

## جذب کادمیوم (II) از محلول‌های آبی با استفاده از پسماند کارخانه پشم سنگ

محمد‌هادی ابوالحسنی<sup>۱\*</sup>، نیلوفر پیرستانی<sup>۲</sup>، علی اسلامی<sup>۳</sup>

۱. ستادیار، گروه محیط‌زیست، دانشکده مهندسی کشاورزی و منابع طبیعی، پژوهشکده پسماند و پساب دانشگاه آزاد اسلامی خراسان، اصفهان، ایران.

۲. عضو باشگاه پژوهشگران جوان و نخبگان، دانشگاه آزاد اسلامی، واحد خراسان، اصفهان، ایران. Niloofar.pirestani@yahoo.com

۳. دانشجوی کارشناسی، گروه مهندسی محیط‌زیست، دانشکده کشاورزی و منابع طبیعی، دانشگاه آزاد اسلامی، اصفهان، ایران. alieslamiii.ae@gmail.com

تاریخ پذیرش مقاله: ۱۳۹۸/۴/۲۰

تاریخ وصول مقاله: ۱۳۹۷/۱۱/۵

### چکیده

آلودگی محیط‌های آبی به فلزات سنگین، مشکلی جدی و در حال گسترش است. افزایش میزان فلزات سنگین سمی و مضر در محیط‌زیست، مخاطراتی برای سلامتی انسان و موجودات زنده را در پی دارد. در چند دهه اخیر روش جذب سطحی برای حذف فلزات سنگین با استفاده از جاذب‌های ارزان قیمت توجه بسیاری را به خود معطوف داشته است. در این پژوهش، نخست برخی از خصوصیات پسماند پشم سنگ مانند pH، EC،  $pH_{ZPC}$ ، ترکیب شیمیایی با استفاده از آنالیزهای XRD و XRF و همین‌طور ساختار و ریخت‌شناسی جاذب‌ها با استفاده از میکروسکوپ الکترونی روشی (SEM) تعیین شد. آزمایش‌های جذب به صورت ناپیوسته با استفاده از محلول‌های آزمایشگاهی حاوی فلز سنگین کادمیوم انجام گرفت و شرایط بهینه جذب در اثر فاکتورهای مختلف pH (۳، ۵، ۷ و ۹)، غلظت اولیه بون‌های فلزی (۱، ۵، ۱۰، ۲۰، ۵۰ و ۱۰۰ میلی‌گرم در لیتر)، زمان تماس (۵، ۱۵، ۳۰، ۶۰، ۹۰ و ۱۲۰ دقیقه) و مقدار جاذب (۱، ۲، ۵، ۱۰ و ۲۰ گرم در لیتر) بر میزان جذب در سطوح مختلف بررسی شد. بیشترین میزان جذب با اختلاف معناداری نسبت به دیگر pHها، در pH=۹ بود (میزان ۸۳/۵۰ درصد که ناشی از مجموع درصد ترسیب و جذب توسط جاذب است،  $p < 0.05$ ) و کمترین مقدار آن بدون اختلاف معناداری با دیگر pHها، در pH=۳ دیده شد (میزان ۶۰/۵۰ درصد،  $p < 0.05$ ). میزان جذب در غلظت ۵ میلی‌گرم در لیتر با اختلاف معناداری بیشتر از دیگر غلظت‌ها بود (میزان ۷۵/۰۰ درصد،  $p < 0.05$ ) و کمترین میزان جذب با اختلاف معناداری نسبت به دیگر غلظت‌ها در غلظت ۱۰۰ میلی‌گرم در لیتر مشاهده شد (میزان ۱۳/۰۰ درصد،  $p < 0.05$ ). کمترین میزان جذب کادمیوم با اختلاف معناداری نسبت به دیگر زمان‌های تماس در زمان ۵ دقیقه مشاهده شد (به میزان ۱۹/۰۳ درصد،  $p < 0.05$ ) و بیشترین کارایی جذب در زمان ۳۰ تا ۱۲۰ دقیقه مشاهده شد که این زمان‌های تماس با یکدیگر اختلاف معناداری نداشتند و به عبارتی میزان جذب بعد از زمان ۳۰ دقیقه تقریباً به صورت ثابت شد (به میزان ۹۵/۱۱ درصد،  $p < 0.05$ ). درصد جذب پسماند پشم سنگ در ۲۰ گرم در لیتر با اختلاف معناداری بیشتر از دیگر مقادیر جاذب بود (میزان ۵۷/۵۰ درصد،  $p < 0.05$ ) و کمترین درصد جذب جاذب در مقادیر ۱ و ۲ گرم در لیتر مشاهده شد (به ترتیب میزان ۲۸/۵۰ و ۲۸/۵۰ درصد،  $p < 0.05$ ) که این دو مقدار با یکدیگر اختلاف معناداری نداشتند، اما با دیگر مقادیر اختلاف معناداری داشتند. برازش هم‌دماهای جذب سطحی نشان داد که جذب کادمیوم توسط پسماند پشم سنگ با مدل فروندلیچ مطابقت داشت ( $R^2 = 0.87$ ). از این رو می‌توان نتیجه گرفت که پسماند پشم سنگ قابلیت حذف کادمیوم از پساب‌های صنعتی را داشت.

### کلیدواژه

ایزوترم هم‌دما، پسماند پشم سنگ، کادمیوم (II).

### ۱. سرآغاز

در حال گسترش است. افزایش میزان فلزات سنگین سمی و مضر در محیط‌زیست، مخاطراتی را برای سلامتی انسان

آلودگی محیط‌های آبی با فلزات سنگین مشکلی جدی و

اکسیداسیون یا کاهش شیمیایی، تبادل یونی، تیمار الکتروشیمیایی، اسمز معکوس و فیلتر کردن (Ahlwalia et al., 2007). این روش‌ها ممکن است چندان مؤثر نبوده یا بسیار گران‌قیمت باشند، بنابراین توسعه روش کم‌هزینه و سازگار با محیط‌زیست برای حذف فلزات سنگین از آب و فاضلاب اهمیت دارد. جذب سطحی، یکی از فرایندهای فیزیکی-شیمیایی است که در فصل مشترک دو فاز رخ داده و فرایندی مقرون به صرفه بوده که دارای مزایایی چون سهولت استفاده، هزینه کم، ظرفیت جذب بالا و انعطاف‌پذیری در طراحی و بهره‌برداری است و روشی برتر در حذف فلزات سنگین محسوب می‌شود (Talut et al., 2011). الیاف معدنی مصنوعی اصطلاح ژنریک مورد استفاده برای بیان مواد لیفی شکل شامل، الیاف پشم سنگ، پشم سربراه، پشم شیشه و الیاف سرامیکی نسوز است و بیش‌تر متون علمی آن را به‌عنوان الیاف معدنی مصنوعی<sup>۲</sup> می‌شناسند (Luoto et al., 1998). تحقیقاتی که در این زمینه صورت گرفته مؤید این نکته است که تولیدکنندگان سعی در تولید محصولی از این دسته با کیفیت برتر، ثبات زیستی پایین‌تر و آثار زیان‌آور کم‌تر در بدن دارند (Kamstrup et al., 1998). پشم سنگ که در زبان انگلیسی Rock wool نامیده می‌شود، جزء خانواده عایق‌های حرارتی متشکل از الیاف معدنی است به همین دلیل گاهی به آن Mineral wool هم اطلاق می‌شود (Luoto et al., 1998). در ساختار شیمیایی پشم سنگ اکسیدهای فلزی ( $B_2O_3, SiO_2, MgO, TiO_2, CaO, Al_2O_3$ ) وجود دارد (Pfretzschner et al., 1999). پشم سنگ استفاده گسترده‌ای در ساختمان‌ها داشته و در حدود ۶۰ درصد از کل عایق‌های موجود در بازار از پشم سنگ است (Papadopoulos, 2005). ابوالحسنی و همکاران (۱۳۹۶) به بررسی کاربرد پسماند پشم سنگ در جذب آلودگی نفت از آب پرداختند و به این نتیجه رسیدند که جاذب پسماند پشم سنگ کارایی بالایی در حذف آلودگی نفتی از محیط‌های آبی

و موجودات زنده در پی دارد که از طریق بلع یا جذب آب و خوراک، قابلیت تجمع در بافت موجودات را نیز دارد (Omid Sayar et al., 2015). علت اصلی تجمع فلزات سنگین در محیط‌زیست، توسعه سریع صنعت مدرن و افزایش جمعیت است که این امر به نگرانی جهانی تبدیل شده است. غلظت فلزات سنگین در فاضلاب صنایع با سرعتی بالا رو به افزایش است. فلزات سنگین در پساب‌های صنعتی، یکی از عمده‌ترین آلاینده‌های زیست‌محیطی هستند که از نظر شدت آلودگی در گروه آلاینده‌های سمی درجه اول قرار دارند. ترکیبات سمی درجه اول، موادی هستند که دارای خطرات زیست‌محیطی بوده و با توجه به تجزیه‌ناپذیری بودن فلزات سنگین برای سلامت انسان زیان‌آور است (Zhanga et al., 2015). به‌طور طبیعی ۲۵۰۰۰ تن کادمیوم وارد محیط‌زیست می‌شود. آتش‌سوزی جنگل‌ها و آتشفشان‌ها، فعالیت بشری مانند تولید شیرابه زباله‌های صنعتی مانند صنایع نساجی و ذوب فلز، کودهای فسفاته، آفت‌کش‌ها، باتری‌های حاوی کادمیوم، سوخت‌های فسیلی و آلودگی ناشی از صنایع سیمان‌سازی از عوامل منتشرکننده کادمیوم هستند (Zouboulis et al., 2004). در اکوسیستم آبی، کادمیوم در صدف‌های رودخانه‌ای، میگوها، خرچنگ‌ها و ماهی‌ها تجمع می‌یابد. از آثار کادمیوم بر انسان می‌توان به افزایش فشار خون، بیماری‌های کبدی و صدمات مغزی و نخاعی و بیماری‌های ایمنی اشاره کرد (Aksu et al., 2006). حداکثر غلظت مجاز کادمیوم در آب آشامیدنی، بر مبنای متوسط روزانه آب آشامیدنی معادل ۵/۲ لیتر، برای انسانی به وزن ۷۰ کیلوگرم، ۰/۰۳ میلی‌گرم در لیتر است (سازمان جهانی بهداشت<sup>۱</sup>، ۲۰۰۴). بنابراین حذف یا کاهش میزان فلزات سنگین در پساب‌ها قبل از ورود به آب‌های زیرزمینی یا آب‌هایی که در کشاورزی استفاده می‌شود از اهمیت ویژه‌ای برخوردار است. روش‌های مرسوم برای حذف فلزات از فاضلاب عبارت است از: رسوب شیمیایی،

### جاذب مورد آزمایش

پسماند پشم سنگ از شرکت پشم سنگ آسیا واقع در منطقه صنعتی نجف‌آباد اصفهان تهیه شد.

### تعیین خصوصیات پسماند پشم سنگ

نخست خصوصیات پسماند پشم سنگ شامل pH، EC،  $pH_{zpc}$  و CEC بررسی شد و سپس ویژگی‌های ساختاری پسماند پشم سنگ با استفاده از پراش اشعه ایکس (XRD<sup>۳</sup>) مدل PW1800 ساخت کارخانه PHILIPS کشور هلند، طیف‌سنجی مادون قرمز (XRF<sup>۴</sup>) و میکروسکوپ الکترونیکی روبشی (SEM) تعیین شد (Kumar & rani, 2013). برای تعیین ساختار پشم سنگ، از دستگاه پراش اشعه ایکس Philips (XRD) مدل PW1800 استفاده شد. همچنین برای تعیین ترکیب شیمیایی نمونه مورد آزمایش از دستگاه طیف‌سنجی فلورسانس (XRF) مدل X-MET8000 ساخت شرکت Hitachi ژاپن استفاده شد. تصویربرداری برای ریخت‌شناسی و اندازه پسماند پشم سنگ با استفاده از میکروسکوپ الکترونی روبشی (SEM) مدل MIRA3 محصول شرکت TESCAN کشور جمهوری چک صورت گرفت.

### تهیه محلول‌های آزمایشگاهی حاوی فلزات سنگین

برای تهیه محلول‌های آزمایشگاهی با غلظت‌های متفاوت از فلزات سنگین، محلول مادر با غلظت ۱۰۰۰ mg/l تهیه شد. از کادمیوم نیترات برای ساخت محلول کادمیوم (II) استفاده شد (جدول ۱).

دارد. عادل و همکاران (۲۰۱۷) به بررسی حذف مس، نیکل و روی با استفاده از نانوذرات مگنتیت پوشش داده شده با سدیم دودسیل سولفات از نمونه‌های آب پرداختند. نتایج نشان داد که فرایند جذب بسیار سریع بود و تقریباً ۱ دقیقه زمان تماس برای تکمیل جذب یون‌های فلزی کافی بود. تحقیقاتی را درباره بازایافت و استفاده مجدد مواد مثل ضایعات پشم معدنی (پشم سنگ) انجام دادند که اغلب آن‌ها غیر قابل بازایافت در نظر گرفته می‌شوند. بر اساس نتایج این مطالعه در حال حاضر راه حل موجود برای بازایافت پشم سنگ استفاده مجدد آن به‌عنوان ماده خام اولیه در فرایند تولید یا استفاده در سرامیک، سیمان و کاشی است (Väntsi and Kärki, 2014).

از این‌رو هدف از انجام این مطالعه بررسی امکان استفاده از پسماند کارخانه تولید پشم سنگ به‌عنوان جاذب در حذف فلزات سنگین از محیط آبی طی فرایند جذب سطحی است.

## ۲. مواد و روش‌ها

در این پژوهش برای حذف فلز سنگین کادمیوم (II) از پساب ساخته شده استفاده شد. با در نظر گرفتن ۴ تیمار ۱. جذب وابسته به pH ۲. جذب وابسته به غلظت اولیه فلز ۳. جذب وابسته به زمان تماس ۴. جذب وابسته به مقدار جاذب، پژوهش طی گام‌های زیر انجام شد.

جدول ۱. فرمول شیمیایی و مشخصات نمک مورد استفاده

| مشخصات شیمیایی      |                |              |          |                                   | نام نمک        |
|---------------------|----------------|--------------|----------|-----------------------------------|----------------|
| وزن مولکولی (g/mol) | وزن اتمی (گرم) | بار الکتریکی | یون فلزی | فرمول شیمیایی                     |                |
| ۲۳۶/۴۲              | ۵۱/۹۹۶۱        | -۲           | Cd       | Cd(NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> | کادمیوم نیترات |

تأثیر پارامترهای مختلف بر فرایند جذب

مقادیر متغیرهای مختلف برای pH (۳، ۵، ۷ و ۹)، برای مقدار جذب (۱، ۲، ۵، ۱۰، ۲۰ گرم در لیتر)، برای زمان تماس (بازه‌های زمانی ۵، ۱۵، ۳۰، ۹۰ و ۱۲۰ دقیقه) و برای مقدار غلظت‌های مختلف کادمیوم (غلظت‌های ۱، ۵، ۱۰، ۲۰، ۵۰ و ۱۰۰ میلی‌گرم بر لیتر) بود و مقادیر پارامترهای ثابت در اندازه‌گیری برای pH مقدار ۳، برای مقدار جذب ۱ گرم در لیتر، برای غلظت فلز سنگین ۱ میلی‌گرم در لیتر و برای زمان تماس ۹۰ دقیقه بود.

در تمامی مراحل نمونه‌ها، به مدت ۹۰ دقیقه در دور ۱۸۰ rpm به وسیله دستگاه همزن مخلوط شدند. سپس از کاغذ صافی عبور داده شدند. غلظت باقی‌مانده فلز کادمیوم در محلول، با دستگاه جذب اتمی<sup>۵</sup> مدل Perkin Elmer 3030 قرائت شد. این کار با سه تکرار انجام گرفت (Osasona et al., 2013).

در نهایت درصد حذف کادمیوم و ایزوتروم‌های جذب برای تمام مراحل به ترتیب با استفاده از معادله‌های (۱) و (۲) محاسبه شد.

$$\%R = \frac{C_0 - C_e}{C_0} \times 100 \quad (1)$$

$C_0$  و  $C_t$  غلظت اولیه کادمیوم در محلول و غلظت کادمیوم بعد از انجام آزمایش هستند (Huang et al., 2018).

$$Q_t = \frac{(C_i - C_t)}{M} \times V \quad (2)$$

$Q_t$  = مقدار فلز جذب شده در واحد جرم جاذب

$C_i$  = غلظت اولیه فلز

$C_t$  = غلظت ثانویه فلز در زمان t

M = جرم جاذب

V = حجم محلول (Huang et al., 2018).

هم‌دماهای جذب سطحی

برای تعیین هم‌دماهای جذب سطحی، غلظت‌های متفاوت ۱، ۵، ۱۰، ۲۰، ۵۰، ۱۰۰ میلی‌گرم بر لیتر عنصر کادمیوم تهیه شد و سوسپانسیون‌هایی حاوی ۱ گرم جاذب و ۱۰۰

میلی‌لیتر محلول، در pH=۳ و زمان ۹۰ دقیقه با سه تکرار استفاده و محلول مانند مراحل قبلی از کاغذ صافی عبور داده و غلظت باقی‌مانده فلزات با دستگاه جذب اتمی قرائت شد. سپس نمودارهای برازش هم‌دماهای جذب سطحی در غلظت‌های مختلف رسم و برازش مدل‌های لانگمویر و فروندلیچ برای برازش داده‌ها استفاده شد (Spark, 2003).

معادله لانگمویر به صورت زیر است (Langmuir, 1916):

$$x/m = K_{cb} / (1 + kc) \quad (3)$$

$x/m$ : جرم جذب شونده در واحد جرم جاذب. همان  $q_e$

K: عدد ثابت مربوط به انرژی جذب

b: حداکثر مقدار جذب شونده‌ای که می‌تواند جذب شود (یک لایه مولکولی کامل)

C: غلظت تعادلی جذب شونده

فرم خطی معادله لانگمویر:

$$c/x/m = 1/kb + c/b \quad (4)$$

ماهیت مناسب جذب و خصوصیات ویژه هم‌دمای جذب لانگمویر را می‌توان به کمک یک ثابت بدون واحد به نام فاکتور جداسازی یا پارامتر تعادلی تشریح کرد (Hall et al, 1996).

$$R_L = 1 / (1 + bC_0) \quad (5)$$

$b = K_L$  = ثابت لانگمویر

$C_0$  = غلظت اولیه جذب شونده در محلول (mg/l)

اگر مقدار  $R_L$  برابر صفر شود، نشان‌دهنده جذب غیر قابل برگشت،  $0 < R_L < 1$  بیانگر جذب مطلوب،  $R_L = 1$  بیانگر جذب خطی و  $R_L > 1$  بیانگر جذب نامطلوب است (Roop et al, 2005 ; Rinkumoni et al., 2018).

معادله (فروندلیچ، ۱۹۰۶) معادله جذب سطحی تجربی است که شکل کلی آن عبارت است از (Freundlich, 1906):

(Rinkumoni et al., 2018):

$$\text{Log } q_e = \text{Log } k_f + 1/n \text{ Log } C_e \quad (6)$$

که در آن  $q_e$  جرم ماده جذب شونده در واحد جرم

pH، دما، مقدار جاذب، غلظت و زمان تماس بر جذب کل کادمیوم از محلول ساختگی از نرم‌افزارهای Excel 2016 و برای پردازش داده‌های حاصل در قالب طرح بلوک کاملاً تصادفی در نرم‌افزار SAS 9.4 استفاده شد. سپس هم‌دمای جذب‌های جذب کل فلز سنگین کادمیوم از محلول ساختگی توسط مدل‌های لانگمویر و فروندلیچ بررسی شد.

### ۳. نتایج

تعدادی از خصوصیات فیزیکی و شیمیایی پسماند پشم سنگ مورد آزمایش در جدول (۲) نشان داده شد. نمونه دارای pH قلیایی در حدود ۸/۹۲ بود. همچنین مقداری املاح محلول در نمونه وجود دارد که هدایت الکتریکی حدود  $142/2 \mu\text{s}/\text{Cm}$  را ایجاد کرد. pH نقطه صفر الکتریکی ( $\text{pH}_{\text{ZPC}}$ ) پسماند نیز مقدار ۱۱ بود. شکل (۱) نمودار تغییرات pH بعد از گذشت مدت زمان ۲۴ ساعت نسبت به مقدار اولیه pH را نشان داد. مقدار ظرفیت تبادل کاتیونی پسماند پس از اندازه‌گیری در حدود  $15/6 \text{ Cmol}/\text{Kg}$  بود.

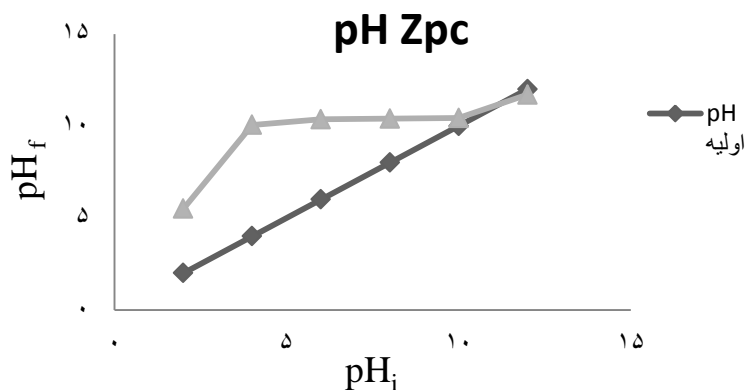
جذب‌کننده (میکروگرم بر گرم)،  $C_e$  غلظت عنصر در حال تعادل (میکروگرم بر میلی‌لیتر) و  $k_f$  و  $n$  ضرایب مدل هستند. معادله فروندلیچ دارای پایه نظری نبوده و ثابت‌های آن معمولاً دارای مفهوم فیزیکی نیستند. با این حال، شاخص  $k_f$  را می‌توان شاخصی کمی در ارتباط با ظرفیت جذب دانست، چراکه بر اساس این معادله هنگامی که غلظت جذب شونده در محلول تعادلی واحد باشد،  $q$  برابر  $k_f$  خواهد بود. ضریب  $n$  نیز معیاری از انحنای معادله برازش یافته بوده و شاخص شدت جذب شناخته می‌شود. این ضریب می‌تواند میزان ناهمگنی سطح جذب‌کننده را نشان دهد به گونه‌ای که هرچه به سمت صفر میل نماید، ناهمگنی و تنوع مکان‌های جذب افزایش یافته و با نزدیک شدن به سمت ۱، سطح جذب‌کننده همگن‌تر خواهد شد (Rinkumoni et al., 2018; Essington, 2004).

### تجزیه و تحلیل داده‌ها

داده‌های به دست آمده توسط نرم‌افزارهای Excel 2016، SAS 9.4 تجزیه و تحلیل شد. برای رسم نمودارهای تأثیر

جدول ۲. برخی از خصوصیات پسماند پشم سنگ

| مقدار | خصوصیات                      |
|-------|------------------------------|
| ۸/۹۲  | pH                           |
| ۱۴۲/۲ | $E_c(\mu\text{s}/\text{cm})$ |
| ۱۵/۶  | CEC(Cmol/Kg)                 |
| ۱۱    | $\text{pH}_{\text{ZPC}}$     |



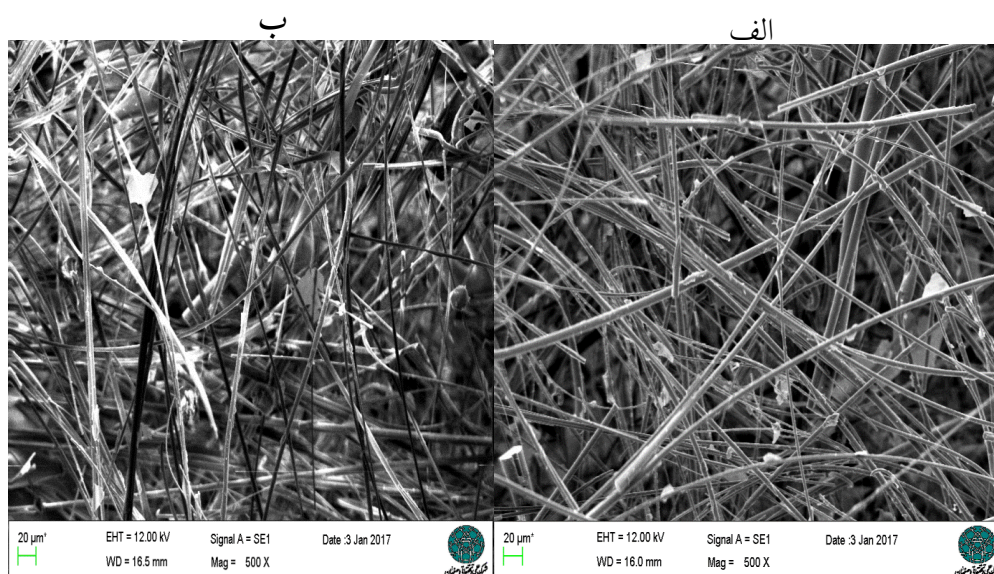
شکل ۱. نمودار تغییرات pH بعد از گذشت مدت زمان ۲۴ ساعت نسبت به مقدار اولیه pH

در اير خشك شد. همان طور كه از شكل ها قابل مشاهده است اين جاذب شكل اليفاي داشت كه پس از جاذب نيز شكل آن ها تغيير چنداني نكرد و به همين دليل قابليت جاذب دوباره خود را حفظ كرد.

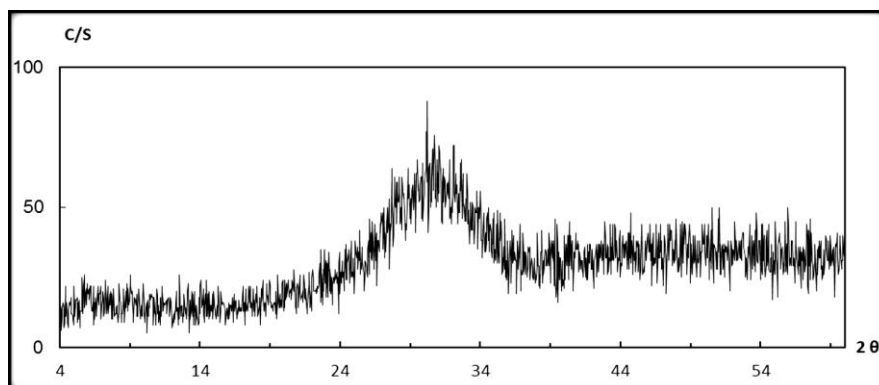
براي تعيين ويژگي هاي معدني جاذب مورد آزمائش از دستگاه پراش اشعه ايكس استفاده شد (شكل ۳).

شكل (۲) عكس هاي SEM گرفته شده با دستگاه ميكروسكوپ الكتروني رويشي مدل Vega II از جاذب، پسماند پشم سنگ و جاذب بعد از جاذب را نشان داد (هر دو تصوير با بزرگنمايي يكسان 500x بود).

تصوير (الف) جاذب قبل از جاذب را نشان داد. تصوير (ب) مربوط به جاذب بعد از جاذب فلز كادميوم در pH=۳ بود كه جاذب پس از جاذب با استفاده از دستگاه فريز



شكل ۲. عكس هاي SEM گرفته شده از جاذب (الف) جاذب قبل جاذب (ب) جاذب بعد از جاذب كادميوم



شكل ۳. نمودار حاصل از پراش پرتو ايكس

جدول ۳. پراش اشعه ايكس

| Major phase(s) | Minor Phase(s) | Trace Phase(s) |
|----------------|----------------|----------------|
| Amorphouse     | ----           | ----           |

حروف نشان دهنده اختلاف معنادار در هر ستون در سطح  $\alpha=0/05$  است.

طبق جدول (۶) بیشترین میزان جذب پسماند پشم سنگ با اختلاف معناداری در ۲۰ گرم در لیتر مشاهده شد (به میزان  $57/50 \pm 0/05$ ) و کمترین مقدار آن در ۱ و ۲ گرم در لیتر مشاهده شد که این دو مقدار با یکدیگر اختلاف معنادار نداشتند، اما با دیگر مقادیر جاذب اختلاف معناداری داشتند (به ترتیب به میزان ۲۸ و  $28/50 \pm 0/05$  درصد).

ترکیب شیمیایی پسماند پشم سنگ مورد آزمایش از نتایج حاصل از طیف‌سنجی فلورسانس پرتو X (XRF) به دست آمد (جدول ۴). با توجه به این نتایج،  $CaO$ ،  $SiO_2$ ،  $Al_2O_3$ ،  $MgO$ ،  $Fe_2O_3$  و  $K_2O$  حدود ۹۵ درصد مواد تشکیل دهنده پسماند پشم سنگ را شامل شدند. به نظر رسید این پسماند عمدتاً از سیلیکات‌ها تشکیل شد.

طبق جدول (۵) بیشترین کارایی جاذب در بین pHهای مختلف در  $pH=9$  بود (به میزان  $83/50 \pm 0/05$ ) و کمترین مقدار آن با اختلاف معناداری با دیگر pHها، در  $pH=3$  (به میزان  $60/50 \pm 0/05$ ) دیده شد.

جدول ۴. آنالیز شیمیایی پشم سنگ

| ترکیب شیمیایی | $SiO_2$ | $Al_2O_3$ | $Fe_2O_3$ | $CaO$ | $Na_2O$ | $K_2O$ | $MgO$ | $TiO_2$ | $MnO$ | $P_2O_5$ | S     | L.O.I <sup>۱</sup> |
|---------------|---------|-----------|-----------|-------|---------|--------|-------|---------|-------|----------|-------|--------------------|
| درصد٪         | ۳۹/۰۶   | ۱۱/۸۷     | ۱/۳۳      | ۳۳/۵۲ | ۰/۹۶    | ۱/۱۵   | ۸/۵۲  | ۱/۲۶۵   | ۱/۰۱۵ | ۰/۲۱۱    | ۰/۶۴۸ | ۰/۱۶               |

جدول ۵. مقایسه میانگین درصد جذب پسماند پشم سنگ در pHهای مختلف

| pH       | ۹                  | ۷                  | ۵                  | ۳                  |
|----------|--------------------|--------------------|--------------------|--------------------|
| درصد جذب | $83/50 \pm 0/05^a$ | $77/50 \pm 0/05^b$ | $75/50 \pm 0/05^c$ | $60/50 \pm 0/05^d$ |

جدول ۶. مقایسه میانگین درصد جذب جاذب در مقادیر مختلف جاذب (گرم بر لیتر)

| مقدار جاذب (گرم بر لیتر) | ۲۰                 | ۱۰                 | ۵                  | ۲                  | ۱                  |
|--------------------------|--------------------|--------------------|--------------------|--------------------|--------------------|
| درصد جذب                 | $57/50 \pm 3/53^a$ | $39/00 \pm 1/41^b$ | $39/00 \pm 1/41^b$ | $28/50 \pm 2/12^c$ | $28/00 \pm 2/82^c$ |

جذب نداشت و نتایج نشان داد که جذب از زمان ۳۰ دقیقه به بالاتر اختلاف معناداری با دیگر زمان‌های تماس نداشت. طبق جدول (۸) میزان جذب پسماند پشم سنگ در ۵ گرم بر لیتر با اختلاف معناداری بیشتر از دیگر غلظت‌ها بود (به میزان  $75 \pm 0/05$ ) و کمترین مقدار آن با اختلاف معناداری در ۱۰۰ گرم در لیتر دیده شد (به میزان  $13 \pm 0/05$  درصد).

حروف نشان دهنده اختلاف معنادار در هر ستون در سطح  $\alpha=0/05$  است.

طبق جدول (۷) کمترین میزان جذب کادمیوم در زمان ۵ دقیقه مشاهده شد (به میزان  $19/03 \pm 0/05$ ) که اختلاف معناداری نسبت به دیگر زمان‌ها داشت، اما بیشترین کارایی جذب با اختلاف معناداری در زمان ۳۰ دقیقه مشاهده شد (به میزان  $95/11 \pm 0/05$ ). در نهایت افزایش بیشتر زمان تماس، تأثیری در افزایش کارایی

جدول ۷. جدول مقایسه میانگین درصد جذب پسماند پشم سنگ در زمان‌های مختلف (دقیقه)

| زمان (دقیقه) | ۵                  | ۱۵                 | ۳۰                 | ۹۰                 | ۱۲۰                |
|--------------|--------------------|--------------------|--------------------|--------------------|--------------------|
| درصد جذب     | $19.03 \pm 0.01^c$ | $90.43 \pm 0.05^b$ | $95.11 \pm 0.16^a$ | $95.11 \pm 0.16^a$ | $95.11 \pm 0.16^a$ |

حروف نشان دهنده اختلاف معنادار در هر ستون در سطح  $\alpha=0.05$  است.

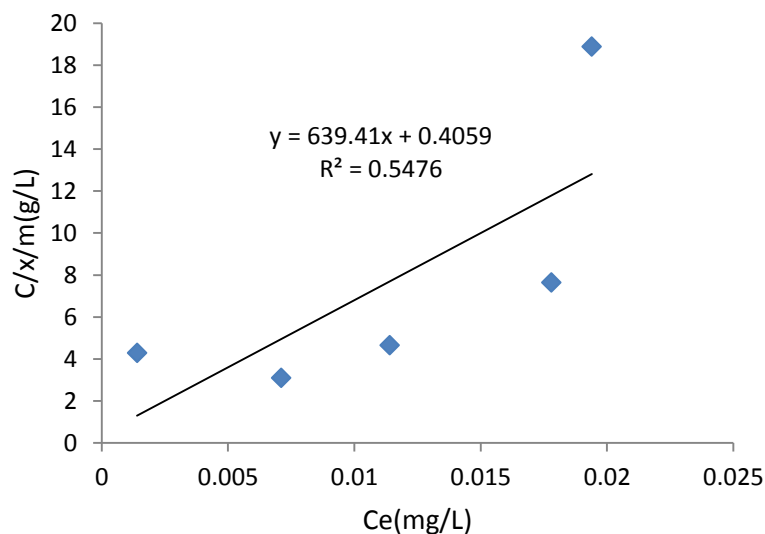
جدول ۸. جدول مقایسه میانگین درصد جذب پسماند پشم سنگ در غلظت‌های مختلف (میلی گرم بر لیتر)

| غلظت آلوده کننده (میلی گرم بر لیتر) | ۱       | ۵               | ۱۰                 | ۲۰                 | ۵۰      | ۱۰۰          |
|-------------------------------------|---------|-----------------|--------------------|--------------------|---------|--------------|
| درصد جذب                            | $69.50$ | $75 \pm 1/41^a$ | $67.50 \pm 0.70^c$ | $33.50 \pm 0.70^e$ | $13/00$ | $\pm 1/41^f$ |

#### حروف نشان دهنده اختلاف معنادار در هر ستون در سطح $\alpha=0.05$ است.

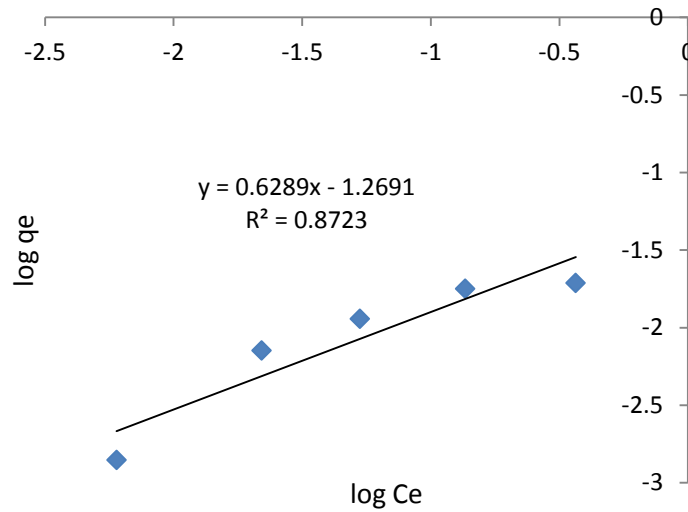
به منظور برازش مدل‌های جذبی روی هم‌دماهای جذب باید به این نکته اشاره کرد که این هم‌دماها در اصل جذب سطحی مواد حل شونده بر مواد جامد را در دمای ثابت بر اساس واحدهای کمی توصیف می‌کنند. هم‌دماهای جذب سطحی نشان دهنده مقدار جذب به‌عنوان تابعی از غلظت تعادلی جذب شونده هستند (Roop et al., 2005). بدین

منظور برازش نتایج به دست آمده با مدل‌های جذبی لانگمویر و فروندلیچ برای کادمیوم در شکل‌های (۴) و (۵) نشان داده شد. پارامترهای این مدل‌ها نیز در جدول (۹) ارائه شد. پس از مقایسه ضرایب تبیین هم‌دماهای خطی در جذب سطحی با یکدیگر، مدل فروندلیچ با  $R^2$  بالاتر برای فلز کادمیوم انتخاب شد ( $R^2=0.87$ ).



شکل ۴. هم‌دمای جذبی لانگمویر جذب کادمیوم با پسماند پشم سنگ





شکل ۵. هم‌دمای جذبی فروندلیچ جذب کادمیوم با پسماند پشم سنگ

جدول ۹. ثابت‌های هم‌دمای جذبی لانگمویر، فروندلیچ برای جذب کادمیوم

| مقدار   | ضریب        | مدل  |
|---------|-------------|--|
| ۱۸/۵۸   | $k_f(L/g)$  | فروندلیچ   |
| ۰/۶۲۸۹  | $1/n$       | $\text{Log } q_e = \text{Log } k_f + 1/n \text{ Log } C_e$ |
| ۰/۸۷۲۳  | $R^2$       |  |
| ۲۴۶۳/۶۶ | $K_L(L/mg)$ | لانگمویر   |
| ۰/۰۰۱   | $b(mg/g)$   | $c/x/m = 1/kb + c/b$                                       |
| ۰/۵۴۷۴  | $R^2$       |  |
| ۰/۹۹    | $R_L$       |  |

#### ۴. بحث

سنگین نشان دادند عناصر تشکیل دهنده زئولیت به صورت  $(1/31)Fe_2O_3$ ،  $(13/11)Al_2O_3$ ،  $(69/31)SiO_2$  درصدد،  $(2/83)K_2O$ ،  $(0/52)Na_2O$ ،  $(1/13)MgO$ ،  $(2/07)CaO$  آورده شد که مشابه پسماند پشم سنگ بود. کمترین میزان جذب کادمیوم در زمان ۵ دقیقه مشاهده شد (به میزان  $19/03$  درصد،  $p < 0/05$ ) که اختلاف معناداری نسبت به دیگر زمان‌ها داشت اما بیشترین کارایی جذب با اختلاف معناداری در زمان ۳۰ دقیقه مشاهده شد (به میزان  $95/11$  درصد،  $p < 0/05$ ) که در نهایت افزایش بیشتر زمان تماس تأثیری در افزایش کارایی جذب نداشت و جذب از زمان

مطالعات آنالیز XRD، نشان داد که این ماده به صورت آمورف یا غیر متبلور بود. نتایج آنالیز XRF نشان داد که عناصر  $SiO_2$ ،  $CaO$ ،  $Al_2O_3$ ،  $MgO$ ،  $Fe_2O_3$ ،  $K_2O$  حدود ۹۵ درصد مواد تشکیل دهنده پسماند پشم سنگ را شامل می‌شوند. این مواد عمدتاً از سیلیکات‌ها تشکیل شدند و مواد تشکیل دهنده پسماند پشم سنگ مشابه مواد تشکیل دهنده زئولیت و دیگر کانی‌های سیلیکاته بود که به‌عنوان جاذب استفاده می‌شوند. Erdem و همکاران (۲۰۰۴) در مطالعه‌ای بر استفاده از زئولیت طبیعی برای حذف فلزات

افزایش یا کاهش ظرفیت جذب شود. از این رو برای جاذب‌های مختلف مقادیر pH بهینه متفاوت و وابسته به نوع جاذب است. از جمله دلایل افزایش جذب کادمیوم توسط جاذب با افزایش pH این است که در pHهای پایین، سطح جاذب دارای بار مثبت می‌شود، از دلایل دیگر افزایش درصد جذب در این بازه می‌توان به افزایش محیط و افزایش غلظت یون‌های هیدروژن اشاره کرد که سبب می‌شود یون‌های فلز سنگین به حالت ترسیب درآید و به همین دلیل تمامی درصد جذب در این pH به خاطر جذب توسط جاذب نیست (اردکانی، ۱۳۹۰). بنابراین رقابت بین  $H^+$  و یون فلزی برای سایت‌های جذبی افزایش می‌یابد. اما در pHهای قلیایی و بالاتر از نقطه بار صفر، سطح جاذب منفی می‌شود. از این رو یون‌های مثبت فلزی توسط نیروهای الکتروستاتیکی جذب می‌شوند (Unuabonah et al., 2008). Navish و همکاران (۲۰۱۸) در مطالعه‌ای بر سنتز نانوذره اکسید آهن از خاکستر خاک اره برای حذف کادمیوم، به این نتیجه رسیدند که با افزایش pH از ۲ به ۸ میزان حذف کادمیوم به حداکثر مقدار خود رسید و از ۵ درصد به ۵۶ درصد رسید. Osasona و همکاران (۲۰۱۸) در مطالعه‌ای روی استفاده از کربن فعال حاصل از جو دوسر خوراکی برای جذب یون کادمیوم از محلول آبی، به این نتیجه رسیدند که افزایش pH محلول موجب افزایش درصد حذف کادمیوم می‌شود. هنگامی که pH از ۱/۵ به ۶ افزایش یافت، درصد حذف کادمیوم از ۷۵ تا ۹۹/۷۵ درصد افزایش یافت. نتایج نشان داد، با افزایش غلظت اولیه کادمیوم در پساب، مقدار جذب تا غلظت ۵ میلی‌گرم در لیتر افزایش یافت، به گونه‌ای که در غلظت ۵ گرم در لیتر بیشترین درصد جذب به دست آمد (میزان ۷۵ درصد،  $p < 0/05$ ) و با افزایش بیشتر غلظت از ۵ میلی‌گرم در لیتر درصد جذب کاهش یافت به گونه‌ای که در غلظت ۱۰۰ میلی‌گرم در لیتر کمترین درصد جذب به دست آمد (میزان ۱۳ درصد،  $p < 0/05$ ). زیرا با افزایش غلظت محلول، تراکم یون‌ها در محلول بیش تر شد و در نتیجه، با نزدیکی

۳۰ دقیقه به بالاتر اختلاف معناداری با دیگر زمان‌های تماس نداشت. مطالعات انجام شده در این راستا نشان داد که با افزایش زمان تماس میزان حذف سیر صعودی داشت چراکه مکان‌های فعال زیاد و خالی در سطح جاذب، با گذشت زمان اشغال شد و به همین علت روند افزایش جذب در زمان‌های اولیه بیش تر و در زمان‌های نهایی به علت کاهش ظرفیت جذب، میزان جذب کمتر بود. Navish و همکاران (۲۰۱۸) در مطالعه‌ای بر سنتز نانوذره اکسید آهن از خاکستر خاک اره برای حذف کادمیوم، به این نتیجه رسیدند که با افزایش زمان تماس از ۱۰ تا ۱۵۰ دقیقه میزان جذب افزایش یافت و از زمان ۳۰ دقیقه به بالا، مقدار جذب به صورت ثابت شد. Osasona و همکاران (۲۰۱۸) در مطالعه‌ای بر استفاده از کربن فعال حاصل از جو دوسر خوراکی برای جذب یون کادمیوم از محلول آبی، به این نتیجه رسیدند که سرعت حذف فلز کادمیوم در ۵ دقیقه نخست به حداکثر میزان خود ۹۹/۲۴ درصد رسید و پس از ۵ دقیقه به حالت تعادل رسید. بیشترین میزان جذب با اختلاف معناداری نسبت به دیگران، در  $pH=9$  (میزان ۸۳/۵۰ درصد که این میزان جذب، هم به دلیل ترسیب فلز در این بازه و هم به دلیل جذب به وسیله جاذب است،  $p < 0/05$ ) و کمترین مقدار آن با اختلاف معناداری در  $pH=3$  دیده شد (میزان ۶۰/۵۰ درصد،  $p < 0/05$ ). اثر pH بر ظرفیت جذب مربوط به حالت شیمیایی فلز سنگین در محلول در pHهای مختلف بود که می‌تواند فرم خالص یونی یا فرم هیدروکسید فلز باشد. در محلول، فلز کادمیوم به گونه‌های مختلف  $Cd^{2+}$ ،  $Cd(OH)^+$ ،  $Cd(OH)_2$ ،  $Cd(OH)_3^-$ ،  $Cd(OH)_4^{2-}$  در pHهای مختلف حضور دارد (Geological Survey of Japan, 2005; Chowdhury et al, 2013). علاوه بر آن به دلیل گروه‌های عامل متفاوت بر سطح جاذب که در pHهای مختلف می‌توانند سایت‌های فعال برای فلز باقی بمانند؛ اثر pH بر جذب خیلی وسیع است. بنابراین افزایش pH محیط مایع می‌تواند سبب

جذب از ۴/۳ به ۸۵ درصد رسید. قاسمی و همکاران (۲۰۱۷) در مطالعه‌ای بر استفاده از نانوذره آهن اکسید به عنوان جاذب برای حذف فلزات نقره، جیوه، منگنز، سرب، روی و کادمیوم، به این نتیجه رسیدند که با افزایش مقدار جاذب درصد جذب افزایش یافت که این به دلیل افزایش میزان سایت‌های جذبی بر سطح بود. Osasona و همکاران (۲۰۱۸) در مطالعه‌ای بر استفاده از کربن فعال حاصل از جو دوسر خوراکی برای جذب یون کادمیوم از محلول آبی، دریافتند که بازده جذب با افزایش مقدار کربن فعال حاصله، تا حداکثر جذب (تقریباً ۱۰۰ درصد جذب) افزایش می‌یابد. به منظور بررسی امکان دستیابی به بیشینه ظرفیت جذب جاذب، نتایج به دست آمده با ایزوترم‌های جذب لانگمویر و فروندلیچ مدل شدند. برای فلز کادمیوم به علت نزدیک بودن مقادیر دو  $R^2$  به یکدیگر، با هر دو مدل برازش داشت، ولی به علت  $R^2$  بالاتر (به میزان  $R^2=0/87$ ) با مدل فروندلیچ تطابق بیشتری داشت. ضریب  $n$  مدل فروندلیچ که معیار شدت جذب است، برای جذب کادمیوم توسط پسماند پشم سنگ مقدار  $1/59$  تعیین شد. انحراف  $n$  از واحد  $1 \geq n$ ، نشان دهنده جذب غیرخطی بر سطوح غیر همگن است (Essington, 2004). در این نوع هم دما، با افزایش غلظت ماده جذب سطحی شونده نخست شیب افزایش می‌یابد، ولی در نهایت، با پر شدن مکان‌های جذب سطحی کننده خالی، کاهش یافته و به صفر می‌رسد. این نوع هم دما، نشان می‌دهند که سطوح پسماند در غلظت‌های کم کادمیوم تمایل کمی به جذب آن داشته و این تمایل در غلظت‌های بیش تر کادمیوم افزایش می‌یابد. ضریب  $K_f$  نیز که معیاری از قدرت جذب است برابر  $18/58$  لیتر بر گرم بود. در مطالعه Navish و همکاران (۲۰۱۸) بر سنتز نانوذره اکسید آهن از خاکستر خاک اره برای حذف کادمیوم نشان داده شد که بین مدل‌های فروندلیچ، لانگمویر و تمکین، میزان جذب با مدل فروندلیچ به علت بالاتر بودن میزان  $R^2$  تطابق بیشتری داشت (به میزان  $R^2=0/98$ ). همچنین Osasona و همکاران

یون‌ها به سطح ذرات جذب افزایش یافت و از این رو امکان اشباع جاذب از یون‌های فلزی بالا رفت و در حدی از غلظت، به علت اشباع جاذب از یون فلزی، امکان افزایش جذب مجدد وجود نداشت. این پدیده را می‌توان چنین توصیف کرد که با افزایش غلظت، کمبود سایت‌های جذب روی سطح جاذب به وجود می‌آید. علاوه بر این افزایش نیروهای دافعه الکترواستاتیک بین بارهای منفی و مثبت فلزات در محلول باعث این کاهش در درصد جذب می‌شود (El-Ashtoukhy et al., 2008). یاکوبی و همکاران (۲۰۱۴) در مطالعه‌ای روی حذف کادمیوم توسط فسفات طبیعی نشان داد که با افزایش غلظت کادمیوم تا مقدار ۵۰ میلی‌گرم در لیتر افزایش یافت، اما با افزودن مقدار بیشتر کادمیوم تا ۳۵۰ میلی‌گرم در لیتر به صورت ثابت شد. در مطالعه‌ای دیگر که نظر و همکاران (۲۰۱۵) روی استفاده از خاک اره حاصل از چوب بر حذف کادمیوم از محلول‌های آبی انجام دادند، به این نتیجه رسیدند که با افزایش غلظت فلز کادمیوم تا غلظت ۵۰۰ ppm، درصد حذف کادمیوم از محلول افزایش یافت، اما از ۵۰۰ ppm به بالا درصد حذف به صورت ثابت شد. بیشترین میزان جذب پسماند پشم سنگ با اختلاف معناداری در ۲۰ گرم در لیتر مشاهده شد (به میزان  $57/50$  درصد،  $p < 0/05$ ) و کمترین مقدار آن با اختلاف معناداری در ۱ گرم در لیتر مشاهده شد (به میزان  $28/00$  درصد،  $p < 0/05$ ). علت این امر افزایش مکان‌های در دسترس برای جذب فلزات است که با افزایش مقدار جاذب صورت گرفته است (Melamed et al., 2006; Santos et al., 2003). Meng و همکاران (۲۰۱۳) در پژوهشی به منظور جذب سرب با استفاده از ذرات دی‌اکسید منگنز آبدار انجام دادند، به این نتیجه رسیدند که با افزایش میزان جاذب درصد حذف افزایش می‌یابد (Park et al., 2005). Navish و همکاران (۲۰۱۸) در مطالعه‌ای دیگر که روی سنتز نانوذره اکسید آهن از خاکستر خاک اره برای حذف کادمیوم انجام دادند، به این نتیجه رسیدند که با افزایش مقدار جاذب از  $0/1$  تا  $2/4$  گرم در لیتر درصد

یافت. در سومین گام، تأثیر غلظت اولیه پساب بر میزان جذب کادمیوم بررسی شد. نتایج نشان داد که افزایش غلظت اولیه یون‌های کادمیوم در پساب، سبب افزایش میزان جذب شد که این امر به علت دسترسی مقدار بیشتری یون فلزی توسط جاذب بود. در چهارمین گام اثر مقدار گرم جاذب بر میزان جذب برای کادمیوم بررسی شد. نتایج نشان داد که با افزایش میزان جاذب میزان جذب افزایش یافت که این به دلیل بیشتر شدن و در دسترس بودن سایت‌های تبادل و سطح ویژه بود. معادله فروندلیچ برازش داده شده، به علت بالاتر بودن میزان  $R^2$  هم‌دم‌های جذب کادمیوم دو ظرفیتی را با پسماند پشم سنگ به‌خوبی توصیف کرد. در نهایت مشخص شد که جاذب پسماند پشم سنگ کارایی بالایی در حذف کادمیوم از محلول‌های آبی داشت.

#### یادداشت‌ها

1. WHO: World health organization
2. man made mineral fiber
3. XRD: X-ray powder diffraction
4. XRF: X-ray fluorescence
5. atomic absorption spectrophotometer
6. freeze dryer
7. Loss on ignition

(۲۰۱۸) در مطالعه‌ای بر استفاده از کربن فعال حاصل از جو دوسر خوراکی برای جذب یون کادمیوم از محلول آبی دریافتند بررسی داده‌های تعادلی توسط مدل‌های هم‌دمای لانگمویر و فروندلیچ، نشان داد که داده‌ها با مدل لانگمویر با ضریب همبستگی  $0/9183$  برازش بیشتری داشتند.

#### ۵. نتیجه‌گیری کلی

در این مطالعه کارایی جذب کادمیوم (II) از محلول‌های آبی با استفاده از پسماند کارخانه پشم سنگ بررسی شد. آنالیزهای XRD، SEM و XRF برای شناسایی خصوصیات فیزیکی و شیمیایی جاذب استفاده شد. در این مطالعه پارامترهای مؤثر در جذب شامل pH، مقدار جاذب، غلظت جذب شونده و زمان بررسی شد. در این پژوهش حذف کادمیوم دو ظرفیتی به‌وسیله پسماند پشم سنگ در بخش‌های جداگانه صورت گرفت. در گام نخست به بررسی اثر زمان تماس در پنج سطح (۵، ۱۵، ۳۰، ۹۰، ۱۲۰ دقیقه) بر مقدار جذب کادمیوم پرداخته شد. نتایج نشان داد که با افزایش زمان تماس، امکان جذب کادمیوم توسط جاذب افزایش یافت. در دومین گام اثر چهار سطح pH (۳، ۵، ۷، ۹) بر جذب توسط پسماند پشم سنگ بررسی و مشاهده شد که با افزایش pH، میزان جذب فلز افزایش

#### منابع

اردکانی، س.، پرویزی، س. و زندی‌پاک، م. ۱۳۹۰. ارزیابی کارایی سبوس برنج در تصفیه پساب‌های حاوی فلزات سنگین. فصلنامه علوم و تکنولوژی محیط‌زیست، ۱۶: ۴۱-۵۰.

Ayar, A. and Yildiz, S. 2002. Sorption of purin and pyrimidine bases onto chelating resin. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 201: 291-296.

Baig, U., Rao, R., Khan, A., Sangi, M. and Gondal, M. 2015. Removal of carcinogenic hexavalent chromium from aqueous solutions using newly synthesized and characterized polypyrrole-titanium(IV) phosphate nanocomposite. *Chemical Engineering Journal*, 280: 494-504.

Borah, R., Kumari, D., Gogoi, A., Biswas, S., Goswami, R., Shim, J., Begum, N.A. and Kumar, M. 2018. Efficacy and field applicability of Burmese grape leaf extract (BGLE) for cadmium removal: An implication of metal removal from natural water. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 147: 585-593. doi.org/10.1016/j.ecoenv. 2017.09.002.

Essington, ME. 2004. *Soil and water Chemistry: An Intergrative Approach*. CRC Press, Boca Ration, Florida.

Dakiky, M., Khamis, M., Manassra, A. and Mer'eb, M. 2002. Selective adsorption of chromium (VI) in industrial wastewater using low-cost abundantly available adsorbents, *Advances in Environmental Research* 6, 533-540.

Dunster, AM. 2007. Industrial sector study on the utilization of alternative materials in the manufacture of mineral wool insulation. [http://www.smartwaste.co.uk/filelibrary/Mineralwool\\_sectorstudy.pdf](http://www.smartwaste.co.uk/filelibrary/Mineralwool_sectorstudy.pdf) Accessed: 23 January 2012

- Dunster, AM. 2012. Industrial sector study on the utilization of alternative materials in the manufacture of mineral wool insulation. [http://www.smartwaste.co.uk/filelibrary/Mineralwool\\_sectorstudy.pdf](http://www.smartwaste.co.uk/filelibrary/Mineralwool_sectorstudy.pdf) Accessed: 23 January 2012.
- El-Ashtoukhy, ESZ., Amin, NK. and Abdelwahab, O. 2008. Removal of lead(II) and copper(II) from aqueous solution using pomegranate peel as a new adsorbent, *Desalination*, 223: 162-173.
- Erdem, E., Karapinar, N. and Donat, R. 2004. The removal of heavy metal cations by natural zeolites, *Journal of Colloid and Interface Science*, 280: 309–314.
- Fernández-Calviño, D., Rodríguez-Salgado, I., Pérez-Rodríguez, P., Nóvoa-Muñoz, JC. and Arias-Estévez, M. 2015. Time evolution of the general characteristics and Cu retention capacity in an acid soil amended with a bentonite winery waste. *Journal of Environmental Management*. 150: 435-443.
- Gao, H., Liu, Y., Zeng, G., Xu, W. and Xia, W. 2008. Characterization of Cr (VI) removal from aqueous solutions by a surplus agricultural waste-Rice straw, *Journal of Hazardous Materials*, 150: 446–452.
- Gezici, O., Kara, H., Erso, Z., M. and Abali, Y. 2005. The sorption behaviour of a nickel-insolubilized humic acid system in a column arrangement. *Journal of Colloid and Interface Science*, 298: 381–391.
- Ghasemi, E., Heydari, A. and Sillanpää, M., 2017. Superparamagnetic Fe<sub>3</sub>O<sub>4</sub>, EDTA nanoparticles as an efficient adsorbent for simultaneous removal of Ag(I), Hg(II), Mn(II), Zn(II), Pb(II) and Cd(II) from water and soil environmental samples. *Microchem. J.* 131: 51–56
- Gupta, S. and Babu, B.V. 2009. Removal of toxic metal Cr(VI) from aqueous solutions using sawdust as adsorbent: Equilibrium, kinetics and regeneration studies, *Chemical Engineering Journal*, 150: 352–365.
- Grawv-Hill. 1989. McGraw-hill Encyclopedia of Science and technology. Asbestos. Mc, Inc., U.S.A, 91-93.
- Hall, K., Eagleton, R., Acrivos, L. and Vermeulen, A. 1996. Pore and solid diffusion kinetics for fixed-bed adsorption under Constant- Pattern Condition, *Industri & Eng. chem Fundamental*, 5: 212-223.
- Ho, YS. and McKay, G. 1998. Sorption of dye from aqueous solution by peat, *Chem. Eng. J.*, 70: 115-124.
- Ho, YS. and McKay G. 1998a. A comparison of chemisorption kinetic models applied to pollutant removal on various sorbent, *process Safety Environ. Protec.* 76: 332-340.
- Ho, YS. and McKay, G. 1999. Pseudo-second order model for sorption processes, *Process Biochem*, 34: 451-465.
- Ho, YS. 2004. Citation review of Lagergren kinetic rate equation on adsorption reaction, *Scientometrics*, 59: 171-177.
- Ho, YS. 2006. Review of second-order models for adsorption systems, *J. Hazard. Mater.*, 136: 103-111.
- Huang, CP. and Rhoads, E.A. 1989. Adsorption of Zn(II) onto hydrous alumiosilicates. *J Coll Interf Sci*, 131(2): 289-306.
- IRAC. Man-Made Fiber and Radon. IRAC Monograph on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. 1988. Vol. 43. Lyon: IRAC.
- Huang, Y., Zhao, R., Liu, W., Li, Y., Zhang, P., Wang, Sh. and Wang, L. 2018. Using pretreated chestnut endothelium to adsorb lead and cadmium ions from water. *Saudi Journal of Biological Sciences*, 25(6): 1154- 1162.
- ISO 9229, “Thermal insulation–Vocabulary”, 2007.
- Kamstrup, J., Davis, JMG., Ellehaug, A. and Guldberg. 1998. The Biopersistence and pathogenicity of man-made vitreous fiber after short and long term inhalation. *Ann. Occup. Hyg.* 42(3): 191-198.
- Karthikeyan, T., Rajgopal, S. and Miranda, LR. 2005. Chromium(VI) adsorption from aqueous solution by Hevea Brasiliensis sawdust activated carbon. *Journal Hazard Mater*; 124: 192–199.
- Keskinan, O. 2004. Heavy metal adsorption properties of a submerged aquatic plant (*Ceratophyllum demersum*). *Bioresource Technology*, 92: 197-200.
- Ketla, B., Taddese, AM., Yadav, O.P., Diaz, I. and Mayoral, A. 2017. Nano –crystalline titanium(IV) tungstomolybdate cation exchanger: Synthesis, characterization and ion exchange properties. *Chemical Engineering Journal*, 262: 597–606.
- Low, KS., Lee, CK. and Ng, AY. 1999. Column study on the sorption of Cr(VI) using quaternized rice hulls. *Bioresource Technology*, 68: 205–208.
- Luoto, K., Holopainen, M., Kangas, J., Pentti, S. and Kai. 1998. Dissolution of Short and Long Rockwool and Glasswool Fibers by Macrophares in flowthrough Cell Culture. *Environmental Research*, 78: 25-37.

- Melamed, R. and Luz, AB. 2006. Efficiency of industrial minerals on the removal of mercury species from liquid effluents, *Science of the total environment*, 368: 403-406.
- Meng, X., Hongjie, W., Di, L., Dan, Q., Yujia, Z. and Yili, W. 2013. Removal of Pb(II) from aqueous solution by hydrous manganese dioxide: Adsorption behavior a mechanism. *J. of Environmental Sciences*, 25(3): 479-486.
- Muller, A., Leydolph, B. and Stanelle, K. 2009. Recycling mineral wool waste—Technologies for the conversion of the fiber structure, Part 1. *Interceram*, 58:378–381.
- Mungapati, V.S., Yarramuthi, V., Nedavala, S.J., Alla, S.R. and Abburi, K. 2010. Biosorption of Cu(U), Cd(U) Pb(U) by *Acacia leucocephala* bark powder Kinetics, equilibrium and thermodynamics. *Chemical Engineering J*, 157(2-3): 357-365.
- Namasivayam, C. and Kavitha, D. 2005. Adsorptive removal of 2,4-dichlorophenol from aqueous solution by low-cost carbon from an agricultural solid waste: coconut coir pith, *Sep. Sci. and Tech*, 39: 1407-1425.
- Nazar, M., Khaldun, B. and Puspita, K. 2015. Study of feasibility of meandg's (*Litsea sp*) sawdust for the removal of cadmium from simulated aqueous solution. Abstract Proceedings of The 5th Annual International Conference Syiah Kuala University (AIC Unsyiah) In conjunction with The 8th International Conference of Chemical Engineering on Science and Applications (ChESA), Banda Aceh, Indonesia.
- Osasona, I., Aiyedatiwa, K., Johnson, J. and Faboya, O.L. 2018. Activated carbon from spent brewery barley husks for cadmium ion adsorption from aqueous solution. *Indones. J. Chem* 18(1): 145 - 152. doi.org/10.22146/ijc.22422.
- Pan, Sh.C., Lin, C.h. and Tseng, DH. 2003. Reusing sewage sludge ash as adsorbent for copper removal from wastewater, *Journal of Resources, Conservation and Recycling*, 39: 79–90.
- Papadopoulos, AM. 2005. State of the art in thermal insulation materials and aims for future developments. *Energ Build*, 37:77–86.
- Park, D., Yun, YS. and Park, JM. 2005. Studies on hexavalent chromium biosorption by chemically treated biomass of *Ecklonia sp.*, *Chemosphere*, 60: 1356–1364.
- Perezcandela, M., Martinmartinez, JM. and Torregrosamacia, R. 1995. Chromium (VI) removal with activated carbons. *water research*, 29: 2174-2180.
- Roop, Ch.B. and Goyal, M. 2005. *Activated Carbon Adsorption*, CRC Press, 497.
- Santos Yabe, MJ. and Oliveira, E. 2003. Heavy metals removal in industrial effluents by sequential adsorbent treatment, *Adv. Environ. Res*, 7: 263-272.
- Sen Gupta, S. and Bhattachryya, KG. 2011. Kinetics of adsorption of metal ions on inorganic materials: A review, *Adv. Colloid and interface Sci*, 162: 39-58.
- Sparks, D.L. 2003. *Environmental Soil Chemistry*. Academic press, San Diego, CA.
- Tan, IAW., Ahmad, AL. and Hameed, BH. 2008. Adsorption of basic dye on high surface-area activated carbon prepared from coconut husk: Equilibrium, kinetic and thermodynamic studies, *J.Hazard. Mater*, 154: 337-346.
- Talou,t HA., EI def vovs, NM., Abulnour, AG. and Hani, HA. 2011. International Conference On Environmental Science and Technology, 6.
- Unuabonah EI., Adebowale K.O., Olu-Owolabi B.I., Yang L.Z. and Kong L. 2008. Adsorption of Pb (II) and Cd (II) from aqueous solutions onto sodium tetraborate-modified Kaolinite clay: Equilibrium and thermodynamic studies, *Journal of Hydrometallurgy*, 93(1): 1-9.
- Wang, G., Hua, Y., Suc, X., Komarnenib, S., Maa, S. and Wang, Y. 2016. Cr (VI) adsorption by montmorillonite nanocomposites. *Applied Clay Science*, 124–125: 111–118.
- Wang, H., Kang, J., Liu, H. and Qu, J. 2009. Preparation of organically functionalized silica gel as adsorbent for copper ion adsorption, *J. Environ. Sci*, 21: 1473–1479.
- Wang, J.L. and Chen, C. 2006. Biosorption of heavy metals by *Saccharomyces cerevisiae*: a review, *Biotechnology Advances*, 24(5): 427-451.
- Wang, P. and Lo, I. 2009. Synthesis of mesoporous magnetic -Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub> and its application to Cr (VI) removal from contaminated water. *Water Research*. 43(15):3727-34.

- Wang, S. and Ariyanto, E. 2007. Competitive adsorption of malachite green and Pb ions on natural zeolite, *J. Colloid Interface Sci*, 314: 25-31.
- Wang, YH., Lin, SH. and Juang, RS. 2003. Removal of heavy metal ions from aqueous solutions using various low-cost adsorbents, *Journal of Hazardous Materials*, 102: 291-302.
- Yaacoubi, H., Zidani, O., Mouflih Gourai, M. and Sebti, S. 2014. Removal of cadmium from water using natural phosphate as adsorbent *procedia engineering*, 83: 386-393. doi: 10.1016/j.proeng.2014.09.039.