

مطالعه سینتیک و الگوهای همدمای جذب کروم شش ظرفیتی از محیط‌های آبی توسط نانو ذرات خاکستر برگ درخت کنار

لاله دیوبند هفشجانی^۱، پوران‌دخت مرتضوی قنواتی^۲، سیما سبزی پور^۳ و سعید برومند نسب^۴

۱- دانشجوی دکتری آبیاری و زهکشی، دانشگاه شهید چمران اهواز.

۲- نویسنده مسئول، دانشجوی کارشناسی ارشد محیط زیست، واحد اهواز، دانشگاه آزاد اسلامی، اهواز.

۳- استادیار گروه محیط زیست، واحد اهواز، دانشگاه آزاد اسلامی، اهواز، ایران.

۴- استاد دانشکده مهندسی علوم آب، دانشگاه شهید چمران اهواز.

تاریخ پذیرش: ۹۴/۸/۱۶

تاریخ دریافت: ۹۳/۱۲/۲۰

چکیده

وجود فلزات سنگین در منابع آبی از مشکلات مهم زیست‌محیطی بسیاری از جوامع است. هدف از این مطالعه بررسی جذب سطحی کروم بر روی نانو ذرات خاکستر برگ درخت کنار می‌باشد. پس از تهیه نانو ذرات خاکستر برگ درخت کنار به روش مکانیکی، خصوصیات مختلف آن با استفاده از دستگاه‌های میکروسکوپ الکترونی روبشی، طیف‌سنج مادون قرمز و آنالیز عنصری تعیین گردید. سپس اثر پارامترهای اسیدیته اولیه، زمان تماس و مقادیر مختلف جاذب بر راندمان جذب کروم مورد بررسی قرار گرفت. نتایج سینتیک جذب بر اساس مدل‌های مدل شبه درجه اول، مدل شبه درجه دوم و انتشار درون‌ذره‌ای ارزیابی شدند. همچنین داده‌های آزمایش با مدل‌های همدمای جذب لانگمویر، فروندلیچ و سیپس بررسی گردید. نتایج نشان داد که بالاترین راندمان جذب کروم توسط نانو ذرات خاکستر برگ کنار در اسیدیته سه به دست آمد. در این تحقیق زمان تعادل بین جاذب و یون جذب‌شونده پس از ۱۸۰ دقیقه رخ داد و مقدار بهینه جاذب برای جذب کروم با غلظت اولیه ۱۰ میلی‌گرم بر لیتر، برابر پنج گرم بر لیتر به دست آمد. بر اساس نتایج به دست آمده از برازش مدل‌های سینتیک و همدمای جذب بر داده‌های آزمایشگاهی، بهترین مدل سینتیک، مدل شبه درجه دوم و بهترین مدل همدمای لانگمویر ۴۱۱/۲ میلی‌گرم بر گرم تخمین زده شد.

کلیدواژه‌ها: سینتیک، کروم، نانو ذرات خاکستر برگ کنار، هم‌دما.

Isotherm and Kinetics Study of The Adsorption of Chromium (VI) From Aqueous Solution by Zizyphus Spina-christi Leaves Ash Nanoparticles

L. Divband Hafshejani¹, P. Mortazavi Ghanavati^{2*}, S. Sabz Alipour³ and S. Boromand- Nasab⁴

1- Ph. D. Student, Water Sciences Engineering Faculty, Shahid Chamran University of Ahvaz, Iran.

2*-M. Sc. Student environment, Ahvaz, Islamic Azad University, Ahvaz.

3-Assistant Professor, Department of Environment, Ahvaz Branch, Islamic Azad University, Ahvaz, Iran

4- Professor, Water Sciences Engineering Faculty, Shahid Chamran University of Ahvaz, Iran.

Received :11March 2015

Accepted:7 November 2015

Abstract

Existence of heavy metals in the water resources is of the major environmental problems in many communities. The purpose of this study is the research about chromium adsorption on nanoparticles of Zizyphus Spina-christi leaves ash. After preparing of nanoparticles of Zizyphus Spina-christi leaves ash, various characteristics of adsorbent such as SEM, FTIR, CHNSO and XRF were investigated. Then effect of initial pH, contact time and adsorbent dose on chromium adsorption efficiency was investigated. The results of kinetics adsorption were evaluated by kinetic models of pseudo-first order, pseudo-second order and intraparticle diffusion. Also experimental data were analyzed by using isotherm models of Langmuir, Freundlich and Sips. The results showed that at pH = 3, efficiency of adsorption was high. In this study, equilibrium

time occurred 180 minutes and the optimum adsorbent dosage for chromium adsorption with initial concentration of 10 mg/L was obtained 5 g/L. Based on the results obtained, the best kinetics model was Pseudo second-order and the best isotherm model was Sips. Adsorption capacity maximum of nanoparticles of Zizyphus Spina-christi leaves ash by using Langmuir model was estimated 411.2 mg/g.

Keywords : Kinetics, Chromium, Nanoparticles of Zizyphus Spina-christi leaves ash, Isotherms.

آن‌ها نشان دادند که جذب در اسیدیته برابر با سه رخ داد و حداکثر ظرفیت جذب ۶۸/۳ میلی‌گرم بر گرم محاسبه گردید. بررسی نتایج نشان داد که مدل سینتیک مدل شبه درجه دوم بهترین برازش را بر داده‌های آزمایشگاهی داشته است. ایلیاس و همکاران^(۲۰۱۴) جذب سطحی کروم شش ظرفیتی را توسط کربن فعال خاکاره مورد مطالعه قرارداد. نتایج نشان داد که راندمان جذب در اسیدیته برابر با ۲ به حداکثر رسید و بعد از آن با افزایش اسیدیته، راندمان جذب کاهش یافت. مقدار جذب بهینه برای حذف یون‌های کروم با غلظت ۷۰ میلی‌گرم بر لیتر، ۰/۰۵ به دست آمد. همچنین مدل سینتیک شبه درجه دوم در مقایسه با سایر مدل‌ها بهترین برازش را برای داده‌های آزمایش داشت. همچنین بررسی نتایج نشان داد که مدل ایزوترم لانگمویر از برازش بهتری برخوردار است.

یانگ و همکاران^(۲۰۱۵)، راندمان حذف کروم توسط کربن فعال را مورد مطالعه قرار دادند. در این تحقیق اثر پارامترهای گوناگون از قبیل اسیدیته، زمان تماس، سرعت هم‌زنی و دما بر مقدار جذب در نظر گرفته شد. اسیدیته بهینه برای رسیدن به حداکثر جذب برابر با سه بود و جذب پس از تماس ۸۰ تا ۱۲۰ دقیقه با محلول در دماهای مختلف به تعادل رسید. همچنین نتایج آزمایش‌ها نشان داد که با افزایش دما و سرعت هم‌زنی، مقدار جذب بالا می‌رود. داده‌های هم‌دمای جذب با مدل‌های فروندلیچ و لانگمویر برازش داده شدند. بررسی نتایج نشان داد که مدل هم‌دمای لانگمویر نسبت به مدل فروندلیچ از برازش بهتری برخوردار است. همچنین مدل سینتیک شبه درجه دوم در مقایسه با سایر مدل‌ها برازش بهتری را برای داده‌های آزمایش داشت.

بنابراین، این تحقیق باهدف بررسی مدل‌های عوامل مؤثر بر فرایند جذب کروم شش ظرفیتی توسط جاذب نانو ذرات خاکستر برگ درخت کنار محلول‌های آبی صورت گرفت.

مواد و روش‌ها

محلول‌های آزمایشی

محلول مادر (۱۰۰۰ میلی‌گرم بر لیتر) با استفاده از نمک دی‌کرومات پتاسیم^۱ تهیه شد. سایر محلول‌های مورد نیاز با غلظت اولیه مختلف بر اساس فرمول (۱) از محلول مادر و آب دی‌یونیزه تهیه گردید:

- 8- Ilyas *et al.*
- 9- Yang *et al.*
- 10- K2Cr2O7

مقدمه

فلزات سنگین از جمله کروم اغلب در فرآیندهای صنعتی از قبیل صنایع باتری‌سازی، رنگ، نفت و تولید آفت‌کش کاربرد زیادی دارند و اغلب در فاضلاب این صنایع یافت می‌شوند (کارا و همکاران^۱، ۲۰۱۵). کروم یکی از این فلزات است که در محیط‌های آبی به دو شکل سه و شش ظرفیتی وجود دارد. نوع سه ظرفیتی به علت تشکیل هیدروکسیدهای غیرقابل حل در آب از سمیت کمتری برخوردار است، در حالی که کروم شش ظرفیتی به علت تحرک بالا و اثر مخرب شدید از جمله سرطان، آسیب رساندن به بافت‌های عصبی، ریه، کبد و کلیه‌ها را باعث می‌گردد (فانگ و همکاران^۲، ۲۰۱۴). مقدار مجاز آن در آب آشامیدنی توسط اداره حفاظت محیط‌زیست آمریکا (۰/۱ میلی‌گرم بر لیتر) و توسط سازمان بهداشت جهانی (۰/۰۵ میلی‌گرم بر لیتر) پیشنهاد شده است (ژائو و همکاران^۳، ۲۰۱۵). روش‌های مختلفی از جمله اکسایش، کاهش، ترسیب، فیلتراسیون غشایی، اسمز معکوس، الکترودیالیز، تبادل یونی و جذب برای حذف کروم از آب و فاضلاب وجود دارد (ملکیان و همکاران^۴، ۲۰۱۱؛ کاواکو و همکاران^۵، ۲۰۰۷). از میان روش‌های مذکور جذب سطحی به علت کم‌هزینه بودن، راندمان بالا، عملکرد آسان مورد استقبال وسیعی قرار گرفته است (ژائو و همکاران^۶، ۲۰۱۵). در فرایند جذب سطحی، آلاینده جذب شده از فاز مایع توسط جاذب غیر متحرک می‌گردد. در این روش می‌توان جاذب را بعد از جذب آلاینده بدون خطر خاصی برای محیط‌زیست دفع و یا با استفاده از عمل واجذب، مجدداً آلاینده و جاذب را بازیافت کرد (گوپتا و بهاتاچاریا^۷، ۲۰۰۸). از سوی دیگر نانوذرات با توجه به مشخصات منحصربه‌فرد مانند اندازه کوچک، سطح ویژه بزرگ، شکل کریستالی و واکنش‌پذیری بالا برای تصفیه انواع آلاینده‌ها از محیط‌های آبی استفاده می‌شوند. در زمینه‌ی حذف کروم شش ظرفیتی مطالعات زیادی انجام شده است. نتایج حاصل از این مطالعات به خصوصیات جاذب و شرایط آزمایش بستگی دارد.

لی و همکاران^(۲۰۱۵)، حذف یون‌های کروم شش ظرفیتی را با استفاده از چیتوسان اندازه نانو مورد بررسی قرار دادند. نتایج تحقیق

- 1- Kara *et al.*
- 2- Fanget *al.*
- 3- Zhao *et al.*
- 4- Malekian *et al.*
- 5- Cavaco *et al.*
- 6- Gupta and Bhattacharya
- 7- Li *et al.*

در دقیقه و مدت زمان کارکرد ۲۰ دقیقه استفاده گردید. سپس غلظت نهایی ماده جذب شونده در محلول صاف بدون جاذب اندازه گیری شد و سطح ویژه جاذب مورد مطالعه توسط رابطه (۲) محاسبه گردید (انگلرت و روبیو^۴، ۲۰۰۵):

$$S_{MB} = \frac{C_{opt} \times A_{MB} \times A_V}{M_{MB}} \quad (2)$$

در رابطه بالا، S_{MB} : سطح ویژه جاذب برحسب مترمربع بر گرم، C_{opt} : تعداد مولکول های جذب شده متیلن بلو به جاذب برحسب میلی گرم بر میلی گرم، A_{MB} : سطح اشغال شده توسط یک مولکول متیلن بلو برابر با ۱/۰۸ نانو مترمربع، A_V : عدد آوگادرو که برابر با $6/02 \times 10^{23}$ مولکول بر مول و M_{MB} : وزن مولکولی متیلن بلو که برابر با ۳۷۳/۹ گرم بر مول می باشد.

تعیین نقطه بار صفر جاذب (pHpzc)

نقطه بار صفر (pHpzc)، نقطه ای است که جاذب تمایل یکسان برای جذب آنیون و کاتیون ها دارد. برای تعیین نقطه بار صفر نانو ذرات خاکستر برگ درخت کنار، تعداد نه عدد ارلن ۵۰ میلی لیتری پس از اسید شویی، با آب مقطر شسته شدند. به هریک از ارلن ها، مقدار ۰/۱ گرم از جاذب و ۱۰ میلی لیتر محلول کلرید سدیم یک صدم مولار اضافه گردید. با استفاده از اسید کلریدریک و هیدروکسید سدیم یک دهم مولار، اسیدیته اولیه محلول ها روی مقادیر ۲ تا ۱۰ تنظیم گردید و با سرعت ۳۰۰ دور در دقیقه روی هم زدن گذاشته شدند. بعد از ۲۴ ساعت سوسپانسیون ها فیلتر شدند و اسیدیته نهایی در محلول های فیلتر شده اندازه گیری شد. تفاوت بین اسیدیته اولیه و اسیدیته نهایی در مقابل اسیدیته اولیه رسم گردید، مقدار اسیدیته در نقطه ای که تغییرات غلظت یون هیدروژن برابر صفر گردید به عنوان نقطه بار صفر جاذب معرفی شد (دیوبند هفشجانی و همکاران^۵، ۲۰۱۵).

تعیین اثر اسیدیته بر فرایند جذب

اسیدیته از مهم ترین پارامترهای تأثیرگذار بر فرایند جذب بوده است و بنابراین لازم است که آزمایش های مربوط به تأثیر این پارامتر در میزان جذب، قبل از آزمایش دیگری مورد بررسی قرار گیرد (افخمی و همکاران^۶، ۲۰۱۰). تمام آزمایش ها در دمای ثابت و در محدوده 20 ± 2 درجه سانتی گراد انجام شد. به منظور تعیین اسیدیته بهینه جذب، تعداد نه عدد ارلن ۲۵۰ میلی لیتری پس از اسید شویی، با آب مقطر شسته شدند. به هریک از ارلن ها، مقدار ۰/۱ گرم نانو ذرات خاکستر برگ درخت کنار و ۱۰۰ میلی لیتر محلول حاوی یون های کروم با غلظت اولیه ۵۰ میلی گرم بر لیتر

$$N_1 V_1 = N_2 V_2 \quad (1)$$

که در آن N_1 و N_2 : به ترتیب غلظت محلول مادر و غلظت محلول مورد نیاز برحسب میلی گرم بر لیتر و V_1 و V_2 : به ترتیب حجم محلول مادر و حجم محلول مورد نیاز برحسب میلی لیتر می باشد.

آماده سازی جاذب

برگ های سدر پس از شستشو در آون با دمای ۱۰۰ درجه سانتی گراد خشک شدند. برای تبدیل برگ ها به خاکستر از کوره ی بدون هوا با دمای ۶۰۰ درجه سانتی گراد و مدت زمان ۴۰ دقیقه استفاده گردید. سپس خاکستر تولید شده درون دستگاه آسیاب گلوله ای مدل (D- 56070 KOBLENZ) ساخت کشور آلمان ریخته شد و میزان دو درصد وزنی جاذب، اسید استاریک (ماده کنترل کننده فرایند) به آن اضافه گردید. گلوله های مورد استفاده در این مطالعه از جنس فولاد با نسبت یک به پنج (نسبت وزن جاذب به وزن گلوله ها) و با اندازه های مختلف انتخاب شدند. همچنین مدت زمان کارکرد آسیاب گلوله ای ۴۰ ساعت بود.

به منظور بررسی پیوندهای شیمیایی تشکیل دهنده غشای سطحی جاذب (گروه های عاملی موجود) قبل و بعد از جذب از روش طیفسنجی مادون قرمز^۱ با استفاده از دستگاه مدل (GX, Perkin-Elmer) انجام شد. برای این آزمایش، حدود ۲۰۰ میلی گرم برمید پتاسیم خالص و خشک با چهار میلی گرم از نمونه کوبیده می شود و مخلوط حاصل تحت فشار زیاد به صورت قرص نازک و شفاف درآورده شد. سپس با قرار دادن قرص ها در دستگاه طیفسنجی مادون قرمز پیک های مربوط به گروه های عاملی توسط ثبات ثبت گردید. برای بررسی ساختار ظاهری جاذب از دستگاه میکروسکوپ الکترونی روبشی مدل^۲ (Leo 1455 VP) استفاده گردید.

برای مشخص کردن تجزیه درصد عناصر کربن، هیدروژن، نیتروژن، گوگرد و اکسیژن از دستگاه تجزیه عنصری (CHNSO) مدل (vario ELIII- elementar) استفاده گردید. همچنین دستگاه طیف نگار فلورسنس اشعه ایکس (XRF) مدل (XRF, BRUKER S4 Pioneer) برای تعیین درصد اکسیدهای فلزی و غیرفلزی موجود در خاکستر برگ درخت کنار استفاده گردید.

برای اندازه گیری سطح ویژه جاذب از روش جذب متیلن بلو^۳ استفاده شد. به این ترتیب که مقدار ۰/۱ گرم از جاذب با ۱۰۰ میلی متر محلول ۱۷/۴۶ میلی گرم بر لیتر متیلن بلو مخلوط گردید و سوسپانسیون حاصل بر روی هم زدن با سرعت ۱۵۰ دور در دقیقه و به مدت یک ساعت قرار گرفت. پس از اتمام زمان ذکر شده، پس از جداسازی اولیه ذرات جاذب از محلول توسط کاغذ صافی، برای جداسازی کامل فاز جامد و مایع از سانتریفیوژ با شدت ۱۲۰۰۰ دور

4- Englert and Rubio

5- Divband Hafshajani *et al.*

6- Afkhamiet *al.*

1- Fourier Transform Infrared Spectroscopy

2- Scanning Electron Microscopy

3- Methylene Blue

به منظور تعیین اثر مقدار جاذب بر فرایند جذب یون‌های کروم شش ظرفیتی، تعداد هفت عدد ارلن ۲۵۰ میلی‌لیتری پس از اسید شویی، با آب مقطر شسته شدند. به هر یک از ارلن‌ها ۱۰۰ میلی‌لیتر محلول حاوی یون‌های کروم با غلظت اولیه ۵۰ میلی‌گرم بر لیتر اضافه گردید. سپس نانو ذرات خاکستر برگ درخت کنار با غلظت‌های مختلف جاذب (۰/۱، ۱، ۵، ۱۰، ۲۰، ۳۰ و ۵۰ گرم در لیتر به هر یک از ارلن‌ها اضافه گردید. اسیدیته اولیه محلول‌ها روی مقدار بهینه اسیدیته سه تنظیم گردید و روی هم‌زن با سرعت ۳۰۰ دور در دقیقه قرار داده شدند. سپس در زمان تعادل تعیین شده از آزمایش‌های سینتیک جذب (۱۸۰ دقیقه) نمونه‌ها از روی هم‌زن برداشته شدند.

آزمایش‌های همدمای جذب

برای آزمایش‌های همدمای جذب، تعداد پنج عدد ارلن ۲۵۰ میلی‌لیتری پس از اسید شویی با آب مقطر شسته شدند. مقدار ۰/۱ گرم جاذب در ۱۰۰ میلی‌لیتر محلول حاوی یون‌های کروم با غلظت‌های اولیه ۰/۱، ۱، ۵۰، ۱۰۰ و ۱۰۰ میلی‌گرم بر لیتر ریخته شد و اسیدیته آن‌ها روی مقدار بهینه اسیدیته سه تنظیم گردید و بر روی هم‌زن با سرعت ۳۰۰ دور در دقیقه قرار داده شدند. سپس در زمان تعادل تعیین شده از آزمایش‌های سینتیک جذب (۱۸۰ دقیقه)، نمونه‌ها از روی هم‌زن برداشته شدند. پس از جداسازی کامل جاذب از سوسپانسیون، غلظت نهایی یون‌های کروم در محلول‌های آزمایش با دستگاه جذب اتمی قرائت گردید.

مدل‌های سینتیک و همدمای جذب

در این تحقیق از مدل‌های سینتیک جذب مدل شبه درجه اول (رابطه ۵)، مدل شبه درجه دوم (رابطه ۶) و انتشار درون‌ذره‌ای (در رابطه ۷) برای برآزش بر داده‌های آزمایشگاهی استفاده گردید (ژائو و همکاران، ۲۰۱۵؛ ملکیان و همکاران، ۲۰۱۱):

$$q_t = q_e (1 - e^{-k_1 t}) \quad (5)$$

$$q_t = \frac{q_e^2 k_2 t}{1 + q_e k_2 t} \quad (6)$$

$$q_t = K_p t^{1/2} + I \quad (7)$$

در روابط بالا، q_e : ظرفیت جذب در حالت تعادل برحسب میلی‌گرم بر گرم، q_t : ظرفیت جذب در زمان t برحسب میلی‌گرم بر گرم، K_1 : ثابت جذب لاگ‌گرگن برحسب یک بر دقیقه، K_2 : ثابت جذب مدل هو و همکاران برحسب گرم بر میلی‌گرم در دقیقه، K_p : ثابت انتشار درون‌ذره‌ای برحسب میلی‌گرم در جذر ثانیه بر گرم، I : عرض از مبدأ برحسب میلی‌گرم بر گرم می‌باشند.

اضافه گردید. با استفاده از اسیدکلریدریک و هیدروکسید سدیم، اسیدیته اولیه محلول‌ها روی مقادیر ۱۰-۲ تنظیم گردید و با شدت ۳۰۰ دور در دقیقه روی هم‌زن گذاشته شدند (کارا و همکاران، ۲۰۱۵؛ زیاو و همکاران^۱، ۲۰۱۱). بعد از ۲۴ ساعت و جداسازی کامل جاذب از سوسپانسیون، غلظت نهایی عنصر کروم در محلول صاف رویی اندازه‌گیری شد. برای این کار از دستگاه جذب اتمی مدل (Varian 220 FS AA) استفاده گردید. طول موج دستگاه برای اندازه‌گیری کروم شش ظرفیتی ۴۲۸/۹ نانومتر و حد تشخیص آن ۰/۱ میلی‌گرم بر لیتر بود.

همچنین بازده حذف و ظرفیت جذب نانو ذرات برگ درخت کنار برای حذف کروم به ترتیب از روابط (۳) و (۴) تعیین گردید (افخمی و همکاران، ۲۰۱۰):

$$\% R = \frac{C_i - C_f}{C_i} \times 100 \quad (3)$$

$$q = \frac{C_i - C_f}{m} \times V \quad (4)$$

در روابط بالا: C_i : غلظت اولیه عنصر کروم در محلول برحسب میلی‌گرم بر لیتر، C_f : غلظت نهایی عنصر کروم در محلول برحسب میلی‌گرم بر لیتر، m : جرم جاذب برحسب گرم، V : حجم محلول برحسب لیتر و q : ظرفیت جذب برحسب میلی‌گرم بر گرم می‌باشد.

آزمایش‌های سینتیک جذب و تعیین زمان تماس بر فرآیند جذب

برای آزمایش‌های سینتیک جذب، تعداد ۱۴ عدد ارلن ۲۵۰ میلی‌لیتری پس از اسید شویی با آب مقطر شسته شدند. سپس ۱۰۰ میلی‌لیتر محلول حاوی یون‌های کروم با غلظت اولیه ۵۰ میلی‌گرم بر لیتر در هر یک از آن‌ها ریخته شد. مقدار ۰/۱ گرم از جاذب نانو ذرات خاکستر برگ درخت کنار به هر یک از ارلن‌ها اضافه گردید و اسیدیته آن روی مقدار بهینه اسیدیته سه که از آزمایش‌های مرحله قبل به دست آمده بود، تنظیم گردید. سوسپانسیون حاصل برای مدت‌زمان‌های ۵، ۱۰، ۱۵، ۲۰، ۳۰، ۴۵، ۶۰، ۷۵، ۹۰، ۱۲۰، ۱۵۰، ۱۸۰، ۲۱۰، ۲۴۰ و ۳۰۰ دقیقه با شدت ۳۰۰ دور در دقیقه روی هم‌زن به هم زده شدند (کارا و همکاران، ۲۰۱۵). بعد از سپری شدن زمان‌های فوق، نمونه‌ها به ترتیب از روی هم‌زن برداشته شده و پس از جداسازی اولیه فاز جامد از مایع توسط کاغذ صافی، محلول‌های موردنظر در دستگاه سانتیفریوژ با سرعت ۱۲۰۰۰ دور در دقیقه و مدت‌زمان ۳۰ دقیقه قرار داده شدند. سپس غلظت یون‌های کروم باقی‌مانده در محلول با استفاده از دستگاه جذب اتمی اندازه‌گیری شد.

تعیین اثر مقدار جاذب بر فرآیند جذب

$$q = \frac{bq_m C_e}{(1 + bC_e)} \quad (9)$$

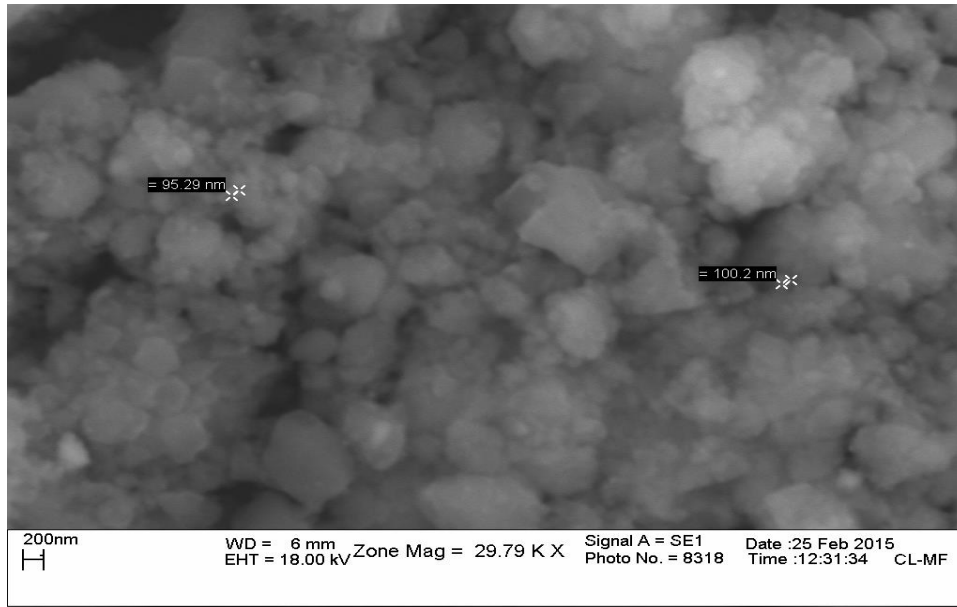
$$q = \frac{bq_m C_e^n}{(1 + bC_e^n)} \quad (10)$$

فلزی جذب شده برحسب میلی گرم بر گرم، b: ثابت معادله برحسب لیتر بر میلی گرم، K و n: ثابت لیتر بر گرم و توان معادله فروندلیچ می باشند.

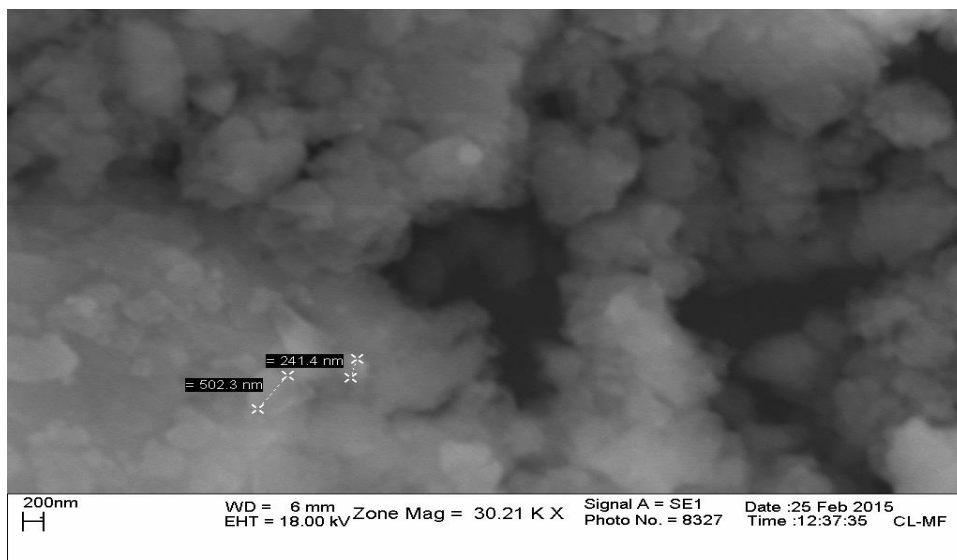
همچنین مدل های همدمای جذب مورد استفاده در این مطالعه عبارتند از مدل فروندلیچ (رابطه ۸)، لانگمویر (رابطه ۹) و سیپس (رابطه ۱۰) (ملکیان و همکاران، ۲۰۱۱):

$$q = KC_e^n \quad (8)$$

در روابط بالا، q_e : ظرفیت جذب در حالت تعادل برحسب میلی گرم بر گرم، C_e : غلظت ماده جذب شونده در حالت تعادل برحسب میلی گرم بر لیتر، n: جرم جاذب برحسب گرم، q_m : حداکثر یون



شکل ۱- تصویر میکروسکوپ الکترونی روبشی جاذب نانو ذرات خاکستر برگ درخت کنار قبل از فرایند جذب کروم



شکل ۲- تصویر میکروسکوپ الکترونی روبشی جاذب نانو ذرات خاکستر برگ درخت کنار بعد از فرایند جذب کروم

دیوبند هفشجانی و همکاران: مطالعه سینتیک و الگوهای همدمای جذب کروم...

جدول ۱- درصد عناصر نانو ذرات خاکستر برگ درخت کنار

عنصر	اکسیژن	گوگرد	نیتروژن	هیدروژن	کربن
مقدار	۳۴/۷۰	۰/۸۳	۲/۸۱	۴/۲۱	۵۷/۴۶

جدول ۲- درصد اکسیدهای فلزی و غیر فلزی نانو ذرات خاکستر برگ درخت کنار

مقدار	ترکیب	مقدار	ترکیب
۵۷/۷۴	اکسید کلسیم	۱/۰۵	اکسیداسترانسیم
۱۹/۴۷	اکسید پتاسیم	۰/۷۹۵	اکسید سدیم
۷/۷۳	کلر	۰/۶۹۲	اکسید آلومینیوم
۳/۳۲	اکسید منیزیم	۰/۱۷۱	اکسید منگنز
۲/۵۵	تری اکسید گوگرد	۰/۰۹۹	اکسید مس
۲/۳۲	پنتو اکسید فسفر	۰/۰۹۵	دی اکسید تیتانیوم
۲/۲۱	دی اکسید سیلیسیم	۰/۰۸۸	اکسید روی
۹۹/۶۹	مجموع	۱/۳۶	اکسید آهن

نتایج و بحث

مشخصه یابی جاذب

شکل (۱) و (۲)، تصویر نانو ذرات خاکستر برگ درخت کنار را قبل و بعد از جذب کروم نشان می‌دهد. مشاهده می‌شود که ذرات نانو جاذب به صورت کروی بوده و تمایل زیادی به کلوخه شدن دارند. با کلوخه‌ای شدن نانو ذرات اندازه آن‌ها تغییر می‌کند و این عامل به مقدار جاذب در محلول بستگی دارد (افخمی و همکاران، ۲۰۱۰). مقایسه تصویر میکروسکوپ الکترونی روبشی شکل (۱) و (۲) نشان می‌دهد که اندازه ذرات قبل از فرایند جذب کوچک‌تر از ۱۰۰ نانومتر بوده است و پس از جذب کروم افزایش یافته است (۲۴۱/۴ - ۵۰۲/۳ نانومتر) و این می‌تواند نشان‌دهنده قرار گرفتن یون‌های کروم بر روی جاذب باشد.

نتایج آزمایش جذب متیلن بلو نشان داد که سطح ویژه جاذب مورد مطالعه در این تحقیق ۳۳/۵ مترمربع بر گرم می‌باشد. ممکن است مقایسه سطح ویژه نانو ذرات خاکستر برگ درخت کنار با سطح ویژه سایر نانو ذرات از قبیل نانو کامپوزیت‌های کربن فعال (۳۴۷/۸ مترمربع بر گرم) (فیاضی و همکاران^۱، ۲۰۱۵)، نانو ذرات دی اکسید سیلیسیم (۲۴۰ مترمربع بر گرم) (سان و همکاران^۲، ۲۰۱۴) و نانو کامپوزیت‌های مونت موریلونیت اکسید آهن (۲۱۰/۶۶ مترمربع بر گرم) نشان دهد که نانو ذرات تولید شده در این تحقیق سطح ویژه کوچکی دارند اما نکته قابل توجه این است که سطح ویژه نانو ذرات ذکر شده از روش برونر، ایمت، تیلر، و سطح ویژه نانو ذرات در این تحقیق از روش جذب متیلن بلو به دست آمده است. انگلرت و رویو (۲۰۰۵)، در تحقیقی سطح ویژه نوعی زئولیت طبیعی را با دو روش برونر، ایمت، تیلر و جذب متیلن بلو به دست آوردند. نتایج آزمایش‌ها نشان داد که سطح

ویژه به دست آمده توسط روش برونر، ایمت، تیلر برابر با ۱۷۷ مترمربع بر گرم و سطح ویژه به دست آمده توسط روش جذب متیلن بلو ۵۵ مترمربع بر گرم می‌باشد. آن‌ها علت اصلی این اختلاف را ناشی از تفاوت بین مولکول‌های نیتروژن و متیلن بلو دانستند. مساحت هر مولکول نیتروژن برابر با ۰/۱۶۲ نانومتر مربع و هر مولکول متیلن بلو ۱/۰۸ نانومتر مربع است. سطح مولکول نیتروژن کمتر از متیلن بلو است، بنابراین تعداد مولکول بیشتری از آن نسبت به متیلن بلو روی زئولیت قرار می‌گیرد که همین موضوع باعث افزایش سطح به دست آمده از روش جذب نیتروژن نسبت به جذب متیلن بلو می‌باشد.

نتایج جدول (۱) (درصد عناصر کربن، هیدروژن، نیتروژن، گوگرد و اکسیژن) نشان می‌دهد که حداکثر عنصر تشکیل‌دهنده جاذب مورد مطالعه کربن می‌باشد درصد اکسیدهای فلزی و غیر فلزی نانو ذرات خاکستر برگ درخت کنار نیز در جدول (۲) ارائه گردیده است.

نتایج حاصل از طیف‌سنجی مادون قرمز نانو ذرات خاکستر برگ درخت کنار که به منظور تعیین باندهای شیمیایی و ساختار مولکولی آن انجام گردید در شکل (۳) نشان داده شده است. طیف مادون قرمز جاذب مورد مطالعه نشان می‌دهد که اوج موجود در طول موج ۵۱۶ یک سانتی‌متریم به ترتیب به پیوندهای P-O مربوط می‌شوند که بعد از جذب کروم به ۶۴۳ یک سانتی‌متریم تغییر می‌یابند. اوج موجود در ناحیه ۱۳۵۰ - ۱۰۰۰ یک سانتی‌متریم ناشی از گروه عملی C-O است که در ترکیب‌های آلی فنل‌ها، استرها، اسیدها و الکل‌ها یافت می‌شود (پارلایسی و همکاران^۳، ۲۰۱۴). اوج محدوده ۱۶۱۶ یک سانتی‌متریم بعد از فرایند جذب به طول موج ۱۶۰۹/۲ یک سانتی‌متریم انتقال یافته است بر وجود گروه‌های C=O دلالت می‌کند (تانگ و همکاران^۴، ۲۰۱۴). اوج

3- Parlayiciet al.

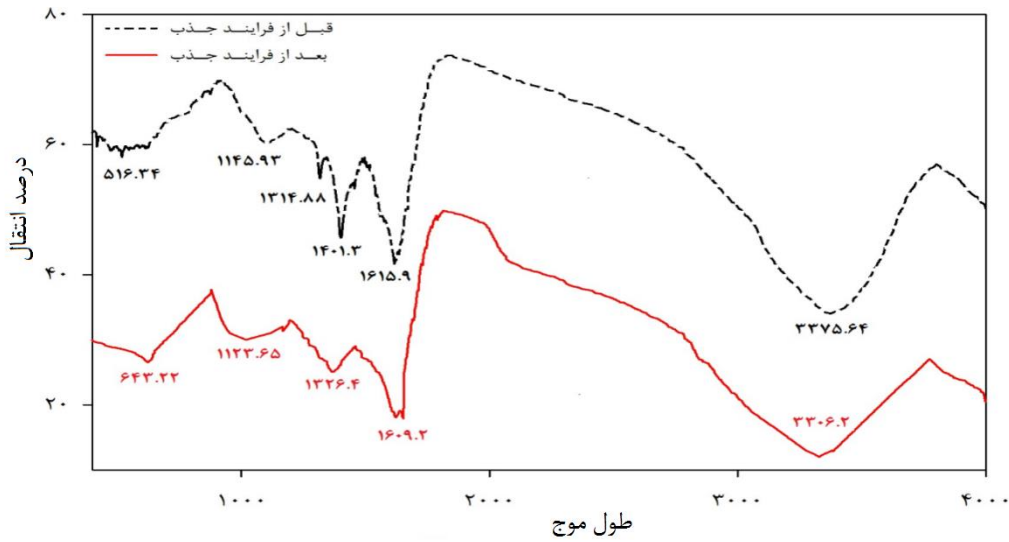
4- Tanget al.

1- Fayazi et al.

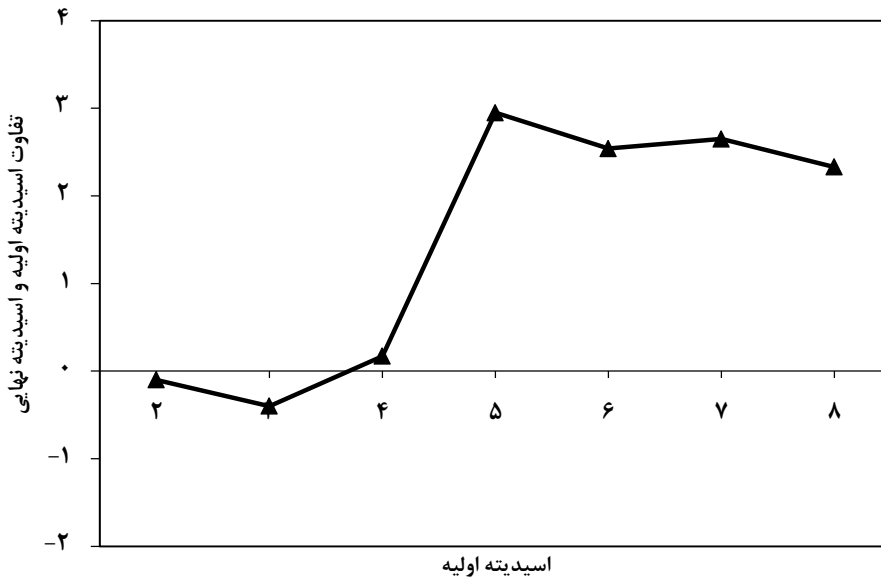
2- Sun et al.

آزمون طیف‌سنجی مادون قرمز جذب شده باشند (تانگ و همکاران، ۲۰۱۴).

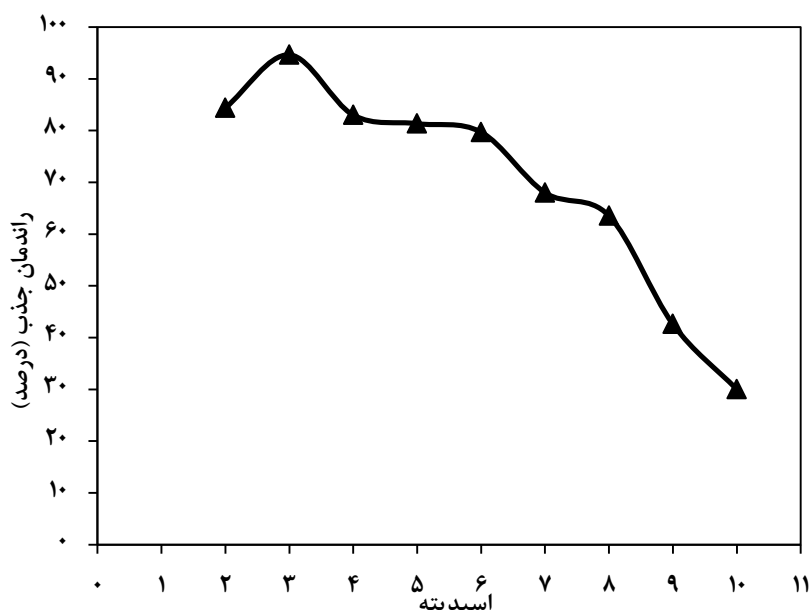
محدوده ۳۳۷۵/۶۴ و ۳۳۰۶/۲ یک سانتی‌متریم نیز ناشی از وجود پیوندهای O-H می‌باشد. نواحی اوج نشان‌دهنده جذب فیزیکی آب می‌باشند و ممکن است در حین آماده‌سازی نمونه برای انجام



شکل ۳- طیف مادون قرمز نانو ذرات خاکستر برگ درخت کنار قبل و بعد از جذب کروم



شکل ۴- تعیین نقطه بار صفر جاذب نانو ذرات خاکستر برگ درخت کنار



شکل ۵- تغییرات مقدار راندمان جذب کروم با اسیدیته (غلظت محلول ۵۰ میلی گرم بر لیتر، مقدار جاذب یک گرم بر لیتر)

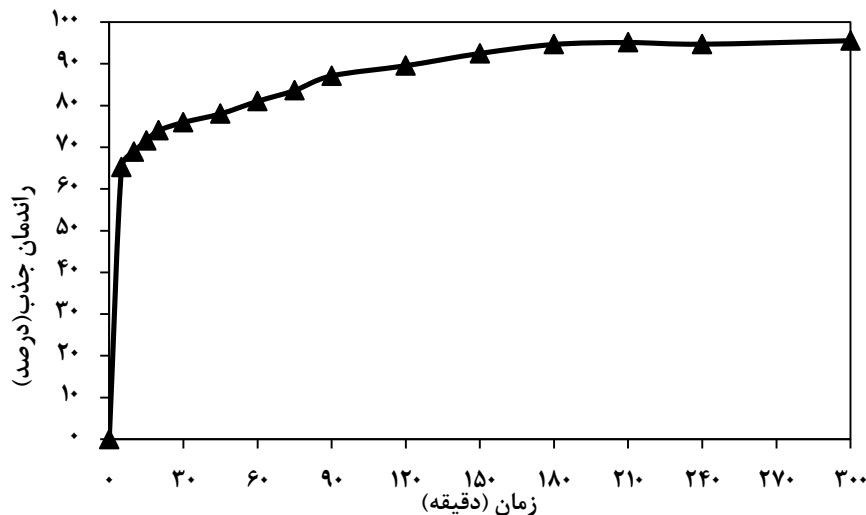
کوچکتر از هفت، نانو ذرات خاکستر برگ درخت کنار برای جذب کروم توانایی بالایی دارند. این پدیده ناشی از آن است در محیط اسیدی به علت وجود یونهای هیدروژن سطح جاذب مثبت گردیده و نیروی جاذبه قوی بین بارهای مثبت سطح جاذب و آنیونهای کروم شش ظرفیتی ایجاد می گردد (وانگ و همکاران، ۲۰۱۴). همچنین یون کروم شش ظرفیتی بر اساس غلظت یون هیدروژن محیط به شکلهای مختلفی از جمله کرومیک اسید، هیدروژن کرومات، دی کرومات و کرومات وجود دارد زمانی که غلظت یون هیدروژن محیط کوچکتر از هفت باشد به صورت یونهای هیدروژن کرومات، دی کرومات و زمانی که غلظت یون هیدروژن محیط بزرگتر از هفت باشد به صورت یون کرومات وجود دارد که از بین شکلهای مذکور یون هیدروژن کرومات در اسیدیته کوچکتر از هفت برای فرایند جذب فعال تر می باشد (ژانگ و همکاران، ۲۰۱۵). یکی دیگر از عوامل کاهش راندمان جذب کروم شش ظرفیتی توسط جاذب مورد مطالعه در محیط بازی، افزایش یونهای هیدروکسید منفی در محلول می باشد. این یونها به عنوان رقیب یونهای کروم شش ظرفیتی برای قرارگیری بر روی جاذب محسوب می شوند. مشابه این نتایج در جذب کروم شش ظرفیتی توسط جاذبهای دیگر همچون زئولیت اصلاح شده و کامپوزیت سیلیکا نیز گزارش شده است (تانگ و همکاران، ۲۰۱۴a).

تعیین نقطه بار صفر جاذب (pHpzc)

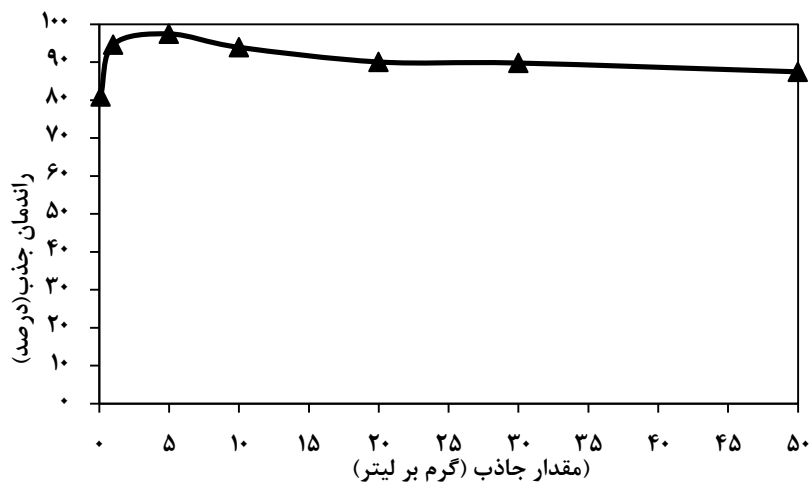
با توجه به شکل (۴) نقطه صفر جاذب، جاذب نانو ذرات خاکستر برگ درخت کنار ۳/۷۶ می باشد. در اسیدیته کوچکتر از نقطه صفر جاذب، سطح جاذب مثبت است و تمایل به جذب آنیونها دارد (دیونید هفشجانی و همکاران، ۲۰۱۵). بنابراین این قابل قبول است که حداکثر جذب کروم توسط نانو ذرات خاکستر برگ درخت کنار در غلظت یون هیدروژن محیط برابر سه رخ داده است، زیرا در اسیدیته سه سطح جاذب مثبت است و تمایل به جذب یونهای کروم دارد (کارا و همکاران، ۲۰۱۵).

اثر اسیدیته بر راندمان جذب

تغییرات راندمان جذب کروم در برابر تغییرات غلظت یون هیدروژن محیط در شکل (۵) نشان داده شده است. نتایج نشان داد که بالاترین راندمان جذب کروم توسط نانو ذرات خاکستر برگ درخت کنار ۹۴/۶۴ درصد است و در اسیدیته برابر سه رخ داد. همچنین کمترین راندمان جذب کروم ۳۰ درصد می باشد که در اسیدیته برابر ده اتفاق افتاد. نتایج سایر محققین نشان داد که جذب کروم شش ظرفیتی توسط جاذبهای مختلف به خصوصیات فیزیکی و شیمیایی جاذب بستگی دارد به طوری که اسیدیته بهینه جذب این یون توسط جاذبهای دیگر همچون اکسید بیومتال آهن و روی (وانگ و همکاران، ۲۰۱۴)، کربن فعال (یانگ و همکاران، ۲۰۱۵)، و چیتوسان نانو اندازه (لی و همکاران، ۲۰۱۵) نیز برابر سه گزارش شد. نتایج این تحقیق نشان داد که در محدوده اسیدیته



شکل ۶- تغییرات راندمان جذب کروم با زمان تماس (غلظت ۵۰ میلی گرم بر لیتر، مقدار جاذب یک گرم بر لیتر، اسیدیته برابر سه)



شکل ۷- تغییرات راندمان جذب کروم با مقدار جاذب (غلظت محلول ۵۰ میلی گرم بر لیتر، زمان تماس ۱۸۰ دقیقه، اسیدیته برابر سه)

همکاران^۱، (۲۰۰۳)، کربن فعال (یانگ و همکاران، ۲۰۱۵) نیز نشان داد که در ابتدای زمان تماس جاذب و محلول به دلیل بیشتر بودن تعداد فضاهای خالی سطح جاذب، جذب کروم بسیار سریع می‌باشد (محمدی و نهارینگو^۲، ۲۰۱۰) به تدریج که فضاهای خالی سطح جاذب توسط یون‌های کروم اشغال می‌گردد، سرعت جذب ملایم می‌گردد و در نهایت پس از اشباع شدن سطح جاذب، فرایند جذب به تعادل خواهد رسید (یو و همکاران، ۲۰۰۳). قابل ذکر است زمان تعادل برای جاذب‌های مختلف یکسان نمی‌باشد و به خصوصیات جاذب بستگی دارد (دکیکی و همکاران^۳، ۲۰۰۲).

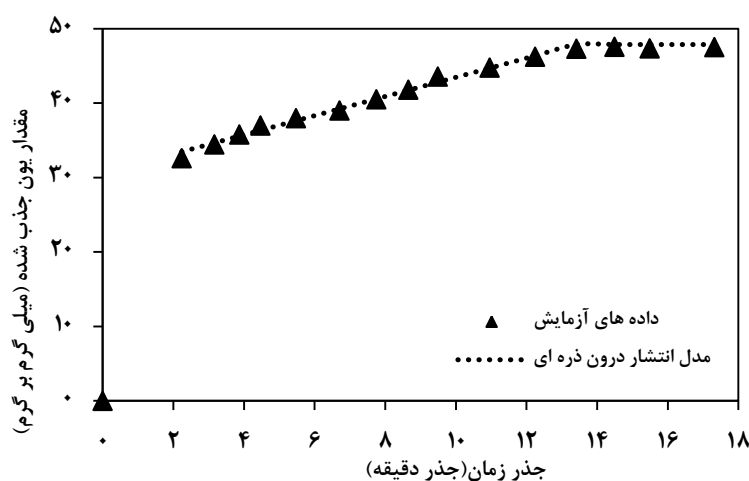
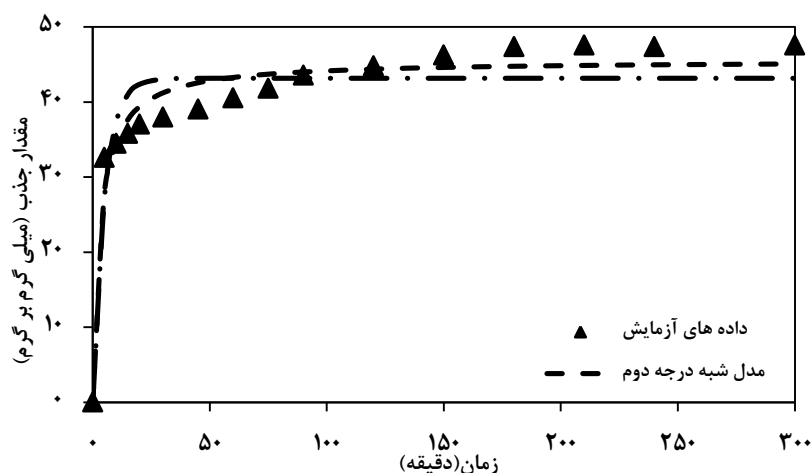
تعیین زمان تعادل جذب عنصر کروم توسط نانو ذرات خاکستر برگ درخت کنار

شکل (۶) تغییرات راندمان جذب کروم را با زمان در غلظت ۵۰ میلی‌گرم بر لیتر و اسیدیته برابر سه برای نانو ذرات خاکستر برگ درخت کنار نشان می‌دهد. زمانی را که راندمان جذب ثابت شده و با گذشت زمان تغییر محسوسی در آن ایجاد نشود را زمان تعادل گویند. نتایج این تحقیق نشان داد در ابتدای زمان تماس راندمان نانو ذرات خاکستر برگ درخت کنار برای جذب کروم بسیار بالا بوده است به طوری که در پنج دقیقه ابتدایی آزمایش حدود ۶۵ درصد یون‌های کروم بر روی سطح جاذب جذب شدند. با گذشت زمان به تدریج سرعت جذب کروم کاهش یافته و در نهایت بعد از ۱۸۰ دقیقه فرایند جذب به تعادل رسید. نتایج تأثیر زمان تماس بر جذب کروم توسط جاذب‌های خاکاره درخت افرا (یو و

1- Yuet al.
2- Mahamadiet al.
3- Dakiket al.

جدول ۳- پارامترهای مدل های سینتیک جذب کروم توسط نانو ذرات خاکستر برگ درخت کنار

مدل شبه درجه دوم		مدل شبه درجه اول		مدل انتشار درون ذره ای	
$q_{e(\text{exp})}$ (mgg ⁻¹)	۴۷/۵۴	$q_{e(\text{exp})}$ (mgg ⁻¹)	۴۷/۷۴	K_p (mg g ⁻¹ min ^{0.5})	۱/۷۴
k_1 (min ⁻¹)	۰/۲	k_2 (gmg ⁻¹ min ⁻¹)	۰/۰۱	I (mgg ⁻¹)	۲۴/۲۱
$q_{e(\text{cal})}$ (mgg ⁻¹)	۴۳/۱۵	$q_{e(\text{cal})}$ (mgg ⁻¹)	۴۵/۵۴	ضریب همبستگی	۰/۷۸
ضریب همبستگی	۰/۹۴	ضریب همبستگی	۰/۹۸	ریشه میانگین مربعات خطا	۷/۸۲
ریشه میانگین مربعات خطا	۴/۲۱	ریشه میانگین مربعات خطا	۲/۶۹	-	-



شکل ۸- برآزش مدل های سینتیک جذب کروم بر روی نانو ذرات خاکستر برگ درخت کنار

غلظت اولیه ۵۰ میلی گرم بر لیتر، (پنج گرم بر لیتر) می باشد. نتایج تحقیق سایر محققان نیز نشان داد که با افزایش مقدار جاذب در محلول، تعداد جایگاه های جذب افزایش یافته و توانایی جاذب برای جذب یون های کروم افزایش می یابد (متومبنی و همکاران^۱، ۲۰۱۵). اما افزایش جاذب از مقدار بهینه آن باعث کلوخه شدن ذرات جاذب می گردد به طوری که سطح ویژه آن ها کاهش خواهد یافت و بنابراین راندمان جذب توسط آن ها کاهش می یابد (پاتول و همکاران^۲، ۲۰۱۴).

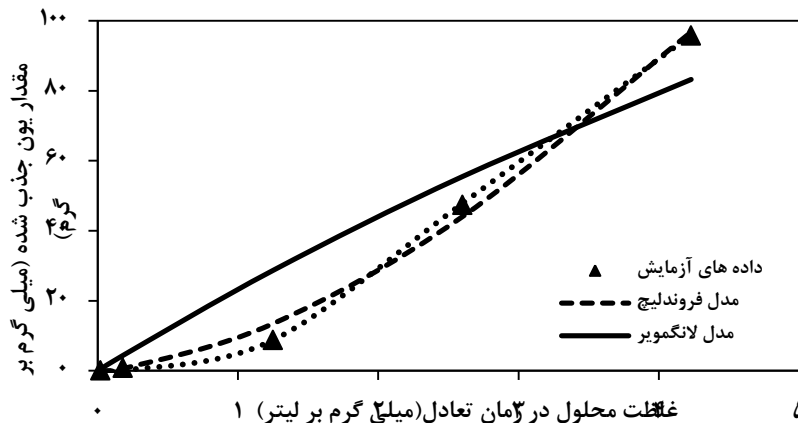
اثر مقدار جاذب بر راندمان جذب کروم توسط نانو ذرات خاکستر برگ درخت کنار

شکل (۷) اثر مقدار جاذب (۰/۱، ۱، ۵، ۱۰، ۲۰، ۳۰ و ۵۰ گرم در لیتر) بر راندمان جذب یون کروم با غلظت اولیه ۵۰ میلی گرم بر لیتر توسط نانو ذرات خاکستر برگ درخت کنار را نشان می دهد. نتایج نشان داد که با افزایش مقدار جاذب از ۰/۱ گرم بر لیتر به پنج گرم بر لیتر راندمان جذب از ۸۰/۹ درصد به ۹۷/۴ درصد افزایش می یابد و با افزایش مقدار نانو ذرات خاکستر برگ درخت کنار به بیش از پنج گرم بر لیتر، راندمان جذب کمی کاهش می یابد و سپس ثابت می گردد. بنابراین مقدار جاذب بهینه برای حذف یون های کروم با

1- Mthombeniet al.
2- Paulet al.

جدول ۴- پارامترهای مدل‌های هم‌دمای جذب کروم توسط نانو ذرات خاکستر برگ درخت کنار

مدل فروندلیچ	مدل لانگمویر	مدل سیپس
$K(Lg^{-1})$	$q_m(mgg^{-1})$	$b((Lmg^{-1}))$
$n(min^{-1})$	$b(Lmg^{-1})$	$q_m(mgg^{-1})$
ضریب همبستگی	ضریب همبستگی	n
ریشه میانگین مربعات	ریشه میانگین مربعات	ضریب همبستگی
-	-	ریشه میانگین مربعات خطا



شکل ۹- برازش مدل‌های ایزوترم جذب کروم بر روی نانو ذرات خاکستر برگ درخت کنار

قبیل کربن فعال خاکاره (ایلیاس و همکاران، ۲۰۱۴)، خاکستر استخوان (حیدر و همکاران^۳، ۲۰۱۴) و نانو تیوپ کربن (قلی پور و هاشمی پور^۴، ۲۰۱۲) نیز از مدل شبه درجه دوم پیروی کرده است.

هم‌دمای جذب

نتایج برازش مدل‌های هم‌دمای جذب کروم توسط جاذب نانو ذرات خاکستر برگ درخت کنار در جدول (۴) و شکل (۹) نشان داده شده است. نتایج این برازش نشان داد که مدل لانگمویر-فروندلیچ نسبت به سایر مدل‌ها با ضریب همبستگی بالاتر (۰/۹۹) و ریشه میانگین مربعات خطا پایین‌تر (۰/۵۵) داده‌های هم‌دمای جذب کروم توسط نانو ذرات خاکستر برگ درخت کنار را بهتر توصیف می‌کند. از فرضیه‌های مدل فروندلیچ ناهمگن بودن مکان‌های جذب بر روی سطح جاذب است (کرانه و همکاران^۵، ۲۰۱۵). از طرفی مدل لانگمویر به همگن بودن مکان‌های جذب بر روی سطح جاذب اشاره دارد (لانگمویر^۶، ۱۹۱۶). با توجه به اینکه مدل سیپس ترکیب مدل لانگمویر و فروندلیچ است، از برتری مدل سیپس نسبت به سایر مدل‌ها می‌توان این‌طور استنباط کرد که سطح خاکستر نانو ذرات خاکستر برگ درخت کنار ناهمگن است و مکان‌های جذب به‌طور غیر یکسان بر روی این جاذب توزیع شدند. حداکثر ظرفیت جذب جاذب مورد مطالعه برای جذب کروم توسط مدل لانگمویر ۴۱۱/۲ میلی‌گرم بر گرم تخمین زده شده است.

سینتیک‌های جذب

نتایج برازش مدل‌های سینتیک جذب کروم توسط نانو ذرات خاکستر برگ درخت کنار در جدول (۳) و شکل (۸) نشان داده شده است. مقایسه نتایج نشان داد که از بین مدل‌های سینتیک مورد مطالعه، مدل شبه درجه دوم (هو و همکاران) با ضریب همبستگی بالاتر (۰/۹۸) و ریشه میانگین مربعات خطا پایین‌تر (۲/۶۹) توصیف بهتری از داده‌های جذب دارد.

ضریب K_2 در مدل هو و همکاران نشان می‌دهد که سرعت جذب کروم توسط جاذب نانو ذرات خاکستر برگ درخت کنار برابر ۰/۰۰۷ گرم بر میلی‌گرم در هر دقیقه می‌باشد. ظرفیت جذب پیش‌بینی شده توسط مدل شبه درجه دوم (۴۵/۵۴ میلی‌گرم بر گرم) نسبت به مدل شبه درجه اول (۴۳/۱۵ میلی‌گرم بر گرم) به مقدار آزمایشگاهی آن (۴۷/۵۴ میلی‌گرم بر گرم) نزدیک‌تر است. مدل انتشار درون‌ذره‌ای بیان می‌کند که مکانیزم جذب از سه مرحله انتشار غشایی، انتشار در منافذ و انتشار درون‌ذره‌ای کنترل می‌شود و سرعت جذب به سرعت این سه مرحله بستگی دارد (ملکی و همکاران^۱، ۲۰۱۵). شکل (۸الف) نشان می‌دهد که برازش مدل انتشار درون‌ذره‌ای از مبدأ مختصات عبور نمی‌کند و این بیان‌کننده این است که مرحله سوم نقش مهمی در کنترل فرایند جذب کروم بر روی نانو ذرات خاکستر برگ درخت کنار ندارد (آتیا و همکاران^۲، ۲۰۱۰). بررسی نتایج سایر مطالعات نشان دارد که فرایند سینتیک جذب کروم توسط جاذب‌های دیگری از

3- Hyderet al.

4- Gholipour and Hashemipour

5- Keränen et al.

6- Langmuir

1- Maleki et al.

2- Attia et al.

جدول ۵- مقایسه‌ی حداکثر ظرفیت جذب جاذب‌های مختلف برای حذف کروم شش ظرفیتی از محلول‌های آبی

منبع	ظرفیت جذب (میلی‌گرم بر گرم)	جاذب
(لی و همکاران، ۲۰۱۵)	۶۸/۳	چیتوسان نانو سائز
(یانگ و همکاران، ۲۰۱۵)	۱۶۹/۴۵	کربن فعال دانه لنگان (نوعی میوه)
(ایلیاس و همکاران، ۲۰۱۴)	۲۰/۷۰	خاکاره
(حیدر و همکاران، ۲۰۱۴)	۴/۸	خاکستر استخوان
(قلی پور و هاشمی‌پور، ۲۰۱۲)	۳۱/۹۵	نانو تیوپ کربن
تحقیق حاضر	۴۱۱/۲	نانو ذرات خاکستر برگ درخت کنار

در جدول (۵) مقایسه‌ای بین حداکثر ظرفیت جذب توسط جاذب‌های مختلف ارائه شده است.

نتیجه‌گیری

در اسیدپتیه بهینه، زمان تعادل و راندمان حذف کروم به ترتیب ۱۸۰ دقیقه و ۹۴/۶۴ درصد به دست آمد. با افزایش مقدار جاذب از ۰/۱ گرم بر لیتر به پنج گرم راندمان حذف افزایش و با افزایش بیشتر از این مقدار راندمان کاهش یافت. آزمایش‌های سینتیک جذب نشان داد مدل شبه درجه‌دو داده‌های جذب را بهتر توصیف کردند. آزمایش‌های همدمای جذب نشان داد که مدل لانگمویر-فروندلیچ داده‌های جذب را نسبت به سایر مدل‌ها بهتر توصیف می‌کند.

استفاده از جاذب‌های مختلف به منظور حذف آلاینده‌ها خصوصاً فلزات سنگین از محیط‌های آبی نظیر فاضلاب‌های صنعتی در راستای امکان استفاده مجدد از این آب‌ها در مصرف کشاورزی و کاهش خطر بحران آب در کشور مؤثر می‌باشد. آزمایش جذب متیلن بلو نشان داد که سطح ویژه جاذب مورد مطالعه ۳۳/۵ مترمربع بر گرم می‌باشد و اندازه ذرات جاذب پس از جذب یون‌های کروم شش ظرفیتی بزرگ‌تر شدند. نتایج این تحقیق نشان داد که اسیدپتیه برابر سه بهینه برای جذب کروم توسط خاکستر نانوساختار برگ درخت کنار می‌باشد.

منابع

- 1- Afkhami, A. Saber-Tehrani, M. and H. Bagheri. 2010. Simultaneous removal of heavy-metal ions in wastewater samples using nano-alumina modified with 2, 4-dinitrophenylhydrazine. *Journal of Hazardous Materials*, 181(1): 836-844.
- 2- Attia, A. Khedr, S. and S. Elkholy. 2010. Adsorption of chromium ion (VI) by acid activated carbon. *Brazilian Journal of Chemical Engineering*, 27(1): 183-193.
- 3- Bhattacharya, A. Naiya, T. Mandal, S. and S. Das. 2008. Adsorption, kinetics and equilibrium studies on removal of Cr (VI) from aqueous solutions using different low-cost adsorbents. *Chemical Engineering Journal*, 137(3): 529-541.
- 4- Cavaco, S. A. Fernandes, S. Quina, M. M. and L. M. Ferreira. 2007. Removal of chromium from electroplating industry effluents by ion exchange resins. *Journal of Hazardous Materials*, 144(3): 634-638.
- 5- Dakiky, M. Khamis, M. Manassra, A. and M. Mer'eb. 2002. Selective adsorption of chromium (VI) in industrial wastewater using low-cost abundantly available adsorbents. *Advances in Environmental Research*, 6(4): 533-540.
- 6- Englert, A. and J. Rubio. 2005. Characterization and environmental application of a Chilean natural zeolite. *International Journal of Mineral Processing*, 75(1): 21-29.
- 7- Fang, X. Fang, Z. Tsang, P. Cheng, W. Yan, X. and L. Zheng. 2014. Selective adsorption of Cr (VI) from aqueous solution by EDA-Fe₃O₄ nanoparticles prepared from steel pickling waste liquor. *Applied Surface Science*, 314: 655-662.
- 8- Fayazi, M. Ghanei-Motlagh, M. and M. A. Taher. 2015. The adsorption of basic dye (Alizarin red S) from aqueous solution onto activated carbon/ γ -Fe₂O₃ nano-composite: Kinetic and equilibrium studies. *Materials Science in Semiconductor Processing*, 40: 35-43.

- 9- Gholipour, M. and H. Hashemipour. 2012. Evaluation of multi-walled carbon nanotubes performance in adsorption and desorption of hexavalent chromium. *Chemical Industry and Chemical Engineering Quarterly*, 18(4-1): 509-523.
- 10-Gupta, S. S. and K. G. Bhattacharyya. 2008. Immobilization of Pb (II), Cd (II) and Ni (II) ions on kaolinite and montmorillonite surfaces from aqueous medium. *Journal of Environmental Management*, 87(1): 46-58.
- 11-Divband Hafshejani, L. Boromand Nasab, S.Mafi Gholami, R. Moradzadeh, M. Izadpanah, Z. Bibak Hafshejani S. and A. Bhatnagar. 2015. Removal of zinc and lead from aqueous solution by nanostructured cedar leaf ash as biosorbent. *Journal of Molecular Liquids*, 211: 448-456.
- 12-Hyder, A. Begum, S. A. and N. O. Egiebor. 2014. Adsorption isotherm and kinetic studies of hexavalent chromium removal from aqueous solution onto bone char. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 3(2):1329-1336.
- 13-Ilyas, M. Khan, N. and Q. Sultana. 2014. Thermodynamic and kinetic studies of Chromium (VI) Adsorption by Sawdust activated carbon. *Journal of the Chemical Society of Pakistan*, 36(6): 1003-1012.
- 14-Kara, A. Demirbel, E. Tekin, N. Osman, B. and N. Beşirli. 2015. Magnetic vinylphenyl boronic acid microparticles for Cr(VI) adsorption: Kinetic, isotherm and thermodynamic studies. *Journal of Hazardous Materials*, 286: 612-623.
- 15-Keränen, A. Leiviskä, T. Hormi, O. and J. Tanskanen. 2015. Removal of nitrate by modified pine sawdust: Effects of temperature and co-existing anions. *Journal of Environmental Management*, 147: 46-54.
- 16-Langmuir, I. 1916. The constitution and fundamental properties of solid and liquids. Part I. *Journal of the American Chemical Society*, 38(11): 2221-2295.
- 17-Li, L. Li, Y. Cao, L. and C. Yang. 2015. Enhanced chromium (VI) adsorption using nanosized chitosan fibers tailored by electrospinning. *Carbohydrate Polymers*, 125: 206-213.
- 18-Mahamadi, C. and T. Nharingo. 2010. Competitive adsorption of Pb²⁺, Cd²⁺ and Zn²⁺ ions onto *Eichhornia crassipes* in binary and ternary systems. *Bioresource Technology*, 101(3): 859-864.
- 19-Maleki, A. Pajootan, E. and B. Hayati. 2015. Ethyl acrylate grafted chitosan for heavy metal removal from wastewater: Equilibrium, kinetic and thermodynamic studies. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, 51: 127-134.
- 20-Malekian, R. Abedi-Koupai, J. Eslamian, S. S. Mousavi, S. F. Abbaspour, K. C. and M. Afyuni. 2011. Ion-exchange process for ammonium removal and release using natural Iranian zeolite. *Applied Clay Science*, 51(3): 323-329.
- 21-Mthombeni, N. H. Onyango, M. S. and O. Aoyi. 2015. Adsorption of hexavalent chromium onto magnetic natural zeolite-polymer composite. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, 50: 242-251.
- 22-Parlayici, S. Eskizeybek, V., Avcı, A. and E. Pehlivan. 2019. Removal of chromium (VI) using activated carbon-supported-functionalized carbon nanotubes. *Journal of Nanostructure in Chemistry*, 5(3): 255-263.
- 23-Paul, M. L. Samuel, J. Chandrasekaran, N. and A. Mukherjee. 2014. Preparation and characterization of layer-by-layer coated nano metal oxides-polymer composite film using Taguchi design method for Cr (VI) removal. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2(4): 1937-1946.

- 24-Sun, W.L. Xia, J. and Y.C. Shan. 2014. Comparison kinetics studies of Cu(II) adsorption by multi-walled carbon nanotubes in homo and heterogeneous systems: Effect of nano-SiO₂. *Chemical Engineering Journal*, 250: 119-127.
- 25-Tang, L. Fang, Y. Pang, Y. Zeng, G. Wang, J. Zhou, Y. Deng, Y. Yang, G. Cai, Y. and J. Chen. 2014a. Synergistic adsorption and reduction of hexavalent chromium using highly uniform polyaniline-magnetic mesoporous silica composite. *Chemical Engineering Journal*, 254: 302-312.
- 26-Tang, L. Yang, G. D. Zeng, G. M. Cai, Y. Li, S. S. Zhou, Y. Y. Pang, Y. Liu, Y. Y. Zhang, Y. and B. Luna. 2014b. Synergistic effect of iron doped ordered mesoporous carbon on adsorption-coupled reduction of hexavalent chromium and the relative mechanism study. *Chemical Engineering Journal*, 239: 114-122.
- 27-Wang, W. Zhou, J. Achari, G. Yu, J. and W. Cai. 2014. Cr (VI) removal from aqueous solutions by hydrothermal synthetic layered double hydroxides: Adsorption performance, coexisting anions and regeneration studies. *Journal of Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 457: 33-40.
- 28-Xiao, L. Ma, W. Han, M. and Z. Cheng. 2011. The influence of ferric iron in calcined nano-Mg/Al hydrotalcite on adsorption of Cr (VI) from aqueous solution. *Journal of Hazardous Materials*, 186(1): 690-698.
- 29-Yang, J. Yu, M. and W. Chen 2015. Adsorption of hexavalent chromium from aqueous solution by activated carbon prepared from longan seed: Kinetics, equilibrium and thermodynamics. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, 21: 414-422.
- 30-Yu, L. J. Shukla, S. S. Dorris, K. L. Shukla, A. and J. Margrave 2003. Adsorption of chromium from aqueous solutions by maple sawdust. *Journal of Hazardous Materials*, 100(1): 53-63.
- 31-Zhang, Y. J. Ou, J.-L. Duan, Z. K. Xing, Z. J. and Y. Wang. 2015. Adsorption of Cr (VI) on bamboo bark-based activated carbon in the absence and presence of humic acid. *Journal of Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 481: 108-116.
- 32-Zhao, Y. Qi, W. Chen, G. Ji, M. and Z. Zhang. 2015. Behavior of Cr (VI) removal from wastewater by adsorption onto HCl activated Akadama clay. *Journal of The Taiwan Institute of Chemical Engineers*, 50: 190-197.