

بررسی تعادل و سینتیک جذب یون استرانسیوم از محلول‌های آبی توسط نانولوله‌های کربنی چند جداره عامل دار شده با اتیلن‌دی‌آمین

حسین سیدکلل^۱، علی مهوشیان^۲، ابراهیم شیرعلی^۳، محمد فریادی^۴

چکیده

در این پژوهش، نانولوله‌های کربنی چندجداره با اتیلن‌دی‌آمین عامل‌دار شده و به‌عنوان جاذب برای حذف یون استرانسیوم از محلول‌های آبی مورد استفاده قرار گرفتند. آزمایش‌ها در بازه‌ی pH برابر با ۳ تا ۹ انجام شد و نتایج نشان داد که در pH بهینه برابر با ۷، بازده جذب به ۹۳ درصد می‌رسد. بررسی اثر غلظت اولیه یون استرانسیوم نشان داد که در غلظت ۲.۵ میلی‌گرم بر لیتر، راندمان جذب برابر با ۹۶.۴۸ درصد است. زمان تعادل فرآیند جذب در حدود ۱۰۰ دقیقه به دست آمد و حضور یون‌های مزاحم تأثیر ناچیزی بر راندمان جذب داشت. بررسی ترمودینامیک فرآیند نشان داد که مقادیر ΔG° در بازه‌ی -1.57 kJ/mol تا -5.41 kJ/mol بوده و نشان‌دهنده‌ی خودبخودی بودن فرآیند است. مقدار ΔH° منفی برابر با -61.76 kJ/mol ماهیت گرمازای فرآیند و مقدار ΔS° منفی برابر با -192.32 J/mol.K کاهش آنتروپی سیستم در شرایط تعادلی را تأیید کرد. مدل‌های ایزوترم جذب نشان دادند که ایزوترم ردلیش-پترسون بهترین انطباق را با داده‌های تجربی دارد. همچنین بررسی فرآیند واجذب بیانگر آن بود که نیترات آمونیوم (NH_4NO_3) با ۹۰.۵ درصد، بالاترین راندمان واجذب را داراست. نتایج این مطالعه بیانگر کارایی بالای نانولوله‌های کربنی عامل‌دار در حذف یون استرانسیوم و قابلیت کاربرد آن‌ها در تصفیه پساب‌های واقعی است.

واژگان کلیدی: استرانسیوم، نانولوله کربنی، اتیلن‌دی‌آمین، جذب، ایزوترم

^۱ . دانشیار پژوهشکده چرخه سوخت هسته‌ای، پژوهشگاه علوم و فنون هسته‌ای، تهران، ایران
^۲ . دانشجوی کارشناسی ارشد گروه مهندسی شیمی، دانشکده فنی، دانشگاه تهران، تهران، ایران
^۳ . مدرس گروه شیمی، دانشکده علوم پایه، دانشگاه افسری امام علی (ع)، تهران، ایران
^۴ . کارشناس ارشد مهندسی سوخت هسته‌ای، پژوهشگاه علوم و فنون هسته‌ای، تهران، ایران

مقدمه

با توجه به اهمیت استراتژیک یون های استرانسیوم، به ویژه در زمینه فناوری هسته ای و مدیریت پسماندهای رادیواکتیو مرتبط با حوزه دفاعی، توسعه روش های مؤثر برای استخراج و جداسازی یون Sr^{2+} از محیط های آبی از ارزش علمی و نظامی بالایی برخوردار است (قائم، ۲۰۱۱ & چگروچه^۱، ۲۰۰۹ & ژانگ^۲، ۲۰۱۵). استرانسیوم، فلزی نرم و سفید نقره ای از گروه فلزات قلیایی خاکی است که از نظر شیمیایی شباهت زیادی به کلسیم دارد و به طور طبیعی در کانی هایی مانند سلسیتین^۳ و استرانسیانیت^۴ یافت می شود. استرانسیوم طبیعی از چهار ایزوتوپ پایدار تشکیل شده است، اما ایزوتوپ رادیواکتیو آن یعنی استرانسیوم-۹۰ (^{90}Sr) به دلیل حضور در پسماندهای سوخت هسته ای و باران هسته ای، توجه ویژه ای را به خود جلب کرده است (یوسان^۵، ۲۰۱۱ & کاسین^۶، ۲۰۱۳). ^{90}Sr یکی از فراورده های مهم شکافت هسته ای با نیمه عمر حدود ۲۸.۸ سال است که از طریق تابش بتا به ایزوتوپ ایتريوم-۹۰ تبدیل می شود. این ایزوتوپ به دلیل شباهت شیمیایی به کلسیم، به راحتی در استخوان ها و دندان ها جذب می شود و خطرات جدی و بلندمدتی برای سلامت انسان دارد. این ویژگی ها باعث شده اند که Sr^{90} به عنوان یکی از آلاینده های اولویت دار در مدیریت پسماندهای هسته ای نظامی شناخته شود و هدف اصلی تلاش ها برای پاک سازی مناطق آلوده به مواد رادیواکتیو در شرایط جنگی یا حملات تروریستی هسته ای باشد. از دیدگاه دفاعی و امنیت ملی، وجود استرانسیوم-۹۰ در محیط های آلوده، چه ناشی از حوادث راکتورهای نظامی، بازمانده های آزمایش های تسلیحاتی، یا سناریوهای بمب کثیف باشد، مستلزم توسعه روش های سریع، کارآمد و قابل استفاده در میدان عملیات برای جداسازی آن است (لاپ^۷، ۱۹۵۶ & هارنس^۸، ۱۹۴۲). همچنین ایزوتوپ های استرانسیوم در تحقیقات مربوط به سامانه های هدایت موشک، فناوری های پیشرفته راداری و مواد اپتیکی نظامی کاربرد دارند که بر اهمیت راهبردی این عنصر تأکید بیشتری می کند. در سال های اخیر، روش های مختلفی برای حذف یون های فلزات سنگین از محلول های آبی پیشنهاد شده اند، از جمله: رسوب گیری شیمیایی، فناوری های غشایی مانند اسمز معکوس، بازیابی الکتروشیمیایی، تبادل یونی و جذب سطحی با استفاده از مواد جاذب مختلف (نورجانا^۹، ۲۰۲۴ & گو^{۱۰}، ۲۰۲۲ & بنالیا^{۱۱}، ۲۰۲۲). در این میان، فرآیند جذب سطحی به دلیل سادگی، مقرون به صرفه بودن و قابلیت پیاده سازی در واحدهای نظامی سیار یا شرایط اضطراری میدانی، مورد توجه ویژه قرار گرفته است (سینگ^{۱۲}، ۲۰۲۱ & ژانگ^{۱۳}، ۲۰۲۱ & اسماعیل^{۱۴}، ۲۰۲۴). پژوهشگران از انواع جاذب های طبیعی و مهندسی شده، از جمله مواد زیستی، پسماندهای کشاورزی و نانومواد برای جذب یون های استرانسیوم استفاده کرده اند. در این میان، نانوساختارهای کربنی، به ویژه

¹ Chegrouche

² Zhang

³ SrSO_4

⁴ SrCO_3

⁵ Yusan

⁶ Caccin

⁷ Lapp

⁸ Harness

⁹ Nurjanah

¹⁰ Gu

¹¹ Benalia

¹² Singh

¹³ Zhang

¹⁴ Ismail

نانولوله‌های کربنی چنددیواره عامل‌دار شده^۱ عملکرد بسیار خوبی در جذب یون Sr^{2+} از خود نشان داده‌اند. سطح ویژه بالا، قابلیت اصلاح سطح و پایداری مکانیکی این نانوساختارها باعث شده که گزینه‌ای مناسب برای ادغام در سامانه‌های جذب آب آلوده در کاربردهای نظامی، به‌ویژه در پاک‌سازی منابع آبی آلوده در مناطق درگیری یا پس از مواجهه هسته‌ای باشند. در دهه گذشته، پیشرفت‌های قابل توجهی در طراحی جاذب‌هایی صورت گرفته است که بتوانند یون استرانسیوم را حتی از محیط‌های پیچیده به‌صورت انتخابی حذف کنند؛ این پیشرفت‌ها کاملاً منطبق بر نیازهای دفاعی نوین در حوزه مقابله با تهدیدات شیمیایی، زیستی، رادیولوژیکی و هسته‌ای^۲ هستند.

پیشینه تحقیق

در دهه‌ی اخیر، توجه ویژه‌ای به حذف مؤثر یون‌های رادیواکتیو مانند $\text{Sr}(\text{II})$ از منابع آب آلوده، به‌ویژه در حوزه‌های کاربردی نظامی و ایمنی هسته‌ای، معطوف شده است. یکی از رویکردهای نوین برای این منظور، استفاده از نانولوله‌های کربنی چندجداره عامل‌دار شده است که در مطالعات مختلف مزایای قابل توجهی نشان داده‌اند. برای مثال در مطالعه‌ای که توسط یآوری و همکاران انجام شد، MWCNTs اکسیدشده با اسید نیتریک برای جذب استرانسیوم از محلول‌های مشابه پسماندهای هسته‌ای بررسی شدند. BET و Boehm titration نشان داد که اکسیداسیون، سطح فعال، گروه‌های عاملی اسیدی و مساحت سطح ویژه را افزایش می‌دهد. راندمان جذب Sr^{2+} به شدت به pH، غلظت اولیه یون، قدرت یونی محلول و زمان تماس وابسته بود. ظرفیت جذب (q_{max}) طبق مدل لانگمویر به ترتیب برای MWCNT خام و اکسیدشده برابر با ۱.۶۲ و ۶.۶۲ mg/g در دمای آزمایش محاسبه شد. زمان تعادل در حدود ۱۰۰ دقیقه بود. این مطالعه نشان داد که MWCNT های اکسیدشده پتانسیل مناسبی برای کاربرد در تصفیه منابع آب آلوده دارند، به‌ویژه در شرایطی مشابه محیط‌های نظامی یا مناطق بحرانی (یآوری، ۲۰۱۰). در مقاله‌ی دیگری، جذب یون Sr^{2+} بر روی MWCNT های اکسیدشده با طراحی آماری Box-Behnken بررسی شد. پارامترهایی مانند دما (۳۳۳-۲۹۳ K)، غلظت اولیه مولیون، و زمان تماس بهینه‌شده بودند. تناسب داده‌ها با مدل‌های تعادلی (لانگمویر، فروندلیچ و دوبینین رادوشکوچ) بررسی گردید و مدل دوم نشان‌دهنده برهمکنش‌های شیمیایی یا غیرفیزیکی قوی جذب بود. کریستالینیتی و ساختار سطح تحلیل شد و ویژگی‌های ترمودینامیکی (ΔG° ، ΔH° ، ΔS°) مورد ارزیابی قرار گرفتند که اثبات‌کننده قابلیت اجرای جاذب در شرایط عملی بودند (اصلانی، ۲۰۱۴). در پژوهشی دیگر، گرافن اکسید (GO) به‌عنوان جاذب Sr^{2+} بررسی شد که ظرفیت جذب قابل توجه ۱۳۷.۸ mg/g را نمایش داد و تحلیل توسط FTIR، SEM-EDX و XPS بیانگر نقش گروه‌های عاملی کربوکسیلی و اکسیدی در جذب بود. اگرچه GO ظرفیت بسیار بالایی دارد، اما MWCNT ها با تغییر سطح و عامل‌داری می‌توانند عملکردی مشابه با قابلیت بازیابی بهتر ارائه دهند (ژینگ^۳، ۲۰۱۹). MWCNT های اکسید و عامل‌دار شده به‌عنوان جاذب‌هایی مقاوم در برابر دمای بالا و شرایط محیطی سخت شناخته شده‌اند که ویژگی‌های حیاتی در کاربردهای نظامی مانند پدافند شیمیایی، مدیریت مناطق آلوده هسته‌ای و تصفیه اضطراری دارند. مطالعاتی همچون (Yavari et al. (2010 و

^۱MWCNTs

^۲ CBRN

^۳ Xing

Aslani et al. (2014) به وضوح نشان داده اند که این جاذب ها در پتانسیل جداسازی مؤثر یون های رادیواکتیو محیطی، حتی در حضور مشارکت یون های مزاحم، قابل استفاده هستند.

روش شناسی پژوهش

مواد و ترکیبات شیمیایی

در این پژوهش، کلیه مواد شیمیایی مورد استفاده شامل CaH_2 ، NiCl_2 ، BaCl_2 ، CdSO_4 ، $\text{Sr}(\text{NO}_3)_2$ ، NH_4NO_3 ، HCl ، $\text{FeSO}_4 \cdot 14\text{H}_2\text{O}$ ، اتیلن دی آمین (با درجه خلوص ۹۹٪) و تیونیل کلرید (با خلوص ۹۹٪)، از منابع معتبر تجاری نظیر شرکت های Merck، Fluka یا Sigma-Aldrich تأمین گردیده اند. نانولوله های کربنی چند جداره خالص شده (MWCNTs) با مشخصات فنی شامل: خلوص کربنی بالاتر از ۹۷٪، نسبت نانولوله بیش از ۹۵٪، قطر خارجی کمتر از ۸ نانومتر، قطر داخلی در محدوده ۲ تا ۵ نانومتر و طول متوسط بین ۱۰ تا ۳۰ میکرومتر، از شرکت Chengdu Organic Chemicals وابسته به آکادمی علوم چین تهیه شده اند.

سنتز نانولوله های کربنی چند دیواره عامل دار شده با اتیلن دی آمین

سنتز نانولوله های کربنی چند دیواره عامل دار شده با اتیلن دی آمین شامل سه مرحله است که در زیر به آن اشاره شده است:

• سنتز MWCNT—COOH از MWCNT:

۰/۵۲۳۳ گرم از نانولوله های کربنی چند دیواره خام به محلول ۱ به ۳ (حجمی) اسید نیتریک و اسید سولفوریک اضافه شد. مخلوط حاصل به مدت ۳۰ دقیقه در یک حمام اولتراسونیک با فرکانس ۴۰ کیلوهرتز قرار گرفته و سپس ۲۴ ساعت در حال همزدن رفلاکس شد. محصول به دست آمده با آب مقطر شسته شد تا زمانی که pH زیر صافی به حدود ۷ برسد. فاز جامد جدا شده ۱۲ ساعت در دمای ۶۰ درجه سانتیگراد و تحت خلاء خشک شد. (۰/۵۰۳۶ گرم MWCNT—COOH تولید شد).

• سنتز COCl—MWCNT از MWCNT—COOH:

COOH—MWCNT (۰/۵۰۳۶ گرم) در SOCl_2 (۳۰ میلی لیتر) به مدت ۲۴ ساعت در دمای ۶۵ سانتیگراد به حالت تعلیق (suspended) محلول فیلتر شد، شسته شده با THF بدون آب و تحت خلا در دمای اتاق به مدت ۲۴ ساعت خشک شده، که به موجب آن COCl—MWCNT (۰/۴۹۲۶ گرم) تولید شد.

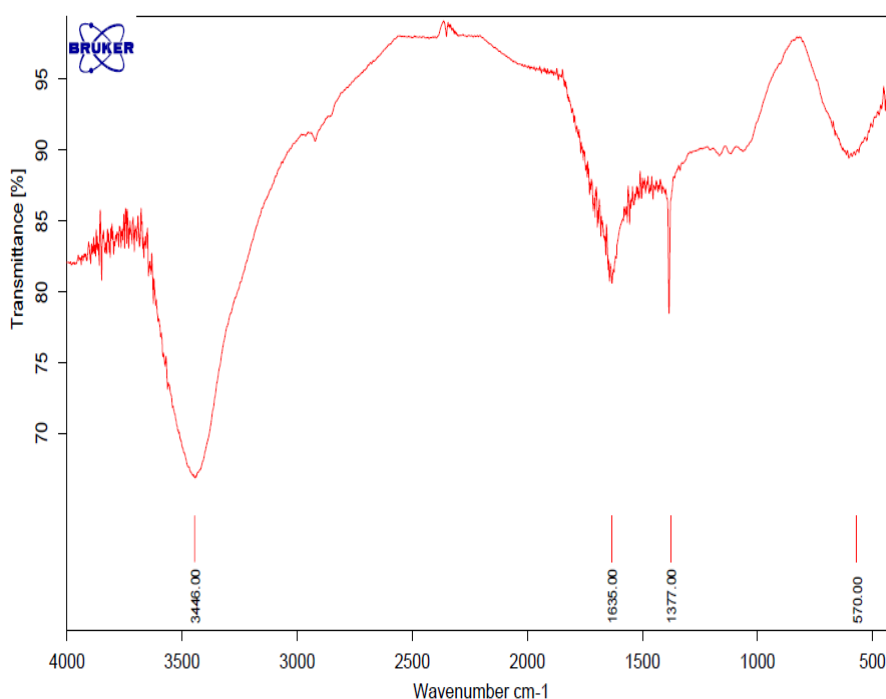
• سنتز NH₂—MWNT از COCl—MWNT:

MWCNT—COCl (۰/۴۹۲۶ گرم) با ethylenediamine (۲۰ میلی لیتر) مخلوط شده و به مدت ۵ ساعت در حمام اولتراسونیک (۴۰ کیلو هرتز) در دمای ۶۰ درجه سانتیگراد قرار داده می شود. مخلوط هم زده شده برای ۲۴ ساعت دیگر در دمای ۶۰ درجه سانتیگراد هم زده می شود. برآیند جامد توسط فیلتراسیون خلاء ۰/۲۲ میکرون Millipore پلی کربنات صافی غشای جدا شده و سپس با متانول بدون آب شسته می شود. پس از تکرار شستشو و جامد حاصل یک شب در خلاء خشک می شوند در نتیجه (۰/۵۰۴۲ گرم) MWCNT—NH₂ سنتز می شود (سیدکلل، ۲۰۲۱).

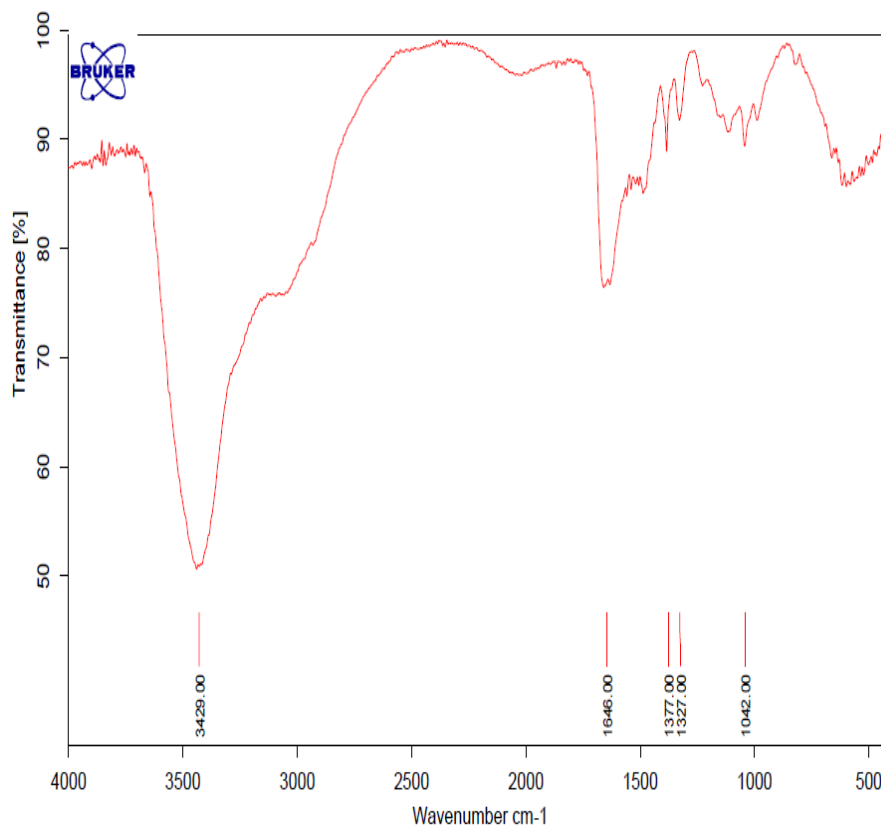
مشخصه یابی نانولوله های عامل دار شده:

طیف مادون قرمز (FTIR):

استفاده از طیف مادون قرمز یکی از متداول ترین روش های بررسی عامل دار شدن نانولوله ها می باشد. در این مطالعه طیف مادون قرمز نانولوله اولیه و نانولوله عامل دار شده توسط دستگاه FTIR مدل Vector22 ساخت شرکت Bruker آلمان بدست آمده است. روش نمونه سازی تهیه قرص برمید پتاسیم بوده است. طیف مادون قرمز نانولوله اولیه و عامل دار شده در شکل های ۱ و ۲ مشاهده می شوند.



شکل (۱) طیف مادون قرمز نانولوله اولیه

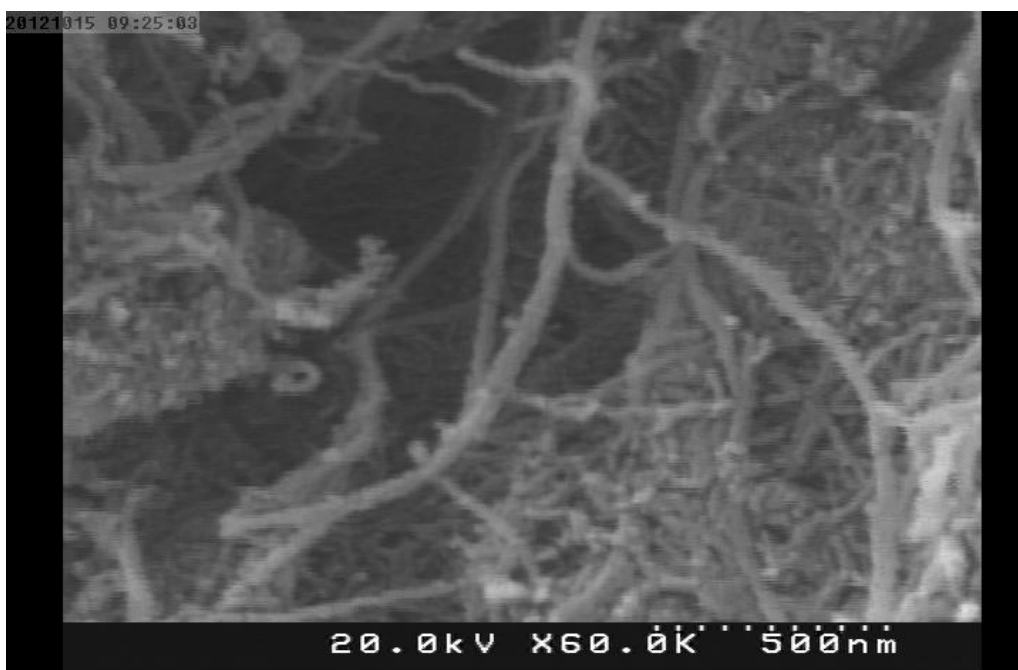
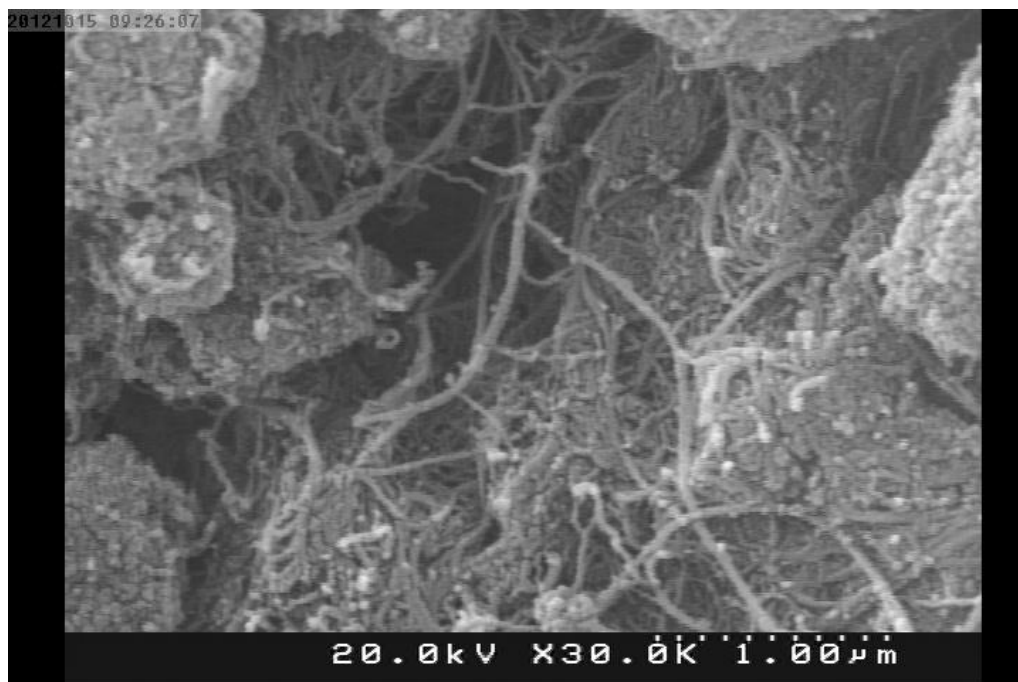


شکل (۲) طیف مادون قرمز نانولوله عامل دار شده

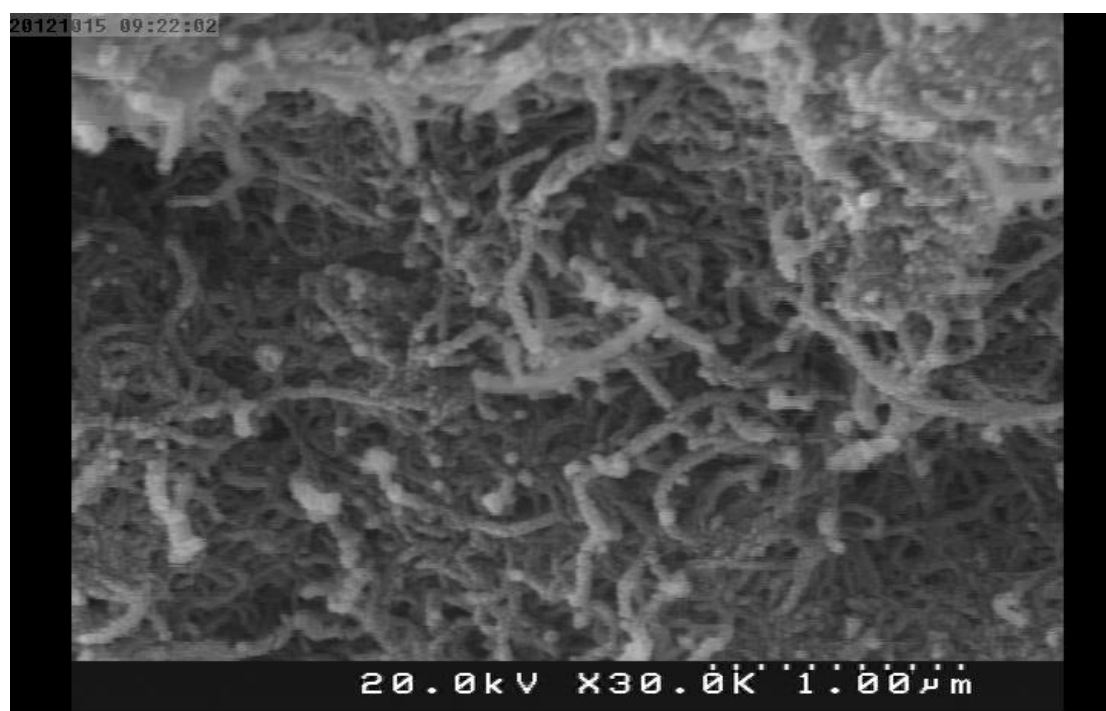
از مقایسه دو طیف حاصل شده، ایجاد گروه های عاملی جدید که باعث تشکیل پیک جذبی جدید در طیف شده اند به وضوح مشخص است. در طیف جاذب عامل دار شده در حدود عدد موجی 3428 cm^{-1} یک پیک پهن کوچک مشاهده می شود که می تواند مربوط به جذب کششی پیوند N-H باشد. همچنین پیک جذبی حدود 3429 cm^{-1} در نانولوله عامل دار شده مشاهده می شود که می تواند ناشی از ادغام باند جذبی گروه O-H و جذب کششی NH_2 باشد. پیک 1646 cm^{-1} در نانولوله اولیه مربوط به پیوند C=C در ساختار آن بوده که بعد از عامل دار شدن توسط پیک نسبتاً پهنی در عدد موجی 1646 cm^{-1} مربوط به گروه کربونیل آمیدی پوشیده شده است.

میکروسکوپ الکترونی روبشی (SEM)

عکس های SEM نانولوله اولیه در شکل ۳ و عکس های مربوط به نانولوله عامل دار شده در شکل ۴ مشاهده میشوند. برای تصویربرداری این عکس ها از دستگاه SEM مدل Hitachi S-4160 استفاده شد. همانطور که با مشاهده این عکس ها دیده می شود می توان گفت که گروه های عاملی تقریباً به صورت یکنواخت سطح نانولوله ها را پوشش داده اند.



شکل (۳) تصاویر SEM نانولوله اولیه

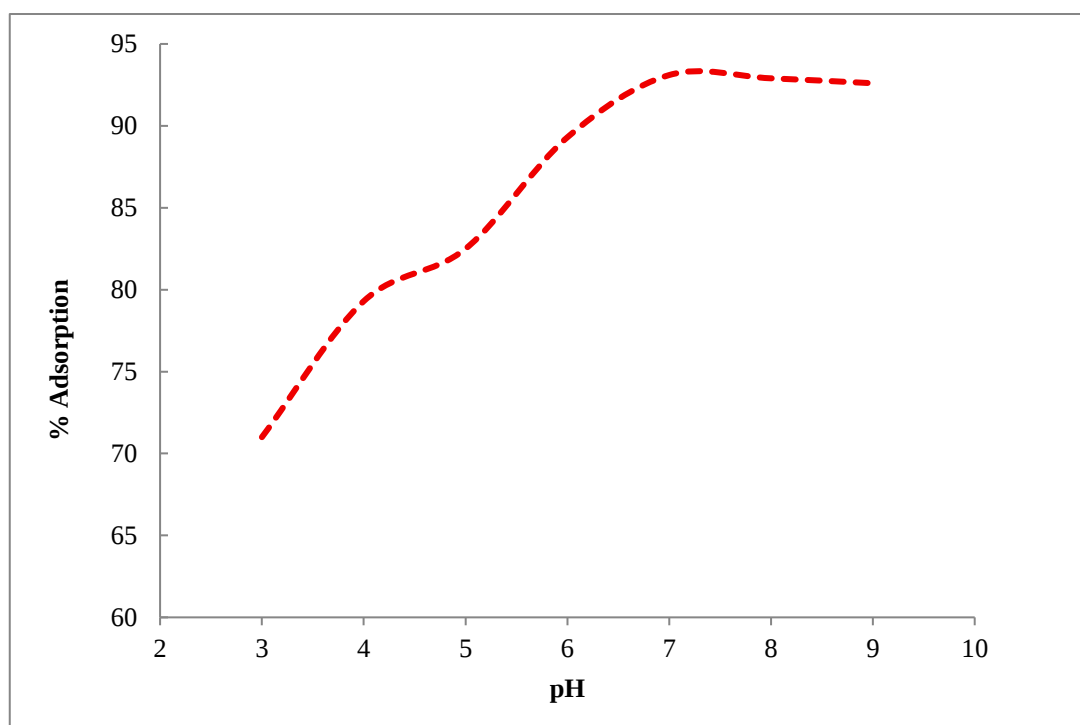


شکل (۴) تصاویر SEM نانولوله های عامل دار شده

یافته های تحقیق

اثر pH

pH اولیه محلول یکی از مهم ترین پارامترها در فرآیند جذب یون های فلزی محسوب می شود. pH، بار خالص سطح جاذب را تعیین می کند که این عامل بر توانایی یون ها برای اتصال به سطح جاذب تاثیر گذار است. برای تعیین pH بهینه جهت حداکثر جذب یون های استرانسیوم، هفت لوله پلی اتیلنی ۲۵ میلی لیتری حاوی ۰.۰۱ گرم جاذب و محلول یون استرانسیوم با غلظت ۲ میلی گرم بر لیتر آماده شد. pH این محلول ها با استفاده از اسید یا باز در بازه ۳ تا ۹ تنظیم گردید. سپس نمونه ها به مدت ۳۰ ثانیه در حمام التراسونیک قرار گرفتند تا پخش یکنواختی حاصل شود و پس از آن به مدت ۳.۵ ساعت در حمام شیکردار دمایی قرار داده شدند. پس از فیلتراسیون جاذب، غلظت باقی مانده یون های Sr(II) در محلول با استفاده از دستگاه ICP اندازه گیری شد.



شکل ۵) اثر pH بر درصد جذب استرانسیوم

همان طور که در شکل ۵ نشان داده شده است، مقادیر بهینه pH برای جذب Sr(II) برابر ۷ (با راندمان جذب ۹۳٪) به دست آمد. همانطور که واضح است با افزایش مقدار pH، مقدار درصد جذب به طور تدریجی افزایش یافته و به حداکثر مقدار خود می رسد. این روند را می توان چنین تفسیر کرد که در pH های پایین، به دلیل غلبه یون های هیدرونیوم (H^+) بر سطح جاذب، رقابت شدیدی میان یون های مثبت استرانسیوم و پروتون ها برای اشغال سایت های فعال وجود دارد، که این امر مانع از جذب مؤثر یون های فلزی می شود. با افزایش pH، تراکم یون های H^+ کاهش یافته و بار منفی بیشتری بر سطح جاذب ظاهر می شود که در نتیجه

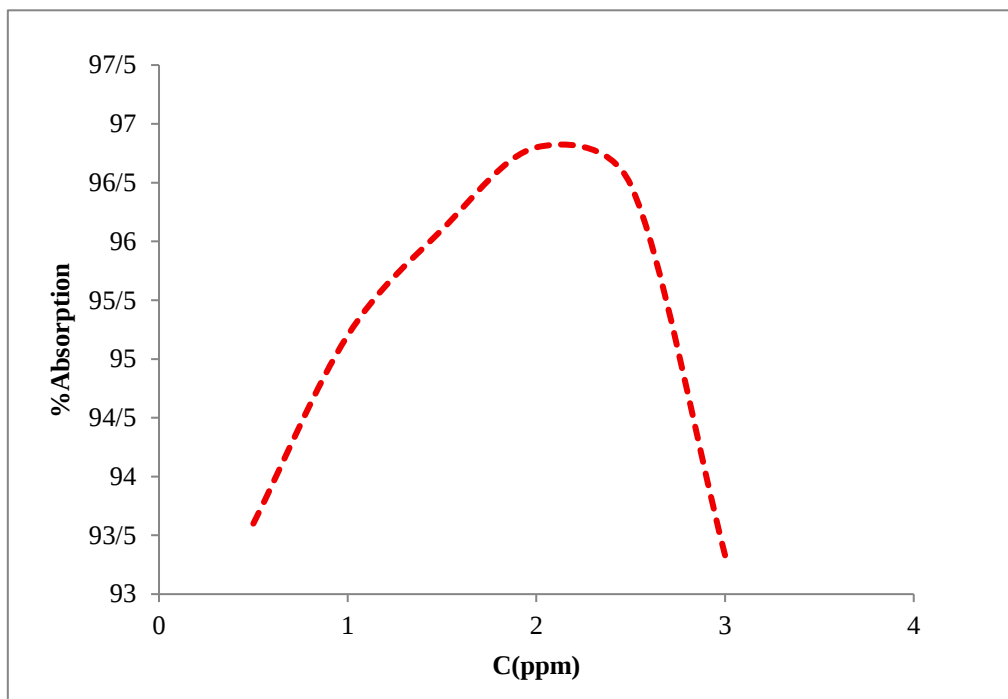
برهم کنش الکترواستاتیکی میان سطح جاذب و یون های Sr(II) تقویت می گردد. به همین دلیل راندمان جذب در pH خنثی (حدود ۷) به حداکثر می رسد. با این حال، در pH های بالاتر از محدوده بهینه، احتمال تشکیل کمپلکس های هیدروکسیدی و رسوب فلزی افزایش می یابد که می تواند به کاهش نسبی راندمان جذب منجر شود.

اثر غلظت اولیه یون های فلزی

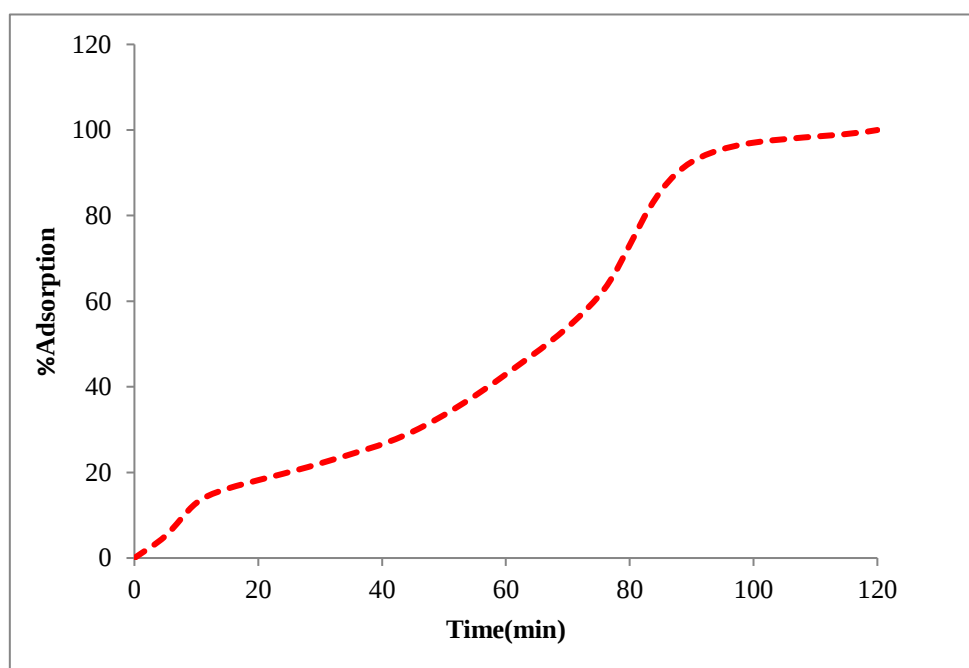
برای بررسی تأثیر غلظت اولیه، شش نمونه با غلظت های مختلف در بازه ۰.۵ تا ۳ میلی گرم بر لیتر و با فواصل ۰.۵ میلی گرم بر لیتر از محلول های ۲۵ میلی لیتری حاوی یون استرانسیوم همراه با ۰.۰۱ گرم جاذب در بهترین مقدار pH آماده شدند. نمونه ها به مدت ۳.۵ ساعت در دستگاه شیکردار دمایی قرار گرفتند. پس از جداسازی جاذب، غلظت باقی مانده یون های Sr(II) در محلول ها با استفاده از دستگاه ICP اندازه گیری گردید. همانطور که در شکل ۶ نشان داده شده است، بهترین غلظت اولیه برای جذب استرانسیوم در این شرایط برابر با ۲.۵ میلی گرم بر لیتر (با راندمان جذب ۹۶.۴۸٪) است. نتایج نشان می دهد که با افزایش غلظت اولیه یون های Sr(II) ، میزان جذب تا حد مشخصی افزایش یافته و در غلظت ۲.۵ میلی گرم بر لیتر به بیشترین مقدار خود رسیده است. این رفتار را می توان چنین توضیح داد که در غلظت های پایین، تمامی یون های فلزی به راحتی توسط سایت های فعال سطح جاذب اشغال می شوند، اما با افزایش غلظت، اختلاف نیروی محرکه بین فاز محلول و سطح جاذب بیشتر شده و برخورد یون ها با سطح افزایش می یابد، که به افزایش راندمان جذب کمک می کند. با این حال، پس از رسیدن به مقدار بهینه، ظرفیت جاذب به تدریج اشباع شده و سایت های فعال کمتری برای جذب در دسترس باقی می ماند، بنابراین راندمان جذب در غلظت های بالاتر از مقدار بهینه روند ثابت یا کاهشی پیدا می کند. این موضوع بیانگر اهمیت تعیین غلظت اولیه مناسب در طراحی فرآیندهای جذب واقعی است.

اثر زمان تماس بر فرآیند جذب

برای بررسی اثر زمان تماس بر فرآیند جذب، آزمایش در بازه های زمانی مختلف (۵، ۱۰، ۱۵، ۳۰، ۴۵، ۶۰، ۷۵، ۹۰ و ۱۲۰ دقیقه) انجام شد. در هر مرحله، مقدار ۰.۰۱ گرم از جاذب به ۲۵ میلی لیتر محلول حاوی ۱ میلی گرم بر لیتر یون Sr(II) در شرایط بهینه pH اضافه گردید. پس از مدت زمان مشخص، جاذب از محلول جدا شده و غلظت باقی مانده یون استرانسیوم با استفاده از دستگاه ICP-AES اندازه گیری شد. نتایج نشان داد که فرآیند جذب با گذشت زمان با شیب ملایم افزایش می یابد و تقریباً در صد دقیقه ثابت می گردد (شکل ۷). این رفتار بیانگر آن است که در دقایق ابتدایی، به دلیل وجود تعداد زیادی سایت فعال خالی روی سطح جاذب و همچنین اختلاف غلظت بالای میان فاز محلول و سطح جاذب، سرعت جذب یون ها بسیار بالا است. با گذشت زمان و پر شدن تدریجی این سایت ها، فرآیند جذب کندتر می شود و در نهایت به یک حالت تعادل می رسد که در آن سرعت جذب و واجذب تقریباً برابر می گردد. رسیدن به نقطه تعادل در حدود ۱۰۰ دقیقه نشان می دهد که این زمان برای دستیابی به بیشترین بازده جذب کافی است و افزایش بیشتر زمان تماس تأثیر محسوسی بر راندمان نخواهد داشت. این یافته ها نقش مهمی در تعیین زمان بهینه در فرآیندهای عملی تصفیه و طراحی سامانه های جذب در مقیاس صنعتی دارد.



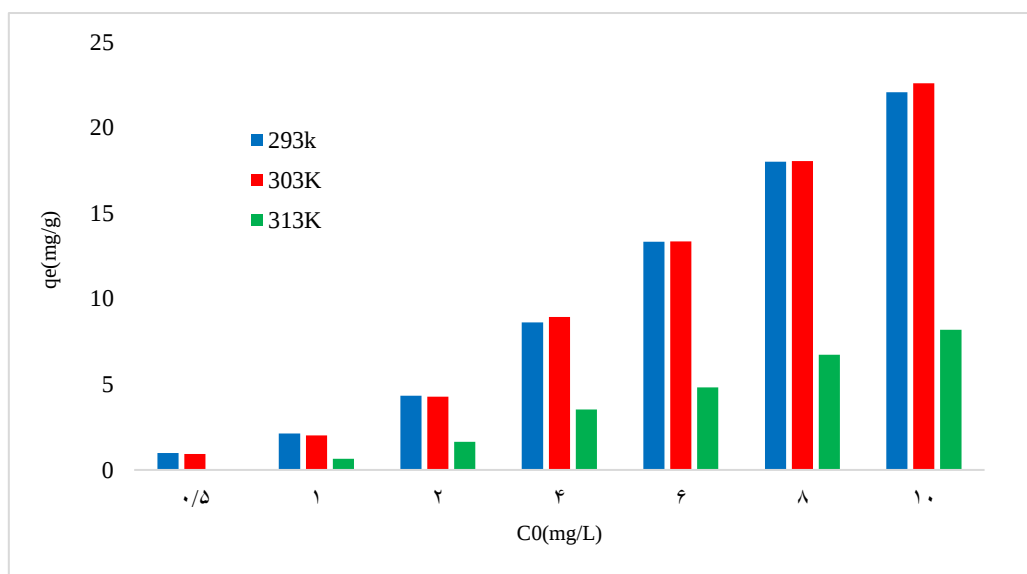
شکل (۶) اثر غلظت‌های اولیه مختلف استرانسیوم بر درصد جذب



شکل (۷) اثر زمان تماس بر فرآیند جذب یون استرانسیوم

اثر دما

ظرفیت جذب در دماهای مختلف (۲۰، ۳۰ و ۴۰ درجه سانتی گراد) و در غلظت های اولیه ۰.۵، ۱، ۲، ۴، ۶، ۸ و ۱۰ میلی گرم بر لیتر، در مقادیر بهینه pH مورد بررسی قرار گرفت (مطابق جدول ۱ و شکل ۸). در تمامی آزمایش ها، حجم محلول و مقدار جاذب به ترتیب ۲۵ میلی لیتر و ۰.۰۱ گرم در نظر گرفته شد. پس از آماده سازی نمونه ها، آن ها به مدت ۳۰ ثانیه در حمام التراسونیک قرار گرفتند و سپس به مدت ۳.۵ ساعت در حمام شیکردار دمایی با دماهای مختلف قرار داده شدند. پس از جداسازی جاذب، غلظت یون های باقی مانده در محلول ها با استفاده از دستگاه ICP اندازه گیری شد.



شکل (۸) اثر غلظت اولیه Sr(II) بر ظرفیت جذب در دماهای مختلف

جدول (۱) داده های تعادلی یون های تعادلی یون Sr(II) با غلظت اولیه ۰.۵ تا ۱۰ میلی گرم بر لیتر در سه دمای مختلف (۲۹۸، ۳۰۳ و ۳۱۳ کلوین)

Sr(II)	T=293k			T=303k			T=313k		
	C ₀ (mg/L)	C _e (mg/L)	Kd(L/g)	q(mg/g)	C _e (mg/L)	Kd(L/g)	q(mg/g)	C _e (mg/L)	Kd(L/g)
0.5	0.11	8.91	0.98	0.12	7.83	0.94	0.48	0.1	0.05
1	0.15	14.20	2.13	0.15	13.40	2.01	0.74	0.89	0.66
2	0.27	16.04	4.33	0.29	14.72	4.27	1.34	1.23	1.65
4	0.55	15.67	8.62	0.42	21.29	8.94	2.59	1.36	3.53
6	0.67	19.90	13.33	0.66	20.23	13.35	4.07	1.19	4.83

8	0.80	22.50	18.00	0.78	23.13	18.04	5.31	1.27	6.73
10	1.18	18.69	22.06	0.97	23.28	22.58	6.73	1.22	8.18
Ln(Kd ave)=2.8734			Ln(Kd ave)=0.03647			Ln(Kd ave)=1.2978			

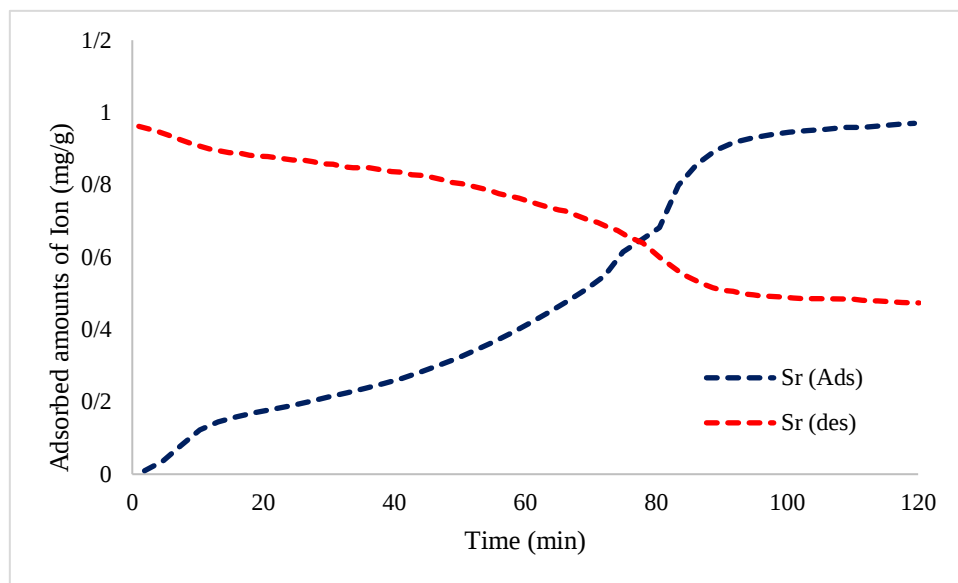
نتایج نشان داد که دما تأثیر قابل توجهی بر راندمان جذب یون‌های Sr(II) دارد. همان گونه که در جدول مشاهده می‌شود، بیشترین ظرفیت جذب و بالاترین مقادیر K_d در دمای ۲۹۳ کلوین به دست آمد که بیانگر تمایل بالای فرآیند به وقوع در شرایط دمایی پایین است. کاهش چشمگیر ضرایب توزیع در دمای ۳۰۳ کلوین می‌تواند نشان‌دهنده ماهیت گرمزای فرآیند باشد؛ به طوری که با افزایش دما، پایداری برهم‌کنش بین یون‌ها و سطح جاذب کاهش می‌یابد. با این حال، افزایش نسبی مقادیر q و K_d در دمای ۳۱۳ کلوین حاکی از آن است که در دماهای بالاتر، انرژی حرارتی بیشتر باعث افزایش تحرک یون‌ها و تسهیل انتقال جرم شده و بخشی از کاهش راندمان را جبران می‌کند. به طور کلی، این رفتار غیرخطی نشان می‌دهد که فرآیند جذب Sr(II) صرفاً تابع ساده افزایش یا کاهش دما نیست و هر دو جنبه‌ی ترمودینامیکی (ماهیت گرمازا) و سینتیکی (تسهیل نفوذ در دماهای بالاتر) در تعیین راندمان نهایی نقش دارند. بنابراین بررسی دقیق‌تر پارامترهای ترمودینامیکی نظیر ΔH ، ΔG و ΔS برای روشن شدن سازوکار جذب در این سامانه ضروری است.

مطالعات واجذبی

فرآیند واجذب یون‌های استرانسیوم جذب‌شده با استفاده از ۱۰ میلی‌لیتر از محلول‌های ۱ مولار HNO_3 ، HCl ، NH_4NO_3 و ترکیب $HNO_3 + HCl$ مورد بررسی قرار گرفت. در بین معرف‌های آزمایش‌شده، محلول ۱ مولار NH_4NO_3 بالاترین کارایی را در واجذب یون‌های Sr(II) نشان داد. همان‌طور که در جدول ۲ مشاهده می‌شود، بهترین درصد واجذب مربوط به NH_4NO_3 با مقدار ۹۰.۵٪ بود، که نشان‌دهنده قابلیت بازیابی مناسب جاذب و برگشت‌پذیری مطلوب فرآیند جذب برای یون استرانسیوم می‌باشد. شکل ۹ نتایج جذب و واجذبی را برای یون استرانسیوم در شرایط بهینه نشان می‌دهد.

جدول (۲) بررسی درصد استخراج با استفاده از شوینده‌های مختلف

درصد استخراج	غلظت یون‌ها بعد از شستشو با ۱۰ میلی‌لیتر شوینده (میلی گرم / لیتر)	شوینده (۱ مولار)
69.00	1.38	HNO_3
77.00	1.54	HCl
90.50	1.81	NH_4NO_3
47.50	0.95	$HNO_3 + HCl$



شکل (۹) نتایج جذب و واجذب یون Sr(II)

ایزوترم های جذب

در یک سیستم ویژه به هنگام تعادل ، یعنی زمانی که هیچ گونه جذب کلی نداریم، جذب سطحی یک جزء از یک محلول بر روی یک سطح ، منجر به توزیع ترمودینامیکی آن جزء بین فازها می شود. روش معمول برای بیان چگونگی این توزیع، تعیین مقدار مایع جذب شده در واحد وزن جاذب به عنوان تابعی از غلظت در دمای ثابت است که منحنی هم دمای جذب^۱ نامیده می شود. ایزوترم جذب برای تعیین ظرفیت جذب، جهت ارزیابی عملکرد این فرایند و انتخاب مناسب ترین جاذب سودمند است، به علاوه این منحنی ، نقش مهمی را در پیشنهاد مدل تجزیه و تحلیل و طراحی سیستم های جذب بازی می کند. همچنین این منحنی برای ارزیابی تئوری و تعیین پارامترهای ترمودینامیکی ، همچون پیش بینی گرمای جذب سودمند است.

سه مدل ایزوترم جذب شامل دو پارامتری (لانگمویر و فروندلیچ) و سه پارامتری (ردلیچ-پترسون) برای تحلیل داده های تعادلی مورد استفاده قرار گرفتند. این مدل ها به طور معمول برای بررسی اولیه رفتار ایزوترم جذب به کار می روند. مدل ایزوترم لانگمویر اغلب برای جذب تک لایه بر سطحی یکنواخت با محل های جذب همسان استفاده می شود. این مدل از معادله زیر پیروی می کند:

$$q_e = \frac{q_m \cdot K_a \cdot C_e}{1 + K_a \cdot C_e} \quad (1)$$

در این رابطه، K_a ثابت لانگمویر و q_m بیشینه ظرفیت جذب (mg/g) هستند. همچنین، q_e و C_e به ترتیب غلظت های تعادلی در فاز جامد و مایع می باشند. C_e نشان دهنده غلظت تعادلی یون های باقی مانده در محلول (mg/L) و q_e مقدار یون فلزی جذب شده به ازای هر گرم جاذب پس از رسیدن به تعادل است. نمودار

ایزوترم لانگمویر در شکل ۱۰ نمایش داده شده و مقادیر پارامترهای به دست آمده در جدول ۳ آورده شده است.

مدل فروندلیچ یک ایزوترم غیر خطی است که رابطه بین غلظت ماده حل شده در سطح جاذب و غلظت آن در فاز مایع را بیان می کند. این مدل برای جذب چندلایه با توزیع ناهمگن انرژی جذب در سطحی ناهمگن کاربرد دارد و به صورت زیر تعریف می شود:

$$q_e = K_F \cdot C_e^{1/n} \quad (۲)$$

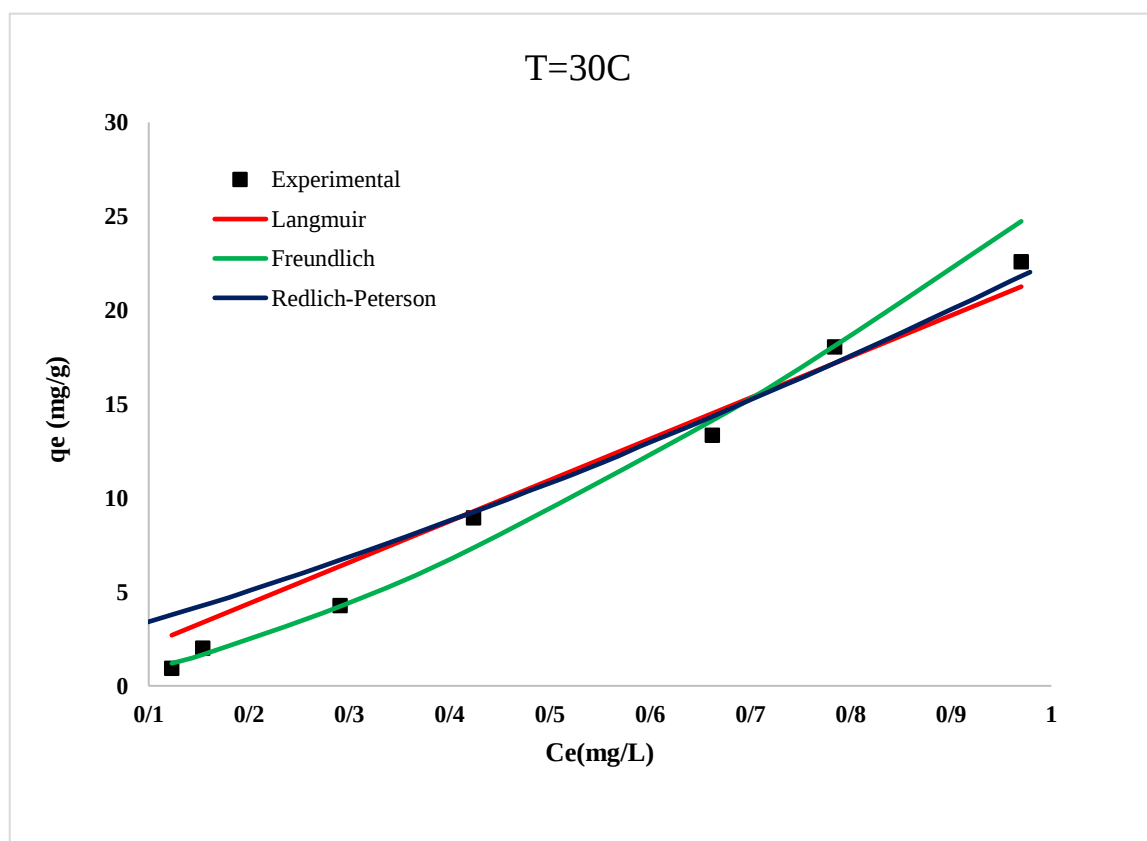
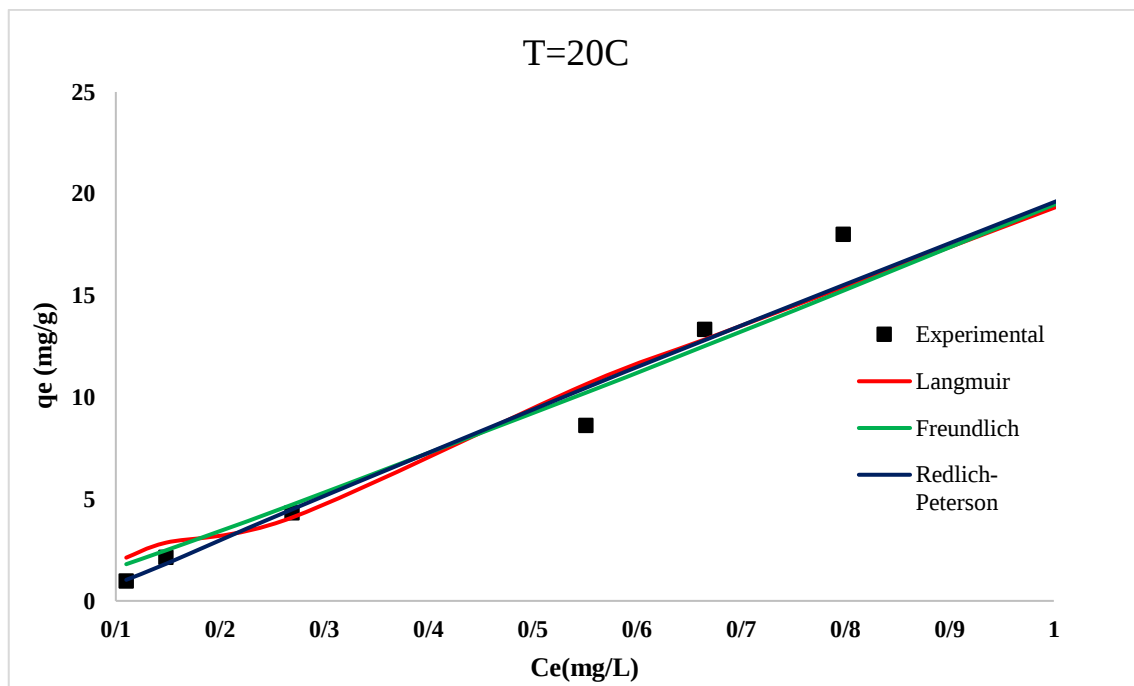
در این رابطه، K_F و n به ترتیب ثلثت های فروندلیچ هستند و q_e و C_e غلظت های تعادلی در فاز جامد و مایع می باشند.

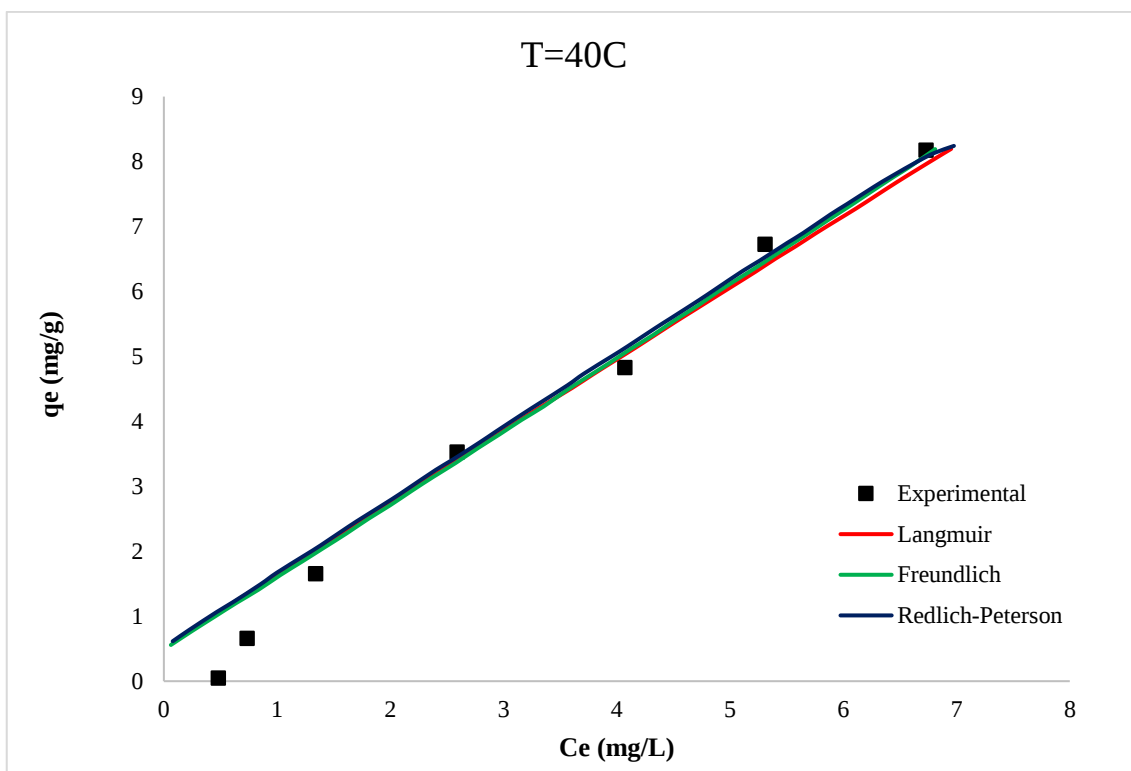
ایزوترم ردلیچ پترسون ترکیبی از مدل های لانگمویر و فروندلیچ است که برای اولین بار در سال ۱۹۵۹ معرفی شد. صورت کسر این مدل از ایزوترم لانگمویر گرفته شده و این امکان را دارد که در رقت بی نهایت به ناحیه هنری نزدیک شود. مخرج معادله نیز ساختار ترکیبی از مدل های لانگمویر و فروندلیچ دارد. در این مدل، q_e ظرفیت جذب در حالت تعادل، C_e غلظت تعادلی و A و B ثابت های تعادلی هستند.

نمودار ایزوترم ها با استفاده از مدل های مختلف در جدول ۳ بررسی و برازش شده اند. شکل ۱۰ نشان دهنده انطباق مدل های لانگمویر، فروندلیچ و ردلیچ-پترسون در دماهای مختلف است. برای ارزیابی صحت این مدل ها در سیستم جذب، تحلیل خطا انجام شد. در این مطالعه از توابع خطا مانند R^2 و معادله کای-دو (χ^2) استفاده شده است. آزمون کای-دو میزان اختلاف مدل نظری با داده های تجربی مشاهده شده را بررسی می کند.

$$q_e = \frac{A \cdot C_e}{1 + B \cdot C_e^g} \quad (۳)$$

$$\chi^2 = \frac{\sum_{i=1}^n (x_{obs,i} - x_{model,i})^2}{x_{model,i}} \quad (۴)$$





شکل (۱۰) بهترین فیت ایزوترم‌های غیرخطی برای یون استرانسیوم در سه دمای مختلف

جدول (۳) ثوابت ایزوترم‌های لانگمویر، فروندلیش و ردلیش پترسون برای جذب استرانسیوم توسط نانولوله کربنی چندجداره عامل‌دار شده با آمین

	T(k)	پارامترها				
		q_m	k		R^2	$(100 * \chi)^2$
ایزوترم لانگمویر غیرخطی	293	1.8602×10^5	1.0381×10^{-4}		0.9646	15.7444
	303	9.8454×10^5	2.2256×10^{-5}		0.9681	10.2691
	313	943.9585	0.0013		0.9904	0.7045
ایزوترم فروندلیش غیرخطی		K	n		R^2	$(100 * \chi)^2$
	293	19.4314	0.9284		0.9672	17.1341
	303	25.8637	0.6823		0.9932	2.37180
	313	1.1890	0.9794		0.9906	0.7900
		K1	K2	g	R^2	$(100 * \chi)^2$
	293	19.8697	0.0142	-1.9756	0.9718	15.2585

ایزوترم	303	2.0701×10^{-4}	-1.0000	2.8526×10^{-6}	0.9923	2.52940
ردلیش						
پترسون	313	1.2436	2.1775×10^{-26}	29.0250	0.9907	0.6115

همان طور که مشاهده می شود، ضرایب تعیین (R^2) در تمامی مدل ها و دماها بالا (بیشتر از ۰.۹۶) بوده و مقادیر خطای کای-دو (χ^2) بسیار کوچک به دست آمده است؛ این امر نشان دهنده انطباق مناسب مدل های ریاضی با داده های تجربی است. علاوه بر این، تغییرات مقادیر ثابت های مدل ها در دماهای مختلف روند منطقی و قابل توجیهی را نشان می دهد که بیانگر پایداری و صحت داده ها است. بدین ترتیب، ترکیب تحلیل آماری (χ^2 و R^2) همراه با مقایسه بین مدل های دو و سه پارامتری، اعتبار داده های آزمایشگاهی را تأیید نموده و مبنای مناسبی برای تفسیر مکانیزم جذب فراهم می سازد.

خواص ترمودینامیکی

جذب یون های Sr(II) با استفاده از جاذب نانولوله های کربنی آمین دار شده در دماهای مختلف انجام شد. تغییر انرژی آزاد گیبس استاندارد (ΔG°) معیار اصلی برای بررسی خودبه خودی بودن فرآیند است (صالح، ۲۰۲۲ & شاهین پور، ۲۰۲۲). مطابق نتایج این آزمایش اثبات شد که از آنجایی که مقدار ΔG° در سه دمای مشخص منفی است، واکنش در این سه دما خود به خودی هستند. تغییرات انرژی آزاد گیبس با استفاده از معادله زیر بدست آمد:

$$\Delta G^\circ = -RT \ln K_d \quad (5)$$

تغییرات آنتالپی (ΔH°) و آنتروپی (ΔS°) نیز با استفاده از معادلات زیر بدست می آیند:

$$\ln K_d = -\frac{\Delta H^\circ}{RT} + \frac{\Delta S^\circ}{R} \quad (6)$$

$$\Delta G^\circ = \Delta H^\circ - T \cdot \Delta S^\circ \quad (7)$$

که در آن R، ثابت جهانی گازها بر حسب J/mol.K بوده و دارای مقدار ۸.۳۱۴ است. همچنین T دما بر حسب کلوین است. K_d نیز ضریب توزیع جذب در حالت تعادل است. نمودار $\ln K_d$ بر حسب $1/T$ را برای جذب یون های Sr(II) رسم شدند (معادله وانت هوف). با استفاده از شیب و عرض از مبدا این نمودار، مقادیر عددی ΔH° و ΔS° به دست آمدند. این مقادیر در جدول ۴ ارائه شده اند. مقدار ΔH° برابر -۶۱.۷۶ کیلوژول بر مول بدست آمد که بیانگر گرمازا بودن فرآیند است. همچنین، مقدار خفیف منفی بودن ΔS° بیانگر کاهش بی نظمی در سطح تماس بین فاز جامد و محلول در حین فرآیند جذب است.

جدول (۴) مقادیر ترمودینامیکی جذب یون های Sr(II) با استفاده از جاذب نانولوله های کربنی آمین دار شده

$\Delta G^\circ(\text{Kj/mol})$			$\Delta H^\circ(\text{Kj/mol})$	$\Delta S^\circ(\text{j/mol.k})$
293k	303k	313k		
-5.41	-3.49	-1.57	-61.76	-192.32

اثر یون‌های مزاحم

اثر سایر یون‌ها (با غلظت ۵ میلی گرم بر لیتر) مانند Ca^{2+} ، Ni^{2+} ، Fe^{3+} ، Co^{2+} ، Ba^{2+} ، Cd^{2+} و Pt^{4+} بر جذب یون Sr(II) (با غلظت ۵ میلی گرم بر لیتر) مورد بررسی قرار گرفت. درصد استخراج (%E) با استفاده از معادلات زیر محاسبه شد، که در آن Q ظرفیت جذب (میلی گرم بر گرم)، C_e و C_0 به ترتیب غلظت اولیه و تعادلی (میلی گرم بر لیتر)، W جرم جاذب (۰.۰۱۱ گرم)، V حجم محلول (۰.۰۲۵ لیتر) و %E درصد استخراج هستند. همان‌طور که در جدول ۵ نشان داده شده است، یون‌های مزاحم تأثیر ناچیزی بر میزان جذب دارند. معادلات ۸ تا ۱۰ به ترتیب بیانگر درصد استخراج، نسبت توزیع و درصد کاهش جذب هستند.

$$\%E = \left(1 - \frac{C_e}{C_0}\right) \times 100 \quad (8)$$

$$D = \frac{E \times V}{W} \quad (9)$$

$$\%L = \frac{C_e - C_{ep}}{C_{ep}} \quad (10)$$

جدول ۵: تأثیر فلزات مزاحم بر درصد جذب برای Sr(II)

Interfering Ion	A	%E	%L	D
-	3.96	79.20	0.00	1.98
Ni^{+2}	3.77	75.72	4.42	1.89
Ca^{+2}	3.83	76.66	3.23	1.92
Fe^{+3}	3.43	68.90	13.53	1.72
Ba^{+2}	3.72	74.32	6.19	1.86
Cd^{+2}	3.45	68.90	13.03	1.72
Co^{+2}	1.95	38.96	50.82	0.97
Rh^{+3}	3.16	63.20	20.27	1.58
Pt^{+4}	1.50	30.00	62.13	0.75
Mixed	3.96	79.20	0.00	1.98

آنالیز نمونه های حقیقی

برای سنجش کارایی جاذب تحت شرایط بهینه (شامل pH مطلوب، استفاده از ۰.۰۱ گرم جاذب در ۲۵ میلی لیتر محلول)، آزمایش هایی با غلظت های ۰.۲، ۰.۴ و ۰.۶ میلی گرم بر لیتر از یون استرانسیوم در نمونه های مختلف آب محیطی انجام شد. جدول ۶ نتایج حاصل از آزمون بازیابی را ارائه می دهد که میانگین و انحراف معیار بازیابی در دو نمونه متفاوت را تحت شرایط یکسان نشان می دهد. این نتایج بیانگر دقت بالا، تکرارپذیری مناسب، و کارایی مؤثر جاذب در شرایط واقعی محیطی هستند. درصد بازیابی و درصد انحراف معیار نسبی با استفاده از روابط زیر محاسبه شده است:

$$(11) \quad \text{غلظت اولیه یون در نمونه بدون افزودن استاندارد} - \text{غلظت اندازه گیری شده بعد از افزودن استاندارد} = \frac{\text{غلظت اولیه یون در نمونه بدون افزودن استاندارد}}{\text{مقدار یون افزوده شده به نمونه}} \times \text{بازیابی} \%$$

$$(12) \quad \text{انحراف معیار} = \frac{\text{انحراف معیار}}{\text{میانگین}} \times \text{انحراف معیار نسبی} \%$$

جدول (۶) بررسی استخراج و اندازه گیری یون Sr(II) در نمونه های آب محیطی

نمونه ها	مقدار اندازه گیری شده (بدون افزودن استرانسیوم) $(\mu g/mL)$	مقدار افزوده شده استرانسیوم $(\mu g/mL)$	مقدار اندازه گیری شده پس از پیش تغلیظ $(\mu g/mL)$	درصد بازیابی $(\%R^2)$	درصد انحراف معیار نسبی $(\%RSD)$
آب شهر	۱.۷۲	۰.۲	۱.۹۶، ۱.۹۲، ۱.۹۱	۹۹.۴۸	۱.۳۷
		۰.۴	۲.۰۰، ۲.۳، ۲.۱	۹۹.۳۸	۷.۱۶
		۰.۶	۲.۵، ۲.۳، ۲.۴	۹۶.۶۷	۴.۱۷
آب چاه	۱.۳۸	۰.۲	۱.۵۹، ۱.۵۶، ۱.۵۸	۱۰۰.۲۱	۰.۹۷
		۰.۴	۱.۷۷، ۱.۸۱، ۱.۷۹	۹۹.۴۴	۱.۱۲
		۰.۶	۲.۰۰، ۲.۱۰، ۱.۹۸	۹۷.۷۰	۳.۱۷

نتیجه گیری

نتایج این پژوهش نشان داد که نانولوله‌های کربنی چندجداره عامل‌دار شده با اتیلن‌دی‌آمین عملکردی بسیار مطلوب در حذف یون استرانسیوم از محلول‌های آبی دارند. بررسی شرایط بهینه نشان داد که در pH برابر با ۷ راندمان جذب به ۹۳ درصد و در غلظت اولیه ۲.۵ میلی‌گرم بر لیتر راندمان جذب به ۹۶.۴۸ درصد رسید. زمان تعادل فرآیند در حدود ۱۰۰ دقیقه به دست آمد و بررسی اثر یون‌های مزاحم بیانگر آن بود که این یون‌ها تأثیر ناچیزی بر راندمان فرآیند جذب دارند. تحلیل ترمودینامیکی نشان داد که مقادیر ΔG° در بازه‌ی -1.57 تا -5.41 kJ/mol بوده و نشان‌دهنده‌ی خودبخودی بودن فرآیند است. مقدار ΔH° برابر با -61.76 kJ/mol کم‌اهمیت گرمای فرآیند را تأیید کرده و مقدار ΔS° منفی -192.32 J/mol.K نیز کاهش بی‌نظمی سیستم در شرایط تعادلی را نشان می‌دهد. بررسی ایزوترم‌های جذب نیز بیانگر آن بود که مدل ردلیش-پترسون بهترین انطباق را با داده‌های تجربی دارد. علاوه بر این، مطالعه فرآیند واجذب نشان داد که نیتрат آمونیوم (NH_4NO_3) با ۹۰.۵ درصد بالاترین راندمان واجذب را فراهم می‌کند. از منظر کاربردی، دستیابی به درصد‌های بالای جذب و واجذب در شرایط آزمایشگاهی و نمونه‌های واقعی، کارایی عملی این جاذب را برای استفاده در شرایط میدانی اثبات می‌کند. بنابراین، می‌توان نتیجه گرفت که نانولوله‌های کربنی چندجداره عامل‌دار شده با اتیلن‌دی‌آمین، جاذبی نوین، کارآمد و پایدار برای حذف یون‌های خطرناک نظیر Sr(II) از محیط‌های آبی بوده و قابلیت استفاده به‌عنوان راهکاری مؤثر در تصفیه اضطراری و صنعتی آب، به‌ویژه در حوزه‌های زیست‌محیطی و پدافند غیرعامل، را دارا هستند.

منابع و مآخذ

- A. Ghaemi, M. Torab-Mostaedi, and M. Ghannadi-Maragheh, "Characterizations of strontium (II) and barium (II) adsorption from aqueous solutions using dolomite powder," *Journal of hazardous materials*, vol. 190, no. 1-3, pp. 916-921, 2011.
- S. Chegrouche, A. Mellah, and M. Barkat, "Removal of strontium from aqueous solutions by adsorption onto activated carbon: kinetic and thermodynamic studies," *Desalination*, vol. 235, no. 1-3, pp. 306-318, 2009.
- L. Zhang, J. Wei, X. Zhao, F. Li, F. Jiang, and M. Zhang, "Strontium (II) adsorption on Sb (III)/Sb₂O₅," *Chemical Engineering Journal*, vol. 267, pp. 245-252, 2015.
- S. Yusan and S. Erenturk, "Adsorption characterization of strontium on PAN/zeolite composite adsorbent," *World Journal of Nuclear Science and Technology*, vol. 1, no. 1, pp. 6-12, 2011.
- M. Caccin, F. Giacobbo, M. Da Ros, L. Besozzi, and M. Mariani, "Adsorption of uranium, cesium and strontium onto coconut shell activated carbon," *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, vol. 297, no. 1, pp. 9-18, 2013.
- R. E. Lapp, "Strontium Limits in Peace and War," *Bulletin of the Atomic Scientists*, vol. 12, no. 8, pp. 287-289, 1956.
- C. L. Harness, *Strontium minerals* (no. 7200). US Bureau of Mines, 1942.

- I. Nurjanah, T.-T. Chang, S.-J. You, C.-Y. Huang, and W.-Y. Sean, "Reverse osmosis integrated with renewable energy as sustainable technology: A review," *Desalination*, vol. 581, p. 117590, 2024.
- X. Gu *et al.*, "Extreme precipitation in China: A review on statistical methods and applications," *Advances in Water Resources*, vol. 163, p. 104144, 2022.
- M. C. Benalia, L. Youcef, M. G. Bouaziz, S. Achour, and H. Menasra, "Removal of heavy metals from industrial wastewater by chemical precipitation: mechanisms and sludge characterization," *Arabian Journal for Science and Engineering*, vol. 47, no. 5, pp. 5587-5599, 2022.
- S. Singh, D. Kapoor, S. Khasnabis, J. Singh, and P. C. Ramamurthy, "Mechanism and kinetics of adsorption and removal of heavy metals from wastewater using nanomaterials," *Environmental Chemistry Letters*, vol. 19, no. 3, pp. 2351-2381, 2021.
- Y. Zhang *et al.*, "Research progress of adsorption and removal of heavy metals by chitosan and its derivatives: A review," *Chemosphere*, vol. 279, p. 130927, 2021.
- U. M. Ismail, M. S. Vohra, and S. A. Onaizi, "Adsorptive removal of heavy metals from aqueous solutions: Progress of adsorbents development and their effectiveness," *Environmental Research*, vol. 251, p. 118562, 2024.
- R. Yavari, Y. D. Huang, and A. Mostofizadeh, "Sorption of strontium ions from aqueous solutions by oxidized multiwall carbon nanotubes," *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, vol. 285, no. 3, pp. 703-710, 2010/09/01 2010, doi: 10.1007/s10967-010-0600-y.
- C. K. Aslani, F. Belloni, B. Çetinkaya, and V. V. Rondinella, "Sorption studies of strontium on carbon nanotubes using the Box–Behnken design," *Radiochimica Acta*, vol. 102, no. 10, pp. 931-940, 2014, doi: doi:10.1515/ract-2013-2191.
- M. Xing, S. Zhuang, and J. Wang, "Adsorptive removal of strontium ions from aqueous solution by graphene oxide," (in eng), *Environ Sci Pollut Res Int*, vol. 26, no. 29, pp. 29669-29678, Oct 2019, doi: 10.1007/s11356-019-06149-z.
- H. Sid Kalal, M. R. Almasian, and M. Taghiof, "Equilibrium and Kinetic Study of Adsorption of Mo (VI) and Pd (II) from Aqueous Solutions by Functionalized Multi-Walled Carbon Nanotubes," *Journal of Environmental Science Studies*, vol. 6, no. 3, pp. 4111-4120, 2021.
- T. A. Saleh, "Kinetic models and thermodynamics of adsorption processes: classification," in *Interface science and technology*, vol. 34: Elsevier, 2022, pp. 65-97.
- A. Shahinpour, B. Tanhaei, A. Ayati, H. Beiki, and M. Sillanpää, "Binary dyes adsorption onto novel designed magnetic clay-biopolymer hydrogel involves characterization and adsorption performance: Kinetic, equilibrium, thermodynamic, and adsorption mechanism," *Journal of Molecular Liquids*, vol. 366, p. 120303, 2022.

Equilibrium and Kinetic Study of Strontium Ion Adsorption from Aqueous Solutions Using Functionalized Multi-Walled Carbon Nanotubes with Ethylenediamine

Hossein Sid Kalal¹, Ali Mahvashian², , Ebrahim Shirali³, Mohammad Faryadi⁴

Abstract

In this study, multi-walled carbon nanotubes (MWCNTs) were functionalized with amine groups and employed as adsorbents for the removal of strontium ions from aqueous solutions. The adsorption behavior of the modified nanotubes was systematically investigated across a pH range of 3 to 9 using a solid-phase extraction approach. The influence of key operational parameters—including initial ion concentration, contact time, and the presence of competing ions—was examined to determine the optimal conditions for maximum adsorption efficiency. Furthermore, the performance of the synthesized adsorbent was evaluated in real environmental samples, yielding promising results. The negative value of the standard Gibbs free energy change ($\Delta G^\circ < 0$) confirmed the spontaneous and feasible nature of the adsorption process. Additionally, the negative values of both ΔH° and ΔS° indicated an exothermic process accompanied by a decrease in entropy upon reaching equilibrium. Finally, the experimental data were fitted to Langmuir, Freundlich, and Redlich–Peterson isotherm models, demonstrating a good agreement and providing insight into the adsorption mechanism of Sr(II) ions onto the functionalized MWCNTs.

Key Words: Strontium, MWCNTs, Ethylenediamine, Adsorption, Langmuir

-
1. Associate Professor, Nuclear Fuel Cycle Research Institute, Nuclear Science and Technology Research Institute, Tehran, Iran
 2. Master's Student, Department of Chemical Engineering, Faculty of Engineering, University of Tehran, Tehran, Iran
 3. . Lecturer, Department of Chemistry, Faculty of Basic Sciences, Imam Ali Military University, Tehran, Iran
 4. . Master of Science in Nuclear Fuel Engineering, Nuclear Science and Technology Research Institute, Tehran, Iran