

مقاله پژوهشی

مطالعه حذف سرب از آب‌های آلوده با استفاده از انواع جاذب‌های تهیه شده از ساقه کلزا

عبداله رنجبر^{۱*}، منوچهر حیدرپور^۲، سعید اسلامیان^۲، مهران شیروانی^۳

تاریخ دریافت: ۱۳۹۸/۱۲/۰۵ تاریخ پذیرش: ۱۳۹۹/۱۲/۲۴

- ۱- دانش‌آموخته دکتری علوم و مهندسی آب دانشگاه صنعتی اصفهان
 - ۲- استاد گروه علوم و مهندسی آب دانشگاه صنعتی اصفهان
 - ۳- دانشیار گروه علوم خاک دانشگاه صنعتی اصفهان
- * مسئول مکاتبات، پست الکترونیکی: abdullah.ranjbar@ag.iut.ac.ir

چکیده

به دلیل ایجاد آلودگی در طبیعت توسط فلز سرب، برای حذف این فلز سنگین از محلول‌های آلوده شبیه‌سازی شده در آزمایشگاه، از جاذب خام تهیه شده از ساقه کلزا و جاذب بیوچار فعال‌سازی شده با بخار آب استفاده شد؛ به اینصورت که جاذب بیوچار فعال‌سازی شده با بخار آب، در دمای کربن‌سازی ۵۰۰ درجه سلسیوس و دمای فعال‌سازی ۷۰۰ درجه سلسیوس تهیه شد و آزمایش‌های ایزوترم جذب سرب در دمای ۲۵ درجه سلسیوس، صورت گرفت. سپس آزمایش‌های انتخاب بهترین pH جاذب و بهترین مقدار جاذب انجام گرفت. در ادامه، هر دو جاذب خام و بیوچار با نانوذرات اکسید آهن مغناطیسی (Fe_3O_4) در سطح ۵٪ اصلاح شدند و آزمایش‌های ایزوترم جذب سرب با استفاده از جاذب‌های جدید نیز انجام گردید. نتایج نشان داد که جاذب بیوچار فعال‌سازی شده با بخار آب اصلاح شده با نانوذرات اکسید آهن مغناطیسی (BC-5%) به عنوان بهترین جاذب برای حذف آلایندة سرب، می‌باشد. در جاذب مذکور، حداکثر میزان آلایندة جذب شده روی جاذب برابر ۶۳/۶۲ میلی‌گرم بر گرم، پارامتر ثابت جذب لانگمویر برابر ۰/۰۶۷۹۰ لیتر بر میلی‌گرم، ضریب تیبین برابر ۰/۹۷۹۸ و خطای استاندارد برابر ۳/۲۱۹ به دست آمد.

واژه‌های کلیدی: بیوچار، جاذب، سرب، نانوذرات، همدمای جذب

Study of Lead Removal from Polluted Water by Types of Adsorbents Made from the Canola Stalk

A Ranjbar^{1*}, M Heidarpour², S Eslamian², M Shirvani³

Received: February 24, 2020 Accepted: March 14, 2021

1- PhD Graduate, Dept. of Water Engineering, College of Agriculture, Isfahan University of Technology, Iran.

2- Prof., Dept. of Water Engineering, College of Agriculture, Isfahan University of Technology, Iran.

3- Assoc. Prof., Soil Science Dept., College of Agriculture, Isfahan University of Technology, Iran.

*Corresponding Author, E-mail: abdullah.ranjbar@ag.iut.ac.ir

Abstract

Due to pollution in nature by lead (Pb), the canola stalk (CS) and water vapor-activated biochar (BC) adsorbents were utilized to remove lead from polluted solutions in the lab. The water vapor-activated biochar adsorbent was prepared in 500-degree Celsius carbonization temperature and 700-degree Celsius activation temperature. Lead adsorption isotherm experiments were carried out in 25 degrees Celsius. Experiments were performed to determine the best adsorbent pH level and the best adsorbent dosage level. Both CS and BC adsorbents were amended with magnetic iron oxide nanoparticles (Fe_3O_4) at 5% (w/w), and the lead adsorption isotherm experiments were carried out using the new adsorbents. The results indicated that the water vapor-activated biochar adsorbent modified with Fe_3O_4 (BC-5%) is the best adsorbent for the lead pollutants removal. In this adsorbent, the maximum of adsorbed quantity was found equal to 63.62 mg g^{-1} , the Langmuir constant was obtained equal to $0.06790 \text{ L mg}^{-1}$, coefficient of determination was computed equal to 0.9798 and standard error of the estimate acquired equal to 3.219.

Keywords: Adsorbent, Adsorption isotherm, Biochar, Lead, Nanoparticles

مقدمه

رس‌ها تثبیت می‌گردد. در خاک‌های اسیدی، حلالیت آن افزایش می‌یابد و برای گیاهان سمی می‌گردد. غلظت سرب در کودهای سولفات پتاسیم و سوپر فسفات تریپل به ترتیب ۴/۲۸ و ۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم می‌باشد (ویلیامز و همکاران ۲۰۰۶) و مرز استاندارد آلاینده سرب برای تخلیه به آب‌های سطحی، تخلیه به چاه جاذب و مصارف آبیاری، ۱ میلی‌گرم بر لیتر می‌باشد. سازمان بهداشت جهانی (بی‌نام ۲۰۰۸) حداکثر غلظت سرب در آب‌های آشامیدنی را ۱۰ میکروگرم بر لیتر تعیین کرده است. طبق استاندارد آب آشامیدنی در ایران نیز، حداکثر غلظت مجاز سرب در آب شرب، ۱۰ میکروگرم بر لیتر می‌باشد (بی‌نام ۲۰۰۹).

امروزه، روش‌های جدیدی مانند اسمز معکوس و الکترودیالیز برای شیرین کردن آب ابداع شده است که

آب، یکی از مهم‌ترین نیازهای حیات روی کره زمین می‌باشد که نقش بسیار ضروری در سلامت، محیط زیست، تولید غذا و اقتصاد را دارد. افزایش جمعیت دنیا، کاهش میزان منابع آب قابل استفاده، افزایش آلودگی منابع آب قابل دسترس و رقابت بر سر تقاضای آب در بخش‌های مختلف شرب، کشاورزی، صنعت و توسعه شهری، انسان را به استفاده از منابع آبی با کیفیت نامطلوب، همچون منابع آبی شور، آب زهکش‌ها و پساب‌های تصفیه شده، مجبور نموده است. یکی از آلاینده‌های موجود در آب‌های آلوده، سرب می‌باشد. سرب در طبیعت عمدتاً به صورت سنگ‌های معدنی کربناتی، سولفاتی و فسفاتی وجود دارد. در گیاهان و خاک به مقادیر کم یافت می‌شود و توسط

آلودگی منابع آب سطحی و زیرزمینی می‌شود (لیانگ و همکاران ۲۰۰۶). مواد جاذب کربنی مانند بیوچار و کربن فعال، مواد جاذب ارزان قیمتی هستند که امروزه به صورت گسترده در سیستم‌های تصفیه آب، مورد استفاده قرار می‌گیرند؛ این مواد خلل و فرج بسیار زیاد و سطح ویژه بسیار بالایی دارند. واسای و همکاران (۱۹۹۹) با استفاده از کربن فعال بلوری به میزان ۱۸۴ میلی‌گرم بر لیتر برای جذب کادمیوم، مس، کروم، منگنز، سرب و روی، گزارش کردند که کربن فعال به کار برده شده در طیف تغییرات pH بین ۷/۷-۶، ۹۶-۸۰٪ فلزات سنگین را جذب می‌کند.

شی و همکاران (۲۰۱۱) برای حذف فسفات از محلول‌های آبی، از کربن فعال بارگذاری شده توسط اکسید آهن (III) در آزمایش‌های ناپیوسته استفاده کردند. در آن تحقیق، جاذب کامپوزیت کربن فعال/اکسید آهن (III) سرعت جذب سریع و ظرفیت بالای جذب را نشان داد و این عملکرد جذب یون‌های فسفات، وابسته به مقدار pH، مقدار آهن و غلظت آنیون بود. آنها ظرفیت جذب یون‌های فسفات در $pH=3/0$ را $98/39$ میلی‌گرم بر گرم برای کامپوزیت کربن فعال/اکسید آهن (III) و $78/90$ میلی‌گرم بر گرم برای کربن فعال به دست آوردند. در این آزمایش‌ها، ایزوترم جذب یون‌های فسفات با کامپوزیت تهیه شده و کربن فعال، تطابق بیشتری با مدل فروندلیخ نسبت به مدل لانگمویر نشان داد. کائو و همکاران (۲۰۰۹) زغال زیستی به دست آمده از کود گاوی را برای حذف سرب استفاده نمودند. نتایج نشان داد که زغال زیستی تهیه شده می‌تواند برای جذب مؤثر عناصر فلزی مورد استفاده قرار گیرد. همچنین آنها بیان کردند که برای جذب سرب، توانایی زغال زیستی تهیه شده در دمای 250 درجه سلسیوس نسبت به کربن فعال تجاری، ۶ برابر مؤثرتر می‌باشد.

در سال‌های اخیر، سنتز نانوذرات و مطالعه خواص منحصر به فردشان به دلیل بزرگ بودن نسبت

مشکلاتی برای توسعه مانند مصرف زیاد انرژی و هزینه زیاد دارند. لذا پیدا کردن روشی مؤثر برای تصفیه و یا پیش تصفیه منابع آبی آلوده که چنین مشکلاتی را نداشته باشد مانند استفاده از جاذب‌های ارزان قیمت و در دسترس، از اهمیت ویژه‌ای برخوردار می‌باشد. رسوب به صورت کربنات یا هیدروکسید سرب، راه معمول کاهش سرب می‌باشد. با افزودن بی‌کربنات، سرب در pHهای بین ۹-۹/۵ به مقدار مؤثری به صورت نامحلول و رسوب درآمده و غلظت آن به $0/01-0/03$ میلی‌گرم بر لیتر می‌رسد. رسوب آن توسط آهک نیز در pH حدود ۱۱ رخ می‌دهد. رسوب سرب با استفاده از سولفید سدیم، در pHهای بین ۷/۵-۸/۵ اتفاق می‌افتد و به غلظت حدود $0/1$ میلی‌گرم بر لیتر می‌رسد (اکنفلدر ۱۹۹۹). بسیاری از روش‌ها برای حذف سرب (II) از فاضلاب مانند رسوب شیمیایی، تبادل یونی، جداسازی غشاء، جذب زیستی و فرآیند جذب استفاده شده است. با این حال، بسیاری از آنها نیاز به یک فرآیند گسترده همراه با هزینه زیاد نیاز دارند. بنابراین توسعه استراتژی اصلاح مؤثر که قادر به حذف سرب (II) از آب آلوده است، لازم می‌باشد (ژانگ و همکاران ۲۰۱۰).

زغال زیستی، محصولی ارزان قیمت با غنای بسیار بالای کربن می‌باشد که در اثر حرارت زیست توده‌هایی مانند چوب، شاخ و برگ گیاهان و کودهای حیوانی و تجزیه حرارتی مواد ارگانیک در مخزنی عاری از اکسیژن و به صورت کاملاً بسته تولید می‌شود. در طی این فرآیند ترموشیمیایی که به فرآیند پیرولیز موسوم است، مواد آلی اولیه در دمای زیاد تجزیه می‌شوند و به صورت مواد ساده‌تر مانند مواد ترکیبات گازی، مایع و جامد در می‌آیند. استفاده از زغال زیستی در لایه سطحی خاک‌های زراعی، موجب رسیدن به تولید پایدار در مدیریت زراعی، کاهش هزینه‌های مصرف کودهای مختلف و کنترل میزان آبشویی مواد غذایی از پروفیل خاک و در نتیجه موجب جلوگیری از

کردند. آنها زغال‌های مورد مطالعه را جاذب‌های مؤثری در جذب علف‌کش مذکور معرفی کرده و گزارش کردند که با افزایش دمای پیرولیز، این توانایی افزایش می‌یابد. رنجبر و همکاران (۲۰۱۹) برای انجام فرآیند کربن‌سازی و تهیه بیوچار، ماده خام آماده شده از ساقه کلزا را در داخل کوره تحت گاز بی‌اثر نیتروژن تحت دماهای ۳۰۰، ۴۰۰ و ۵۰۰ درجه سلسیوس، به مدت ۲ ساعت، پیرولیز نمودند. سپس برای تهیه بیوچار فعال شده با بخار آب، فعال‌سازی بیوچار در داخل کوره با استفاده از بخار آب تحت دماهای ۵۰۰، ۶۰۰ و ۷۰۰ درجه سلسیوس به مدت ۱ ساعت، انجام دادند؛ با توجه به سه سطح دمای پیرولیز و سه سطح دمای فعال‌سازی، در نهایت ۹ جاذب مختلف کربنی به دست آوردند و با استفاده از این ۹ جاذب، آزمایش‌های ایزوترم جذب سرب را انجام دادند. در نهایت با بررسی نتایج در سطح معنی‌داری ۰/۵٪، بهترین جاذب بیوچار فعال‌سازی شده با بخار آب، جاذب بیوچار تولید شده در دمای کربن‌سازی ۵۰۰ درجه سلسیوس و در دمای فعال‌سازی با بخار آب ۷۰۰ درجه سلسیوس به دست آمد.

سالانه میلیون‌ها تن ضایعات کشاورزی به عنوان مواد اولیه تهیه جاذب‌های کربنی، به هدر می‌رود، لذا استفاده از این مواد اولیه ارزان قیمت و تولید انواع جاذب‌های کربنی، راهکار مناسبی برای کاهش انواع مواد آلاینده از پساب‌ها می‌باشد؛ به همین منظور، در این مطالعه از پسماندهای ساقه کلزا برای تهیه جاذب‌های خام و بیوچار، استفاده گردید. لازم به ذکر است که از نانوذرات اکسید آهن مغناطیسی برای حذف آلاینده‌ها از آب‌های نامتعارف استفاده می‌شود که استفاده از ذرات اکسید آهن مغناطیسی در اندازه نانو در قیاس با اندازه‌های دیگر، سطح واکنش‌پذیرتر و واکنش سریعتر و کاملتر و در نتیجه، راندمان جذب بیشتری دارد، اما استفاده از آن، مشکلاتی مانند حرکت در داخل خاک و ایجاد آلودگی جدید زیست محیطی، داشتن تمایل به

سطح به حجم آنها در مقایسه با حالت توده‌ای و همچنین بروز ویژگی‌های کوانتوم مکانیکی ذرات که در مقیاس‌های بزرگتر چنین حالتی رخ نمی‌دهد، مورد توجه ویژه‌ای قرار گرفته است. به عبارت دیگر، مزیت اصلی استفاده از نانوذرات در مقایسه با مواد مرسوم، سطح ویژه بالا می‌باشد که به معنی یک فضای بزرگتر برای توسعه واکنش‌های شیمیایی و تبادل آسان و غیره می‌باشد (اوهدا و همکاران ۲۰۰۶). شن و همکاران (۲۰۰۹) به روش هم‌رسوبی، نانوذرات مغناطیسی اکسید آهن با متوسط ابعاد ۸، ۱۲ و ۳۵ نانومتر را سنتز نموده و برای اصلاح فاضلاب آلوده به نیکل، مس، کادمیوم و کروم (۶ ظرفیتی) استفاده کردند. نتایج این بررسی نشان داد که با کاهش اندازه و افزایش سطح ویژه نانوذرات، بر ظرفیت جذب نانوذرات افزوده می‌شود. ظرفیت جذب برای ذرات ۸ نانومتری ۳۵/۴۶ میلی‌گرم بر گرم حاصل گردید که حدود ۶ برابر بیشتر از ذرات درشت‌تر بود. وانگ و وانگ (۲۰۱۸) با بررسی جذب سرب (II) از محلول‌های آبی روی بیوچار اصلاح شده با نانوذرات نشان دادند که جذب سرب (II) به شدت وابسته به pH محلول است. همچنین بررسی ایزوترم و سینتیک جذب نشان می‌دهد که جذب سرب (II) روی جاذب، از مدل ایزوترم لانگمویر و شبه مرتبه دوم تبعیت می‌کند. لیانگ و همکاران (۲۰۱۸) با سنتز جاذب نانو کامپوزیت باگاس هماتیت (n-HBC) با اندازه ذرات اکسید فریک در محدوده ۱۰۰ تا ۳۰۰ نانومتر، از آن جاذب برای حذف سرب (II) از محلول‌های آبی رقیق شده استفاده کردند. بهینه‌ترین غلظت جذب سرب (II) در محدوده pH از ۴/۰ تا ۵/۵ و حداکثر ظرفیت جذب سرب (II)، از ایزوترم جذب لانگمویر برابر ۱۶/۵۷ میلی‌گرم بر گرم در دمای ۲۵ درجه سلسیوس به دست آمد.

ژانگ و همکاران (۲۰۱۱) توانایی زغال زیستی کاه ذرت تهیه شده در دماهای ۱۰۰ تا ۶۰۰ درجه سلسیوس را به منظور جذب علف‌کش سیمازین بررسی

ساعت، انجام گرفت. لازم به ذکر است که شیب افزایش دما در تمامی مراحل، روی ۵ درجه سلسیوس بر دقیقه، تنظیم شد.



شکل ۱- پیرولیز ماده خام ساقه کلزا در کوره تحت گاز بی‌اثر نیتروژن.

بعد از تهیه جاذب BC، با توجه به قلیایی بودن pH جاذب، اسید کلریدریک ۰/۰۱ مولار برای تنظیم pH به جاذب BC با نسبت وزنی ۳۰:۱ اضافه گردید و محلول روی دستگاه تکان‌دهنده^۳، به هم زده شد. سپس با شستشو و به هم زدن چندین مرتبه جاذب با آب مقطر با نسبت وزنی ۳۰:۱، pH جاذب روی عدد ۶ تنظیم گردید. لازم به ذکر است که در طی مراحل شستشو و به هم زدن جاذب با آب مقطر، EC جاذب به کمتر از $30 \mu S cm^{-1}$ رسید. سپس جاذب آماده شده، در داخل آون در دمای ۱۰۵ درجه سلسیوس به مدت ۲۴ ساعت، خشک شد.

نحوه انجام آزمایش‌های ایزوترم جذب سرب

با استفاده از جاذب‌های CS و BC، آزمایش‌های ایزوترم جذب سرب انجام گرفت؛ برای انجام آزمایش‌های جذب سرب، ۰/۳ گرم از هر یک از جاذب‌ها، بعد از توزین در ظروف پلاستیکی ریخته شد. برای تهیه محلول‌های آلوده حاوی سرب از نمک $Pb(NO_3)_2$ استفاده گردید؛ به این ترتیب که محلول‌های آلوده در ۸ سطح غلظت (۱۰، ۲۰، ۵۰، ۱۰۰، ۲۰۰، ۳۰۰،

تجمع در مکان‌های مختلف و ایجاد ذرات با اندازه بزرگتر و مشکل جداسازی نانوذرات از محیط پس از اتمام فرآیند جذب آلاینده‌ها را دارد؛ لذا در این مطالعه برای فائق آمدن بر مشکلات اشاره شده در استفاده از نانوذرات اکسید آهن مغناطیسی (Fe_3O_4)، این نانوذرات روی بستری جاذب‌های خام و بیوچار، تثبیت شدند و جاذب‌های مغناطیسی جدیدی ساخته شد.

مواد و روش‌ها

همانطور که در بخش قبلی اشاره گردید، برای تولید جاذب‌های خام و کربنی از ساقه کلزا استفاده شد؛ به این ترتیب که برای تهیه جاذب‌ها، ماده خام ساقه کلزا (جمع‌آوری شده از مزرعه)، به مدت ۰/۵ ساعت در آب جوشانده شد؛ دلیل این کار، برطرف کردن گرد و خاک و آلودگی از ساقه‌های کلزا بود. سپس ساقه‌های کلزا برای خشک شدن به مدت ۲۴ ساعت در آون با دمای ۱۰۵ درجه سلسیوس قرار داده شد. سپس ماده به دست آمده، آسیاب شد و از الک‌های مش ۳۵ و ۴۰۰ عبور داده شد که در این مرحله، جاذب خام ساقه کلزا^۱ (CS) تهیه گردید.

مطابق شکل ۱، برای انجام فرآیند کربن‌سازی و تهیه بیوچار^۲ (BC) فعال‌سازی شده با بخار آب، ماده خام آماده شده از ساقه کلزا در داخل کوره مجهز به یک ورودی و یک خروجی، تحت گاز بی‌اثر نیتروژن تحت دمای ۵۰۰ درجه سلسیوس، به مدت ۲ ساعت، پیرولیز گردید. سپس برای تهیه بیوچار فعال شده با بخار آب، با قطع گاز نیتروژن در ورودی کوره و وصل کردن لوله بخار آب به جای آن، فعال‌سازی بیوچار در داخل کوره تحت دمای ۷۰۰ درجه سلسیوس به مدت ۱

^۱Canola stalk

^۲Biochar

^۳Shaker

در ادامه کار، نانوذرات اکسید آهن مغناطیسی (Fe_3O_4) سیگما روی جاذب‌های CS و BC، تثبیت شد؛ به این ترتیب که برای تهیه جاذب خام اصلاح شده با نانوذرات اکسید آهن مغناطیسی و بیوپار فعال‌سازی شده با بخار آب اصلاح شده با نانوذرات اکسید آهن مغناطیسی، نانوذرات به نسبت وزنی ۵٪ به هر یک از جاذب‌های CS و BC اضافه گردید. سپس به این مخلوطها مقداری آب مقطر اضافه گردید و به مدت ۲ ساعت در دمای ۸۰ درجه سلسیوس با سرعت ۴۵۰ دور بر دقیقه با همزن به هم زده شد. سپس برای خشک شدن به مدت ۲۴ ساعت در آون با دمای ۱۰۵ درجه سلسیوس قرار داده شد (رستمیان ۲۰۱۴). سپس آزمایش‌های ایزوترم جذب جاذب‌های جدید در حذف سرب از محلول‌های آلوده مطابق مراحل آزمایش‌های ایزوترم جذب جاذب‌های قبلی، مورد آزمایش قرار گرفت.

سپس آزمایش‌های مربوط به انتخاب بهترین pH جاذب و بهترین مقدار جاذب انجام گرفت و در ادامه، ۳ جاذب شامل جاذب ماده خام اصلاح شده با نانوذرات اکسید آهن مغناطیسی (CS-5%)، جاذب بیوپار فعال‌سازی شده با بخار آب (BC)، جاذب بیوپار فعال‌سازی شده با بخار آب اصلاح شده با نانوذرات اکسید آهن مغناطیسی (BC-5%) با یکدیگر مقایسه شدند و بهترین جاذب برای از آلاینده سرب انتخاب گردید تا برای مطالعه آتی جنبه‌های مختلف فرآیند جذب، مورد استفاده قرار گیرد.

جذب فرآیندی می‌باشد که طی آن ماده‌ای که در حالت محلول می‌باشد، روی سطح ماده مناسب دیگری تجمع پیدا می‌کند؛ به عبارت دیگر جذب، عمل انتقال از فاز مایع به فاز جامد می‌باشد (تیچوبانوقلوس و همکاران ۲۰۰۳). در طی فرآیند جذب، مقدار مواد جذب شده تحت تأثیر خصوصیات و غلظت ماده جذب شونده و دما قرار می‌گیرد. از مهم‌ترین خصوصیات ماده جذب

۵۰۰ و ۱۰۰۰ میلی‌گرم بر گرم)، ۳ تکرار و ۱ شاهد، تهیه شدند. دلیل تهیه محلول شاهد در تمامی سطوح آزمایش، تعیین دقیق غلظت اولیه محلول‌های آلوده قبل از انجام فرآیند جذب بود. سپس به اندازه ۳۰ میلی‌لیتر از محلول‌های آلوده به هریک از ظروف حاوی جاذب‌ها اضافه شدند و به مدت ۲۴ ساعت روی دستگاه تکان‌دهنده با سرعت ۲۰۰ rpm به هم زده شدند. در تمامی مراحل تهیه محلول‌های آلوده و رقیق‌سازی آنها، محلول الکترولیت کلرید کلسیم از $CaCl_2 \cdot 2H_2O$ تهیه گردید و قدرت یونی محلول‌های آلوده ۰/۰۵ مولار در نظر گرفته شد. لازم به ذکر است که هدایت الکتریکی آب‌های زهکشی، به صورت معمول ۴-۳ دسی‌زیمنس بر متر می‌باشد و در خاک‌های کاملاً شور به بالای ۱۶ دسی‌زیمنس بر متر می‌رسد؛ رابطه بین قدرت یونی و هدایت الکتریکی به صورت $I=0.0127EC$ می‌باشد (اوستان ۲۰۱۰). بعد از ۲۴ ساعت به هم زده شدن، نمونه‌های محلول از کاغذ صافی واتمن ۴۲ عبور داده شدند و مقادیر pH نمونه‌های محلول قرائت گردید. سپس برای کاهش غلظت‌های غیرقابل قرائت توسط دستگاه جذب اتمی، نمونه‌های محلول سرب رقیق‌سازی شدند و با استفاده از دستگاه AAS، غلظت‌های سرب در نمونه‌های محلول اندازه‌گیری شدند و بهترین جاذب انتخاب گردید. در این مرحله، مقدار جذب جاذب‌ها در غلظت‌های مختلف از رابطه ۱ محاسبه شد.

$$q_e = \frac{(C_0 - C_e) \times V}{m} \quad [1]$$

که در این رابطه، q_e میزان آلاینده جذب شده روی جاذب (میلی‌گرم بر گرم)، C_0 غلظت اولیه محلول (میلی‌گرم بر لیتر)، C_e غلظت تعادلی محلول (میلی‌گرم بر لیتر)، V حجم سوسپانسیون (لیتر) و m مقدار جاذب (گرم) می‌باشد.

جذب سطحی به صورت لگاریتمی کاهش می‌یابد. معادله مدل فروندلیخ به صورت رابطه ۳ می‌باشد (دینو و همکاران ۲۰۱۰).

$$q_e = K_f C_e^n \quad [۳]$$

که در این رابطه، K_f ثابت فروندلیخ که ظرفیت نسبی جذب را معین می‌کند (میلی‌گرم ماده جذب شده به گرم جاذب) و n ثابت تجربی مربوط به شدت جذب و درجه ناهمگنی سطح جاذب می‌باشد.

معادله لانگمویر - فروندلیخ

معادله لانگمویر - فروندلیخ، مدلی سه پارامتری است که رابطه آن به صورت رابطه ۴ می‌باشد.

$$q_e = \frac{q_m K_f C_e^n}{1 + K_f C_e^n} \quad [۴]$$

برای محاسبه مقادیر جذب سرب مطابق رابطه ۱، مقادیر جذب شده آلاینده به وسیله فاز جامد در هر نمونه با توجه به غلظت‌های اولیه و باقیمانده آلاینده، محاسبه شد و با ترسیم این مقادیر در برابر غلظت‌های تعادلی مربوطه در نرم‌افزار GraphPad Prism، نمودارهای ایزوترم‌های جذب لانگمویر، فروندلیخ و لانگمویر - فروندلیخ به وسیله جاذب‌ها به دست آمد. سپس برای مقایسه نتایج به دست آمده از نرم‌افزار GraphPad Prism برای مدل‌های مختلف ایزوترم جذب و نتایج آزمایش‌های انجام یافته ایزوترم جذب، مطابق روابط ۵ و ۶ از شاخص‌های آماری ضریب تبیین و خطای استاندارد که از نتایج نرم‌افزار مذکور می‌باشد، استفاده گردید.

شونده که در عمل جذب مؤثر می‌باشد میزان حلالیت، ساختار مولکولی، وزن مولکولی، قطبیت و میزان اشباع هیدروکربن‌های آن است. به طور کلی مقدار ماده جذب شده تابعی است از غلظت در دمای ثابت که با عنوان ایزوترم جذب شناخته می‌شود که با سنجش مقدار ماده جذب شده در حجم ثابتی از ماده جاذب تعیین می‌گردد. لازم به ذکر است که در بررسی ایزوترم جذب، واکنش به تعادل می‌رسد. بصورت متداول برای بررسی ایزوترم جذب از معادلات لانگمویر و فروندلیخ، استفاده می‌شود.

معادله لانگمویر

مدل لانگمویر، جذب تک لایه‌ای روی سطح جاذب را که دارای مکان‌های محدود و همگن می‌باشد را بررسی می‌کند و حداکثر جذب سطحی را پیش‌بینی می‌نماید. معادله مدل لانگمویر به صورت رابطه ۲ می‌باشد.

$$q_e = \frac{q_m K_f C_e}{1 + K_f C_e} \quad [۲]$$

که در این رابطه، q_e میزان آلاینده جذب شده روی جاذب (میلی‌گرم بر گرم)، q_m حداکثر میزان آلاینده جذب شده روی جاذب (میلی‌گرم بر گرم)، C_e غلظت تعادلی محلول (میلی‌گرم بر لیتر)، m مقدار جاذب (گرم) و K_f پارامتر ثابت جذب مدل لانگمویر (لیتر بر میلی‌گرم) می‌باشد.

معادله فروندلیخ

در مدل فروندلیخ فرض بر این می‌باشد که سطح ماده جاذب، ناهمگن بوده و مقدار جذب ماده جذب شونده از محلول، تابع غلظت تعادلی آن ماده در محلول است. این مدل نمی‌تواند جذب حداکثری را پیش‌بینی نماید. در این مدل با افزایش پوشش سطحی، انرژی

پیش‌بینی شده آلاینده روی جاذب آزمایش i ام و n : تعداد آزمایش‌های انجام یافته برای استفاده از روابط لانگمویر و فروندلیخ می‌باشد.

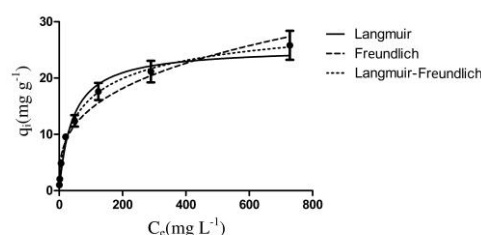
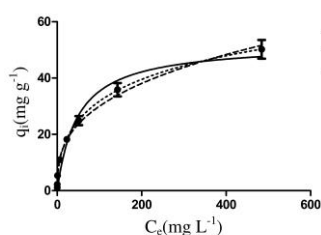
$$R^2 = \left(\frac{\sum_{i=1}^n [(q_i - \bar{q}) \times (q'_i - \bar{q}')]]}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (q_i - \bar{q})^2 \times \sum_{i=1}^n (q'_i - \bar{q}')^2}} \right)^2 \quad [5]$$

نتایج و بحث

بعد از انجام آزمایش‌های ایزوترم جذب سرب با استفاده از جاذب‌های CS و BC، مطابق مراحل ذکر شده در بخش مواد و روش‌ها، مقادیر جذب سرب محاسبه گردید و نمودارهای ایزوترم‌های جذب در نرم‌افزار GraphPad Prism ترسیم شد. نتایج خروجی این نرم‌افزار مطابق شکل‌های ۲ و ۳ و جدول ۱ می‌باشد.

$$SEE = \left(\frac{\sum_{i=1}^n (q_i - q'_i)^2}{n-2} \right)^{\frac{1}{2}} \quad [6]$$

که در این روابط، q_i : میزان جذب مشاهده شده آلاینده روی جاذب در آزمایش i ام، q'_i : میزان جذب



شکل ۳- نمودار ایزوترم جذب سرب برای جاذب BC.

شکل ۲- نمودار ایزوترم جذب سرب برای جاذب CS.

جدول ۱- ثابت‌ها و ضرایب برآورد حاصل از برازش ایزوترم‌های مختلف بر داده‌های جذب سرب توسط جاذب‌های CS و BC در دمای ۲۵ درجه سلسیوس.

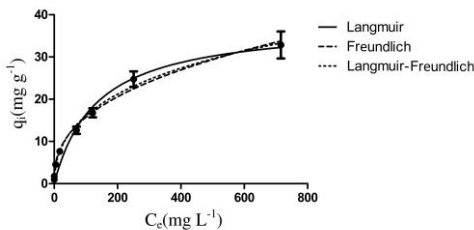
		جاذب
		ایزوترم جذب
BC	CS	
۵۲/۳۷ ^a	۲۵/۳۹ ^b	q_m (mg g ⁻¹)
۰/۰۲۰۶۸	۰/۰۲۳۵۲	k_i (L mg ⁻¹) لانگمویر
۰/۹۶۰۶	۰/۹۶۰۸	R ²
۳/۴۰۳	۱/۷۷۸	SEE
<hr/>		
۶/۱۳۸	۳/۳۶۴	k_f (L mg ⁻¹)
۰/۳۴۴۴	۰/۳۱۸۱	n فروندلیخ
۰/۹۸۷۵	۰/۹۵۴۴	R ²
۱/۹۲۱	۱/۹۱۸	SEE
<hr/>		
۱۰۲/۸	۳۳/۱۷	q_m (mg g ⁻¹)
۰/۰۴۸۲۳	۰/۰۵۶۴۰	k_i (L mg ⁻¹) لانگمویر-
۰/۴۸۳۲	۰/۶۱۸۸	n فروندلیخ
۰/۹۹۳۴	۰/۹۸۱۹	R ²
۱/۴۲۴	۱/۲۳۸	SEE

با توجه به نتایج به دست آمده در جدول ۱، ایزوترم‌های جذب لانگمویر و فروندلیخ، فرآیند جذب سرب روی جاذب‌های تولید شده را به خوبی، پیش‌بینی می‌کنند. بیوچار و کربن فعال، فلزات سنگین را به وسیله جذب الکترواستاتیک و یا ایجاد پیوندهای هیدروژنی، جذب می‌کند (سپهری ۲۰۱۴). با توجه به نتایج جدول ۱، بهترین جاذب بین جاذب‌های CS و BC با مقایسه نتایج آزمایش‌های ایزوترم جذب سرب در سطح احتمال معنی‌داری ۵٪ (آنالیز شده در نرم‌افزار SAS)، جاذب BC به دست آمد. این جاذب در دمای کربن‌سازی ۵۰۰ درجه سلسیوس و در دمای فعال‌سازی با بخار آب ۷۰۰ درجه سلسیوس تولید شده است. مطابق نتایج معادله لانگمویر در این جاذب، q_m برابر ۵۲/۳۷ میلی‌گرم بر گرم، k_1 برابر ۰/۰۲۰۶۸ لیتر بر میلی‌گرم، R^2 برابر ۰/۹۶۰۶ و SEE برابر ۳/۴۰۳ حاصل گردید. سپهری (۲۰۱۴)، q_m جاذب‌های ژئولیت، پوسته فندق و کربن فعال تهیه شده از پوسته فندق برای جذب سرب از محلول‌های آلوده را به ترتیب برابر ۳۵/۲۷، ۲۷/۱۲ و

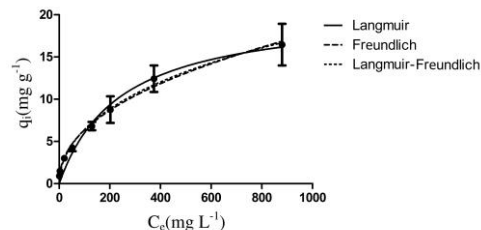
۶۹/۵۷ میلی‌گرم بر گرم به دست آورد. مطابق نتایج جدول ۱، بیانگر قدرت و استحکام جذب می‌باشد که جاذب CS با مقدار ۰/۰۲۳۵۲ لیتر بر میلی‌گرم، استحکام جذب بالاتری را دارد. k_f نیز شاخص ظرفیت بوده و مقایسه مقادیر آن با q_m ، همدیگر را تأیید می‌کنند؛ جاذب BC با مقدار ۶/۱۳۸ لیتر بر میلی‌گرم، بیشترین مقدار شاخص ظرفیت را دارد. مقدار n نیز با قدرت جذب رابطه عکس دارد که نتایج مدل فروندلیخ، همان را نشان می‌دهد.

انتخاب بهترین pH جاذب

بعد از انتخاب جاذب BC به عنوان بهترین جاذب در مرحله قبل، بهترین pH جاذب BC از بین سه سطح ۲، ۴ و ۶ انتخاب شد؛ به این صورت که علاوه بر آزمایش‌های قبلی ایزوترم جذب سرب که در pH=۶ انجام گرفت، pH جاذب BC در مقادیر ۲ و ۴ نیز تنظیم گردید و نتایج آزمایش‌ها، مطابق شکل‌های ۴ و ۵ و جدول ۲ به دست آمد.



شکل ۵- نمودار ایزوترم جذب سرب برای جاذب BC-pH=4.



شکل ۴- نمودار ایزوترم جذب سرب برای جاذب BC-pH=2.

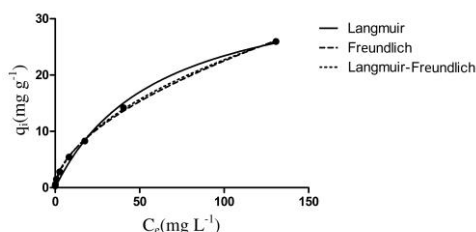
جدول ۲- ثابت‌ها و ضرایب برآورد حاصل از برازش ایزوترم‌های مختلف بر داده‌های جذب سرب توسط بیوچار فعال شده با بخار آب در pH های ۲، ۴ و ۶ در دمای ۲۵ درجه سلسیوس.

جاذب	BC-pH=6	BC-pH=4	BC-pH=2
q_m (mg g ⁻¹)	۵۲/۳۷ ^a	۳۸/۳۱ ^b	۲۰/۱۳ ^c
k_1 (L mg ⁻¹)	۰/۰۲۰۶۸	۰/۰۰۷۴۴	۰/۰۰۴۱۳
R^2	۰/۹۶۰۶	۰/۹۵۹۰	۰/۹۴۱۲
SEE	۳/۴۰۳	۲/۲۷۸	۱/۳۲۸
k_f (L mg ⁻¹)	۶/۱۳۸	۲/۶۱۸	۰/۸۰۸۴

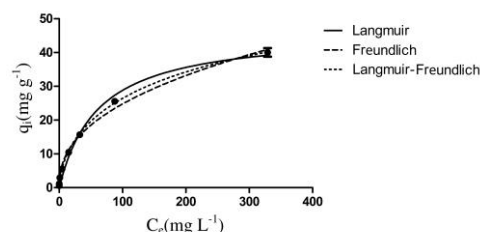
۰/۳۴۴۴	۰/۳۸۹۰	۰/۴۴۸۰	n	فروندلیخ
۰/۹۸۷۵	۰/۹۸۰۸	۰/۹۵۸۷	R ²	
۱/۹۲۱	۱/۵۵۷	۱/۱۱۴	SEE	
۱۰۲/۸	۹۹/۰۵	۶۶/۰۹	q _m (mg g ⁻¹)	لانگمویر-
۰/۰۴۸۲۳	۰/۰۲۰۴۲	۰/۰۰۹۳۹	k _i (L mg ⁻¹)	
۰/۴۸۳۲	۰/۴۸۸۴	۰/۵۲۸۵	n	
۰/۹۹۳۴	۰/۹۸۲۸	۰/۹۵۹۷	R ²	
۱/۴۲۴	۱/۵۰۸	۱/۱۲۶	SEE	

انتخاب بهترین مقدار جاذب

برای انتخاب بهترین مقدار جاذب از بین سه سطح ۰/۳، ۰/۵ و ۱ گرم جاذب در ۳۰ میلی‌لیتر آلاینده، علاوه بر آزمایش‌های قبلی ایزوترم جذب سرب که در سطح ۰/۳ گرم انجام گرفت، مقدار جاذب در سطوح ۰/۵ و ۱ گرم نیز در نظر گرفته شد و نتایج آزمایش‌ها، مطابق شکل‌های ۶ و ۷ و جدول ۳ به دست آمد.



شکل ۷- نمودار ایزوترم جذب سرب برای جاذب BC-1g



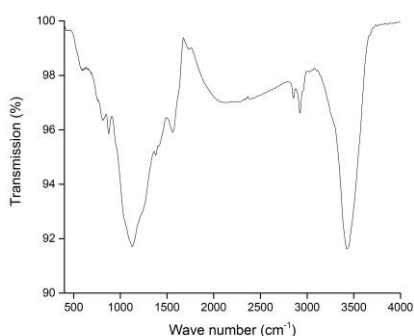
شکل ۶- نمودار ایزوترم جذب سرب برای جاذب BC-0.5g

جدول ۳- ثابت‌ها و ضرایب برآورد حاصل از برازش ایزوترم‌های مختلف بر داده‌های جذب سرب توسط بیوجار فعال شده با بخار آب در مقدارهای ۰/۳، ۰/۵ و ۱ گرم در دمای ۲۵ درجه سلسیوس.

جاذب	BC-1g	BC-0.5g	BC-0.3g	ایزوترم جذب
q _m (mg g ⁻¹)	۳۷/۷۳ ^c	۴۶/۵۴ ^b	۵۲/۳۷ ^a	لانگمویر
k _i (L mg ⁻¹)	۰/۰۱۶۳۶	۰/۰۱۶۲۳	۰/۰۲۰۶۸	
R ²	۰/۹۹۱۴	۰/۹۸۵۶	۰/۹۶۰۶	
SEE	۰/۸۰۱۸	۱/۶۳۱	۳/۴۰۳	فروندلیخ
k _i (L mg ⁻¹)	۱/۷۳۴	۳/۵۵۳	۶/۱۳۸	
n	۰/۵۵۶۷	۰/۴۲۱۶	۰/۳۴۴۴	
R ²	۰/۹۹۸۸	۰/۹۹۳۲	۰/۹۸۷۵	فروندلیخ
SEE	۰/۲۹۷۱	۱/۱۲۴	۱/۹۲۱	

۱۲۷/۷۰	۷۹/۷۲	۱۰۲/۸	q_m (mg g^{-1})
۰/۰۱۱۹۶	۰/۰۳۰۹۱	۰/۰۴۸۳۳	k_i (L mg^{-1}) - لانگمویر -
۰/۶۲۸۵	۰/۶۰۲۴	۰/۴۸۳۲	n فروندلیخ
۰/۹۹۹۳	۰/۹۹۸۱	۰/۹۹۳۴	R^2
۲۳/۷۶	۰/۶۰۳۱	۱/۴۲۴	SEE

پیک پهن در محدوده $3400-3500 \text{ cm}^{-1}$ را می‌توان به گروه‌های هیدروکسیل نسبت داد. پیک ارتعاشی - کششی C-H در ساختار آروماتیک در طول موج 2920 cm^{-1} قابل مشاهده است (حسین و همکاران ۲۰۱۱). پیک‌های 1600 cm^{-1} و 1050 cm^{-1} را می‌توان به ترتیب به پیوندهای دوگانه آروماتیک C=C و C=O اتری نسبت داد. همچنین پیک مشاهده شده در طیف 650 cm^{-1} را می‌توان به C-H حلقه‌های آروماتیک منوط دانست. شکل ۹ نیز، طیف‌سنجی مادون قرمز با تبدیل فوریه برای جاذب BC پس از جذب سرب را نشان می‌دهد. با مقایسه طیف‌سنجی مادون قرمز با تبدیل فوریه در حالت قبل و بعد از جذب سرب، مشاهده می‌شود که شدت پیک‌ها به دلیل تشکیل پیوند بین آلاینده سرب و گروه‌های عاملی جاذب، تغییر یافته و جابجایی در پیک‌ها رخ داده است.



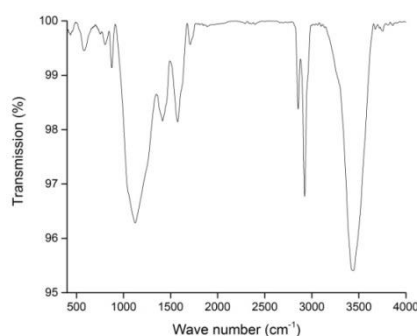
شکل ۹- طیف‌سنجی مادون قرمز با تبدیل فوریه جاذب BC بعد از جذب سرب.

در مرحله بعدی، نانوذرات اکسید آهن مغناطیسی (Fe_3O_4) روی جاذب‌های CS و BC تثبیت شدند. به همین منظور نانوذرات اکسید آهن مغناطیسی خالص مورد

بر اساس نتایج بدست آمده در جدول ۳، بهترین سطح مقدار جاذب در سطح احتمال معنی داری ۵٪، برابر ۰/۳ گرم به ازای ۳۰ میلی‌لیتر آلاینده می‌باشد؛ همچنین نتایج بیانگر این است که با افزایش میزان مقدار جاذب، مقدار q_m کاهش می‌یابد. در سطح مقدار جاذب ۰/۳ گرم، q_m برابر ۵۲/۳۷ میلی‌گرم بر گرم، k_i برابر ۰/۰۲۰۶۸ لیتر بر میلی‌گرم، R^2 برابر ۰/۹۶۰۶ و SEE برابر ۳/۴۰۳ حاصل گردید. لازم به ذکر است که هیچ یک از مقادیر q_m ، حداکثر جذب واقعی را نشان نمی‌دهد و مقادیر به دست آمده در جدول ۳، نشانگر حداکثر جذب در شرایط مورد آزمایش می‌باشد.

آنالیز FT-IR جاذب BC

مطابق شکل ۸، طیف‌سنجی مادون قرمز با تبدیل فوریه برای تعیین گروه‌های عاملی جاذب بیوچار ساقه کلزا فعال شده با بخار آب (جاذب BC) نشان می‌دهد که



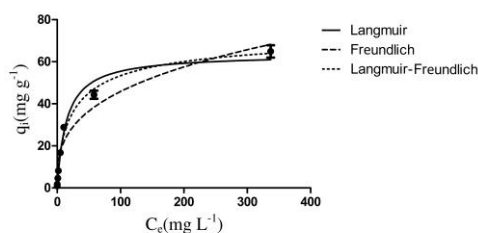
شکل ۸- طیف‌سنجی مادون قرمز با تبدیل فوریه جاذب BC قبل از جذب سرب.

آنالیز TEM نانوذرات اکسید آهن مغناطیسی مورد استفاده

برای تخمین متوسط قطر ذرات، حدود ۱۰۰ ذره در نواحی مختلف، اندازه‌گیری شد (وانگ و همکاران ۲۰۱۰). تصویر TEM نشان می‌دهد که نانوذرات اکسید آهن مغناطیسی به صورت کروی می‌باشند و به صورت زنجیره‌ای در کنار همدیگر، قرار گرفته‌اند. همچنین قطر این نانوذرات در بازه ۲۵-۵ نانومتر با متوسط ۱۵ نانومتر محاسبه گردید.

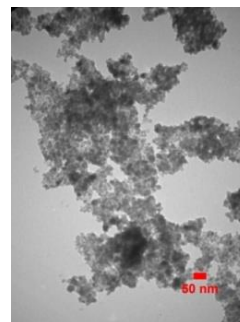
انتخاب بهترین جاذب بعد از تثبیت نانوذرات اکسید آهن مغناطیسی روی جاذب‌های خام و بیوچار

بعد از تثبیت نانوذرات اکسید آهن مغناطیسی روی جاذب‌های CS و BC، آزمایش‌های ایزوترم جذب سرب روی ۲ جاذب جدید انجام گرفت که نتایج مطابق شکل‌های ۱۱ و ۱۲ و جدول ۴ می‌باشد.

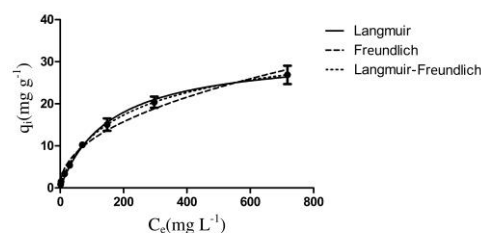


شکل ۱۲- نمودار ایزوترم جذب سرب برای جاذب BC-5%.

استفاده قبل از تثبیت روی جاذب‌ها، مشخصه‌یابی شدند. مطابق شکل ۱۰، برای تصویربرداری از ریزساختار داخلی نمونه‌های فوق نازک از میکروسکوپ الکترونی عبوری استفاده گردید.



شکل ۱۰- تصویر میکروسکوپ الکترونی عبوری نانوذرات اکسید آهن مغناطیسی خالص.



شکل ۱۱- نمودار ایزوترم جذب سرب برای جاذب CS-5%.

جدول ۴- ثابت‌ها و ضرایب برآورد حاصل از برازش ایزوترم‌های مختلف بر داده‌های جذب سرب توسط جاذب‌های خام اصلاح شده با نانوذرات اکسید آهن مغناطیسی در سطح وزنی ۵٪، بیوچار فعال‌سازی شده با بخار آب و بیوچار فعال‌سازی شده با بخار آب اصلاح شده با نانوذرات اکسید آهن مغناطیسی در سطح وزنی ۵٪ در دمای ۲۵ درجه سلسیوس.

جاذب	BC-5%	BC	CS-5%	ایزوترم جذب
	۶۳/۶۲ ^a	۵۲/۳۷ ^b	۳۲/۱۸ ^c	q_m (mg g ⁻¹)
لانگمیر	۰/۰۶۷۹۰	۰/۰۲۰۶۸	۰/۰۰۶۳۲	k_l (L mg ⁻¹)
	۰/۹۷۹۸	۰/۹۶۰۶	۰/۹۸۵۸	R ²
	۳/۲۱۹	۳/۴۰۳	۱/۱۱۸	SEE
	۱۰/۱۱۰	۶/۱۳۸	۱/۳۹۹	k_f (L mg ⁻¹)
فروندلیخ	۰/۳۲۸۱	۰/۳۴۴۴	۰/۴۵۶۵	n
	۰/۹۵۱۶	۰/۹۸۷۵	۰/۹۷۳۹	R ²
	۴/۹۸۰	۱/۹۲۱	۱/۵۱۳	SEE
	۷۴/۹۲	۱۰۲/۸	۳۹/۴۷	q_m (mg g ⁻¹)

۰/۰۹۶۶۰	۰/۰۴۸۲۳	۰/۰۱۱۸۵	$k_f(L\ mg^{-1})$	لانگمویر -
۰/۷۰۸۴	۰/۴۸۳۲	۰/۷۹۰۱	n	فروندلیخ
۰/۹۸۹۹	۰/۹۹۳۴	۰/۹۸۹۴	R^2	
۲/۳۲۹	۱/۴۲۴	۰/۹۸۶۴	SEE	

حداکثر میزان آلاینده جذب شده روی جاذب‌های جدید، افزایش پیدا کرده است و مشکل جمع‌آوری آنها از محیط پس از اتمام واکنش با آلاینده‌ها، برطرف شده است. همچنین باید اشاره کرد که جدا کردن ذرات بیوچار نیز از محلول‌های آبی به علت اندازه کوچک آنها مشکل است؛ در حالی که جداسازی جاذب‌های مغناطیسی از محلول‌های آبی با ایجاد یک میدان مغناطیسی ساده به راحتی ممکن می‌باشد.

آنالیز BET جاذب BC-5%

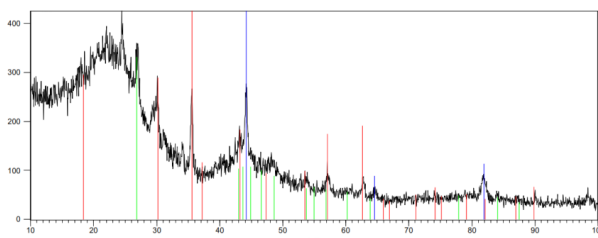
سطح ویژه جاذب BC-5% به روش BET اندازه‌گیری شد که برابر ۴۲۹/۶۸ متر مربع بر گرم می‌باشد. با توجه به نتیجه آنالیز BET، مقدار بالای سطح ویژه در جاذب بیوچار فعال شده با بخار آب اصلاح شده با نانوذرات اکسید آهن مغناطیسی، بیانگر توسعه مطلوب ساختار داخلی این جاذب می‌باشد که موجب افزایش حداکثر ظرفیت جذب برای جاذب BC-5% مطابق نتایج جدول ۴ شده است.

آنالیز XRD جاذب BC-5%

شکل ۱۳، آنالیز پراش اشعه ایکس جاذب بیوچار فعال شده با بخار آب اصلاح شده با نانوذرات اکسید آهن مغناطیسی (Fe_3O_4) را نشان می‌دهد.

بر اساس الگوی XRD جاذب BC-5% حضور نانوذرات اکسید آهن مغناطیسی (Fe_3O_4) را روی جاذب کربنی تأیید می‌شود. پیک‌های 62.7° ، 57.1° ، 43.1° ، 35.6° ، 30.1° ، 18.2° مربوط به فاز Fe_3O_4 پیک‌های 48.4° ، 46.5° ، 44.8° ، 43.6° ، 42.9°

بر اساس نتایج جدول ۴، بهترین جاذب بعد از تثبیت نانوذرات اکسید آهن مغناطیسی در سطح احتمال معنی داری ۵٪، جاذب BC-5% به دست آمد که بیانگر ظرفیت جذب بیشتر نسبت به جاذب‌های دیگر می‌باشد. این جاذب در دمای کربن‌سازی ۵۰۰ درجه سلسیوس و در دمای فعال‌سازی با بخار آب ۷۰۰ درجه سلسیوس تولید شده است و سطح نانوذرات اکسید آهن مغناطیسی آن برابر ۵٪ می‌باشد. در این جاذب، q_m برابر ۶۳/۶۲ میلی‌گرم بر گرم، k_f برابر ۰/۰۶۷۹۰ لیتر بر میلی‌گرم، R^2 برابر ۰/۹۷۹۸ و SEE برابر ۳/۲۱۹ حاصل گردید که نسبت به حالت بدون تثبیت نانو ذرات اکسید آهن مغناطیسی، افزایش ۱۱/۲۵ میلی‌گرم بر گرم در q_m را نشان می‌دهد. جاذب BC-5% با داشتن قدرت جذب ۰/۰۶۷۹۰ لیتر بر میلی‌گرم، بیشترین استحکام جذب را در بین تمامی جاذب‌های مورد مطالعه دارد. سپهری (۲۰۱۴) نیز، q_m با تثبیت نانوذرات آهن صفر ظرفیتی روی جاذب‌های زئولیت، پوسته فندق و کربن فعال تهیه شده از پوسته فندق برای جذب سرب را به ترتیب برابر ۸۸/۹۸، ۷۹/۳۵ و ۹۰/۴۵ میلی‌گرم بر گرم به دست آورد. نتایج جدول ۴ نشان می‌دهد که با تثبیت نانوذرات اکسید آهن مغناطیسی (Fe_3O_4) روی بسترهای جاذب خام و جاذب بیوچار فعال شده با بخار آب، عملکرد جاذب‌های جدید در محیط به دلیل پایدارتر شدن ساختار نانوذرات در محیط، افزایش یافته است و



شکل ۱۳- الگوی پراش اشعه ایکس جاذب BC-5%.

بیوچار فعال‌سازی شده با بخار آب، جاذب BC-5% به عنوان بهترین جاذب برای از آلاینده سرب انتخاب گردید که این جاذب برای مطالعه آتی جنبه‌های مختلف فرآیند جذب، می‌تواند مورد استفاده قرار بگیرد.

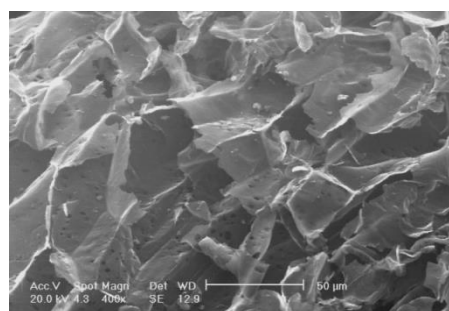
نتیجه گیری کلی

به دلیل وجود برخی مشکلات در استفاده از جاذب های خام، بیوچار و نانوذرات، این جاذب‌ها به تنهایی برای استفاده در محیط طبیعی مناسب نیستند. لذا در مطالعه حاضر با تثبیت نانوذرات اکسید آهن مغناطیسی روی جاذب خام و جاذب بیوچار ساقه کلزا، جاذب‌های مغناطیسی جدیدی تولید شدند که با ایجاد یک میدان مغناطیسی، به راحتی از محلول‌های آبی جدا می‌شوند. در آزمایش‌های انجام یافته روی انواع مختلف جاذب‌های تهیه شده از ساقه کلزا به صورت خام و بیوچار فعال شده با بخار آب، مشخص شد که جاذب BC-5%، بهترین جاذب برای حذف آلاینده سرب می‌باشد. لذا پیشنهاد می‌شود که در تحقیقات آتی برای شناسایی جنبه‌های مختلف فرآیند جذب (سینتیک جذب، ترمودینامیک جذب، واجذب و آزمایش‌های ستونی) از این جاذب استفاده شود.

$2\theta = 26/8^\circ$ مربوط به فاز C و پیک‌های $2\theta = 44/1^\circ$ ، $64/6^\circ$ مربوط به فاز Fe می‌باشد.

آنالیز SEM جاذب BC-5%

مورفولوژی سطح جاذب BC-5% به وسیله میکروسکوپ الکترونی روبشی، مطابق شکل ۱۴ می‌باشد. تصویر SEM به وضوح نشان می‌دهد که جاذب BC-5% دارای منافذ و خلل و فرج بوده و ساختار متخلخل دارد که بصورت صفحه‌ای شکل و شکستگی‌های بزرگ می‌باشد؛ این مشخصات بیانگر سطح ویژه زیاد جاذب BC-5% مطابق نتیجه آنالیز BET می‌باشد.



شکل ۱۴- تصویر میکروسکوپ الکترونی روبشی از جاذب BC-5%.

با انجام آزمایش‌های مطالعه اخیر روی انواع جاذب‌های تهیه شده از ساقه کلزا بصورت خام و منابع مورد استفاده

- Anonymous, 2008. Guidelines for drinking-water quality [electronic resource]: incorporating first and second addenda. World Health Organization, Geneva, Switzerland.
- Anonymous, 2009. Drinking water - Physical and chemical specifications. 5th revision, Institute of Standards and Industrial Research of Iran. (In Persian).
- Cao X, Ma L, Gao B and Harris W, 2009. Dairy-manure derived biochar effectively sorbs lead and atrazine. Environmental Science & Technology 43(9): 3285-3291.
- Dinu MV and Dragan ES, 2010. Evaluation of Cu^{2+} , Co^{2+} and Ni^{2+} ions removal from aqueous solution using a novel chitosan/clinoptilolite composite: Kinetics and isotherms. Chemical Engineering Journal 160(1): 157-163.
- Eckenfelder JWW, 1999. Industrial Water Pollution Control. McGraw-Hill Series in Environmental Engineering and Water Resources, 1528p.
- Hossain MK, Strezov V, Chan KY, Ziolkowski A and Nelson PF, 2011. Influence of pyrolysis temperature on production and nutrient properties of wastewater sludge biochar. Environmental Management 92(1): 223-228.

- Liang B, Lehmann J, Solomon D, Kinyangi J, Grossman J, O'Neill B, Skjemstad JO, Thies J, Luizao FJ, Petersen J and Neves EG, 2006. Black carbon increases cation exchange capacity in soils. *Soil Science Society of America Journal* 70(5): 1719-1730.
- Liang M, Wang D, Zhu Y, Zhu Z, Li Y and Huang CP, 2018. Nano-hematite bagasse composite (n-HBC) for the removal of Pb(II) from dilute aqueous solutions. *Water Process Engineering* 1: 69-76.
- Oustan S, 2010. *Environmental Soil Chemistry*, University of Tabriz, Tabriz, Iran 454p. (In Persian).
- Ranjbar A, Heidarpour M, Eslamian S and Shirvani M, 2019. Investigating the effect of temperature in the process of production canola stalk biochar for removal of lead from drainage water. 4th International Congress of Developing Agriculture, Natural Resources, Environment and Tourism of Iran. 14-16 August, Tabriz Islamic Art University. Tabriz, Iran. (In Persian).
- Rostamian R, 2014. Preparation of carbonized adsorbents from rough rice and canola stalk and their application in water desalination. PhD Thesis, Faculty of Agriculture, Isfahan University of Technology, Isfahan. (In Persian with English abstract).
- Sepehri S, 2014. Evaluation of the efficiency of organic and inorganic adsorbents modified by zero-valent iron nanoparticles to remove pollution from polluted water. PhD Thesis, Faculty of Agriculture, Isfahan University of Technology, Isfahan. (In Persian with English abstract).
- Shen YF, Tang J, Nie ZH, Wang YD, Ren Y and Zuo L, 2009. Preparation and application of magnetic nanoparticles for wastewater purification. *Separation and Purification Technology* 68(3): 312-319.
- Shi Z, Liu F and Yao S, 2011. Adsorptive removal of phosphate from aqueous solutions using activated carbon loaded with Fe(III) oxide. *New Carbon Materials* 26(4): 299-306.
- Tchobanoglous G, Burton FL and Stensel HD, 2003. *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*. McGraw-Hill, New York.
- Uheida A, Iglesias M, Fontas C, Hidalgo M, Salvado V, Zhang Y and Muhammed M, 2006. Sorption of palladium(II), rhodium(III), and platinum(IV) on Fe₃O₄ nanoparticles. *Journal of Colloid and Interface Science* 301(2): 402-408.
- Wang C and Wang H, 2018. Pb(II) sorption from aqueous solution by novel biochar loaded with nanoparticles. *Chemosphere* 192: 1-4.
- Wang W, Zhou M, Mao Q, Yue J and Wang X, 2010. Novel NaY zeolite-supported nanoscale zero-valent iron as an efficient heterogeneous Fenton catalyst. *Catalysis Communications* 11: 937-941.
- Wasay SA, Barrington S and Tokunaga S, 1999. Efficiency of GAC for treatment of leachate from soil washing process. *Water, Air and Soil Pollution* 116(3-4): 449-460.
- Williams PN, Islam MR, Adomako EE, Raab A, Hossain SA, Zhu YG, Feldmann J and Meharg AA, 2006. Increase in rice grain arsenic for regions of Bangladesh irrigating paddies with elevated arsenic in groundwaters. *Environmental Science & Technology* 40(16): 4903- 4908.
- Zhang X, Lin S, Lu X and Chen Z, 2010. Removal of Pb (II) from water using synthesized kaolin supported nanoscale zero-valent iron. *Chemical Engineering Journal* 163(3): 243-248.
- Zhang G, Zhang Q, Sun K, Liu X, Zheng W and Zhao Y, 2011. Sorption of simazine to corn straw biochars prepared at different pyrolytic temperatures. *Environmental Pollution* 159(10): 2594-2601.