





دانشگاه صنعتی شاهرود

دانشکده مهندسی عمران

پایان نامه کارشناسی ارشد مهندسی محیط زیست

حذف سولفات از محلول آبی با استفاده از فرآیند انعقاد الکتریکی

نگارنده:

نیلوفر محمدزاده

استاد راهنما:

دکتر بهناز دهرآزما

استاد مشاور:

دکتر سید فضل الله ساغروانی

دی ۱۳۹۶

شماره: ۹۶/۱۰/۰۴
تاریخ: ۹۶/۱۰/۰۴

باسمه تعالی



مدیریت تحصیلات تکمیلی

فرم شماره (۳) صورتجلسه نهایی دفاع از پایان نامه دوره کارشناسی ارشد

با نام و یاد خداوند متعال، ارزیابی جلسه دفاع از پایان نامه کارشناسی ارشد خانم / نیلوفر محمدزاده با شماره دانشجویی ۹۴۳۶۶۴۴ رشته مهندسی عمران گرایش مهندسی محیط زیست تحت عنوان **حذف سولفات از محلول آبی با استفاده از فرآیند انعقاد الکتریکی** که در تاریخ ۹۶/۱۰/۰۴ با حضور هیأت محترم داوران در دانشگاه صنعتی شاهرود برگزار گردید به شرح ذیل اعلام می گردد:

قبول (با درجه: ...ع.ا.ج.) <input checked="" type="checkbox"/> مردود <input type="checkbox"/>			
نوع تحقیق: <input type="checkbox"/> نظری <input checked="" type="checkbox"/> عملی			
عضو هیأت داوران	نام و نام خانوادگی	مرتبه علمی	امضاء
۱- استاد راهنمای اول	دکتر بهناز دهرآزما	دانشیار	
۲- استاد راهنمای دوم			
۳- استاد مشاور	دکتر سید فضل الله ساغروانی	دانشیار	
۴- نماینده تحصیلات تکمیلی	دکتر بهناز بیگدلی	استادیار	
۵- استاد ممتحن اول	دکتر رمضان واقعی	استادیار	
۶- استاد ممتحن دوم	دکتر امیرعباس عابدینی	استادیار	

نام و نام خانوادگی رئیس دانشکده: دکتر احمد احمدی

تاریخ و امضاء و مهر دانشکده

تبصره: در صورتی که کسی مردود شود حداکثر یکبار دیگر (در مدت مجاز تحصیل) می تواند از پایان نامه خود دفاع نماید (دفاع مجدد نباید زودتر از ۴ ماه برگزار شود).

تقدیم نامه

ماحصل تحصیلات چند ساله ام را پیشکش میکنم:

به خدایی که همه وجودم از آن اوست

و به کسانی که عشقشان را در وجودم دمید

تقدیم با بوسه بر دستان پدرم، کوهی استوار و حامی من در تمام طول زندگی...

به مادر عزیزتر از جانم، سنگ صبوری که دریای بی کران فداکاری و عشقست...

و خواهر کوچکم نفیسه که همچون نامش ارزش زندگیمان است و در تمامی

فرازو نشیبهای زندگی همراه و همقدم من...

به امید آنکه توفیق یابم جز خدمت به خلق نکوشم

سپاس‌گزاری

بر خود لازم می‌دانم تا مراتب سپاس را از بزرگوارانی به جا آورم که اگر دست یاریگرشان نبود، هرگز این پایان‌نامه به انجام نمی‌رسید.

به مصداق «من لم یشکر المخلوق لم یشکر الخالق» بسی شایسته است از استاد فرهیخته سرکارخانم دکتر دهرآزما که باکرامتی چون خورشید، راهنمایی‌های کارساز و سازنده و در کمال سعه‌صدر، با حسن خلق و فروتنی، از هیچ کمکی در این عرصه بر من دریغ ننمودند و زحمت راهنمایی این رساله را بر عهده گرفتند، تقدیر و تشکر نمایم.

با سپاس فراوان از راهنمایی‌های بی‌شائبه‌ی جناب آقای دکتر ساغروانی استاد مشاور محترم بنده، که از محضر پرفیض ایشان بهره‌مند شدم.

از آقای مهندس ابراهیمی بخاطر کمک‌های بی‌دریغشان سپاسگزارم.

چکیده

سولفات یکی از آنیون‌های اصلی موجود در آب‌های طبیعی و فاضلاب است. منابع ورود سولفات به محیط‌زیست فرآیندهای طبیعی، صنعتی، و معدنی شامل هوازدگی شیمیایی کانی‌ها، اکسیداسیون ترکیبات سولفیدی سنگ‌ها، صنایع کاغذسازی و استخراج زغال سنگ است. تحقیق حاضر با هدف بررسی حذف سولفات توسط فرآیند انعقاد الکتریکی در یک سامانه جریان پیوسته از محلول آبی انجام گرفت و طی آن تاثیر پارامترهای ولتاژ، pH، دبی، شدت جریان و غلظت بررسی شد. همچنین محاسبه میزان مصرف انرژی الکتریکی و مقایسه درصد حذف سولفات و صرفه اقتصادی بهره‌برداری در فرآیند مذکور در حالت‌های برقراری ولتاژ یکنواخت و غیریکنواخت انجام گردید. آزمایشات در یک راکتور به ابعاد ۲۰*۱۰*۶ سانتی متر با دیواره‌هایی به ابعاد ۱/۶ * ۶ * ۵ سانتی متر و از جنس پلی اتیلن انجام شد. الکترودهای مورد استفاده از ورق آلومینیوم (Grade 1050) به ضخامت یک میلی متر با ابعاد ۲/۵ * ۱۰ سانتی‌متر تهیه شد. نمونه های محلول حاوی غلظت‌های مشخص سولفات پس از تنظیم pH بوسیله پمپ پرستالتیک با دبی‌های ۱۰، ۲۰، ۳۰ و ۴۰ (mL/min) وارد مخزن راکتور شد. پس از برقراری جریان الکتریکی با ولتاژهای مشخص در راکتور، از بخش محلول خروجی راکتور نمونه برداری شد. بر اساس نتایج بدست آمده، pH اسیدی محیط مناسبی جهت حذف سولفات در فرآیند انعقاد الکتریکی است. همچنین افزایش زمان ماند (کاهش دبی جریان) و کاهش غلظت اولیه آلاینده باعث افزایش درصد حذف سولفات می‌گردد. در حالت ولتاژ یکنواخت، بیشترین کارایی حذف سولفات (۸۷٪) در ولتاژ ۳۰ ولت (جریان ۱۰/۵۵ آمپر) و دبی ۱۰ mL/min (زمان ماند ۱۳۵ دقیقه) و pH برابر با ۵/۵، برای حذف سولفات با غلظت اولیه معادل ۵۰۰ mg/L بدست آمد. با اعمال ولتاژهای غیریکنواخت از سمت ورودی به خروجی، $V=10, 20, 30$ و $V=20, 10, 30$ در الکترودها، میزان حذف بترتیب برابر با ۷۰٪ و ۶۲٪ اندازه گیری شد. میزان مصرف انرژی الکتریکی در این دو آرایش بترتیب برابر با ۴۵/۵ و ۴۵kWh محاسبه گردید. نتایج ارزیابی اقتصادی روشن می‌سازد که

انجام فرآیند انعقاد با آرایش الکترودی منقطع و ولتاژهای غیریکنواخت کارائی بیشتری دارد ولی جریان یکنواخت ۱۰ ولت ارزانتترین حالت برای حذف واحد غلظت آلاینده از محلول است.

کلمات کلیدی: حذف سولفات، محلول آبی، سامانه پیوسته، انعقاد الکتریکی، ارزیابی اقتصادی، آرایش

الکترودی منقطع

تعهدنامه

اینجانب نیلوفر محمدزاده دانشجوی دوره کارشناسی ارشد رشته مهندسی عمران- محیط زیست دانشگاه صنعتی شاهرود نویسنده پایان نامه " حذف سولفات از محلول آبی با استفاده از فرآیند انعقاد الکتریکی " تحت راهنمایی " دکتر بهنار دهرآزما " متعهد می شوم:

- تحقیقات در این پایان نامه توسط اینجانب انجام گردیده است و از صحت و اصالت برخوردار است.
- در استفاده از نتایج پژوهش های محققان دیگر به مرجع مورداستفاده استناد شده است.
- مطالب مندرج در پایان نامه تاکنون توسط خود یا فرد دیگری برای دریافت هیچ نوع مدرک یا امتیازی در هیچ جا ارائه نشده است.
- کلیه حقوق معنوی این اثر متعلق به دانشگاه شاهرود می باشد و مقالات مستخرج با نام «دانشگاه صنعتی شاهرود» و یا «Shahrood University of Technology» به چاپ خواهد رسید.
- حقوق معنوی تمام افرادی که در به دست آمدن نتایج اصلی پایان نامه تأثیرگذار بوده اند، در مقالات مستخرج از پایان نامه رعایت می گردد.
- در کلیه مراحل انجام این پایان نامه، در مواردی که از موجود زنده (یا بافت های آن ها) استفاده شده است، ضوابط و اصول اخلاقی رعایت گردیده است.
- در کلیه مراحل انجام این پایان نامه، در مواردی که به حوزه اطلاعات شخصی افراد دسترسی یافته یا استفاده شده است، اصل رازداری، ضوابط و اصول اخلاق انسانی رعایت گردیده است.

امضا دانشجو

مالکیت نتایج و حق نشر

- کلیه حقوق معنوی این اثر و محصولات آن (مقالات مستخرج، کتاب، برنامه های رایانه ای، نرم افزارها و تجهیزات ساخته شده) متعلق به دانشگاه شاهرود می باشد . این مطلب باید به نحو مقتضی در تولیدات علمی مربوطه ذکر شود.
- استفاده از اطلاعات و نتایج موجود در پایان نامه بدون ذکر مرجع مجاز نمی باشد.

لیست مقالات مستخرج از پایان نامه :

- ۱- محمدزاده، ن. دهرآزما، ب. ساغروانی، س.ف.، (۱۳۹۶)، " ارزیابی عملکرد سیستم پیوسته در فرآیند انعقاد الکتریکی جهت حذف سولفات از محلول آبی"، چهارمین کنفرانس بین المللی برنامه ریزی و مدیریت محیط زیست، ۲ خرداد ۱۳۹۶، دانشگاه تهران، تهران.
- ۲- محمدزاده، ن. دهرآزما، ب. ساغروانی، س.ف.، (۱۳۹۶)، " تاثیر ولتاژ متغیر در آرایش الکترودی منقطع به منظور حذف سولفات از محلول آبی با روش انعقاد الکتریکی"، شانزدهمین کنفرانس ملی هیدرولیک، ۱۵ شهریور ۱۳۹۶، دانشگاه محقق اردبیلی، اردبیل.

فهرست عنوان‌ها

فصل ۱ کلیات..... ۱

- ۱-۱- مقدمه..... ۲
- ۲-۱- بیان مسأله..... ۴
- ۳-۱- ضرورت انجام تحقیق..... ۴
- ۴-۱- اهداف تحقیق..... ۵
- ۵-۱- روش انجام تحقیق..... ۶
- ۶-۱- سازمان‌بندی پایان‌نامه..... ۶

فصل ۲ مطالعات پیشین..... ۹

- ۱-۲- مقدمه..... ۱۰
- ۲-۲- فرآیند انعقاد..... ۱۰
- ۳-۲- سولفات و عوارض زیست محیطی آن..... ۱۲
- ۴-۲- روش‌های حذف سولفات..... ۱۳
- ۱-۴-۲ فرآیند غشایی..... ۱۴
- ۲-۴-۲ فرآیند حذف شیمیایی..... ۱۵
- ۳-۴-۲ تصفیه بیولوژیکی..... ۱۷
- ۵-۲- الکتروشیمی و حذف سولفات با استفاده از انعقاد الکتریکی..... ۱۸
- ۶-۲- مدلسازی جریان در سامانه پیوسته..... ۲۱
- ۱-۶-۲ معیارهای تشخیص جریان آرام از آشفته..... ۲۲
- ۲-۶-۲ نرم افزار OpenFOAM و مدلسازی جریان آرام..... ۲۳

فصل ۳ مواد و روش‌ها..... ۲۵

- ۱-۳- مقدمه..... ۲۶
- ۲-۳- مواد مورد استفاده در این تحقیق..... ۲۶
- ۳-۳- روش انجام آزمایشها..... ۲۶
- ۱-۳-۳ آماده سازی راکتور..... ۲۶
- ۲-۳-۳ روند کلی آزمایشات حذف سولفات..... ۲۷

- ۳-۳-۳ روش ارزیابی پارامترهای موثر در حذف سولفات در ولتاژ یکنواخت در الکترودها ----- ۲۹
- ۳-۳-۴ روش ارزیابی پارامترهای موثر در انعقاد در ولتاژ غیریکنواخت در الکترودها ----- ۳۰
- ۳-۳-۵ روش تعیین درصد حذف سولفات و مصرف انرژی الکتریکی ----- ۳۰
- ۳-۴-۴ روش مدلسازی عددی جریان در سامانه پیوسته..... ۳۱

فصل ۴ نتایج و بحث..... ۳۳

- ۴-۱-۱ مقدمه..... ۳۴
- ۴-۲-۱ نتایج حاصل از تاثیر پارامترهای فیزیکی شیمیایی بر میزان حذف سولفات..... ۳۴
- ۴-۲-۲ تاثیر pH محلول ----- ۳۴
- ۴-۲-۳ تاثیر ولتاژ یکنواخت ----- ۳۶
- ۴-۲-۴ تاثیر غلظت اولیه آلاینده ----- ۳۹
- ۴-۲-۵ ارزیابی pH نهایی طی فرآیند انعقاد ----- ۴۱
- ۴-۲-۶ تاثیر ولتاژ غیر یکنواخت ----- ۴۳
- ۴-۳-۱ آنالیز لجن تولیدی در طی فرآیند انعقاد الکتریکی..... ۴۷
- ۴-۴-۱ ارزیابی تغییرات دما در طی فرآیند انعقاد الکتریکی..... ۴۹
- ۴-۵-۱ ارزیابی اقتصادی از فرآیند انعقاد الکتریکی در حذف سولفات..... ۵۰
- ۴-۵-۲ ولتاژ یکنواخت ----- ۵۰
- ۴-۵-۳ ولتاژ غیر یکنواخت ----- ۵۳
- ۴-۶-۱ مدلسازی رفتار جریان سیال در داخل راکتور پیوسته توسط نرم افزار دینامیک سیالات محاسباتی (OpenFOAM)..... ۵۶

فصل ۵ نتیجه‌گیری و پیشنهادها..... ۶۷

- ۵-۱-۱ مقدمه..... ۶۸
- ۵-۲-۱ جمع بندی نتایج حذف سولفات در فرآیند انعقاد الکتریکی..... ۶۸
- ۵-۳-۱ جمع بندی نتایج ارزیابی مصرف انرژی الکتریکی در ولتاژ یکنواخت و غیر یکنواخت..... ۶۹
- ۵-۴-۱ جمع بندی مدلسازی جریان..... ۷۰
- ۵-۵-۱ پیشنهادات جهت مطالعات آتی..... ۷۰

منبع‌ها..... ۷۱

- پیوست ۱ اطلاعات مدلسازی جریان در راکتور در نرم افزار OpenFOAM..... ۷۶

فهرست اشکال

- شکل ۱-۳: طرح شماتیک راکتور ساخته شده در این تحقیق ۲۷
- شکل ۲-۳: منبع تغذیه قابل برنامه ریزی ۲۸
- شکل ۳-۳: نمای کلی راکتور ساخته شده در حین انجام آزمایشات در سامانه پیوسته ۲۹
- شکل ۴-۳: دیگرام روند کلی آزمایشات انجام شده ۲۹
- شکل ۱-۴: تاثیر pH بر میزان حذف سولفات در ولتاژ ۳۰ ولت (غلظت اولیه محلول ۵۰۰ mg/L، الف: درصد حذف سولفات، ب: سولفات باقیمانده در محلول) ۳۵
- شکل ۲-۴: تاثیر ولتاژ بر میزان حذف سولفات در pH اولیه برابر با ۴/۵ (غلظت اولیه سولفات ۵۰۰ mg/L، الف: درصد حذف سولفات، ب: سولفات باقیمانده در محلول) ۳۷
- شکل ۳-۴: تاثیر ولتاژ بر میزان حذف سولفات در pH اولیه برابر با ۵/۵ (غلظت اولیه سولفات ۵۰۰ mg/L، الف: درصد حذف سولفات، ب: سولفات باقیمانده در محلول) ۳۸
- شکل ۴-۴: تاثیر ولتاژ بر میزان حذف سولفات در pH اولیه برابر با ۶/۵ (غلظت اولیه سولفات ۵۰۰ mg/L، الف: درصد حذف سولفات، ب: سولفات باقیمانده در محلول) ۳۹
- شکل ۵-۴: تاثیر غلظت اولیه سولفات بر میزان حذف سولفات (pH اولیه برابر با ۵/۵، ولتاژ ۳۰ V، الف: درصد حذف سولفات، ب: سولفات باقیمانده در محلول) ۴۰
- شکل ۶-۴: pH نهایی محلول پس از فرآیند انعقاد الکتریکی در pHهای اولیه مختلف و ولتاژهای مختلف (الف : ۱۰ V ، ب: ۲۰ V، ج: ۳۰ V، غلظت اولیه سولفات ۵۰۰ mg/L) ۴۳
- شکل ۷-۴: تاثیر ولتاژ غیریکنواخت (V) بر میزان حذف سولفات (pH اولیه برابر با ۵/۵، غلظت اولیه سولفات mg/L ۵۰۰، الف: درصد حذف سولفات، ب: سولفات باقیمانده در محلول) ۴۵
- شکل ۸-۴: نمودار Eh-pH (Takeno, 2005) ۴۹
- شکل ۹-۴: ارزیابی انرژی الکتریکی مصرفی در فرآیند انعقاد در ولتاژهای یکنواخت، الف: مصرف انرژی الکتریکی ، ب: مصرف انرژی الکتریکی بر واحد غلظت حذف شده (pH اولیه برابر با ۵/۵، غلظت اولیه سولفات ۵۰۰ میلی گرم در لیتر) ۵۱
- شکل ۱۰-۴: ارزیابی انرژی الکتریکی مصرفی در فرآیند انعقاد در ولتاژهای غیریکنواخت (pH برابر با ۵/۵، غلظت اولیه سولفات ۵۰۰ میلی گرم در لیتر) برای (الف) انرژی کل و (ب) انرژی حذف واحد غلظت ۵۴

- شکل ۴-۱۱: پلان راکتور شبیه سازی شده در نرم افزار OpenFOAM، محور Z عمود بر صفحه کاغذ و به سمت بالا است که در شکل نشان داده نمی شود. ۵۷.....
- شکل ۴-۱۲: نمودار سرعت در محور y در مقطع 00..... ۵۸.....
- شکل ۴-۱۳: نمودار سرعت در محور x در مقطع AA..... ۵۹.....
- شکل ۴-۱۴: الف) نمودار سرعت در راستای محور x در مقاطع و پلیتهای مختلف راکتور، الف) مقطع BB در پلیت اول، ب) مقطع CC در پلیت دوم ج) مقطع DD در پلیت سوم..... ۶۱.....
- شکل ۴-۱۵: بردار سرعت جریان در راکتور ۶۲.....
- شکل ۴-۱۶: نمودار سرعت در محور y در مقطع HH..... ۶۲.....
- شکل ۴-۱۷: نمودار سرعت در راستای محور y در مقاطع و پلیتهای مختلف راکتور، الف) مقطع EE در پلیت اول، ب) مقطع FF در پلیت دوم ج) مقطع GG در پلیت سوم..... ۶۴.....
- شکل ۴-۱۸: نمودار سرعت در راستای محور Z در مقاطع و پلیتهای مختلف راکتور، الف) در پلیت اول ب) در پلیت دوم و ج) در پلیت سوم..... ۶۶.....

فهرست جداول

- جدول ۴-۱: درصد حذف و سولفات باقیمانده در فرآیند انعقاد در ولتاژهای غیریکنواخت* (V) در آرایش الکترودی منقطع (pH برابر با ۵/۵، غلظت اولیه سولفات ۵۰۰ میلی گرم در لیتر)..... ۴۵
- جدول ۴-۲: آنالیز لجن تولید شده در فرآیند انعقاد الکتریکی (pH اولیه برابر ۵/۵، غلظت اولیه سولفات ۵۰۰ mg/L)..... ۴۸
- جدول ۴-۳: ارزیابی تغییرات دما در طی فرآیند انعقاد الکتریکی در ولتاژهای مختلف (pH اولیه برابر ۵/۵، غلظت اولیه سولفات ۵۰۰ mg/L، دبی جریان ۱۰ mL/min و دمای اولیه محلول ۲۰ °C)..... ۵۰
- جدول ۴-۴: مقایسه درصد حذف سولفات و انرژی الکتریکی مصرفی در فرآیند انعقاد در ولتاژهای یکنواخت (pH برابر با ۵/۵، غلظت اولیه سولفات ۵۰۰ میلی گرم در لیتر)..... ۵۲
- جدول ۴-۵: مقایسه درصد حذف سولفات و انرژی الکتریکی مصرفی در فرآیند انعقاد در ولتاژهای غیریکنواخت* در آرایش الکترودی منقطع (pH اولیه برابر با ۵/۵، غلظت اولیه سولفات ۵۰۰ میلی گرم در لیتر)..... ۵۵
- جدول ۴-۶: شرایط مرزی جریان..... ۵۶

فصل ۱ کلیات

۱-۱- مقدمه

آب مایع حیات است و بدون آن ادامه زندگی جانداران، ممکن نیست. وجود آب آشامیدنی سالم ضامن سلامتی جامعه است و اولین قدم در شناخت آب، بررسی پارامترهای آن است. تامین آب آشامیدنی سالم برای جامعه نیازمند شناخت کافی از شرایط زیست محیطی منطقه بوده و شناسایی منابع آلودگی از اهمیت بالایی برخوردار است (Adlem et al, 2012). تماس آب با بسیاری از مواد باعث ورود آنها به صورت حل شده یا ذره‌های معلق و حتی شناور در آن شده و آب را ناخالص می‌سازد. نوع، ماهیت و میزان ناخالصی‌های آب به عامل‌های گوناگونی از قبیل مکان، نوع منبع آب، نوع مواد طبیعی موجود در محیط و دمای آن بستگی دارد (Bayramoglu et al, 2007). مهمترین ناخالصی‌های آب-های طبیعی را می‌توان به چهار دسته کلی تقسیم کرد:

✓ مواد جامد حل شده

✓ مواد گازی حل شده

✓ مواد جامد معدنی و آلی معلق

✓ باکتری‌ها، جلبک‌ها و ویروس‌ها

این ناخالصی‌ها موجب می‌شوند که آب در مناطق مختلف ویژگی‌های مختلف به خود بگیرد.

بطور کلی آلودگی به معنای هر گونه تغییر در ویژگی‌های هوا، خاک، آب و مواد غذایی که اثر نامطلوبی بر سلامت محیط زیست و فعالیت‌های بشر و سایر جانداران داشته باشد (پوی و چوبانگلوس، ۱۳۹۳). آلاینده‌های مهم آب عبارت اند از :

✓ فاضلاب‌های شهری

✓ پساب‌های صنعتی

✓ پساب‌های داغ نیروگاهی

✓ کودهای شیمیایی

✓ حشره کش ها و سم های ضد آفت های گیاهی

✓ مواد نفتی و روغنی

✓ مواد پرتوزا

✓ شوینده های ساختگی

✓ فعالیت های معدنی

با پیشرفت تکنولوژی و صنعت، افزایش پسماندهای صنعتی در عصر کنونی اثرات منفی بر کیفیت آب داشته و سلامت جامعه را به خطر می اندازند (منزوی، ۱۳۸۵). بسیاری از پساب های صنعتی شامل غلظت بالایی از سولفات می باشند که وارد محیط های آبی شده و باعث آلودگی می شوند (Sharma and Chopra, 2015). براساس استاندارد (WHO 2011) حداکثر مقدار مجاز سولفات در آب آشامیدنی ۲۵۰ میلی گرم بر لیتر است و در صورتیکه که پساب صنعتی با مقادیر سولفات بیشتر از ۵۰۰ میلی گرم بر لیتر به محیط زیست تخلیه شود می تواند باعث ایجاد مشکلات جدی در موجودات زنده شود.

این تحقیق با هدف تعیین کارایی روش انعقاد الکتریکی با استفاده از الکترودهای صفحه ای آلومینیوم و تاثیر پارامترهای ولتاژ و شدت جریان با استفاده از آرایش الکترودی منقطع در یک سامانه به منظور حذف سولفات از محیط های آبی، که کاهش خطرات ناشی از سولفات در آب آشامیدنی بر روی سلامتی انسان و بهبود کیفیت آب را در پی دارد، صورت گرفت. همچنین رفتار جریان در راکتور پیوسته بررسی و سرعت حرکت سیال در مجاورت الکترودها در شرایط مختلف توسط نرم افزار دینامیک سیالات محاسباتی (OpenFOAM) شبیه سازی و بررسی گردید.

۱-۲- بیان مسأله

سولفات یک آلاینده مهم آب و فاضلاب است. فعالیت‌های صنعتی و معدنی بسیاری از جمله صنایع کاغذ سازی، نساجی، تولید کودهای شیمیایی، پلاستیک سازی و استخراج زغال سنگ از منابع مهم ورود سولفات به محیط‌زیست است. همچنین فرآیندهای طبیعی هوازدگی شیمیایی کانی‌ها، اکسیداسیون ترکیبات سولفیدی سنگ‌ها و تجزیه بقایای گیاهان منبع دیگر ورود سولفات به منابع آب‌های سطحی و زیرزمینی بشمار می‌آید (کاشی و همکاران، ۱۳۸۹، محوی و همکاران ۱۳۸۹). بخشی از سولفات در محیط‌زیست از اکسیداسیون سولفید توسط باکتری‌ها بوجود می‌آید. سولفیدها به عنوان بخشی از مواد معدنی طبیعی در تشکیلات بعضی از خاک‌ها و سنگ‌ها یافت می‌شوند که به مرور زمان در اثر هوازدگی و یا دیگر عوامل با منشا زمین زاد و بشرزاد حل شده و غالباً به صورت سولفات در آب-های زیرزمینی رها می‌شوند. بنابراین تصفیه آب حاوی سولفات باعث کاهش صدمات به محیط‌زیست و جانوران و انسان می‌شود (Chen et al, 2016).

۱-۳- ضرورت انجام تحقیق

یکی از مهم‌ترین مسایل دنیای امروز، آلودگی محیط‌زیست بوسیله تخلیه فاضلاب‌ها که منبع اصلی نمک‌های فلزات سنگین و سمی و بسیاری از کاتیون‌ها و آنیون‌ها می‌باشد. مهم‌ترین کاتیون‌های فلزات سنگین آلاینده‌ها عبارت از: باریم، روی، سرب، کادمیم، کروم، منگنز، نقره، مس و غیره هستند. مهم‌ترین آنیون‌های که وارد آب‌های سطحی و زیرزمینی می‌شود عبارت از: فلوئورید، کلرید، سولفات، نیترات، نیتريت، فسفات، سیانید، یدید و غیره می‌باشند (Koparal and Ogutveren, 2004, Silva et al, 2002).

سولفات یکی از آنیون‌های اصلی موجود در آب‌های طبیعی و فاضلاب است (نفری، ۱۳۸۲). منبع طبیعی عمده سولفات در آب‌های سطحی و زیر زمینی، فرآیندهای هوازدگی شیمیایی و تجزیه کانی-های حاوی سولفید و سولفات است. سولفات به دلیل حلالیت زیاد و پایداری نسبی در آب به آسانی

حذف نمی‌شود. وجود سولفات در آب باعث ایجاد طعم نامطلوب و تلخ‌مزه شدن آن می‌گردد. مصرف آب دارای غلظت‌های بالای سولفات (بیش از ۲۵۰ میلی گرم برلیتر) باعث ایجاد بیماری اسهال و ناراحتی‌های گوارشی در انسان می‌شود (Chen et al, 2016). انواع فرآیندهای تصفیه برای حذف سولفات شامل فرآیندهای فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی می‌باشد. انتخاب یک روش مناسب برای حذف سولفات بستگی به غلظت سولفات موجود در آب دارد (Dill et al, 2012). لذا با توجه به وسعت آلودگی آب‌ها به سولفات و تاثیرات سوء آن، انجام تحقیق و یافتن روشی مناسب در رابطه با حذف این آنیون از آب و فاضلاب در جهت بهبود کیفیت منابع آبی و مدیریت صحیح زیست محیطی آن‌ها از جمله تحقیقات ضروری به شمار می‌آید.

۱-۴- اهداف تحقیق

هدف کلی تحقیق حاضر "حذف سولفات از محلول‌های آبی با استفاده از فرآیند انعقاد الکتریکی و مدل‌سازی رفتار جریان در مجاورت الکترودها" بوده است.

در راستای رسیدن به این هدف، اهداف جزئی زیر دنبال می‌گردد:

۱- امکان‌سنجی و بررسی تاثیر پارامترهای مختلف بر حذف سولفات با استفاده از الکترودهای صفحه‌ای آلومینیوم با آرایش الکترودی منقطع در سامانه پیوسته

- بررسی تاثیر pH

- بررسی تاثیر ولتاژ یکنواخت

- بررسی غلظت اولیه آلاینده

۲- بررسی تاثیر ولتاژهای غیریکنواخت در الکترودها در میزان کاهش غلظت سولفات

۳- بررسی و آنالیز لجن در ولتاژهای یکنواخت و غیریکنواخت

۴- بررسی مصرف انرژی الکتریکی و ارزیابی اقتصادی فرآیند انعقاد در ولتاژهای یکنواخت و

غیریکنواخت

۵- مدلسازی رفتار جریان سیال در راکتور با نرم افزار OpenFOAM

۵-۱- روش انجام تحقیق

تحقیق حاضر در مقیاس آزمایشگاهی با هدف حذف سولفات از محلول آبی با استفاده از روش انعقاد الکتریکی در شرایط بهینه آزمایشگاهی انجام گردید.

مراحل انجام تحقیق :

۱- مطالعه برای کسب اطلاعات در مورد تحقیقات مشابه انجام شده در حذف سولفات با روش های مختلف

۳- ساخت راکتور پیوسته در مقیاس آزمایشگاهی

۴- تهیه آلومینیوم خالص با ضخامت ۱ میلی متر

۵- بررسی تاثیر پارامترهای مختلف در کاهش غلظت سولفات

۶- استفاده از نرم افزار OpenFOAM جهت مدلسازی جریان و بررسی پارامتر سرعت

۶- بررسی و تحلیل نتایج حاصل از آزمایشات و مدلسازی با استفاده از جداول و ترسیم نمودارها

۷- نتیجه گیری کلی و ارائه پیشنهادات جهت تحقیقات آتی

۶-۱- سازمان بندی پایان نامه

جهت دستیابی به اهداف پژوهش، تحقیق حاضر در پنج فصل تدوین شد که در ادامه به آنها اشاره شده است.

فصل اول:

در این فصل به بیان آلودگی آب و مشکلات ناشی از ورود فاضلاب به منابع آب و همچنین ورود یون های مضر از جمله سولفات و مشکلات ناشی از آن در آب آشامیدنی پرداخته شده است. همچنین به اهداف و ضرورت انجام تحقیق جهت کاهش معطل مذکور و روند کلی تحقیق اشاره گردیده است.

فصل دوم: مروری بر مطالعات پیشین

در این بخش به مروری بر منابع ورودی سولفات به محیط‌زیست و صدمات آن، روش‌های مختلف حذف سولفات، فرآیند انعقاد الکتریکی، حذف سولفات با استفاده از فرآیند انعقاد الکتریکی و در نهایت به بررسی مطالعات انجام شده در زمینه حذف سولفات با روش‌های مختلف در داخل و خارج کشور پرداخته شده است.

فصل سوم: مواد و روش‌ها

در این فصل مواد و روش‌های مورد استفاده در این تحقیق و چگونگی ساخت راکتور با سامانه پیوسته الکتروشیمیایی مورد بحث قرار گرفته و روند انجام آزمایشات بیان شده است. همچنین نرم افزار مورد استفاده جهت مدلسازی فرآیند انعقاد معرفی و به تفصیل شرح داده شده است.

فصل چهارم: نتایج و بحث

در این بخش، نتایج حاصل از آزمایشات بصورت گراف‌های متعدد و تفسیر علمی آنها ارائه شده است. روند نتایج بدست آمده مورد تحلیل و بررسی قرار گرفته و نتایج حاصل از تحلیل داده‌های آزمایشگاهی بیان شده است.

فصل پنجم: نتیجه گیری و پیشنهادات

نتیجه گیری‌های کلی بدست آمده از آزمایشات و مدلسازی ارائه و در پایان با توجه به مطالعات انجام گرفته در این تحقیق، پیشنهادهایی جهت تحقیقات آینده ارائه شده است.

فصل ۲ مطالعات پیشین

امروزه تامین آب سالم با کیفیت مناسب یکی از دغدغه‌های اصلی جوامع بشری است. زیرا محدودیت کمی و کیفی منابع آب از جمله مشکلات اساسی در بسیاری از کشورها است. لذا حفاظت از این منابع به عنوان یکی از مهم‌ترین عوامل حفظ سلامت و توسعه همه جانبه جوامع مطرح می‌باشد. اولین اقدام برای حفاظت و بهره برداری از این منابع آگاهی و شناخت دقیق از آن‌ها و گام برداشتن در جهت توسعه پایدار این منابع می‌باشد (حسینی و همکاران ۱۳۹۳). افزایش روز افزون فعالیت‌های صنعتی و حضور یون‌های مختلف در پساب‌های صنعتی و مشکلات زیست محیطی ناشی از دفع غیر اصولی آن‌ها، تصفیه این قبیل پساب‌ها، قبل از ورود به محیط زیست و یا ورود به شبکه‌های جمع آوری فاضلاب را ضروری می‌سازد. تخلیه پساب‌های حاوی سولفات بالا باعث صدمه به محیط زیست شده لذا این امر لزوم تصفیه فاضلاب‌های حاوی سولفات بالا را روشن می‌کند (Zhao et al, 2016, Ahmadi and Ghanbari 2016, Guo et al, 2015).

در این فصل به طور مختصر به توضیح فرآیند انعقاد، آلودگی سولفات و عوارض زیست محیطی آن، روش‌های حذف سولفات، حذف سولفات با استفاده از فرآیند انعقاد الکتریکی و سوابق تحقیق پرداخته شده است.

۲-۲- فرآیند انعقاد

انعقاد یا لخته سازی (Coagulation) عبارت است از فرآیند ناپایدارسازی کلوئیدها و ذرات معلق بسیار ریز که باعث به هم پیوستن اولیه ذرات ناپایدار شده و در اثر این امر فلاک‌های کوچک تشکیل می‌شود. این امر با افزودن ماده منعقدکننده و اختلاط سریع امکان پذیر می‌شود. فلاک سازی (Flucculation) به هم پیوستن ذرات ناپایدار شده (فلاک‌ها) و تشکیل لخته‌هایی با سرعت ته نشینی بالا یا تشکیل فلاک‌های بزرگتر است. این فرآیند طی اختلاط آرام و پس از فرآیند انعقاد صورت می‌پذیرد (حسینی و علوی، ۱۳۸۷).

در فرآیند انعقاد و لخته‌سازی از طریق دو دسته عمده مکانیسم‌های فیزیکی -شیمیایی شامل فشردگی لایه مضاعف الکتریکی و کاهش پتانسیل زتا، جذب سطحی و خنثی شدن بار، نیروهای دافعه بین ذرات کاهش یافته و شرایط تشکیل لخته‌های بزرگ فراهم می‌شود (Benatti et al, 2009).

✓ فشردگی لایه مضاعف

غلظت یونی زیاد، منجر به فشردگی لایه‌های تشکیل یافته از یون‌های مخالف به طرف کلونید می‌شود. اگر این لایه به اندازه کافی فشرده شود در آن صورت نیروی واندروالس در محیط عمل غالب شده و بر نیروی جاذبه (ثقل) غلبه می‌کند (Dill et al, 2012).

✓ جذب سطحی و خنثی شدن بار

در فرآیند جذب سطحی ماهیت یون بجای تعداد آن‌ها دارای اهمیت است. یون‌های فلزی همراه آب جزئی از ابر یونی اطراف کلونید را به خود اختصاص می‌دهند و چون تمایل زیادی به قرار گرفتن روی سطوح دارند، جذب سطح شده بار سطحی آن را خنثی می‌کنند. زمانی که بار سطحی خنثی شد ابر یونی پخش می‌شود و پتانسیل الکترواستاتیکی از میان می‌رود به طوری که برخورد ذرات به آسانی صورت می‌گیرد.

عوامل تاثیر گذار بر جذب سطحی و خنثی شدن بار در فرآیند انعقاد و لخته‌سازی عبارت‌اند از : pH، درجه حرارت، زمان لازم برای انعقاد و لخته‌سازی، نوع و غلظت ماده منعقدکننده، قلیائیت، قدرت یونی محلول (TDS)، و کل کربن آلی (TOC) (Taita et al, 2009). تغییرات pH یکی از شرایط بسیار مهم برای تشکیل لخته‌های درشت است. pH محیط باید در محدوده‌ای باشد که رسوب ایجاد شده کمترین حلالیت را داشته باشد. pH در عمل برای بهتر شدن فرآیند انعقاد، برای هر ماده منعقدکننده با استفاده از آزمایش جار، تغییرات pH اندازه‌گیری شده و مقدار آن تعیین می‌شود. تشکیل لخته در درجه حرارت‌های متعادل با سرعت بیشتری انجام می‌شود و درجه حرارت‌های کمتر بازده عمل انعقاد را کاهش می‌دهد (Pulkka et al, 2014).

✓ زمان لازم برای انعقاد و لخته سازی

فرآیند انعقاد و لخته‌سازی، معمولاً شامل دو مرحله اختلاط است: اختلاط تند و اختلاط کند. در فرآیند جارتست برای شروع کار می‌توان اختلاط تند را بین ۱۰۰ الی ۲۰۰ دور بر دقیقه به مدت ۲ الی ۳ دقیقه و اختلاط کند را می‌توان ۲۰ الی ۴۰ دور بر دقیقه به مدت ۱۵ دقیقه انتخاب کرد (Can et al, 2006).

برای تصفیه پساب‌های صنعتی از روش‌ها و فرایندهای مختلفی استفاده می‌شود. از آنجا که یکی از متداولترین آلاینده‌های موجود در پساب‌های صنعتی، مواد کلونیدی و محلول هستند، به همین دلیل برای تصفیه آن‌ها به طور وسیعی از فرآیند انعقاد و لخته‌سازی، به عنوان یکی از فرآیندهای اساسی استفاده می‌شود (Juttnera et al, 2000).

۲-۳- سولفات و عوارض زیست محیطی آن

منابع آلاینده بشرزاد شامل فاضلاب صنایع کاغذسازی، نساجی، کودسازی و پلاستیک، زهاب معادن زغال سنگ موجب وارد شدن مقادیر زیاد سولفات به محیط‌زیست شده است (نیساری و جاذبی زاده، ۱۳۹۵). سولفات بصورت طبیعی از طریق هوازدگی شیمیایی کانی‌ها و اکسیداسیون سولفیدها و بقایای گیاهان وارد منابع آب‌های سطحی و زیرزمینی می‌شود (dell Angel et al, 2012) ورود این یون به بدن انسان باعث بروز بیماری‌های گوارشی، ناراحتی معده، اسهال و صدمه به منابع آب و خاک می‌گردد (نیساری و جاذبی زاده، ۱۳۹۵). سولفات و سولفید هیدروژن دو شکل نامطلوب از گوگرد هستند. سولفید هیدروژن از طریق باکتری‌های احیا کننده سولفور بوجود می‌آید (Chen et al, 2016). حذف این یون از آب بدلیل حلالیت و پایداری بالا مساله‌ای مورد توجه است. سولفات طعم زننده و تلخی به آب می‌دهد و باعث بروز اسهال در انسان و از دست رفتن آب بدن می‌شود. همچنین عامل بروز ناراحتی‌های معده بویژه در کودکان است (Filho et al, 2016).

فاضلاب صنعتی حاوی سولفات با غلظت بالا خاصیت خوردگی در لوله‌های فاضلاب دارد و مشکلاتی را در زمینه فرآیند تصفیه بی‌هوازی از جمله کاهش در فعالیت‌های میکروبی، بوجود می‌آورد (Chockalingam and Subramanian, 2006).

۲-۴- روش‌های حذف سولفات

روش‌های مختلفی برای تصفیه سولفات وجود دارد که شامل روش فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی می‌باشد. انتخاب این روش‌ها برای تصفیه بستگی به غلظت سولفات دارد (Shan et al, 2017). روش‌های مختلف حذف سولفات به اختصار به قرار زیر می‌باشد.

- فرآیندهای حذف فیزیکی

- ✓ فرآیندهای غشایی
- ✓ روش اسمز معکوس
- ✓ تکنیک نانو فیلتراسیون

- فرآیندهای حذف شیمیایی

- ✓ فرآیند ته نشینی
- ✓ تبادل یونی
- ✓ جذب
- ✓ الکتروشیمی

- فرآیندهای حذف بیولوژیکی

- ✓ کاهش سولفات بوسیله راکتورهای بیولوژیکی
- ✓ کاهش سولفات با روش استفاده از فرآیندهای اکسیداسیون و احیا توسط میکروارگانیزم

۲-۴-۱ فرآیند غشایی

✓ اسمز معکوس

این فرآیند تصفیه با وارد کردن فشار از طریق یک غشاء انجام می‌گیرد. اسمز معکوس فناوری است که در تصفیه آب برای مصارف مختلف از جمله در فناوری‌های زیستی، دارو، برق و آب آشامیدنی بکار می‌رود (Dill et al, 2012). غشاء بکار رفته در فرآیند اسمز معکوس فاز نیمه تراوا دارد که در برابر عبور ذرات ممانعت ایجاد می‌کند. غشاء نیمه تراوا، غشایی است که بطور انتخابی مواد را عبور می‌دهد. از نظر طبقه بندی دو گونه غشاء طبیعی و سنتزی وجود دارد (نیساری و جاذبی زاده، ۱۳۹۵).

نیساری و جاذبی‌زاده (۱۳۹۵) در مطالعه‌ای، کاهش میزان سولفات مس در پساب کارخانه‌های مواد غذایی با استفاده از دستگاه اسمز معکوس و غشاء نازک مرکب^۱ TFC مورد بررسی قرار دادند. در این تحقیق اثر فشار دستگاه اسمز معکوس و مدت زمان واکنش غشاء با TMC^۲ و میزان TMC بکار رفته مورد بررسی قرار گرفت. فشار دستگاه ۱۰، ۲۰، ۳۰، ۴۰ Mpa و مدت زمان واکنش در بازه‌های ۱۰، ۲۰، ۳۰، ۴۰ ثانیه و همچنین میزان TMC (Trimethyltin chloride) در بازه ۰/۰۵٪، ۰/۱٪، ۰/۱۵٪ و ۰/۲٪ در نظر گرفته شد و نتیجه آزمایش‌ها کاهش ۷۱٪ از سولفات درون محلول پساب با فشار ۴۰ بار و مدت زمان واکنش ۴۰ ثانیه و TMC ۱۵٪ را نشان داد.

✓ نانو فیلتراسیون

از جدیدترین سیستم‌های نمک‌زدایی در تصفیه آب، می‌توان نانوفیلتراسیون را نام برد. با توجه به پایین بودن املاح محلول در آب تصفیه شده به روش نانوفیلتراسیون و همچنین ارزش غذایی آب به ویژه از نظر عناصر کلسیم و منیزیم، اهمیت جذب این عناصر از طریق آب به بدن انسان از یک سو و ارتباطی که بین سختی آب آشامیدنی و کاهش شیوع بیماری‌های قلبی در جوامع از سوی

^۱ Thin Film Composite

^۲ Trimethyltin chloride

دیگر برقرار است، استفاده از این روش جهت تصفیه آب آشامیدنی باید با دقت بیشتری صورت پذیرد (بیرجانی و همکاران، ۱۳۹۴).

نانو فیلتراسیون بعنوان یک فرآیند غشایی می‌تواند در زمینه حذف فلزات سنگین از آب و پساب- های صنعتی مورد استفاده قرار گیرد. نانوفیلتراسیون قادر به حذف ذرات تا اندازه ۲ نانومتر می- باشد با توجه به اهمیت و خطرات حضور فلزات سنگین در آب‌ها و پساب‌ها، این فرآیند می‌تواند بعنوان گزینه‌ای مناسب جهت حذف این فلزات خطرناک مورد استفاده قرار گیرد.

نفری و همکاران در سال ۱۳۸۸، به حذف مس توسط فرآیند نانوفیلتراسیون پرداختند. مس در غلظت- های مختلف و تحت فشارهای گوناگون قرار گرفته و از نانوفیلتر عبور داده شد. غلظت‌های در نظر گرفته شده در این آزمایش از ۲۰ میلی گرم برلیتر تا ۲۰۰ میلی گرم برلیتر متغیر بود. در این تحقیق با استفاده از نتایج و همچنین استفاده از مدل انتقالی Nerst- Plank عملکرد غشاء در حذف یون مس تحلیل و شرایط بهینه جهت راندمان و خروجی بیشتر سیستم بدست آمد. بیشترین راندمان حذف در این سیستم در غلظت ۶۰ میلی گرم برلیتر و فشار ۶ بار با درصد ۹۸٪ و همچنین در غلظت ۱۰۰ میلی گرم بر لیتر در فشار ۶ بار با میزان ۹۷٪ می‌باشد.

۲-۴-۲ فرآیند حذف شیمیایی

✓ تبادل یونی

تبادل یونی یک پدیده فیزیکوشیمیایی است که در این روش، یون‌های ناخواسته آب خام از طریق انتقال آن‌ها به یک ماده جامد موسوم به تبادل کننده یونی حذف می‌گردند و در صورت حذف آن‌ها به میزان معادل آن از ساختار تبادل کننده یونی، ذرات ذخیره شده غیر مضر جدا می‌شوند. تبادل کننده‌های یونی از ظرفیت محدودی جهت نگهداری یون‌ها در ساختار خود، موسوم به ظرفیت تبادل یونی برخوردارند. از این رو غالباً پس از آنکه تبادل کننده‌های یونی توسط یون‌های نامطلوب اشباع شدند، توسط یک محلول احیا کننده قوی حاوی یون‌های غیر مضر شستشو می- شوند تا این یون‌ها جایگزین یون‌های نامطلوب شوند. بدین ترتیب مواد تبادل کننده به شرایط

قابل مصرف برمی گردند. این عملیات یک چرخه فرآیند شیمیایی است. و یک چرخه کامل معمولا شامل بهره برداری، شستشوی معکوس، احیا و آبکشی خواهد بود (نفری، ۱۳۸۲). در این فرآیند استفاده از رزین های مصنوعی، زئولیت، زغال سنگ برای عمل تصفیه برای گرفتن آنیون ها یا کاتیون ها از محلول مرسوم است (Dill et al, 2012).

✓ جذب

روش جذب سطحی با کربن فعال با توجه به کارایی و کاربرد آسان آن یکی از پرکاربردترین روش ها برای حذف فلزات سنگین و آنیون هایی چون سولفات معرفی شده است. کربن فعال یکی از مهم ترین جاذب هایی می باشد که در حال حاضر در بسیاری از پروژه های صنعتی جهت حذف آلاینده ها از محلول های آبی استفاده می گردد و با توجه به قیمت بالای کربن فعال تجاری محققان سعی در استفاده از جاذب های کم ارزش طبیعی دادند (منزوی، ۱۳۸۵).

نتولی^۱ در سال ۲۰۱۶ به حذف سولفات از زهاب اسیدی معدن با استفاده از خاکستر زغال پرداخت. در این تحقیق، استفاده از ۲٪ خاکستر زغال در حالت جامد به کاهش ۷۵٪ درصدی سولفات منجر شد. دما و زمان ماند در این فرآیند به ترتیب ۳۵ درجه سلسیوس و ۹۰ دقیقه در نظر گرفته شد. بیشترین میزان جذب توسط خاکستر زغال به مقدار ۱۴۷/۰۶ میلی گرم بر لیتر بوده است (Ntuli et al, 2016).

در مطالعه ای دیگر به حذف یون های فلزی و سولفات با استفاده از جاذب پوسته برنج پرداخته شد. پوسته برنج جاذب مناسبی برای یون های فلزی آهن، روی، مس می باشد. استفاده از این جاذب باعث جذب ۹۹٪ Fe^{3+} ، ۹۸٪ Fe^{2+} ، ۹۵٪ Cu^{2+} از محلول گردید. درصد حذف سولفات در زهاب اسیدی معدن در $pH=5/3$ با استفاده از سبوس برنج غنی شده با کربن و نیتروژن از ۲۱٪ به میزان ۴۰٪

^۱Netuli

افزایش یافت. در فرآیند حذف سولفات با پوسته برنج مقدار Fe^{3+} (۰.۹۰٪) و Fe^{2+} (۰.۸۹٪) و همچنین Cu^{2+} (۰.۷۵٪) کاهش پیدا کرد (Chockalingam and Subramanian, 2006).

محققین در تحقیقی دیگر حذف سولفات از زهاب معدن (circumneutral) را با استفاده از خاکستر زغال و سنگ گچ بررسی نمودند. این تحقیق در جنوب آفریقا که مقدار زیادی تولید خاکستر زغال دارد برای حذف سولفات از پساب اسیدی معدن انجام گرفت. در این فرآیند ۶۰٪ سولفات با اضافه کردن سنگ گچ و خاکستر زغال در pH معادل ۱۱ حذف گردید و غلظت سولفات محلول از ۴۵۰۰ میلی گرم برلیتر به ۵۰۰ میلی گرم برلیتر کاهش یافت (Madzivire et al, 2010).

۲-۴-۳ تصفیه بیولوژیکی

فرآیند بیولوژیکی تحت شرایط بی‌هوازی باعث تبدیل سولفات به سولفید می‌شود، که این شرایط می‌تواند باعث رسوب یا تبدیل سولفات به سولفید آهن شود (Chockalingam and Subramanian, 2006). در این فرآیند اقدام به کشت میکروارگانیسم‌های مختلف می‌شود و با فراهم کردن شرایط محیطی مناسب، جمعیت میکروبی افزایش می‌یابد و شرایط لازم برای مصرف سولفات توسط میکروارگانیسم‌ها فراهم می‌شود. در صورت انجام احیای کامل یون‌های سولفات، گاز H_2S تولید می‌شود (Kosinska and Miskiewicz, 2009).

ترابیان و همکاران در سال ۱۳۸۸، در مطالعه‌ای عملکرد یک راکتور چند مرحله‌ای بی‌هوازی در حذف سولفات از فاضلاب یک شهرک صنعتی را بررسی کردند. راکتور شامل یک پایلوت ۱۰۰ لیتری و شش تانک بود. راه اندازی راکتور با زمان ماند هیدرولیکی ۲۵ ساعت و دمای ۳۵ درجه سلسیوس آغاز شد و سرانجام زمان ماند به تدریج تا ۳/۳۳ ساعت کاهش یافت. بهترین عملکرد راکتور در زمان ماند هیدرولیکی ۴ ساعت و نرخ بارگذاری سولفات ۳/۳۱۸ کیلوگرم برمتر مکعب در روز با راندمان حذف سولفات ۸۹/۱۵ درصد مشاهده شد. در این شرایط بهترین درصد حذف سولفات ۶۹/۰۸ درصد در اتاقت اول بوده است. اتاقت اول به علت رخ دادن فازهای اسید زایی و استات زایی دارای کمترین pH بود. این نتیجه نشان داد که سولفیدزایی در فاز اسید زایی در فرآیند تصفیه بی‌هوازی رخ می‌دهد.

سپس در زمان ماند هیدرولیکی ۴ ساعت، دما تا ۲۰ درجه سلسیوس کاهش یافت و حداکثر درصد حذف سولفات ۶۶/۱۱ درصد بدست آمد. پایین‌ترین درصد حذف سولفات هم در اتاقک چهارم با ۲۸/۹۸ درصد بوده که این اتاقک دارای کمترین pH نیز بود. این نتایج نشان می‌دهد که کاهش دمای راکتور موجب انتقال مرحله اسیدزایی به اتاقک‌های بعدی راکتور می‌شود. این یافته دلیلی دیگر بر توانایی فاز اسیدزایی در حذف سولفات است.

در پژوهشی دیگر با استفاده از راکتورهای بیولوژیکی حذف سولفات، سلنیوم و آرسنیک پرداخته شد. در این تحقیق با فرآیند بیولوژیکی غلظت سولفات در پساب معدن دارای خاصیت قلیایی کاهش یافت که در طی این فرآیند میزان سلنیوم و آرسنیک نیز کاهش پیدا کرد. مقدار سلنیوم از ۲۰۰ میلی‌گرم برلیتر به ۵۰ میلی‌گرم برلیتر و آرسنیک با غلظت بسیار بالا به مقدار ۱۰ میلی‌گرم برلیتر کاهش پیدا کرد. همچنین غلظت سولفات به علت فعالیت‌های میکروبی به محدوده ۲۰ تا ۴۰ میلی‌گرم برلیتر در این سیستم تصفیه کاهش یافت (Luo et al, 2008)

محققین در مطالعه‌ای با استفاده از راکتور بیولوژیکی به حذف سولفات و COD از فاضلاب صنعتی پرداختند. یک مخزن بی‌هوای بیولوژیکی با حجم ۳۰ لیتر با برگشت مواد بیولوژیکی و در شرایط پیوسته برای حذف سولفات و COD ساخته شد. غلظت اولیه سولفات ۲/۷۳ گرم برلیتر و مقدار COD ۳/۱۵ گرم برلیتر بوده است. فرآیند مذکور در شرایط زمان ماند هیدرولیکی ۱۰ روز باعث کاهش غلظت سولفات و COD بترتیب با درصدهای ۹۸٪ و ۸۸٪ گردید (Kosinska and Miskiewicz, 2009).

۲-۵- الکتروشیمی و حذف سولفات با استفاده از انعقاد الکتریکی

امروزه تکنیک الکتروشیمیایی تبدیل به یک ابزار مهم جهت جداسازی و کنترل آلودگی شده است و کاربردهای تجاری فرآیند الکتروشیمیایی در صنایع مختلف به طور موفقیت آمیزی گسترش یافته است. از مزایای این فناوری می‌توان به سازگاری با محیط زیست، چند منظوره بودن، پیش تصفیه، و

حتی حذف کامل آلودگی اشاره کرد (Mollah et al, 2001, Filatova, 2016). روش‌های بیان شده برای حذف سولفات مشکلاتی از قبیل افزایش املاح، هزینه بهره برداری و سرانه بالا، نیاز به تصفیه نهایی پساب و دفع لجن باقی‌مانده دارند ولی فرآیند انعقادالکتریکی مشکلات کمتری را بدنبال دارد (Canton, 2010). الکترولیز یکی از روش‌های الکتروشیمیایی است که در این فرآیند واکنش‌های اکسیداسیون و احیا در فرآیند انعقاد الکتریکی بر روی الکترودهای آند و کاتد همراه با تولید آنیون هیدروکسیل و هیدروژن در کاتد، تولید اکسیژن و کاتیون‌ها در آند انجام می‌گیرد (Sirés et al, 2016, Jimenez et al, 2014). در این تکنیک، منعقدکننده از طریق اکسیداسیون الکترولیتی الکتروود قربانی (آند) تولید می‌گردد. یون‌های فلزی تولید شده در الکتروود آند با یون‌های هیدروکسید تشکیل شده در الکتروود کاتد واکنش داده و هیدروکسیدهای فلزی ایجاد می‌کنند (Luo et al, 2008, Zeppilli et al, 2014). تاکنون تحقیقاتی بر روی حذف سولفات از آب آشامیدنی با روش انعقاد الکتریکی صورت پذیرفته است که در ادامه به آنها اشاره می‌شود.

محو و همکاران در سال ۱۳۸۹ فرآیند انعقاد الکتریکی در مقیاس آزمایشگاهی، با استفاده از یک مخزن شیشه‌ای در سامانه ناپیوسته با حجم موثر ۱/۳ لیتر حاوی ۶ الکتروود صفحه‌ای از جنس آلومینیوم را انجام دادند. به منظور تبدیل جریان برق متناوب به مستقیم، الکتروودها به روش تک قطبی با آرایش موازی به یک منبع تغذیه متصل شدند، بدین مفهوم که هرکدام از الکتروودها 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 میلی‌گرم برلیتر پرشد. درصد حذف سولفات در گستره، پتانسیل ۱۰، ۲۰، ۳۰ ولت در زمان‌های واکنش ۲۰، ۴۰، ۶۰ دقیقه و pHهای ۷، ۳، ۱۱ تعیین مقدار گردید. در این مطالعه بالاترین راندمان حذف سولفات در اختلاف پتانسیل ۳۰ ولت، زمان واکنش ۶۰ دقیقه و pH=11 حاصل شد. با زیاد شدن غلظت سولفات زمان مورد نیاز برای دستیابی به راندمان مناسب حذف افزایش یافت که این افزایش تاثیر مستقیم pH و اختلاف پتانسیل الکتریکی بر روی حذف بیشتر سولفات بوسیله فرآیند الکترولیز را نشان می‌دهد.

کاشی و همکاران در سال ۱۳۸۹ در تحقیقی به بررسی امکان و تعیین درصد حذف سولفات از آب آشامیدنی توسط راکتور ناپیوسته الکترولیز با استفاده از الکترودهای روی و مس پرداختند. متغیرهای مورد بررسی شامل pH، زمان، فاصله بین الکترودها و زمان بود. آب آشامیدنی شهری ۱۰۰ میلی‌گرم در لیتر سولفات وارد راکتور الکتروشیمیایی شد و کارایی حذف در حالت مختلف متغیرهای pH (۶-۸)، زمان (۵-۴۰ دقیقه)، فاصله (۲-۳/۵ سانتی متر) و ولتاژ (۱۰-۴۰ ولت) مورد بررسی قرار گرفت. مقدار حذف سولفات در فاصله ۲ سانتی‌متر، ولتاژ ۶۰ ولت و زمان ۴۰ دقیقه در pHهای ۶، ۷ و ۸ به ترتیب ۱۰۰٪، ۹۸٪ و ۷۸/۵٪ بدست آمد. یافته‌ها نشان دادند که میزان حذف سولفات با افزایش ولتاژ (جریان الکتریکی) و مدت زمان الکترولیز افزایش می‌یابند. لکن میزان حذف سولفات با افزایش فاصله و pH کاهش می‌یابد.

حسینی و همکاران در سال ۱۳۹۳، در تحقیقی به بررسی حذف سولفات در سیستم ناپیوسته با فرآیند الکتروکواگولاسیون با استفاده از الکتروده آهن پرداختند. متغیرهای مورد بررسی شامل پارامترهای زمان تماس، غلظت اولیه آلاینده، pH و دانسیته جریان بود. نتایج این تحقیق نشان داد که با افزایش زمان تماس، pH اولیه محیط و دانسیته جریان راندمان حذف افزایش می‌یابد.

دل‌آنجل^۱ و همکاران در سال ۲۰۱۴ در پژوهشی با استفاده از فرآیند الکتروشیمیایی در سیستم پیوسته به حذف سولفات و آرسنیک از فاضلاب معدن Guanajuato در مکزیک پرداخت. میزان غلظت آرسنیک ۲۴ میلی‌گرم بر لیتر و غلظت سولفات ۳۵۶۷ میلی‌گرم بر لیتر با pH=۷ هدایت الکتریکی ۳/۵۶ mS/cm بوده است. با استفاده از الکترودهای آلومینیوم در فرآیند انعقاد غلظت آرسنیک به مقدار ۱/۸۲ میلی‌گرم بر لیتر و غلظت سولفات به ۱۶۸۶ میلی‌گرم بر لیتر کاهش یافت. همچنین در این فرآیند مقدار جریان الکتریکی (۴-۶) میلی‌آمپر و مقدار سرعت جریان ۱/۸۲ سانتی‌متر بر ثانیه در نظر گرفته شد (Dell Angel et al, 2014).

^۱Dell Angel (2014)

تحقیقی در سال ۲۰۰۶ بر روی حذف سولفات با غلظت بالا از آب آلوده به کمک انعقاد الکتریکی انجام شد. نتایج معلوم کرد که لخته هیدروکسید آلومینیوم در الکتروود آند (آلومینیوم) در شرایط بازی تولید و یون سولفات به صورت کلسیم-آلومینیوم سولفات در pH معادل ۱۱/۵ رسوب نموده است (Girczy and Kupich, 2006).

۲-۶- مدلسازی جریان در سامانه پیوسته

-انواع رژیم جریان

در مکانیک سیالات رژیم جریان به دو دسته اصلی، رژیم جریان آرام و آشفته تقسیم بندی می شود. در جریان آرام ذرات سیال مسیرهای منظمی را طی می کنند. هرلایه به آرامی روی لایه مجاور حرکت می کند، برای این نوع جریان از عبارت Laminar به معنای طبقه طبقه شده استفاده می شود. در جریان های آرام شکل لایه های سیال مشخص است و مسیرهای حرکت سیال دارای انحنای ملایم هستند. در این جریان آشفتگی بدلیل لزجت سیال مشاهده نمی شود. اما در اغلب جریان هایی که در طبیعت رخ می دهد، با حرکت سیال به سمت پایین دست جریان و انباشته شدن جریان بر روی یکدیگر و پس از مرحله گذر جریان، یک جریان آشفته رخ می دهد. در صورتی که مقدار لزجت سیال کم و مقادیر سرعت جریان و طول مشخصه زیاد باشند، جریان به جریان آشفته تبدیل خواهد شد. در این جریان ذرات سیال، به علت انرژی جنبشی بالا و غلبه بر نیروی لزجت مسیرهای نامنظمی را طی می کنند (حسینی و ابریشمی، ۱۳۹۱).

تلاطم یا آشفتگی عبارت است از حرکت بی نظم و ناپایدار سیالات و زمانی اتفاق می افتد که نیروهای کافی برای پایدار کردن جریان وجود نداشته باشد. اکثر جریان هایی که در طبیعت وجود دارند از نوع آشفته هستند. در جریان های آشفته یک حالت تصادفی از حرکت ذرات سیال در جایی که سرعت و فشار بطور پیوسته نسبت به زمان تغییر می کنند اتفاق می افتد. جریان های آشفته دارای خصوصیات زیر هستند:

- ✓ بی‌نظمی مکانی و زمانی وجود دارد.
- ✓ به شدت غیر یکنواخت و ناپایدار است.
- ✓ اعداد رینولدز معمولاً بالا است.
- ✓ جریان سه بعدی می‌باشد.
- ✓ متشکل از گرداب‌های کوچک بسیار زیاد است که شکل آن‌ها نامتقارن است و تغییرات آن‌ها با شدت نوسانات فشار متناسب است.
- ✓ به دلیل آشفتگی جریان و نوسانات شدید در مقادیر مشخصه‌های جریان، شدت جریان‌های چرخشی نیز زیاد است.
- ✓ در جریان آشفته، جریان‌های با مقادیر مختلف اندازه حرکت به هم برخورد می‌کنند و در اثر لزجت، گرادیان‌های سرعت کاهش می‌یابد. این امر باعث کاهش انرژی جنبشی سیال می‌شود. لذا تلاطم یک پدیده مستهلک کننده انرژی خواهد بود. انرژی تلف شده در اثر اختلاط و تلاطم در یک فرآیند به انرژی داخلی (حرارت سیال) تبدیل می‌شود (Saniei Nejad, 2010).

۲-۶-۱ معیارهای تشخیص جریان آرام از آشفته

برای تشخیص آرام یا آشفته بودن جریان‌های مهندسی از اعداد بدون بعد استفاده می‌شود. به عنوان نمونه در جریان‌های جابه‌جایی اجباری تک‌فاز^۱، معمولاً عدد رینولدز مهم‌ترین معیار تشخیص یک جریان آرام از یک جریان آشفته است. هر جریانی بسته به نوع سیال به کاررفته در آن، اندازه‌ی سرعت جریان عبوری و همچنین طول مقیاس هندسی مسأله، در یک عدد رینولدز خاص (که آن را اصطلاحاً رینولدز بحرانی می‌نامند) به حالت آشفته می‌رسد. به طور کلی جهت تعیین آشفتگی یا آرام بودن یک جریان، جریان‌های سیالاتی به جریان‌های جابه‌جایی اجباری، جریان‌های جابه‌جایی آزاد^۲ و جریان‌های توأم با تغییر فاز^۳ تقسیم می‌شوند که در ادامه به بررسی هر یک پرداخته می‌شود.

¹Single Phase Forced Convection Flows

²Free (Natural) Convection Flows

³Phase Change FLOws

جریان‌های جابه‌جایی اجباری معمولاً به جریان‌های داخلی مانند جریان سیال داخل لوله و جریان‌های خارجی مانند جریان هوا حول یک ساختمان، تقسیم می‌شوند؛ در این جریان‌ها با استفاده از آزمایش‌های تجربی و یا روش‌های پیچیده‌ی عددی مقادیر صریحی برای اندازه‌ی رینولدز بحرانی آن‌ها بیان می‌شود. معمولاً در جریان‌های خارجی شروع آشفتگی از $Re_x > 5 \times 10^5$ و یا $Re_D > 20000$ است و در جریان‌های داخلی در $2000 \sim 4000 < Re_{D_h}$ جریان از نوع آشفته خواهد بود. در حالت کلی در تعریف عدد رینولدز، $Re_L \equiv \rho VL/\mu$ ، L بیانگر طول مشخصه‌ی جریان بوده و می‌تواند بیانگر طول در راستای صفحه‌ی (x) ، قطر لوله (D) و یا قطر هیدرولیکی (D_h) ، در جریان‌های داخلی و یا جریان‌های درون کانال‌های روباز باشد (Streeter and wylie, 1979).

۲-۶-۲ نرم افزار OpenFOAM و مدلسازی جریان آرام

نرم‌افزار OpenFOAM یک جعبه‌ابزار دینامیک سیالات محاسباتی است که قادر به مدل‌سازی هر نوع مسأله شامل معادلات دیفرانسیل جزئی، از جمله حل عددی جریان سیال از مسائل ساده تا بسیار پیچیده است. نمونه‌های قابل مدل‌سازی توسط این نرم‌افزار می‌توان مسأله‌های مربوط به جریان‌های آرام و آشفته، یک‌فاز و چندفاز، انتقال حرارت، واکنش‌های شیمیایی، الکترومغناطیسی و مکانیک جامدات اشاره نمود. این نرم‌افزار توسط OpenCFD Ltd تحت مجوز عمومی گنو^۱ ایجاد شده و به صورت منبع باز^۲ و آزاد موجود است. همچنین به علت آزاد یا باز بودن منبع کد مذکور امکان بررسی تمام جنبه‌های کد نویسی از جمله تغییر و توسعه آن برای کاربر فراهم خواهد بود (OpenFOAM Foundation, 2013).

هسته انعطاف‌پذیر و کارآمد OpenFOAM از مجموعه‌ای از کدهای نوشته‌شده به زبان C++ ایجاد شده است. این مجموعه‌ها در ایجاد حلگرهایی^۳ برای مدل‌سازی مسائل مطرح در مهندسی مکانیک و با ایجاد ابزارهایی برای اعمال پیش‌پردازش و پس‌پردازش، مورد استفاده قرار گرفته‌اند. این نرم‌افزار تعدادی حلگر از پیش‌ساخته شده با مثال‌های کاربردی و کتابخانه ارائه کرده است که می‌تواند به عنوان یک بسته مدل‌سازی معمولی مورد استفاده قرار گیرد. درحالی‌که علاوه بر باز و آزاد بودن کد

^۱GNU

^۲OpenSource

^۳Solvers

منبع آن، قابلیت توسعه در ساختار و سلسله مراتب حلگرها، مثال‌های کاربردی نیز وجود دارد. نرم‌افزار OpenFOAM از روش عددی حجم محدود برای حل معادلات دیفرانسیل با مشتقات جزئی استفاده می‌کند. در این نرم‌افزار، برای حل جریان سیال از الگوهای تکرار سرعت فشار ضمنی استفاده می‌شود. موازی‌سازی^۱ در حل و بخش‌بندی دامنه‌ی حل از مبانی به‌کاررفته در OpenFOAM است بنابراین به طور کلی حلگرها بدون نیاز به کدنویسی خاصی برای حل موازی قابل توسعه می‌باشند. از این رو که این نرم‌افزار یک کد منبع باز یا آزاد است، بر روی سیستم‌عامل منبع باز مبتنی بر لینوکس نصب می‌شود. شناخت ساختار کلی و عملکرد برنامه برای کار با نرم‌افزاری که امکانات مدل‌سازی را برای مسائل مختلف فیزیکی فراهم می‌سازد، مسأله‌ای مهم است. در هر یک از نمونه‌های مورد نظر ابتدا صورت مسأله‌ای مطرح‌شده، سپس با معرفی دستورها و بخش‌های مختلف مدل‌سازی در نرم‌افزار، گام‌های لازم برای شناخت چگونگی مدل‌سازی مسأله مورد نظر بیان می‌گردد. فرآیند حل مسأله به کمک سه مرحله‌ی پیش‌پردازش^۲، اجرا^۳ و پس‌پردازش^۴ صورت می‌گیرد. مدل‌سازی در شرایط مختلف شامل حالت‌های سیال، هندسه و نوع جریان و انواع شرایط مرزی امکان پذیر می‌باشد (سررشته داری و واردی، ۱۳۹۳).

¹Parallel Processing

²Pre-Processing

³Run

⁴Post-Processing

فصل ۳ مواد و روش‌ها

۳-۱- مقدمه

جهت رسیدن به اهداف مورد نظر در هر تحقیقی، استفاده از مواد و روش‌های مناسب و مطابق با استانداردهای بین‌المللی نقش بسزایی ایفا می‌کند. این بخش به معرفی مواد مورد استفاده، ساخت مدل آزمایشگاهی، روند انجام آزمایشات انعقاد و نحوه مدلسازی فرآیند با استفاده از نرم افزار OpenFOAM اختصاص یافته است. به جهت افزایش اطمینان و کاهش خطای آزمایشات کلیه آزمایش‌ها بصورت سه بار تکرار (TriPLICATE) با خطای کمتر از ۵٪ انجام شده است.

۳-۲- مواد مورد استفاده در این تحقیق

برای انجام آزمایشات مختلف در تحقیق حاضر از مواد زیر استفاده گردید:

- Na_2SO_4 : سولفات سدیم دارای جرم مولی $M=142/04 \text{ gr}$ که از شرکت مرک آلمان خریداری گردیده است.

- NaCl : خریداری شده از شرکت مرک آلمان و دارای جرم مولی $M=44/58 \text{ gr}$ می باشد.

- HCl : خریداری شده از شرکت مرک آلمان و دارای جرم مولی $M=36 \text{ gr}$ می باشد.

- NaOH : خریداری شده از شرکت مرک آلمان و دارای جرم مولی $M=40 \text{ gr}$ می باشد.

- الکتروود : از صفحات آلومینیوم با گرید^۱ ۱۰۵۰ دارای خلوص بالا با ضخامت یک میلی متر با ابعاد ۱*۲ متر خریداری شده از شرکت پتروکاسپین در این پژوهش استفاده شده است.

۳-۳- روش انجام آزمایش‌ها

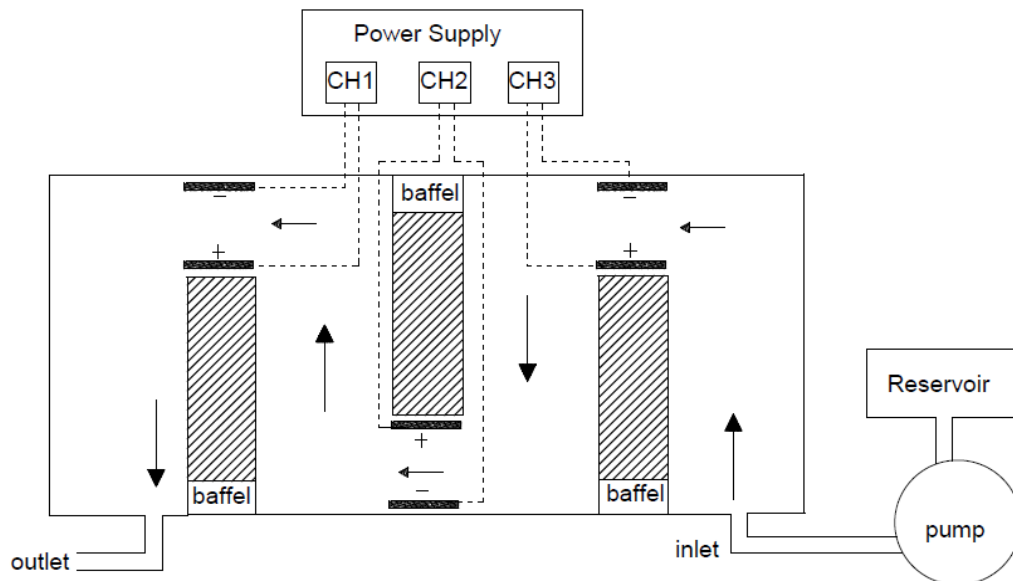
۳-۳-۱ آماده سازی راکتور

مشخصات راکتور ساخته شده در این تحقیق به قرار زیر می‌باشد. طرح شماتیک راکتور ساخته شده در شکل ۳-۱ نشان داده شده است.

✓ ساخت راکتور پیوسته با ابعاد ۲۰*۱۰*۶ سانتی متر

^۱Grade

- ✓ ساخت دیواره‌های استفاده شده در راکتور با ابعاد $۱/۶ * ۶ * ۷$ سانتی‌متر
 - ✓ تنظیم ورودی و خروجی راکتور با قطر $۰/۶$ سانتی‌متر
 - ✓ ۶ الکتروده صفحه‌ای آلومینیوم با ابعاد $۲/۵ * ۱۰$ سانتیمتر جهت تشکیل ۳ گروه الکترودی
- آند و کاتد

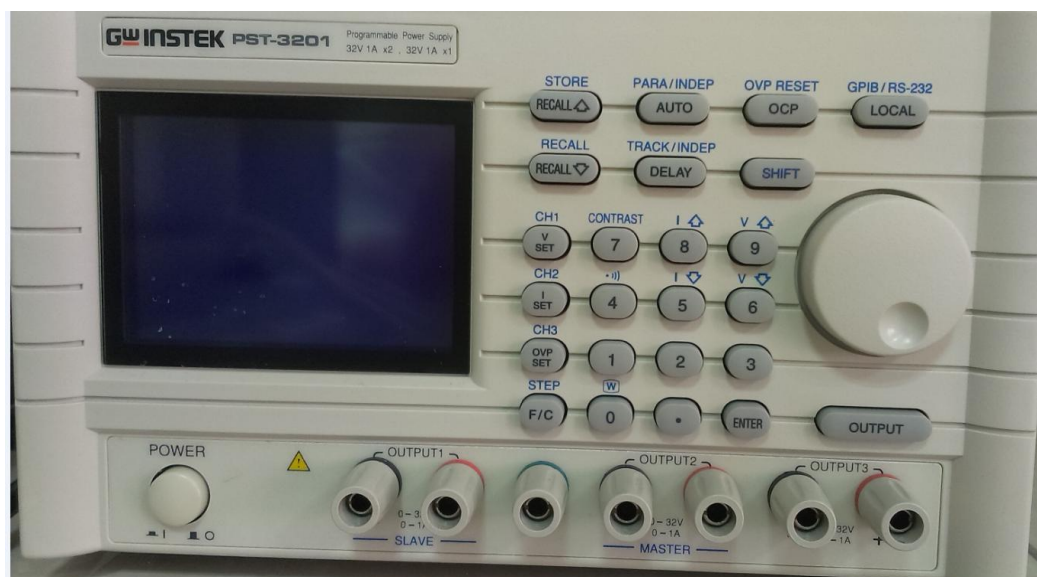


شکل ۳-۱: طرح شماتیک راکتور ساخته شده در این تحقیق

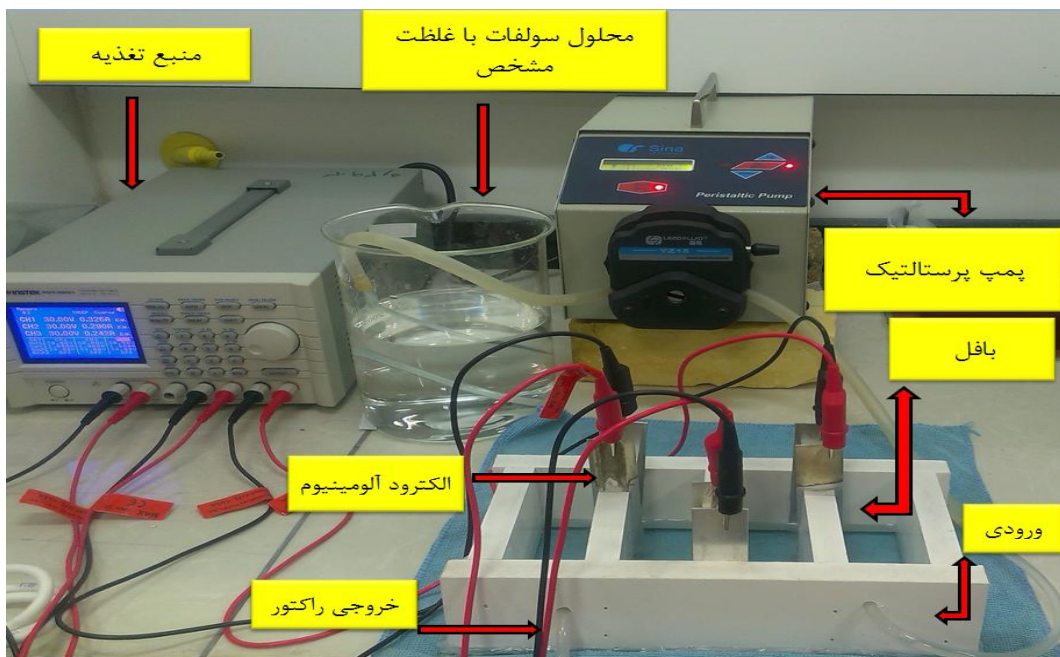
۲-۳-۳ روند کلی آزمایشات حذف سولفات

انجام آزمایشات در یک راکتور پیوسته از جنس پلی اتیلن با نام تجاری فومیزه انجام پذیرفت. دیواره‌های (بافل‌های) مورد استفاده در مخزن راکتور به منظور جلوگیری از ایجاد جریان اتصال کوتاه بین جفت الکترودها و همچنین مشخص کردن مسیر برای سیال مورد استفاده قرار گرفت. الکترودهای آلومینیومی قبل از استفاده در راکتور با اسید هیدروکلریک و آب مقطر شستشو داده شدند. برای تامین جریان الکتروسیته مورد نظر از منبع تغذیه قابل برنامه ریزی مدل PST-3201/3202 ساخت شرکت GWINSTEK کشور تایوان (شکل ۳-۲) استفاده شد. جهت ایجاد جریان پیوسته محلول حاوی سولفات از پمپ پرستالیتیک ساخت شرکت Sina Lab Equipments استفاده شد. نمونه‌های حاوی غلظت‌های مشخص سولفات پس از تنظیم pH بوسیله پمپ

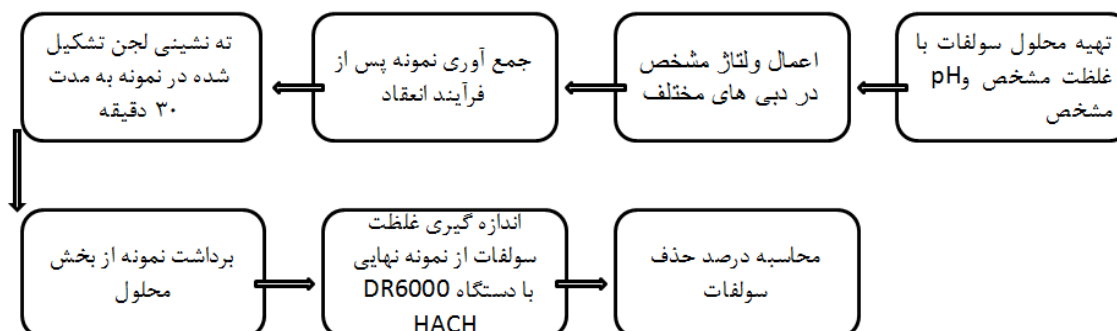
پرستالیتیک با دبی‌های ۱۰، ۲۰، ۳۰ و ۴۰ میلی‌لیتر بردقیقه وارد مخزن راکتور شد. پس از برقراری جریان الکتریکی با ولتاژهای مشخص از خروجی راکتور نمونه برداری شد و بعد از گذشت زمان ته‌نشینی معادل ۳۰ دقیقه، از بخش محلول نمونه برداری گردید. نمونه از فیلتر غشایی با قطر ۰/۴۵ میکرومتر عبور داده شد. به منظور سنجش غلظت سولفات قبل و پس از انجام فرآیند انعقاد از دستگاه اسپکتروفوتومتر HACH- DR6000 در طول موج ۴۲۰ نانومتر استفاده گردید. شکل‌های ۳-۳ و ۳-۴ نمای کلی راکتور ساخته شده در حین انجام آزمایشات در سامانه پیوسته و دیاگرام روند کلی آزمایشات را نشان می‌دهد.



شکل ۳-۲: منبع تغذیه قابل برنامه ریزی



شکل ۳-۳: نمای کلی راکتور ساخته شده در حین انجام آزمایشات در سامانه پیوسته



شکل ۳-۴: دیاگرام روند کلی آزمایشات انجام شده

۳-۳-۳ روش ارزیابی پارامترهای موثر در حذف سولفات در ولتاژ یکنواخت در الکترودها در مرحله اولیه انجام آزمایشات به هر جفت الکتروود ولتاژهای یکسان ۱۰، ۲۰ و ۳۰ ولت اعمال شد. آزمایشاتی جهت ارزیابی پارامترهای موثر در حذف سولفات در این مرحله انجام گرفت که شامل موارد زیر می باشد:

✓ بررسی تاثیر pH بر حذف سولفات: در این مرحله تاثیر سه pH ۴/۵، ۵/۵، ۶/۵ بررسی شد. غلظت سولفات در محلول اولیه ۵۰۰ میلی گرم بر لیتر و ولتاژ الکترودها ۳۰ ولت در نظر گرفته شد.

✓ بررسی تاثیر ولتاژ و شدت جریان بر میزان حذف سولفات: در این مرحله از pH بهینه که در مرحله قبل بدست آمد، استفاده گردید. ولتاژهای ۱۰، ۲۰ و ۳۰ ولت در محلول با غلظت اولیه سولفات معادل ۵۰۰ میلی گرم بر لیتر مورد آزمایش قرار گرفت.

✓ بررسی تاثیر غلظت اولیه سولفات محلول بر میزان حذف سولفات: در مرحله آخر سه غلظت اولیه سولفات معادل ۲۵۰، ۵۰۰ و ۱۰۰۰ میلی گرم بر لیتر مورد آزمایش قرار گرفت. pH بهینه و ولتاژ بهینه بدست آمده از مراحل قبل استفاده شد.

۳-۳-۴ روش ارزیابی پارامترهای موثر در انعقاد در ولتاژ غیر یکنواخت در الکترودها

در این مرحله با توجه به شرایط مشابه در حالت ولتاژ ثابت به بررسی تاثیر آرایش الکترودی منقطع با ولتاژهای متفاوت در الکترودهای راکتور پرداخته شد. بطوری که برای هرجفت الکتروود از سمت ورودی به خروجی راکتور با استفاده از منبع تغذیه به الکترودها، ولتاژهای متفاوت اعمال شد. ولتاژهای اعمال شده در ۶ حالت از سمت ورودی به خروجی راکتور بصورت $V = 10, 20, 30$ ، $V = 30, 20, 10$ ، $V = 20, 30, 10$ ، $V = 20, 10, 30$ ، $V = 10, 30, 20$ می باشد.

۳-۳-۵ روش تعیین درصد حذف سولفات و مصرف انرژی الکتریکی

جهت تعیین درصد حذف سولفات و میزان مصرف انرژی الکتریکی از روابط (۱) و (۲) استفاده شده است.

$$\text{Removal (\%)} = \left(\frac{C_0 - C_t}{C_0} \right) \times 100 \quad (1)$$

$$W = V \times I \times t \quad (2)$$

در این روابط C_0 و C_t نشان دهنده غلظت اولیه و غلظت ثانویه سولفات در محلول (mg/L)، W انرژی الکتریکی مصرفی (kwh)، V ولتاژ (v)، i شدت جریان (A)، t زمان بهره برداری (h)، می باشد.

۳-۴- روش مدل سازی عددی جریان در سامانه پیوسته

جهت مدل سازی جریان از نرم افزار OpenFOAM نسخه 2.4.0 و نرم افزار ParaView نسخه 4.10.0 برای پس پردازش در این برنامه استفاده شد. اجرای این نرم افزارها بر روی سیستم عامل 14.04 Ubuntu بر روی رایانه ای با مشخصات زیر انجام شد.

✓ پردازشگر: Intel Core i7-4790k CPU@4.00 GHz

✓ حافظه: 31.4 GB

✓ کارت گرافیک: Gallium 0.4 on llvmpipe

برای مدل سازی جریان جهت تشخیص آرام یا آشفتگی بودن جریان، از عدد رینولدز مطابق فرمول زیر استفاده شد.

$$Re_L = \rho V L / \mu \quad (3)$$

ρ چگالی جریان، U سرعت جریان، L طول مقیاس هندسی (طول صفحه و یا قطر لوله و یا ارتفاع) و μ ویسکوزیته جریان است.

هندسه مدل با نوشتن مختصات نقاط و تشکیل بلاکها^۱ و وارد نمودن نقاط هندسه مورد نظر در پوشه polyMesh و با اجرای دستور blockMesh تولید شد.

معادلات حاکم بر جریان آرام (معادله پیوستگی و ناویه استوکس) بشرح زیر می باشد:

$$\frac{\partial \rho}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial x}(\rho u) = 0 \quad (4)$$

$$\frac{\partial u_i}{\partial t} + u_i \frac{\partial v_i}{\partial x_i} = -\frac{\partial p}{\partial x_i} + \nu \left(\frac{\partial^2 u_i}{\partial x_i^2} \right) = 0 \quad (5)$$

^۱block

که با فرض یک فازه بودن سیال و حذف اثر نیروی ثقل از معادلات اصلی نتیجه شده‌اند.

فصل ۴ نتایج و بحث

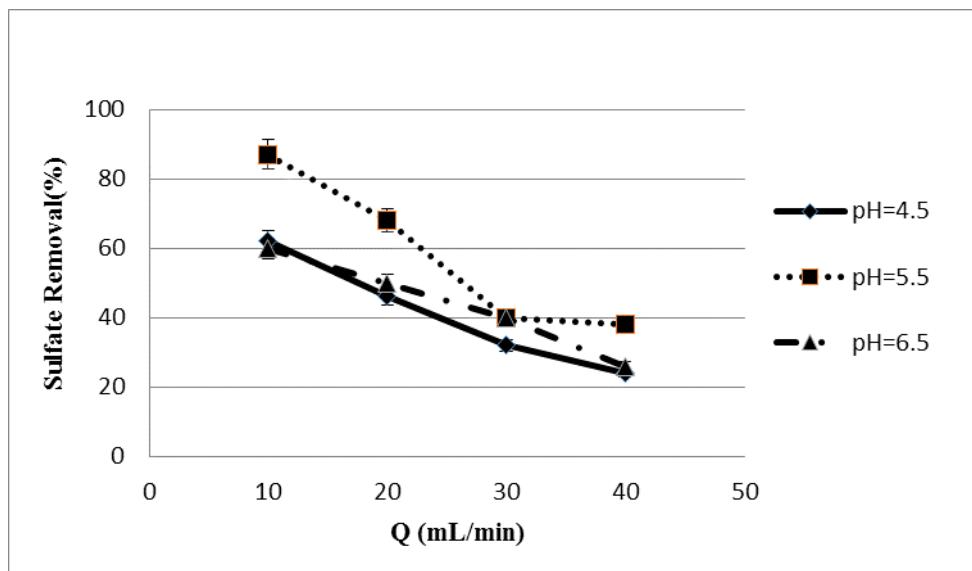
هدف اصلی از انجام تحقیق حاضر، حذف سولفات از محلول‌های آبی به روش انعقاد الکتریکی و بررسی تاثیر ولتاژ یکنواخت و غیریکنواخت در آرایش الکترودی منقطع در سیستم پیوسته بوده است. تمامی آزمایشات در چهار دبی ۱۰، ۳۰، ۴۰ و ۶۷،۴۵/۳۰ mL/min با زمان‌های ماند بترتیب ۱۳۵، ۳۰ و ۳۴/ min انجام گردید. همچنین در تحقیق حاضر رفتار جریان سیال در داخل راکتور پیوسته توسط نرم افزار دینامیک سیالات محاسباتی (OpenFOAM) شبیه سازی و سرعت‌ها در تمامی میدان جریان بدست آمد. در این بخش نتایج بدست آمده مورد تحلیل و بررسی قرار گرفته و نتایج حاصل از آزمایشات بصورت گراف‌های متعدد جهت تفسیر علمی داده‌ها بیان شده است.

۴-۲- نتایج حاصل از تاثیر پارامترهای فیزیکی شیمیایی بر میزان حذف سولفات

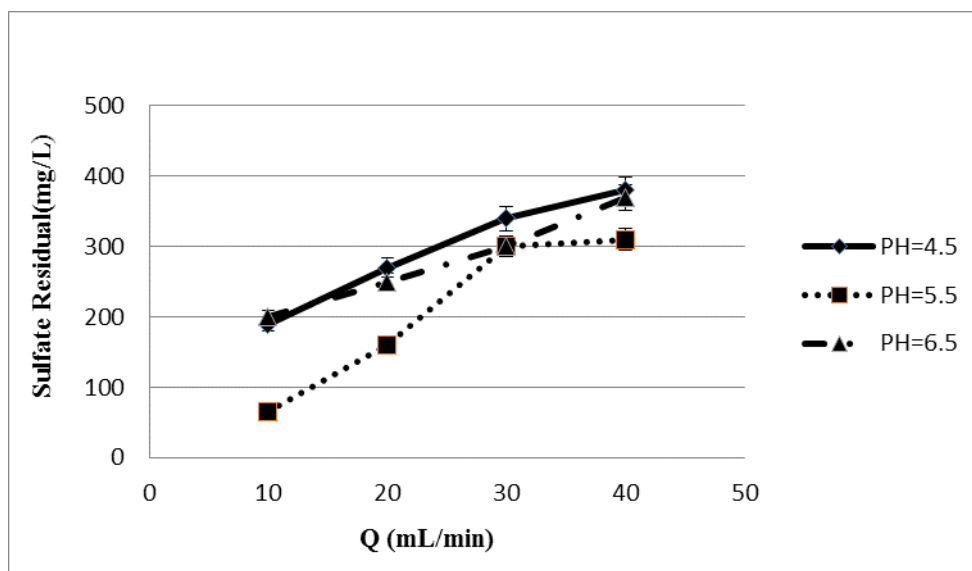
۴-۲-۱ تاثیر pH محلول

pH به عنوان یکی از عوامل مهم در تمامی فرآیندهای مرتبط با جابجایی الکترون و یون پروتون در نظر گرفته می‌شود. در این بخش تاثیر پارامتر pH اولیه محلول بر میزان حذف سولفات از محلول مورد بررسی قرار گرفته است. بدین منظور از سه pH ۴/۵، ۵/۵ و ۶/۵ استفاده شد. آزمایشات این مرحله در ولتاژهای ۱۰، ۲۰، ۳۰ و ۴۰ mL/min و برای چهار دبی (۱۰، ۲۰، ۳۰، ۴۰) انجام شد. نتایج نشان می‌دهند (شکل ۴-۱) که در شرایطی که ولتاژ و دبی به ترتیب برابر با ۳۰ ولت و ۱۰ mL/min (مدت زمان واکنش ۱۳۵ دقیقه) بوده و غلظت سولفات در محلول ۵۰۰ میلی گرم بر لیتر است بیشترین راندمان حذف برای pH های ۴/۵، ۵/۵ و ۶/۵ بترتیب برابر با ۶۲٪، ۸۷٪ و ۶۰٪ بدست آمده است. در شرایط مذکور میزان سولفات باقیمانده در محلول پس از فرآیند انعقاد الکتریکی در pH های ۴/۵، ۵/۵، ۶/۵ (شکل ۴-۱، ب) به ترتیب برابر با ۱۹۰، ۶۵ و ۲۰۰ میلی گرم بر لیتر بوده است. نتایج معلوم می‌سازد که در pH معادل ۵/۵ بیشترین راندمان حذف سولفات از محلول صورت پذیرفته است. همچنین در یک pH مشخص، با افزایش زمان تماس محلول با الکترودها و در واقع افزایش زمان واکنش، فرآیند

حذف سولفات افزایش یافته است. به بیان دیگر در pH معادل ۵/۵ تغییر دبی جریان از ۱۰ mL/min به ۴۰ mL/min و در واقع کاهش زمان واکنش از ۱۳۵ min به ۳۳min باعث کاهش راندمان حذف سولفات به ترتیب از ۸۷٪ به ۴۰٪ گردیده است.



الف



ب

شکل ۴-۱: تاثیر pH بر میزان حذف سولفات در ولتاژ ۳۰ ولت (غلظت اولیه محلول ۵۰۰ mg/L، الف: درصد حذف سولفات، ب: سولفات باقیمانده در محلول)

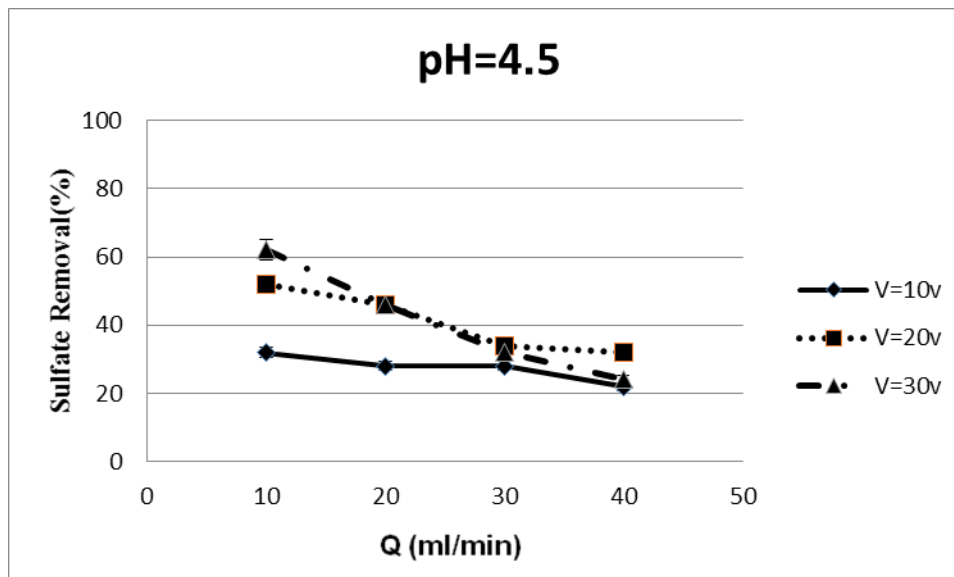
۴-۲-۲ تاثیر ولتاژ یکنواخت

آزمایشات این مرحله در ولتاژهای ۱۰، ۲۰ و ۳۰ ولت و در سه pH ۴/۵، ۵/۵ و ۶/۵، برای چهار دبی (۱۰، ۲۰، ۳۰، ۴۰ mL/min) انجام شد. نتایج حاصل در شکل‌های ۲-۴، ۳-۴ و ۴-۴ نشان داده شده است. همانطور که مشاهده می‌شود راندمان حذف در دبی ۱۰ میلی‌لیتر بر دقیقه در هر سه ولتاژ و در هر سه pH دارای بیشترین مقدار است. در زمان ماندهای کمتر، دبی‌های ۲۰ و ۳۰ میلی‌لیتر بر دقیقه نمودار روند نزولی دارد. به این صورت که در pH برابر با ۴/۵ در ولتاژ ۱۰، ۲۰ و ۳۰ و دبی mL/min ۱۰ راندمان حذف به ترتیب برابر با ۳۲٪، ۵۲٪ و ۶۲٪ می‌باشد. همچنین در دبی ۱۰ mL/min و pH برابر با ۶/۵ در سه ولتاژ مذکور بترتیب برابر با ۲۴٪، ۶۰٪، ۶۰٪ است. افزایش دبی از ۳۰ mL/min به ۴۰ mL/min باعث تغییر چشمگیری در میزان حذف سولفات نداشته است. نتایج نشان می‌دهند که افزایش اختلاف پتانسیل الکتریکی در یک دبی مشخص، باعث افزایش راندمان حذف سولفات گردیده است. در واقع می‌توان بیان کرد که میزان اختلاف پتانسیل الکتریکی بطور مستقیم بر میزان حذف تاثیر گذار است. و ولتاژ بالاتر باعث رهاسازی بیشتر آلومینیوم و در واقع انعقاد و حذف بیشتر سولفات میشود. (Bazrafshan et al, 2006, Nisha Priya et al, 2005) با توجه به نتایج در pH برابر با ۵/۵، افزایش ولتاژ از ۱۰ به ۳۰ ولت در دبی ۱۰ میلی‌لیتر بر دقیقه سبب افزایش میزان حذف سولفات از ۶۶ درصد به ۸۷ درصد گردید. همچنین در ولتاژ ۳۰ ولت در دبی ۴۰ و ۱۰ میلی‌لیتر بر دقیقه درصد حذف از ۴۰ درصد به ۸۷ درصد افزایش داشته است. این افزایش راندمان را می‌توان با توجه به قانون فارادی در رابطه (۱) اینطور بیان کرد که در ولتاژ بالاتر رها سازی بیشتر هیدروکسید آلومینیوم و افزایش تشکیل لخته (کواگولانت) می‌باشد. همچنین در ولتاژ بالا تشکیل گاز H₂ بیشتر بوده که باعث افزایش برخورد لخته‌ها و افزایش سطح تماس می‌شود (Murugananthan et al, 2004). در نهایت ولتاژ برابر با ۳۰ ولت به عنوان ولتاژ بهینه در این مرحله انتخاب گردید.

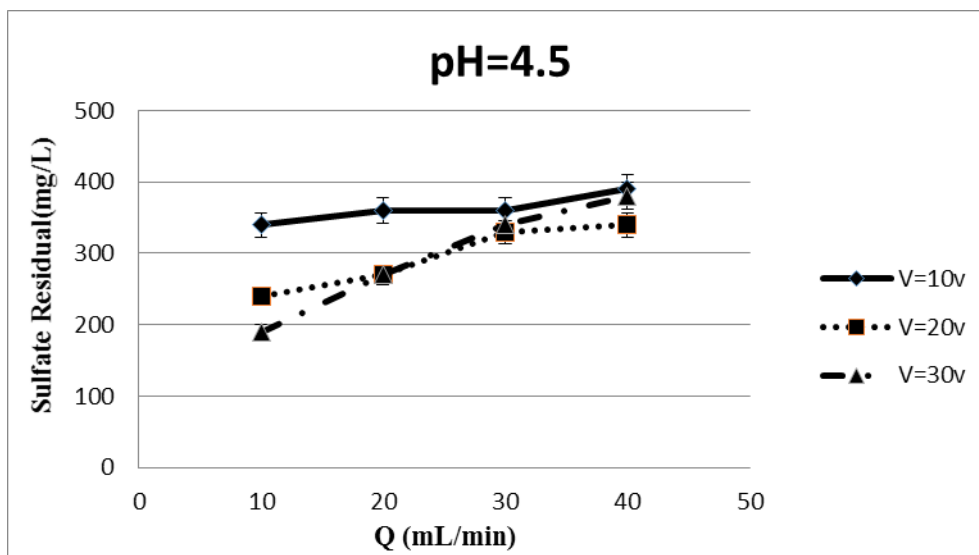
$$W_A = tIm/nF$$

(۱)

در رابطه (۱) W_A وزن آند حل شده (gr)، I شدت جریان (A)، t زمان بهره برداری (s)، m جرم مولکولی ویژه آلومینیوم (g/mol)، n تعداد الکترون‌های آزاد شده، F ضریب فارادی است.

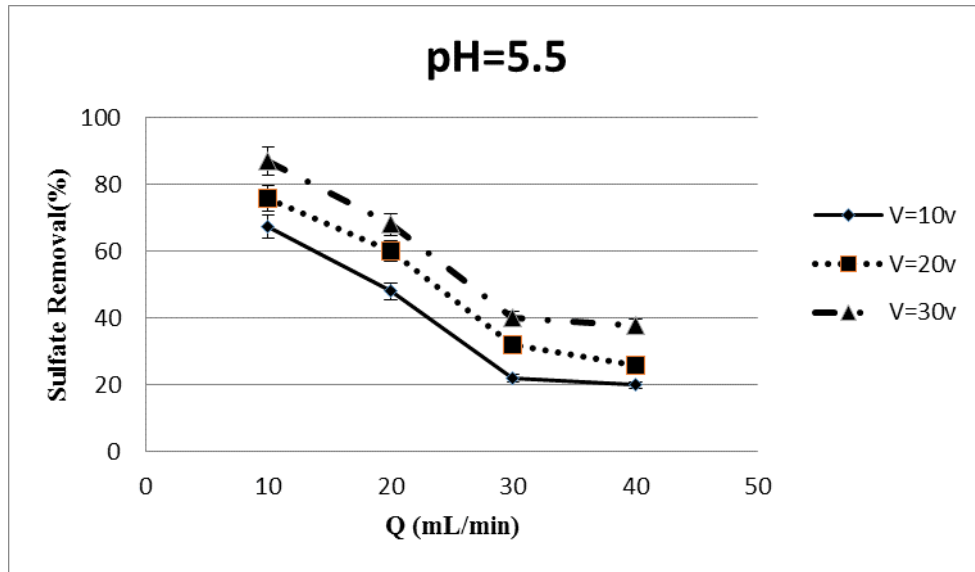


الف

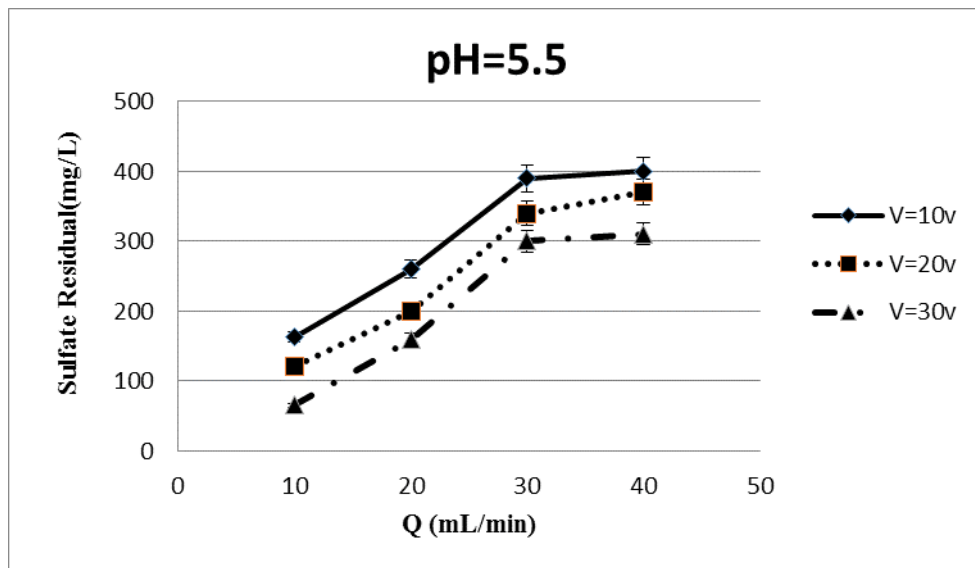


ب

شکل ۴-۲: تاثیر ولتاژ بر میزان حذف سولفات در pH اولیه برابر با ۴/۵ (غلظت اولیه سولفات ۵۰۰ mg/L، الف: درصد حذف سولفات، ب: سولفات باقیمانده در محلول)

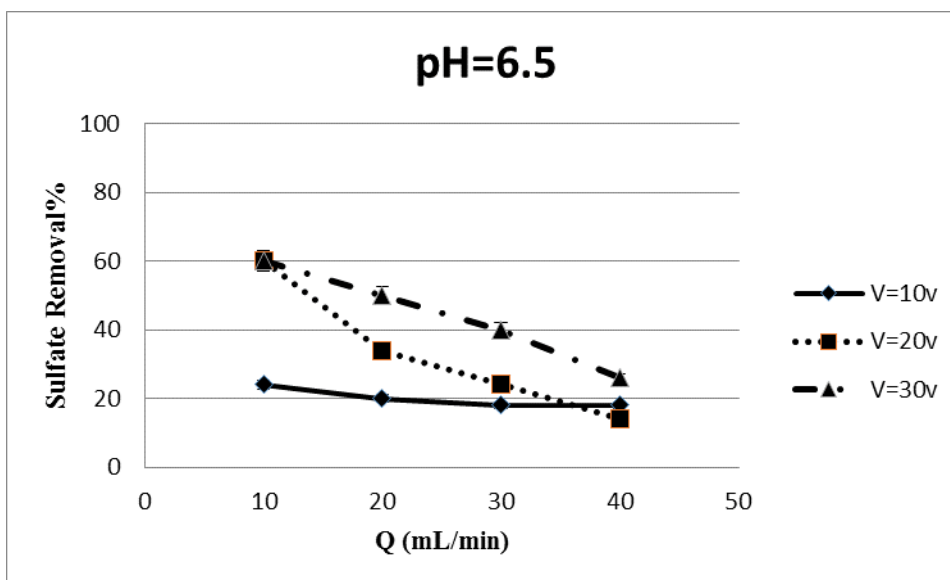


الف

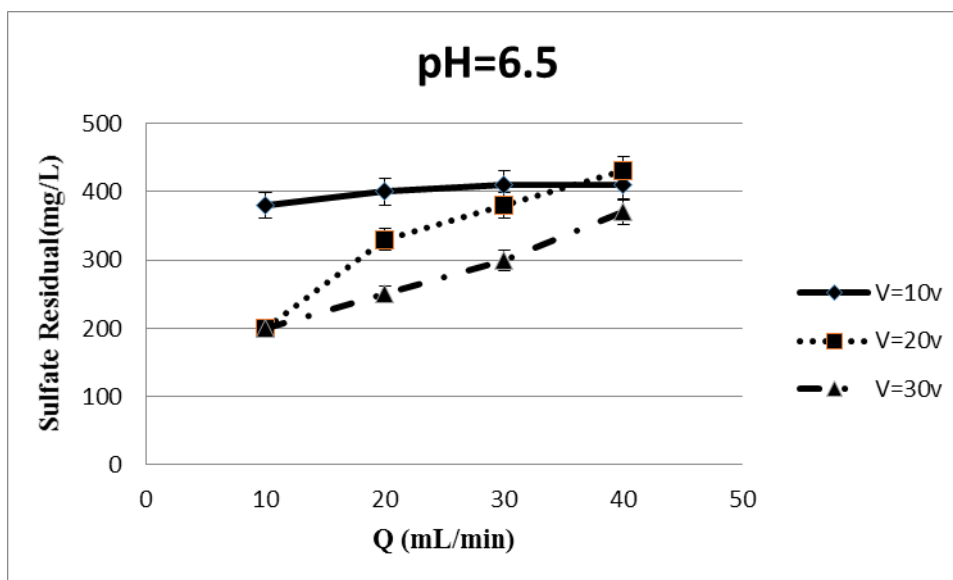


ب

شکل ۴-۳: تاثیر ولتاژ بر میزان حذف سولفات در pH اولیه برابر با ۵/۵ (غلظت اولیه سولفات ۵۰۰ mg/L، الف: درصد حذف سولفات، ب: سولفات باقیمانده در محلول)



الف



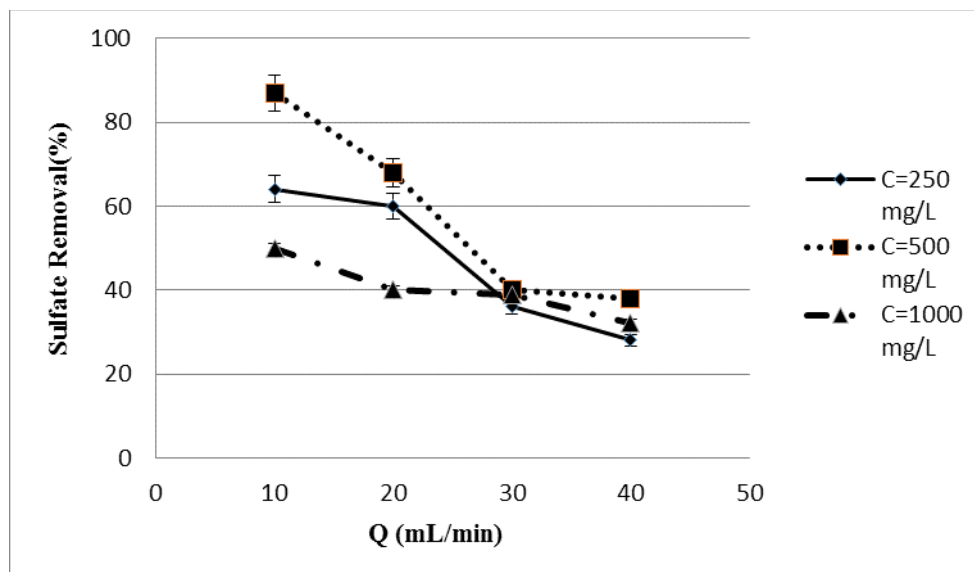
ب

شکل ۴-۴: تاثیر ولتاژ بر میزان حذف سولفات در pH اولیه برابر با ۶/۵ (غلظت اولیه سولفات ۵۰۰ mg/L، الف: درصد حذف سولفات، ب: سولفات باقیمانده در محلول)

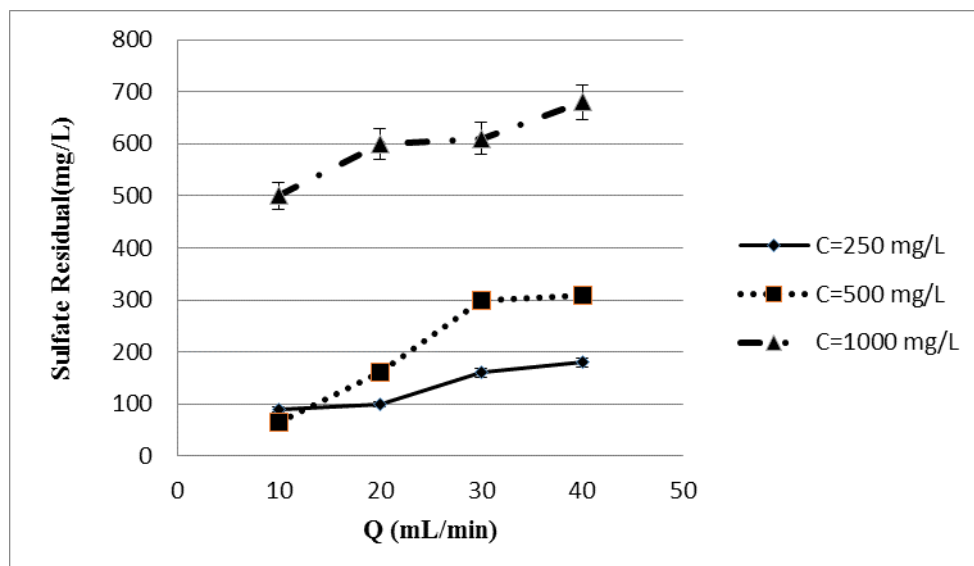
۳-۲-۴ تاثیر غلظت اولیه آلاینده

در این مرحله تاثیر مقدار غلظت اولیه سولفات بر میزان حذف سولفات از محلول بررسی شد. آزمایشات در pH بهینه (pH=۵/۵)، ولتاژ ۳۰ ولت در غلظت‌های اولیه سولفات معادل ۲۵۰، ۵۰۰ و ۱۰۰۰ میلی-گرم بر لیتر در دبی‌های ۱۰، ۲۰، ۳۰ و ۴۰ میلی‌لیتر بر دقیقه انجام پذیرفت. نتایج در شکل ۴-۵، ارائه

شده است. نتایج بدست آمده نشان دادند که غلظت اولیه سولفات در میزان درصد حذف تاثیر دارد. در غلظت بالای سولفات (۱۰۰۰ ppm) با توجه به اعمال زمان واکنش مناسب (۱۳۵ دقیقه و دبی ۱۰ میلی لیتر بر دقیقه) و ولتاژ بهینه (۳۰ ولت) درصد حذف نسبت به غلظت‌های پایین تر کمتر بوده است و این نشان‌دهنده این امر است که در غلظت‌های بالا جهت حذف سولفات بصورت کامل نیاز به ولتاژ و زمان ماند بالاتری است.



الف



ب

شکل ۴-۵: تاثیر غلظت اولیه سولفات بر میزان حذف سولفات (pH اولیه برابر با ۵/۵، ولتاژ ۳۰V، الف: درصد حذف سولفات، ب: سولفات باقیمانده در محلول)

این امر با نتایج دیگر محقق و بدست آوردن راندمان حذف بیشتر در غلظت‌های پایین‌تر از آلاینده با استفاده از فرآیند انعقاد الکتریکی تطابق دارد (ملکوتیان و نبویان، ۱۳۹۴). با توجه به نتایج در غلظت‌های اولیه ۲۵۰ و ۵۰۰ ppm از سولفات، فرآیند انعقاد قادر به حذف آلاینده بترتیب تا میزان ۶۴٪ و ۸۷٪ بوده است. شایان ذکر است که در هر دو غلظت اولیه ذکر شده، میزان سولفات باقیمانده نزدیک به هم و در بازه ۷۵-۹۰ میلی گرم برلیتر می باشد (شکل ۴-۵، ب).

۴-۲-۴ ارزیابی pH نهایی طی فرآیند انعقاد

جهت بررسی مکانیسم حذف سولفات در آزمایشات این مرحله pH های نهایی محلول پس از فرآیند انعقاد و حذف سولفات در هر سه ولتاژ ۱۰، ۲۰ و ۳۰ ولت و در دبی های (۱۰، ۳۰، ۴۰، ۲۰ mL/min) اندازه گیری گردید. نتایج در شکل ۴-۶ نشان داده شده است.

همانطور که در نمودارها مشاهده می شود در طی انجام فرایند انعقاد الکتریکی و حذف سولفات، pH افزایش می یابد. و در هر سه ولتاژ در دبی های مختلف pH به محدوده ۹ تا ۱۲ بعد از انجام فرآیند می رسد. بیشترین pH نهایی محلول در ولتاژ ۳۰ ولت و دبی ۱۰ mL/min با بالاترین درصد حذف سولفات (۸۷٪) اتفاق افتاده است. دلیل این امر را چنین می توان توجیه نمود که یون های فلزی تولید شده در الکتروکاتود (از جنس آلومینیوم) با یون های هیدروکسید تشکیل شده در الکتروکاتود واکنش داده و هیدروکسیدهای فلزی ایجاد می کنند (Ntuli et al, 2016, Canton, 2010, Jara et al, 2009). افزایش pH در فرآیند انعقاد الکتریکی واکنش بین آلومینیوم و یون هیدروکسید به دلیل مکانیسم های اکسیداسیون در آنند (روابط ۳ و ۴) و احیا در کاتد (روابط ۵ و ۴) به وجود می آید (Janssen and Koene, 2002, Juttnera et al, 2000). هیدروکسید آلومینیوم یک هیدروکسید آب گریز بوده و به همین علت pH عامل مهمی برای تشکیل لخته های هیدروکسید آلومینیوم است. این یافته با نتایج دیگر محققین که به حذف همزمان آرسنیک و سولفات با استفاده از فرآیند الکتروکواگولاسیون پرداختند، مطابقت دارد (Mollah et al, 2001, Sahu et al, 2014).

در آند:

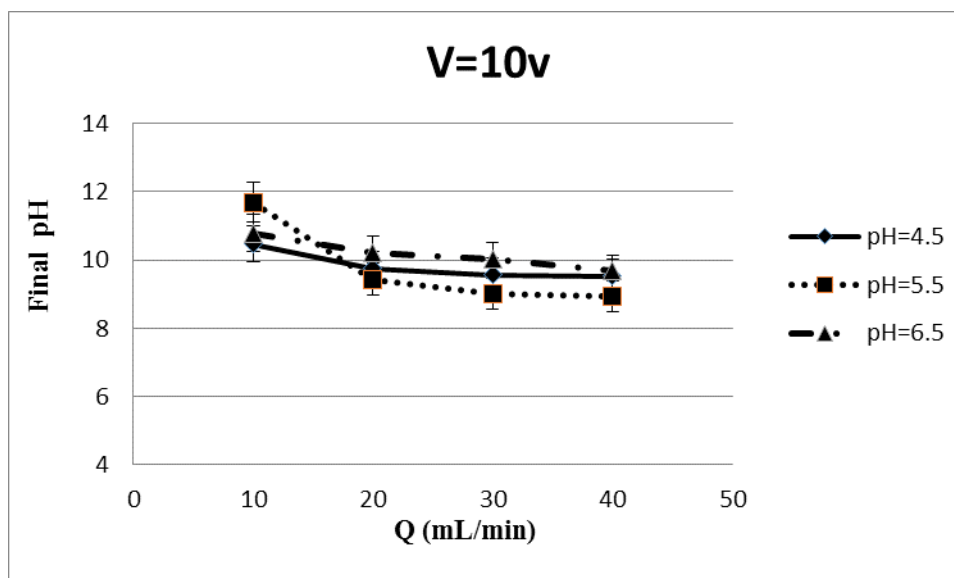


در کاتد:

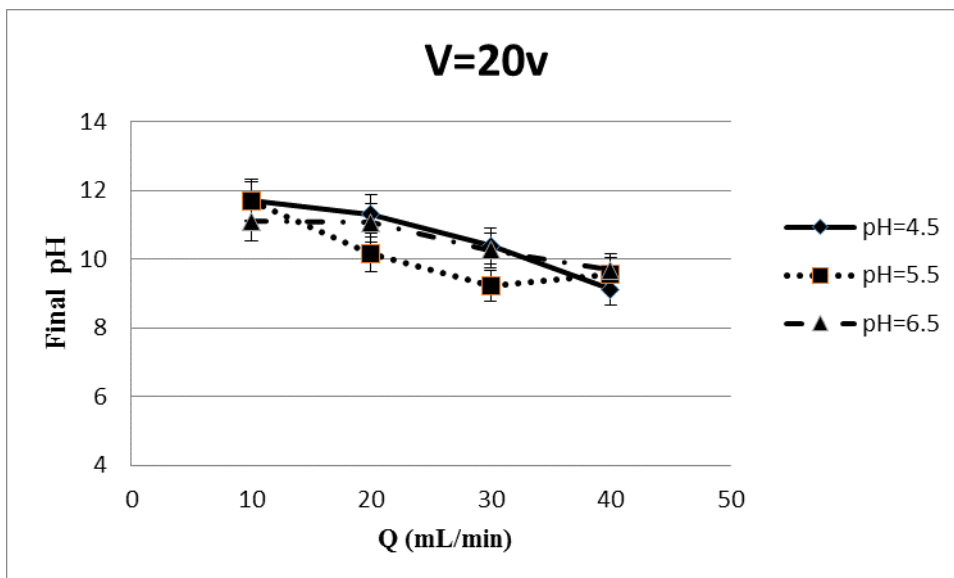


M و n به ترتیب فلز آند و ظرفیت فلز را در روابط فوق نشان می‌دهد.

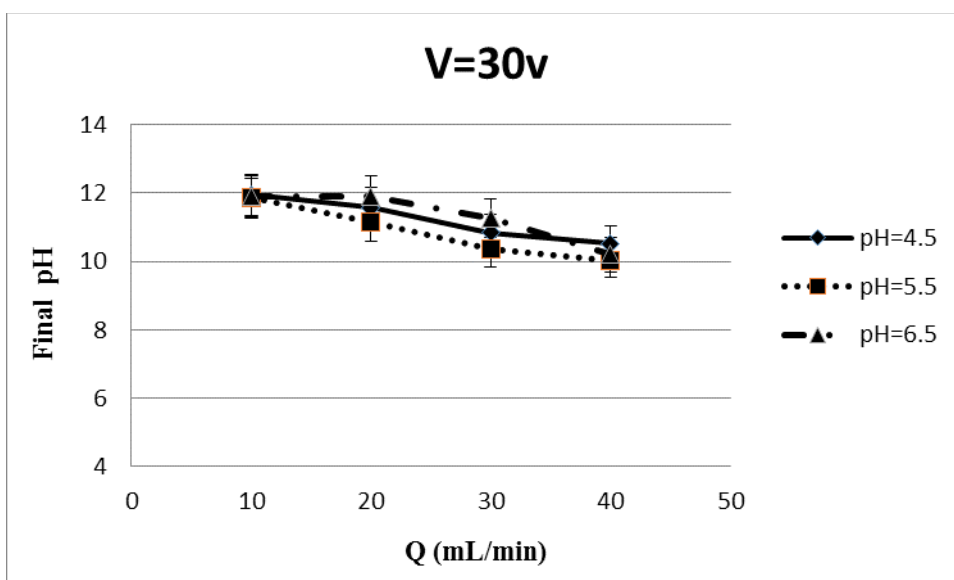
همچنین با بررسی نتایج معلوم می‌گردد که در یک ولتاژ ثابت به طور مثال ۳۰ ولت (شکل ۴-۶ ج) در تمام pH های اولیه (۵/۵، ۴/۵ و ۶/۵) با افزایش دبی از ۱۰ ml/min به ۴۰ mL/min، pH نهایی محلول از ۱۲ به ۱۰ کاهش می‌یابد. در واقع با افزایش دبی جریان و کاهش زمان واکنش امکان تولید یون‌های هیدروکسید در کاتد کاهش می‌یابد و در واقع به میزان کمتری، pH نهایی محلول افزایش می‌یابد.



الف



ب



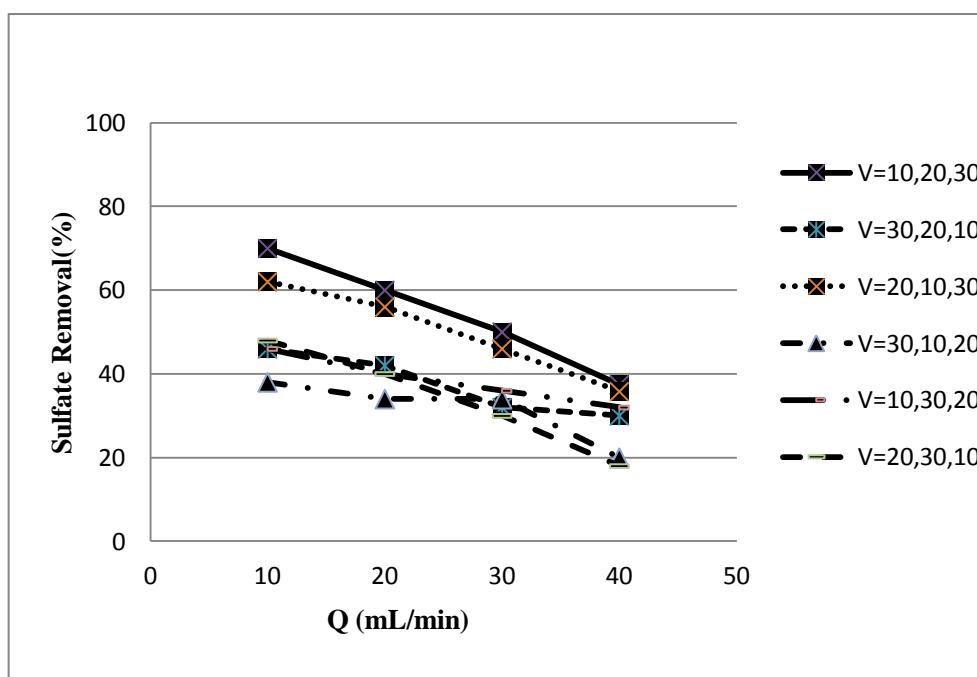
ج

شکل ۴-۶: pH نهایی محلول پس از فرآیند انعقاد الکتریکی در pHهای اولیه مختلف و ولتاژهای مختلف (الف):
 ۱۰V، ب: ۲۰V، ج: ۳۰V، غلظت اولیه سولفات (۵۰۰mg/L)

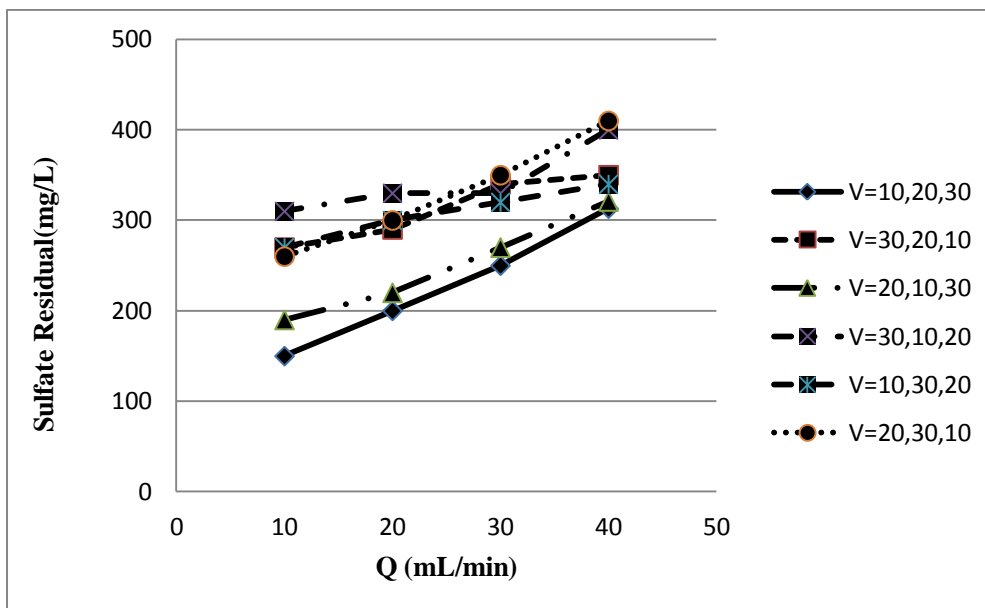
۵-۲-۴ تاثیر ولتاژ غیر یکنواخت

در این بخش به بررسی تاثیر آرایش الکترودی منقطع با ولتاژ غیر یکنواخت (ولتاژهای متفاوت در هر الکترود موجود در راکتور) پرداخته شده است. در این گام ۶ حالت آرایش متفاوت برای ولتاژهای

۳۰،۲۰،۱۰ ولت در الکترودها بررسی گردید. ولتاژهای اعمال شده بر الکترودها از سمت ورودی راکتور به سمت خروجی بصورت $V=۱۰،۲۰،۳۰$ ، $V=۳۰،۲۰،۱۰$ ، $V=۲۰،۱۰،۳۰$ ، $V=۳۰،۱۰،۲۰$ ، $V=۱۰،۳۰،۲۰$ می باشد. به منظور امکان مقایسه نتایج بدست آمده در این مرحله با نتایج مرحله ولتاژهای یکنواخت شرایط اولیه هر دو مرحله (غلظت ۵۰۰ میلی گرم بر لیتر و pH برابر با ۵/۵) مشابه در نظر گرفته شد. نتایج میزان حذف سولفات در ولتاژهای غیریکنواخت در شکل ۴-۷ و جدول ۴-۱ ارائه شده است.



الف



ب

شکل ۴-۷: تاثیر ولتاژ غیریکنواخت (V) بر میزان حذف سولفات (pH اولیه برابر با ۵/۵، غلظت اولیه سولفات mg/L ۵۰۰، الف: درصد حذف سولفات، ب: سولفات باقیمانده در محلول)

جدول ۴-۱: درصد حذف و سولفات باقیمانده در فرآیند انعقاد در ولتاژهای غیریکنواخت* (V) در آرایش الکترودی منقطع (pH برابر با ۵/۵، غلظت اولیه سولفات ۵۰۰ میلی گرم در لیتر)

V=۲۰,۳۰,۱۰	V=۱۰,۳۰,۲۰	V=۳۰,۱۰,۲۰	V=۲۰,۱۰,۳۰	V=۳۰,۲۰,۱۰	V=۱۰,۲۰,۳۰		Q(mg/L)
۴۸	۴۶	۳۸	۶۲	۴۶	۷۰	درصدحذف (%)	۱۰
۲۶۰	۲۷۰	۳۱۰	۱۹۰	۲۷۰	۱۵۰	سولفات باقیمانده (mg/L)	
۴۰	۴۰	۳۴	۵۶	۴۲	۶۰	درصدحذف (%)	۲۰
۳۰۰	۳۰۰	۳۳۰	۲۲۰	۲۹۰	۲۰۰	سولفات باقیمانده (mg/L)	
۳۰	۳۶	۳۴	۴۶	۳۲	۵۰	درصدحذف (%)	۳۰
۳۵۰	۳۲۰	۳۳۰	۲۷۰	۳۴۰	۲۵۰	سولفات باقیمانده (mg/L)	
۱۸	۳۲	۲۰	۳۵/۸	۳۰	۳۷/۴	درصدحذف (%)	۴۰

۴۱۰	۳۴۰	۴۰۰	۳۲۱	۳۵۰	۳۱۳	سولفات باقیمانده (mg/L)
-----	-----	-----	-----	-----	-----	-------------------------------

* ترتیب ولتاژهای مشخص شده در جدول بیانگر چینش ولتاژ الکترودها (V) از سمت ورودی به خروجی در راکتور میباشد.

افزایش ولتاژ الکترودها از سمت ورودی به خروجی راکتور و یا به عبارتی بالاتر بودن ولتاژ در الکترودها موجود در سمت خروجی راکتور، باعث افزایش راندمان حذف سولفات می‌شود. بطوریکه در دبی ۱۰ mL/min، راندمان حذف سولفات از ۴۸٪ درصد در چیدمان $V=20,30,10V$ (از سمت ورودی به خروجی راکتور) به ۷۰٪ درصد در ولتاژ غیریکنواخت $V=10,20,30V$ میرسد. همچنین افزایش دبی از ۱۰ mL/min به ۴۰ mL/min در چیدمان ولتاژ $V=10,20,30V$ باعث کاهش راندمان حذف سولفات به ترتیب از ۷۰٪ به ۳۷/۴٪ می‌گردد. این امرتاثیر زمان ماند را در برقراری فرآیند انعقاد روشن می‌سازد. همچنین نتایج نشان داد که درصد حذف سولفات در آرایش منقطع با ولتاژهای غیریکنواخت با آرایش $V=10,20,30V$ و $V=20,10,30V$ به یکدیگر نزدیک و به ترتیب برابر با ۷۰٪ و ۶۲٪ بوده است (شکل ۴-۷، ب).

جهت مشخص شدن دقیق تر میزان حذف سولفات در هنگام استفاده از آرایش‌های متفاوت از نظر ولتاژ الکترودها، نتایج در جدول ۴-۱ نیز آورده شده است. مقایسه میزان درصد حذف سولفات در هنگام استفاده از ولتاژ یکنواخت $30V$ در هر سه الکترودها (۸۷٪ حذف سولفات) با ولتاژ غیر یکنواخت $V=10,20,30V$ در سه الکترودها (۷۰٪ حذف سولفات) نشانگر این مطلب است که استفاده از ولتاژ یکنواخت $30V$ ولت در کلیه الکترودها باعث حذف بیشتر سولفات گردیده است. البته شایان ذکر می‌باشد که در جهت مدیریت و تصمیم‌گیری در ارتباط با استفاده از روش‌های مختلف مذکور در حذف سولفات، باید میزان انرژی الکتریکی و هزینه انرژی مصرفی محاسبه و براساس آنالیز هزینه فایده، تصمیم مدیریتی در ارتباط با استفاده از ولتاژهای یکنواخت و غیریکنواخت با توجه به هدف پروژه و میزان سولفات مطلوب باقیمانده، در هر پروژه بطور خاص، اتخاذ گردد.

۳-۴- آنالیز لجن تولیدی در طی فرآیند انعقاد الکتریکی

آنالیز لجن تولیدی در طی فرآیندهای انعقاد الکتریکی در ۶ آزمایش در ولتاژهای یکنواخت ۱۰، ۲۰ و ۳۰V در دبی‌های ۱۰ mL/min و ۳۰ mL/min و یک آزمایش در ولتاژ غیریکنواخت (۱۰، ۲۰، ۳۰) V به ترتیب از ورودی به خروجی راکتور) با بهترین نتایج حذف سولفات با راندمان بالا و دبی ۱۰ میلی لیتر بر دقیقه انجام گردید. نتایج بدست آمده از آنالیز لجن ایجاد شده طی آزمایشات مذکور در جدول ۲-۴ آورده شده است. با توجه به نتایج، حجم لجن تولیدی در راندمان حذف بالاتر یعنی در دبی ۱۰ mL/min و ۳۰V بیشترین مقدار برابر ۴۵۰ میلی گرم بر لیتر می‌باشد. در واقع ولتاژ بالاتر و زمان ماند بیشتر با راندمان حذف بالاتر منجر به تولید لجن بیشتر در فرآیند انعقاد می‌شود. اما در آزمایش ولتاژ غیریکنواخت با توجه به راندمان تقریباً نزدیک با ولتاژ یکنواخت ۳۰V (۷۰٪) میزان لجن تولیدی کمتر و برابر با ۲۵۰ میلی لیتر می‌باشد. همچنین چگالی لجن تر در فرآیند انعقاد با دبی ۱۰ mL/min و ولتاژ یکنواخت ۳۰V، برابر $0/33$ (gr/cm³) می‌باشد و با کاهش ولتاژ به ۱۰V چگالی لجن تر به $0/18$ (cm³) کاهش می‌یابد. از آنجایی که چگالی لجن از چگالی آب کمتر بوده، لجن در طی فرآیند انعقاد الکتریکی بر روی محلول شناور بوده است.

همچنین آلومینیوم موجود در لجن و محلول در ولتاژ ۳۰ ولت و دبی ۱۰ میلی لیتر بر دقیقه برابر با 402 (mg/kg) و $26/56$ ($\mu\text{g/L}$) بوده است. با کاهش ولتاژ به ۱۰ ولت میزان آلومینیوم در لجن و محلول به ترتیب برابر با 120 (mg/kg) و $22/8$ ($\mu\text{g/L}$) می‌باشد. نتایج نشان می‌دهند که در دبی یکسان (۱۰ mL/min) در ولتاژ غیریکنواخت (۱۰، ۲۰، ۳۰) V میزان لجن تولیدی و آلومینیوم آزاد شده در محلول و لجن بسیار کمتر از ولتاژ یکنواخت ۳۰ ولت می‌باشد.

همچنین با توجه به نمودار Eh-pH (شکل ۴-۸) گونه‌های مختلف آلومینیوم محلول در pHهای مختلف بصورت زیر می‌باشد (Takeno, 2005).

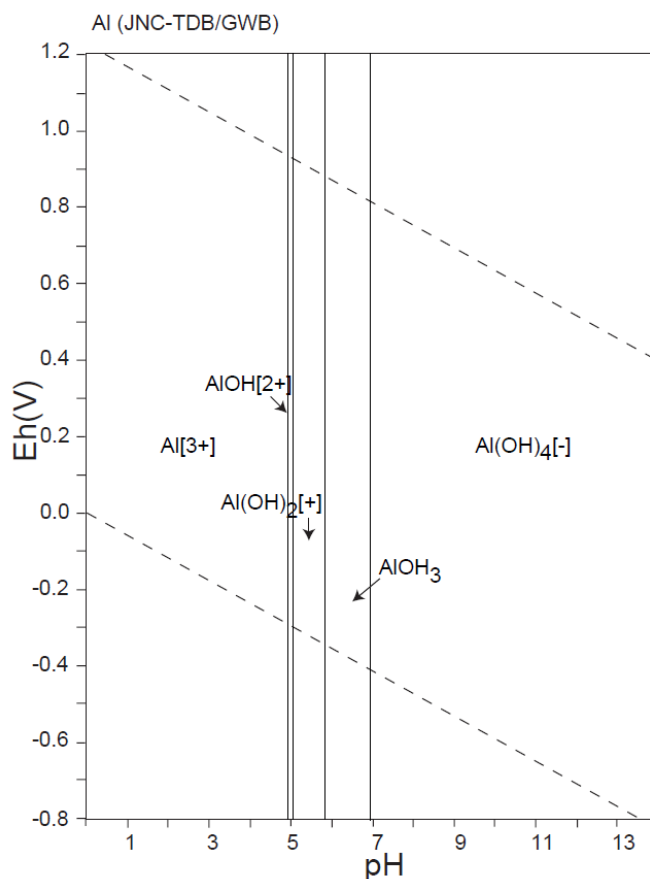




جدول ۴-۲: آنالیز لجن تولید شده در فرآیند انعقاد الکتریکی (pH اولیه برابر ۵/۵، غلظت اولیه سولفات ۵۰۰ mg/L)

آلومینیوم محلول ($\mu\text{g/L}$)	آلومینیوم لجن خشک (mg/kg)	چگالی لجن تر (gr/mL)	حجم کل لجن تر (mL)	شرایط آزمایش	
				V(v)	Q(mg/L)
۱۹/۸۹	۴۰	۰/۱۷	۲۰۰	۱۰	۳۰
۲۱/۹۶	۶۵	۰/۱۷۱	۳۰۰	۲۰	۳۰
۲۳	۱۲۹	۰/۲۱۴	۳۵۰	۳۰	۳۰
۲۲/۸	۱۲۰	۰/۱۷۸	۳۰۰	۱۰	۱۰
۲۴/۳۱	۱۵۰	۰/۲۱۸	۴۰۰	۲۰	۱۰
۲۶/۵۶	۴۰۲	۰/۳۳۴	۴۵۰	۳۰	۱۰
۱۹/۱۲	۱۶۰	۰/۲۶۲	۲۵۰	۳۰،۲۰،۱۰	۱۰

با در نظر گرفتن این امر که pH نهایی محلول پس از فرآیند انعقاد در ولتاژ و دبی‌های مختلف در محدوده ۱۰ تا ۱۲ بوده است (شکل ۴-۶) و با توجه به نمودار Eh-pH (شکل ۴-۸) می‌توان چنین تفسیر نمود که گونه آلومینیوم موجود در محلول پس از فرآیند انعقاد بصورت Al(OH)_4^- بوده است.



شکل ۴-۸: نمودار Eh-pH (Takeno, ۲۰۰۵)

۴-۴- ارزیابی تغییرات دما در طی فرآیند انعقاد الکتریکی

یکی از عوامل تاثیر گذار در فرآیند انعقاد الکتریکی دمای محلول می باشد. جهت بررسی چگونگی انجام فرآیند، تغییرات دمای محلول در پایان فرآیند انعقاد در دبی ۱۰ mL/min و ولتاژهای یکنواخت ۲۰، ۳۰ و ۴۰ ولت در سه الکترود و همچنین ۶ حالت ولتاژ غیریکنواخت در الکترودها مورد بررسی و ارزیابی قرار گرفت. شایان ذکر می باشد که دمای محلول در کلیه آزمایشات در شروع معادل ۲۰ درجه سانتی گراد بوده است. نتایج آزمایشات مذکور در جدول ۳-۴ آورده شده است. نتایج نشان می دهند که افزایش ولتاژ از ۱۰V به ۳۰V در الکترودها باعث افزایش دمای محلول خروجی از راکتور از ۲۸ درجه سانتی گراد به ۵۴ درجه سانتیگراد شده است. همانطور که نتایج قبل روشن ساخت (شکل ۴-۲) افزایش ولتاژ باعث افزایش راندمان حذف گردیده است. بنابراین می توان نتیجه گرفت که فرآیند حذف

سولفات توسط انعقاد الکتریکی یک فرآیند گرمازا بوده است. لذا با افزایش ولتاژ راندمان حذف افزایش و دمای محلول افزایش یافته است. مطلب قابل توجه در نتایج این است که در صورت استفاده از ولتاژهای غیریکنواخت در الکترودها، در شش حالت مورد آزمایش (جدول ۴-۳) تغییرات دمای محلول خروجی کمتر بوده و دما در بازه ۲۸-۳۷ درجه سانتی‌گراد تغییر یافته است.

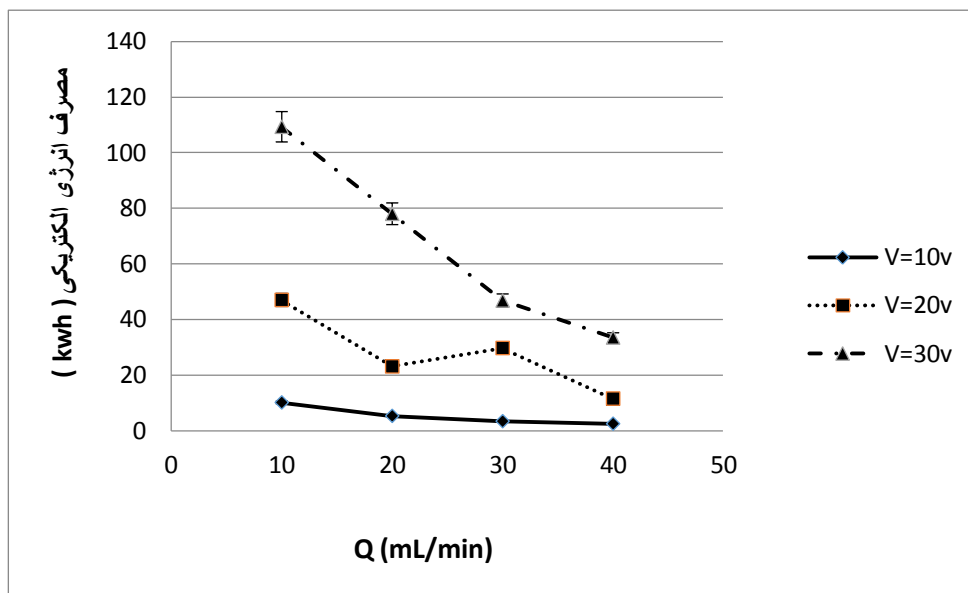
جدول ۴-۳: ارزیابی تغییرات دما در طی فرآیند انعقاد الکتریکی در ولتاژهای مختلف (pH اولیه برابر ۵/۵، غلظت اولیه سولفات ۵۰۰ mg/L، دبی جریان ۱۰ mL/min و دمای اولیه محلول ۲۰ °C)

ولتاژ الکترودها (V)	دمای محلول پس از فرآیند انعقاد (°C)
V=۱۰	۲۸
V=۲۰	۴۱
V=۳۰	۵۴
V=۱۰،۲۰،۳۰	۳۷
V=۲۰،۱۰،۳۰	۳۵
V=۱۰،۳۰،۲۰	۳۱
V=۳۰،۱۰،۲۰	۲۸
V=۳۰،۲۰،۱۰	۳۰
V=۲۰،۳۰،۱۰	۳۳

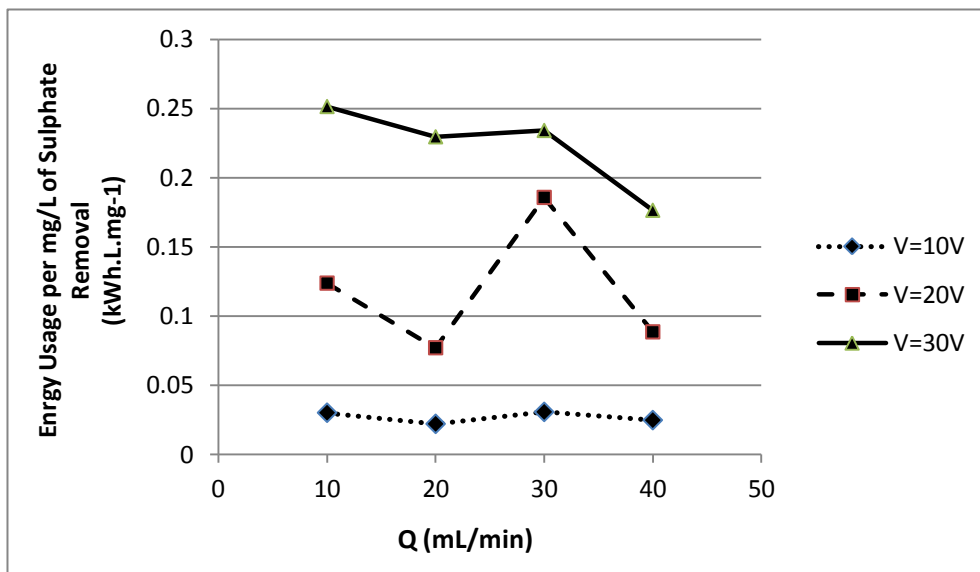
۴-۵- ارزیابی اقتصادی از فرآیند انعقاد الکتریکی در حذف سولفات

۴-۵-۱ ولتاژ یکنواخت

بررسی مصرف انرژی الکتریکی درولتاژ یکنواخت درالکترودها (۲۰،۱۰ و ۳۰V) در شرایط pH برابر با ۵/۵ و غلظت اولیه آلاینده معادل ۵۰۰ mg/L در دبی های مختلف (۳۰،۲۰،۱۰ و ۴۰ mL/min) انجام پذیرفت (شکل ۴-۹ و جدول ۴-۴). نتایج نشان داد که در دبی ۱۰ mL/min و ولتاژ ثابت در الکترودها از ۱۰V به ۳۰ V میزان مصرف انرژی الکتریکی به ترتیب از ۱۰/۱ kWh به ۱۰۹/۳۱ kWh افزایش میابد، که در این شرایط درصد حذف به ترتیب از ۶۷/۴٪ به ۸۷٪ افزایش یافته است.



(الف)



(ب)

شکل ۴-۹: ارزیابی انرژی الکتریکی مصرفی در فرآیند انعقاد در ولتاژهای یکنواخت، الف: مصرف انرژی الکتریکی ، ب: مصرف انرژی الکتریکی بر واحد غلظت حذف شده (pH اولیه برابر با ۵/۵، غلظت اولیه سولفات ۵۰۰ میلی گرم در لیتر)

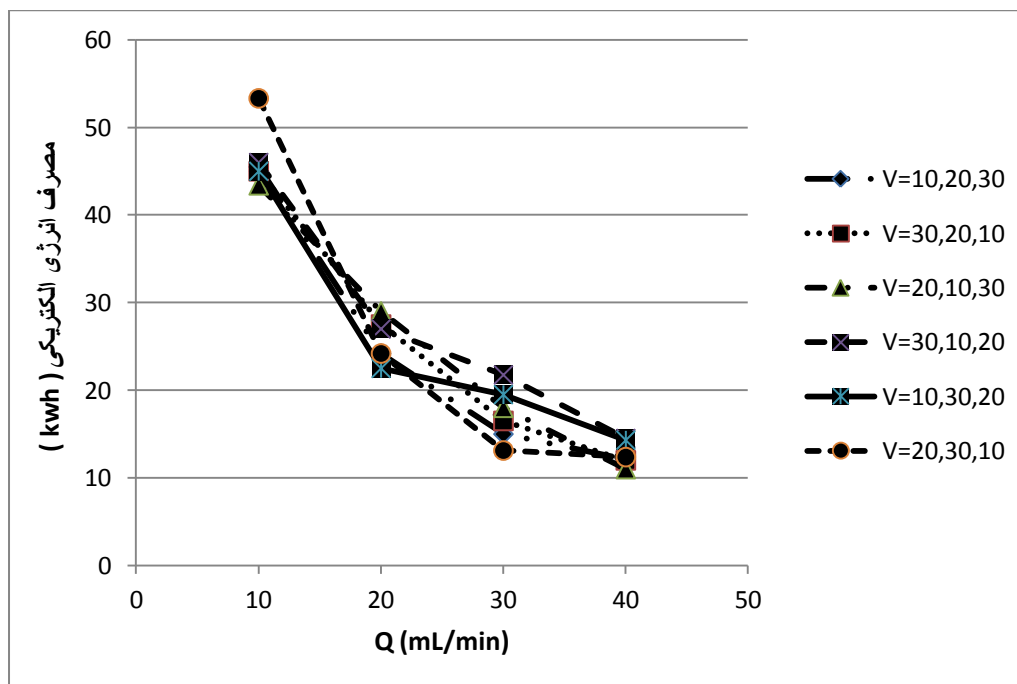
همچنین نتایج معلوم می‌سازد که در ولتاژهای بالاتر (۳۰V) تغییر دبی جریان از ۱۰ mL/min به ۴۰ mL/min باعث کاهش میزان مصرف انرژی الکتریکی از ۱۰۹/۳۱ kWh به ۳۳/۵ kWh می‌شود که این امر با کاهش میزان حذف سولفات از محلول رابطه مستقیم دارد. از مقایسه شکل های ۴-۹ (الف) و (ب) می‌توان دریافت که به طور کلی افزایش ولتاژ باعث حذف بیشتر ولی گرانتر سولفات از محلول می‌شود ولی به لحاظ اقتصادی ارجحیت زیادی برای دبی‌های مختلف نمی‌توان قائل بود. این مقایسه لزوم توجه به سامانه الکترودهای منقطع را روشن می‌سازد. زیرا انتظار می‌رود که با تغییر ولتاژ که تغییر شدت جریان را نیز به دنبال دارد، بتوان به راه حل اقتصادی تری دست یافت.

جدول ۴-۴: مقایسه درصد حذف سولفات و انرژی الکتریکی مصرفی در فرآیند انعقاد در ولتاژهای یکنواخت (pH برابر با ۵/۵، غلظت اولیه سولفات ۵۰۰ میلی گرم در لیتر)

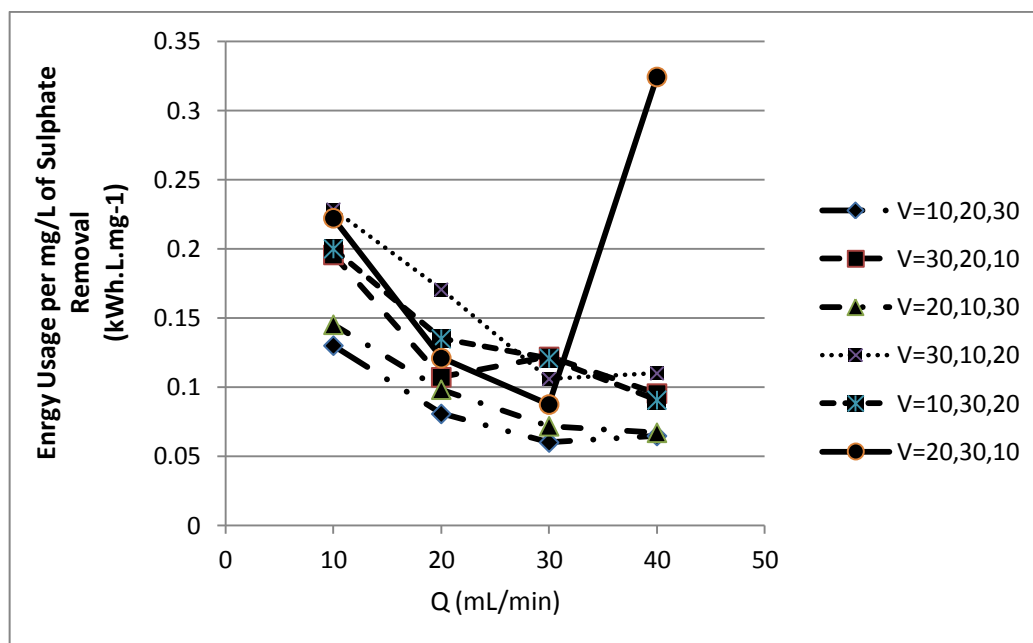
V=۳۰V	V=۲۰V	V=۱۰V	Q(mL/min)
۸۷	۷۶	۶۷/۴	درصدحذف (%)
۱۰۹/۳۱	۴۷	۱۰/۱۲۳	انرژی الکتریکی مصرفی (kWh)
۵۴۶۵۵	۲۳۵۰۰	۵۰۶۱/۵	برآورد هزینه در ایران (ریال)
۱۴/۲۱	۶/۱۱	۱/۳۱۵	برآورد هزینه در اروپا (\$))
۶۸	۶۰	۴۸	درصدحذف (%)
۷۸	۲۳/۱	۵/۲۸	انرژی الکتریکی مصرفی (kWh)
۳۹۰۰۰	۱۱۵۵۰	۲۶۴۰	برآورد هزینه در ایران (ریال)
۱۰/۱۴	۳/۰۰۳	۰/۶۸۶	برآورد هزینه در اروپا (\$))
۴۰	۳۲	۲۲	درصدحذف (%)
۴۶/۸	۲۹/۷	۳/۳۷	انرژی الکتریکی مصرفی (kWh)
۲۳۴۰۰	۱۴۸۵۰	۱۶۸۵	برآورد هزینه در ایران (ریال)
۶/۰۸۴	۳/۸۶۱	۰/۴۳۸۱	برآورد هزینه در اروپا (\$))
۳۸	۲۶	۲۰	درصدحذف (%)
۳۳/۵	۱۱/۵	۲/۴۷	انرژی الکتریکی مصرفی (kWh)
۱۶۷۵۰	۵۷۵۰	۱۲۳۵	برآورد هزینه در ایران (ریال)
۴/۳۵۵	۱/۴۹۵	۰/۳۲۱۱	برآورد هزینه در اروپا (\$))

۴-۵-۲ ولتاژ غیر یکنواخت

میزان مصرف انرژی الکتریکی در ۶ حالت از ولتاژهای غیر یکنواخت در الکترودها در فرآیند انعقاد در pH اولیه محلول برابر با ۵/۵ و غلظت اولیه سولفات 500 mg/L در دبی های مختلف ($10, 20, 30$ و 40 mL/min) مورد بررسی قرار گرفت (شکل ۴-۱۰ و جدول ۴-۵). میزان مصرف انرژی الکتریکی در ولتاژ غیریکنواخت در الکترودها در حالات مختلف در یک دبی ثابت، اختلاف چندانی را نشان نمی‌دهد. همچنین افزایش دبی در ولتاژهای غیریکنواخت الکترودها در حالت مشخص، باعث کاهش میزان مصرف انرژی الکتریکی گردیده است که این امر در ولتاژ یکنواخت نیز مشاهده گردید. بطوریکه تغییر دبی جریان از 10 mL/min به 40 mL/min در حالت $V = 10, 20, 30$ باعث کاهش انرژی الکتریکی مصرفی از $45/5$ به $12/1$ گردیده است.



(الف)



(ب)

شکل ۴-۱۰: ارزیابی انرژی الکتریکی مصرفی در فرآیند انعقاد در ولتاژهای غیریکنواخت (pH برابر با ۵/۵، غلظت اولیه سولفات ۵۰۰ میلی گرم در لیتر) برای (الف) انرژی کل و (ب) انرژی حذف واحد غلظت

شایان ذکر می‌باشد که در دبی ۱۰ mL/min مقایسه میزان مصرف انرژی و هزینه کرد در ولتاژ یکنواخت ۳۰V در الکترودها که به ترتیب معادل (۱۰۹/۳۱ kWh) و ۵۴۶۵۵ ریال می‌باشد با ولتاژ غیر یکنواخت ۳۰، ۲۰، ۱۰V ولت از ورودی به خروجی راکتور در الکترودها که به ترتیب معادل (۴۵/۵ kWh) و ۲۲۷۵۰ ریال می‌باشد، با میزان حذف سولفات به ترتیب ۸۷٪ و ۷۰٪، صرفه اقتصادی استفاده از آرایش الکترودی منقطع با ولتاژ غیریکنواخت با توجه به قیمت بالای انرژی الکتریکی را روشن می‌سازد. اما برای مصرف انرژی در واحد غلظت حذف شده می‌توان ملاحظه کرد که هر چند آرایش غیر یکنواخت فوق عملکرد مناسبی داشته است ولی از دیدگاه مصرف انرژی، کمی بالاتر از ۰/۰۵ کیلووات برای حذف واحد غلظت است.

در ارزیابی هزینه فرآیند انعقاد الکتریکی جهت حذف سولفات، بدیهی است که هزینه انرژی در کشورهای مختلف متفاوت می‌باشد. هزینه مصرف انرژی در ایران به ازای هر کیلووات ساعت برابر ۵۰۰ ریال و کشورهای عضو اتحادیه اروپا به طور متوسط ۰/۱۳ دلار در نظر گرفته شده است (Manzuor)

(and Rezaie, 2011) ولی با وجود این، استفاده از این تکنولوژی با توجه به هزینه‌های جاری آن مقبولیت دارد. با توجه به نتایج (جدول ۴-۴) در ولتاژ ثابت ۳۰V و دبی ۱۰ mL/min بیشترین درصد حذف سولفات برابر با ۸۷٪ با انرژی الکتریکی مصرفی معادل ۱۰۹/۳۱ kWh و هزینه کرد ۵۴۶۵۵ ریال بدست آمد. نتایج نشان داد (جدول ۴-۵) که در ولتاژ غیریکنواخت حداکثر میزان حذف سولفات (۷۰٪) با انرژی الکتریکی مصرفی معادل (۴۵/۵ kWh) و ۲۲۷۵۰ ریال در آرایش الکترودی منقطع در دبی ۱۰ mL/min با ولتاژ متغیر ۱۰، ۲۰، ۳۰ V ولت از سمت ورودی به خروجی راکتور می‌باشد. با توجه به محاسبه میزان برق مصرفی، اهمیت انرژی و هزینه کرد جهت مصرف انرژی از نظر ارزیابی بازده فرآیند، آرایش منقطع با ولتاژ غیریکنواخت دارای صرفه اقتصادی بیشتری می‌باشد. با توجه به نتایج بدست آمده استفاده از فرآیند انعقاد الکتریکی جهت حذف آلاینده‌ها با توجه به هزینه‌های انرژی بعنوان فرآیند مطلوب پیشنهاد می‌گردد.

جدول ۴-۵: مقایسه درصد حذف سولفات و انرژی الکتریکی مصرفی در فرآیند انعقاد در ولتاژهای غیریکنواخت* در آرایش الکترودی منقطع (pH اولیه برابر با ۵/۵، غلظت اولیه سولفات ۵۰۰ میلی گرم در لیتر)

V=۲۰،۳۰،۱۰	V=۱۰،۳۰،۲۰	V=۳۰،۱۰،۲۰	V=۲۰،۱۰،۳۰	V=۳۰،۲۰،۱۰	V=۱۰،۲۰،۳۰	Q(mg/L)
۴۸	۴۶	۳۸	۶۲	۴۶	۷۰	درصد حذف (%)
۵۳/۳۲	۴۶	۴۳/۴	۴۵	۴۵	۴۵/۵	انرژی الکتریکی مصرفی (kWh)
۲۶۶۶۰	۲۳۰۰۰	۲۱۷۰۰	۲۲۵۰۰	۲۲۵۰۰	۲۲۷۵۰	برآورد هزینه در ایران (ریال)
۶/۲۴	۵/۹۸	۵/۶۴۲	۵/۸۵	۵/۸۵	۵/۹۱۵	برآورد هزینه در اروپا (\$)
۴۰	۴۰	۳۴	۵۶	۴۲	۶۰	درصد حذف (%)
۲۴/۲	۲۷	۲۹	۲۷/۵	۲۲/۵	۲۴/۲	انرژی الکتریکی مصرفی (kWh)
۱۲۱۰۰	۱۳۵۰۰	۱۴۵۰۰	۱۳۷۵۰	۱۱۲۵۰	۱۲۱۰۰	برآورد هزینه در ایران
۳/۱۴۶	۳/۵۱	۳/۷۷	۳/۵۷۵	۲/۹۲۵	۳/۱۴۶	برآورد هزینه در اروپا
۳۰	۳۶	۳۴	۴۶	۳۲	۵۰	درصد حذف (%)
۱۳/۱۲	۲۱/۷۵	۱۸	۱۶/۵	۱۹/۵	۱۵	انرژی الکتریکی

						مصرفی (kWh)	
۶۵۶۰	۱۰۸۷۵	۹۰۰۰	۸۲۵۰	۹۷۵۰	۷۵۰۰	برآورد هزینه در ایران	
۱/۷۰۵	۲/۸۲	۲/۳۴	۲/۱۴۵	۲/۵۳۵	۱/۹۵	برآورد هزینه در اروپا	
۱۸	۳۲	۲۰	۳۵/۸	۳۰	۳۷/۴	درصد حذف (%)	
۱۲/۳۷	۱۴/۵	۱۱	۱۲	۱۴/۳	۱۲/۱	انرژی الکتریکی مصرفی (kWh)	۴۰
۶۱۸۵	۷۲۵۰	۵۵۰۰	۶۰۰۰	۷۱۵۰	۶۰۵۰	برآورد هزینه در ایران	
۱/۶۰۸	۱/۸۸۵	۱/۴۳	۱/۵۶	۱/۸۵۹	۱/۵۷۳	برآورد هزینه در اروپا	

* ترتیب ولتاژهای مشخص شده در جدول، بیانگر چینش ولتاژ الکترودها از سمت ورودی به خروجی در راکتور میباشد.

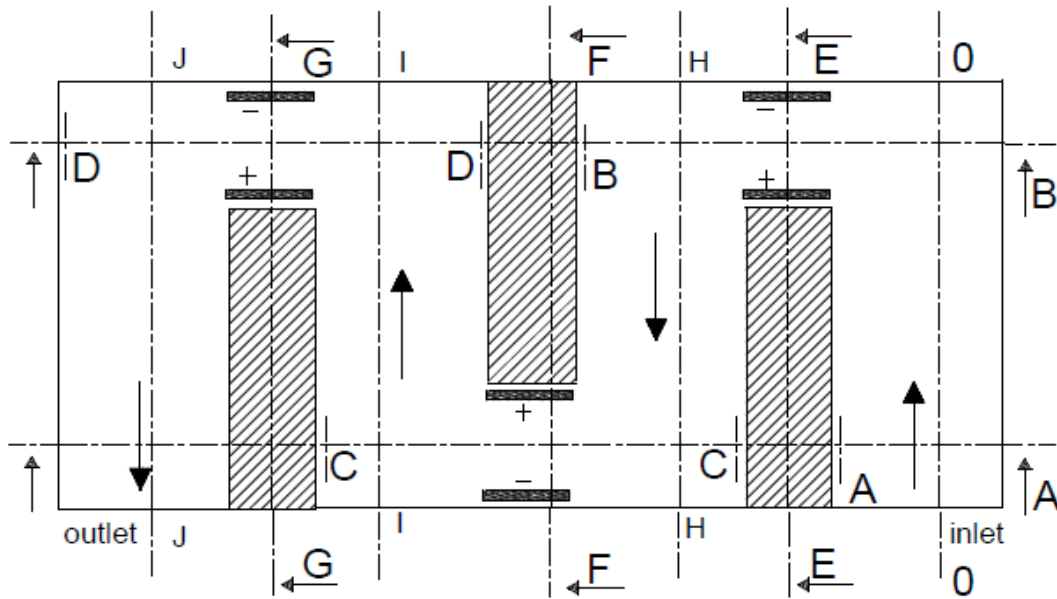
۴-۶- مدلسازی رفتار جریان سیال در داخل راکتور پیوسته توسط نرم افزار دینامیک سیالات محاسباتی (OpenFOAM)

برای شبیه سازی راکتور ساخته شده شکل هندسی آن به کمک مدول blockMesh پیاده سازی شد. سرعت سیال در ورودی راکتور $0.0004 \text{ m}^3/\text{s}$ (معادل $10 \text{ mL}/\text{min}$) تنظیم گردید. برای حل از حلگر icoFoam استفاده شد. علت استفاده از این حلگر غیرقابل تراکم بودن سیال و پایین بودن عدد رینولدز بود. شرایط مرزی جریان در راکتور در جدول ۴-۶ آورده شده است.

جدول ۴-۶: شرایط مرزی جریان

پارامتر	مقدار	واحد	پارامتر	مقدار	واحد
سرعت ورودی در جهت X	0.0004		چگالی آب	1000	
سرعت ورودی در جهت Y	0		لزجت دینامیکی	$1e-4$	
فشار خروجی	0	Pa	گرادیان فشار ورودی	0	Pa/m

پس از اتمام حل عددی جریان توسط نرم افزار از پس پردازنده Paraview جهت دریافت خروجی های گرافیکی و جدولی در نقاط مختلف میدان استفاده شد. برای روشن تر شدن نتایج و خروجی های نرم افزار شکل ۴-۱۱ محل های مقاطع کنترل سرعت را نشان داده است.



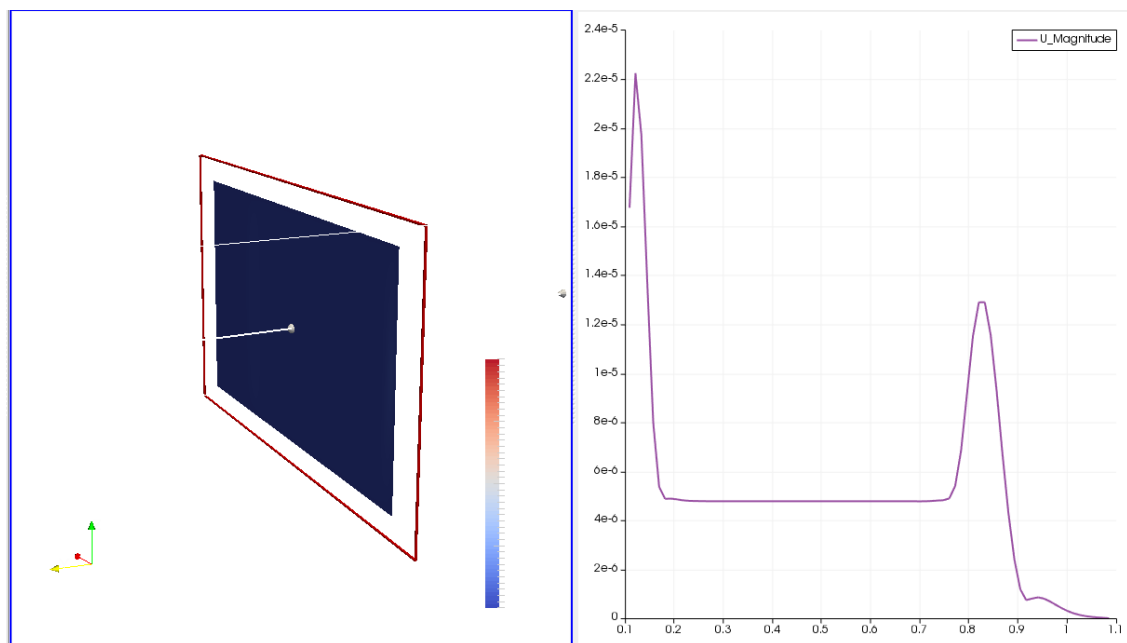
شکل ۴-۱۱: پلان راکتور شبیه سازی شده در نرم افزار OpenFOAM، محور Z عمود بر صفحه کاغذ و به سمت بالا است که در شکل نشان داده نمی شود.

در خروجی های نرم افزار تمرکز بر سرعت سیال در کانال و در روی پلیت های الکتروود بوده است. پروفیل های سرعت رسم شده در محل های مختلف میزان جریان و مقایسه آن با پروفیل های شناخته شده امکان اطمینان از صحت نتایج را فراهم می کند. پروفیل های سرعتی که در محدوده پلیت های الکتروود رسم می شود این امکان را فراهم می آورد که با تنظیم مناسب محل ها بتوان از وجود جریان مناسب برای کمک به فرآیند لخته سازی از دو طریق مطمئن شد. اول آنکه جریان و تنش برشی ناشی از حرکت سیال روی پلیت ها حباب های گاز تشکیل شده را کاهش داده و فرآیند الکترولیز را تسهیل می نماید. دوم آنکه می توان از حرکت یون ها به نحوی که کل مقطع را پوشش دهند اطمینان حاصل کرد. اولین قسمت بهبود عملکرد و کاهش جریان را بدنبال دارد (Kolesnikova, 1996,)

(Baklan and Ilhan et al, 2008). و دومین نکته برای بررسی امکان بهینه سازی محل پلیت‌ها به

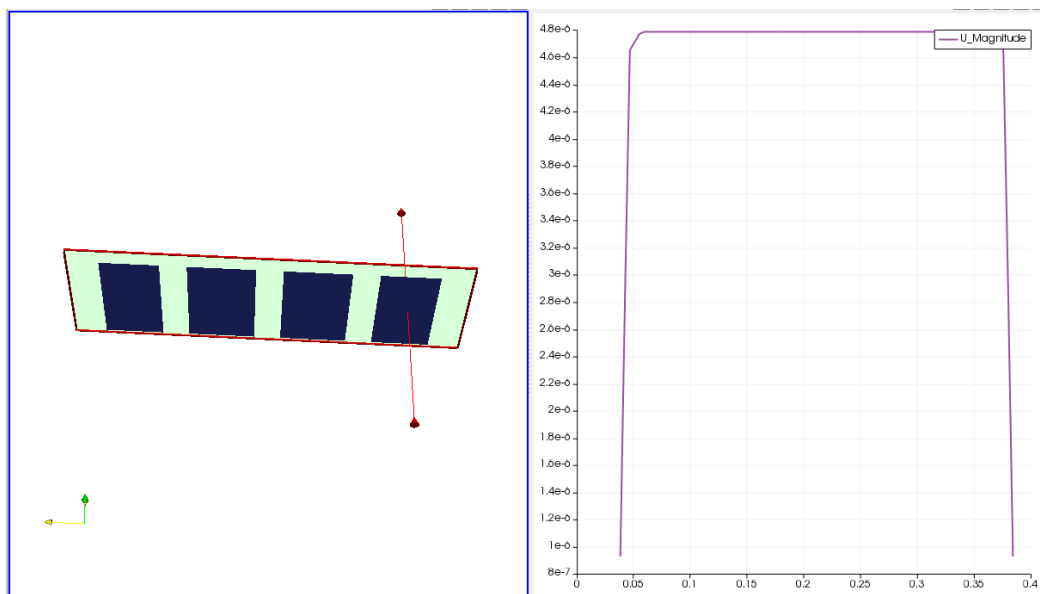
کمک نرم افزار مفید است.

مقطع $00 = (1.5, 10, 1.5)$ در شکل ۴-۱۲ ابتدا جریان موضعی و در محل ورودی بالا است و به همین دلیل یک پیک در ابتدای پروفیل دیده می‌شود. با افزایش مسیر جریان در عرض کانال توزیع و سرعت آن یکنواخت می‌شود. لذا تا نزدیکی محل دوران سرعت یکنواخت است در محلی که جریان بسمت چپ می‌پیچد از مقطع BB تا مقطع EE با توجه به خروج جریان از تقارن و افزایش سرعت در محل قسمت خارجی زانو مواجه با یک پیک کوتاه تر هستیم. البته شایان ذکر است که بطور کلی، احتمال وقوع گردابه در کنج‌های ۹۰ درجه در سرعت‌های بالاتر منتفی نیست.



شکل ۴-۱۲: نمودار سرعت در محور y در مقطع 00

برای اطمینان از توزیع یکنواخت جریان در کانال، که در مقطع 00 احراز گردید، توزیع سرعت در مقطع $AA = (3.5, 1, 1.5)$ نیز رسم شد (شکل ۴-۱۳). همانطور که مشاهده می‌شود سرعت در تمام طول پروفیل یکسان است.

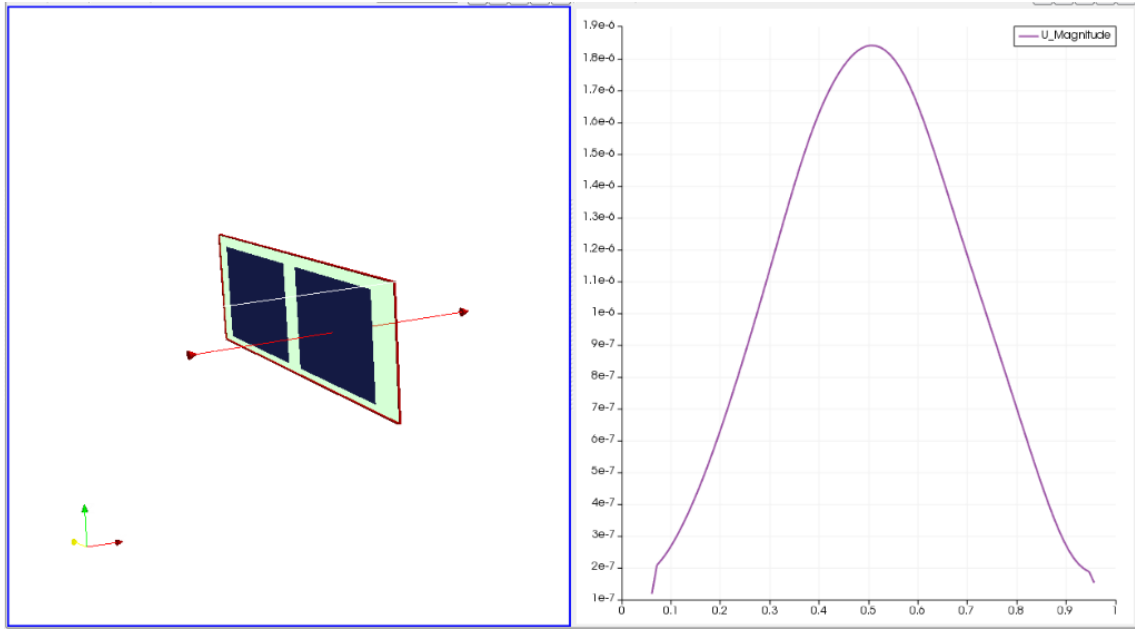


شکل ۴-۱۳: نمودار سرعت در محور x در مقطع AA

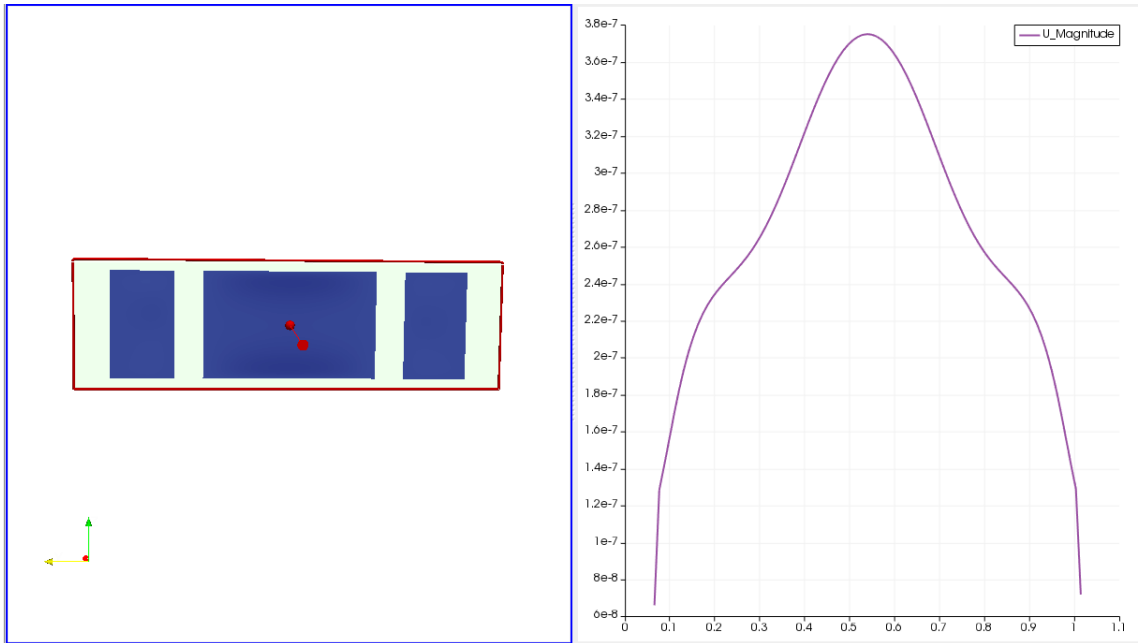
برش های $BB=(9.1,1.5,1.5)$ و $CC=(9.6,1.5,1.5)$ که از بعد طویل راکتور می گذرد علی رغم موازی بودن دارای پروفیل های متفاوتی هستند. در مقطع BB مشاهده می گردد که با تعیین شدن مقطع در پلیت ها، سرعت به حداکثر رسیده و در جداره ها به سمت صفر میل می کند. این موضوع با روش های تحلیلی و از آزمایشات بدست آمده است (Streeter and Wylie, 1979).

اما در پلان CC علی رغم شباهت منحنی با مقطع BB بدلیل آنکه جریان ورودی و خروجی به مقطع در بخش مرکزی تمرکز بیشتری دارد، و از سوی دیگر مومنوم حاصله در ورودی و خروجی توزیع شده است لذا بردارهای سرعت در اطراف پلیت نیز مقادیر بیشتری را نشان می دهد.

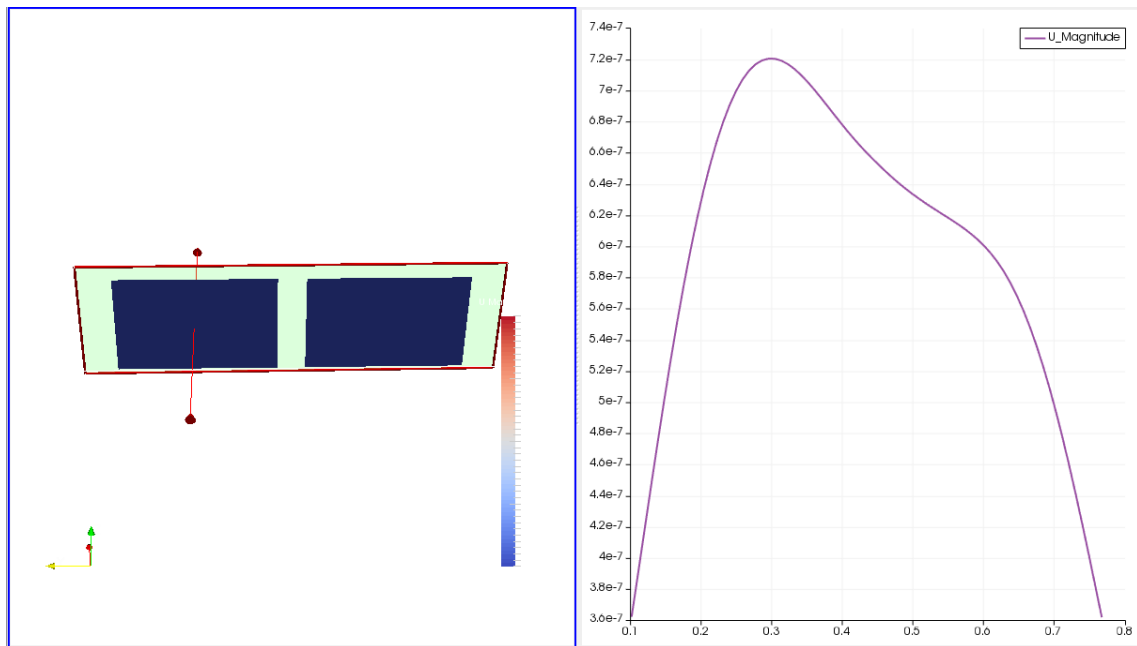
شکل ۴-۱۴ ج ، مقطع $DD=(9.1,1.5,1.5)$ به روشنی نشان می دهد که اثر خم در محل جریان باعث تمایل سرعت ماکزیمم به قسمت بیرونی محل گردش جریان گردیده و در نتیجه ماکزیمم سرعت عدد $10^{-7} \text{ m/s} * 7/2$ به سمت بیرون جریان می باشد. بدلیل سرعت اندک، جریان ثانویه مشاهده نگردید.



(الف)



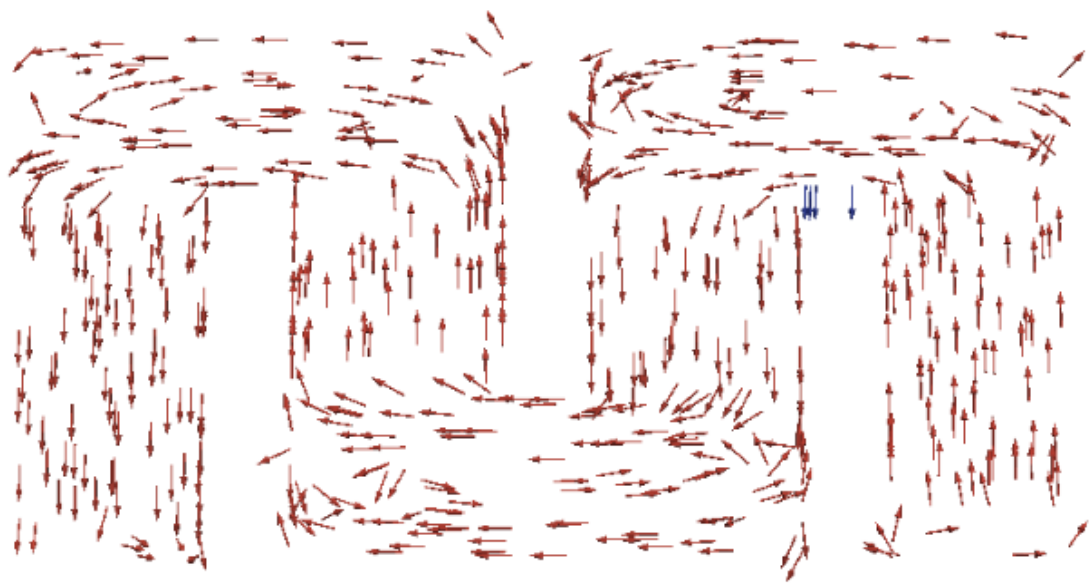
(ب)



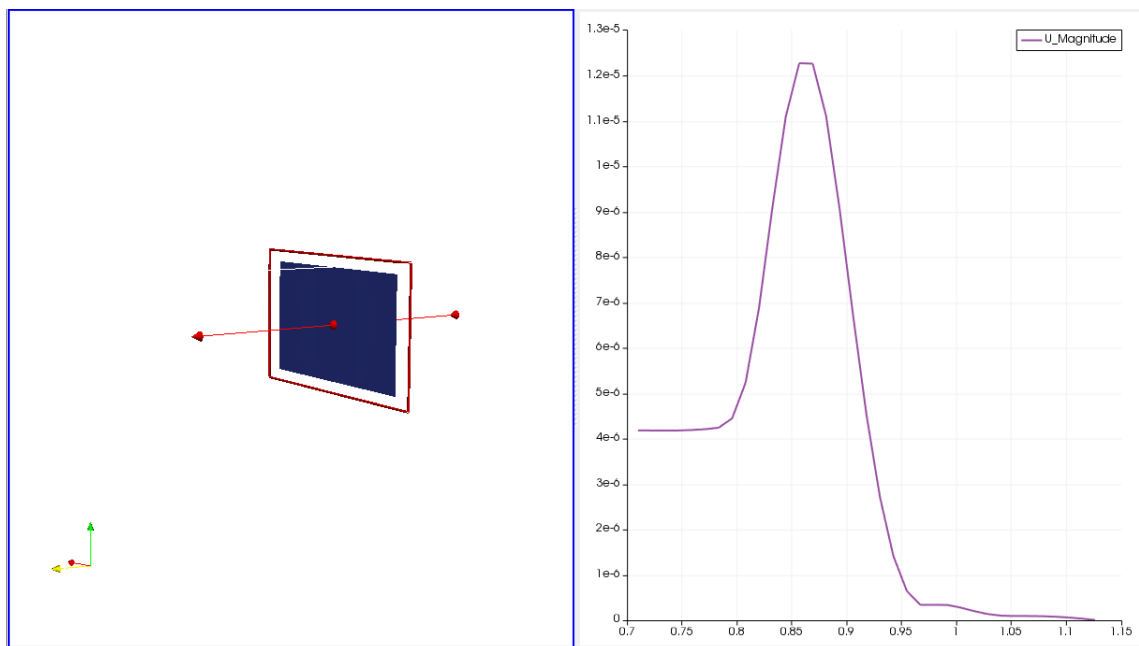
(ج)

شکل ۴-۱۴: الف) نمودار سرعت در راستای محور X در مقاطع و پلیت‌های مختلف راکتور الف) مقطع BB در پلیت اول، ب) مقطع CC در پلیت دوم ج) مقطع DD در پلیت سوم

برای آگاهی از شرایط بردار سرعت شکل (۴-۱۵) جهت جریان را از ورودی راکتور به سمت خروجی نشان می‌دهد. در مقطع $HH = (6.6, 10, 1.5)$ شکل ۴-۱۶ که نزدیک به یکی از دیواره‌ها و در امتداد آن رسم شده است ملاحظه می‌گردد که در محل ورودی خم سرعت بسیار اندک است که بدلیل وجود یک حجم مرده سیال شکل گرفته است و سپس سرعت به حداکثر خود در امتداد دیواره می‌رسد. سپس مجدداً با چرخش جریان سرعت کاهش پیدا میکند که باز هم بدلیل یکنواخت بودن سرعت در مقطع مقدار سرعت جریان در آن محدوده تثبیت می‌گردد. باید توجه داشت که در کلیه اشکال فوق مقدار عددی طول بردار سرعت ترسیم گردیده است. لذا این گراف‌ها بردار سرعت را نشان نمی‌دهند.



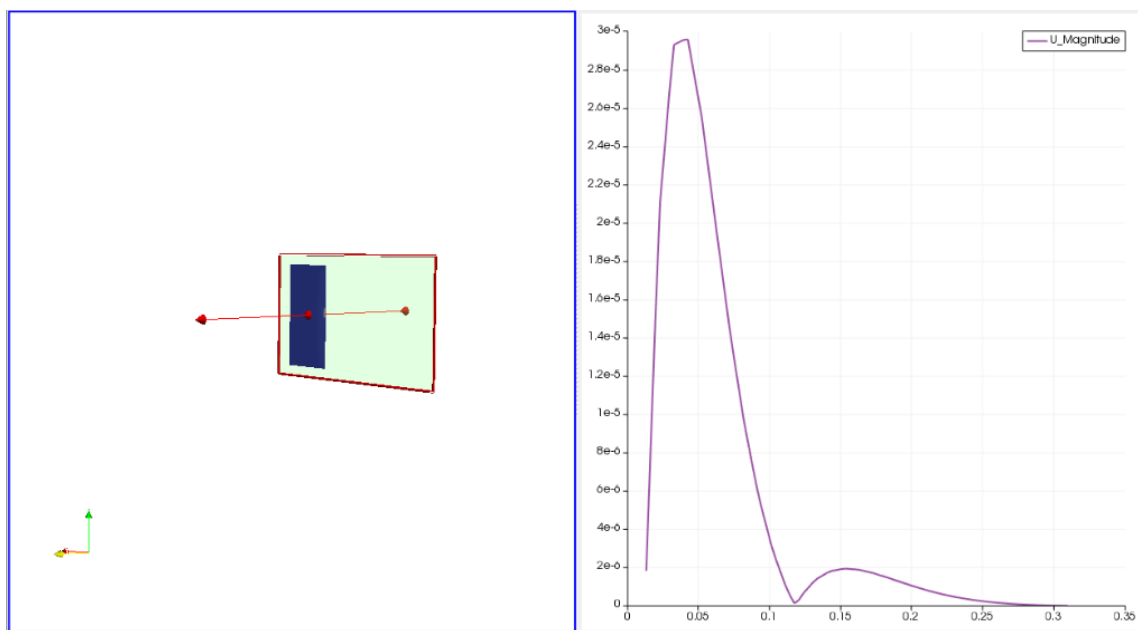
شکل ۴-۱۵: بردار سرعت جریان در راکتور



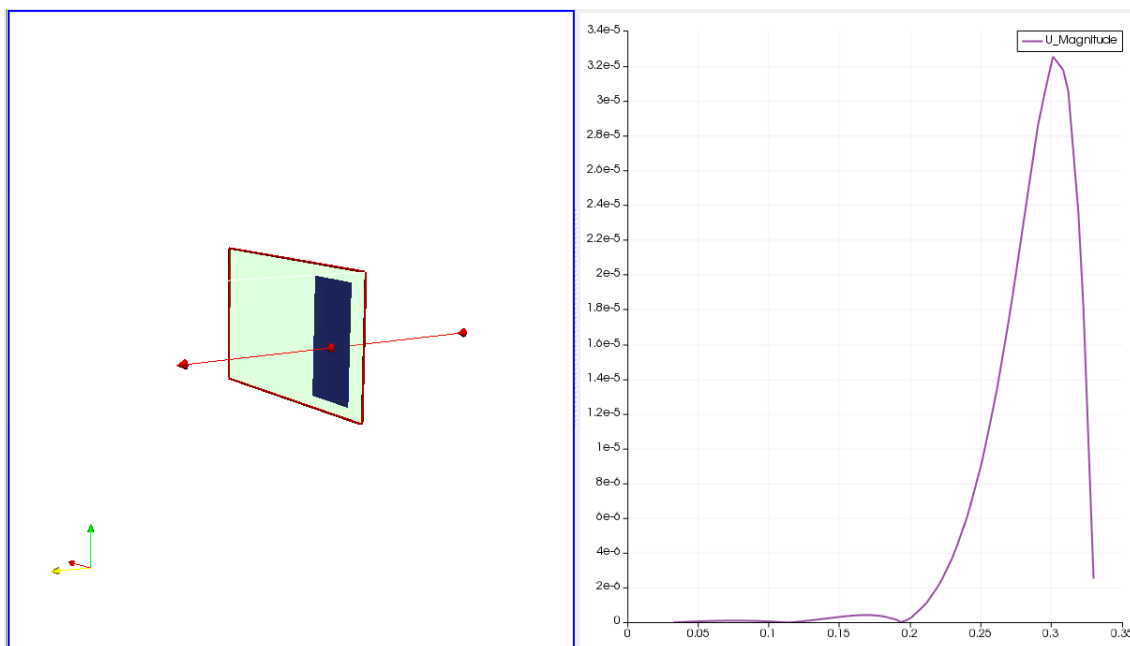
شکل ۴-۱۶: نمودار سرعت در محور y در مقطع HH

در شکل ۴-۱۷: مجدداً نمودارهای سرعت در صفحه مقاطع $EE=(3.5,2.5,1.5)$ و $FF=(9.6,2.5,1.5)$ و $GG=(15.2,2.5,1.5)$ رسم شده است. این مقاطع نشان دهنده جریان بین دو الکتروستات است. همانطور که در فرضیات معادلات اساسی مکانیک سیالات (ناوییه استوکس) گفته شده است بدلیل

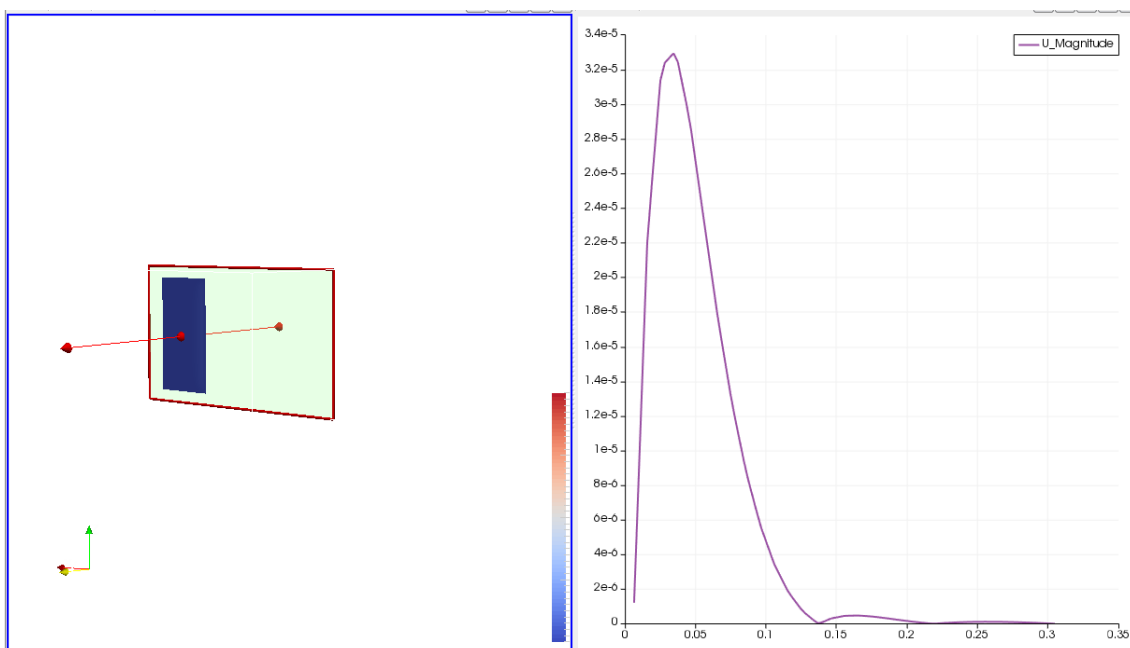
شرط عدم لغزش، سرعت در نزدیکی پلیت صفر است. اما مشاهده می‌گردد که سرعت در نزدیکی بخش خارجی جریان افزایش یافته و در بخش داخلی جریان مواجه با جریان ثانویه است. که بدلیل ترسیم اندازه بردارهای سرعت در اشکال ۴-۱۶ مقادیر آنها بدون توجه به علامت دیده میشود. ملاحظه می‌گردد که با افزایش طول مسیر یعنی در مقاطع GG, FF از شدت جداشدگی کاسته می‌شود که این امر می‌تواند به این دلیل باشد که جداشدگی در مقطع EE بدلیل نزدیک شدن آن به ورودی و ناهمگنی سرعت در مقطع است.



(الف)



(ب)

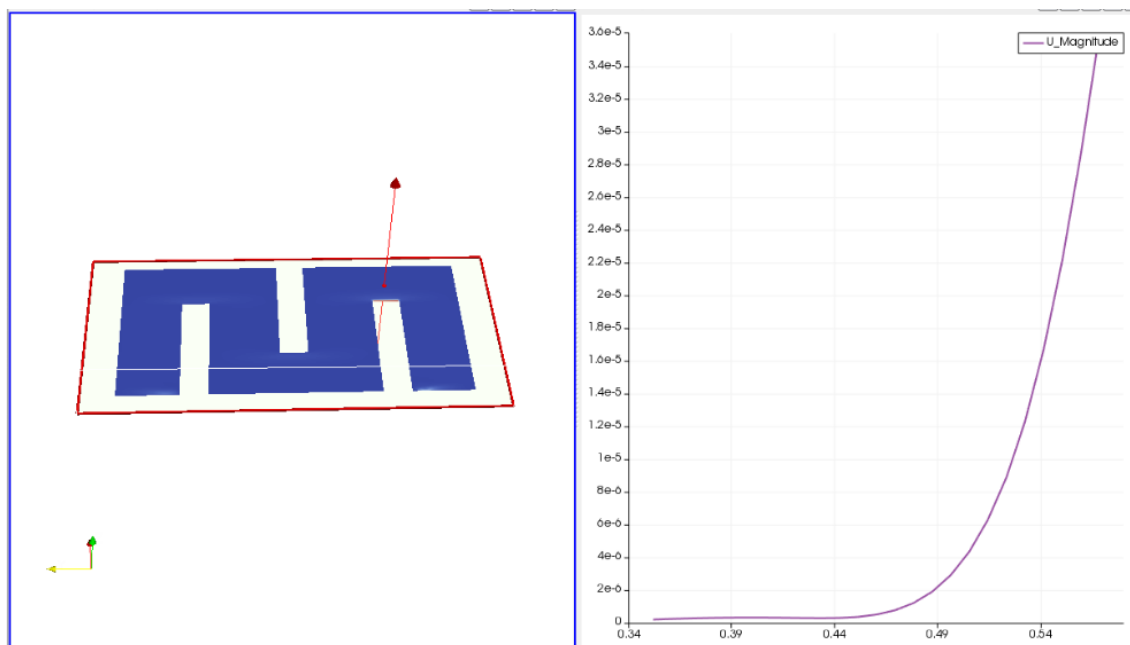


(ج)

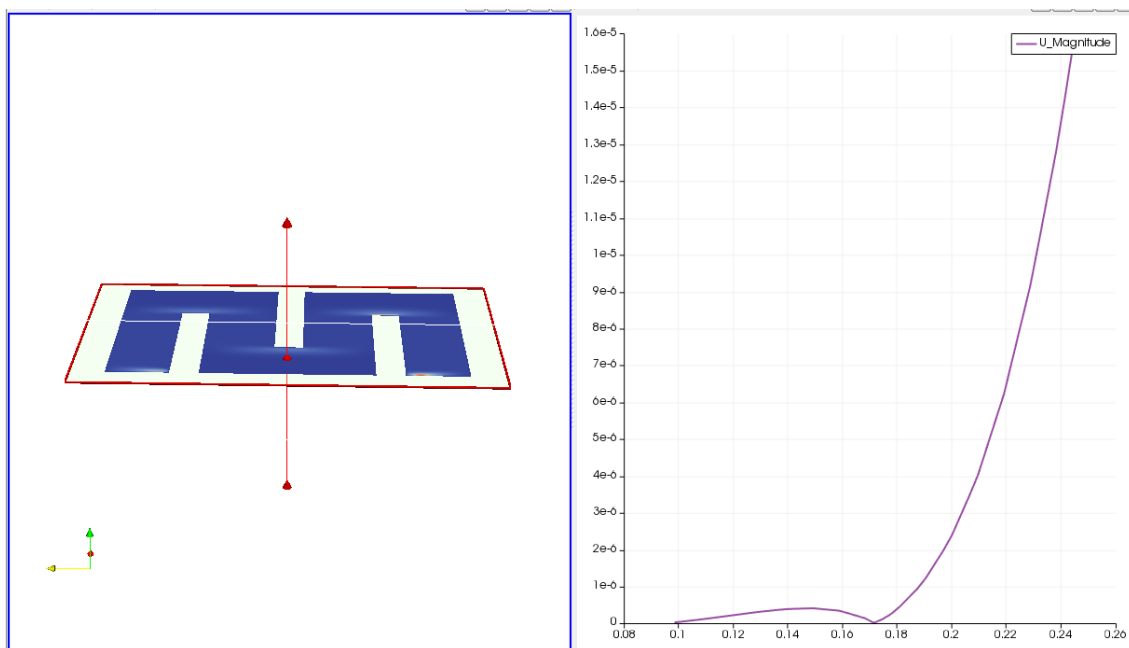
شکل ۴-۱۷: نمودار سرعت در راستای محور Y در مقاطع و پلیت‌های مختلف راکتور، الف) مقطع EE در پلیت اول، ب) مقطع FF در پلیت دوم ج) مقطع GG در پلیت سوم

برای بررسی سرعت در راستای محور Z شکل ۴-۱۸ نمودارهای سرعت از کف کانال بسمت سطح جریان در ارتفاع $2/5$ سانتی متر را ارائه کرده است. بر اساس اصل عدم لغزش سرعت در کف کانال

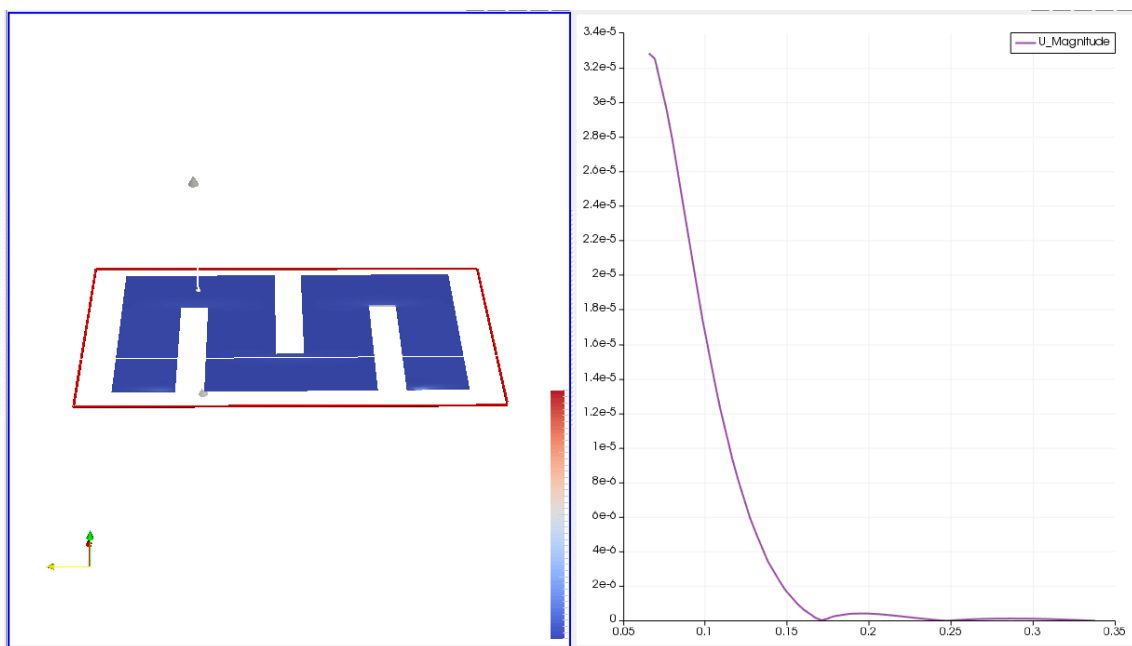
صفر و سپس با نزدیک شدن به سطح جریان سرعت به حداکثر خود می رسد. با توجه به سرعت بسیار اندک جریان انتظار میرفت که پروفیل های سرعت با شیب بیشتری آغاز و با شیب کمتری به سطح می رسد. اما این شکل از پروفیل سرعت که نزدیک به پروفیل جریان آشفته است بنظر میرسد بیشتر ناشی از فشردگی جریان در محل پلیت ها باشد. که سطح مقطع به کمتر از نصف کاهش پیدا کرده است. وجود موضعی جریان انتقالی یا حتی آشفته بعید نیست. در این حالت نرم افزار OpenFOAM به کمک حلگر icoFoam نمی تواند جریان آشفته را مدل کند و باید از سایر حلگرها استفاده کرد. بدلیل تغییرات جریان و اندک بودن محدوده پلیت ها نسبت به کل جریان می توان از صحت شکل پروفیل های سرعت مطمئن بود. هرچند به لحاظ عددی باید در صورت لزوم از سایر حلگرها استفاده شود.



(الف)



(ب)



(ج)

شکل ۴-۱۸: نمودار سرعت در راستای محور Z درمقاطع و پلیتهای مختلف راکتور، الف) در پلیت اول ب) در پلیت دوم و ج) در پلیت سوم

فصل ۵ نتیجه‌گیری و پیشنهادها

۵-۱- مقدمه

در این بخش به جمع بندی نتایج حاصل از تحقیق حاضر پرداخته شده است. نتایج تاثیر پارامترهای مختلف بر فرآیند انعقاد الکتریکی جهت حذف سولفات، ارزیابی اقتصادی فرآیند و مدلسازی رفتار جریان در راکتور پیوسته در نرم افزار OpenFOAM جمع بندی و ارائه گردیده است. در پایان پیشنهاداتی پیرامون تحقیقات آتی ارائه شده است.

۵-۲- جمع بندی نتایج حذف سولفات در فرآیند انعقاد الکتریکی

در این تحقیق به منظور حذف سولفات از محلول‌های آبی از روش انعقاد الکتریکی استفاده شد. تحقیق حاضر با هدف بررسی تاثیر پارامترهای ولتاژ، pH، دبی، شدت جریان و غلظت اولیه سولفات در حذف سولفات در یک سامانه جریان پیوسته از محلول آبی انجام گرفت. همچنین بررسی آرایش الکترودی منقطع در ولتاژهای غیریکواخت در الکترودها و ارزیابی اقتصادی فرآیند و مقایسه میان درصد حذف سولفات و صرفه اقتصادی بهره برداری در حالت ولتاژ یکنواخت و غیریکواخت انجام گردید. همچنین مدلسازی رفتار جریان در راکتور و سرعت جریان در مجاورت الکترودها توسط نرم افزار OpenFOAM انجام شد. راکتور مورد استفاده در این تحقیق یک راکتور پیوسته با ابعاد ۲۰*۱۰*۶ سانتی متر حاوی سه الکترود از جنس آلومینیوم (کاتد و آند) بوده است. نتایج تحقیق حاضر به قرار زیر جمع بندی گردیده است.

۱- بررسی تاثیر pH نشان داد که در شرایطی که ولتاژ و دبی به ترتیب برابر با ۳۰ ولت و mL/min ۱۰ (مدت زمان واکنش ۱۳۵ دقیقه) و غلظت سولفات در محلول ۵۰۰ میلی گرم بر لیتر بوده است، بیشترین راندمان حذف برای pH های ۴/۵، ۵/۵ و ۶/۵ بترتیب برابر با ۰/۶۲، ۰/۸۷ و ۰/۶۰ بدست آمد. با توجه به نتایج میتوان اظهار داشت که pH معادل ۵/۵ بهترین راندمان حذف را داشته است.

۲- ارزیابی تاثیر ولتاژ معلوم ساخت که ولتاژ ۳۰ ولت در دبی ۱۰ میلی لیتر بر دقیقه دارای بیشترین راندمان حذف برابر ۸۷٪ می باشد. ولتاژ بالاتر رها سازی بیشتر هیدروکسید آلومینیوم را موجب می شود و در نتیجه باعث حذف بیشتر سولفات می گردد.

۳- مطالعه تاثیر غلظت اولیه سولفات در محلول نشان داد که غلظت اولیه سولفات در میزان درصد حذف تاثیر دارد. کاهش غلظت باعث افزایش راندمان حذف شده و در غلظت ۵۰۰ ppm بیشترین درصد حذف مشاهده گردید.

۴- بررسی تاثیر ولتاژ غیریکنواخت نشان داد که در آرایش $V=10, 20, 30V$ از ورودی به سمت خروجی راکتور راندمان حذف ۷۰٪ در دبی ۱۰ میلی لیتر بر دقیقه و $pH=5/5$ بوده است.

۵- دمای محلول طی فرآیند انعقا افزایش می یابد و این انرژی را بودن فرآیند انعقاد الکتریکی جهت حذف سولفات را معلوم می سازد.

۵-۳- جمع بندی نتایج ارزیابی مصرف انرژی الکتریکی در ولتاژ یکنواخت و غیر یکنواخت

با توجه به نتایج در ولتاژ ثابت ۳۰V و دبی ۱۰ mL/min بیشترین درصد حذف سولفات برابر با ۸۷٪ بدست آمد. در ولتاژ غیریکنواخت حداکثر میزان حذف (۷۰٪) در آرایش الکترودی منقطع در دبی ۱۰ mL/min با ولتاژ غیریکنواخت $V=10, 20, 30$ ولت از سمت ورودی به خروجی راکتور بدست آمد. همچنین نتایج نشان داد که در آرایش ولتاژ غیریکنواخت مذکور میزان انرژی الکتریکی مصرفی و هزینه کرد به ترتیب برابر با ۴۵/۵ kWh و ۲۲۷۵۰ ریال است. در صورتی که میزان مصرف انرژی و هزینه کرد در ولتاژ یکنواخت ۳۰ ولت در دبی ۱۰ میلی لیتر بر دقیقه به ترتیب برابر با ۱۰۹/۳۱ kWh و ۵۴۶۵۵ ریال است. با توجه به محاسبه میزان برق مصرفی آرایش منقطع با ولتاژ غیر یکنواخت دارای صرفه اقتصادی بیشتری می باشد. استفاده از فرآیند انعقاد الکتریکی جهت حذف سولفات با توجه به ارزیابی اقتصادی بعنوان فرآیند مطلوب پیشنهاد میگردد.

۵-۴- جمع بندی مدلسازی جریان

مدلسازی جریان در راکتور در سامانه پیوسته جهت حذف سولفات به منظور بررسی سرعت رفتار جریان و سرعت حرکت سیال در مجاورت الکترودها در شرایط مختلف توسط نرم افزار OpenFOAM انجام گرفت. نتایج پروفیل‌های سرعت نشان داد که می‌توان با استفاده از سرعت سیال به بهبود فرآیند لخته سازی و فرآیند انعقاد الکتریکی کمک کرد و همچنین امکان بهینه سازی محل پلیت‌ها فراهم می‌باشد. بطور خلاصه با این روش مشخص شد که برای کارهایی در مقیاس‌های بزرگتر صرفاً با تثبیت مقدار ولتاژ و آمپر و سرعت جریان در مجاورت پلیت‌ها بتوان نتایج مشابهی را گرفت به عبارت دیگر به کمک مدل سازی عددی میتوان بر خطاهای ناشی از تغییرات مقیاس فائق آمد.

۵-۵- پیشنهادات جهت مطالعات آتی

پیشنهادات جهت انجام مطالعات آتی به قرار زیر می‌باشد:

- بررسی حذف سولفات توسط انعقاد الکتریکی با استفاده از الکترودها با جنس دیگر و الکترودها با جنس‌های مختلف در یک راکتور
- بررسی حذف همزمان سولفات با فلزات سنگین توسط انعقاد الکتریکی
- بررسی و مطالعه لجن تولیدی و روش‌های کاهش حجم لجن
- مدلسازی جریان آشفته در راکتور مورد نظر و بررسی پروفیل‌های سرعت و مقایسه با نتایج آزمایشگاهی
- مدلسازی آرایش‌های مختلف و بررسی پروفیل‌های سرعت در جهت بهبود فرآیند انعقاد الکتریکی

منبع ها

- Ahmadi M, Ghanbari F., (2016) "Optimizing COD removal from greywater by photoelectro-persulfate process using Box-Behnken design: assessment of effluent quality and electrical energy consumption", *Environ Sci Pollut Res.* V 23(19), pp19350-1936.
- Adlem, C.J.L., Maree, J.P., Plessis, DU., (2012), "Treatment of sulphate -rich mining effluents with the barium hydroxid process and recovery of valuable by- product" 4th *International Mine water Association Congress, ljubljana (Slovenia)-Portschach (Austria).*
- Bazrafshan E, Mahvi A.H, Nasser S, Mesdaghinia A.R, Vaezi F, Nazmara Sh., (2006) "Removal of cadmium from industrial effluents by electrocoagulation process using iron electrodes", *Environ. Health. Sci. Eng.* V 3 (4), pp 261-266.
- Benatti, C.T., Tavares, C.R.G., Lenzi, E., (2009)," Sulfate removal from waste chemicals by precipitation" *Environmental Management*, V90, pp 504-511.
- Baklan V.Y., Kolesnikova IP (1996)" Influence of electrode material on the electrocoagulation". *J of Aerosol Sci* V 27(1), pp 209–210
- Bayramoglu M, Eyvaz M, Kobya M (2007) "Treatment of the textile wastewater by electrocoagulation" *Chem Eng* V 128, pp155–161
- Canton K.W., (2010)," Fluid waste disposal, Treatment of Wastewater by Electrocoagulation Method and the Effect of Low Cost Supporting Electrolytes", *Published by Nova Science Publishers, Inc.* Chap. 1, pp.1-49
- Can , O.T., Kobya, M., Demirbas, E. Bayramoglu, M., (2006)" Treatment of the textile wastewater by combined electrocoagulation", *J of Chemosphere*, V 62 pp 181-187
- Chockalingam, E. Subramanian, S.(2006) " Studies on Removal Of Metal Ions And Sulphate Reduction Using Rice Husk And Desulfotomaculum Digrificans With Reference To Remediation Of Acid Mine Drainage", *J of chemosphere* V 62, pp 699-708
- Chen, Y. Wen, Y. Zhou, Q. Huang, J. Vymazal, J. Kuschk, P.(2016) "Sulfate Remova and Sulfur Transformation in Constructed Wetlands: The Roles of Filling Material and Plant Biomass", *Water Research* V 102, pp 572- 581
- dell Angel P, Carreno G, Nava J.L, Martinez M.T, Ortiz J .,(2014)" Removal of Arsenic and Sulfates from an Abandoned Mine Drainage by Electrocoagulation" Influence of Hydrodynamic and Current Density. *Int. J. Electrochem. Sci.* V9, pp.710-719.
- Dill S, Cowan J, Wood A (2012) "A Removal of Sulfate Removal Options From Mine Water". *J. Int Min Water Association* .pp.329-342

- Filho Amaral, J. Azevedo, A. Etchepare, R. Rubio, J.(2016) "Removal of Sulfate Ions by Dissolved Air Flotation (DAF) Following Precipitation and Flocculation" , *Mineral Processing*
- Filatova, E.G., (2016)" Optimization of Electrocoagulation Technology of Purifying Wastewaters of Ions of Heavy Metals" *Water Chemistry and technology*, V 38, pp167-172
- OpenFOAM Foundation. (2013). OpenFOAM User Guide. OpenFOAM Foundation.
- Girczy, J. and Kupich, I., (2006)"Reduction of sulphate ions concentration in discharge waters from Zn-Pb mines", *Physicochemical problems of mineral processing*, V40, pp 125-134.
- Guo X.J, Lu Z.Y, Wang P, Li H, Huang Z.Z, Lin K.F, Liu Y.D, (2015) "Diversity and degradation mechanism of an anaerobic bacterial community treating phenolic wastewater with sulfate as an electron acceptor".*Environ Sci Pollut Res*. V22(20), pp 16121-16132
- Illhan F, Kurt U, Apaydin O, Gonullu MT (2008) "Treatment of leachate by electrocoagulation using aluminum and iron electrodes". *Environ Eng Sci* ,V 154 pp381–389
- Jüttnera K, Gallab U, Schmieder H, (2000), "Electrochemical approaches to environmental problems in the process industry", *Electrochimica Acta*, V 45(15), pp 2575-2594.
- Janssen LJJ, Koene L,(2002)," The role of electrochemistry and electrochemical technology in environmental protection", *Chem Eng*, V85(2), pp137-146.
- Jara C.C, Martínez-Huitle C.A, Torres-Palma R.A, (2009) "Distribution of nitrogen ions generated in the electrochemical oxidation of nitrogen containing organic compounds", *Portugaliae Electrochimica Acta*, V27(3), pp. 203-213
- Jimenez, C., Saez,C., Canizares, p., Rodrigo, M,A., (2016)" Optimization of a combined electrocoagulation - electroflotation reactor", *Environ Sci Pollut Res* , V 23, pp 9700-9711
- Kosin'ska, K. Mis'kiewicz, T.(2009) "Performance of an Anaerobic Bioreactor With Biomass Recycling, Continuously Removing COD and Sulphate From Industrial Wastes", *Bioresource Technology*, V 100, pp 86-90
- Koparal AS, Ogutveren UB (2004) "Removal of nitrate from water by electroreduction and electrocoagulation" *J of Hazard Mater* V 89 pp 83–94
- Luo, Q. Tsukamoto, T.K. Zamzow, K.L.(2008) "Arsenic, Selenium, and Sulfate Removal Using an Ethanol-Enhanced Sulfate-Reducing Bioreactor", *Mine Water Environn* V 27, pp100-108
- Manzour D, Rezaei H,(2011) "Electrical Energy Costs in Iran", *Journal of Economic Modeling Research* , V6, pp 156-172.
- Madzivire, G. Petrik, L.F. Gitari, W.M. Ojumu, T.V. Balfour, G.(2010) "Application of Coal Fly Ash to Circumneutral Mine Waters For The Removal of Sulphates as Gypsum and Ettringite", *Minerals Engineering* V 23, pp252-257
- Murugananthan M, Raju GB, Prabhakar S,(2004)" Removal of sulfide, sulfate and sulfite ions by electrocoagulation", *Hazard Mater*, V109(1) pp37-44.

- Mollah Y.A, Schennach R, Parga J.R, Cocke D.L,(2001) "Electrocoagulation (EC)- Science and Applications", *Hazard Mater.* V 84, pp.29-41.
- Ntuli, F. Falayi, T. Thwanane, U. (2016)" Removal of Sulphates from Acid Mine Drainage Using Desilicated Fly Ash Slag", *International Conference on waste Management and The Invironment*
- Nisha Priya, M., Esakku, S., Palanivelu, K.,(2005) "Electrochemical treatment of landfill leachate", *Indian Chem. Engr.*, V 47(4), pp 272-276.
- Pulkka, S., Martikainen, M., Bhatnagal, A., Sillanpää, M., (2014), " Electrochemical Methods for the Removal of Anionic Contaminants from Water – A Review" *Separation and Purification Technology*, V 132 , pp 252-271.
- Streeter, V.L., Wylie, B., (1979) " Fluid Mechanics" , published by New York Mc Graw- Hill.
- Sahu T, Mazumdar B, Chaudhari P.K (2014) "Treatment of wastewater by electrocoagulation: a review". *Environ Sci Pollut Res.* V21, pp 2397-2413 DOI:10.1007/s11356-013-2208-6
- Saniei Nejad, M. (2010). Fundamentals of Turbulent Flows and Turbulence Modeling. Tehran: Daneshnegar Publication.
- Sharma, A.K., Chopra A. K.,(2015)" Removal of nitrate and sulphate from biologically treated municipal wastewater by electrocoagulation" *Appl Water Sci*, DOI 10.1007/s13201-015-0320-0
- Shan L, Zhang Z, Yu Y, Ambuchi J, Feng Y (2017) "Performance of CSTR–EGSB–SBR system for treating sulfate-rich cellulosic ethanol wastewater and microbial community analysis". *Environ Sci Pollut Res* ,V 24 pp14387–14395 DOI: 10.1007/s11356-017-9022-5
- Silva A.J, Varesche M, Foresti E, Zaiat M (2002) "Sulfate Removal from Industrial Wastewater Using a Packed-bed Anaerobic Reactor" *Proces Biochemistry*, V37, pp. 927-935. DOI: 10.1016/S0032-9592(01)00297-7
- Sirés I, Brillas E, Oturan M.A, Rodrigo M.A, Panizza M (2014) "Electrochemical advanced oxidation processes: today and tomorrow. A review." *Environ Sci Pollut Res.* V 21 pp 8336–8367. DOI: 10.1007/s11356-014-2783-1
- Taita S, Clarke W.P, Kellera J, Batstone D.J (2009)" Removal of Sulfate from High-Strength Wastewater by Crystallization". *Water Res.* V 43(3), pp.762-772
- WHO (2011) Guidelines for drinking water quality. Geneva. *World Health Organization*.
- Zeppilli M, Villano M, Aulenta F, Lampis S, Vallini G, Majone M (2014)" Effect of the anode feeding composition on the performance of a continuous-flow methane-producing microbial electrolysis cell". *Environ Sci Pollut Res.* DOI: 10.1007/s11356-014-3158-3

Zhao J, Fang D, Zhang P, Zhou L (2016) "Long-term effects of increasing acidity on low-pH sulfate-reducing bioprocess and bacterial community". *Environ Sci Pollut Res V* 24(4), pp 4067-4076.

بیرجانی م، پیغمبرزاده م، محمدنیا ح، ۱۳۹۴، "ارزیابی بهبود عملکرد فرآیند نانوفیلتراسیون جهت کنترل آب آشامیدنی"، کنفرانس بین المللی یافته های نوین پژوهشی در علوم شیمی و مهندسی شیمی، تهران.

پوی ه، روو د و، چبانوگوس، ج، ۱۳۹۳ "مهندسی محیط زیست" جلد اول، ترجمه ابراهیمی س و کی-نژاد م، چاپ پنجم، انتشارات دانشگاه صنعتی سهند.

ترابیان ع، ابطحی م، امین م، مومنی ع، ۱۳۸۹، "عملکرد راکتور بی هوازی در حذف سولفات فاضلاب شهرک صنعتی امیرکبیر"، فصلنامه آب و فاضلاب، دوره ۲۱، شماره ۷۴

حسینی م، ابریشمی ج، ۱۳۹۱، "هیدرولیک کانال های باز" انتشارات آستان قدس رضوی، چاپ بیست و نهم

حسینی ه، رضایی ع، شیرمردی م، نعیم آبادی ا، ۱۳۹۳، "حذف سولفات از فاضلاب سنتتیک با استفاده فرآیند الکتروکواگولاسیون: ارزیابی پارامترهای موثر و هزینه ها" مجله دانشگاه علوم پزشکی خراسان شمالی، دوره ۴(۶)، ۷۸۷-۷۹۶

حسینی زنوزی م، علوی مقدم س.م، ۱۳۸۷، "مروری بر کاربرد فرآیند انعقاد و لخته سازی در تصفیه پسابهای صنعتی"، دومین همایش تخصصی مهندسی محیط زیست، دانشگاه تهران، تهران.

سررشته داری ع، واردی ر، تابستان ۱۳۹۳، "مدلسازی جریان سیالات و انتقال حرارت با استفاده از نرم افزار *OpenFOAM*" انتشارات دانشگاه صنعتی شاهرود، چاپ دوم.

کاشی گ، رضایی ا، جعفری جنیدی ا، ختایی ع، معصوم بیگی ح، ۱۳۸۹، "بررسی حذف سولفات از آب آشامیدنی به روش الکتروشیمیایی"، دانشگاه صنعت آب و برق، همایش ملی آب

محوى ا، منصوريان ح، رجبى زاده ۱۳۸۹، "بررسى كارايى فرآيند الكتروكواگولاسيون در حذف سولفات از محيط هاى آبى"، *مجله دانشگاه علوم پزشكى قم*، دوره چهارم، شماره سوم، صفحات ۲۱ الی ۲۸

منزوى م.ت، ۱۳۸۵، "فاضلاب شهري، جمع آورى فاضلاب"، انتشارات و چاپ دانشگاه تهران، چاپ دوازدهم

ملکوتیان، محمد، نبویان، محمدرضا، ۱۳۹۴. "بررسی کارایی فرآیند انعقاد الکتریکی در مقایسه با فرآیند الکتروفنتون در حذف رنگ متیلن بلو از محلولهای آبی با استفاده از الکتروآهنی"، *مجله دانشگاه علوم پزشکی رفسنجان*، دوره ۱۴ شماره ۹، ۷۵۵-۷۶۸

نفرى م، ۱۳۸۲، "تکنولوژی تصفیه آب های صنعتی به روش رزینی"، انتشارات سرسبز، چاپ اول

نفرى ج، میرباقری ا، بزاز زاده ر، ۱۳۸۸، "حذف مس از آب ها و پساب ها با روش نانوفیلتراسیون"، *دومین کنفرانس بین المللی مهندسی محیط زیست*، دانشگاه خواجه نصیرالدین طوسی، تهران.

نیساری س، جاذبی زاده م، ۱۳۹۵، "بررسی حذف سولفات مس از آب توسط اسمز معکوس با استفاده از غشاء پلیمری Diamin/TMC"، *سومین کنفرانس بین المللی دستاوردهای نوین پژوهشی در شیمی و مهندسی شیمی*، دانشگاه تهران، تهران.

یاری ا، محوی ا، محمودیان م، صفایی قمی ج، صفدری م، امامیان م، ۱۳۹۱، "فرآیند انعقاد، لخته سازی و اکسیداسیون پیشرفته در تصفیه پساب صنایع تصفیه دوم روغن"، *مجله دانشگاه علوم پزشکی قم*، دوره ششم، شماره دوم صفحات ۶۹ الی ۷۵

پیوست ۱ اطلاعات مدلسازی جریان در راکتور در نرم افزار OpenFOAM

جهت ارائه‌ی جزئیات بیشتر مدل‌های ساخته‌شده در نرم‌افزار OpenFOAM با حلگر icoFoam، اطلاعات موجود در فایل‌های ورودی این مسأله ارائه شده است. بر همین اساس محتوای ۳ فایل اصلی blockMesh در پوشه‌ی “constant”، زیرپوشه‌ی “polyMesh”، فایل‌های U، p، در پوشه‌ی “0” به ترتیب در زیر نشان داده شده است.

```
/*-----*- C++ -*-----
-----*\
| ===== |
| |
| \\      / F i e l d | OpenFOAM: The Open Source CFD
Toolbox | |
| \\      / O p e r a t i o n | Version: 2.4.0
| |
| \\      / A n d | Web: www.OpenFOAM.org
| |
| \\/      M a n i p u l a t i o n |
| |
\*-----*
-----*/
FoamFile
{
    version      2.0;
    format       ascii;
    class        dictionary;
    object       blockMeshDict;
}
// * * * * *
* * * * * //

convertToMeters 0.1;

vertices
(
    (0 0 0)
    (3 0 0)
    (7 0 0)
    (10 0 0)
    (0 2.5 0)
    (3 2.5 0)
    (7 2.5 0)
)
```

(10 2.5 0)
(0 3 0)
(3 3 0)
(7 3 0)
(10 3 0)
(0 3.5 0)
(3 3.5 0)
(7 3.5 0)
(10 3.5 0)
(0 5.1 0)
(3 5.1 0)
(7 5.1 0)
(10 5.1 0)
(0 9.1 0)
(3 9.1 0)
(7 9.1 0)
(10 9.1 0)
(0 10.7 0)
(3 10.7 0)
(7 10.7 0)
(10 10.7 0)
(0 14.7 0)
(3 14.7 0)
(7 14.7 0)
(10 14.7 0)
(0 16.3 0)
(3 16.3 0)
(7 16.3 0)
(10 16.3 0)
(0 16.8 0)
(3 16.8 0)
(7 16.8 0)
(10 16.8 0)
(0 17.3 0)
(3 17.3 0)
(7 17.3 0)
(10 17.3 0)
(0 19.8 0)
(3 19.8 0)
(7 19.8 0)
(10 19.8 0)
(0 0 3)
(3 0 3)
(7 0 3)
(10 0 3)
(0 2.5 3)
(3 2.5 3)
(7 2.5 3)
(10 2.5 3)
(0 3 3)
(3 3 3)
(7 3 3)
(10 3 3)
(0 3.5 3)
(3 3.5 3)

(7 3.5 3)
(10 3.5 3)
(0 5.1 3)
(3 5.1 3)
(7 5.1 3)
(10 5.1 3)
(0 9.1 3)
(3 9.1 3)
(7 9.1 3)
(10 9.1 3)
(0 10.7 3)
(3 10.7 3)
(7 10.7 3)
(10 10.7 3)
(0 14.7 3)
(3 14.7 3)
(7 14.7 3)
(10 14.7 3)
(0 16.3 3)
(3 16.3 3)
(7 16.3 3)
(10 16.3 3)
(0 16.8 3)
(3 16.8 3)
(7 16.8 3)
(10 16.8 3)
(0 17.3 3)
(3 17.3 3)
(7 17.3 3)
(10 17.3 3)
(0 19.8 3)
(3 19.8 3)
(7 19.8 3)
(10 19.8 3)
(0 0 3.5)
(3 0 3.5)
(7 0 3.5)
(10 0 3.5)
(0 2.5 3.5)
(3 2.5 3.5)
(7 2.5 3.5)
(10 2.5 3.5)
(0 3 3.5)
(3 3 3.5)
(7 3 3.5)
(10 3 3.5)
(0 3.5 3.5)
(3 3.5 3.5)
(7 3.5 3.5)
(10 3.5 3.5)
(0 5.1 3.5)
(3 5.1 3.5)
(7 5.1 3.5)
(10 5.1 3.5)
(0 9.1 3.5)

(3 9.1 3.5)
(7 9.1 3.5)
(10 9.1 3.5)
(0 10.7 3.5)
(3 10.7 3.5)
(7 10.7 3.5)
(10 10.7 3.5)
(0 14.7 3.5)
(3 14.7 3.5)
(7 14.7 3.5)
(10 14.7 3.5)
(0 16.3 3.5)
(3 16.3 3.5)
(7 16.3 3.5)
(10 16.3 3.5)
(0 16.8 3.5)
(3 16.8 3.5)
(7 16.8 3.5)
(10 16.8 3.5)
(0 17.3 3.5)
(3 17.3 3.5)
(7 17.3 3.5)
(10 17.3 3.5)
(0 19.8 3.5)
(3 19.8 3.5)
(7 19.8 3.5)
(10 19.8 3.5)
(0 0 4)
(3 0 4)
(7 0 4)
(10 0 4)
(0 2.5 4)
(3 2.5 4)
(7 2.5 4)
(10 2.5 4)
(0 3 4)
(3 3 4)
(7 3 4)
(10 3 4)
(0 3.5 4)
(3 3.5 4)
(7 3.5 4)
(10 3.5 4)
(0 5.1 4)
(3 5.1 4)
(7 5.1 4)
(10 5.1 4)
(0 9.1 4)
(3 9.1 4)
(7 9.1 4)
(10 9.1 4)
(0 10.7 4)
(3 10.7 4)
(7 10.7 4)
(10 10.7 4)

(0 14.7 4)
(3 14.7 4)
(7 14.7 4)
(10 14.7 4)
(0 16.3 4)
(3 16.3 4)
(7 16.3 4)
(10 16.3 4)
(0 16.8 4)
(3 16.8 4)
(7 16.8 4)
(10 16.8 4)
(0 17.3 4)
(3 17.3 4)
(7 17.3 4)
(10 17.3 4)
(0 19.8 4)
(3 19.8 4)
(7 19.8 4)
(10 19.8 4)
(0 0 6)
(3 0 6)
(7 0 6)
(10 0 6)
(0 2.5 6)
(3 2.5 6)
(7 2.5 6)
(10 2.5 6)
(0 3 6)
(3 3 6)
(7 3 6)
(10 3 6)
(0 3.5 6)
(3 3.5 6)
(7 3.5 6)
(10 3.5 6)
(0 5.1 6)
(3 5.1 6)
(7 5.1 6)
(10 5.1 6)
(0 9.1 6)
(3 9.1 6)
(7 9.1 6)
(10 9.1 6)
(0 10.7 6)
(3 10.7 6)
(7 10.7 6)
(10 10.7 6)
(0 14.7 6)
(3 14.7 6)
(7 14.7 6)
(10 14.7 6)
(0 16.3 6)
(3 16.3 6)
(7 16.3 6)

```
(10 16.3 6)
(0 16.8 6)
(3 16.8 6)
(7 16.8 6)
(10 16.8 6)
(0 17.3 6)
(3 17.3 6)
(7 17.3 6)
(10 17.3 6)
(0 19.8 6)
(3 19.8 6)
(7 19.8 6)
(10 19.8 6)
```

```
);
```

```
blocks
```

```
(
```

```
    hex (0 1 5 4 48 49 53 52) (30 25 30) simpleGrading (1 1 1)
    hex (1 2 6 5 49 50 54 53) (40 25 30) simpleGrading (1 1 1)
    hex (2 3 7 6 50 51 55 54) (30 25 30) simpleGrading (1 1 1)
    hex (4 5 9 8 52 53 57 56) (30 5 30) simpleGrading (1 1 1)
    hex (5 6 10 9 53 54 58 57) (40 5 30) simpleGrading (1 1 1)
    hex (6 7 11 10 54 55 59 58) (30 5 30) simpleGrading (1 1 1)
    hex (8 9 13 12 56 57 61 60) (30 5 30) simpleGrading (1 1 1)
    hex (9 10 14 13 57 58 62 61) (40 5 30) simpleGrading (1 1 1)
    hex (10 11 15 14 58 59 63 62) (30 5 30) simpleGrading (1 1
1)
    hex (14 15 19 18 62 63 67 66) (30 16 30) simpleGrading (1 1
1)
    hex (16 17 21 20 64 65 69 68) (30 40 30) simpleGrading (1 1
1)
    hex (17 18 22 21 65 66 70 69) (40 40 30) simpleGrading (1 1
1)
    hex (18 19 23 22 66 67 71 70) (30 40 30) simpleGrading (1 1
1)
    hex (20 21 25 24 68 69 73 72) (30 16 30) simpleGrading (1 1
1)
    hex (24 25 29 28 72 73 77 76) (30 40 30) simpleGrading (1 1
1)
    hex (25 26 30 29 73 74 78 77) (40 40 30) simpleGrading (1 1
1)
    hex (26 27 31 30 74 75 79 78) (30 40 30) simpleGrading (1 1
1)
    hex (30 31 35 34 78 79 83 82) (30 16 30) simpleGrading (1 1
1)
    hex (32 33 37 36 80 81 85 84) (30 5 30) simpleGrading (1 1
1)
    hex (33 34 38 37 81 82 86 85) (40 5 30) simpleGrading (1 1
1)
    hex (34 35 39 38 82 83 87 86) (30 5 30) simpleGrading (1 1
1)
    hex (36 37 41 40 84 85 89 88) (30 5 30) simpleGrading (1 1
1)
```



```

hex (37 38 42 41 85 86 90 89) (40 5 30) simpleGrading (1 1
1)
hex (38 39 43 42 86 87 91 90) (30 5 30) simpleGrading (1 1
1)
hex (40 41 45 44 88 89 93 92) (30 25 30) simpleGrading (1 1
1)
hex (41 42 46 45 89 90 94 93) (40 25 30) simpleGrading (1 1
1)
hex (42 43 47 46 90 91 95 94) (30 25 30) simpleGrading (1 1
1)
hex (48 49 53 52 96 97 101 100) (30 25 5) simpleGrading (1 1
1)
hex (49 50 54 53 97 98 102 101) (40 25 5) simpleGrading (1 1
1)
hex (50 51 55 54 98 99 103 102) (30 25 5) simpleGrading (1 1
1)
hex (52 53 57 56 100 101 105 104) (30 5 5) simpleGrading (1
1 1)
hex (53 54 58 57 101 102 106 105) (40 5 5) simpleGrading (1
1 1)
hex (54 55 59 58 102 103 107 106) (30 5 5) simpleGrading (1
1 1)
hex (56 57 61 60 104 105 109 108) (30 5 5) simpleGrading (1
1 1)
hex (57 58 62 61 105 106 110 109) (40 5 5) simpleGrading (1
1 1)
hex (58 59 63 62 106 107 111 110) (30 5 5) simpleGrading (1
1 1)
hex (62 63 67 66 110 111 115 114) (30 16 5) simpleGrading (1
1 1)
hex (64 65 69 68 112 113 117 116) (30 40 5) simpleGrading (1
1 1)
hex (65 66 70 69 113 114 118 117) (40 40 5) simpleGrading (1
1 1)
hex (66 67 71 70 114 115 119 118) (30 40 5 ) simpleGrading (1
1 1)
hex (68 69 73 72 116 117 121 120) (30 16 5) simpleGrading (1 1
1)
hex (72 73 77 76 120 121 125 124) (30 40 5) simpleGrading (1 1
1)
hex (73 74 78 77 121 122 126 125) (40 40 5) simpleGrading (1 1
1)
hex (74 75 79 78 122 123 127 126) (30 40 5) simpleGrading (1 1
1)
hex (78 79 83 82 126 127 131 130) (30 16 5) simpleGrading (1 1
1)
hex (80 81 85 84 128 129 133 132) (30 5 5) simpleGrading (1 1 1)
hex (81 82 86 85 129 130 134 133) (40 5 5) simpleGrading (1 1 1)
hex (82 83 87 86 130 131 135 134) (30 5 5) simpleGrading (1 1 1)
hex (84 85 89 88 132 133 137 136) (30 5 5) simpleGrading (1 1 1)
hex (85 86 90 89 133 134 138 137) (40 5 5) simpleGrading (1 1 1)
hex (86 87 91 90 134 135 139 138) (30 5 5) simpleGrading (1 1 1)
hex (88 89 93 92 136 137 141 140) (30 25 5) simpleGrading (1 1
1)

```

```

hex (89 90 94 93 137 138 142 141) (40 25 5) simpleGrading (1 1
1)
hex (90 91 95 94 138 139 143 142) (30 25 5) simpleGrading (1 1
1)
hex (96 97 101 100 144 145 149 148) (30 25 5) simpleGrading (1 1
1)
hex (97 98 102 101 145 146 150 149) (40 25 5) simpleGrading (1 1
1)
hex (98 99 103 102 146 147 151 150) (30 25 5) simpleGrading (1 1
1)
hex (100 101 105 104 148 149 153 152) (30 5 5) simpleGrading (1
1 1)
hex (101 102 106 105 149 150 154 153) (40 5 5) simpleGrading (1
1 1)
hex (102 103 107 106 150 151 155 154) (30 5 5) simpleGrading (1
1 1)
hex (104 105 109 108 152 153 157 156) (30 5 5) simpleGrading (1
1 1)
hex (105 106 110 109 153 154 158 157) (40 5 5) simpleGrading (1
1 1)
hex (106 107 111 110 154 155 159 158) (30 5 5) simpleGrading (1
1 1)
hex (110 111 115 114 158 159 163 162) (30 16 5) simpleGrading (1
1 1)
hex (112 113 117 116 160 161 165 164) (30 40 5) simpleGrading (1
1 1)
hex (113 114 118 117 161 162 166 165) (40 40 5) simpleGrading (1
1 1)
hex (114 115 119 118 162 163 167 166) (30 40 5) simpleGrading (1
1 1)
hex (116 117 121 120 164 165 169 168) (30 16 5) simpleGrading (1
1 1)
hex (120 121 125 124 168 169 173 172) (30 40 5) simpleGrading (1
1 1)
hex (121 122 126 125 169 170 174 173) (40 40 5) simpleGrading (1
1 1)
hex (122 123 127 126 170 171 175 174) (30 40 5) simpleGrading (1
1 1)
hex (126 127 131 130 174 175 179 178) (30 16 5) simpleGrading (1
1 1)
hex (128 129 133 132 176 177 181 180) (30 5 5) simpleGrading (1
1 1)
hex (129 130 134 133 177 178 182 181) (40 5 5) simpleGrading (1
1 1)
hex (130 131 135 134 178 179 183 182) (30 5 5) simpleGrading (1
1 1)
hex (132 133 137 136 180 181 185 184) (30 5 5) simpleGrading (1
1 1)
hex (133 134 138 137 181 182 186 185) (40 5 5) simpleGrading (1
1 1)
hex (134 135 139 138 182 183 187 186) (30 5 5) simpleGrading (1
1 1)
hex (136 137 141 140 184 185 189 188) (30 25 5) simpleGrading (1
1 1)

```

hex (137 138 142 141 185 186 190 189) (40 25 5) simpleGrading (1
 1 1)
 hex (138 139 143 142 186 187 191 190) (30 25 5) simpleGrading (1
 1 1)
 hex (144 145 149 148 192 193 197 196) (30 25 20) simpleGrading
 (1 1 1)
 hex (145 146 150 149 193 194 198 197) (40 25 20) simpleGrading
 (1 1)
 hex (146 147 151 150 194 195 199 198) (30 25 20) simpleGrading
 (1 1)
 hex (148 149 153 152 196 197 201 200) (30 5 20) simpleGrading (1
 1 1)
 hex (149 150 154 153 197 198 202 201) (40 5 20) simpleGrading (1
 1 1)
 hex (150 151 155 154 198 199 203 202) (30 5 20) simpleGrading (1
 1 1)
 hex (152 153 157 156 200 201 205 204) (30 5 20) simpleGrading (1
 1 1)
 hex (153 154 158 157 201 202 206 205) (40 5 20) simpleGrading (1
 1 1)
 hex (154 155 159 158 202 203 207 206) (30 5 20) simpleGrading (1
 1 1)
 hex (158 159 163 162 206 207 211 210) (30 16 20) simpleGrading
 (1 1 1)
 hex (160 161 165 164 208 209 213 212) (30 40 20) simpleGrading
 (1 1 1)
 hex (161 162 166 165 209 210 214 213) (40 40 20) simpleGrading
 (1 1 1)
 hex (162 163 167 166 210 211 215 214) (30 40 20) simpleGrading
 (1 1 1)
 hex (164 165 169 168 212 213 217 216) (30 16 20) simpleGrading
 (1 1 1)
 hex (168 169 173 172 216 217 221 220) (30 40 20) simpleGrading
 (1 1 1)
 hex (169 170 174 173 217 218 222 221) (40 40 20) simpleGrading
 (1 1 1)
 hex (170 171 175 174 218 219 223 222) (30 40 20) simpleGrading
 (1 1 1)
 hex (174 175 179 178 222 223 227 226) (30 16 20) simpleGrading
 (1 1 1)
 hex (176 177 181 180 224 225 229 228) (30 5 20) simpleGrading (1
 1 1)
 hex (177 178 182 181 225 226 230 229) (40 5 20) simpleGrading (1
 1 1)
 hex (178 179 183 182 226 227 231 230) (30 5 20) simpleGrading (1
 1 1)
 hex (180 181 185 184 228 229 233 232) (30 5 20) simpleGrading (1
 1 1)
 hex (181 182 186 185 229 230 234 233) (40 5 20) simpleGrading (1
 1 1)
 hex (182 183 187 186 230 231 235 234) (30 5 20) simpleGrading (1
 1 1)
 hex (184 185 189 188 232 233 237 236) (30 25 20) simpleGrading
 (1 1 1)

```

hex (185 186 190 189 233 234 238 237) (40 25 20) simpleGrading
(1 1 1)
hex (186 187 191 190 234 235 239 238) (30 25 20) simpleGrading
(1 1 1)
);

edges
(
);

boundary
(
    walls
    {
        type wall;
        faces
        (
            (0 1 5 4 )
            (1 2 6 5)
            (2 3 7 6)
            (4 5 9 8)
            (5 6 10 9)
            (6 7 11 10)
            (8 9 13 12)
            (9 10 14 13)
            (10 11 15 14)
            (14 15 19 18)
            (16 17 21 20)
            (17 18 22 21)
            (18 19 23 22)
            (20 21 25 24)
            (24 25 29 28)
            (25 26 30 29)
            (26 27 31 30)
            (30 31 35 34)
            (32 33 37 36)
            (33 34 38 37)
            (34 35 39 38)
            (36 37 41 40)
            (37 38 42 41)
            (38 39 43 42)
            (40 41 45 44)
            (41 42 46 45)
            (42 43 47 46)
            (0 1 49 48)
            (1 2 50 49)
            (3 7 55 51)
            (7 11 59 55)
            (11 15 63 59)
            (15 19 67 63)
            (19 23 71 67)
            (23 22 70 71)
            (22 21 69 70)
            (21 25 73 69)
            (25 26 74 73)

```

(26 27 75 74)
(27 31 79 75)
(31 35 83 79)
(35 39 87 83)
(39 43 91 87)
(43 47 95 91)
(47 46 94 95)
(46 45 93 94)
(45 44 92 93)
(44 40 88 92)
(40 36 84 88)
(36 32 80 84)
(32 33 81 80)
(33 34 82 81)
(34 30 78 82)
(29 30 78 77)
(28 29 77 76)
(28 24 72 76)
(24 20 68 72)
(20 16 64 68)
(16 17 65 64)
(17 18 66 65)
(18 14 62 66)
(14 13 61 62)
(13 12 60 61)
(12 8 56 60)
(8 4 52 56)
(4 0 48 52)
(48 49 97 96)
(49 50 98 97)
(50 51 99 98)
(51 55 103 99)
(55 59 107 103)
(59 63 111 107)
(63 67 115 111)
(67 71 119 115)
(71 70 118 119)
(70 69 117 118)
(69 73 121 117)
(73 74 122 121)
(74 75 123 122)
(75 79 127 123)
(79 83 131 127)
(83 87 135 131)
(87 91 139 135)
(91 95 143 139)
(95 94 142 143)
(94 93 141 142)
(93 92 140 141)
(92 88 136 140)
(88 84 132 136)
(84 80 128 132)
(80 81 129 128)
(81 82 130 129)
(82 78 126 130)

(78 77 125 126)
(76 77 125 124)
(76 72 120 124)
(72 68 116 120)
(68 64 112 116)
(64 65 113 112)
(65 66 114 113)
(62 61 109 110)
(61 60 108 109)
(60 56 104 108)
(52 48 96 100)
(96 97 145 144)
(97 98 146 145)
(98 99 147 146)
(99 103 151 147)
(103 107 155 151)
(107 111 159 155)
(111 115 163 159)
(115 119 167 163)
(119 118 166 167)
(118 117 165 166)
(117 121 169 165)
(121 122 170 169)
(122 123 171 170)
(123 127 175 171)
(127 131 179 175)
(131 135 183 179)
(135 139 187 183)
(139 143 191 187)
(143 142 190 191)
(142 141 189 190)
(141 140 188 189)
(140 136 184 188)
(132 128 176 180)
(128 129 177 176)
(129 130 178 177)
(130 126 174 178)
(126 125 173 174)
(125 124 172 173)
(124 120 168 172)
(120 116 164 168)
(116 112 160 164)
(112 113 161 160)
(113 114 162 161)
(114 110 158 162)
(110 109 157 158)
(109 108 156 157)
(108 104 152 156)
(104 100 148 152)
(100 96 144 148)

(144 145 193 192)
(145 146 194 193)
(146 147 195 194)

(147 151 199 195)
(155 151 199 203)
(159 155 203 207)
(163 159 207 211)
(167 163 211 215)
(166 167 215 214)
(165 166 214 213)
(169 165 213 217)
(169 170 218 217)
(170 171 219 218)
(175 171 219 223)
(179 175 223 227)
(183 179 227 231)
(187 183 231 235)
(191 187 235 239)
(190 191 239 238)
(189 190 238 237)
(188 189 237 236)
(184 188 236 232)
(184 180 228 232)
(180 176 224 228)
(176 177 225 224)
(177 178 226 225)
(178 174 222 226)
(174 173 221 222)
(173 172 220 221)
(172 168 216 220)
(168 164 212 216)
(164 160 208 212)
(160 161 209 208)
(161 162 210 209)
(162 158 206 210)
(158 157 205 206)
(157 156 204 205)
(156 152 200 204)
(152 148 196 200)
(148 144 192 196)

(192 193 197 196)
(193 194 198 197)
(194 195 199 198)
(196 197 201 200)
(197 198 202 201)
(198 199 203 202)
(200 201 205 204)
(201 202 206 205)
(202 203 207 206)
(206 207 211 210)
(208 209 213 212)
(209 210 214 213)
(210 211 215 214)
(212 213 217 216)
(216 217 221 220)
(217 218 222 221)

```

(218 219 223 222)
(222 223 227 226)
(224 225 229 228)
(225 226 230 229)
(226 227 231 230)
(228 229 233 232)
(229 230 234 233)
(230 231 235 234)
(232 233 237 236)
(233 234 238 237)
(234 235 239 238)
);
}
inlet
{
    type patch;
    faces
    (
        (56 52 100 104)
    );
}
outlet
{
    type patch;
    faces
    (
        (136 132 180 184)
    );
}

);

mergePatchPairs
(
);

//
*****
***** //

```



```

/*-----*- C++ -*-----
-----*\
| ===== |
| \\      / F ield      | OpenFOAM: The Open Source CFD
Toolbox      |
| \\      / O peration  | Version:  2.4.0
|      \\ /  A nd      | Web:      www.OpenFOAM.org
|      \\/   M anipulation |
|
\*-----*-----
-----*/
FoamFile
{
    version      2.0;
    format       ascii;
    class        volScalarField;
    object       p;
}
// * * * * *
* * * * * //

dimensions      [0 2 -2 0 0 0 0];

internalField   uniform 0;

boundaryField
{
    walls
    {
        type          zeroGradient;
    }

    inlet
    {
        type          zeroGradient;
    }

    outlet
    {
        type          fixedValue;
        value         uniform 0;
    }
}

//
*****
***** //

```

```

/*-----*- C++ -*-----
-----*\
| ===== |
| \\      / F i e l d      | OpenFOAM: The Open Source CFD
Toolbox   |
| \\      / O p e r a t i o n | Version:  2.4.0
| \\      / A n d           | Web:       www.OpenFOAM.org
|  \\/      M a n i p u l a t i o n |
|
\*-----*
-----*/
FoamFile
{
    version      2.0;
    format       ascii;
    class        volVectorField;
    object       U;
}
// *****
***** //

dimensions      [0 1 -1 0 0 0 0];

internalField   uniform (0 0 0);

boundaryField
{
    inlet
    {
        type          fixedValue;
        value         uniform (0.0004 0 0);
    }

    walls
    {
        type          fixedValue;
        value         uniform (0 0 0);
    }

    outlet
    {
        type          zeroGradient;
    }
}

//
*****
***** //

```

Abstract

Sulfate is one of the main anions present in natural waters and wastewater. Sulfate enters into the environment through natural, industrial, and mining processes including weathering of minerals, boxy nation of sulfates in rocks, paper and pulp industries, and coal mining. The present study was conducted in order to investigate the removal of sulfate from aqueous media by electrocoagulation in which the effects of voltage, pH, flowrate, electrical current, and concentration were studied. The electrical energy consumption, percentage of sulfate removal, and economical aspects of two configurations namely uniform and non-uniform voltages were investigated. The experiments were conducted in a polyethylene reactor of 20*10* 6 (in cm) with walls of 1.6*6*5 cm. The electrodes were made of aluminum plate (Grade 1050) with dimension of 1*25*100 mm. The samples of different concentration of sulfate were pumped to the reactor by a peristaltic pump with flowrates of 10, 20, 30, and 40 mL/min. By applying the electrical current of different voltage to the electrodes, samples when collected from the effluent. According to the results the acidic environment is suitable for removal of sulfate by electrocoagulation. The result indicated that extending of retention time (by reduction of flow rate) and decreasing the initial concentration of sulfate, improves the sulfate removal rate. The highest sulfate removal for uniform voltages, 87%, achieved at 30 V of voltage and 10 ml/min of flow rate (retention time= 135 minutes), and pH = 5.5, when the initial concentration of sulfate was 500 mg/L. The study of the effect of applying electrodes with non-uniform voltage arrangements of 10, 20, 30 and 20, 10, 30 showed that the removal rates of sulfate are equal to 70% and 62% and electrical energy consumptions of 45.5 and 45 kWh respectively. The results of the economic evaluation of energy consumption in the electrocoagulation process for the removal of sulfate clarifies that although the coagulation process with non-uniform voltage arrangement and higher voltages is more effective, however, the energy consumed per unit of sulfate removed in the case uniform voltage of 10v is the lowest.

Keywords: Electrocoagulation, Removal of sulfate, Continuous flow configuration, Aqueous solution, Economic assessment, Discontinued electrode arrangement



Faculty of Civil Engineering

M.Sc. Thesis in Environmental Engineering

**Sulfate removal from aqueous solution using electrocoagulation
process**

by:

Niloofar Mohamadzadeh

Supervisor:

Dr. Behnaz Daharazma

Advisor:

Dr. Seyed Fazlolah Saghravani

December 2017