

تصفیه الکتروشیمیایی فاضلاب نساجی حاوی اسید قرمز ۱۴ با الکترودهای آلومینیومی

امین هوشمندفر^۱، بیتا آیتی^{۲*}، احمد خدادادی^۳

۱. دانشجوی کارشناسی ارشد مهندسی عمران- محیط‌زیست، دانشگاه تربیت مدرس

amin.hooshmandfar@modares.ac.ir

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

akdarban@modares.ac.ir ۳. دانشیار بخش معدن، دانشکده فنی و مهندسی، دانشگاه تربیت مدرس، تهران

تاریخ پذیرش مقاله: ۹۳/۱۲/۳

تاریخ وصول مقاله: ۹۳/۸/۴

چکیده

با توجه به احتمال آلودگی آب‌های سطحی و زیرزمینی در نزدیکی صنایع مصرف‌کننده رنگزا، حذف مواد رنگی از این فاضلاب‌ها اولویت زیست‌محیطی است. روش انعقاد الکتریکی و شناورسازی الکتریکی برای تصفیه فاضلاب صنایع حاوی رنگزا مناسب است. با اعمال جریان الکتریکی به الکترودهای کاتد و آنود در یک محلول رسانا، با حل شدن آنود آلومینیومی مواد منعقدکننده در محل تولید و موجب ایجاد لخته‌هایی می‌شوند که همراه حباب‌های گاز هیدروژن تولیدی در کاتد شناور می‌شوند. در این تحقیق عوامل مؤثر در عملکرد سیستم انعقاد و شناورسازی الکتریکی شامل سطح الکترودها، فاصله بین الکترودها، هدایت الکتریکی محلول و دانسیته جریان الکتریکی بررسی شد و تأثیر هر یک از این پارامترها در بازده حذف رنگزا اسید قرمز ۱۴ از فاضلاب مصنوعی، مصرف انرژی و آلومینیوم تعیین و مقادیر آن‌ها بهینه شد. سطح الکترودها برابر $24/86 \text{ cm}^2$ ، فاصله بین الکترودها 1 cm ، هدایت الکتریکی $1600 \mu\text{S/cm}$ و دانسیته جریان الکتریکی 60 mA/cm^2 به‌منزله مقادیر بهینه انتخاب شدند. تحت شرایط بهینه در مدت زمان کمتر از ۹۰ دقیقه، بازده حذف ۹۰ درصد رنگزا با غلظت اولیه 65 mg/L حاصل شد و میزان مصرف انرژی مخصوص $130 \text{ kWh/kg Dye Removed}$ ، مصرف آنود $2/615 \text{ kg Al/kg Dye Removed}$ و TSS لجن 15050 mg/L به دست آمد. از مزایای این روش می‌توان به مصرف کم مواد و انرژی در کنار لجن تولیدی کم که به کاهش هزینه‌های تصفیه و دفع لجن و مشکلات مربوط به آن منجر می‌شود، اشاره کرد. در نتیجه، استفاده از این روش به‌منزله گزینه مناسب جایگزین روش‌های معمول تصفیه مطرح است.

کلیدواژه

اسید قرمز ۱۴، تصفیه الکتروشیمیایی، آلومینیوم، لجن.

۱. سرآغاز

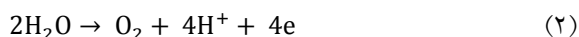
می‌روند. رنگزاهای ترکیبات پایدارند که به راحتی تجزیه بیولوژیکی نمی‌شوند و به خصوص رنگزاهای آزو جزو عوامل سرطان‌زا به حساب می‌آیند که موجب آلودگی آب‌های سطحی و زیرزمینی می‌شوند (Merzouk, et al., 2009; Morshed, et al., 2012; Khandegar and Saroha, 2013).

حذف رنگ از طریق روش‌های مختلف فیزیکی، شیمیایی، بیولوژیکی یا تلفیقی از آن‌ها امکان‌پذیر است که

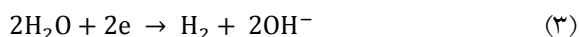
صنعت نساجی تأثیر قابل توجهی روی محیط‌زیست دارد. این فاضلاب حاوی ترکیبات متنوعی از جمله رنگزای باقی مانده است که در غلظت کم نیز رؤیت می‌شود. شفافیت آب و انحلال گازها در آن با حضور حتی مقدار کمی از رنگزا کاهش می‌یابد. در صورت وجود مواد رنگی در آب نفوذ نور به لایه‌های زیرین و در نتیجه فتوسنتز گیاهان آبی و میزان اکسیژن محلول کم می‌شود و حیوانات آبی از بین

معلق و روغن را به سطح می‌آورند و یک لایه لجن تشکیل و به صورت مکانیکی جمع‌آوری می‌شود. طی الکترولیز در کاتد، طبق واکنش ۳، قلیائیت به صورت OH^- تولید می‌شود. گازهای در حال تولید بسیار فعال‌اند و وقتی به سطح جامدات حمله می‌کنند، خواص شناوری آن‌ها را تغییر می‌دهند. به این تغییرات، آثار الکتروشیمیایی گفته می‌شود که در سایر روش‌های شناورسازی وجود ندارد (Matis and Peleka, 2010). واکنش‌های شیمیایی انجام‌شده در آند و کاتد عبارت‌اند از (Parsa, et al., 2011):

برای آند آلومینیومی و در ادامه تولید اکسیژن:



واکنش‌ها در کاتد:



از فرایند انعقاد الکتریکی در تصفیه فاضلاب صنایع مختلف از قبیل آبکاری (Adhoum, et al., 2004)، پرداخت مکانیکی شیمیایی (Drouiche, et al., 2007)، نساجی (Yuksel, et al., 2011; Pajootan, et al., 2012; Wei, et al., 2012; Khandegar and Saroha, 2013)، تولید روغن زیتون (Tezcan, et al., 2006)، رختشوی خانه (Wang, et al., 2009)، دباغی (Feng, et al., 2007)، لبنیات (Şengil, 2006)، کاغذسازی (Khandegar and Saroha, 2013) و پالایش نفت (El-Naas, et al., 2009) به طور موفقیت‌آمیزی استفاده شده است. همچنین، فرایند انعقاد الکتریکی در حذف آلاینده‌های مختلف مانند رنگزا (Akbal and Kuleyin, 2011; Zodi, et al., 2013; Taheri, et al., 2013; Yavuz, et al., 2014)، فسفات (Vasudevan, et al., 2009)، انواع فلزات سنگین (Sayiner, et al., 2008; ۱۳۹۱)، لیگنین و فنل (Uğurlu, et al., 2007; Golder, et al., 2007)، کاربرد دارد. برای مثال، Khandegar و Saroha (2008)

می‌توان به روش‌های فیزیکی مانند جذب، فیلتراسیون غشایی و امواج اولتراسونیک، روش‌های شیمیایی مانند تبادل یونی، الکترولیز، انعقاد و لخته‌سازی، اکسیداسیون متعارف و پیشرفته و روش‌های بیولوژیکی با استفاده از جلبک، قارچ و باکتری اشاره کرد (Pajootan, et al., 2012; Wang, et al., 2014; Oliveira and Airoidi, 2014).

انعقاد شیمیایی روش متداول در تصفیه فاضلاب‌های حاوی رنگ‌زاست. در انعقاد شیمیایی، جاذبه الکترواستاتیکی بین رنگزای محلول و مولکول پلیمری با بارهای مخالف موجب ایجاد لخته می‌شود. از معایب این روش، تولید لجن زیاد و جامدات محلول بالا در پساب تصفیه شده است. انعقاد شیمیایی برای رنگزاهای سولفور و دیسپرس مؤثر است. رنگزاهای اسیدی، مستقیم، وت و راکتیو منعقد می‌شوند، اما ته‌نشین نمی‌شوند. این در حالی است که رنگزاهای کاتیونی حتی منعقد نمی‌شوند (Can, et al., 2007). به تازگی روش الکتروشیمیایی به دلیل تطبیق‌پذیری و سازگاری آن با محیط‌زیست به‌منزله روش مناسب برای تصفیه فاضلاب صنایع توجه شده است. این روش نسبت به سایر روش‌ها برای رنگ‌زدایی دارای مزایایی مانند نیاز به تجهیزات ساده، سرعت بالا و زمان ماند کوتاه برای حذف آلاینده‌ها، راهبری آسان و نیاز کم به مواد شیمیایی است (Yildiz, 2008; Yuksel, et al., 2011). همچنین، میزان لجن تولیدی کم دارای سرعت ته‌نشینی یا شناوری بالا با میزان آب کم، از دیگر مزایای این روش است (Khandegar and Saroha, 2013).

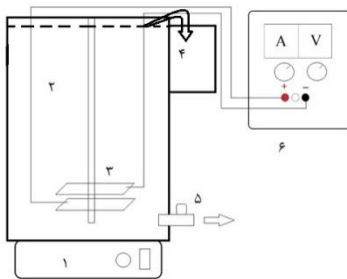
در انعقاد الکتریکی تولید در محل مواد منعقدکننده حاصل از انحلال فلز آند در اثر عبور جریان الکتریسیته اتفاق می‌افتد. تولید همزمان گاز هیدروژن در کاتد به شناورسازی ذرات لخته‌شده کمک می‌کند. در صورتی که بین آند مثبت و کاتد منفی که به برق وصل شده‌اند، فاضلاب قرار داده شود، میدان الکتریکی در نتیجه هدایت الکتریکی محلول برقرار می‌شود. با الکترولیز آب، حباب‌های هیدروژن تولید می‌شوند و به طرف بالا حرکت می‌کنند. حباب‌ها ذرات

الکتریکی مطالعه شده است و مقدار بهینه آن‌ها بر اساس میزان مصرف انرژی و آلومینیوم و تأمین عملکرد مناسب از لحاظ تولید مواد منعقدکننده و حباب‌ها تعیین شد.

۲. مواد و روش‌ها

۱.۲. مواد و تجهیزات

در این تحقیق، سلول الکتروشیمیایی برای فرایند انعقاد الکتریکی و شناورسازی الکتریکی از جنس پلکسی گلاس به شکل مکعب مستطیل با ابعاد $15 \times 15 \times 25$ cm و حجم مفید ۵ لیتر مطابق شکل ۱ استفاده شد.



شکل ۱. سلول الکتروشیمیایی استفاده شده در تحقیق

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

از دو الکترود آلومینیومی با خلوص ۹۹ درصد به‌منزله آند و کاتد با آرایش افقی تک‌قطبی در راکتور استفاده شد. به دلیل 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 آند در پایین قرار گیرد. قبل از هر آزمایش الکترودها سمباده زده و با محلول اسیدی ضعیف و آب مقطر شست و شو داده شدند. آزمایش‌ها به صورت ناپیوسته انجام شدند. فاصله آند از کف ظرف ۵cm و فاصله شیر خروجی نمونه‌گیری ۴cm بود.

سال ۲۰۱۳ فاضلاب نساجی را با روش الکتروشیمیایی مورد تصفیه قرار دادند. در شرایط بهینه با غلظت ۱۰ میلی‌گرم بر لیتر رنگزای Acid Red 131 و با استفاده از الکترودهای آلومینیومی بازده حذف ۹۸ درصد رنگزا به دست آمد. Pajootan و همکاران (۲۰۱۲) حذف رنگزاهای Acid Yellow 220 و Acid Black 52 را از فاضلاب از طریق انعقاد الکتریکی بررسی کردند. با غلظت 200 mg/L رنگزا و الکترودهای آلومینیومی در شرایط بهینه بازده حذف رنگزاهای مذکور به ترتیب برابر ۹۰ و ۹۸ درصد به دست آمد. Wei و همکاران (۲۰۱۲) بهبود حذف رنگزا به وسیله فرایند انعقاد الکتریکی با استفاده از سیم ظرفشویی فولادی به‌منزله کاتد را به منظور کاهش هزینه مطالعه کردند. به این منظور از محلول فاضلاب حاوی 100 mg/L Acid Black 1، Reactive Blue 4 و Eosin Yellow بازده حذف بیش از ۹۸ درصد بود.

هدف از این تحقیق بررسی کارایی سیستم الکتروشیمیایی است که از دو روش انعقاد الکتریکی و شناورسازی الکتریکی به‌طور همزمان برای حذف آلاینده رنگزای اسید قرمز ۱۴ با استفاده از الکترودهای آلومینیومی بهره می‌برد. انتظار می‌رود استفاده از فرایند شناورسازی الکتریکی 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 انجام‌شده 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) استفاده نشده است. در این تحقیق طراحی راکتور به گونه‌ای در نظر گرفته شد تا از خاصیت انعقاد الکتریکی و شناورسازی الکتریکی به‌طور همزمان بتوان استفاده کرد. تأثیر چهار پارامتر مهم در عملکرد سیستم الکتروشیمیایی شامل سطح و فاصله بین الکترودها، هدایت الکتریکی اولیه و دانسیته جریان

$$DR = (C_0 - C) / C_0 \quad (5)$$

در این رابطه DR بازده حذف رنگزا بر حسب درصد، C_0 غلظت اولیه رنگزا و C غلظت نمونه است. شایان یادآوری است نمونه‌ها قبل از قرائت در دستگاه اسپکتروفتومتر، به منظور حذف خطای لخته‌های موجود در محلول، سانتیفیوژ می‌شدند. pH نمونه‌ها و کل جامدات معلق (TSS) لجن از دیگر پارامترهای اندازه‌گیری شده بودند.

در فرایند الکتروشیمیایی، به دلیل حضور الکتروسیسته به‌منزله منبع انرژی، میزان انرژی مصرفی از اهمیت خاصی برخوردار است. این انرژی که می‌تواند تأثیر زیادی در توجیه‌پذیری به کارگیری فرایند داشته باشد، از طریق رابطه ۶ محاسبه شد که در آن SEC انرژی مخصوص مصرفی (kWh/kg Dye Removal)، ولتاژ (V)، شدت جریان (A)، زمان واکنش (hr)، حجم فاضلاب (L) و C_0 و C غلظت ابتدایی و انتهایی (gr/L) است.

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

میزان انحلال فلزات و در نتیجه تجزیه فلز آند به مقدار جریان الکتروسیسته عبوری از آب بستگی دارد که با استفاده از قانون فارادی مطابق رابطه ۷ محاسبه شد. در این رابطه m جرم فلز حل شده (gr)، I شدت جریان الکتریکی عبوری (A) و t مدت الکترولیز (s)، M جرم مولی ($Al=27$)، F ثابت فارادی برابر 96485 C/mol و z ظرفیت فلز ($Al=3$) است (Khandegar and Saroha, 2013).

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

کارایی جریان ϕ 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 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 آلومینیوم بر کیلوگرم رنگزای حذف‌شده با

رنگزای آنیونی اسید قرمز ۱۴ به‌منزله آلاینده اصلی با فرمول ساختاری $C_{20}H_{12}N_2Na_2O_7S_2$ ، حاوی یک گروه آزو و وزن مولکولی $502/4$ برای تهیه فاضلاب مصنوعی استفاده شد.

برای اندازه‌گیری پارامترها از دستگاه اسپکتروفتومتر Hach مدل DR 4000، ترازوی دیجیتالی مدل PJ300 ساخت شرکت Mettler با دقت $0/001$ گرم، pH متر Metrohm 691، MI 805 مدل Martini متر EC، منبع تغذیه مدل PM-3005D ساخت Megatek تایوان و همزن مغناطیسی مدل RH-Bassic 2 ساخت شرکت IKA استفاده شد. به منظور برقراری هدایت الکتریکی در محلول از NaCl (Merck) و برای تهیه محلول‌ها از آب مقطر دو بار تقطیر استفاده شد. بر اساس استاندارد آب و فاضلاب APHA (2012) کلیه آزمایش‌های اندازه‌گیری شامل رنگ (2110 C)، EC (2510 A) و جامدات (2540) با سه بار تکرار در دمای آزمایشگاه (۱۸ تا ۲۲ درجه سلسیوس) انجام شدند.

۲.۲. روش کار

به منظور تعیین میزان بهینه پارامترهای فاصله (۱ cm، $1/5$ و ۲) و سطح الکترودها (ESA) $(24/86, 24/86 \text{ cm}^2)$ و $52/86$ و هدایت الکتریکی ($80/86$)، هدایت الکتریکی ($1600, 800, 3000 \mu\text{S/cm}$) و دانسیته جریان الکتریکی (4000 و 5000) و دانسیته جریان الکتریکی (10 mA/cm^2)، $20, 30, 40, 50$ و 60 به روش تک‌فاکتوری، 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 زمان‌های نمونه‌گیری ثبت شد. با توجه به قانون بیرلامبرت^۲، با قرائت میزان جذب نمونه‌های گرفته‌شده در فواصل زمانی مشخص در طول موج بیشینه جذب رنگزا ($\lambda_{max}=515 \text{ nm}$) در دستگاه اسپکتروفتومتر، غلظت و میزان حذف رنگزا مطابق رابطه ۵ به دست آمد.

مصرفی کل کم می‌شود به طوری که میزان انرژی مخصوص مصرفی در بازده حذف ۹۹ درصد برای سطح الکترودهای $24/86 \text{ cm}^2$ ، $52/86$ و $80/86$ به ترتیب برابر 193 kWh ، 162 و 139 بر کیلوگرم رنگزای حذف شده است.

هرچه میزان مصرف آند کمتر باشد، لجن تولیدی و مشکلات مدیریت و دفع آن کمتر و از لحاظ اقتصادی با کاهش هزینه دفع لجن و مصرف آلومینیوم، فرایند حذف انعقاد الکتریکی و شناورسازی الکتریکی مقرون به صرفه تر خواهد بود. در شکل ۲-۲ نمودار میزان TSS لجن شناور شده حاصل از فرایند برای سطوح الکتروده مختلف نشان داده شده است. میزان TSS اندازه گیری شده در محدوده $15150-14900$ بر حسب میلی گرم بر لیتر است که در مقایسه با مقادیر متعارف لجن جدا شده از مخازن ته نشینی ثقلی بسیار بیشتر است. بنابراین، سطح الکتروده $24/86 \text{ cm}^2$ با حذف ۹۹ درصد رنگزا در مدت زمان کمتر از 120 دقیقه با انرژی مخصوص مصرفی $193 \text{ kWh/kg dye removed}$ ، آند مصرفی $3/908 \text{ kg Al/kg dye removed}$ و TSS لجن 15050 mg/L برای ادامه تحقیق انتخاب شد.

نکته قابل توجه اینکه در مقالات مختلف تأثیر ابعاد الکترودها در کارایی فرایند انعقاد الکتریکی و شناورسازی الکتریکی بررسی نشده و از ابعاد ثابت الکترودها به منظور انجام آزمایش‌ها استفاده شده است. Saroha و Khandegar در سال ۲۰۱۳، Rahmani و همکاران (۲۰۱۳)، Zodi و همکاران (۲۰۱۳)، Pajootan و همکاران (۲۰۱۲)، Parsa و همکاران (۲۰۱۱) و Chung و همکاران (۲۰۰۹) از الکترودها با سطح به ترتیب برابر 16 cm^2 ، 25 ، 10 ، 100 ، 69 و 15 استفاده کردند.

۲.۳. تعیین فاصله بهینه بین الکترودها

آزمایش‌ها در فواصل بین الکترودها 1 cm ، $1/5$ و 2 به منظور بررسی تأثیر این پارامتر انجام شد. نتایج مربوط به بازده حذف رنگزا نسبت به زمان، مصرف انرژی و مصرف آلومینیوم به ترتیب در اشکال ۳-الف، ۳-ب و ۳-ج نشان داده شده است.

استفاده از رابطه ۹ به دست آمد (Parsa, et al., 2011):

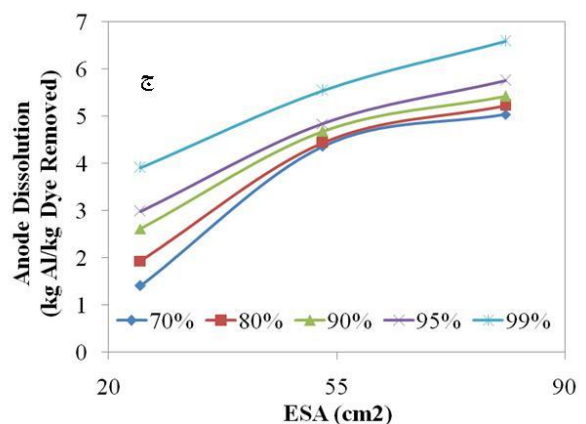
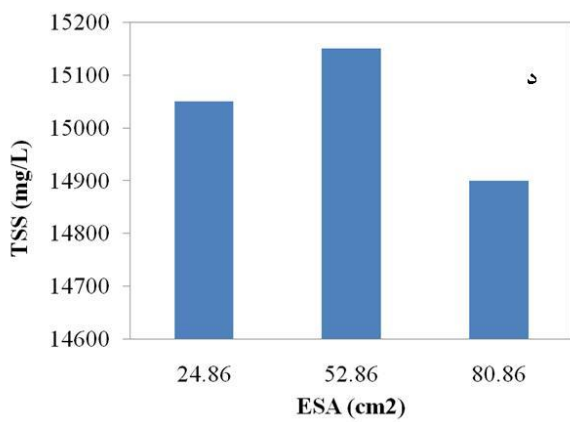
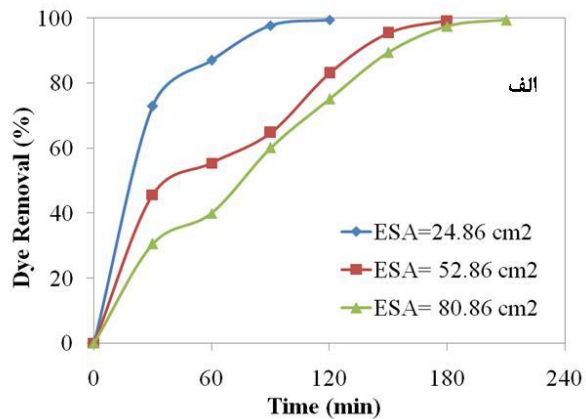
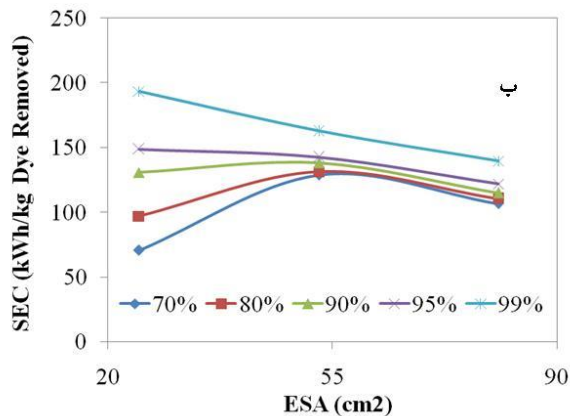
$$\text{Anode Dissolution} = m \cdot \phi / (V \cdot (C_0 - C)) \quad (9)$$

۳. نتایج و بحث

۱.۳. تعیین سطح بهینه الکترودها

به منظور بررسی تأثیر سطح الکترودها، آزمایش‌هایی در سه سطح الکتروده $24/86 \text{ cm}^2$ ، $52/86$ و $80/86$ با فاصله بین الکتروده 1 cm (d) انجام شد. مقادیر دیگر پارامترها ثابت در نظر گرفته شدند. دلیل ثابت در نظر گرفتن جریان الکتریکی به جای دانسیته جریان الکتریکی، وابسته بودن میزان انحلال فلز آند (آلومینیوم) به میزان جریان الکتریکی طبق قانون فارادی بود. نتایج شکل ۲-الف ارائه شده است. همان‌طور که ملاحظه می‌شود، بیشترین بازده حذف رنگزا در مدت زمان 90 دقیقه با استفاده از سطح الکتروده $24/86 \text{ cm}^2$ برابر با 98 درصد به دست آمده است. طبق مشاهدات، با افزایش سطح الکتروده، حباب‌های اکسیژن تولیدی در زیر آند به دام می‌افتادند و با ادامه تولید و از به هم چسبیدن آن‌ها، حباب‌های بزرگ تشکیل می‌شد. این حباب‌ها با رها شدن از زیر آند و حرکت رو به بالا، با حباب‌های ریز تولیدی در کاتد برخورد می‌کردند و تشکیل حباب‌های بزرگ‌تری می‌دادند که توانایی جداسازی لخته‌های ریز موجود در فاضلاب را نداشتند. در نتیجه بازده حذف رنگزای منعقد شده نسبت به زمان کاهش می‌یابد. در تحقیق Phalakornkule و همکاران (۲۰۱۰) نتایج مشابه گزارش شده است.

میزان مصرف انرژی مخصوص بر حسب کیلووات ساعت به ازای کیلوگرم رنگزا حذف شده است و میزان کاهش جرم فلز آند بر حسب کیلوگرم آلومینیوم به ازای کیلوگرم رنگزای حذف شده، به منزله معیاری برای مقایسه بهتر از لحاظ اقتصادی و زیست محیطی بررسی شد که نتایج آن در شکل ۲-ب و ۲-ج ارائه شده است. ملاحظه می‌شود که با افزایش سطح الکترودها، به دلیل کاهش مقاومت الکتریکی سیستم، ولتاژ لازم برای حصول یک جریان الکتریکی ثابت کاهش می‌یابد و در نتیجه انرژی



شکل ۲. تأثیر سطح الکترود در الف) بازده حذف رنگزا بر حسب زمان. ب) تغییرات مصرف انرژی مخصوص در بازده‌های مختلف حذف رنگزا. ج) میزان انحلال آند آلومینیومی در بازده‌های مختلف حذف رنگزا. د) میزان TSS لجن جدا شده (d=1 cm, [Dye]=65 mg/L, pH=7 و I=1/5 A, Conductivity=1600 μS/cm (اولیه)

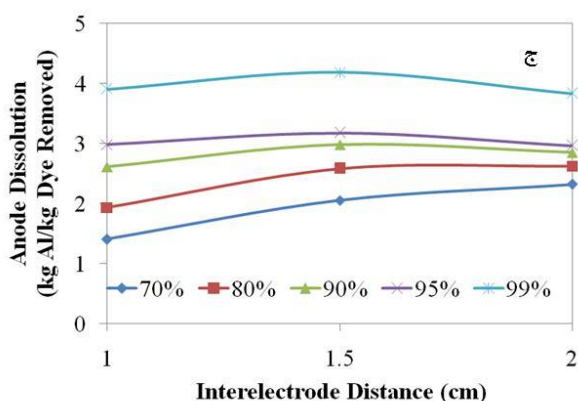
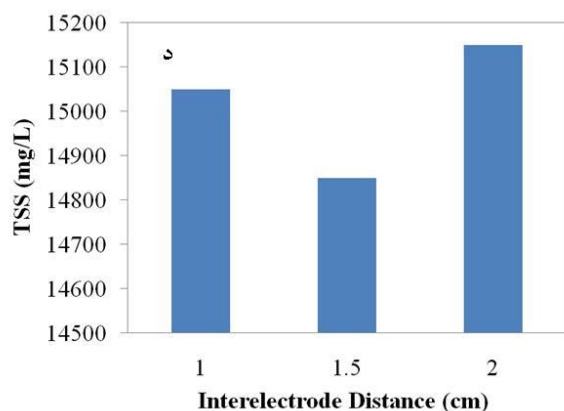
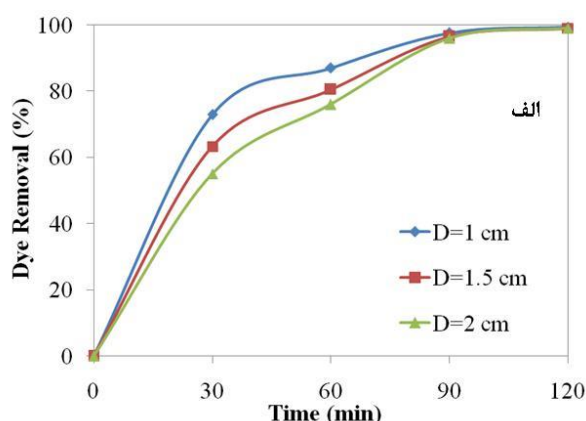
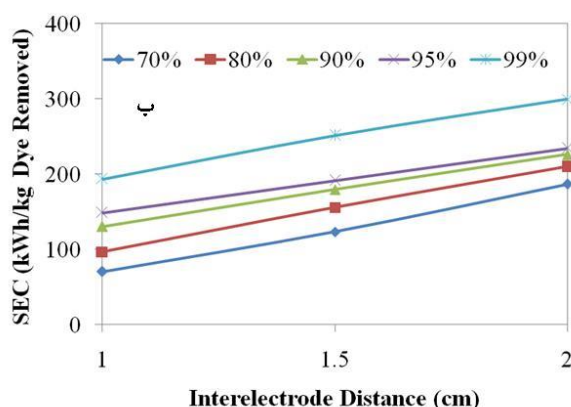
برابر با ۳/۹، ۴/۱۸ و ۳/۸۳ کیلوگرم آلومینیوم به ازای هر کیلوگرم رنگزای حذف شده به دست آمد. همچنین، میزان TSS لجن جدا شده به منزله معیاری برای کارایی فرایند برای شناورسازی رنگزا در شکل ۳-د ارائه شده است. این مقدار برای فاصله بین الکترود ۱، ۱/۵ و ۲ به ترتیب برابر با ۱۵۰۵۰، ۱۴۸۵۰ و ۱۵۱۵۰ mg/L بود که حاکی از توانایی بالای سیستم در شناورسازی و عدم نیاز به در نظر گرفتن واحد دیگری به منظور جداسازی لخته‌های تشکیل شده، است. با توجه به نتایج مذکور، فاصله بین الکترود ۱ cm به منزله مقدار بهینه انتخاب و در ادامه تحقیق استفاده شد.

Khandegar و Saroha در سال ۲۰۱۳ افزایش بازده حذف رنگزا را با افزایش فاصله بین الکترود از ۱ تا ۳ cm مشاهده کردند. با افزایش بیشتر فاصله بین الکترودها تا ۴ cm

همان‌طور که ملاحظه می‌شود با افزایش فاصله بین الکترودها، به دلیل تأخیر در تشکیل مواد منعقدکننده با توجه به وابستگی این عمل به تحرک و انتقال مواد و یون‌های تولیدی در الکترودها، بازده حذف رنگزا نسبت به زمان کاهش نشان می‌دهد (Khandegar and Saroha, 2013). همچنین، با کاهش فاصله بین الکترودها، به دلیل کاهش مقاومت الکتریکی سیستم، ولتاژ لازم برای حصول یک جریان الکتریکی ثابت کاهش یافته و در نتیجه انرژی مصرفی کل کم شده است. برای حصول بازده حذف ۹۹ درصد رنگزا، میزان انرژی مخصوص مصرفی برای فواصل بین الکترود ۱، ۱/۵ و ۲ به ترتیب برابر ۱۹۳ kWh، ۲۵۱ و ۲۹۹ بر کیلوگرم رنگزای به دست آمد. میزان مصرف آلومینیوم برای فواصل بین الکترود ۱، ۱/۵ و ۲ تفاوت کمی دارد و در بازده حذف ۹۹ درصد به ترتیب

فاصله بین الکترود ۸، ۱۲ و ۵ mm بود. زیادبودن مصرف انرژی در فاصله الکترود خیلی کم (۵ mm) را به دلیل عدم انتقال مناسب مواد و سیال که به تجمع ذرات جامد و حباب‌ها بین آند و کاتد و افزایش مقاومت الکتریکی منجر می‌شود، گزارش کردند.

بازده حذف رنگزا کاهش یافت. Mondal و همکاران (۲۰۱۳) با تغییر فاصله بین الکترود از ۰/۵ تا ۲/۵ cm مقدار بهینه را ۰/۵ cm به دست آوردند. Phalakornkule و همکاران (۲۰۱۰) تفاوتی در بازده حذف رنگزا نسبت به زمان برای سه فاصله بین الکترود ۵، ۸ و ۱۲ مشاهده نکردند، اما کمترین میزان مصرف انرژی به ترتیب برای



شکل ۳. تأثیر فاصله بین الکترودها در الف) بازده حذف رنگزا بر حسب زمان. ب) تغییرات مصرف انرژی مخصوص در بازده‌های مختلف حذف رنگزا. ج) میزان انحلال آند آلومینیومی در بازده‌های مختلف حذف رنگزا. د) میزان TSS لجن جدا شده ($ESA=24/86 \text{ cm}^2$, mg/L , $\text{pH}=7$ و $I=1/5 \text{ A}$, $\text{Conductivity}=1600 \text{ }\mu\text{S/cm}$, $[\text{Dye}]=65$ اولیه)

محلول می‌شود، رسوب و ایجاد خوردگی از طریق این یون‌ها روی الکترودها سبب اختلال در روند فرایند، افزایش مقاومت الکتریکی و تحمیل هزینه اضافی برای تصفیه می‌شود. در نتیجه به منظور بررسی تأثیر این پارامتر آزمایش‌هایی در هدایت‌های الکتریکی مختلف (غلظت‌های مختلف الکترولیت) انجام شد. نتایج مربوط به بازده حذف

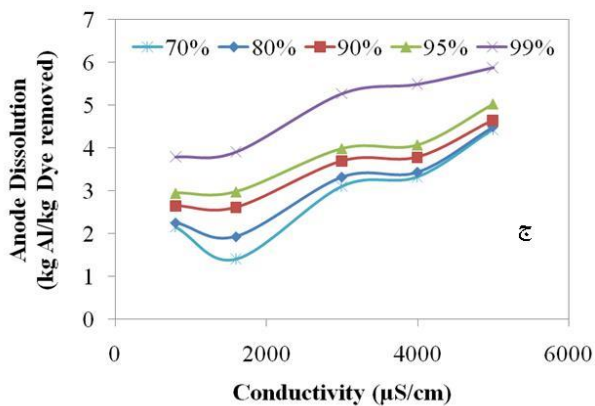
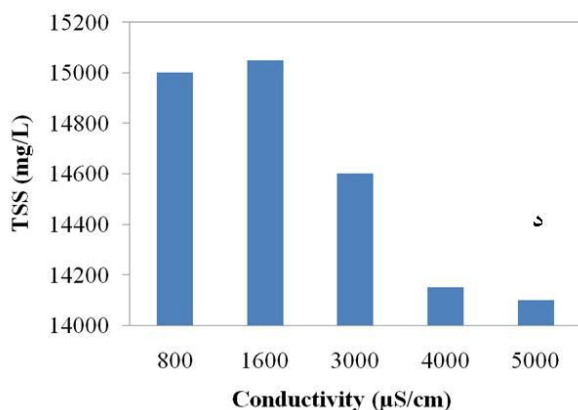
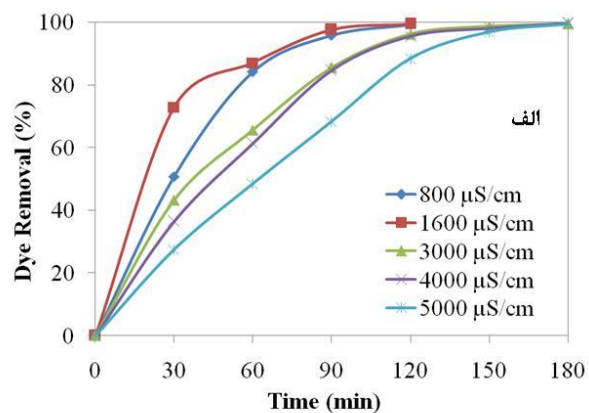
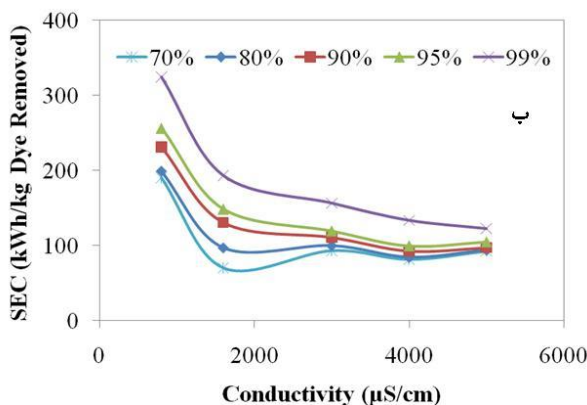
۳.۳. تعیین هدایت الکتریکی بهینه

هدایت الکتریکی تأثیر مستقیم در میزان مصرف انرژی دارد. با افزایش هدایت الکتریکی و به تبع آن کاهش مقاومت الکتریکی محلول، میزان ولتاژ لازم برای حصول جریان الکتریکی ثابت کاهش می‌یابد. با توجه به اینکه وجود نمک‌ها و یون‌ها سبب ایجاد هدایت الکتریکی در

لخته‌های آلومینیومی در لجن که حاوی آب هستند، موجب کاهش TSS لجن جدا شده می‌شود. لذا هدایت الکتریکی $1600 \mu\text{S/cm}$ با بازده حذف ۹۰ درصد رنگزا در مدت زمان کمتر از ۹۰ دقیقه با مصرف $130 \text{ kWh/kg Dye Removed}$ و $2/615 \text{ kg Al/kg Dye Removed}$ آلومینیوم و 15050 mg/L TSS لجن به منزله مقدار بهینه برای ادامه تحقیق انتخاب شد.

Pajootan و همکاران (۲۰۱۲) با افزایش هدایت الکتریکی از 4 mS/cm تا 14 ، تغییر کمی (۴ درصد) در بازده حذف رنگزا مشاهده کردند. با افزایش هدایت الکتریکی میزان ولتاژ لازم و انرژی مصرفی کاهش یافت. Parsa و همکاران (۲۰۱۱) با تغییر غلظت NaCl از $0/25$ تا 5 ، غلظت بهینه‌ی کترولیت را با کمترین انرژی مخصوص مصرفی برابر $0/5 \text{ gr/L}$ به دست آوردند.

مصرف انرژی و آلومینیوم مطابق اشکال ۴-الف، ۴-ب و ۴-ج است. میزان مصرف انرژی مخصوص در هدایت الکتریکی $1600 \mu\text{S/cm}$ نسبت به $800 \mu\text{S/cm}$ بسیار کمتر و معادل $130 \text{ kWh/kg Dye Removed}$ در بازده حذف ۹۰ درصد بوده، در حالی که این مقدار در هدایت الکتریکی $800 \mu\text{S/cm}$ برابر $231 \text{ kWh/kg Dye Removed}$ است. همچنین، میزان مصرف آلومینیوم در هدایت الکتریکی $1600 \mu\text{S/cm}$ معادل $2/615 \text{ kg Al/kg Dye Removed}$ است که نسبت به حالت‌های دیگر میزان کمتری دارد. تأثیر هدایت الکتریکی در TSS لجن جدا شده در شکل ۴-د نشان داده شده است. مشاهده شد که با افزایش هدایت الکتریکی و نیاز به زمان بیشتر برای جداسازی کامل آلاینده، میزان آلومینیوم موجود در لجن جدا شده با توجه به خاکستری‌تر شدن رنگ آن، افزایش می‌یابد. افزایش



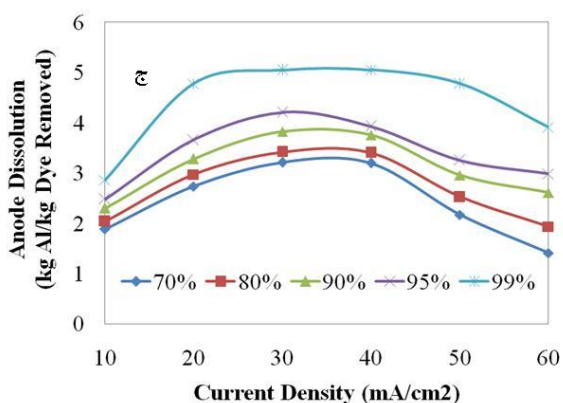
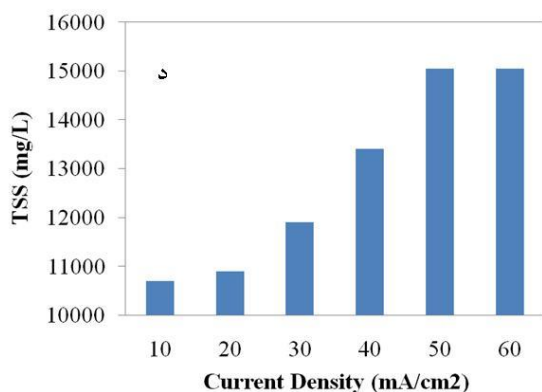
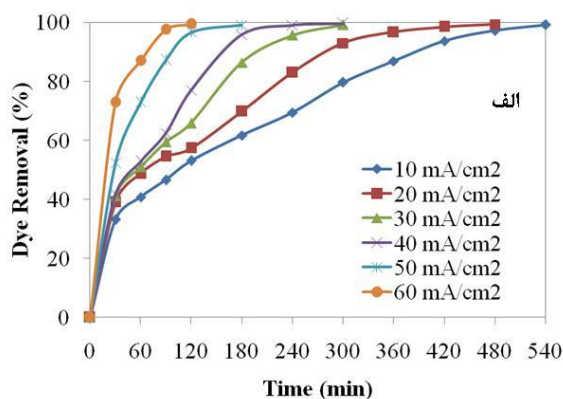
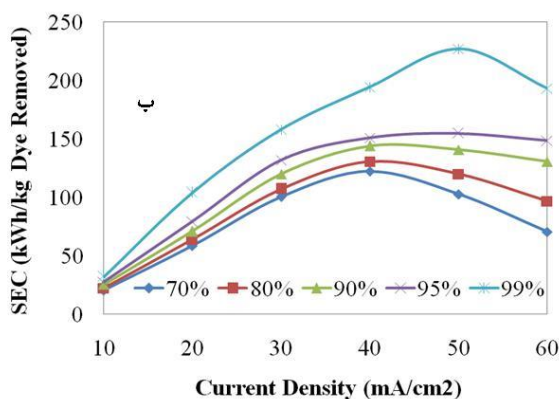
شکل ۴. تأثیر هدایت الکتریکی در (الف) بازده حذف رنگزا بر حسب زمان. (ب) تغییرات مصرف انرژی مخصوص در بازده‌های مختلف حذف رنگزا. (ج) میزان انحلال آند آلومینیومی در بازده‌های مختلف حذف رنگزا. (د) میزان TSS لجن جدا شده ($d=1 \text{ cm}$, $ESA=24/86 \text{ cm}^2$), $pH=7$ و $I=1/5 \text{ A}$, $[Dye]=65 \text{ mg/L}$)

دانسیتته‌های جریان الکتریکی مختلف ارائه شده است. مطابق نتایج، میزان TSS با افزایش دانسیته جریان الکتریکی بیشتر شده است. طبق مشاهده‌های انجام شده، در دانسیته جریان الکتریکی کم، با توجه به حجم کم گازهای تولیدی، لجن به خوبی شناور نشده و بعد از شناوری به داخل فاضلاب باز می‌شود و روند حذف آلاینده به جداسازی پیوسته لجن وابستگی بیشتری دارد. بنابراین، در دانسیته جریان الکتریکی پایین، کارایی فرایند در غلظت‌های بالا و شوک بار آلاینده، کم خواهد بود (Koby, et al., 2006). همان‌گونه که ملاحظه می‌شود، بهترین نتیجه در دانسیته جریان الکتریکی 60 mA/cm^2 با حذف ۹۰ درصد رنگزا در مدت زمان کمتر از ۹۰ دقیقه با مصرف انرژی مخصوص $2/615 \text{ kWh/kg Dye Removed}$ ، مصرف آنند 130 mg/L و TSS لجن 15050 mg/L به دست آمده است.

۴.۳. تعیین دانسیته بهینه جریان الکتریکی

نتایج آزمایش‌های بررسی تأثیر دانسیته جریان الکتریکی بر بازده حذف، مصرف انرژی و آلومینیوم مطابق اشکال ۵-الف، ۵-ب و ۵-ج است. با توجه به نمودار شکل ۵-الف، 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 بوده که به انعقاد و لخته‌سازی و جداسازی سریع‌تر آلاینده منجر شده است (Zodi, et al., 2013). در دانسیته جریان بالاتر میزان گاز تولیدی زیاد است و خروج سریع گازها از سطح الکترودها به روند اختلاط مواد منعقدکننده تولیدشده در محلول کمک می‌کند و همراه شناورسازی همزمان، موجب حذف سریع‌تر آن‌ها می‌شود (Khemis, et al., 2006; Merzouk, et al., 2009).

در شکل ۵-د نمودار میزان TSS اندازه‌گیری شده در



شکل ۵. تأثیر دانسیته جریان الکتریکی در الف) بازده حذف رنگزا بر حسب زمان. ب) تغییرات مصرف انرژی مخصوص در بازده‌های مختلف حذف رنگزا. ج) میزان انحلال آنند آلومینیومی در بازده‌های مختلف حذف رنگزا. د) میزان TSS لجن جداشده ($ESA=24/86 \text{ cm}^2$)، $pH=7$ و $Conductivity=1600 \mu\text{S/cm}$ ، $[Dye]=65 \text{ mg/L}$ ، $d=1 \text{ cm}$ (اولیه)

جدول ۱. مقادیر بهینه برای پارامترهای تحت بررسی

پارامتر	سطح الکترودها (cm ²)	فاصله بین الکترودها (cm)	هدایت الکتریکی (μS/cm)	دانسیته جریان الکتریکی (mA/cm ²)
مقدار بهینه	۲۴/۸۶	۱	۱۶۰۰	۶۰

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

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 ۹۰ درصد رنگزا با غلظت اولیه mg/L ۶۵ در مدت زمان کمتر از ۹۰ دقیقه، انرژی مخصوص مصرفی kg Al/kg ۱۳۰ kWh/kg Dye Removed، آند مصرفی kg Al/kg ۲/۶۱۵ Dye Removed و TSS لجن ۱۵۰۵۰ mg/L به دست آمد، نشان‌دهنده توانایی روش انعقاد الکتریکی و شناورسازی الکتریکی در تصفیه فاضلاب حاوی رنگزا همراه مصرف کم مواد و انرژی است. همچنین، لجن تولیدی کم به کاهش هزینه‌های تصفیه و دفع لجن و مشکلات مربوط به آن منجر می‌شود. در نتیجه استفاده از این روش به‌منزله گزینه‌ای مناسب برای جایگزینی با روش‌های معمول تصفیه مانند انعقاد و لخته‌سازی شیمیایی مطرح است.

تحقیقات گذشته بر محوریت انعقاد الکتریکی و از خاصیت شناورسازی حباب‌های تولیدی در تصفیه فاضلاب‌های حاوی رنگزا به ندرت استفاده شده است. Zodi و همکاران (۲۰۱۳) تصفیه فاضلاب نساجی حاوی Direct red 81 را به روش انعقاد الکتریکی و شناورسازی الکتریکی بررسی کرده‌اند و به بازده حذف ۹۰ درصد رنگزا با غلظت اولیه mg/L ۵۰ دست یافتند. Khandegar و Saroha در سال ۲۰۱۳ با روش انعقاد الکتریکی بازده حذف ۹۸ درصد رنگزا Acid Red 131 را با غلظت اولیه mg/L ۱۰ به دست آوردند. Yuksel و همکاران (۲۰۱۲) فاضلاب حاوی Reactive Yellow 135 با غلظت اولیه

Saroha و Khandegar در سال ۲۰۱۳ تأثیر دانسیته جریان الکتریکی را در مقادیر ۶/۸ mA/cm² تا ۱۲۵ A (۰/۱ تا ۲) بررسی و مشاهده کردند که بازده حذف رنگزا در دانسیته جریان الکتریکی ۶/۸ mA/cm² تا ۶۲/۵ روند افزایشی داشته است، اما در بیش از این مقادیر تغییری در بازده حذف ایجاد نشد. بنابراین، ۶۲/۵ mA/cm² را به‌منزله مقدار بهینه انتخاب کردند. Zodi و همکاران (۲۰۱۳) با افزایش دانسیته جریان الکتریکی از ۱۰۰ A/m² تا ۲۰۰ به بازده بالاتر حذف رنگزا دست یافتند.

در جدول ۱ مقادیر بهینه پارامترهای بررسی شده شامل سطح و فاصله بین الکترودها، هدایت الکتریکی و دانسیته جریان الکتریکی ارائه شده است. همان‌گونه که اشاره شد، انتخاب مقدار بهینه این پارامترها به گونه‌ای بوده است که عملکرد مناسب سیستم الکتروشیمیایی از بابت انعقاد الکتریکی و شناورسازی الکتریکی به طور همزمان تأمین شود.

۴. بحث و 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 شده و تجهیزات از لحاظ ایمنی مطمئن است. حباب‌های ریز با اندازه یکسان تولید شده و به افزودن مواد شیمیایی کم نیاز است یا نیست. همچنین، قابلیت تحمل بسیار بالا در مقابل شوک‌های آلی، هیدرولیکی و مواد سمی و کاهش تعداد واحدهای فرایندی تصفیه‌خانه و در نتیجه کاهش سطح

یادداشت‌ها

1. Electrode Surface Area
2. Beer-Lambert law
3. Total Suspended Solids
4. Current Efficiency

۱۰۰ mg/L را به روش انعقاد الکتریکی تصفیه و بازده حذف ۹۹ درصد رنگزا را گزارش کردند. Wei و همکاران (۲۰۱۲) نیز با روش انعقاد الکتریکی فاضلاب نساجی حاوی ۱۰۰ میلی‌گرم بر لیتر Acid Black 1 را با بازده حذف ۸۱ درصد تصفیه کردند.

منابع

- آخوندی، ع.، خدادادی دربان، ا.، گنجی‌دوست، ح. ۱۳۹۱. «کارایی روش الکتروکواگولاسیون در حذف فلز سنگین کادمیوم موجود در محیط‌های آبی»، فصلنامه آب و فاضلاب، دوره ۲۳، شماره ۸۲، صفحات ۸۶-۹۳.
- Adhoum, N., Monser, L., Bellakhal, N., & Belgaid, J. E. 2004. Treatment of electroplating wastewater containing Cu²⁺, Zn²⁺ and Cr(VI) by electrocoagulation. *Journal of hazardous materials*, 112(3), 207-213
- Akbal, F., & Kuleyin, A. 2011. Decolorization of levafix brilliant blue E-B by electrocoagulation method. *Environmental Progress & Sustainable Energy*, 30(1), 29-36
- Can, O. T., Kobya, M., Demirbas, E., & Bayramoglu, M. 2006. Treatment of the textile wastewater by combined electrocoagulation. *Chemosphere*, 62(2), 181-187
- Chung, C.M., Cho, K.W., Hong, S.W., Kim, Y.J., Chung, T.H. 2009. Feasibility of electroflotation to separate solids and liquid in an activated sludge process, *Environmental Technology* (9): 1565-1573
- Drouiche, N., Ghaffour, N., Lounici, H., & Mameri, M. 2007. Electrocoagulation of chemical mechanical polishing wastewater. *Desalination*, 214(1), 31-37
- El-Naas, M. H., Al-Zuhair, S., Al-Lobaney, A., & Makhoulf, S. 2009. Assessment of electrocoagulation for the treatment of petroleum refinery wastewater. *Journal of environmental management*, 91(1), 180-185
- Feng, J. W., Sun, Y. B., Zheng, Z., Zhang, J. B., Li, S., & Tian, Y. C. 2007. Treatment of tannery wastewater by electrocoagulation. *Journal of Environmental Sciences*, 19(12), 1409-1415
- Golder, A. K., Samanta, A. N., & Ray, S. 2007. Removal of Cr³⁺ by electrocoagulation with multiple electrodes: Bipolar and monopolar configurations. *Journal of hazardous materials*, 141(3), 653-661
- Khandegar, V., & 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
- Khansorhthong, S., & Hunsom, M. 2009. Remediation of wastewater from pulp and paper mill industry by the electrochemical technique. *Chemical Engineering Journal*, 151(1), 228-234
- Khemis, M., Leclerc, J. P., Tanguy, G., Valentin, G., & 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., & Bayramoglu, M. 2006. Treatment of levafix orange textile dye solution by electrocoagulation. *Journal of hazardous materials*, 132(2), 183-188
- Matis, K. A., 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., Vial, C., & Barkaoui, M. 2009. Studies on the decolorization of textile dye wastewater by continuous electrocoagulation process. *Chemical Engineering Journal*, 149(1- 3), 207-214
- Mondal, B., Srivastava, V. C., Kushwaha, J. P., Bhatnagar, R., Singh, S., & Mall, I. D. 2013. Parametric and multiple response optimization for the electrochemical treatment of textile printing dye-bath effluent. *Separation and Purification Technology*, 109, 135-143
- Morshed, A. M. A., Fatema, K., Khan, Z. U. M. 2012. An overview of microbiological process for the decolorization of textile-dye containing effluent, *Bangladesh Textile Today*, Bangladesh

- Oliveira, C. S., & Airoidi, C. 2014. Pyridine derivative covalently bonded on chitosan pendant chains for textile dye removal. *Carbohydrate polymers*, 102, 38-46.
- Pajootan, E., Arami, M., & 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., & 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
- Phalakornkule, C., Polgumhang, S., Tongdaung, W., Karakat, B., & Nuyut, T. 2010. Electrocoagulation of blue reactive, red disperse and mixed dyes, and application in treating textile effluent. *Journal of environmental management*, 91(4), 918-926
- Rahmani, A.R., Nematollahi, D., Godini, K., Azarian, G. 2013. Continuous thickening of activated sludge by electro-flotation, *Separation and Purification Technology* 107(6): 166-171
- Sayiner, G., Kandemirli, F., & Dimoglo, A. 2008. Evaluation of boron removal by electrocoagulation using iron and aluminum electrodes. *Desalination*, 230(1), 205-212
- Şengil, İ. A. 2006. Treatment of dairy wastewaters by electrocoagulation using mild steel electrodes. *Journal of hazardous materials*, 137(2), 1197-1205
- Taheri, M., Moghaddam, M. R., & Arami, M. 2013. Techno-economical optimization of Reactive Blue 19 removal by combined electrocoagulation/coagulation process through MOPSO using RSM and ANFIS models. *Journal of environmental management*, 128, 798-806
- Tezcan Ün, Ü., Uğur, S., Koparal, A. S., & Bakır Öğütveren, Ü. 2006. Electrocoagulation of olive mill wastewaters. *Separation and Purification Technology*, 52(1), 136-141
- Uğurlu, M., Gürses, A., Doğar, Ç., & Yalçın, M. 2008. The removal of lignin and phenol from paper mill effluents by electrocoagulation. *Journal of environmental management*, 87(3), 420-428
- Vasudevan, S., Lakshmi, J., Jayaraj, J., & Sozhan, G. 2009. Remediation of phosphate-contaminated water by electrocoagulation with aluminium, aluminium alloy and mild steel anodes. *Journal of hazardous materials*, 164(2), 1480-1486
- Wang, C. T., Chou, W. L., & Kuo, Y. M. 2009. Removal of COD from laundry wastewater by electrocoagulation/electroflotation. *Journal of hazardous materials*, 164(1), 81-86
- Wang, R., Cai, X., & Shen, F. 2014. TiO₂ hollow microspheres with mesoporous surface: Superior adsorption performance for dye removal. *Applied Surface Science*, 305, 352-358.
- Wei, M. C., Wang, K. S., Huang, C. L., Chiang, C. W., Chang, T. J., Lee, S. S., & Chang, S. H. 2012. Improvement of textile dye removal by electrocoagulation with low-cost steel wool cathode reactor. *Chemical Engineering Journal*, 192, 37-44
- Yavuz, Y., Shahbazi, R., Koparal, A. S., & Öğütveren, Ü. B. 2014. Treatment of Basic Red 29 dye solution using iron-aluminum electrode pairs by electrocoagulation and electro-Fenton methods. *Environmental Science and Pollution Research*, 1-7.
- 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., Eyvaz, M., & Gurbulak, E. 2011. Electrochemical treatment of colour index reactive orange 84 and textile wastewater by using stainless steel and iron electrodes. *Environmental Progress & Sustainable Energy*, 32(1), 60-68
- Yuksel, E., Gurbulak, E., & 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., & Leclerc, J. P. 2013. Direct red 81 dye removal by a continuous flow electrocoagulation/flotation reactor. *Separation and Purification Technology*, 108, 215-222