتصادی به همراه دارد. از سال ۱۹۸۰، مصرف سالانه آب ۱ درصد افزایش یافته است و انتظار می‌رود این روند تا سال ۲۰۵۰ ادامه یابد (۱). سطح آب‌های زیرزمینی نیز به‌دلیل افزایش آلودگی آب و استفاده بیش‌از‌حد از آب‌های زیرزمینی در بسیاری از نقاط جهان کاهش یافته است. استفاده مجدد از فاضلاب یک نکته مهم برای تأمین آب در حوزه‌های مختلف از جمله کشاورزی، صنعتی و مناطق شهری است. مواد شیمیایی موجود در فاضلاب‌های صنعتی یکی از آلاینده‌های اصلی آب هستند. تقریباً ۴۰ درصد از جمعیت جهان با کمبود آب و بیش از ۲۵ درصد از جمعیت دارای مشکلات بهداشتی مرتبط با آب هستند. اکثر فاضلاب‌های صنعتی بدون تصفیه دقیق با بسیاری از مواد شیمیایی مضر به رودخانه‌ها تخلیه می‌شوند (۲). یکی از صنایعی که فاضلاب بسیار آلوده‌کننده دارد صنعت نساجی است. افزایش جمعیت و تقاضا برای محصولات صنایع نساجی منجر به توسعه روزافزون این صنعت و به‌طبع تولید بیشتر فاضلاب خطرناک توسط این صنعت شده است (۳). در صنعت نساجی، مقادیر زیادی از مواد شیمیایی در طی فرایندهای تولید از جمله مراحل رنگ‌آمیزی و تکمیل استفاده می‌شود. مواد رنگزا، فعال‌کننده‌های سطحی، حلال‌ها و سایر ترکیبات آلی رایج‌ترین مواد شیمیایی هستند که در فاضلاب‌های نساجی یافت می‌شوند. یکی از مواد رنگزا پرکاربرد در صنعت رنگرزی پارچه مواد رنگزا آزو هستند. مواد رنگزا آزو با حضور یک یا چند پیوند آزو (-N=N-)، در ارتباط با یک یا چند ساختار آروماتیک در نظر گرفته می‌شوند. مواد رنگزا دارای پایداری فتولیتیکی بالا و مقاومت در برابر عوامل اکسیدکننده اصلی هستند (۴-۶). غلظت بسیار کم مواد رنگزا (حدود ۱ mg/L) در آب قابل‌رؤیت است که با رهاسازی آن در طبیعت چهره‌ی زیبایی محیط‌زیست خدشه‌دار می‌گردد. همچنین لایه رنگی روی سطح آب از نفوذ پرتوی خورشید به عمق آب جلوگیری کرده و باعث کاهش عمل فتوسنتز، کاهش اکسیژن محلول در آب و افت کیفیت آن می‌شود و درنهایت به زندگی آبزیان صدمات جدی وارد می‌کند (۷). بسیاری از مواد رنگزا آزو سرطان‌زا و جهش‌زا بوده و مشکلات بهداشتی و ایمنی جدی را برای اکوسیستم جهانی به‌خصوص انسان به همراه دارند. با در نظر گرفتن حجم پساب و همچنین ترکیبات تولیدی در صنایع نساجی، پساب‌های تولیدشده در این صنعت آلوده‌کننده‌ترین پساب در بین صنایع مختلف هستند. با افزایش

مداوم استانداردهای تخلیه فاضلاب نساجی و استانداردهای صنعت نساجی، توسعه فناوری‌های مقرون‌به‌صرفه و مؤثر برای رسیدگی به موضوع چالش برانگیز فاضلاب چاپ و رنگرزی منسوجات صنعتی ضروری است (۸،۴). در نتیجه استفاده از مواد شیمیایی مختلف در فاضلاب نساجی، اکسیژن موردنیاز شیمیایی^۱ (COD) و کربن آلی کل^۲ (TOC) آن بالا بوده و تجزیه‌پذیری زیستی آن پایین است که باعث شده تصفیه این پساب‌ها ساده نباشد (۹).

برای حذف ماده رنگزا پساب‌های نساجی از روش‌های مختلف فیزیکی، شیمیایی و زیستی استفاده می‌شود. روش انعقاد الکتریکی^۳ (EC) یکی از روش‌های مؤثر برای بی‌ثبات کردن و سپس رسوب دادن یا جذب کردن ذرات کوچک کلونیدی باهدف تولید هیدروکسیدهای فلزی است؛ بنابراین یک روش تصفیه فاضلاب بوده که به دلیل مزایای متعدد آن مانند تطبیق‌پذیری، راه‌اندازی آسان، هزینه پایین، فضای موردنیاز کم و ماهیت طبیعت‌دوستی دارای محبوبیت فراوانی در تصفیه انواع فاضلاب‌های صنعتی است. همچنین فرایند EC، یک فرایند سبز سازگار با محیط‌زیست است که از الکترودها به‌عنوان منعقدکننده استفاده می‌کند، بنابراین هیچ ماده شیمیایی دیگری جهت تصفیه فاضلاب موردنیاز نیست. فرایند EC به‌دلیل تولید بار الکتریکی و هیدروکسیدهای فلزی باعث حذف بهتر مواد رنگزا خواهد شد (۸،۴). بنابراین با توجه به مطالب ذکرشده و اهمیت تصفیه فاضلاب رنگرزی پارچه، مقاله حاضر به‌طور جامع به بررسی ویژگی‌های فاضلاب نساجی و روش‌های استفاده شده جهت تصفیه آن، معرفی روش EC، سازوکار EC و مؤلفه‌های مؤثر بر آن خواهد پرداخت.

۲- فاضلاب رنگرزی پارچه و روش‌های تصفیه آن

بخش عمده آلودگی فاضلاب صنعت نساجی مربوط به فرایند رنگرزی است. این فرایند موجب افزایش کدورت آب، pH، مواد جامد معلق، COD، اکسیژن موردنیاز زیست شیمیایی^۴ (BOD)، فلزات و نمک‌ها می‌شود. به‌صورت تخمینی سالیانه ۲۸۰۰۰۰ تن پساب حاوی انواع مواد رنگزا صنعتی به محیط‌زیست وارد می‌شود. در صنعت نساجی نیز حدود ۶۰ تا ۷۰ درصد مواد رنگزا مورد استفاده مربوط به مواد رنگزا آزو می‌باشد (۱۰). برای حذف ماده رنگزا از پساب‌های نساجی از روش‌های مختلف فیزیکی، شیمیایی و زیستی استفاده می‌شود. با توجه به اینکه در مراحل تصفیه فیزیکی و شیمیایی بار آلاینده‌ها تا حدی کاسته می‌شود، بنابراین ترکیبات آلی موجود در فاضلاب توانایی تجزیه زیستی بهتری پیدا می‌کنند اما نتایج آن با

¹ Chemical Oxygen Demand

² Total Organic Carbon

³ Electrocoagulation

⁴ Biological Oxygen Demand

۳- معرفی فرایند انعقاد الکتریکی

یکی از پرکاربردترین فناوری‌های الکتروشیمیایی برای تصفیه فاضلاب، انعقاد الکتریکی است. برخلاف انعقاد شیمیایی، انعقاد الکتریکی منجر به قلیایی شدن جزئی فاضلاب می‌شود و امکان کنترل دقیق بر فرایند را فراهم می‌کند (۱۳). در سال ۱۸۸۹ میلادی در انگلستان برای اولین بار استفاده از الکتریسیته جهت تصفیه پساب پیشنهاد شد و در سال ۱۹۰۹ میلادی اولین پتنت در ارتباط با EC در آمریکا ثبت شد. این فرایند برای اولین بار در سال ۱۹۳۲ در آلمان برای کاهش BOD آب فاضلاب مورد استفاده قرار گرفت و بازده ۵۰ درصد به دست آمد. با این حال، به دلیل هزینه بالای برق و نیاز به تعویض الکترودها یک شکست در نظر گرفته شد. در سال ۱۹۴۷، فرایند EC در اتحاد جماهیر شوروی آن زمان با الکترودهای آهن برای حذف BOD از آب با بازده ۷۰-۸۰ درصد استفاده شد. در سال ۱۹۵۸، پروفیسور مندی از دانشگاه ناپل از این روش برای گندزدایی آب فاضلاب شهرهای ساحلی استفاده کرد. با این‌که EC تا سال ۱۹۴۶ میلادی حتی در مقیاس بزرگ جهت تصفیه آب آشامیدنی استفاده شد، اما به دلایلی همچون محدودیت در تأمین برق و هزینه‌های سرمایه‌ای بالا، از محبوبیت آن کاسته شد. در دهه‌های اخیر با انجام اصلاحات در روش عملکرد و افزایش بازدهی و کارایی این روش، دوباره به استفاده از این تکنولوژی روی آورده شده است (۱۳، ۹، ۲). روش EC به دلیل توانایی بالایی که برای حذف آلاینده‌های آلی و غیر آلی دارد، به صورت گسترده در تصفیه فاضلاب به کار گرفته می‌شود. روش EC در سال‌های اخیر به عنوان روشی مؤثر برای تصفیه فاضلاب‌های مختلف از جمله: شیرابه دفن زباله، فاضلاب رستوران، فاضلاب نفتی و روغنی، فاضلاب شهری، فاضلاب دباغی، فاضلاب نساجی و رنگرزی، فاضلاب لباسشویی و فاضلاب حاوی نیترات و آرسنیک استفاده شده است (۱۱، ۱۰). عملیات EC دارای مزایایی از جمله فضای کوچک‌تر نسبت به روش‌های زیستی به دلیل زمان واکنش کوتاه‌تر، تولید لجن کم در مقایسه با روش انعقاد شیمیایی، هزینه کم تجهیزات و بهره‌برداری آسان می‌باشد که از نمک‌های پلیمری یا چند الکترولیتی استفاده می‌کند (۷). فرایند EC را می‌توان به‌طور کلی در سه مرحله خلاصه کرد که شامل (I) انحلال؛ واکنش‌های الکترولیتی در سطوح الکترود، (II) انعقاد؛ تشکیل منعقدکننده‌ها در یک فاز آبی و (III) لخته‌سازی؛ جذب آلاینده‌های محلول یا کلوئیدی روی منعقدکننده‌ها و حذف با رسوب‌گذاری، است. به‌طور خلاصه فرایند EC بر اساس تشکیل لخته‌های هیدروکسید فلزی در فاضلاب در نتیجه انحلال آن‌ها با جریان اعمال شده می‌باشد و باعث رسوب مواد جامد معلق و مواد کلوئیدی از فاضلاب می‌شود (۱۴، ۶، ۱۰).

اساس فرایند EC انحلال الکتروشیمیایی یک ماده آند قربانی (M)

استانداردهای جهانی فاصله دارد. همچنین هزینه تصفیه شیمیایی به دلیل هزینه سرمایه‌گذاری و عملیاتی بالا، بسیار گران است. زیرا غیر از هزینه مواد شیمیایی مصرفی، با توجه به خاصیت خوردگی آن‌ها، به تجهیزات گران‌قیمت و مقاوم در برابر خوردگی نیاز است. مواد منعقدکننده شیمیایی نیز حاوی سولفات و کلراید در فاضلاب باقیمانده و در نتیجه شوری و هدایت الکتریکی آن افزایش می‌یابد. روش‌های زیستی نیز زمان‌بر هستند و به تصفیه ثانویه نیازمند هستند (۱۱). فرایندهای اکسیدشدن پیشرفته مانند ازن‌زنی، اکسیدشدن ترکیبی پرتو فرابنفش (UV) و ازن، کاتالیزور نوری UV و اکسید تیتانیم (UV/TiO₂)، واکنش فنتون و اکسیدشدن فراصوتی از نظر اقتصادی امکان‌پذیر نیستند (۱۲). اخیراً فناوری‌های الکتروشیمیایی توسعه یافته‌اند، زیرا عملکرد آن‌ها بیش از حد به مؤلفه‌های مختلفی وابسته است که امکان تصفیه کارآمد فاضلاب را فراهم می‌کند. پس از تحقیقات فراوان، دانشمندان به این نتیجه رسیده‌اند که روش‌های الکتروشیمیایی، فناوری‌های نوآورانه موفقی برای مبارزه با آلودگی محیطی و حذف برخی آلاینده‌ها از پساب هستند. روش‌های الکتروشیمیایی از چندین فناوری مانند شناورسازی الکتریکی (EF)^۲، الکتروفنتون^۳، الکترودیالیز (ED)^۴ و اکسیدشدن الکتریکی (EO)^۵ تشکیل شده است. این فناوری‌ها به استفاده از جریان الکتریکی در حین عملیات بستگی دارد. فناوری EF آلاینده‌های سبک‌وزن را با فرایند شناورسازی با حباب‌های ریز گاز هیدروژن که توسط الکترودها آزاد می‌شود حذف می‌کند، مقدار این حباب‌ها توسط عوامل مختلفی از جمله pH محلول، جریان اعمال شده، پیکربندی و فلزات مورد استفاده برای الکترودها و کنترولیت تعیین می‌شود. سازوکار فرایند EO تا حد زیادی به کانی‌سازی آلاینده‌ها توسط تأثیر رادیکال‌های آزاد منتشرشده در سراسر سلول و رادیکال‌های هیدروکسیل برای حمله به آلاینده‌ها وابسته است. ED اغلب به عنوان یک فناوری مشارکتی که الکتریسیته و غشاهای تبادل آنیونی یا کاتیونی را ترکیب می‌کند، مشخص می‌شود. سلول‌های ED از دستگاه‌های تک‌مرحله‌ای و/یا چندمرحله‌ای در حالت‌های دسته‌ای و/یا پیوسته تشکیل شده‌اند. با این حال، الکتروفنتون برای تولید رادیکال‌های هیدروکسیل فعال به تولید الکتریکی H₂O₂ متکی است که توسط یون‌های Fe²⁺ یا Fe³⁺ در یک سلول الکتروشیمیایی کاتالیز می‌شود. معمولاً از ED برای کاهش شوری و از EF و الکتروفنتون برای حذف ترکیبات آلی استفاده می‌شود (۱۳).

¹ Ultra Violet

² Electro Flootation

³ Electro Fenton

⁴ Electro Dialysis

⁵ Electro Oxidation

الکتریکی قرار می‌گیرد و در محلول حل می‌شود و کاتد در تشکیل گاز شرکت می‌کند. در این فرایند معمولاً از یک هم‌زن برای یکنواخت نگه‌داشتن مایع و دوغاب در رآکتور استفاده می‌شود (۱۱). فرایند EC به‌طور گسترده‌ای برای بی‌ثبات کردن آلاینده‌های موجود به شکل ذرات محلول یا معلق در محلول الکترولیتی از طریق اعمال جریان الکتریکی استفاده می‌شود. راه‌اندازی سامانه EC شامل یک سلول الکترولیتی و یک سری الکترودهای فلزی (معمولاً Fe یا Al) است که به یک منبع تغذیه DC کنترل‌شده جفت شده‌اند. کاتدها و آندهای مورد استفاده در طول فرایند می‌توانند از مواد مشابه یا متفاوت ساخته شوند.

هفت مرحله مهم، (I) تشکیل کاتیون‌های فلزی به دلیل اعمال جریان الکتریکی به آندها، (II) تولید یون‌های هیدروکسیل به دلیل آبکافت کاتد، (III) برهم‌کنش کاتیون‌های فلزی با یون‌های هیدروکسیل برای تشکیل هیدروکسیدهای فلزی، (IV) اکسید شدن آلاینده‌های سمی به محصولات میانی بی‌ضرر، (V) خنثی‌سازی بار آلاینده‌ها به دلیل واکنش آنها با هیدروکسیدهای فلزی، (VI) جذب آلاینده‌ها با بار خنثی روی هیدروکسیدهای فلزی و به دنبال آن حذف از طریق انعقاد جارویی و (VII) تشکیل گاز (H₂) در کاتد و انتقال لخته‌های تولیدشده از طریق شناورسازی جارویی به سطح محلول، در سازوکار EC وجود دارد؛ بنابراین، حذف آلاینده‌ها در فرایند EC در درجه اول به سه پدیده جذب، انعقاد و شناورسازی نسبت داده می‌شود. سازوکار حذف آلاینده از طریق فرایند EC در شکل ۲ نشان داده شده است. همان‌طور که در شکل ۲ نشان داده می‌شود، منعقدکننده‌های الکتریکی مسئول تشکیل لخته‌هایی هستند که توسط فلز احاطه شده است (۱).

که معمولاً آهن یا آلومینیم است و شستشوی یون فلزی (Mⁿ⁺) به فاز آبی است (رابطه‌های ۱ و ۲):



در همان زمان، یون‌های هیدروژن و هیدروکسید به دلیل تجزیه کاتدی آب تولید می‌شوند (رابطه ۳):



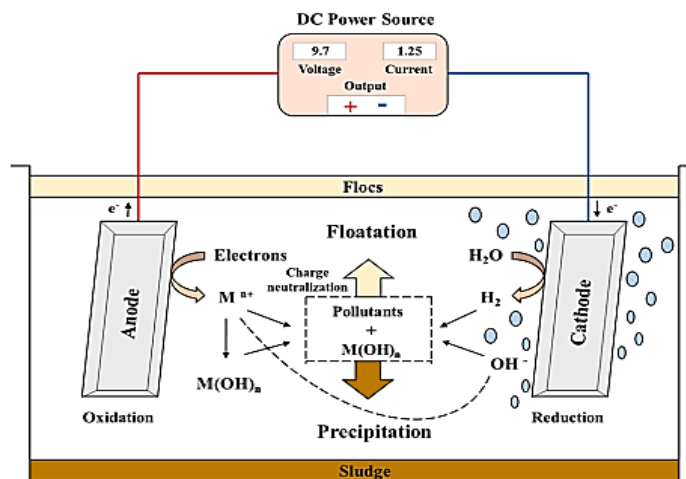
فرایندهای الکترود شرح داده شده در بالا منجر به شستشوی کاتیون‌های فلزی و آنیون‌های هیدروکسید در توده واکنش می‌شود. در رابطه‌های ۱-۳، n تعداد استوکیومتری الکترون‌ها در واکنش اکسید شدن یا کاهش است. یون‌های فلزی محلول ایجادشده توسط آندها با یون‌های هیدروکسید ایجادشده در کاتد واکنش داده و هیدروکسیدهای فلزی مطابق رابطه ۴ تولید می‌شود.



به این ترتیب، هیدروکسیدهای فلزی نامحلول مانند Fe(OH)₃ یا Al(OH)₃ که منعقدکننده هستند، می‌توانند در محل تولید شوند و پس از واکنش با کلوئید و جامدات معلق رسوب می‌کنند (۱۵، ۷).

۴- سازوکار فرایند انعقاد الکتریکی

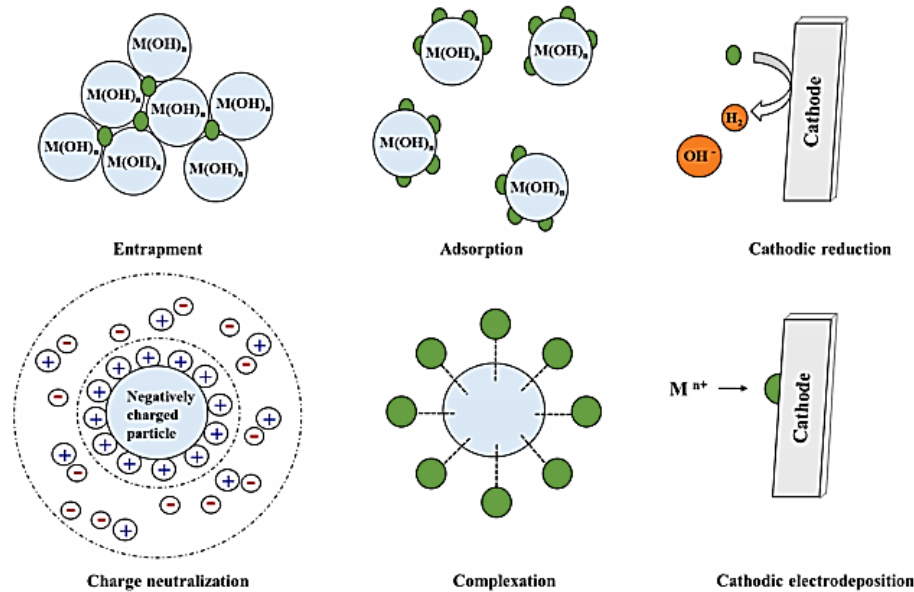
فرایند EC در یک سلول الکترولیتی انجام می‌شود که الکترودهای قربانی را در محلول مورد مطالعه غوطه‌ور می‌کند. نمودار شماتیک فرایند EC در شکل ۱ نشان داده شده است. الکتریسیته از طریق الکترودهایی که می‌توانند از مواد مشابه یا متفاوتی ساخته شوند به سلول وارد می‌شود. در طول برق‌کافت^۱، ماده آندی تحت اکسید شدن



شکل ۱: طرح‌واره فرایند انعقاد الکتریکی (۱).

Figure 1: Schematic diagram of the electrocoagulation process (1).

¹ Electrolysis



شکل ۲: سازوکار تخریب آلاینده با استفاده از فرایند انعقاد الکتریکی (۱).
Figure 2: Mechanism of pollutant degradation by electrocoagulation process (1).

آلومینیم و آهن هستند. کاتیون‌های فلزی بسته به pH محلول، یک سری واکنش‌های هیدرولیتیک و تک‌هسته‌ای را طی می‌کنند (شکل ۳ و رابطه (۱)) و هیدروکسیدهای چندهسته‌ای در محلول تشکیل می‌دهند (۱۷، ۱۳، ۲۰).

در مطالعه‌ای که توسط آکانکش و همکارانش صورت گرفت، از الکترودهای Fe، Al و فولاد ضدزنگ^۱ (SS) برای تصفیه فاضلاب نساجی واقعی باهدف حذف ماده رنگزا و COD استفاده شد. نتایج نشان داد که الکترود Fe در حذف COD و ماده رنگزا مؤثرتر بود و همچنین کمترین مصرف انرژی را نسبت به بقیه داشت. همچنین مقدار آند خورده شده در ولتاژهای بالا در الکترود آهن کمتر از الکترودهای با جنس آلومینیم و فولاد ضدزنگ بود (۱۸).

در تحقیق دیگری نیز که توسط بایراموقلو و همکارانش (۱۹) روی فاضلاب واقعی نساجی حاوی ماده رنگزا انجام شد، از الکترودهای آهن و Al برای بررسی اقتصادی تصفیه فاضلاب نساجی استفاده کردند که نتایج نشان داد الکترودهای Fe مقرون‌به‌صرفه‌تر نسبت به الکترودهای Al بودند. مطالعه دیگری که توسط وی و همکارانش صورت گرفت تغییر جنس کاتد بود. در این مطالعه فاضلاب سنتزی حاوی مواد رنگزا، Acid Black 1, Reactive Blue 4, Esoin Yellow در معرض فرایند EC قرار گرفتند. آند موجود در سامانه انعقاد الکتریکی از جنس آهن بود و کاتدهایی از نوع فولاد ضدزنگ و سیم ظرف‌شویی^۲ استفاده شد.

مؤلفه‌های تأثیرگذار بر عملکرد فرایند EC در تصفیه فاضلاب رنگرزی شامل چگالی جریان، جنس الکترود، چیدمان الکترود، فاصله بین الکترود، دما، pH محلول، رسانایی محلول، زمان و غلظت ماده رنگزا است که در بخش بعدی به بررسی تأثیر این مؤلفه‌ها بر عملکرد سامانه EC در تصفیه فاضلاب رنگرزی و مروری بر مطالعات انجام‌شده در این زمینه پرداخته شده است.

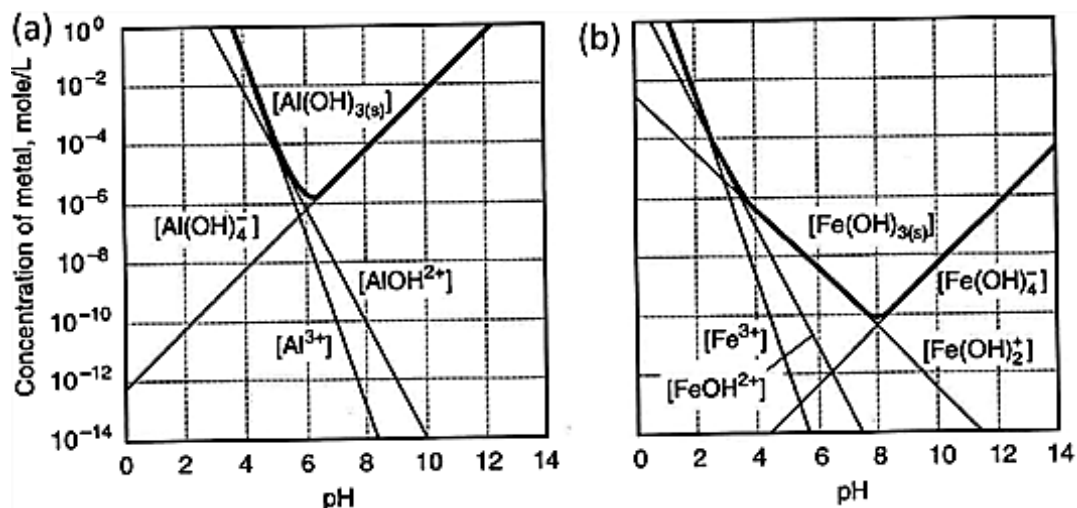
۵- بررسی مؤلفه‌های مؤثر بر فرایند انعقاد الکتریکی

۵-۱- جنس الکترودها

جنس الکترود بر عملکرد سامانه EC، کارایی و هزینه تأثیر می‌گذارد. همچنین جنس الکترود نوع واکنش الکتروشیمیایی را تعیین می‌کند. بازده سامانه عمدتاً با نرخ تفکیک الکترود، درصد حذف آلاینده و ماده منعقدکننده موردنیاز پیش‌بینی می‌شود. این مؤلفه‌ها مستقیماً با آزاد شدن منعقدکننده‌های یون فلزی در محلول الکترولیتی مطابقت دارند. با توجه به توانایی انعقاد مؤثر همراه با مقرون‌به‌صرفه بودن، در دسترس بودن، قابلیت اطمینان و ویژگی‌های غیر خطرناک، الکترودهای Al و Fe به‌طور گسترده در سراسر جهان در فرایند EC با حذف موفقیت‌آمیز آلاینده‌های هدف استفاده شده‌اند (۹)، اما از پلاتین، TiO_2 ، SnO_2 ، PbO_2 ، گرافیت و نیکل نیز استفاده شده است (۱۶). هر دو فلز Al و Fe می‌توانند یون‌های چند ظرفیتی Al^{3+} ، Fe^{2+} و Fe^{3+} محصولات مختلف آبکافت را تشکیل دهند. Fe(II) منعقدکننده ضعیفی است و در طی فرایند انعقاد به Fe(III) اکسید می‌شود تا کارایی بالاتری به‌دست آورد. رایج‌ترین نمک‌های مورد استفاده سولفات‌ها و کلریدهای

¹ Stainless Steel

² Steel Wool



شکل ۳: نمودار حلالیت منعقدکننده‌ها: (الف) هیدروکسیدهای Al(III) و (ب) هیدروکسیدهای آهن (III) (۱۰)

Figure 3: Solubility diagram of coagulants: (a) Al(III) hydroxides; (b) Fe(III) hydroxides (10).

۵-۲- چگالی جریان

چگالی جریان به‌عنوان مقدار جریان اعمال شده در هر سطح آند توصیف می‌شود. در مطالعات آزمایشی یا آزمایشگاهی EC، به‌جای جریان اعمالی، چگالی جریان در نظر گرفته می‌شود، زیرا چگالی جریان زمانی که با واحدهای EC در مقیاس بزرگ تطبیق داده می‌شود آسان‌تر از جریان اعمالی قابل‌استفاده است (۲۴). چگالی جریان مؤلفه بسیار مهمی در عملکرد EC است، زیرا میزان دوز منعقدکننده، سرعت تولید حباب، اندازه و رشد لخته‌ها را تعیین می‌کند که می‌تواند بر کارایی EC تأثیر بگذارد. از بررسی پژوهش‌های صورت گرفته در زمینه تصفیه فاضلاب توسط EC، می‌توان نتیجه گرفت که بازده حذف آلاینده با چگالی جریان متناسب است و با قانون فارادی قابل توضیح است (۲). با افزایش چگالی جریان، سرعت انحلال آند افزایش می‌یابد. این منجر به افزایش تعداد لخته‌های هیدروکسید فلزی و در نتیجه افزایش بازده حذف آلاینده‌ها می‌شود

نتایج این تحقیق نشان داد که استفاده از سیم ظرف‌شویی سرعت و بازده حذف ماده رنگزا بیشتری داشت. همچنین اثر سمیت ماده رنگزا نیز در پساب تصفیه‌شده کمتر شد (۲۰). باتوجه به مقالات و پژوهش‌های صورت گرفته در زمینه بررسی جنس الکترودهای مختلف رایج‌ترین الکترودها از جنس آهن و آلومینیم هستند، که از بین این دو نیز آهن از لحاظ اقتصادی مناسب‌تر، بازده حذف ماده رنگزا مطلوب‌تر، و همچنین اثرات محیط‌زیستی کمتری نسبت به آلومینیم دارد. در جدول ۱ مروری بر مقالات اخیر در حوزه حذف ماده رنگزا توسط سامانه EC با استفاده از الکترودهای از جنس آهن و آلومینیم، صورت گرفته است. باتوجه به مطالعات اخیر، استفاده از الکترود آهن بیشترین کاربرد را داشته و می‌تواند در آینده با بهینه‌کردن سایر مؤلفه‌های مؤثر در انعقاد الکتریکی بازده‌های بالاتر حذف را داشته باشد.

جدول ۱. اثر جنس الکترود بر بازده حذف ماده رنگزا.

Table 1. Effect of electrode material on dye removal efficiency.

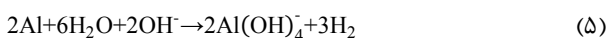
Type of the system	Type of dye	Electrode material	Dye removal efficiency (%)	Reference	
EC	Real textile dyeing wastewater	Fe	99.46	(18)	
		Al	96.22		
		Stainless Steel	89.29		
EC	Acid Black 1 Anthraquinone Reactive Blue 4 Xanthene Eosin Yellow	Steel wool cathode with iron Anode- Satainless steel plate Cathode with iron anode	>98- 81 >98- 84 >98- 39	(20)	
		Fe Al	96.38 94.81		(21)
			Fe		
EC	Acid green 20	Al	92-99	(23)	

حالی که برای الکتروود فولاد، با افزایش چگالی جریان از $8/3 \text{ mA/m}^2$ به $16/6 \text{ mA/m}^2$ ، درصد حذف ماده رنگزا از $88/7$ به 95 درصد افزایش یافت. چگالی جریان بهینه برای بیشینه بازده حذف mA/m^2 بود $16/6$ (۳۰). مقدار چگالی جریان در سامانه EC هم بر میزان تولید لخته که تاثیرگذار بر کارایی فرایند تصفیه فاضلاب است و هم بر هزینه تصفیه فاضلاب تاثیرگذار است. کارکردن سامانه EC در چگالی جریان بهینه در مقیاس‌های صنعتی در صرفه‌جویی بر مصرف برق و کاهش هزینه‌های عملیاتی نقش بسیار مهمی دارد.

۵-۳- اثر pH

pH محلول‌ها به‌عنوان یک مؤلفه مهم قبل از شروع تصفیه فاضلاب می‌باشد زیرا بر هدایت محلول، انحلال الکتروودها، گونه‌زایی هیدروکسیدها و پتانسیل گونه‌های کلئیدی تأثیر می‌گذارد. بازده حذف بهتر آلاینده‌ها در pH بهینه محلول حاصل می‌شود، زیرا pH بهینه به رسوب آلاینده‌ها کمک می‌کند. هر دو مقدار pH پایین‌تر و بالاتر از مقدار بهینه، بازده حذف آلاینده‌ها را کاهش می‌دهد (۱۷). در طول فرایند EC، pH محلول بسته به جنس الکتروود و pH اولیه محلول، به محدوده pH خنثی (حدود ۶-۸) تغییر می‌کند (۱۱). بنابراین pH اولیه محلول، یک مؤلفه مهم تأثیرگذار بر عملکرد فرایند الکتروشیمیایی است.

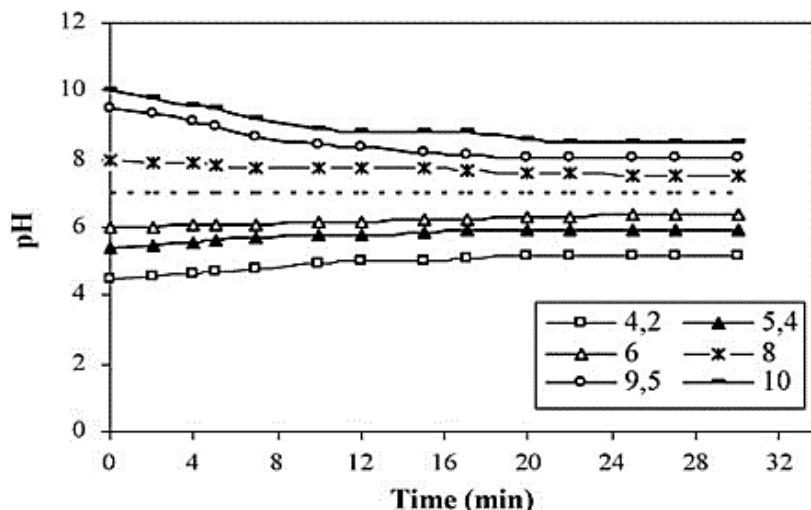
در مطالعه مرزوک و همکارانش در بررسی اثر pH بر حذف کدورت از یک نمونه فاضلاب نساجی، بیشینه حذف کدورت در pH حدود ۸ صورت گرفته است. فرایند EC مقداری ظرفیت بافری را به دلیل تعادل بین تولید و مصرف OH^- از خود نشان می‌دهد که از تغییر زیاد pH جلوگیری می‌کند (شکل ۴). در pH پایین حدود ۲-۳، گونه‌های مونومر کاتیونی Al^{3+} و $\text{Al}(\text{OH})_2^+$ غالب هستند (شکل ۳). هنگامی که pH بین ۴ تا ۹ باشد، واکنش یون‌های Al^{3+} و OH^- تولیدشده توسط الکتروودها، گونه‌های مونومر مختلفی مانند $\text{Al}(\text{OH})_2^+$ ، $\text{Al}(\text{OH})_3$ ، $\text{Al}(\text{OH})_4^-$ ، $\text{Al}_2(\text{OH})_6^{4+}$ ، $\text{Al}_3(\text{OH})_9^{6+}$ ، $\text{Al}_4(\text{OH})_{12}^{8+}$ ، $\text{Al}_5(\text{OH})_{15}^{10+}$ را تشکیل می‌دهند، که در نهایت از طریق سینتیک‌های پیچیده پلیمری شدن / رسوب به ماده بی‌شکل نامحلول $\text{Al}(\text{OH})_3(\text{s})$ تبدیل می‌شوند. هنگامی که pH بالاتر از ۱۰ باشد، غلظت آنیون مونومر $\text{Al}(\text{OH})_4^-$ با مصرف $\text{Al}(\text{OH})_3(\text{s})$ افزایش می‌یابد (شکل ۴). علاوه بر این، یون‌های OH^- تولیدشده همراه با H_2 در مقادیر pH بالا، ممکن است کاتد را مورد حمله شیمیایی قرار دهند (رابطه ۵).



به‌طور کلی دو سازوکار اصلی، رسوب برای pH کمتر از ۴ و جذب برای pH بالاتر در نظر گرفته می‌شود.

باید توجه کرد که افزایش چگالی جریان بالاتر از چگالی جریان بهینه منجر به افزایش بازده حذف آلاینده نمی‌شود زیرا تعداد کافی لخته‌های هیدروکسید فلزی برای ته‌نشینی آلاینده موجود است (۲۵). علاوه بر این، نرخ تولید حباب با افزایش چگالی جریان افزایش می‌یابد و اندازه حباب کاهش می‌یابد (۲۶).

در پژوهشی که توسط مرزوک و همکارانش صورت گرفت، فاضلاب نساجی شبیه‌سازی شده توسط الکتروودهای آلومینیم در چگالی جریان‌های مختلف بررسی شد. نتایج نشان داد که با افزایش چگالی جریان، میزان انحلال آندی آلومینیم افزایش یافت و در نتیجه مقدار بیشتری رسوب برای حذف آلاینده‌ها ایجاد شد. به‌علاوه نرخ تولید حباب افزایش و اندازه حباب کاهش یافت. در نتیجه افزایش چگالی جریان برای افزایش بازده حذف آلاینده مؤثرتر بود (۲۷). نتایج مطالعات گوناگون نشان داد که چگالی جریان بالاتر از مقدار بهینه، منجر به تولید گاز هیدروژن بیشتر و در نتیجه مانع انتقال جرم شده و باعث کاهش بازده تصفیه می‌شود. به‌علاوه با اعمال چگالی جریان بالا مصرف انرژی نیز افزایش می‌یابد (۱۵، ۱۸، ۲۰). در مطالعه‌ی تزکن و همکارانش سه چگالی جریان ۲۰، ۳۰ و ۵۰ میلی‌آمپر بر سانتی‌متر مربع بررسی شد. بر طبق نتایج بازده حذف ماده رنگزا Violet KB بالای ۹۰ درصد در ده دقیقه اول برای هر سه چگالی جریان مشاهده شد. برای صرفه‌جویی در هزینه و مصرف برق کمتر پیشنهاد استفاده از چگالی جریان پایین‌تر، داده می‌شود (۲۴). پژوهش آونی و همکارانش بر روی فاضلاب واقعی نساجی نشان داد که بازده حذف COD و رنگزا با افزایش چگالی جریان افزایش می‌یابد. در چگالی جریان‌های بالا میزان انحلال آندی آلومینیم افزایش یافت و در نتیجه رسوب بیشتری برای حذف آلاینده ایجاد می‌شود. همچنین افزایش چگالی جریان تا مقداری بهینه منجر به افزایش بازده حذف و لی افزایش بیشتر آن، باعث کاهش بازده سامانه EC شد. در این مطالعه نیز بازده حذف ماده رنگزا از چگالی جریان $3/3$ تا 100 mA/cm^2 بررسی شد که مشابه پژوهش تزکن در ۱۰ دقیقه اول بازده حذف ماده رنگزا به بالای ۹۰ درصد رسید (۲۸). در پژوهشی که توسط طاهری صورت گرفت، تغییر چگالی جریان بر روی حذف سه رنگزا Acid Orange 7، Acid Brown 14 و Acid Red 18 بررسی شد. حذف این سه رنگزا با افزایش چگالی جریان از $4/17 \text{ mA/m}^2$ به $29/17 \text{ mA/m}^2$ افزایش یافت (۲۹). پژوهش دیگری که توسط یعقوب و همکارانش اخیراً انجام شده است، اثر سه چگالی جریان $8/3$ ، $12/5$ و $16/6$ میلی‌آمپر بر سانتی‌متر مربع را بر حذف ماده رنگزا محلول RB-2 با استفاده از الکتروودهای آلومینیم و فولاد بررسی کرده است. نتایج نشان داد که با افزایش چگالی جریان، بازده حذف ماده رنگزا نیز افزایش می‌یابد. برای الکتروود آلومینیم، درصد حذف ماده رنگزا از $68/5$ درصد در چگالی جریان $8/3 \text{ mA/m}^2$ به 80 درصد در در چگالی جریان $16/6 \text{ mA/m}^2$ افزایش یافت، در



شکل ۴: تغییرات مقادیر pH در طول EC برای مقادیر مختلف pH اولیه (۲۶).
 Figure 4: Evolution of pH values during EC for different values of initial pH (26).

فرایند ناپیوسته تعیین می‌کند (۱۱). بیشینه بازده حذف آلاینده‌ها با حفظ فاصله بهینه بین الکترودها به دست می‌آید. در حداقل فاصله بین الکترود، به دلیل تجزیه هیدروکسیدهای فلزی تولیدشده (عامل لخته‌ساز برای ته‌نشینی آلاینده‌ها) در اثر برخورد با یکدیگر به دلیل جاذبه الکترواستاتیکی بالا، بازده حذف آلاینده کم است (۲۵).

از طرف دیگر، فاصله‌های باریک‌تر ویژگی‌های انتقال جرم را افزایش و تلفات اهمی را کاهش می‌دهد، درحالی‌که افزایش فاصله الکترود باعث افزایش افت ولتاژ و کاهش برهم‌کنش بین یون‌ها و پلیمرهای هیدروکسیل و سرعت تولید گاز می‌شود و همچنین زمان انتقال یون‌ها با افزایش فاصله بین الکترودها افزایش می‌یابد که منجر به کاهش جاذبه الکترواستاتیکی و کاهش حذف آلاینده می‌شود. علاوه بر این، الکترودهای خیلی نزدیک باعث تضاد بین انتقال جامد و سیال می‌شوند و در نتیجه مقاومت الکتریکی بالاتری ایجاد می‌کنند. از این رو عملکرد فرایند EC و همچنین مصرف انرژی را می‌توان با بهینه‌سازی فاصله بین الکترودها به‌طور قابل توجهی افزایش داد (۲۵) (۱۱، ۹). فاصله بهینه بین الکترودها معمولاً بین ۱ تا ۴ سانتی‌متر در نظر گرفته می‌شود که در تحقیقات مختلف با توجه به شرایط سامانه تغییر می‌کند. در تحقیقی که خندگار و ساروها روی فاضلاب رنگرزی پارچه انجام دادند بازده سامانه در فاصله ۱ تا ۳ سانتی‌متر افزایش و در فاصله ۳ تا ۴ سانتی‌متر کاهش یافت (۳۳). کاهش بازده حذف با افزایش فاصله بین الکترودها به دلیل افزایش مقاومت و نیاز به زمان بیشتر برای انتقال یون‌های آزاد شده در محیط است که منجر به کاهش تولید لخته می‌شود (۳۳).

در مطالعه دیگری که توسط این محققان انجام شد فاصله بهینه الکترودها در سامانه ۳ سانتی‌متر گزارش شده است (۲۵).

جذب ممکن است بر روی $Al(OH)_3$ یا آنیون مونومر $Al(OH)_4^-$ بسته به ساختار شیمیایی آلاینده ادامه یابد؛ بنابراین تشکیل $Al(OH)_3(s)$ در محدوده pH ۹-۴ بهینه است (۲۶).

یعقوب و همکارانش اثر pH بر روی حذف رنگزا 2 Reactive Blue را بررسی کردند. نتایج حاصل از تحقیق نشان داد مقدار pH بر روی حذف رنگزا تاثیر دارد و در محدوده‌ی pH خنثی بازده حذف رنگزا بالاتر است (۳۰). در پژوهشی دیگر طاهری اثر این مؤلفه را بر روی سه رنگزا بررسی کرد. در این پژوهش با افزایش pH بازده حذف هر سه رنگزا کاهش یافت (۲۹). هشیم و همکارانش نیز با تغییر مقدار pH فاضلاب ورودی که حاوی رنگزا 5 Reactive Black بود به این نتیجه دست یافتند که بازده حذف رنگزا در محدوده خنثی بالاتر است و با افزایش pH بازده حذف رنگزا کاهش می‌یابد (۳۱). شکری نیز با بررسی اثر مؤلفه pH بر روی حذف رنگزا 5 Acid Orange به نتیجه مشابه مطالعات قبلی دست یافت (۳۲). در جدول شماره ۲ اثر pH بر روی بازده حذف رنگزاهای مختلف در فرایند EC نشان داده شده است. از این مطالعات می‌توان نتیجه گرفت برای حذف بهتر رنگزا و همچنین TOC موجود در فاضلاب رنگرزی و نساجی بهتر است مقدار pH فاضلاب ورودی به سامانه EC در محدوده خنثی باشد تا بازده بهینه حذف حاصل شود.

۴-۵- فاصله بین الکترودها

فاصله بین الکترودها نقش مهمی در عملکرد سامانه EC دارد زیرا میدان الکترواستاتیکی به فاصله بین آن‌د و کاتد بستگی دارد (۳۳) (۲۵). فاصله بین الکترودها بر مصرف انرژی، سرعت انحلال فلز، دمای آب، چگالی جریان و اندازه راکتور تأثیر می‌گذارد. همچنین زمان ماند آلاینده‌ها را برای یک فرایند پیوسته و زمان تصفیه را برای یک

جدول ۲: اثر pH بر بازده حذف ماده رنگزا.

Table 2: Effect of pH on dye removal efficiency.

Type of the system	Type of dye	pH value	Dye removal efficiency (%)	Reference
EC	Reactive Blue 2	3-9	68.6-69.4	(29)
EC	Acid Brown 14 Acid Red 18 Acid Orange 7	4-10	94.6-64.5 16.7-6.8 67.2-30.6	(28)
EC	Reactive Black 5	4-8	96-74	(30)
EC	Acid Orange 5	4-7 8-10	51.3-99.3 81.2-56.4	(31)

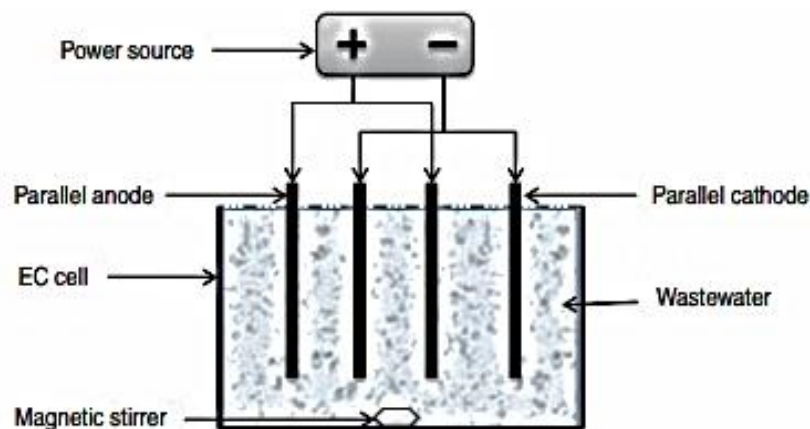
به صورت داخلی بدون اتصال به الکترودهای بیرونی متصل می‌شوند. این پیش‌آرایی الکترودهای تک‌قطبی با سلول‌های سری از نظر الکتریکی شبیه به یک سلول منفرد با الکترودها و اتصالات زیاد است. با توجه به مقاومت بالاتر سلول‌های سری متصل شده، اختلاف پتانسیل بالاتری برای عبور جریان مورد نیاز ضروری است. باین حال، جریان یکسانی از تمام الکترودها عبور می‌کند در حالی که در یک آرایش موازی، جریان الکتریکی بین تمام الکترودها به نسبت مقاومت تک تک سلول‌ها توزیع می‌شود (۱۷). شکل ۷ الکترودهای دوقطبی با سلول‌های موازی را نشان می‌دهد در آن الکترودهای قربانی در میان دو الکترود موازی بدون اتصال الکتریکی قرار دارند. فقط دو الکترود تک‌قطبی به منبع برق وصل شده‌اند و هیچ‌گونه اتصالی بین الکترودهای قربانی وجود ندارد. این پیش تنظیم سامانه، تعمیر و نگهداری انعطاف‌پذیری را در حین استفاده ارائه می‌دهد. وقتی یک جریان الکتریکی از دو الکترود عبور می‌کند، طرف‌های خنثی صفحه رسانا به طرف‌های باردار تبدیل می‌شوند. بنابراین الکترودهای قربانی را الکترودهای دوقطبی می‌نامند (۳۵).

در مطالعه‌ای که ورما بر روی فاضلاب سنتزی نساجی حاوی رنگزاهای Reactive Black 5، Congo Red و Disperse Blue 3 انجام داد، با کاهش فاصله بین آنود و کاتد (افزایش فاصله بین دو آنود) به دلیل افزایش جریان الکتریکی که منجر به برخورد بیشتر یون‌ها و افزایش انعقاد می‌شد، بازده حذف ماده رنگزا و COD بهبود یافت. بیشینه بازده رنگ‌زدایی و کاهش COD به ترتیب ۹۰ و ۹۴ درصد با فاصله ۳ سانتی‌متری بین دو آنود به دست آمد. فراتر از این فاصله، هیچ بهبود قابل توجهی برای کارایی حذف ماده رنگزا مشاهده نشد (۳۴).

۵-۵- چیدمان الکترودها

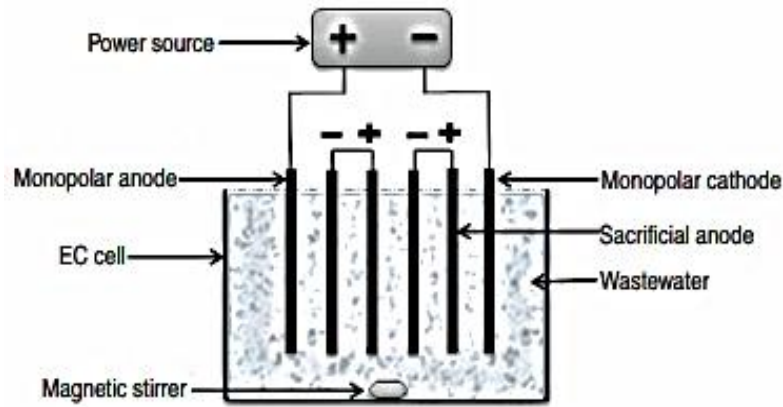
در فرایندهای EC، معمولاً الکترودهای صفحه‌ای ساخته می‌شوند و آب از فضای بین الکترودها عبور می‌کند. آرایش الکترودها می‌تواند تک‌قطبی یا دوقطبی باشد. در آرایش‌های تک‌قطبی، بهبود عملکرد با استفاده از سلول‌های EC با الکترودهای تک‌قطبی به صورت موازی یا سری به دست می‌آید (شکل‌های ۵ و ۶). اتصالات موازی مستلزم چند صفحه فلزی رسانا است که بین دو الکترود موازی و منبع تغذیه جریان مستقیم^۱ (DC) قرار گرفته‌اند. در اتصالات سری هر جفت از "الکترودهای قربانی"

¹ Direct Current



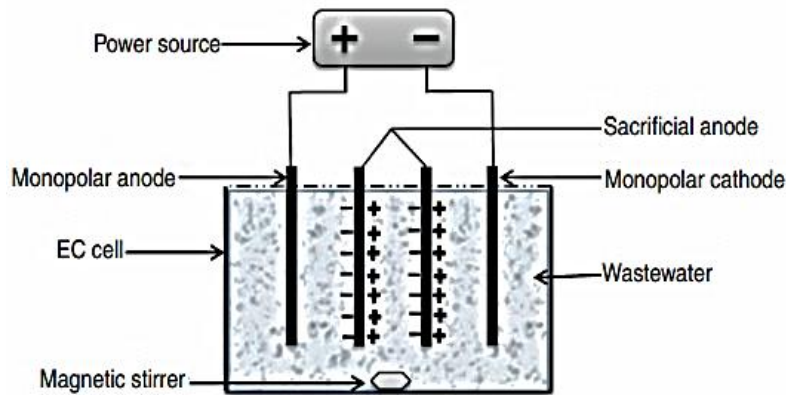
شکل ۵: طرح‌واره رآکتور EC با الکترودهای تک‌قطبی موازی (۱۷).

Figure 5: Schematic diagram of EC reactor with monopolar electrodes in parallel (17).



شکل ۶: طرح‌واره رآکتور EC با الکترودهای تک‌قطبی به‌صورت سری (۱۷).

Figure 6: Schematic diagram of EC reactor with monopolar electrodes in series (17).



شکل ۷: طرح‌واره رآکتور EC با الکترودهای دوقطبی به‌صورت موازی (۱۷).

Figure 7: Schematic diagram of EC reactor with dipolar electrodes in parallel (17).

مختلف تک‌قطبی - موازی (MP-P)، تک‌قطبی - سری (MP-S) و دوقطبی - موازی (BP-P) در تحقیقات مختلف مطالعه شده است. نتایج نشان داد که حالت MP-P برای هر دو نوع اتصال الکترود مقرون‌به‌صرفه است (۳۷، ۳۵). حالت MP-P از نظر مصرف انرژی الکتریکی و مقدار لجن تولیدی نسبت به سایر اتصالات ارجحیت دارد. همچنین به‌دلیل مصرف چگالی جریان پایین اقتصادی‌تر است. بنابراین می‌توان از پیکربندی MP-P برای زمان‌های عملیاتی طولانی و مصرف انرژی کمتر و بازده تصفیه بالاتر استفاده کرد (۱۹). با توجه به مطالعات صورت گرفته به‌طور کلی می‌توان گفت که اتصال از نوع دوقطبی بازده و کارایی بهتر و تک‌قطبی مقرون‌به‌صرفه‌تر است، همچنین MP-P عملکرد بهتری ارائه می‌کند (۱۶، ۲).

۵-۶- دما

اکثر مطالعات EC معمولاً در دمای اتاق انجام می‌شود. با این حال، برخی از محققان تأثیر دما را در بازده حذف آلاینده‌ها در فرآیند EC

کارایی حذف آلاینده‌ها و هزینه‌های عملیاتی پیکربندی‌های تک‌قطبی و دوقطبی در چندین مطالعه مقایسه شده است. خالد و همکارانش تأثیر پیکربندی الکتریکی (دوقطبی و تک‌قطبی) با استفاده از چهار الکترود آلومینیومی به مدت ۶۰ دقیقه تحت چگالی جریان یکسان برای حذف کادمیم از فاضلاب صنعتی را بررسی کردند. برای پیکربندی دوقطبی، بازده حذف با مصرف برق ۴/۱۵ کیلووات‌ساعت بر مترمکعب به ۹۲ درصد رسید ولی برای پیکربندی تک‌قطبی، بازده حذف به ۸۷ درصد رسید و مصرف برق ۱/۲۰ کیلووات‌ساعت بر مترمکعب بود. بنابراین، انتخاب پیکربندی تک‌قطبی بازده حذف بالا (به‌طور ناچیزی کمتر از پیکربندی دوقطبی) و کاهش قابل توجهی در مصرف انرژی نشان داد. دلیل این امر به سطح بالاتری نسبت داده می‌شود که توسط اتصال دوقطبی نشان داده می‌شود و منجر به اکسیدشدن آندی بیشتر در مقایسه با اتصال تک‌قطبی می‌شود (۳۶). تصفیه فاضلاب نساجی توسط EC با چهار الکترود آلومینیومی متصل در داخل یک رآکتور در سه پیکربندی

می‌دهند، ثابت می‌شود. بهینه‌سازی زمان واکنش در سامانه EC ضروری است زیرا سرعت حذف آلاینده تحت تأثیر زمان برقکافت قرار می‌گیرد تا از اتلاف انرژی و منابع جلوگیری شود (۹). مطالعه زودی و همکارانش نشان داد که با افزایش زمان EC میزان سرعت ته‌نشینی لجن افزایش می‌یابد (۳۹). در پژوهش صورت گرفته توسط خندگار و ساروها بر روی پساب نساجی جهت حذف ماده رنگزا دیده شد که با افزایش زمان برقکافت تا ۹۰ دقیقه بازده حذف ماده رنگزا افزایش یافت، اما در زمان‌های بیشتر از ۹۰ دقیقه بازده حذف بیشتر نشد. این محققان گزارش کردند که افزایش تولید $Al(OH)_3$ در آند تا زمان ۹۰ دقیقه منجر به حذف بیشتر ماده رنگزا می‌شد ولی افزایش بیشتر زمان به دلیل عدم تولید لخته بیشتر تغییری در بازده حذف ایجاد نکرد (۲۵). شکرى به بررسی تأثیر زمان برقکافت بر کارایی فرایند EC در حذف ماده رنگزا Acid Orange 5 پرداخت. آزمایش‌ها در چگالی جریان ثابت انجام شد. نتایج نشان داد که با افزایش زمان برقکافت از ۱۰ به ۶۰ دقیقه، بازده حذف ماده رنگزا به‌طور قابل توجهی از ۳۶/۵ به ۹۹/۳ درصد بهبود یافت. انتشار گونه‌های منعقدکننده از انحلال الکتریکی آندی به فرایند حذف ماده رنگزا کمک کرد و غلظت‌های بالاتر یون‌های Al^{3+} و هیدروکسید منجر به حذف بهتر ماده رنگزا شد (۳۲). در یک پژوهش دیگر اثر زمان واکنش بر روی حذف ماده رنگزا Reactive Blue 2 بررسی شد. در این پژوهش افزایش زمان برقکافت از ۶ به ۱۲ دقیقه منجر به افزایش ۸۸/۷ تا ۹۳ درصد بازده حذف ماده رنگزا با استفاده از الکترودهای فولادی و افزایش ۶۸/۵ تا ۸۵ درصد با استفاده از الکترودهای Al شد. باین حال، زمانی که زمان برقکافت از ۱۲ به ۱۸ دقیقه بیشتر شد، بازده حذف ماده رنگزا به دلیل تشکیل لخته‌های متراکم‌تر شروع به کاهش کرد که منجر به افزایش کدورت شد (۳۰).

۵-۸- اثر غلظت ماده رنگزا و آلاینده‌ها

افزایش غلظت اولیه آلاینده در چگالی جریان ثابت باعث کاهش بازده حذف آن می‌شود که دلیل این امر ناکافی بودن مقدار لخته‌های هیدروکسید فلزی تشکیل شده برای ته‌نشینی مقدار زیاد مولکول‌های آلاینده در غلظت‌های اولیه بالاتر است. هنگامی که غلظت اولیه آلاینده‌ها بالا باشد، چگالی جریان اثر قابل توجهی بر سرعت حذف به‌ویژه در مراحل اولیه واکنش ندارد (۱۷). در غلظت‌های بالای ماده رنگزا، در ابتدای زمان واکنش، مولکول‌های ماده رنگزا به‌آسانی در مجاورت الکترودهای قربانی منعقد می‌شوند. باین حال، با پیشرفت تصفیه، افزایش مقاومت انتشار در برابر حرکت به سطح آند باعث کاهش سرعت EC می‌شود. همچنین، یکی از مهم‌ترین مسیرهای حذف ماده رنگزا توسط فرایند EC، جذب روی لخته‌های هیدروکسید فلزی است درحالی که ظرفیت جذب لخته‌ها محدود است. به‌علاوه، تحت شرایط عملیاتی یکسان، سرعت رهاسازی رادیکال‌های هیدروکسیل تقریباً ثابت است؛ بنابراین، در یک شرایط

بررسی کردند. پژوهش نازه و همکارانش جهت بررسی اثر دما بر تصفیه فاضلاب نساجی نشان داد که مقادیر حذف COD، کل جامدات معلق و ماده رنگزا با افزایش دما افزایش یافت و گزارش کردند که دما از طریق عوامل زیر بر سرعت حذف آلاینده تأثیر می‌گذارد: (۱) افزایش دما باعث افزایش سرعت آبکافت Al^{3+} به $Al(OH)_3$ می‌شود و (۲) افزایش دما باعث افزایش در قابلیت انتشار Al^{3+} بر اساس رابطه استاندارد استوکس اینشتین^۱ می‌شود. در نتیجه، افزایشی در نرخ انتقال جرم Al^{3+} از سطح آند به توده محلول مشاهده شد. اما در دمای بالاتر از ۴۰ درجه سانتی‌گراد با افزایش حلالیت $Al(OH)_3$ در محلول، میزان منعقدکننده در دسترس کاهش می‌یابد (۳۷).

سرعت واکنش الکتروشیمیایی، مانند سایر سرعت‌های واکنش شیمیایی، با افزایش دمای محلول افزایش می‌یابد. سونگ و همکارانش مشاهده کردند که با افزایش دما از ۱۰ تا ۲۰ درجه سانتی‌گراد بازده حذف ماده رنگزا از ۴۶ به ۹۴ درصد پس از ۱۵ دقیقه واکنش افزایش یافت، ولی با افزایش بیشتر دمای محلول از ۲۰ به ۶۰ درجه سانتی‌گراد بازده حذف ماده رنگزا تنها اندکی افزایش یافت (۳۸). مطالعه‌ی دیگر توسط شاکر و همکارانش بر روی اثر تغییرات دما بر روی حذف رنگزا صورت گرفت. این مطالعه اثر دما را بر حذف ماده رنگزا به روش EC برای ماده رنگزا Acid Green 20 با استفاده از الکترودهای آلومینیم و آهن بررسی کرد. نتایج نشان داد که دماهای بالاتر منجر به افزایش بازده حذف ماده رنگزا شده و به ترتیب برای الکترودهای Al و Fe به ۹۴/۸ و ۹۶/۴ درصد رسید. تجزیه و تحلیل ترمودینامیکی حاصل از این تحقیق نشان داد که فرایند حذف خودبه‌خود، گرمازا و مطلوب‌تر برای Fe در مقایسه با Al بود. به‌طور کلی، دما نقش مهمی در افزایش کارایی فرایند حذف الکتروشیمیایی ایفا می‌کند (۲۱). با افزایش دما، تحرک و برخورد یون‌ها با پلیمرهای هیدروکسیل افزایش می‌یابد. همچنین، با افزایش دما تولید رادیکال‌های هیدروکسیل در محلول به دلیل انتقال جرم بیشتر گونه‌های مختلف در دماهای بالاتر تسهیل می‌شود و منجر به افزایش سرعت واکنش رادیکال‌ها با آلاینده می‌شود. اما در دماهای بالاتر، تشکیل لخته‌های نامناسب یا افزایش حلالیت رسوبات باعث کاهش بازده حذف ماده رنگزا می‌شود (۳۸).

۵-۷- زمان واکنش

بازده حذف آلاینده‌ها تا حد زیادی به زمان واکنش EC بستگی دارد. در زمان‌های طولانی، به دلیل تولید منعقدکننده‌ها و لخته‌های فلزی بیشتر در چگالی جریان ثابت، سرعت حذف آلاینده بالاتری حاصل می‌شود. اما در زمان‌های طولانی‌تر نرخ حذف آلاینده به دلیل ثابت شدن مکان‌های فعال که لخته‌های آلاینده-منعقدکننده را تشکیل

¹ Stokes-Einstein's Standard Equation

بودن مقدار یون آلومینیم آزاد شده در محلول بدون توجه به غلظت ماده رنگزا در یک چگالی جریان ثابت ربط داده شد (۳۲). در نتیجه، در غلظت‌های بالاتر ماده رنگزا، تولید کمپلکس‌های هیدروکسید آلومینیم برای انعقاد تعداد زیادی مولکول ماده رنگزا کافی نبود و منجر به بازده تخریب پایین تر شد. در نتیجه زمانی که غلظت ماده رنگزا در راکتور بالا باشد، زمان تصفیه اضافی مورد نیاز است و بنابراین مصرف انرژی و هزینه‌ها افزایش می‌یابد.

۵-۹- هدایت الکتریکی محلول

در فرایند برقکافت، بازده حذف آلاینده و هزینه عملیات تابع مستقیم هدایت محلول است. رسانایی محلول به عبور جریان الکتریکی از آن کمک می‌کند؛ بنابراین مواد افزودنی نمک، مانند سدیم کلرید یا سدیم سولفات، قبل از تصفیه برای تنظیم pH به محلول اضافه می‌شود. در ولتاژ ثابت، چگالی جریان با افزایش رسانایی افزایش می‌یابد، در نتیجه مصرف انرژی کاهش می‌یابد (۱۷). افزایش رسانایی مجاز با افزودن کلرید سدیم باعث کاهش ولتاژ سلول در چگالی جریان ثابت به دلیل کاهش مقاومت اهمی فاضلاب می‌شود. بنابراین مصرف انرژی که متناسب با ولتاژ سلول در چگالی جریان است کاهش می‌یابد. یون‌های کلرید می‌توانند اثرات نامطلوب سایر آنیون‌ها مانند HCO_3^- و SO_4^{2-} را به‌طور قابل‌توجهی کاهش دهند، به‌عنوان مثال می‌تواند باعث جلوگیری از رسوب کربنات کلسیم در آب سخت (که یک لایه عایق بر روی سطح الکترودها تشکیل می‌دهد) و در نتیجه جلوگیری از افزایش مقاومت اهمی سلول الکتروشیمیایی شوند. در چگالی جریان‌های بسیار بالا، آنیون‌های کلرید می‌توانند به شکل‌های کلر فعال مانند آنیون‌های هیپوکلریت که می‌توانند مواد رنگزا را اکسید کنند، اکسید شوند (۱۳).

در تحقیقی که توسط مرزوک و همکارانش انجام شد، رسانایی فاضلاب رنگی نساجی شبیه‌سازی شده با افزودن مقادیر ۱ N NaCl در سطوح موردنظر تنظیم شد. شرایط آزمایش EC شامل pH اولیه ۷/۶، غلظت اولیه ماده رنگزا ۳۰۰ میلی‌گرم در لیتر، چگالی جریان $11/55 \text{ mA/cm}^2$ و زمان واکنش ۱۰ دقیقه بود. نتایج نشان داد با افزایش رسانایی تا $2/1 \text{ mS/cm}$ بازده حذف کدورت افزایش یافت، ولی برای مقادیر رسانایی بالاتر بازده حذف کدورت تقریباً بدون تغییر باقی ماند (۲۷). در یک مطالعه دیگر که توسط دالوند و همکارانش انجام شد، سدیم کلرید به‌عنوان یک الکترولیت در غلظت‌های مختلف (۰، ۰/۲۵، ۰/۵ و ۱ میلی‌مولار) برای بررسی اثر غلظت الکترولیت بر حذف ماده رنگزا در طی فرایند EC در شرایط عملیاتی بهینه (ولتاژ ۲۰ ولت، فاصله بین الکترودها ۱ سانتی‌متر و زمان واکنش ۳۰ دقیقه) استفاده شد. نتایج نشان داد که در ولتاژ ثابت با افزایش غلظت الکترولیت از ۰ به ۱ میلی‌مولار، پس از ۵ دقیقه زمان تماس، بازده حذف ماده رنگزا از $55/3$ به $96/5$ درصد افزایش یافت. همچنین با

آزمایشی یکسان، غلظت اولیه ماده رنگزا کمتر، بازده حذف ماده رنگزا بهتری را به همراه دارد (۳۸).

در مطالعه‌ای که توسط خندگار و ساروها بر روی یک پساب رنگرزی صورت گرفت بیشینه بازده حذف ماده رنگزا (۹۸ درصد) در غلظت اولیه ماده رنگزا ۱۰ میلی‌گرم در لیتر به‌دست آمد. نتایج نشان داد که بازده حذف ماده رنگزا با افزایش غلظت اولیه ماده رنگزا در محلول کاهش می‌یابد. هنگامی که غلظت اولیه ماده رنگزا از ۱۰ به ۳۰ میلی‌گرم در لیتر افزایش یافت، کاهش شدید ۱۸ درصد در بازده حذف ماده رنگزا مشاهده شد. کاهش بازده حذف ماده رنگزا با افزایش بیشتر در غلظت اولیه ماده رنگزا از ۳۰ میلی‌گرم در لیتر تدریجی بود. از آنجایی که چگالی جریان و زمان برقکافت در همه آزمایش‌ها ثابت بود، مقدار فلز آند حل‌شده و یون‌های Al^{3+} تولیدشده ثابت می‌ماند و مقدار لخته یکسان در تمام محلول‌ها تولید می‌شد. از آنجایی که مقدار لخته‌های موجود برای انعقاد ماده رنگزا در غلظت پایین کافی‌تر بود، بنابراین بازده حذف ماده رنگزا بالاتری در غلظت‌های پایین ماده رنگزا ایجاد می‌کردند (۳۳). در تحقیقی که توسط دالوند و همکارانش برای تعیین تأثیر غلظت اولیه ماده رنگزا بر بازده حذف ماده رنگزا و COD در طول EC انجام گرفت، پنج محلول ماده رنگزا با غلظت‌های اولیه ماده رنگزا متفاوت (۵۰، ۷۵، ۱۰۰، ۲۰۰ و ۳۰۰ میلی‌گرم در لیتر) در شرایط بهینه (۲۰ ولت، فاصله ۱ سانتی‌متر بین الکترودها و زمان واکنش ۳۰ دقیقه) تصفیه شد. نتایج نشان داد که با افزایش غلظت ماده رنگزا از ۵۰ به ۳۰۰ میلی‌گرم در لیتر، بازده حذف ماده رنگزا و COD به ترتیب به $98/6$ تا $69/5$ درصد و $84/1$ تا $56/2$ درصد رسید. از آنجایی که با افزایش غلظت ماده رنگزا، مقدار لخته‌های تولیدشده برای جذب تمام مولکول‌های ماده رنگزا ناکافی می‌باشد، بنابراین حذف ماده رنگزا و COD کاهش می‌یابد (۷). مطالعه دیگر در زمینه بررسی اثر غلظت ماده رنگزا توسط شاکر و همکارانش انجام شد. این مطالعه اثر غلظت اولیه ماده رنگزا را بر بازده حذف ماده رنگزا Acid Green 20 با استفاده از الکترودهای آلومینیم و آهن بررسی کرد. درصد حذف ماده رنگزا با افزایش غلظت اولیه ماده رنگزا کاهش یافت. غلظت ماده رنگزا بهینه برای حذف کارآمد ۶۰ میلی‌گرم در لیتر برای هر دو الکترودها Fe و Al بود. طبق قانون فارادی، مقدار یون‌های فلزی وارد شده به محلول برای تمام غلظت‌های ماده رنگزا ثابت می‌ماند و در نتیجه تعداد لخته‌های یکسانی تولید می‌شود. بنابراین، در غلظت‌های بالاتر ماده رنگزا، لخته‌های تولید شده برای جذب تمام مولکول‌های Acid Green 20 کافی نبودند که منجر به کاهش سرعت حذف ماده رنگزا شد (۲۱). پژوهشی که توسط شکری انجام شد، کارایی تخریب Acid Orange 5 را در غلظت‌های اولیه مختلف از ۳۰ تا ۱۲۰ میلی‌گرم در لیتر بررسی کرد. با افزایش غلظت Acid Orange 5، بازده تخریب از ۹۹ به $68/5$ درصد کاهش یافت. این کاهش بازده حذف به ثابت

افزایش غلظت الکترولیت از ۰ به ۱ میلی‌مولار، زمان لازم برای رسیدن به درصد حذف ماده رنگزا ۹۸/۵ درصد، از ۳۰ به ۱۰ دقیقه کاهش یافت؛ بنابراین می‌توان اظهار نظر کرد که در یک ولتاژ ثابت با افزایش غلظت الکترولیت، رسانایی محلول ماده رنگزا افزایش (با افزایش غلظت الکترولیت از ۰ به ۱ میلی‌مولار هدایت محلول‌ها از ۴۴ به ۱۶۸ mS/cm افزایش می‌یابد) و مقاومت کاهش می‌یابد، بنابراین جریان عبوری افزایش می‌یابد و در نتیجه مقدار تولید هیدروکسید فلزی و حذف ماده رنگزا افزایش می‌یابد. نتایج این تحقیق همچنین نشان داد که با افزایش غلظت الکترولیت از ۰ به ۱ میلی‌مولار، مصرف انرژی الکتریکی از ۰/۴۶ به ۱/۵ کیلووات‌ساعت بر مترمکعب افزایش یافت. علاوه بر این، وجود NaCl در محلول باعث تولید یون هیپوکلریت در آند و منجر به افزایش حذف ماده رنگزا با اکسیدشدن مولکول‌های ماده رنگزا می‌شود (۷).

۶- تحلیل اقتصادی

تحلیل هزینه نقش مهمی در تصفیه فاضلاب صنعتی دارد. هزینه‌های درگیر در فرایند EC شامل هزینه مصرف انرژی، هزینه الکترولیت محلول و هزینه مواد شیمیایی خارجی (برای افزایش رسانایی محلول یا تغییر pH محلول) است. هزینه عملیاتی با استفاده از فرایند EC از رابطه‌های زیر (رابطه‌های ۶، ۷، ۸ و ۹) به دست می‌آید (۱۷).

$$C_{\text{electrode}} = I \times RT \times M / n \times F \times V \quad (6)$$

رابطه ۷، مصرف انرژی الکتریکی (C_{energy})، کیلووات ساعت بر مترمکعب):

$$C_{\text{energy}} = U \times I \times RT / V \quad (7)$$

رابطه‌های ۸ و ۹، مصرف مواد شیمیایی ($C_{\text{chemicals}}$)، کیلوگرم مواد شیمیایی بر مترمکعب):

$$C_{\text{chemicals}} = \text{Chemicals used} / m^3 \text{ of effluent} \quad (8)$$

$$\text{Operating cost (cost/m}^3) = aC_{\text{electrode}} + bC_{\text{energy}} + cC_{\text{chemicals}} \quad (9)$$

که در آن I = جریان الکتریکی (A)، U = ولتاژ (V)، RT = زمان واکنش تصفیه (s)، M = جرم مولکولی آلومینیم (۲۶/۹۸ g/Mol) و آهن (۵۵/۸۴ g/Mol)، Z = مقدار مول الکترون (۳ برای آلومینیم و ۲ برای آهن)، F = ثابت فارادی (۹۶۵۰۰ c/Mol)، V = حجم فاضلاب (L)، a = هزینه آلومینیم یا آهن (US\$/kg)، b = هزینه‌های برق (US\$/kWh) و c = هزینه مواد شیمیایی که می‌توان اضافه کرد (US\$/kg) است (۱۷). هزینه عملیاتی در شرایط بهینه فرایند EC برای حذف ماده رنگزا توسط دالواند و همکارانش مورد بررسی قرار گرفت. مصرف الکترولیت، مصرف انرژی و هزینه عملیاتی به ترتیب

۷- چالش‌ها و چشم‌انداز آینده

عملکرد مناسب سامانه EC همان‌طور که در متن به آن پرداخته شد به عوامل و مؤلفه‌های متفاوتی بستگی دارد که هرکدام از این مؤلفه‌ها می‌توانند بر فاضلاب‌های مختلف تأثیر متفاوتی بگذارند. مطالعات متعددی برای بهینه‌سازی فرایند EC انجام گرفته است، اما باین حال هنوز نیاز به بررسی‌های بیشتر وجود دارد. فرایند EC علاوه بر مزایای از جمله تجهیزات ساده، جداسازی راحت لجن، پساب‌های با مواد جامد محلول کمتر، توانایی حذف ذرات کوچک، نیاز به سرویس و هزینه کمتر و عدم وجود مواد شیمیایی در لجن دارای معایبی نیز است. از معایب این فرایند می‌توان به تعویض مداوم الکترودهای آند که در فاضلاب حل می‌شوند، استفاده از برق که در بعضی از نقاط ممکن است تأمین برق مشکل باشد، امکان تشکیل یک فیلم اکسید غیرقابل نفوذ روی کاتد که منجر به کاهش کارایی واحد EC می‌شود و

می‌شود از فناوری‌های به‌روز در جهت ارتقا سامانه‌های انعقاد الکتریکی و بهینه‌سازی آن بهره‌گیرند.

۸- نتیجه‌گیری

فرایند EC برای حذف مؤثر ماده رنگزا و آلاینده‌ها از فاضلاب صنایع نساجی و رنگرزی استفاده شده است. در این فرایند اعمال جریان الکتریکی برای تولید منعقدکننده‌ها از طریق انحلال آندی، بی‌ثبات کردن ذرات و تعلیق آلاینده‌ها و همچنین تشکیل لخته با تجمع فاز ناپایدار موردنیاز است. طبق مطالب بیان شده مؤلفه‌های تأثیرگذار بر عملکرد سامانه EC در حذف ماده رنگزا و COD از فاضلاب صنایع نساجی و رنگرزی شامل جنس، فاصله و چینش الکترودها، چگالی جریان، pH، دما و هدایت الکتریکی محلول، غلظت ماده رنگزا و آلاینده‌ها و زمان واکنش است. در نتیجه، بهینه‌سازی مؤلفه‌های عملیاتی مذکور جهت کارایی بالای سامانه EC ضروری است. تحلیل اقتصادی تصفیه فاضلاب رنگرزی با سامانه EC نشان داده که هزینه عملیاتی فرایند EC در مقایسه با سایر فرایندهای تصفیه آب مقرون‌به‌صرفه‌تر است. فرایند EC علاوه بر مزایای از جمله تجهیزات ساده، جداسازی راحت لجن، توانایی حذف ذرات کوچک، نیاز به سرویس و هزینه کمتر و عدم وجود مواد شیمیایی در لجن دارای معایبی نیز نظیر تعویض مداوم الکترودهای آند، نیاز به برق بخصوص در نقاطی با مشکل تأمین برق، امکان تشکیل یک فیلم اکسید غیرقابل نفوذ روی کاتد و نیاز به هدایت بالای سوسپانسیون فاضلاب است. برای حل این مشکلات می‌توان به ساخت و طراحی سامانه‌های هیبریدی و ادغام این روش با روش‌های دیگر تصفیه فاضلاب اشاره کرد. نتایج تحقیقات نشان داده که طراحی سامانه‌های هیبریدی شامل EC منجر به بهبود عملکرد فرایند، افزایش بازده و رنگ‌زدایی بهتر می‌شود.

تشکر و قدردانی

این طرح مطالعاتی با اعتبارات ویژه پژوهشی (گرت شماره ۱۴۰۲۶۰۵۴) پژوهشگاه مواد و انرژی انجام شد.

تعارض منافع

هیچ‌گونه تعارض منافع توسط نویسندگان بیان نشده است.

نیاز به هدایت بالای سوسپانسیون فاضلاب اشاره کرد (۱۳). برای حل این مشکلات می‌توان به ساخت و طراحی سامانه‌های هیبریدی و ادغام این روش با روش‌های دیگر تصفیه فاضلاب اشاره کرد. مطالعات متعددی فرایند EC را با سایر فرایندها از جمله ازن زنی (۱۷)، اکسیدشدن الکتروشیمیایی (۴۰، ۴۱)، EF (۲۷) و صاف‌کردن غشایی (۴۲) ترکیب کردند. نتایج این تحقیقات نشان داد که ترکیب این فرایندها منجر به بهبود عملکرد سامانه، افزایش بازده و رنگ‌زدایی بهتر می‌شود. با این حال، برای پیش‌بینی سازوکار واکنش و بهبود بازده کلی کاهش آلاینده، به یک رویکرد عمومی‌تر نیاز است. استفاده از ابزارهای یادگیری ماشینی یعنی AutoCAD و Python یکی دیگر از حوزه‌های نوظهور است که می‌تواند برای طراحی راکتور و کنترل فرایند عملیاتی سامانه EC مورد بررسی قرار گیرد (۱). علاوه بر این، به‌شدت توصیه می‌شود که یک رویکرد پایدار برای استفاده از گاز H_2 تولیدشده و دفع مناسب لجن تشکیل‌شده در طول فرایند EC ایجاد شود. این رویکرد می‌تواند جدای از ارائه یک جایگزین عملی برای تخریب آلاینده‌های مختلف فاضلاب به‌طور قابل‌توجهی فرایند را کارآمدتر، سازگار با محیط‌زیست و مقرون‌به‌صرفه‌تر کند.

به‌طور کلی فناوری EC به‌عنوان یک روش نوین و کارآمد در تصفیه فاضلاب، به‌ویژه فاضلاب رنگرزی پارچه، اهمیت بسیاری پیدا کرده است. برخی از روندهای آینده فناوری EC در حوزه تصفیه فاضلاب رنگرزی پارچه با توجه به مطالعات صورت‌گرفته به شرح زیر است:

بهبود کارایی: روند پیشرفت روش‌های EC در تصفیه فاضلاب رنگرزی پارچه، به سمت بهبود کارایی و افزایش نرخ تصفیه فاضلاب خواهد بود. این به معنای کاهش زمان و انرژی موردنیاز برای فرایند EC و افزایش کارایی فرایند تصفیه است.

استفاده از نانوفیبرهای مخصوص: مطالعاتی در خصوص تلاش برای استفاده از نانوفیبرهای مخصوص در فناوری EC، به‌منظور افزایش کارایی جذب مواد رنگزا و مواد آلی موجود در فاضلاب رنگرزی پارچه در حال انجام است که می‌تواند جذابیت این فناوری را بیش‌ازپیش افزایش دهد.

EC ترکیبی: استفاده از فناوری EC به‌صورت ترکیب با فرایندهای تصفیه فاضلاب دیگر، مانند انعقاد شیمیایی، جذب و اکسیدشدن نوری، به‌عنوان یک فرایند کامل تصفیه فاضلاب رنگرزی پارچه در نظر گرفته می‌شود.

توسعه سامانه‌های مقیاس‌پذیر: تلاش‌ها برای توسعه سامانه‌های مقیاس‌پذیر EC، امکان استفاده از این فناوری در مقیاس‌های مختلف، از جمله کوچک، متوسط و بزرگ، را فراهم خواهد کرد.

با توجه به اهمیت تصفیه فاضلاب و حفاظت از محیط‌زیست، فناوری EC به‌عنوان یک راهکار نوین و پر امید برای بهبود فرایندهای تصفیه فاضلاب به‌شمار می‌آید و به علاقه‌مندان به این حوزه پیشنهاد

۹- مراجع

1. Das PP, Sharma M, Purkait MK. Recent progress on electrocoagulation process for wastewater treatment: A review. *Sep Purif Technol.* 2022;292:121058. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2022.121058>.
2. Bener S, Bulca Ö, Palas B, Tekin G, Atalay S, Ersöz G. Electrocoagulation process for the treatment of real textile wastewater: Effect of operative conditions on the organic carbon removal and kinetic study. *Process Saf Environ Prot.* 2019;129:47–54. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2019.06.010>.
3. Vanaki A, Abdollahzadeh Sharghi E, Boanakdarpour B, Shariati M. Investigating the performance of up-flow anaerobic sludge blanket reactor in textile dyeing wastewater treatment. *J Stud color world.* 2023;13(3):283-299. <https://dorl.net/dor/20.1001.1.22517278.1402.13.3.4.0> [In Persian].
4. Donkadokula NY, Kola AK, Naz I, Saroj D. A review on advanced physico-chemical and biological textile dye wastewater treatment techniques. *Rev Environ Sci Biotechnol.* 2020;19(3):543–60. <https://doi.org/10.1007/s11157-020-09543-z>.
5. Islam M, Mostafa M. Textile dyeing effluents and environment concerns - a review. *J Environ Sci Nat Resour.* 2019;11(1–2):131–44. <https://doi.org/10.3329/jesnr.v11i1-2.43380>.
6. Dos Santos AB, Cervantes FJ, van Lier JB. Review paper on current technologies for decolourisation of textile wastewaters: Perspectives for anaerobic biotechnology. *Bioresour Technol.* 2007;98(12):2369–85. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2006.11.013>.
7. Dalvand A, Gholami M, Joneidi A, Mahmoodi NM. Dye removal, energy consumption and operating cost of electrocoagulation of textile wastewater as a clean process. *Clean-Soil, Air, Water.* 2011;39(7):665–72. <https://doi.org/10.1002/clen.201000233>.
8. Adesanmi BM, Hung YT, Paul HH, Huhnke CR. Comparison of dye wastewater treatment methods: A review. *GSC Adv Res Rev.* 2022;10(2), 126–137. <https://doi.org/10.30574/gscarr.2022.10.2.0054>.
9. Tahreen A, Jami MS, Ali F. Role of electrocoagulation in wastewater treatment: a developmental review. *J Water Process Eng.* 2020;37, 101440. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101440>.
10. 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. *J Environ Chem Eng.* 2021;9(2):105012. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2020.105012>.
11. Akter S, Suhan BK, Islam S. Recent advances and perspective of electrocoagulation in the treatment of wastewater: A review. *Environ Nanotechnology, Monit Manag.* 2022;17:100643. <https://doi.org/10.1016/j.enmm.2022.100643>.
12. Can OT, Kobya M, Demirbas E, Bayramoglu M. Treatment of the textile wastewater by combined electrocoagulation. *Chemosphere.* 2006;62(2):181–7. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2005.05.022>.
13. Yasir F, Mohsen S, Ahmed SA, Dawood A, Cretescu I, Le P, et al. Can electrocoagulation technology be integrated with wastewater treatment systems to improve treatment efficiency?. *Environ Research.* 2022;214(2):113890. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.113890>.
14. Alinsafi A, Khemis M, Pons MN, Leclerc JP, Yaacoubi A, Benhammou A, et al. Electro-coagulation of reactive textile dyes and textile wastewater. *Chem Eng Process Process Intensif.* 2005;44(4):461–70. <https://doi.org/10.1016/j.cep.2004.06.010>.
15. Naje AS, Chelliapan S, Zakaria Z, Abbas SA. Treatment Performance of Textile Wastewater Using Electrocoagulation (EC) Process under Combined Electrical Connection of Electrodes. *Int J Electrochem Sci.* 2015;10:5924–41. [https://doi.org/10.1016/S1452-3981\(23\)17305-6](https://doi.org/10.1016/S1452-3981(23)17305-6).
16. Bilińska L, Blus K, Gmurek M, Ledakowicz S. Coupling of electrocoagulation and ozone treatment for textile wastewater reuse. *Chem Eng J.* 2019;358:992-1001. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2018.10.093>.
17. Naje AS, Chelliapan S, Zakaria Z, Ajeel MA, Alaba PA. A review of electrocoagulation technology for the treatment of textile wastewater. *Rev Chem Eng.* 2017;33(3):263–92. <https://doi.org/10.1515/revce-2016-0019>.
18. Akanksha, Roopashree GB, Lokesh KS. Comparative study of electrode material (iron, aluminium and stainless steel) for treatment of textile industry wastewater. *Int J Environ Sci.* 2013;4(4):519–31. <https://doi.org/10.6088/ijes2014040400009>.
19. Bayramoglu M, Eyvaz M, Kobya M. Treatment of the textile wastewater by electrocoagulation. Economical evaluation. *Chem Eng J.* 2007;128(2–3):155–61. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2006.10.008>.
20. Wei MC, Wang KS, Huang CL, Chiang CW, Chang TJ, Lee SS, et al. Improvement of textile dye removal by electrocoagulation with low-cost steel wool cathode reactor. *Chem Eng J.* 2012;192:37–44. <http://doi.org/10.1016/j.cej.2012.03.086>.
21. Shaker AM, Moneer AA, El-Sadaawy MM, El-Mallah NM, Ramadan MSH. Comparative study for removal of acid green 20 dye by electrocoagulation technique using aluminum and iron electrodes. *Desalin Water Treat.* 2020;198:345–63. <http://doi.org/10.5004/dwt.2020.26007>.
22. Hendaoui K, Ayari F, trabelsi ayadi M. Optimization of Indigo Dye Removal by Continuous Electrocoagulation Process. 2021. 183–8.
23. El-Hosiny FI, Abdel-Khalek MA, Selim KA, Osama I. Physicochemical study of dye removal using electrocoagulation-flotation process. *Physicochem Probl Miner Process.* 2018;54(2):32133. <https://doi.org/10.5277/ppm p1825>.
24. Tezcan Un U, Aytac E. Electrocoagulation in a packed bed reactor-complete treatment of color and cod from real textile wastewater. *J Environ Manage.* 2013;123:113–9. <http://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.03.016>.
25. Khandegar V, Saroha AK. Electrochemical Treatment of Effluent from Small-Scale Dyeing Unit. *Indian Chem Eng.* 2013;55(2):112–20. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.06.043>.
26. Merzouk B, Gourich B, Sekki A, Madani K, Chibane M. Removal turbidity and separation of heavy metals using electrocoagulation-electroflotation technique. A case study. *J Hazard Mater.* 2009;164(1):215–22. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.07.144>.
27. Merzouk B, Madani K, Sekki A. Using electrocoagulation-electroflotation technology to treat synthetic solution and textile wastewater, two case studies. *Desalin.* 2010;250(2):573–7. <http://doi.org/10.1016/j.desal.2009.09.026>.

28. Aouni A, Fersi C, Ben Sik Ali M, Dhahbi M. Treatment of textile wastewater by a hybrid electrocoagulation/nanofiltration process. *J Hazard Mater.* 2009;168(2-3):868-74. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.02.112>.
29. Taheri M. Techno-economical aspects of electrocoagulation optimization in three acid azo dyes removal comparison. *Clean Chem Eng.* 2022;2:100007. <https://doi.org/10.1016/j.clce.2022.100007>.
30. Yaqub A, Raza H, Ajab H, Shah SH, Shad A, Ahmad Z. Decolorization of reactive blue-2 dye in aqueous solution by electrocoagulation process using aluminum and steel electrodes. *J Hazard Mater Adv.* 2023;9:100248. <https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2023.100248>.
31. Hashim KS, Hussein AH, Zubaidi SL, Kot P, Kraidi L, Alkhaddar R, et al. Effect of initial pH value on the removal of reactive black dye from water by electrocoagulation (EC) method. In: *Journal of Physics: Conference Series.* 2019. p. 2-8. <https://doi.org/10.1088/1742-6596/1294/7/072017>.
32. Shokri A. Application of electrocoagulation process for the removal of acid orange 5 in synthetic wastewater. *Iran J Chem Chem Eng.* 2019;38(2):113-9. <https://doi.org/10.30492/IJCCE.2019.30593>.
33. Khandegar V, Saroha AK. Electrochemical Treatment of Textile Effluent Containing Acid Red 131 Dye. *J Hazardous, Toxic, Radioact Waste.* 2014;18(1):38-44. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)HZ.2153-5515.0000194](https://doi.org/10.1061/(ASCE)HZ.2153-5515.0000194).
34. Verma AK. Treatment of textile wastewaters by electrocoagulation employing Fe-Al composite electrode. *J Water Process Eng.* 2017;20:168-72. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2017.11.001>.
35. Demirci Y, Pekel LC, Alpaz M. Investigation of different electrode connections in electrocoagulation of textile wastewater treatment. *Int J Electrochem Sci.* 2015;10(3):2685-93. [https://doi.org/10.1016/S1452-3981\(23\)04877-0](https://doi.org/10.1016/S1452-3981(23)04877-0).
36. Khaled B, Wided B, Béchir H, Limam A, Mouna L, Tlili Z. Investigation of electrocoagulation reactor design parameters effect on the removal of cadmium from synthetic and phosphate industrial wastewater. *Arab J Chem.* 2015. <http://dx.doi.org/10.1016/j.arabjc.2014.12.012>.
37. Naje AS, Chelliapan S, Zakaria Z, Abbas SA. Electrocoagulation using a rotated anode: A novel reactor design for textile wastewater treatment. *J Environ Manag.* 2016;176:34-44. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.03.034>.
38. Bayramoglu M, Eyvaz M, Kobya M. Treatment of the textile wastewater by electrocoagulation Economical evaluation. 2007;128:155-61. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2006.10.008>.
39. ong S, He Z, Qiu J, Xu L, Chen J. Ozone assisted electrocoagulation for decolorization of C.I. Reactive Black 5 in aqueous solution: An investigation of the effect of operational parameters. *Sep Purif Technol.* 2007;55(2):238-45. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2006.12.013>.
40. Zodi S, Potier O, Lopicque F, Leclerc JP. Treatment of the industrial wastewaters by electrocoagulation: Optimization of coupled electrochemical and sedimentation processes. *Desalin.* 2010;261(1-2):186-90. <http://doi.org/10.1016/j.desal.2010.04.024>.
41. GilPavas E, Dobrosz-Gómez I, Gómez-García MÁ, Efficient treatment for textile wastewater through sequential electrocoagulation, electrochemical oxidation and adsorption processes: Optimization and toxicity assessment. *J Electroanal Chem.* 2020;878: 114578. <http://doi.org/10.1016/j.jelechem.2020.114578>.
42. Raju GB, Karupiah MT, Latha SS, Parvathy S, Prabhakar S. Treatment of wastewater from synthetic textile industry by electrocoagulation-electrooxidation. *J Chem Eng.* 2008;144(1):51-58. <http://doi.org/10.1016/j.cej.2008.01.008>.

How to cite this article:

Shariati Mona, Abdollahzadeh Sharghi E, Bonakdarpour B, Vanaki A. Investigating the electrocoagulation process performance textile dyeing wastewater treatment. *J Stud color world.* 2024;14(1):1-17. <https://dorl.net/dor/20.1001.1.22517278.1402.14.1.1.6> [In Persian].