

بررسی کارآیی فرآیند الکتروکواگولاسیون در حذف سولفات از محیط‌های آبی

امیرحسین محوی^۱، حسین جعفری منصوریان^۲، احمد رجبی زاده^۳

^۱دانشیار بهداشت محیط، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی تهران، تهران، ایران.

^۲کارشناس ارشد مهندسی بهداشت محیط، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی کرمان، کرمان، ایران.

^۳کارشناس ارشد مهندسی محیط زیست، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی کرمان، کرمان، ایران.

چکیده

زمینه و هدف: سولفات یکی از یون‌های اصلی موجود در آبهای طبیعی و فاضلاب‌ها می‌باشد. مقادیر زیاد سولفات در آب آشامیدنی باعث مشکلات بهداشتی از جمله تحریک و ناراحتی‌های گوارشی شده و طعم تلخی به آب می‌دهد. هدف از این مطالعه تعیین راندمان حذف سولفات از آب آشامیدنی به وسیله فرآیند الکتروکواگولاسیون با الکترودهای صفحه‌ای آلومینیومی است.

روش بررسی: این بررسی به صورت یک مطالعه تجربی در مقیاس آزمایشگاهی، با استفاده از یک مخزن شیشه‌ای با حجم مؤثر ۱/۳ لیتر حاوی ۶ الکترود صفحه‌ای از جنس آلومینیوم انجام شد. به منظور تبدیل جریان برق متناوب به مستقیم، الکترودها به روش تک قطبی با آرایش موازی به یک منبع تغذیه متصل شدند، بدین مفهوم که هر کدام از الکترودها به طور مستقیم و یک در میان به قطب‌های مثبت و منفی وصل شدند. مخزن با آب سنتتیک حاوی سولفات در غلظت‌های ۳۵۰ و ۷۰۰ میلی گرم بر لیتر پر شد. درصد حذف سولفات در گستره پتانسیل ۱۰، ۲۰ و ۳۰ ولت در زمان‌های واکنش ۲۰، ۴۰ و ۶۰ دقیقه و pH در مقادیر (۳، ۷، ۱۱) تعیین مقدار گردید.

یافته‌ها: در این مطالعه بالاترین راندمان حذف سولفات در اختلاف پتانسیل ۳۰ ولت، زمان واکنش ۶۰ دقیقه و pH=۱۱ حاصل شد. با زیاد شدن غلظت سولفات نیز زمان مورد نیاز برای دستیابی به راندمان مناسب حذف افزایش یافت که این افزایش تأثیر مستقیم pH و اختلاف پتانسیل الکتریکی بر روی حذف سولفات به وسیله فرآیند الکتروکواگولاسیون را نشان می‌داد.

نتیجه گیری: نتایج حاصل از این تحقیق نشان داد که تکنولوژی الکتروکواگولاسیون با استفاده از الکترودهای صفحه‌ای آلومینیومی، می‌تواند به عنوان روشی مناسب و امیدوارکننده در حذف سولفات از محیط‌های آبی مطرح گردد.

کلید واژه‌ها: الکتروکواگولاسیون؛ سولفات؛ الکترود آلومینیومی؛ محیط‌های آبی.

نویسنده مسئول مکاتبات: دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی کرمان، کرمان، ایران؛

آدرس پست الکترونیکی: h.mansoorian@yahoo.com

تلفن: ۰۹۱۸۸۱۳۳۸۵۴

تاریخ پذیرش: ۸۸/۱۱/۱۴

تاریخ دریافت: ۸۸/۴/۲۴

مقدمه

حیوانی می‌باشد (۷-۵). فاضلاب‌های صنعتی از جمله فاضلاب صنایع کاغذسازی، نساجی، کودسازی، دباغی و پلاستیک، مسبب بیشترین انتشارات مصنوعی آن هستند و این فاضلاب‌ها ممکن است حاوی چند هزار میلیون گرم بر لیتر سولفات باشند (۲، ۶، ۹). مقادیر زیاد سولفات در آب آشامیدنی باعث مشکلات بهداشتی از جمله تحریک و ناراحتی‌های گوارشی شده و طعم تلخی به آب می‌دهد (۶). سولفات هم در مصارف عمومی و هم صنعتی مهم بوده و از نظر تشکیل جرم در بویلرها و شوفاژها اهمیت دارد (۱۰).

امروزه تأمین آب پاک با کیفیت مطلوب یکی از مشکلات اصلی بشر است (۱). سولفات یکی از یون‌های اصلی موجود در آبهای طبیعی و فاضلاب‌ها می‌باشد (۴-۲). از نظر شیمیایی، سولفات ترکیبی خنثی، غیرفرار و غیرسمی است (۳). منبع طبیعی عمده سولفات در آبهای سطحی و زیرزمینی، فرآیندهای هوازدگی شیمیایی و تجزیه کانی‌های حاوی سولفات مثل پیریت، اکسیداسیون سولفیدها، سولفور عنصری و تجزیه بقایای گیاهی و

تکنولوژی EC در مقایسه با سایر روش‌ها، مزایایی از جمله تجهیزات ساده، بهره‌برداری آسان، زمان ماند کم، عدم نیاز به مواد شیمیایی، تولید لجن کم، قابلیت ته‌نشینی خوب لجن، قابلیت آبگیری مناسب لجن و سازگاری زیست محیطی را دارا می‌باشد. همچنین این فن آوری می‌تواند سبب حذف روغن و چربی، رنگ، ذرات معلق، مواد زاید شیمیایی، مواد آلی، دترجنت‌های مصنوعی، فلزات سنگین، فنل، سورفکتانت‌ها و نیترات از محیط‌های آبی شود (۲۱، ۱۷). این روش پتانسیل وسیعی برای حذف معایب تکنیک‌های تصفیه قدیمی دارد (۱). این تحقیق با هدف تعیین کارایی فرآیند الکتروکواگولاسیون در حذف سولفات از محیط‌های آبی، به‌منظور کاهش خطرات ناشی از سولفات در آب آشامیدنی بر روی سلامتی انسان، تحقق استانداردهای کیفیت آب آشامیدنی و راه‌اندازی یک روش جدید تصفیه برای حذف سولفات از محیط‌های آبی صورت گرفت.

روش بررسی

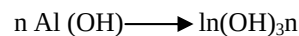
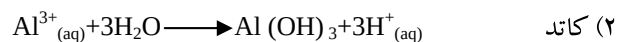
این مطالعه به‌صورت آزمایشگاهی و در مقیاس پایلوت انجام شد. ترکیبات شیمیایی مورد استفاده برای ساخت نمونه آب سنتتیک حاوی غلظت‌های مختلف سولفات و تنظیم pH نمونه در مقادیر بیان شده شامل: سولفات سدیم، کلرور باریم، محلول بافر، اسید سولفوریک و هیدروکسید سدیم نرمال بود (۱۰). به‌منظور افزایش هدایت الکتریکی محلول از کلرید سدیم استفاده گردید. تجهیزات مربوط به EC شامل منبع تغذیه (مبدل جریان متناوب به جریان مستقیم)، ۶ الکتروود صفحه‌ای آلومینیومی با ابعاد ۱۰۰×۱۰۰×۲ میلی‌متر بود که الکترودها با فاصله ۱۵ میلی‌متر از هم درون یک مخزن شیشه‌ای با ابعاد ۱۵۰×۱۰۰×۱۱ میلی‌متر و با حجم مؤثر ۱/۳ لیتر قرار گرفتند (۱۵). الکترودها به‌صورت تک قطبی با آرایش موازی به منبع تغذیه متصل شدند، بدین مفهوم که هر کدام از الکترودها به‌طور مستقیم و یک در میان به قطب‌های مثبت و منفی وصل شدند (۱). نمونه‌های آب سنتتیک حاوی غلظت‌های ۳۵۰ و ۷۰۰ میلی‌گرم بر لیتر سولفات پس از تنظیم pH در مقادیر (۳، ۷، ۱۱) به رآکتور تزریق شدند. سرعت اختلاط نیز ۴۰۰ rpm بود (۲۲). پس از برقراری جریان الکتریکی با ولتاژهای مختلف ۱۰، ۲۰، ۳۰ ولت از میانه رآکتور در فواصل زمانی ۲۰، ۴۰، ۶۰ دقیقه نمونه‌هایی به میزان ۲۵ میلی‌لیتر برداشته شد. سپس به‌منظور حذف لخته‌های تشکیل شده،

همچنین سولفات از نظر ایجاد خوردگی لوله‌های فاضلاب رو، ایجاد مشکلات جدی در فرآیندهای تصفیه بی‌هوازی فاضلاب از جمله احیای سولفات به سولفید و بازدارنده قوی فعالیت‌های میکروبی و رشد گیاهان، مورد توجه می‌باشد (۹، ۱۱). هرچند اثرات بهداشتی سولفات نسبتاً کوتاه‌مدت است؛ ولی این اثر حاد بوده و بایستی تا غلظت توصیه شده در آب آشامیدنی کاهش یابد (۱۲). رهنمود WHO برای سولفات در آب آشامیدنی ۲۵۰ میلی‌گرم بر لیتر می‌باشد (۱۰). حذف مؤثر این یون از آب به‌علت حلالیت پایداری بالای آن مسئله پیچیده‌ای است (۶). تکنیک‌های مختلفی از جمله تبادل یون، اسمز معکوس، نانوفیلتراسیون، الکترودیالیز، ترسیب شیمیایی، جذب، کریستال‌سازی و روش‌های بیولوژیکی برای حذف این یون از آب به کار گرفته شده است (۲، ۳، ۶، ۹، ۱۱، ۱۳). این روش‌ها مشکلاتی از جمله افزایش املاحی مانند سدیم، هزینه بهره‌برداری و سرانه بالا، نیاز به یک تصفیه نهایی پساب و دفع لجن باقیمانده، دارند (۳، ۶). در عین حال، تعدادی از تکنیک‌های نویدبخش و امیدوارکننده نیز بر مبنای فن آوری الکتروشیمیایی توسعه یافته‌اند که فاقد مشکلات ذکر شده هستند. یکی از این روش‌ها فرآیند الکتروکواگولاسیون (EC) می‌باشد (۱). در این فرآیند منعقدکننده، در محل و از طریق اکسیداسیون الکترولیتی الکتروودی که قربانی می‌شود (آند) تولید می‌گردد (۱۴، ۱۵). یون‌های فلزی تولید شده در الکتروود آند (از جنس آهن یا آلومینیوم) با یون‌های هیدروکسید تشکیل شده در الکتروود کاتد، واکنش داده و هیدروکسیدهای فلزی ایجاد می‌کنند و این هیدروکسید فلزی نامحلول با گونه‌های یونی باردار، کلوئیدها، جامدات معلق و غیره واکنش داده و رسوب می‌کنند (۱، ۱۵). مکانیسم حذف در فرآیند EC شامل: انعقاد، جذب سطحی، ترسیب و شناورسازی است (۱۶).

فرآیند EC بدین‌صورت نشان داده می‌شود (۱۵).



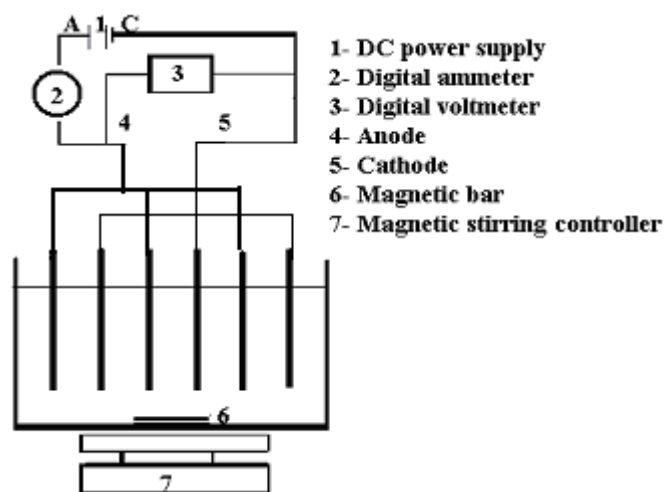
معادلات زیر نیز نشان‌دهنده این امر در ارتباط با الکتروود آلومینیوم است (۱):



واکنش مختلف مورد بررسی قرار گرفت. نتایج حاصل از این پژوهش با استفاده از نرم‌افزار Excel بر روی نمودارهای ۶-۱ نشان داده شده است. در نمودار شماره ۱ و ۲ راندمان حذف سولفات در pH ثابت ۳، ولتاژهای مختلف ۱۰، ۲۰ و ۳۰ ولت، غلظت‌های اولیه ۳۵۰ و ۷۰۰ میلی گرم بر لیتر سولفات در زمان‌های واکنش ۲۰، ۴۰ و ۶۰ دقیقه نشان داده شده است. همان‌طور که در این نمودارها مشاهده می‌شود با افزایش ولتاژ، راندمان حذف سولفات به میزان ناچیزی افزایش یافته است؛ به‌طوری که بیشترین راندمان حذف در ولتاژ ۳۰ ولت و مدت زمان واکنش ۶۰ دقیقه در غلظت‌های ۳۵۰ و ۷۰۰ میلی گرم بر لیتر به ترتیب ۵۱/۴۶٪ و ۴۰/۳٪ می‌باشد. مقدار pH نهایی محلول نیز از ۳ به ۸/۴ افزایش یافته است. در نمودار شماره ۳ و ۴ راندمان حذف سولفات در pH ثابت ۷ مشاهده می‌شود و همان‌طور که مشخص است در pH ثابت ۷، راندمان حذف بالاتری به دست آمده، که این میزان بالاترین راندمان حذف در ولتاژ ۳۰ ولت در زمان واکنش ۶۰ دقیقه را نشان می‌دهد، و در غلظت‌های ۳۵۰ و ۷۰۰ میلی گرم بر لیتر به ترتیب برابر با ۵۸/۷۴٪ و ۴۴/۲٪ می‌باشد. pH نهایی محلول نیز از ۷ به ۹/۸۶ افزایش یافته است. در نمودار شماره ۵ و ۶ راندمان حذف سولفات در pH ثابت ۱۱ نشان داده شده است. در این pH بیشترین راندمان حذف در ولتاژ ۳۰ ولت، در زمان واکنش ۶۰ دقیقه بوده است که در غلظت‌های ۳۵۰ و ۷۰۰ میلی گرم بر لیتر به ترتیب برابر ۷۹/۷٪ و ۵۵/۸٪ می‌باشد که این بالاترین راندمان به دست آمده در حذف سولفات با استفاده از فرآیند الکتروکواگولاسیون است. pH نهایی محلول به میزان ۰/۱۲ افزایش نشان می‌دهد.

نمونه‌های انتخابی از صافی غشایی با اندازه منافذ ۰/۴۵ میکرومتر عبور داده شدند. در پایان، نمونه‌های صاف شده از نظر غلظت سولفات باقیمانده با استفاده از دستگاه اسپکتروفتومتری در طول موج ۴۲۰ نانومتر و مطابق با روش‌های مندرج در کتاب روش‌های استاندارد، برای آزمایش آب و فاضلاب تعیین مقدار شدند. سپس pH نهایی محلول تزریقی به رآکتور، بعد از انجام فرآیند اندازه‌گیری شد. نتایج حاصل از این مطالعه با استفاده از نرم‌افزار Excel، فراوانی نسبی و مطلق ترسیم و تفسیر گردید.

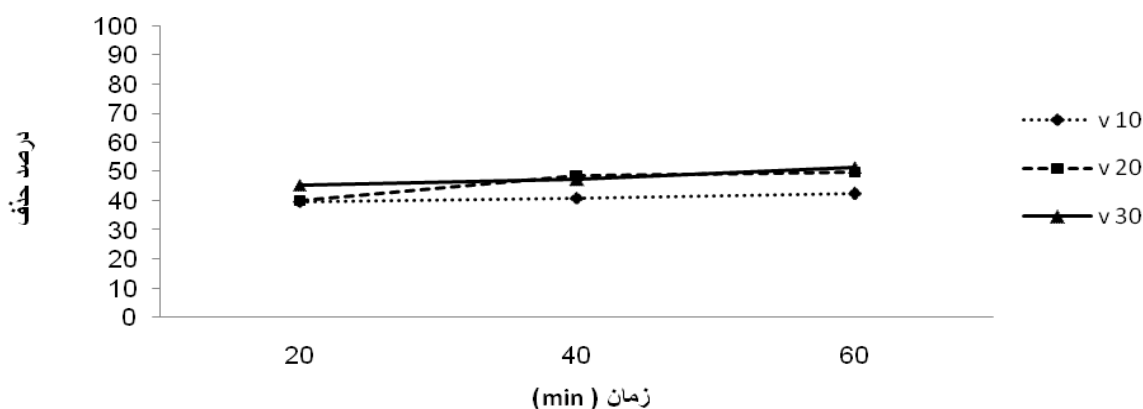
شکل زیر شمایی از پایلوت مورد استفاده را نشان می‌دهد:



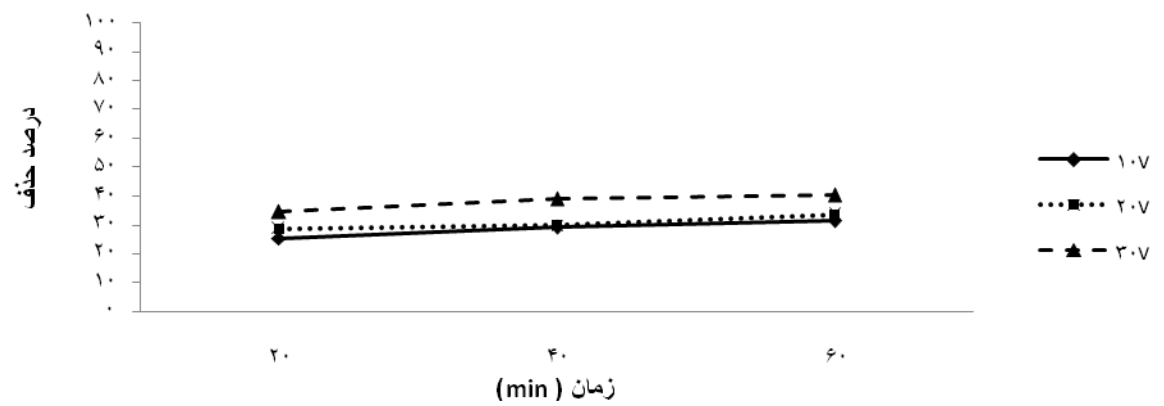
شکل: شمایی از رآکتور طراحی شده

یافته‌ها

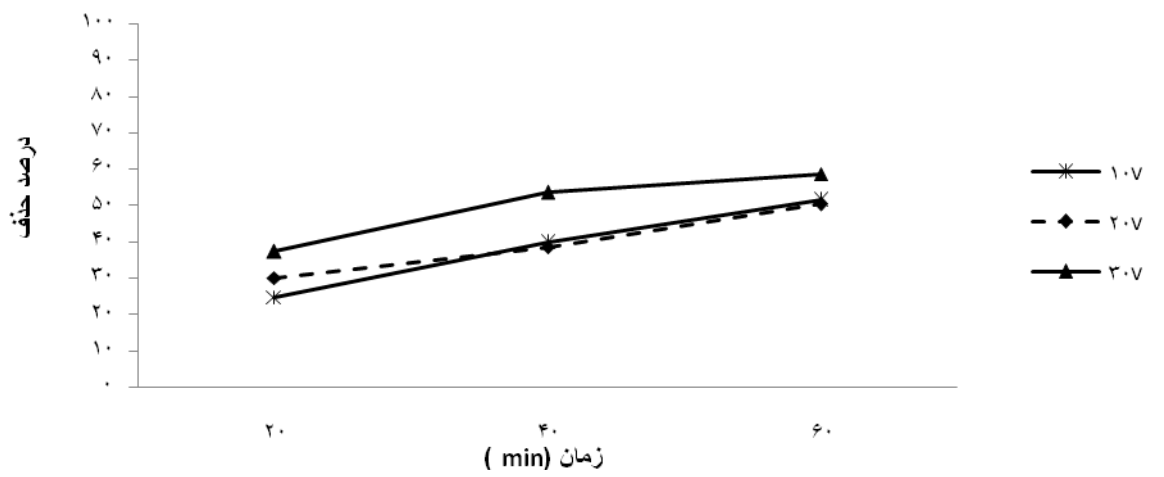
در مطالعه حاضر، فرآیند الکتروکواگولاسیون با استفاده از الکترودهای صفحه‌ای آلومینیومی به‌عنوان یک تکنولوژی تصفیه برای حذف سولفات از محیط‌های آبی به کار برده شد، و راندمان حذف آن در شرایط ولتاژ، pH، غلظت‌های اولیه و زمان‌های



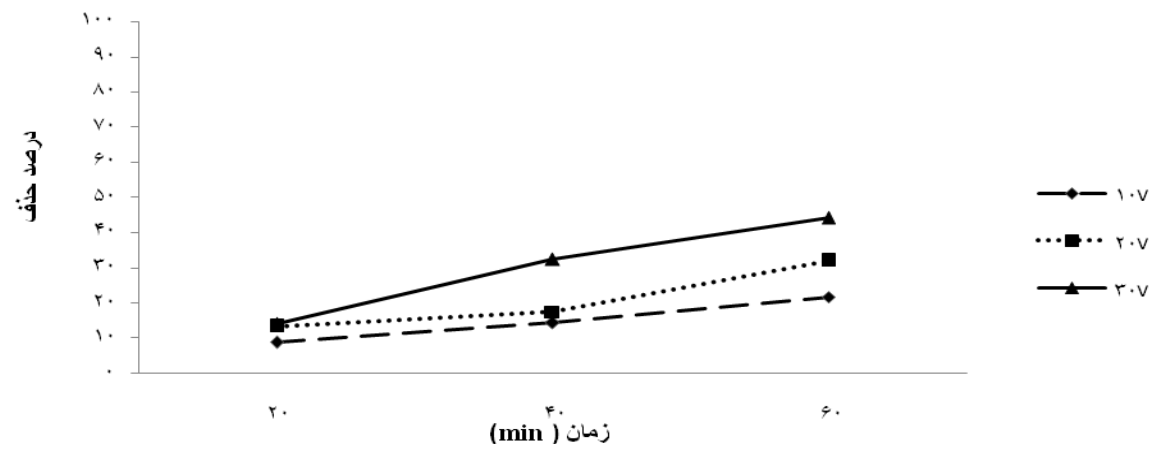
نمودار شماره ۱: راندمان حذف سولفات در غلظت ۳۵۰ میلی گرم بر لیتر و pH=۳



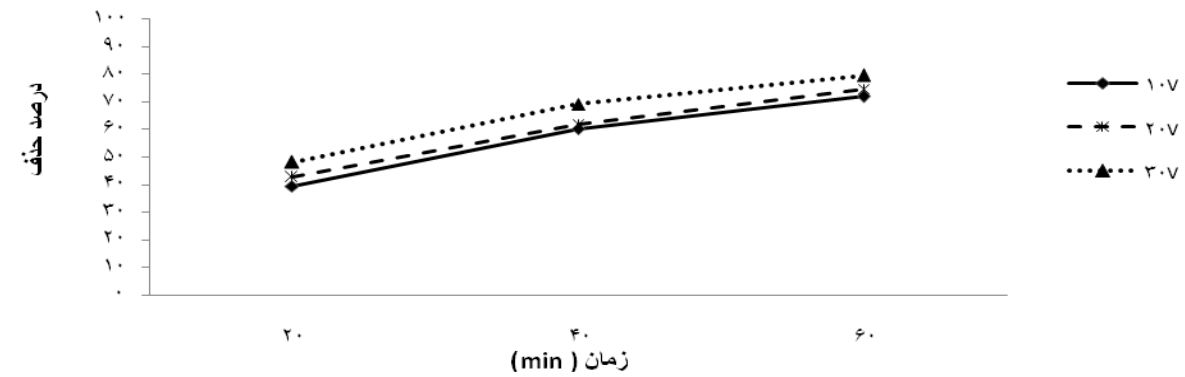
نمودار شماره ۲: راندمان حذف سولفات در غلظت ۷۰۰ میلی گرم بر لیتر و pH=۳



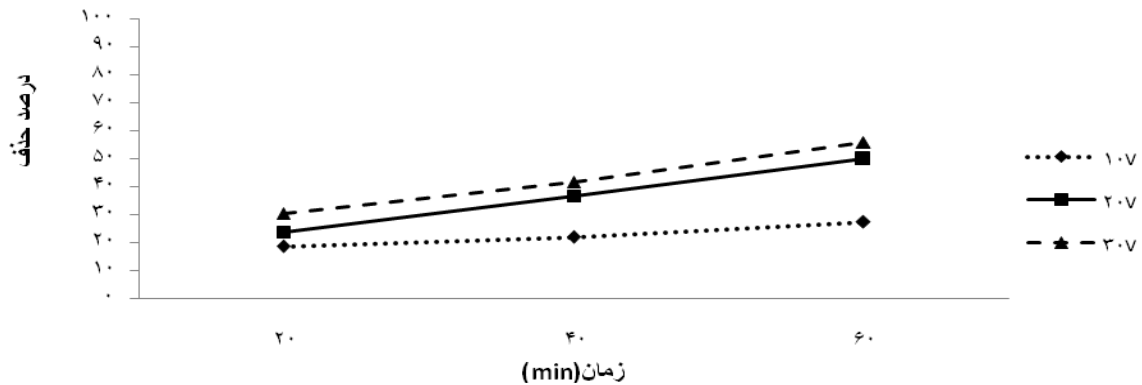
نمودار شماره ۳: راندمان حذف سولفات در غلظت ۳۵۰ میلی گرم بر لیتر و pH=۷



نمودار شماره ۴: راندمان حذف سولفات در غلظت ۷۰۰ میلی گرم بر لیتر و pH=۷



نمودار شماره ۵: راندمان حذف سولفات در غلظت ۳۵۰ میلی گرم بر لیتر و pH=۷



نمودار شماره ۶: راندمان حذف سولفات در غلظت ۷۰۰ میلی گرم بر لیتر و pH=۱۱

الکترودهای آلومینیمی در حذف فلز سنگین کادمیوم و حذف کروم VI با استفاده از الکترودهای آلومینیومی و آهنی از محیط‌های آبی همخوانی دارد (۲۸، ۲۷، ۲۳). در این مطالعه ولتاژ معادل ۳۰ ولت در مدت زمان واکنش ۶۰ دقیقه، بالاترین درجه حذف سولفات یعنی ۷۹/۷٪ را نشان داد. پایین‌ترین راندمان حذف نیز در اختلاف پتانسیل ۱۰ ولت به دست آمد. این امر بیانگر این واقعیت است که در شرایط ولتاژ بالا، مقدار آلومینیوم اکسید شده افزایش می‌یابد و باعث تولید مقادیر بیشتر رسوبات و لخته‌های هیدروکسید که میزان جذب بالایی دارند، می‌شود و در پی آن نیز راندمان حذف افزایش می‌یابد (۲۸، ۲۶، ۲۵، ۲۳)، از طرفی، ولتاژ بالا باعث افزایش رهاسازی آلومینیوم به آب شده که این هم از نظر خطرات بهداشتی و هم از نظر اقتصادی مقرون به صرفه نمی‌باشد (۲۶). با زیاد شدن شدت جریان، دانسیته حباب‌ها افزایش یافته و اندازه آنها کاهش می‌یابد و این امر باعث حذف سریع و

بحث

اثر دانسیته جریان: دانسیته جریان الکتریسیته یکی از مهم‌ترین پارامترهای کنترلی سرعت واکنش در فرآیندهای الکتروشیمیایی از جمله فرآیند الکتروکواگولاسیون می‌باشد، زیرا نه تنها تعیین‌کننده دوزاژ کواگولانت تزریقی به محلول است؛ بلکه بر روی میزان تولید حباب‌ها، اندازه و رشد لخته‌های تولیدی نیز مؤثر است و این می‌تواند راندمان تصفیه فرآیند الکتروکواگولاسیون را تحت تأثیر قرار دهد (۲۶-۲۳). با بررسی اثر دانسیته جریان الکتریسیته بر روی حذف سولفات، مشاهده گردید با افزایش میزان ولتاژ، راندمان حذف نیز افزایش یافته است که این امر با نتایج به دست آمده توسط Ranta Kumar و همکارانش در بررسی حذف آرسنیک با استفاده از فرآیند الکتروکواگولاسیون از محیط‌های آبی و بذرافشان و همکارانش در بررسی کاربرد فرآیند الکتروکواگولاسیون با استفاده از

در رابطه با رنگ‌زدایی (Sirajuddin) و در رابطه با بازیافت الکترولیتیکی نمک‌های کروم از فاضلاب دباغی و بذرافشان در رابطه با حذف کادمیوم توسط فرآیند الکتروکواگولاسیون مطابقت دارد و بیانگر این نکته است که این فرآیند می‌تواند به‌عنوان یک تعدیل‌کننده pH عمل کند (۳۵،۳۴،۲۳).

اثر زمان ماند: نتایج حاصل نشان داد با افزایش زمان ماند، راندمان حذف نیز افزایش می‌یابد. همچنین براساس این نتایج، بیشترین مقدار حذف در ابتدای آزمایش به دست آمد و این امر با یافته‌های ارائه شده توسط Adhoum در بررسی تصفیه فاضلاب آبکاری حاوی مس، روی و کروم VI به‌وسیله فرآیند الکتروکواگولاسیون، Chaudhary در بررسی حذف الکترولیتیکی کروم ۶ ظرفیتی از محیط‌های آبی و Lakshmipathiraj در بررسی حذف کروم VI با استفاده از احیای الکتروشیمیایی همخوانی داشت (۳۸-۳۶). در مطالعه حاضر با افزایش اختلاف پتانسیل و pH، راندمان حذف سولفات افزایش نشان داد و حذف مطلوب سولفات در ولتاژ ۳۰ ولت و pH=۱۱ در زمان ماند ۶۰ دقیقه به دست آمد.

اثر غلظت: نتایج حاصل از آزمایشات نشان داد غلظت اولیه سولفات می‌تواند راندمان حذف را تحت تأثیر قرار دهد؛ به‌طوری‌که در غلظت‌های اولیه بالاتر، راندمان حذف سولفات کاهش می‌یابد و این نشان می‌دهد در این غلظت‌ها به ولتاژهای بالاتر یا زمان‌های واکنش طولانی‌تری نیاز است. این امر با نتایج مطالعات پیشین که توسط Chaudary و همکارانش در بررسی حذف الکترولیتیکی کروم ۶ ظرفیتی از محلول‌های آبی، Adhoum و همکارانش در تصفیه فاضلاب آبکاری حاوی مس، روی و کروم VI با استفاده از الکتروکواگولاسیون، دانشور و همکارانش در مطالعه رنگ‌زدایی از محلول‌های رنگی حاوی اسید با استفاده از الکتروکواگولاسیون، Gao و همکارانش در حذف کروم VI از فاضلاب با استفاده از فرآیند EC در ترکیب با فرآیند الکتروفلوئاسیون و بذرافشان و همکارانش در بررسی کارایی فرآیند EC در حذف کادمیوم از

بیشتر آلاینده‌ها می‌گردد (۲۷،۲۳). سطح مؤثر و زمان ماند حباب‌های بزرگ کمتر از حباب‌های کوچک است؛ زیرا راندمان شناورسازی با افزایش دانسیته و کاهش اندازه حباب‌ها زیاد می‌شود (۲۲). همچنین با کاهش میزان ولتاژ، زمان مورد نیاز برای رسیدن به راندمان‌های مشابه افزایش می‌یابد که این نتایج با بررسی‌های Mouedhen و همکارانش در رابطه با حذف الکتروشیمیایی کروم VI با استفاده از الکترودهای آهنی و آلومینیومی، Emamjomeh و همکارانش در رابطه با حذف فلوراید، بذرافشان و همکارانش در ارتباط با حذف کادمیوم و کروم با استفاده از فرآیند الکتروکواگولاسیون همخوانی دارد (۲۹،۲۶،۲۴،۲۳). در مجموع با توجه به نتایج، ولتاژ ۳۰ ولت جهت رسیدن به راندمان مطلوب پیشنهاد می‌شود.

اثر pH: فرآیند الکتروکواگولاسیون به‌طور چشمگیری وابسته به pH محلول است و مقدار آن در طی انجام فرآیند افزایش می‌یابد (۳۲-۳۰) (۲۶). در این مطالعه pH ۳، ۷ و ۱۱ محلول باقیمانده به ترتیب به ۸/۴، ۹/۸۶ و ۱۱/۱۲ افزایش یافته است. هیدروکسید آلومینیوم یک هیدروکسید آب‌گریز بوده، و به همین علت pH فاکتور حساسی برای تشکیل لخته‌های هیدروکسید آلومینیوم است (۲۶). دامنه تغییرات pH بستگی به جنس الکترودهای مورد استفاده و مقدار pH اولیه محلول دارد (۳۱،۳۳). در مطالعه حاضر نیز برای اثبات تأثیر pH بر روی راندمان حذف سولفات، آزمایشات در سه محدوده pH انجام گرفت و مشاهده گردید با افزایش مقادیر pH میزان حذف سولفات نیز زیاد می‌شود. در این مطالعه بالاترین راندمان حذف در pH=۱۱ به دست آمد، که علت آن انجام واکنش‌های مختلف در pH‌های متفاوت بود (۲۸،۲۰):

در شرایط اسیدی: $2\text{Al(s)} + 6\text{H}_2\text{O(l)} \rightarrow \text{O}_2\text{(g)} + 4\text{H}_2\text{(g)} + 2\text{Al(OH)}_2\text{(s)}$

در شرایط خنثی: $3\text{Al(s)} + 8\text{H}_2\text{O(l)} \rightarrow \text{Al(OH)}_2\text{(s)} + 2\text{Al(OH)}_3\text{(s)} + 4\text{H}_2\text{(g)}$

در شرایط قلیایی: $2\text{Al(s)} + 6\text{H}_2\text{O(l)} \rightarrow 2\text{Al(OH)}_3\text{(s)} + 3\text{H}_2\text{(g)}$

H₂ تولیدی در این واکنش‌ها به طرف بالا حرکت کرده و باعث شناورسازی می‌شود و AL(OH)₂ و AL(OH)₃ حاصل شده، رسوب می‌کنند. نتایج به دست آمده از این مطالعه با یافته‌های تحقیقات انجام شده توسط HyunKim

فلوراید در آبهای زیرزمینی بالا بوده و از این رو این فرآیند برای تصفیه چنین آبهای آلوده‌ای مناسب است (۴۴-۴۱).

نتیجه‌گیری

نتایج حاصل از این تحقیق نشان داد که تکنولوژی الکتروکواگولاسیون با استفاده از الکترودهای صفحه‌ای آلومینیومی، می‌تواند به‌عنوان روشی مناسب و امیدوارکننده در حذف سولفات از محیط‌های آبی مطرح گردد.

محیط‌های آبی انجام شد، مطابقت دارد (۴۰، ۳۹، ۳۷، ۲۳). این پژوهش و تحقیقات مرتبط در این زمینه نشان می‌دهد که تکنولوژی EC در مقایسه با سایر روش‌ها مزایایی از جمله تجهیزات ساده، بهره‌برداری آسان، زمان ماند کم، عدم نیاز به مواد شیمیایی، تولید لجن کم، قابلیت ته‌نشینی خوب لجن، قابلیت آبگیری مناسب لجن و سازگاری زیست محیطی را دارا می‌باشد (۲۱-۱۷). مطالعات نشان می‌دهد که در برخی از قسمت‌های ایران غلظت نیتрат و

References:

1. Yousuf M, et al. Electrocoagulation (EC)-Science and Applications. Journal of Hazardous Materials B 2001;84:29-41.
2. Silva AJ, et al. Sulphate Remova from Industrial Wastewater Using a Packed-bed Anaerobic Reactor. Proces Biochemistry 2002;37:927-935.
3. Benatti C, et al. Sulfate Removal from Waste Chemicals by Precipitation. Journal of Environmental Management 2009;90:504-511.
4. Boukhalf C, et al. Sulfate Removal from Aqueous Solutions by Hydrous Irooxide Macroscopic, Thermal and Spectroscopic Analyses. Desalination 2007;21:38-48.
5. Wiessner A, et al. Ulphat Reduction and the Removal of Carbon and Ammonia in a Laboratory-Scale Constructed Wetland. Water Research 2005;39:4643-4650.
6. Namasivayam C, Sangeetha D. Application of Coconut Coir Pith for the Removal of Sulfate and other Anions from Water. Desalination 2008;219;1-13.
7. Mulinari D, Silva M. Adsorptio of Sulphate Ions by Modification of Sugarcane Bagasse Cellulose. Carbohydrate Polymers 2008;74:617-620.
8. Aleixandre MV, et al. Nanofiltration for Sulfate Removal and Water Reuse of the Pickling and Tanning Processes in a Tannery. Desalination 2005;179:307-313.
9. Tait S, et al. Removal of Sulfate from High-Strength Wastewater by Crystallization. Water Research 2009;43:762-772.
10. APHA/AWWA/WEF, Standard Method for Examination of Water and Wastewater. Washington DC: American Public Health Association Publication; 1995. p. 499-507.
11. Sahinkaya E. Microbial Sulfate Reduction at Low (8-C) Temperature Using Waste Sludge as a Carbon and Seed Source. Internation Biodeterioration & Biodegradation; 2008. p. 1-7.
12. Košutić K, et al. Removal of Sulfates a Other Inorganics from Potable Water by Nanofiltration Membranes of Characterized Porosity. Separation and Purification Technology 2004;37:177-185.
13. Wang A, et al. Enhanced Sulfate Reduction with Acidogenic Sulfate-Reducing Bacteria. Journal of Hazardous Materials 2008;154:1060-1065.
14. Escobar C, Salazar C, Toral M. 81, pp Optimization of the Electrocoagulation Process for the Removal of Copper, Lead and Cadmium in Natural Waters and Simulated Wastewater. J Environmental Management 2006;81:384-391.
15. Emamjomeh MM, Sivakumar M. Review of Pollutants Removed by Electrocoagulation and Electrocoagulation/Flotation Processes. Journal of Environmental Management 2009;90(5):1663-1679.
16. Kobya M, Can O, Bayramoglu M. Treatment of Textile Wastewaters by Electrocoagulation Using Iron and Aluminum Electrodes. Journal of Hazardous Materials B 2003;100:163-178.
17. Chaudhary AJ, Goswami NC, Grimes SM. Electrolytic Removal of Hexavalent Hromium from Aqueous Solutions. Journal of Chemical Technology and Biotechnology 2003;78:877-883.
18. Bukhari AA. Investigation of the Electro-Coagulation Treatment Process for the Removal of Total Suspended Solids and Turbidity from. Bioresource Technology 2008;99:914-921.
19. Bayramoglu M, Eyvaz M, Kobya M. Treatment of the Textile Wastewater by Electrocoagulation Economical Evaluation. Chemical Engineering Journal 2007;128:155-161.

20. Kobya M, et al. Treatment of Potato Chips Manufacturing Wastewater by Electrocoagulation. *Desalination* 2006;190:201-211.
21. Can OT, et al. Treatment of the Textile Wastewater by Combined Electrocoagulation. *Chemosphere* 2006;62:181-187.
22. Hu CY, Slló, Kuan WH. Removal of Fluoride from Semiconductor Wastewater by Electro Coagulation-Flotation. *Water Research* 2005;39:895-901.
23. Bazrafshan E, Mahvi AH. Removal of Cadmium from Aqueous Environments by Electrocoagulation Process Using Aluminum Electrodes. *Tabibe Shargh* 2007;(9)61-70. [Full Text in Persian]
24. Bazrafshan E, Mahvi AH. Performance Evaluation of Electrocoagulation Process for Removal of Chromium (VI) from Aqueous Environments Solutions Using Aluminum Electrodes. *Water & Wastewater Journal* 2007;18:28-38.
25. Bazrafshan E, et al. Performance Evaluation of Electrocoagulation Process for Diazinon Removal from Aqueous Environments by Using Iron Electrodes. *Journal of Environmental Health Science and Engineering* 2007;4:127-132.
26. Emamjomeh MM, Sivakumar M. Fluoride Removal by a Continuous Flow Electrocoagulation Reactor. *Journal of Environmental Management* 2009;90:1204-1212.
27. Bazrafshan E, et al. Performance Evaluation of Electrocoagulation Process for Removal of Chromium (VI) from Synthetic Chromium Solutions Using Iron and Aluminum Electrodes. *Journal of Engineering and Environmental Sciences* 2008;32:59-66.
28. Ratna Kumar P, et al. Removal of Arsenic from Water by Electrocoagulation. *Chemosphere* 2004;55:1245-1252.
29. Mouedhen G, et al. Electrochemical Removal of Cr(VI) from Aqueous Media Using Iron and Aluminum as Electrode Materials: Towards a Better Understanding of the Involved Phenomena. *Journal of Hazardous Materials* 2009.
30. Ghernaout D, et al. Application of Electrocoagulation in Escherichia Coli Culture and Two Surface Waters. *Desalination* 2008;219:118-125.
31. EAVik, et al. Electro Coagulation of Potable Water. *Water Res* 1984;18:1355-1360.
32. Cañizares P, et al. The pH as a Key Parameter in the Choice between Coagulation and Electrocoagulation for the Treatment of Wastewaters. *Journal of Hazardous Materials* 2009;163(1):158-164.
33. Chen X, Chen G, Po LY. Separation of Pollutants from Restaur Wastewater by Electrocoagulation. *Sep Purif Technol* 2000;19:65-76.
34. Sirajuddin, et al. Electrolytic Recovery of Chromium Salts from Tannery Wastewater. *Journal of Hazardous Materials* 2007;148:560-565.
35. Kim TH, et al. Decolorization of Disperse and Reactive Dyes by Continuous Electrocoagulation Process. *Desalination* 2002;150:165-175.
36. Chaudhary A, Goswami N, Grimes N. Electrolytic Removal of Hexavalent Chromium from Aqueous Solution. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology* 2003;78:877-883.
37. Adhoum N, et al. Treatment of Electroplating Wastewater Containing Cu²⁺, Zn²⁺ and Cr(VI) by Electrocoagulation. *Journal of Hazardous Materials B* 2004;112:207-213.
38. Lakshmipathiraj P, et al. Removal of Cr (VI) by Electrochemical Reduction Separation and Purification Technology 2008;60:96-102.
39. Daneshvar N, Sorkhabi HA, Kasiri MB. Decolorization of Dye Solution Containing Acid Red 14 by Electrocoagulation with a Comparative Investigation of Different Electrode Connections. *Journal of Hazardous Materials* 2004;112:55-62.
40. Holt PH, et al. A Quantitative Comparison between Chemical Dosing and Electrocoagulation. *Colloids Surf A. Physicochemical Eng* 2002;211:233-248.
41. Mahvi AH, et al. Agricultural Activities Impact on Groundwater Nitrate Pollution. *International Journal of Environmental Science and Technology* 2005;2(1):41-47.
42. Mahvi AH, et al. Survey of Fluoride Concentration in Drinking Water Sources and Prevalence of DMFT in the 12 Years Old Students in Behshar City. *Journal of Medical Sciences* 2006;6(4):658-661.
43. Nouri J, et al. Regional Pattern Distribution of Groundwater Fluoride in the Shush Aquifer of Khuzestan County. *Iran Fluoride* 2006;39(4):321-325.
44. Dobaradaran S, Mahvi AH, Dehdashti S. Fluoride Content of Bottled Drinking Water Available in Iran Fluoride (Research note) 2008;41(1):93-94.

