

تصفیه فاضلاب‌های رنگی به روش انعقاد الکتریکی و شناورسازی الکتریکی با الکترودهای فولادی زنگ‌نزن مشبک

محمدعلی آهنگر نوکلایی^۱، حسین گنجی دوست^{۲*} و بیتا آیتی^۳

۱. کارشناسی‌ارشد مهندسی عمران و محیط زیست، دانشگاه تربیت مدرس (m.ahangarnokolayi@modares.ac.ir)

۲. استاد، گروه مهندسی محیط‌زیست، دانشکده مهندسی عمران و محیط‌زیست، دانشگاه تربیت مدرس

۳. دانشیار، گروه مهندسی محیط‌زیست، دانشکده مهندسی عمران و محیط‌زیست، دانشگاه تربیت مدرس (ayati_bi@modares.ac.ir)

تاریخ پذیرش مقاله: ۱۳۹۶/۰۵/۰۳

تاریخ وصول مقاله: ۱۳۹۵/۱۰/۰۶

چکیده

روش‌های انعقاد الکتریکی و شناورسازی الکتریکی قابلیت کاربرد برای تصفیه فاضلاب صنایع مختلف را دارد. با اعمال جریان الکتریکی به الکترودهای کاتد و آند، با انحلال آند آلومینیمی یا آهنی، مواد منعقدکننده در محل تولید می‌شود. همچنین، الکترولیز آب منجر به تولید گاز هیدروژن می‌شود که حین صعود به سمت بالا شناوری مواد معلق داخل فاضلاب را در پی دارد. در این تحقیق، تأثیر پارامترهای کلیدی دانسیته جریان الکتریکی و غلظت اولیه رنگزا در تصفیه رنگزای اسید قرمز ۱۴ به روش انعقاد و شناورسازی الکتریکی بررسی و مقادیر هر یک از این پارامترها از نظر بازده حذف رنگ، میزان مصرف انرژی و انحلال آند بهینه شد. در ادامه، عملکرد این سیستم در تصفیه فاضلاب واقعی رنگرزی بررسی شد. با توجه به نتایج این تحقیق که حذف ۹۹ درصد رنگزا در زمان کمتر از ۳۰ دقیقه، انرژی مخصوص مصرفی $1/9 \text{ kWh/kg Dye Removed}$ ، آند مصرفی $0/95 \text{ kg Fe/kg Dye Removed}$ و TSS لجن 3700 mg/L به دست آمد، توانایی روش هم‌زمان انعقاد الکتریکی و شناورسازی الکتریکی در تصفیه فاضلاب‌های حاوی رنگزا همراه با مصرف کم مواد و انرژی به اثبات رسید که می‌توان آن را گزینه‌ای مناسب برای جایگزینی با روش‌های معمول تصفیه به کار برد.

کلیدواژه

انحلال آند، حذف رنگزا، دانسیته جریان الکتریکی، غلظت، فاضلاب واقعی.

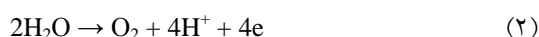
۱. سرآغاز

زیادی در فرایندهای مختلف تولید می‌شود، از قبیل مراحل آهارزنی، شست‌وشو، سفیدکردن، رنگرزی، چاپ و پرداخت. این فاضلاب حاوی محصولات جانبی، رنگزای باقی‌مانده، نمک‌ها، اسید یا قلیا، مواد شیمیایی دیگر و حلال‌های شست‌وشوست. شفافیت آب و انحلال گازها در آن با حضور حتی مقدار کمی رنگزا کاهش می‌یابد. به همین دلیل، حذف مواد رنگی از فاضلاب نسبت به مواد آلی بدون رنگ که BOD بالایی ایجاد می‌کند، اهمیت بیشتری

رنگزاهای مختلف در صنایع گوناگون از قبیل نساجی، لوازم آرایشی، کاغذ، چرم، داروسازی و غذایی کاربرد دارد (Robinson et al., 2001). ۱۰ تا ۵۰ درصد این رنگزاهای با پساب تولیدی از فرایندها خارج می‌شود. ترکیبات فاضلاب نساجی با توجه به ناخالصی فیبرها و مواد شیمیایی مصرفی در فرایندهای مختلف، متفاوت است. صنعت نساجی شامل فرایندهای مختلف برای تولید محصول است. فاضلاب

سطح می‌آورد و تشکیل پتوی لجن را می‌دهد که به صورت مکانیکی قابل جمع‌آوری است. به این تغییرات، آثار الکتروشیمیایی گفته می‌شود که در سایر روش‌های شناورسازی وجود ندارد (Matis & Peleka, 2010; Khandegar & Saroha, 2013).

برای آند فولادی و در ادامه تولید اکسیژن:



واکنش‌ها در کاتد:



در ادامه نتایج مطالعات انجام شده در زمینه حذف رنگزا به روش الکتروشیمیایی معیاری از کارایی این روش ارائه شده است.

Chang و همکاران (۲۰۱۰) تصفیه فاضلاب حاوی Reactive Black 5 را با ترکیب روش‌های انعقاد الکتریکی و جذب با کربن فعال گرانولی بررسی کردند. با غلظت اولیه رنگ ۱۰۰ mg/L و حجم ۵۰۰ mL الکترودهای چدنی، فاصله بین الکترودها ۱ cm، ۱ gr/L NaCl، دانسیته جریان ۲۷۷ A/m² و pH برابر ۷، راندمان حذف بیش از ۹۵ درصد رنگ به دست آمد. اما ۶۱ درصد از COD هنوز در محلول باقی ماند که خاصیت سمی داشت. اکسیدان‌های قوی و مواد واسطه تولیدشده طی فرایند انعقاد الکتریکی در ایجاد سمیت نقش دارد. کربن فعال گرانولی با غلظت ۲۰ gr/L به خوبی سمیت و COD باقی‌مانده را حذف کرد. Parsa و همکاران (۲۰۱۱) حذف Acid Brown 14 از محلول آبی با روش انعقاد الکتریکی را به منظور بهینه‌سازی پارامترها و کاهش انرژی مصرفی آزمایش کردند. با محلول حاوی رنگزا به غلظت ۵۰ mg/L با حجم ۰/۵ L، دو آند آلومینیومی و یک کاتد فولادی در بین آن‌ها با آرایش عمودی، غلظت ۰/۵ gr/L NaCl، دانسیته جریان الکتریکی ۶/۳۲۹ A/m²، pH اولیه ۶/۴ و در دمای ۲۵ °C، راندمان حذف ۹۱ درصد رنگزا در مدت زمان ۱۸ دقیقه به دست آمد.

دارد. بنابراین، کنترل آلودگی آب‌های سطحی و زیرزمینی در نواحی صنایع رنگرزی اهمیت بالایی دارد (Khandegar & Saroha, 2013).

حذف رنگ از طریق روش‌های مختلف فیزیکی، شیمیایی، بیولوژیکی یا تلفیقی از آن امکان‌پذیر است که می‌توان به روش‌های فیزیکی مانند جذب، فیلترسازی غشایی و امواج اولتراسونیک، روش‌های شیمیایی مانند تبادل یونی، الکترولیز، انعقاد و لخته‌سازی، اکسایش متعارف و پیشرفته و روش‌های بیولوژیکی با استفاده از جلبک، قارچ و باکتری اشاره کرد (Koby et al., 2006). در انعقاد شیمیایی، جاذبه الکترواستاتیکی بین رنگزای محلول و مولکول پلیمری با بارهای مخالف موجب ایجاد لخته می‌شود که از آن، تولید لجن زیاد و جامدات محلول بالا در پساب تصفیه شده است. انعقاد شیمیایی برای رنگزاهای سولفوری و دیسپرس^۱ مؤثر است. رنگزاهای اسیدی، مستقیم، خمی^۲ و راکتیو منعقد می‌شود، اما ته‌نشین نمی‌شود. در حالی که رنگزاهای کاتیونی حتی منعقد نمی‌شود (Can et al., 2006).

روش الکتروشیمیایی روش تصفیه مناسبی با بازده بالا در تصفیه پساب صنایع نساجی و حاوی غلظت بالایی از رنگ است. این روش نسبت به سایر روش‌ها برای رنگ‌زدایی مزایایی دارد، مانند نیاز به تجهیزات ساده، سرعت بالا و زمان ماند کوتاه برای حذف آلاینده‌ها، راهبری آسان و نیاز کم به مواد شیمیایی (Yildiz, 2008). انعقاد الکتریکی عبارت است از تولید مواد منعقدکننده در محل با استفاده از تجزیه الکتریکی الکترودهای آلومینیم یا آهن. در فرایند انعقاد الکتریکی، مطابق واکنش ۱، یون‌های آهنی تولید می‌شود که بسیار فعال‌تر از یون‌های آهنی است که به صورت دستی اضافه می‌شود. با برقراری جریان بین دو قطب آند و کاتد، با الکترولیز آب، حباب‌های ریز اکسیژن و هیدروژن تولید می‌شود و به طرف بالا حرکت می‌کند (واکنش‌های ۲ تا ۴). این حباب‌ها حین حرکت، ذرات معلق و روغن را به صورت لایه به

هم‌زمان با انعقاد الکتریکی نیاز به واحد ته‌نشینی ثقلی برای جداسازی لخته‌ها را از بین ببرد و به جداسازی توأمان آلاینده و کاهش هزینه‌های تصفیه منجر شود. تحقیقات انجام شده در زمینه حذف رنگ‌زا به روش الکتروشیمیایی بر محوریت انعقاد الکتریکی است و از خاصیت شناورسازی حباب‌های تولیدی به‌جز در تحقیق Zodi و همکاران (۲۰۱۳) و Hooshmandfar و همکاران (۲۰۱۵) استفاده نشده است. در این تحقیق طراحی راکتور به‌گونه‌ای در نظر گرفته شد تا از خاصیت انعقاد الکتریکی و شناورسازی الکتریکی به‌طور هم‌زمان بتوان استفاده کرد. نکته قابل ذکر اینکه استفاده از الکترودهای فولادی زنگ‌نزن مشبک در کنار آرایش افقی الکترودها، این تحقیق را از تحقیقات مشابه در زمینه حذف رنگ متمایز کرده است.

۲. مواد و روش‌ها

۲.۱. مواد و تجهیزات

مطابق شکل ۱، سلول الکتروشیمیایی برای فرایند انعقاد و شناورسازی الکتریکی از جنس پلکسی‌گلاس به‌شکل مکعب مستطیل با ابعاد $7 \times 7 \times 15$ cm، با حجم مفید ۷۳۵ میلی‌لیتر استفاده می‌شود. همان‌طور که در شکل ۱ مشاهده می‌شود، طراحی راکتور به‌گونه‌ای در نظر گرفته شد که فرایندهای انعقاد الکتریکی و شناورسازی الکتریکی به‌طور هم‌زمان در یک راکتور انجام گیرد. لازم به توضیح است که لجن حاصل از فرایند شناورسازی به داخل مخزن لجن منتقل و با نمونه‌گیری از آن، آزمایش‌های لازم نظیر کل جامدات معلق (TSS) روی آن انجام می‌شد.

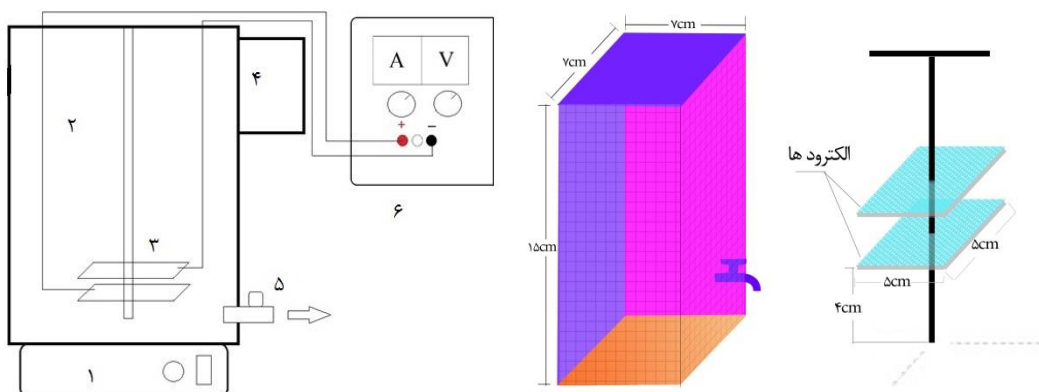
از دو الکتروود فولادی زنگ‌نزن 316 مشبک با خلوص ۹۹ درصد به‌عنوان آنود و کاتد با آرایش تک‌قطبی و به‌صورت افقی در راکتور استفاده شد. به‌دلیل اینکه گاز هیدروژن تولیدی در کاتد، نقش اصلی را در شناورکردن ذرات معلق دارد، نحوه اتصال جریان به صورتی بود که کاتد در بالا و آنود در پایین قرارگیرد. آزمایش‌ها به‌صورت ناپیوسته انجام گرفت. فاصله آنود از کف ظرف ۵ cm و فاصله شیر خروجی نمونه‌گیری ۴ cm از کف بود.

Patel و همکاران (۲۰۱۱) با استفاده از انعقاد الکتریکی تصفیه فاضلاب ساختگی مشابه حاصل از شست‌وشوی کارخانجات ساخت رنگ حاوی Reactive Black 5 را بررسی کردند. با حجم فاضلاب ۵۰۰ mL، غلظت اولیه رنگ ۲۵ mg/L، آنود آهنی و کاتد فولادی، فاصله بین الکترودها ۲۰ mm، دانسیته جریان الکتریکی 2 mA/cm^2 ، pH ابتدایی ۶/۶ و غلظت الکتروولیت ۲ gr/L در زمان ۳۰ دقیقه راندمان حذف بیش از ۹۰ درصد به‌دست آمد.

Wei و همکاران (۲۰۱۲) بهبود حذف رنگ‌زا با فرایند انعقاد الکتریکی با استفاده از سیم ظرفشویی فولادی به‌عنوان کاتد را، به‌منظور کاهش هزینه، مطالعه کردند. به این منظور از محلول فاضلاب حاوی ۱۰۰ mg/L رنگ‌زا با حجم ۵۰۰ mL و آنود آهنی استفاده شد. برای Acid Black 1، Reactive Blue 4 و Eosin Yellow با pH اولیه به‌ترتیب برابر ۶/۸، ۳/۸ و ۵/۸، غلظت NaCl ۱ gr/L، جریان الکتریکی ۰/۳ A، سرعت اختلاط ۷۴۰ rpm و کاتد صفحه فولادی با سطح 28 cm^2 ، راندمان حذف به‌ترتیب ۸۱، ۸۴ و ۳۹ درصد در مدت زمان ۱۲ دقیقه به‌دست آمد. با کاتد سیم ظرفشویی فولادی با سطح 591 cm^2 ، راندمان حذف برای هر سه رنگ بیش از ۹۸ درصد بود.

Pajootan و همکاران (۲۰۱۲) حذف رنگ‌های Acid Black 52 و Acid Yellow 220 را از فاضلاب با انعقاد الکتریکی بررسی کردند. با ۲۵۰ mL رنگ‌زا به غلظت ۲۰۰ mg/L، الکترودهای آلومینیمی با آرایش عمودی، فاصله بین الکتروود ۱۰ mm، غلظت NaCl ۲ gr/L، pH اولیه برابر ۵ و دانسیته جریان الکتریکی 40 A/m^2 ، راندمان حذف Acid Black 52 و Acid Yellow 220 به‌ترتیب برابر ۹۰ و ۹۸ درصد در مدت زمان ۷/۵ دقیقه به‌دست آمد.

هدف از این تحقیق بررسی کارایی سیستم الکتروشیمیایی بود که به‌طور هم‌زمان از دو روش انعقاد الکتریکی و شناورسازی الکتریکی برای حذف آلاینده رنگ‌زای اسید قرمز ۱۴ و نیز فاضلاب واقعی استفاده شد. انتظار می‌رود استفاده از فرایند شناورسازی الکتریکی



شکل ۱. طرح شماتیک سلول الکتروشیمیایی مورد استفاده

(۱. همزن مغناطیسی، ۲. مخزن فاضلاب، ۳. الکترودها، ۴. مخزن لجن، ۵. شیر خروجی، ۶. منبع تغذیه)

برای تهیه محلولها، رقیق سازی و شستشو از آب مقطر دوبار تقطیر استفاده شد. تمامی آزمایش های اندازه گیری شامل رنگ (2110 C)، COD (5220 D Closed Reflux،)، EC (2510A) و جامدات (2540) بر اساس استاندارد آب و فاضلاب (APHA, 2012) با سه بار تکرار و در دمای آزمایشگاه (۲۵±۳ درجه سلسیوس) انجام گرفت.

۲.۲. روش بررسی

به منظور تعیین دانسیته جریان الکتریکی بهینه و غلظت اولیه بهینه رنگزا به روش تک فاکتوری (OFAT) ^۵، فاضلاب مصنوعی با مشخصات مورد نظر تهیه و از همزن مغناطیسی به منظور ایجاد اختلاط لازم به حدی که ایجاد اغتشاش نکند استفاده شد. با اتصال الکترودها به منبع تغذیه، میزان جریان الکتریکی در مقدار مورد نظر ثابت نگه داشته و ولتاژ مورد نیاز در زمان های نمونه گیری ثبت شد. برای تعیین طول موج بیشینه (λ_{max})، طیف جذبی محلولی از رنگزا به غلظت ۲۰ میلی گرم بر لیتر در محدوده ۹۰۰-۳۰۰ با دستگاه اسپکتروفتومتر رسم شد که این طیف در ناحیه مرئی (طول موج ۵۱۵ nm) پیک جذبی بیشینه نشان داد. غلظت رنگزا با توجه به قانون بیرلامبرت ^۶ و رنگ سنجی مستقیم (APHA, 2012) با قرائت میزان جذب

رنگزای اسید قرمز ۱۴ که آلاینده اصلی در تهیه فاضلاب مصنوعی استفاده شد از نوع آنیونی و دارای یک گروه آزوبی با فرمول شیمیایی $C_{20}H_{12}N_2Na_2O_7S_2$ و وزن مولکولی ۵۰۲/۴ gr/mol است (رسولی فرد و همکاران، ۱۳۹۱). همچنین، به منظور بررسی کارایی سیستم در شرایط بهینه، رنگزدایی فاضلاب واقعی کارخانه رنگرزی سام بررسی شد.

برای اندازه گیری پارامترها از دستگاه اسپکتروفتومتر Hach DR 4000 مدل Carry 50، COD راکتور Hach مدل EC، DRB200، متر Martini مدل MI 805، ترازوی دیجیتال مدل PLS 360-3 ساخت شرکت Kern با دقت ۰/۰۰۱ گرم، pH متر Metrohm 691 ساخت سوئیس، منبع تغذیه مدل PM-3005D ساخت شرکت Megatek تایوان، سانتریفوژ هشت شاخه مدل CE145 ساخت شرکت شیمی فن، همزن مغناطیسی مدل RH-Bassic 2 ساخت شرکت IKA و کاغذ صافی شرکت Macherey-Nagel آلمان برای آزمایش TSS استفاده شد. به منظور برقراری هدایت الکتریکی در محلول از NaCl (Merck)، برای ساخت محلول های هاضم و کاتالیست برای سنجش COD از اسید سولفوریک، هیدروکسید سدیم، دی کرومات پتاسیم، سولفات جیوه و سولفات نقره به ترتیب با خلوص های ۹۸، ۹۸، ۹۹، ۹۹/۵ و ۹۹/۵ درصد (محصول شرکت Merck) و

نظری آند (Δm_{theo}) طبق رابطه فارادی است. این پارامتر به pH و میزان گونه‌های دیگر محلول مانند آنیون‌های موجود بستگی دارد.

$$\phi = \Delta m_{exp} / \Delta m_{theo} \quad (8)$$

بنابراین، بر اساس روابط (۷) و (۸) میزان مصرف آند بر حسب کیلوگرم فولاد بر کیلوگرم رنگزای حذف‌شده با استفاده از رابطه (۹) به دست آمد (Parsa et al., 2011).

$$\text{Anode Dissolution} = m \cdot \phi / (V \cdot (C_0 - C)) \quad (9)$$

۳. نتایج و بحث

۳.۱. تعیین دانسیته جریان الکتریکی بهینه

برای تعیین مقدار بهینه دانسیته جریان الکتریکی (CD)^۹، آزمایش‌ها در دانسیته‌های جریان الکتریکی مختلف با ثابت نگه داشتن دیگر پارامترهای اثرگذار بر سیستم الکتروشیمیایی انجام شد. در همه آزمایش‌ها فاصله بین الکترودها، سطح الکترودها و هدایت الکتریکی به ترتیب در مقادیر ۰/۵ cm، ۲۰/۵ cm^۲ و ۳۶۰۰ μS/cm ثابت در نظر گرفته شد. نتایج به دست آمده مطابق شکل ۲ است.

همان‌طور که در شکل ۲ الف ملاحظه می‌شود، سرعت روند حذف رنگزا با افزایش میزان جریان الکتریکی بیشتر شده است. دلیل این امر، افزایش سرعت تولید مواد منعقدکننده و گازها با بیشتر شدن دانسیته جریان الکتریکی بود که به انعقاد و لخته‌سازی و جداسازی سریع‌تر آلاینده منجر شد (Zodi et al., 2013). در دانسیته جریان بالاتر میزان گاز (هیدروژن و اکسیژن) تولیدی زیاد است و خروج سریع گازها از سطح الکترودها به روند اختلاط مواد منعقدکننده و تولید شده در محلول کمک می‌کند و همراه شناورسازی هم‌زمان، موجب حذف سریع‌تر آن می‌شود (Khemis et al., 2006; Merzouk et al., 2009).

میزان مصرف انرژی مخصوص و کاهش جرم فلز آند معیاری برای مقایسه بهتر از لحاظ اقتصادی و محیط‌زیستی بررسی شد که به ترتیب در شکل‌های ۲ ب و ۲ ج نشان داده شده است. مطابق با شکل ۲ ب برای راندمان حذف ۹۹

نمونه‌های گرفته شده تعیین و میزان حذف آن مطابق رابطه (۵) به دست آمد. برای اندازه‌گیری رنگ فاضلاب واقعی به دلیل وجود پیک‌های متعدد نمی‌توان از روش فوق استفاده کرد. بنابراین، رنگ فاضلاب واقعی بر حسب واحد Gardner به روش ASTM Method D 6166-97 با دستگاه اسپکتروفتومتر اندازه‌گیری شد.

$$DR = [(C_0 - C) / C_0] \times 100 \quad (5)$$

در این رابطه DR بازده حذف رنگزا بر حسب درصد، C₀ غلظت اولیه رنگزا و C غلظت نمونه بر حسب mg/L است. لازم به ذکر است نمونه‌ها قبل از قرائت در دستگاه اسپکتروفتومتر، به منظور حذف خطای لخته‌های موجود در محلول سانتریفوژ شد. TSS لجن شناور شده در سطح و pH نمونه‌ها از دیگر پارامترهای اندازه‌گیری شده بود.

در فرایند الکتروشیمیایی، به دلیل حضور الکتریسیته به عنوان منبع انرژی، میزان انرژی مصرفی اهمیت خاصی دارد. این انرژی که تأثیر زیادی بر توجیه‌پذیری به کارگیری فرایند دارد، از طریق رابطه (۶) محاسبه شد که در آن SEC^V انرژی مخصوص مصرفی (kWh/kg Dye Removed)، U ولتاژ (V)، I شدت جریان (A)، t زمان واکنش (hr)، V حجم فاضلاب (L) و C₀ و C غلظت ابتدایی و انتهایی (gr/L) است (Khandegar & Saroha, 2013).

$$SEC = U \cdot I \cdot t / (V \cdot (C_0 - C)) \quad (6)$$

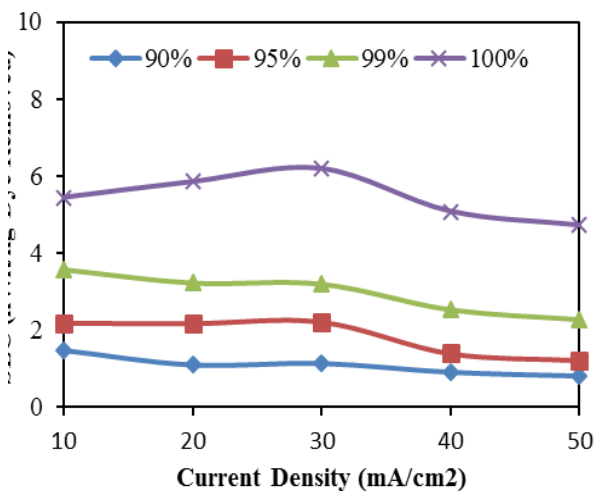
میزان انحلال فلزات و در نتیجه تجزیه فلز آند بستگی به مقدار جریان الکتریسیته عبوری از آب دارد و از قانون فارادی تبعیت می‌کند (رابطه ۷) که در آن m جرم فلز حل شده بر حسب گرم، I شدت جریان الکتریکی عبوری بر حسب آمپر، t مدت الکترولیز بر حسب ثانیه، M جرم مولی، F ثابت فارادی برابر ۹۶۴۸۵ C/mol و z ظرفیت فلز است (Khandegar & Saroha, 2013).

$$m = (I \cdot t \cdot M) / (F \cdot Z) \quad (7)$$

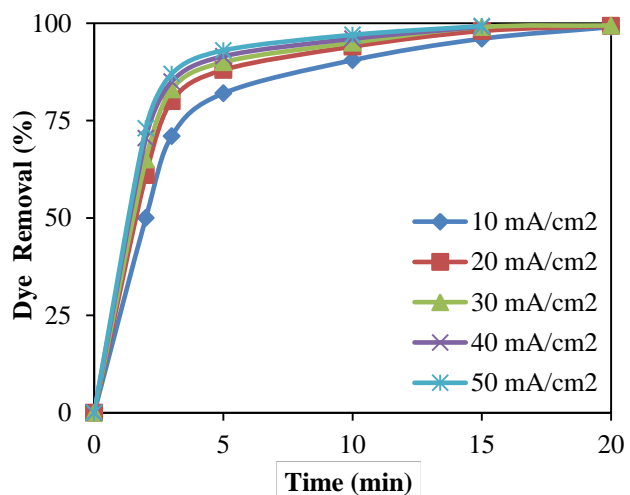
کارایی جریان (φ)^۸ فرایند الکتروشیمیایی با استفاده از رابطه (۸) تعیین شد. این محاسبات بر اساس مقایسه بین کاهش جرم واقعی آند (Δm_{exp}) طی فرایند با میزان انحلال

کیلوگرم رنگزای حذف‌شده به دست آمد که از این منظر برتری با دانسیته‌های جریان الکتریکی 20 mA/cm^2 و 40 و 50 است.

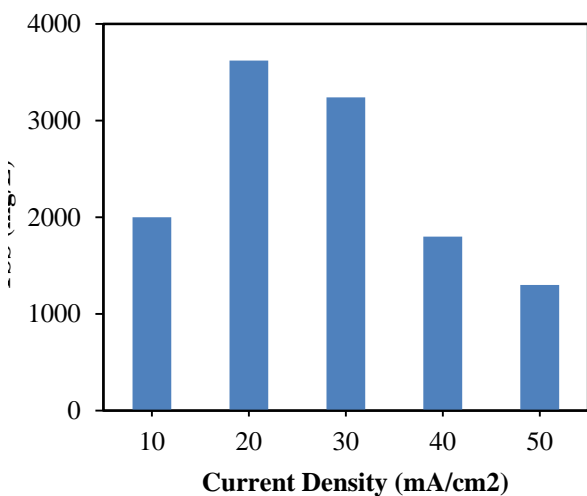
درصد میزان مصرف انرژی مخصوص برای دانسیته‌های جریان الکتریکی 10 ، 20 ، 30 ، 40 و 50 mA/cm^2 به ترتیب برابر $2/26$ و $2/52$ ، $3/19$ ، $3/22$ ، $3/57 \text{ kWh}$ به ازای



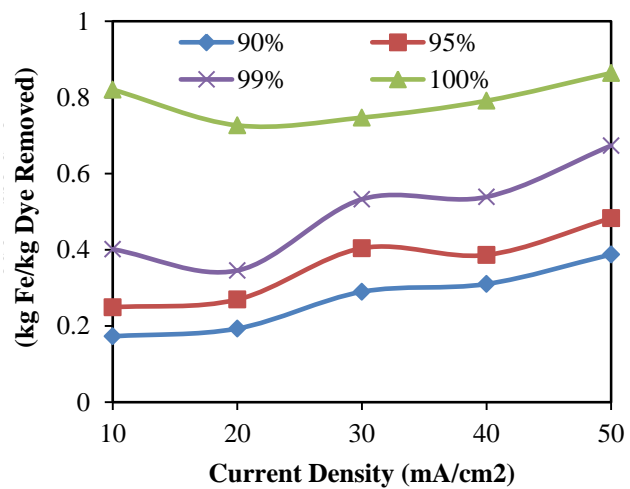
«ب»



«الف»



«د»



«ج»

شکل ۲. تأثیر دانسیته جریان الکتریکی بر (الف) راندمان حذف رنگزا نسبت به زمان، (ب) تغییرات مصرف انرژی مخصوص در راندمان‌های مختلف حذف رنگزا، (ج) میزان انحلال آند فولادی در راندمان‌های مختلف حذف رنگزا، (د) میزان TSS لجن جداشده ($20/5 \text{ cm}^2$ ، $\text{ESA} = 20$ ، $\text{pH} = 7$ و $\text{Conductivity} = 3600 \mu\text{S/cm}$ ، $[\text{Dye}] = 150 \text{ mg/L}$ ، $d = 0/5$)

مصرف آند در این راندمان مربوط به دانسیته جریان الکتریکی 20 mA/cm^2 است. مطابق با رابطه (۷) افزایش شدت جریان الکتریکی ناشی از افزایش دانسیته جریان، سبب افزایش میزان خوردگی آند می‌شود. دلیل روند

در بررسی شکل ۲ ج میزان مصرف آند در راندمان ۹۹ درصد برای دانسیته‌های جریان الکتریکی 10 mA/cm^2 ، 20 ، 30 ، 40 و 50 به ترتیب برابر $0/4$ ، $0/63$ ، $0/63$ ، $0/54$ و $0/67$ مشاهده می‌شود. کمترین میزان

۳.۲. تعیین غلظت اولیه و بهینه رنگزا

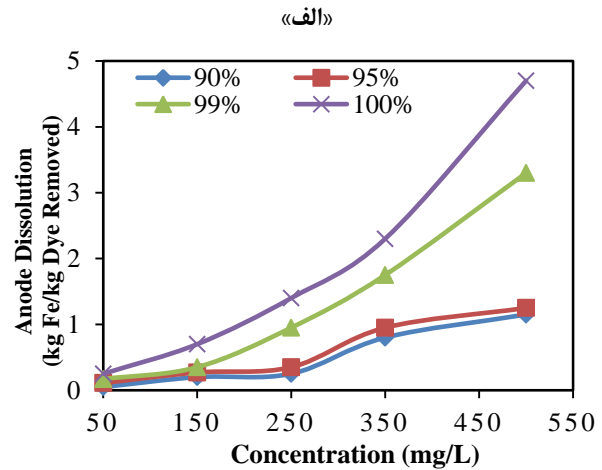
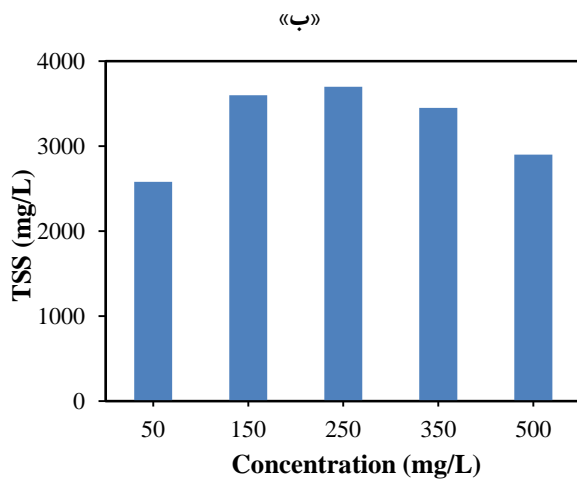
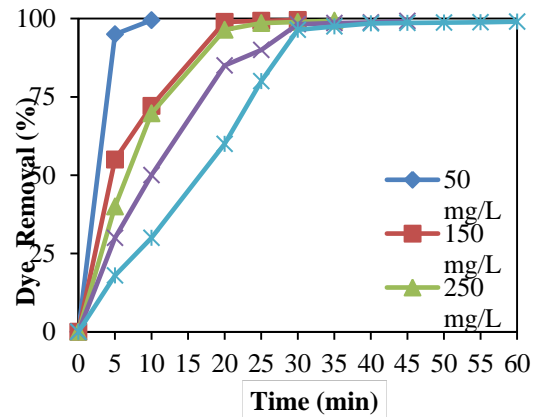
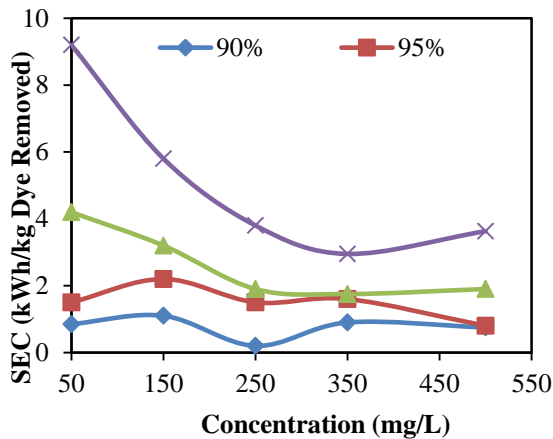
آزمایش‌ها در غلظت‌های اولیه مختلف از رنگزا به منظور تعیین مقدار بهینه این پارامتر در شرایط بهینه دانسیته جریان الکتریکی و با ثابت نگه داشتن دیگر پارامترهای مؤثر انجام شد. نتایج به دست آمده مطابق شکل ۳ است.

همان‌گونه که در شکل ۳ الف مشاهده می‌شود، با افزایش غلظت اولیه رنگزا، سرعت حذف رنگ کاهش می‌یابد و برای رسیدن به راندمان حذف ثابت، در غلظت‌های اولیه بالاتر به زمان بیشتری نیاز است. دلیل این امر این است که در دانسیته جریان الکتریکی ثابت، میزان منعقدکننده هیدروکسید فلزی تولیدی نسبت به زمان ثابت است که این مقدار از هیدروکسید فلزی برای انعقاد و لخته‌سازی مقدار بیشتری از آلاینده ناکافی است (Yüksel et al., 2012). روند حذف رنگزا در غلظت‌های mg/L ۱۵۰ و ۲۵۰ نسبت به زمان مشابه است، به طوری که راندمان حذف به ترتیب ۹۹ و ۹۷ درصد برای این دو غلظت در مدت زمان ۲۰ دقیقه و راندمان مشابه برای غلظت mg/L ۳۵۰ در زمان ۳۰ دقیقه به دست آمد. در کنار فرایند انعقاد و لخته‌سازی، جذب مولکول‌های رنگزا روی لخته‌های تشکیل شده نیز به روند حذف رنگزا کمک می‌کند (Sengil & Özacar, 2009). لازم به ذکر است در غلظت‌های خیلی بالا ($500 mg/L$) فرایند حذف رنگزا کندتر پیش‌رفت، اما در مقایسه با سایر تحقیقات عملکرد بسیار بهتری مشاهده شد. برای نمونه در تحقیق Hooshmandfar و همکاران (۲۰۱۵) که با الکترودهای آلومینیمی و در شرایط بهینه و تقریباً مشابه با تحقیق حاضر انجام شد، برای غلظت حداکثر mg/L ۲۶۰ راندمان ۹۹ درصد در مدت زمان ۵۴۰ دقیقه به دست آمد که در این تحقیق همین راندمان برای همین غلظت در مدت زمان ۳۰ دقیقه اتفاق افتاد.

صعودی میزان انحلال آند در شکل ۲ ج همین مسئله است (Merzouk et al., 2009).

در شکل ۲ میزان TSS اندازه‌گیری شده در دانسیته‌های جریان الکتریکی مختلف ارائه شده است. طبق مشاهدات انجام شده، در دانسیته جریان الکتریکی خیلی کم، با توجه به حجم کم گازهای تولیدی، لجن به خوبی شناور نمی‌شود و بعد از شناوری به داخل فاضلاب بازمی‌گردد و روند حذف آلاینده به جداسازی پیوسته لجن وابستگی بیشتری دارد. بنابراین، کارایی فرایند در غلظت‌های بالا و شوک بار آلاینده کم خواهد بود (Koby et al., 2006). همچنین، با افزایش میزان دانسیته جریان الکتریکی میزان آهن موجود در لجن جدا شده با سرعت زیاد افزایش می‌یابد. افزایش لخته‌های آهن در لجن موجب کاهش TSS لجن جدا شده می‌شود، زیرا لخته‌های آهن به دلیل این که حاوی آب است، برخلاف حجم زیادشان، وزن کمی دارد.

در نهایت، مقدار $20 mA/cm^2$ (۰/۴A) به عنوان دانسیته جریان الکتریکی بهینه با توجه به حذف ۹۹ درصد رنگزا در مدت زمان کمتر از ۲۰ دقیقه، مصرف انرژی مخصوص $3/22 kWh/gr$ Dye Removed، مصرف آند $kg Fe/kg$ Dye Removed $0/34$ و مقدار بهینه انتخاب شد. Khandegar و Saroha (۲۰۱۳) تأثیر دانسیته جریان الکتریکی را در مقادیر $6/8 mA/cm^2$ تا $125 mA/cm^2$ (۰/۱ A تا ۲) بررسی و مشاهده کردند که راندمان حذف رنگزا در دانسیته جریان الکتریکی $6/8 mA/cm^2$ تا $62/5 mA/cm^2$ روند افزایشی دارد، اما در بیش از این مقادیر تغییری در راندمان حذف ایجاد نشد. بنابراین، $62/5 mA/cm^2$ را مقدار بهینه انتخاب کردند. Hooshmandfar و همکاران (۲۰۱۵) با افزایش دانسیته جریان الکتریکی از $10 mA/cm^2$ تا $60 mA/cm^2$ راندمان بالاتر حذف رنگزا دست‌یافتند و دانسیته $60 mA/cm^2$ (۱/۵ A) را با بررسی سایر پارامترها دانسیته جریان بهینه انتخاب کردند.



شکل ۳. تاثیر غلظت اولیه رنگزا بر الف) راندمان حذف رنگزا نسبت به زمان، ب) تغییرات مصرف انرژی مخصوص در راندمان‌های مختلف حذف رنگزا، ج) میزان انحلال آند فولادی در راندمان‌های مختلف حذف رنگزا، د) میزان TSS لجن جدا شده (ESA=20/5 cm², d=0/5 cm, Conductivity=3600 μS/cm و I=0/4 A, pH=7)

حذف رنگزا بر حسب زمان، غلظت 250 mg/L با راندمان حذف 99 درصد رنگزا در مدت زمان کمتر از 30 دقیقه با انرژی مخصوص، آند مصرفی و TSS لجن جدا شده به ترتیب برابر 1/9 kWh/kg Dye Removed، 1/9 kg Fe/kg Dye Removed و 3700 mg/L مقدار بهینه این پارامتر انتخاب شد. در شکل 3د میزان TSS لجن جدا شده در غلظت‌های اولیه مختلف از رنگزا ارائه شده است.

Yuksel و همکاران (2012) کاهش راندمان حذف رنگزا را با افزایش غلظت آن از 100 تا 500 mg/L مشاهده کردند، در حالی که میزان مصرف انرژی و الکتروود کاهش

نمودار میزان مصرف انرژی و آند در شکل 3ب و 3ج برای انتخاب غلظت اولیه و بهینه رنگزا بر اساس معیار اقتصادی نشان داده شده است. مطابق با شکل 3ب میزان مصرف انرژی مخصوص برای غلظت‌های 50، 150، 250، 350 و 500 mg/L در راندمان حذف 99 درصد به ترتیب 1/9، 1/75، 3/3، 4/2، 1/9 kWh/kg Dye Removed به دست آمد. در غلظت‌های مذکور و مطابق شکل 3ج، میزان آند مصرفی به ترتیب برابر 0/17، 0/35، 0/95، 1/75 و 3/3 بود.

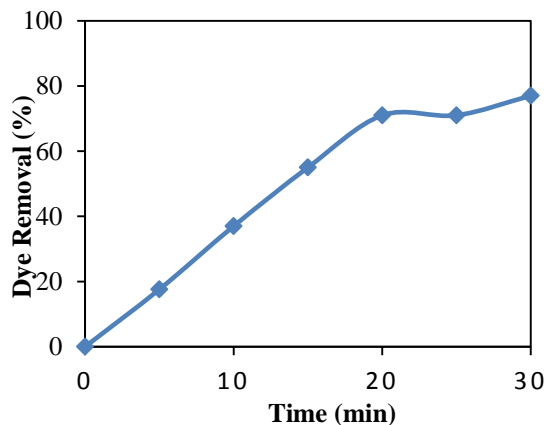
از مقایسه میزان انرژی و آند مصرفی در کنار راندمان

نسبت به زمان مطابق شکل ۴ الف است. COD اولیه mg/L ۸۰۳ بعد از تصفیه به مدت ۳۰ دقیقه با راندمان حذف ۶۳ درصد به ۲۹۶ mg/L رسید. ترکیب رنگزاهای غالب موجود در این فاضلاب راکتیو بود و روش انعقاد الکتریکی و شناورسازی الکتریکی توانایی خوبی در حذف این نوع رنگزها نشان داد. قابل ذکر است که Khandegar و Saroha (۲۰۱۳) بیان کردند که انعقاد الکتریکی نسبت به انعقاد شیمیایی در تصفیه رنگزهای راکتیو برتری دارد، زیرا با روش انعقاد شیمیایی رنگزهای راکتیو منعقد می‌شود، اما ته‌نشین نمی‌شود (راندمان حذف کمتر از ۵ درصد).

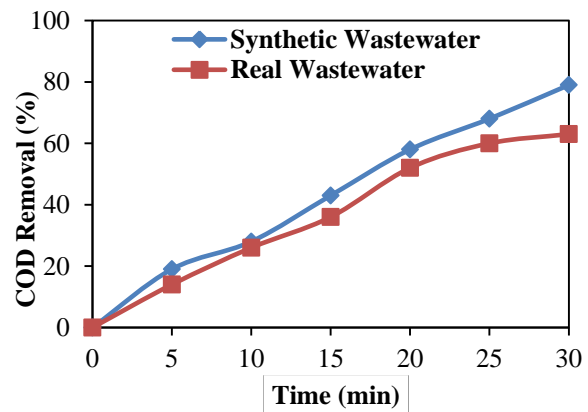
داشت. در تحقیق Hooshmandfar و همکاران (۲۰۱۵) نیز با افزایش غلظت رنگزا از ۵۰ تا ۲۵۰ mg/L کاهش راندمان حذف نسبت به زمان به دست آمد. اما با توجه به روند کاهش انرژی و آند مصرفی غلظت ۱۸۵ mg/L غلظت بهینه انتخاب شد.

۳.۳. بررسی امکان تصفیه فاضلاب واقعی

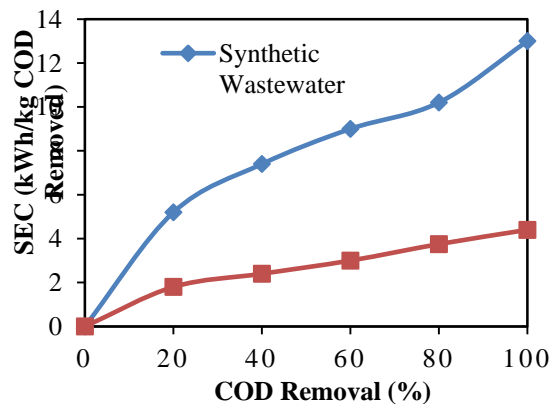
با استفاده از شرایط بهینه و به دست آمده از آزمایش‌های قبلی، در بررسی عملکرد فرایند انعقاد و شناورسازی الکتریکی در تصفیه فاضلاب واقعی، تصفیه الکتروشیمیایی فاضلاب واقعی رنگرزی بررسی شد. راندمان حذف COD



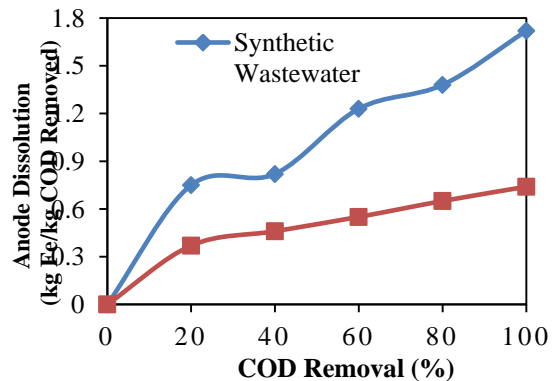
«ب»



«الف»



«د»



«ج»

شکل ۴. الف) راندمان حذف COD فاضلاب واقعی و مصنوعی، ب) راندمان حذف رنگ فاضلاب واقعی برحسب زمان، ج) تغییرات مصرف انرژی مخصوص، د) میزان انحلال آند فولادی برحسب راندمان حذف COD فاضلاب واقعی و مصنوعی ($d=0.5$ cm, $ESA=20.5$ cm²)
 ($pH_{RW0}=4/75$, $pH_{SW0}=7$, $COD_{RW0}=803$ mg/L, $COD_{SW0}=278$ mg/L, $Conductivity=3600$ μ S/cm, $CD=0/4$)

در نتیجه کاهش سطح زمین مورد نیاز تصفیه‌خانه و کاهش هزینه‌های بهره‌برداری از دیگر مزایای این روش است.

با افزایش دانسیته جریان الکتریکی، سرعت تولید مواد منعقدکننده و گازها بیشتر و باعث انعقاد، لخته‌سازی و شناورسازی سریع‌تر آلاینده می‌شود. اما با افزایش بیش از حد میزان دانسیته جریان الکتریکی، میزان آهن موجود در لجن جدا می‌شود با سرعت زیاد افزایش می‌یابد. افزایش لخته‌های آهن در لجن حاوی آب، برخلاف حجم زیاد آن، به دلیل سبکی، موجب کاهش TSS لجن جدا شده می‌شود. در نتیجه توانایی سیستم در فرایند شناورسازی و جداسازی لخته‌ها کاهش می‌یابد.

با توجه به محدود بودن میزان مواد منعقدکننده تولیدی در زمان الکترولیز و دانسیته جریان الکتریکی ثابت، با افزایش غلظت اولیه رنگزا (از ۵۰ تا ۵۰۰ mg/L) راندمان حذف کاهش نشان داد. اما با توجه به میزان انرژی مصرفی و انحلال آند زیاد در غلظت‌های پایین‌تر، غلظت mg/L ۲۵۰ غلظت اولیه بهینه انتخاب شد.

مصرف آند و نیاز به تجدید آن و خوردگی کاتد از معایب این روش است. با وجود این و با توجه به نتایج این تحقیق که حذف ۹۹ درصد رنگزا در مدت زمان کمتر از ۳۰ دقیقه، انرژی مخصوص و آند مصرفی به ترتیب kWh/kg Dye ۱/۹ و ۰/۹۵ kg Fe/kg TSS لجن mg/L ۳۷۰۰ به دست آمد، توانایی روش انعقاد الکتریکی و شناورسازی الکتریکی در تصفیه فاضلاب حاوی رنگزا همراه با مصرف کم مواد و انرژی را نشان می‌دهد. عملکرد مناسب این روش در تصفیه فاضلاب واقعی رنگرزی حاوی ترکیبات مختلف رنگی مؤید این است که می‌توان این روش را برای تصفیه فاضلاب صنایع رنگرزی، نساجی و صنایع مشابه به کار برد. همچنین، لجن تولیدی کم به کاهش هزینه‌های تصفیه و دفع لجن و مشکلات مربوط به آن منجر می‌شود. در نتیجه استفاده از این روش به منزله گزینه‌ای مناسب برای جایگزینی با روش‌های معمول تصفیه مانند انعقاد و لخته‌سازی شیمیایی مطرح است.

در فاضلاب مصنوعی از رنگرای اسیدی استفاده شده بود که راندمان حذف COD آن نسبت به زمان تحت شرایط بهینه در شکل ۴ الف ارائه شده است. همان‌طور که ملاحظه می‌شود، در نمونه مصنوعی COD اولیه mg/L ۲۷۸ بعد از تصفیه به مدت ۳۰ دقیقه با راندمان حذف ۷۹ درصد به مقدار ۵۸ mg/L رسید که این مقدار پایین‌تر از حد مجاز استاندارد تخلیه به آب‌های سطحی و چاه جاذب مطابق با استاندارد خروجی فاضلاب‌های ایران (۱۳۷۸) یعنی mg/L ۶۰ است. درصد حذف رنگ فاضلاب واقعی برحسب زمان در شکل ۴ ب نشان داده شده است. همان‌طور که مشاهده می‌شود، رنگ فاضلاب واقعی از ۵/۱ واحد Gardner در آغاز، بعد از تصفیه به مدت ۳۰ دقیقه با راندمان حذف ۷۷ درصد به مقدار Gardner ۱/۲ رسید.

میزان مصرف آند و انرژی در تصفیه فاضلاب واقعی و مصنوعی به ترتیب در شکل ۴ ج و ۴ د نشان داده شده است. میزان مصرف انرژی و آند به منظور حذف ۶۳ درصد COD فاضلاب واقعی در مدت زمان ۳۰ دقیقه به ترتیب برابر ۰/۵۶۵ kg Fe/kg COD Removed و ۳/۱۱ kWh/kg COD Removed بود. این مقادیر برای فاضلاب مصنوعی در راندمان حذف ۷۹ درصد در مدت زمان حدود ۳۰ دقیقه به ترتیب برابر ۱/۳۸ kg Fe/kg COD Removed و ۱۰/۲ kWh/kg COD Removed بود.

۴. نتیجه‌گیری

انعقاد و شناورسازی الکتریکی دارای مزایایی از قبیل حجم لجن تولیدی کم نسبت به روش‌های مشابه است و امکان بهره‌برداری کاملاً خودکار و پیوسته از آن میسر است. پارامترهای دخیل در فرایند به راحتی کنترل می‌شود و تجهیزات از لحاظ ایمنی مطمئن است. حباب‌های ریز در اندازه یکسان تولید می‌شود و نیاز به افزودن مواد شیمیایی بسیار اندک است یا اصلاً وجود ندارد. همچنین، قابلیت تحمل بسیار بالا در مقابل شوک‌های آلی، هیدرولیکی و مواد سمی و کاهش تعداد واحدهای فرایندی تصفیه‌خانه و

یادداشت‌ها

1. disperse dyes
2. vat dyes
3. Total Suspended Solids
4. Stainless Steel 316
5. One-factor-at-a-time method
6. Beer-Lambert Law
7. Specific Energy Consumption
8. current efficiency
9. Current Density ($CD=I/A$)
10. Electrode Surface Area

تشکر و قدردانی

بدین وسیله از جناب آقای مهندس ندری، مدیریت محترم کارخانه رنگرزی سام، بابت در اختیار قرار دادن فاضلاب واقعی و اجازه بازدید از تصفیه‌خانه کارخانه بسیار سپاسگزاریم.

منابع

رسولی فرد، م.ح.، دوست محمدی، س.م.م. و حیدری ا. ۱۳۹۱. کارایی فرایند فوتواکسیداسیون UV/S_2O_8 در حذف ماده آلی رنگزای اسیدی. مجله فاضلاب، ۳: ۱۱۲.

ضوابط و استانداردهای زیست‌محیطی، استاندارد خروجی فاضلاب‌ها. ۱۳۷۸. سازمان حفاظت محیط‌زیست، معاونت سازمان حفاظت محیط زیست در امور محیط‌زیست انسانی.

American Public Health Association (APHA), the American Water Works Association (AWWA), and the Water Environment Federation (WEF). 2012. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 1496.

Can, O.T., Kobya, M., Demirbas, E. and Bayramoglu, M. 2006. Treatment of the textile wastewater by combined electrocoagulation. *Chemosphere*, 62(2): 181-187.

Chang, S.H., Wang, K.S., Liang, H.H., Chen, H.Y., Li, H.C., Peng, T.H. and Chang, C.Y. 2010. Treatment of Reactive Black 5 by combined electrocoagulation-granular activated carbon adsorption-microwave regeneration process. *Journal of hazardous materials*, 175(1): 850-857.

Hooshmandfar, A., Ayati, B. and Khodadadidarban, A. 2015. Optimization of material and energy consumption for removal of Acid Red 14 by simultaneous electrocoagulation and electroflotation. *Water Science & Technology*, In Press.

Khandegar, V. and Saroha, A.K. 2013. Electrochemical treatment of textile effluent containing Acid Red 131 dye. *Journal of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste*, 18(1): 38-44.

Khemis, M., Leclerc, J.P., Tanguy, G., Valentin G. and Lapique, F. 2006. Treatment of industrial liquid wastes by electrocoagulation: Experimental investigations and an overall interpretation model. *Chemical Engineering Science*, 61(11): 3602-3609.

Kobya, M., Demirbas, E., Can, O.T. and Bayramoglu, M. 2006. Treatment of levafix orange textile dye solution by electrocoagulation. *Journal of Hazardous Materials*, 132(2): 183-188.

Matis, K.A. and Peleka, E.N. 2010. Alternative flotation techniques for wastewater treatment: Focus on electroflotation. *Separation Science and Technology*, 45(16): 2465-2474.

Merzouk, B., Gourich, B., Sekki, A., Madani, K. and Chibane, M. 2009. Removal turbidity and separation of heavy metals using electrocoagulation-electroflotation technique: A case study. *Journal of Hazardous Materials*, 164(1): 215-222.

Pajootan, E., Arami, M. and Mahmoodi, N.M. 2012. Binary system dye removal by electrocoagulation from synthetic and real colored wastewaters. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, 43(2): 282-290.

Parsa, J.B., Vahidian, H.R., Soleymani, A.R. and Abbasi, M. 2011. Removal of Acid Brown 14 in aqueous media by electrocoagulation: Optimization parameters and minimizing of energy consumption. *Desalination*, 278(1): 295-302.

Patel, U.D., Ruparelia, J.P. and Patel, M.U. 2011. Electrocoagulation treatment of simulated floor-wash containing Reactive Black 5 using iron sacrificial anode. *Journal of Hazardous Materials*, 197: 128-136.

Robinson, T., McMullan, G., Marchant, R. and Nigam P. 2001. Remediation of dyes in textile effluent: a critical review on current treatment technologies with a proposed alternative. *Bioresource technology*, 77(3): 247-255.

- Şengil, İ.A. and Özacar, M. 2009. The decolorization of CI reactive black 5 in aqueous solution by electrocoagulation using sacrificial iron electrodes. *Journal of Hazardous Materials*, 161(2): 1369-1376.
- Wei, M.C., Wang, K.S., Huang, C.L., Chiang, C.W., Chang, T.J., Lee, S.S. and Chang, S.H. 2012. Improvement of textile dye removal by electrocoagulation with low-cost steel wool cathode reactor. *Chemical Engineering Journal*, 192: 37-44.
- Yildiz, Y.Ş. 2008. Optimization of bomaplex red CR-L dye removal from aqueous solution by electrocoagulation using aluminum electrodes. *Journal of Hazardous Materials*, 153(1): 194-200.
- Yuksel, E., Gurbulak, E. and Eyvaz, M. 2012. Decolorization of a reactive dye solution and treatment of a textile wastewater by electrocoagulation and chemical coagulation: Techno-economic comparison. *Environmental Progress & Sustainable Energy*, 31(4): 524-535.
- Zodi, S., Merzouk, B., Potier, O., Lopicque, F. and Leclerc, J.P. 2013. Direct red 81 dye removal by a continuous flow electrocoagulation/flotation reactor. *Separation and Purification Technology*, 108: 215-222.