

## برگشت پذیری جذب کادمیم از محلول‌های آبی توسط زئولیت طبیعی فیروزکوه

فرناز السادات هدائی کشکونی<sup>۱</sup>، حسین شریعتمداری<sup>۱</sup>، محسن حمیدپور<sup>۲\*</sup>، مهران شیروانی<sup>۱</sup>

(تاریخ دریافت: ۱۳۹۱/۱۱/۲۹؛ تاریخ پذیرش: ۱۳۹۲/۴/۲۴)

### چکیده

پسماند جذب عناصر در خاک دارای اهمیت فراوانی بوده و بر انتقال آلاینده‌ها و زیست‌فراهمی آن‌ها تأثیر دارد. این پژوهش به منظور مطالعه برگشت‌پذیری جذب کادمیم توسط زئولیت طبیعی فیروزکوه انجام شد. هم‌دماهای جذب براساس جذب کادمیم از محلول‌های حاوی غلظت‌های مختلفی از کادمیم در گستره‌ی ۱ تا ۱۰ میلی‌گرم بر لیتر و زمان تعادل ۲۴ ساعت رسم شدند. مطالعه و جذب کادمیم با زئولیت طبیعی با ۵۰ و ۱۰۰ درصد حداکثر ظرفیت جذب انجام شد. هم‌دماهای جذب به خوبی توسط مدل‌های فروندلیخ و کوبله کوریگان توصیف شدند ( $R=0/96$ ). هم‌دماهای و جذب کادمیم از زئولیت انحراف کمی از داده‌های جذب نشان داد که دلالت بر برگشت‌پذیر بودن جذب دارد. همچنین برای بررسی برگشت‌پذیری جذب شاخص پسماند ظاهری نیز مورد بررسی قرار گرفت که نتایج نشان داد که پسماندی وجود ندارد. به‌طور میانگین ۷۱/۷۵٪ از میزان جذب اولیه کادمیم پس از پنج مرحله و جذب از زئولیت و جذب شد. آزادسازی چنین مقدار زیادی از کادمیم جذب شده در مرحله و جذب نشان‌دهنده‌ی مناسب بودن جذب برای استفاده‌ی مجدد می‌باشد.

واژه‌های کلیدی: کادمیم، جذب، و جذب، زئولیت طبیعی فیروزکوه، پسماند.

۱. گروه علوم خاک، دانشگاه صنعتی اصفهان

۲. گروه علوم خاک، دانشگاه ولیعصر رفسنجان

\*: مسئول مکاتبات، پست الکترونیکی: mohsen\_hamidpour@yahoo.com

## مقدمه

باتوجه به سمیت فلزات سنگین و اثرات تجمع طولانی مدت آن‌ها بر سلامت انسان، کمبود منابع آب و امکان استفاده از پساب‌های تصفیه شده در آبیاری زمین‌های کشاورزی، حذف این فلزات از محیط‌های آبی (آب‌های آلوده، زهاب‌های معادن و خاک‌های آلوده) از سیاست‌های مهم زیست‌محیطی در کشورهای در حال توسعه می‌باشد (۱۱). از بین تمامی روش‌های موجود برای حذف آلاینده‌ها از محلول‌های آبی، روش جذب سطحی به دلیل اقتصادی بودن و کارایی بالا بیشتر مورد توجه قرار گرفته است (۳). تاکنون جاذب‌های گوناگونی برای حذف فلزات سنگین مورد مطالعه قرار گرفته است ولی کانی‌های رسی به دلیل فروانی، قیمت کم و ویژگی‌های ماند بار لایه‌ای زیاد، سطح ویژه و ظرفیت تبادل کاتیونی بالا و خواص کلوئیدی بیشتر مورد استفاده قرار گرفته‌اند (۵).

زنولیت‌ها از گروه آلومینوسیلیکات‌های بلورین و آبدار حاوی کاتیون‌های فلزات قلیایی و قلیایی خاکی با شبکه سه بعدی می‌باشند. در ساختمان زنولیت سه جزء اصلی اسکلت آلومینوسیلیکاتی، کاتیون‌های تبدالی و آب زنولیتی وجود دارد و جایگزینی سیلیسیم با آلومینیوم در ساختار آن باعث ایجاد بار منفی و جذب کاتیون‌های یک و دو ظرفیتی همراه با آب می‌شود. رفتار تبدالی زنولیت به عواملی مانند ساختار، اندازه و شکل یون، تراکم بار، بار یونی و غلظت محلول خارجی بستگی دارد (۲۰). پتانسیل زنولیت طبیعی ایران در جذب فلزات سنگین از آب‌های آلوده در مطالعات مختلف ثابت شده است (۹). با وجود این‌که پژوهش‌های متعددی در مورد جذب فلزات سنگین با استفاده از انواع کانی‌های زنولیت انجام شده، اطلاعات چندانی درباره‌ی پدیده پسماند یا هیسترسیس جذبی کادمیم به‌وسیله‌ی زنولیت وجود ندارد. به‌منظور بهبود استراتژی‌های پالایش آب‌ها و خاک‌های آلوده، ارزیابی ریسک و پیش‌بینی تحرک فلزات سنگین، ضروری است پدیده پسماند و سازوکارهای دخیل در جذب و واجذب فلزات سنگین مورد بررسی قرارگیرد. این پدیده به معنی عدم برگشت‌پذیری و یا

آزادسازی کند بخشی از فلز جذب‌شده بر روی فاز جامد به فاز محلول می‌باشد (۶). پدیده پسماند یکی از مهم‌ترین عوامل مؤثر بر کارایی تثبیت‌کننده‌های مورد استفاده در پالایش شیمیایی خاک‌های آلوده می‌باشد (۱۷) ولی در پالایش آب‌ها و زهاب‌های آلوده به عناصر سنگین، به‌منظور استفاده مکرر از یک جاذب، آزادسازی عنصر جذب‌شده روی جاذب (عدم وجود پسماند) در مرحله واجذب مهم می‌باشد. پسماند به دو نوع حقیقی و غیر حقیقی تقسیم می‌شود (۱۷) که علت پسماند حقیقی جذب غیرقابل بازگشت فلز، به‌دام افتادن مولکول‌های جذب‌شده در منافذ ریز کانی، تغییر شکل منافذ ریز کانی، رسوب شیمیایی یا تغییر مکانیسم پیوند عنصر جذب‌شده باگذشت زمان می‌باشد (۱۷ و ۱۳). پسماند غیر حقیقی ناشی از به‌تعادل نرسیدن واکنش‌های واجذب به دلیل کندی سرعت آنها برای رسیدن به تعادل حقیقی است (۱۷ و ۱۸)؛ زیرا واکنش در جهت برگشت نیاز به انرژی فعال‌سازی بیشتری دارد (۱۹). هدف از این مطالعه بررسی برگشت‌پذیری کادمیم روی زنولیت در غلظت‌های کم فلز می‌باشد.

## مواد و روش‌ها

## آماده‌سازی کانی

نمونه کانی زنولیت مورد استفاده در این پژوهش از معدن فیروزکوه تهیه گردید. قبل از انجام آزمایش، کانی توسط محلول یک مولار کلرورسدیم، اشباع گردید. دلیل اشباع‌سازی عدم رقابت کادمیم با کاتیون‌های متفاوت روی مکان‌های تبدالی کانی زنولیت می‌باشد. الگوی پراش پرتو ایکس نمونه در دامنه  $5^\circ$ – $2\theta=5$  به‌وسیله دستگاه پراش سنج پرتو ایکس (Siemens X-Ray Diffractometer D5000) با لامپ مسی در ولتاژ ۴۰ کیلو ولت و شدت جریان ۴۰ میلی‌آمپر تعیین و پیک‌های شاخص به‌دست آمده با مقادیر گزارش شده در منابع مورد مقایسه قرار گرفت. تجزیه عنصری نمونه با استفاده از دستگاه تجزیه عنصری (XRF) انجام گردید.

هم‌چنین سطح ویژه کانی‌ها با استفاده از روش جذب  $N_2$

که یک مدل سه پارامتری ترکیبی از مدل‌های لانگمویر و فروندلیخ می‌باشد نیز برای برازش بر داده‌های جذب استفاده شد. این مدل به‌تازگی در مطالعات جذب فلزات سنگین به‌وسیله جذب کننده‌ها مورد استفاده وسیعی قرار گرفته است و به‌صورت زیر بیان می‌شود (۱۲):

$$q_e = \frac{AC_e^\beta}{1 + BC_e^\beta} \quad [3]$$

که در آن A و B ضرایب مربوط به شدت جذب می‌باشند. زمانی که  $\beta = 1$  باشد به مدل لانگمویر تبدیل می‌شود و اگر  $Bc_e^\beta$  کوچکتر از ۱ باشد، نشان دهنده این است که مقدار جذب کم بوده و این مدل به مدل فروندلیخ تبدیل می‌شود. اگر  $Bc_e^\beta$  بزرگتر از ۱ باشد نشان‌دهنده این است که مقدار جذب زیاد بوده و کمیت جذب‌شونده در واحد وزن جذب‌کننده در حالت تعادل ثابت می‌باشد (۱).

#### آزمایشات واجذب

بلافاصله پس از اتمام آزمایشات هم‌دماهای جذب، واجذب کادمیم با استفاده از تکنیک رقیق کردن متوالی بر روی نمونه‌ها با بار اولیه ۵۰ و ۱۰۰ درصد حداکثر جذب فلز مورد مطالعه در این تحقیق انجام گرفت (۱۰). ۵ میلی‌لیتر الکترولیت زمینه نیترات سدیم ۰/۰۱ مولار عاری از کادمیم به‌جای ۵ میلی‌لیتر عصاره برداشته شده در آزمایشات جذب افزوده شد و سوسپانسیون‌های حاصل به مدت ۲۴ ساعت به‌وسیله شیکر تکان داده شدند. پس از اتمام این مدت، نمونه‌ها دوباره سانتریفیوژ و ۵ میلی‌لیتر از عصاره تعادلی برداشت و تمامی مراحل انجام شده روی نمونه‌های جذب بر روی این نمونه‌ها نیز تکرار شد. مراحل فوق ۵ بار دیگر تکرار شد. با محاسبه مقادیر باقی‌مانده در فاز جامد و قرار دادن آنها در برابر غلظت‌های تعادلی هم‌دماهای واجذب ترسیم شد. مدل فروندلیخ بر داده‌های واجذب نیز برازش داده شد.

$$q_e = K_{desorb} c_e^n \quad [4]$$

که در آن  $q_e$  مقدار عنصر کادمیم موجود در فاز جامد (میلی‌گرم بر کیلوگرم)،  $C_e$  غلظت عنصر در حال تعادل (میلی‌گرم بر لیتر)

براساس معادله برونوئر، امت و تالر (BET) تعیین شد. ظرفیت تبادل کاتیونی (CEC) جاذب‌ها نیز به‌روش استات سدیم اندازه‌گیری گردید (۴).

#### آزمایشات هم‌دماهای جذب

به‌منظور تعیین هم‌دماهای جذب کادمیم، ۰/۱ گرم کانی به ظروف پلی‌اتیلن ۱۵ میلی‌لیتری حاوی ۱۰ میلی‌لیتر الکترولیت زمینه ۰/۰۱ مولار نیترات سدیم و ۷ سطح غلظت کادمیم (۱/۵، ۳، ۴/۵، ۶، ۷/۵، ۹، ۱۰ میلی‌گرم در لیتر) افزوده شد. تمامی آزمایش‌های جذب سطحی در دو تکرار انجام گردید. pH سوسپانسیون‌ها به‌وسیله مقادیر ناچیزی از محلول ۰/۰۳ مولار اسید نیتریک براساس منحنی‌های تیتراسیون پیش آزمایشات، تنظیم گردید، به‌طوری‌که pH نهایی همه نمونه‌ها  $7.2 \pm 0.1$  بود. سوسپانسیون‌ها به مدت ۲۴ ساعت در دمای آزمایشگاه تکان داده شدند و پس از سانتریفیوژ، ۵ میلی‌لیتر از عصاره تعادلی موجود در هر ظرف به‌وسیله پپتور برداشته و با اضافه کردن ۱۰۰ میکرولیتر اسید نیتریک غلیظ در یخچال نگهداری شد. غلظت کادمیم در محلول‌ها توسط دستگاه جذب اتمی مدل پرکین المر ۵۱۰۰ اندازه‌گیری شد. میزان کادمیم جذب‌شده توسط کانی با استفاده از غلظت اولیه و تعادلی کادمیم و با استفاده از فرمول زیر محاسبه شد.

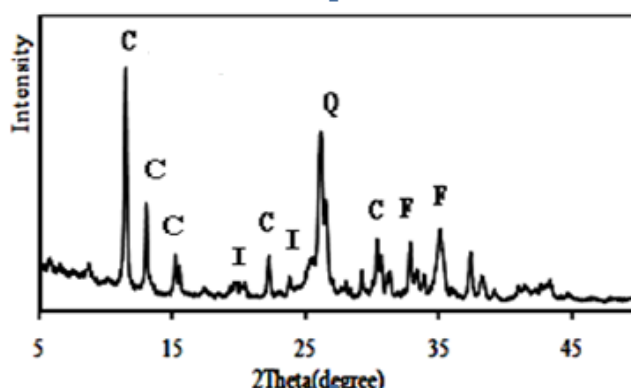
$$q_e = \frac{(C_i - C_e)V}{M} \quad [1]$$

که در این رابطه،  $q_e$  میزان کادمیم جذب شده توسط کانی (میلی‌گرم بر کیلوگرم)،  $C_i$  و  $C_e$  غلظت‌های اولیه و تعادلی، (میلی‌گرم بر لیتر)،  $V$  حجم سوسپانسیون بر حسب (لیتر) و  $M$  جرم کانی (کیلوگرم) می‌باشد.

مدل فروندلیخ با استفاده از رگرسیون غیرخطی و با استفاده از نرم‌افزار Prism بر داده‌های جذب برازش داده شد (۷).

$$q_e = K_{sorb} c_e^{n_{sorb}} \quad [2]$$

در آن  $q_e$  مقدار عنصر جذب شده (میلی‌گرم بر کیلوگرم)،  $C_e$  غلظت عنصر در حال تعادل (میلی‌گرم بر لیتر) و  $K$  و  $n$  ضرایب مدل می‌باشند. علاوه بر مدل فروندلیخ از مدل کوبله-کورینگان



شکل ۱. الگوی پراش پرتو ایکس نمونه زئولیت (I: ایلیت، Q: کوارتز، C: کلینوپتیلولیت و F: فلدسپار)

جدول ۱. نتایج تجزیه عنصری کانی زئولیت مورد مطالعه.

K <sub>2</sub> O	Na <sub>2</sub> O	CaO	MgO	Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	TiO <sub>2</sub>	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	SiO <sub>2</sub>	اکسید عنصر
۱/۱	۱	۲/۴	۰/۷	۰/۹	۰/۱	۸	۶۱/۵	درصد وزنی

زئولیت مورد استفاده در این تحقیق دارای ظرفیت تبادل کاتیونی  $۳۰ \pm ۱ \text{ m}^2 \text{ g}^{-1}$  و سطح ویژه آن  $۹۱ \pm ۲ \text{ cmol}_{(+)} \text{ kg}^{-1}$  بود. وجود پیک‌های قوی در  $۱۱/۵$ ،  $۱۲/۹$  و  $۲۶$  آنگستروم نشان دهنده وجود درصد بالای کانی کلینوپتیلولیت در نمونه مورد مطالعه است (۹).

### هم‌دماهای جذب

هم‌دمای جذب سطحی کادمیم به‌وسیله کانی زئولیت طبیعی با مدل‌های فروندلیخ و کوبله کوریگان به‌ترتیب در شکل ۲ و ۳ نشان داده شده است. به‌دلیل بالاتر بودن ظرفیت جذب کادمیم توسط زئولیت نسبت به غلظت‌های به‌کار برده شده و اشباع نبودن کلیه مکان‌های جذبی، با افزایش غلظت کادمیم میزان جذب افزایش یافته است. ثابت‌ها، ضرایب تبیین و خطای معیار حاصل از برازش مدل فروندلیخ و کوبله کوریگان بر داده‌های جذب سطحی کادمیم در جدول ۲ ارائه گردیده است. براساس معیارهای انتخاب هم‌دمای مناسب ( $R^2$  و SEE) مدل فروندلیخ و کوبله کوریگان با  $R^2 = ۰/۹۶$  جذب کادمیم به‌وسیله زئولیت را به‌خوبی توصیف کردند. ضریب  $n$  مدل فروندلیخ که معیار

و  $K_{\text{desorb}}$  و  $n_{\text{desorb}}$  ضرایب مدل فروندلیخ می‌باشند.

### محاسبات

برای ارزیابی پدیده پسماند شاخص‌های مختلفی ارائه شده است که اکثر آنها بر اساس ضرایب مدل فروندلیخ می‌باشد. در این تحقیق از شاخص پسماند ظاهری استفاده گردید (۲ و ۱۵).

$$AHI = \frac{n_{\text{desorb}}}{n_{\text{sorb}}} \times ۱۰۰ \quad [۵]$$

که در آن AHI، شاخص پسماند و  $n_{\text{sorb}}$  و  $n_{\text{desorb}}$  به‌ترتیب نماهای مدل فروندلیخ برازش داده شده بر داده‌های جذب و واجذب می‌باشند. این شاخص معیاری از شدت جذب است. اگر پسماند جذب وجود نداشته باشد  $n_{\text{sorb}} = n_{\text{desorb}}$  و در صورت پسماند مثبت  $n_{\text{desorb}}/n_{\text{sorb}} > ۱$  و در صورت پسماند منفی  $n_{\text{desorb}}/n_{\text{sorb}} < ۱$  خواهد بود (۲).

### نتایج و بحث

الگوی پراش اشعه ایکس و نتایج تجزیه عنصری کانی مورد مطالعه به‌ترتیب در شکل ۱ و جدول ۱ ارائه شده است. کانی

متناظر هر هم‌دما بر یکدیگر منطبق بوده که این نشان دهنده عدم وجود پسماند و به عبارتی برگشت‌پذیر بودن جذب کادمیم بر روی زئولیت می‌باشد (شکل ۴). ثابت  $K$  ( $l \text{ kg}^{-1}$ ) و  $n$  هم‌دماهای واجذب که در جدول ۳ نشان داده شده است در هر دو سطح اولیه کادمیم تقریباً برابر با مقادیر متناظر هم‌دماهای جذبی بود که این موضوع نیز تأیید کننده عدم وجود پسماند در غلظت‌های مورد مطالعه می‌باشد.

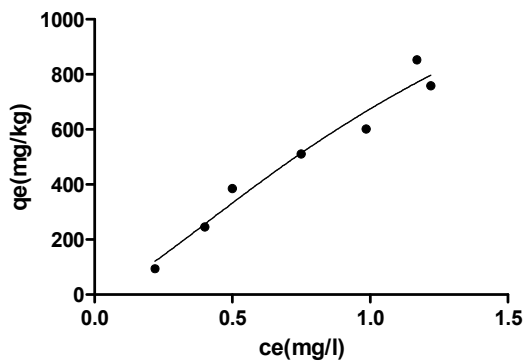
اختلاف موجود بین شاخه‌های جذب و واجذبی متناظر هم‌دماها به وسیله ی شاخص پسماند ظاهری AHI استاندارد گردیده که مقادیر آن‌ها در جدول ۴ نشان داده شده است. کوچک‌تر بودن این عدد نشان‌دهنده سخت‌تر بودن آزادسازی کادمیم جذب شده از کانی است (۲). به‌طور کلی بخش کوچکی از مکان‌های جذبی روی سطوح کانی پراثری هستند. در غلظت‌های کم فلز، ابتدا این مکان‌های پراثری فلز را جذب می‌کنند و آزادسازی فلز جذب‌شده از این مکان‌های پراثری کم می‌باشد. درحالی‌که در غلظت‌های زیاد فلز (بار اولیه بالا) بعد از پر شدن مکان‌های جذبی پراثری بخش عمده‌ای از کادمیم بر روی مکان‌های جذب کم‌انرژی جذب می‌شوند بنابراین به آسانی قابل آزاد شدن خواهند بود (۱۴). نتایج این بخش از تحقیق با نتایج مطالعات حمیدپور و همکاران مطابقت ندارد (۱۰). دلیل این موضوع به غلظت‌های زیاد به‌کار رفته در مطالعه حمیدپور و همکاران (۲۰۱۰) در مقایسه با مطالعه حاضر برمی‌گردد. محدوده غلظت اولیه کادمیم در مطالعه آنها ۹ تا ۹۰ میلی‌گرم در لیتر بود. در غلظت‌های کم (مانند مطالعه حاضر ۱ تا ۱۰ میلی‌گرم بر لیتر)، به‌دلیل کوچک بودن شیب غلظت و نیروی رانشی، کادمیم کمتری می‌تواند به درون کانال‌های زئولیت وارد شود که به‌تبع آن واجذب نیز به‌آسانی صورت می‌گیرد ولی در غلظت‌های زیاد کادمیم، به‌دلیل بزرگ بودن شیب نیروی رانشی غلظت، کادمیم بیشتری به درون کانال‌های ساختاری زئولیت وارد می‌شود، بنابراین فلز وارد شده به کانال‌های ساختاری زئولیت به سختی می‌تواند به درون محلول تعادلی پخشیده شود. در نتیجه واجذب کادمیم در غلظت‌های

شدت جذب است برای زئولیت برابر ۱ است که نشان‌دهنده جذب خطی و همگن بودن سطح است. مطابق تقسیم‌بندی هم‌دماها، هم‌دماهای جذب کادمیم روی زئولیت در کلاس C قرار گرفت (۸). کلاس C هم‌دماها نشان‌دهنده این است که ضریب توزیع ثابتی بین فاز محلول و جامد وجود دارد. این نوع هم‌دماها زمانی دیده می‌شوند که غلظت‌های به‌کار برده شده از پتانسیل جاذب خیلی کمتر باشد. شکل نهایی هم‌دماهای نوع C، نوع L می‌باشد. ثابت  $K_F$  فروندلیچ همبستگی بالایی با پتانسیل یا کمیت جذب دارد که میزان آن برای این آزمایش ( $l \text{ kg}^{-1}$ ) ۶۶۲ بود که نشان‌دهنده پتانسیل جذب بالای زئولیت برای عنصر کادمیم است.

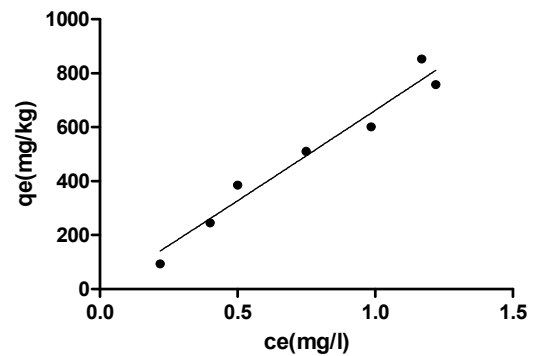
ضرایب  $A$  ( $\text{mg}^{-1} \text{kg}^{-1} l^{\beta}$ ) و  $B$  ( $l^{\beta} \text{mg}^{-\beta}$ ) مدل کوبله-کورینگان به ترتیب ۱۰۵۷ و ۰/۵۶۸ می‌باشد که نشان‌دهنده شدت جذب و ظرفیت بالای جاذب برای جذب شونده می‌باشد.  $Bc^{\beta}$  از عدد ۱ کوچکتر می‌باشد که نشان‌دهنده مقدار کم جذب بوده و این مدل به مدل فروندلیخ تبدیل می‌شود. نتایج این مطالعه نشان داد که بیشترین مقدار کادمیم جذب شده در محدوده‌ی غلظت‌های آزمایش برای کانی زئولیت و در pH مورد مطالعه (۶/۲) برابر ۸۵۳ میلی‌گرم بر کیلوگرم است. همچنین نتایج این بخش از تحقیق نشان داد اصلاح رس زئولیت با کلرور سدیم جذب فلزات سنگین را افزایش می‌دهد که با مطالعات قبلی برای کاتیون مس مطابقت دارد (۱۶).

### هم‌دماهای واجذب

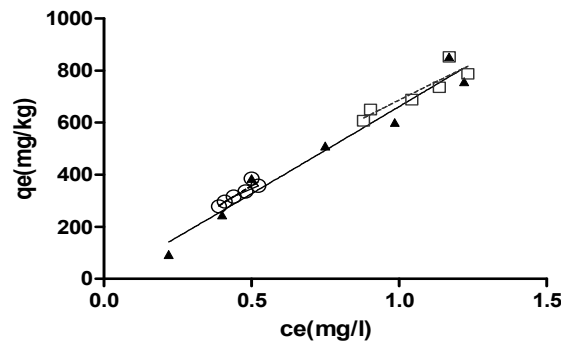
مدل فروندلیخ به خوبی داده‌های واجذب را توصیف کرد. ثابت‌ها، ضرایب تبیین و خط‌های استاندارد برآورد حاصل از برازش مدل فروندلیخ بر داده‌های واجذب در جدول ۳ ارائه گردیده است. در مطالعه پسماند، برای بررسی برگشت‌پذیری جذب فلزات سنگین روی کانی‌ها از مقایسه هم‌دماهای جذب با واجذب استفاده می‌شود و در صورتی‌که منحنی‌های جذب و واجذب برهم منطبق نباشند پسماند جذبی رخ داده است (۹ و ۱۰). همان‌گونه که نتایج نشان داد شاخه‌های جذب و واجذبی



شکل ۳. هم‌دماهای جذب سطحی کادمیم به وسیله زئولیت طبیعی با استفاده از مدل کوبله-کورینگان



شکل ۲. هم‌دماهای جذب سطحی کادمیم به وسیله زئولیت طبیعی با استفاده از مدل فروندلیچ



شکل ۴. هم‌دماهای جذب سطحی (▲) و واجذب کادمیم به وسیله زئولیت طبیعی با استفاده از مدل فروندلیچ با بار اولیه ۵۰ درصد (○) و با بار اولیه ۱۰۰ درصد (□) حداکثر جذب کانی.

جدول ۲. ثابت‌ها، ضرایب تبیین و خطاهای استاندارد برآورد حاصل از برازش مدل‌های فروندلیچ و کوبله-کورینگان بر داده‌های جذب کادمیم

پارامتر	کمیت
فروندلیچ	
$K_F (l \text{ kg}^{-1})$	۶۶۲
n	۱
$r^2$	۰/۹
SEE	۵۸/۷
کوبله-کورینگان	
$A (mg^{1-\beta} \text{ kg}^{-1} l^{\beta})$	۱۰۵۷
$B (l^{\beta} \text{ mg}^{-\beta})$	۰/۵
$\beta$	۱/۳
$r^2$	۰/۹
SEE	۶۳/۳

جدول ۳. ثابت‌ها، ضرایب تبیین و خطاهای استاندارد برآورد حاصل از برازش مدل‌های فروندلیچ بر داده‌های واجذب کادمیم از زئولیت در بار اولیه ۵۰ و ۱۰۰ درصد کانی

بار اولیه فلز*	کمیت	پارامتر
۵۰	۶۹۹/۹	$K_F(l\text{ kg}^{-1})$
	۰/۹	n
	۰/۸	$r^2$
	۱۶/۴	SEE
۱۰۰	۶۸۷	$K_F(l\text{ kg}^{-1})$
	۰/۸	n
	۰/۸	$r^2$
	۴۳/۵	SEE

\* بار اولیه فلز بر اساس درصدی از حداکثر ظرفیت جذب کانی

جدول ۴. شاخص پسماند جذب واجذب کادمیم در سیستم حاوی زئولیت

شاخص پسماند	بار اولیه فلز*	کمیت
AHI	۵۰	۹۶
AHI	۱۰۰	۸۲

\* بار اولیه فلز بر اساس درصدی از حداکثر ظرفیت جذب کانی

فلزات سنگین در خاک توجه زیادی نمود. به دلیل این که اغلب کادمیم جذب سطحی شده از این کانی واجذب شد امکان استفاده از آن در فناوری‌های تصفیه آب و پساب‌های آلوده برای استفاده‌های مکرر وجود دارد.

#### نتیجه‌گیری

نتایج این تحقیق نشان داد که هم‌دمای واجذبی کادمیم از هم‌دمای جذبی متناظر آنها انحراف نداشتند که این نشان‌دهنده عدم وجود پسماند جذبی کادمیم روی زئولیت می‌باشد. مقدار متوسط کادمیم واجذب شده از زئولیت بعد از پنج مرحله آزاد سازی به ترتیب در بار اولیه ۵۰ و ۱۰۰ درصد حداکثر جذب کانی ۷۲/۳ و ۷۱/۲ درصد بود. از آنجایی که بخش عمده‌ای از کادمیم جذب شده بر روی زئولیت آزاد شد به نظر می‌رسد که

بالاتر نسبت به غلظت‌های کم مشکل‌تر می‌باشد. در غلظت کم فلز، احتمالاً سازوکار غالب جذب از نوع جذب الکتروستاتیک می‌باشد و جذب شیمیایی و جذب درون-جذب (Inner-sphere) نقش کمتری در سازوکار جذب کادمیم ایفا می‌کند (۱).

مقادیر تجمعی کادمیم واجذب شده از زئولیت در بارهای فلزی ۵۰ و ۱۰۰ درصد حداکثر جذب کانی، به ترتیب، ۷۲/۳ و ۷۱/۲ درصد بود. از جنبه زیست محیطی نتایج این تحقیق نشان داد که کادمیم جذب شده توسط زئولیت ممکن است به سهولت آزاد شده و در دسترس گیاهان و ریزجانداران قرار گرفته و یا این که در اثر آبشویی وارد آب‌های زیرزمینی شود. بنابراین باید در استفاده از زئولیت به عنوان عامل تثبیت‌کننده

جذب شده از کانی طی واکنش های واجذب آزاد می شود  
امکان استفاده از زئولیت در فناوری های تصفیه آب برای  
استفاده های مکرر وجود دارد.

جذب کادمیم بر روی زئولیت برگشت پذیر و غیراختصاصی  
بوده و احتمالاً جذب الکتروستاتیکی سازوکار اصلی  
برهم کنش کادمیم- زئولیت می باشد. باتوجه به اینکه اغلب فلز

#### منابع مورد استفاده

۱. حمیدپور، م. ۱۳۸۸. جذب و واجذب کادمیم و سرب به وسیله کانی های بتونیت و زئولیت. پایان نامه دکتری خاک شناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه صنعتی اصفهان.
2. Barriuso, E., D. A. Larid, W. C. Koshinen, and R. H. Dowdy. 1994. Atrazine desorption from smectites. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 58: 1632-1638.
3. Bhattacharyya, K. G. and S. S. Gupta. 2008. Kaolinite and montmorillonite as adsorbent for Fe(II), Co(II) and Ni(II) in aqueous medium. *Appl. Clay Sci.* 41: 1-9.
4. Chapman, H. D. 1965. Cation exchange capacity. PP: 891-900. In: Black, C. A. (Ed.), *Methods of Soil Analysis: Part 2*. Madison, American Society of Agronomy, Madison, WI.
5. Churchman, G. J., W. P. Gates, B. K. G. Theng and G. Yuan. 2006. *Clays and Clay Minerals for Pollution Control, Handbook of Clay Science*. Chapter 11.1. p. 625.
6. Essington, M. E. 2004. *Soil and Water Chemistry: An Integrative Approach*. CRC Press, Boca Raton, Florida.
7. Freundlich, H. M. F. 1906. Over the adsorption in solution. *J. Phys. Chem.* 57: 385-470.
8. Giles, C. H., A. P. Silva and I. A. Easton. 1974. A general treatment and classification of the solute adsorption isotherm, part II: Experimental interpretation. *J. Colloid Interf. Sci.* 47: 766-778.
9. Hamidpour, M., M. Afyuni, M. Kalbasi and H. Shariatmadari. 2010. Kinetic and isothermal studies of cadmium sorption onto bentonite and zeolite. *Int. Agrophys* 24: 253-259.
10. Hamidpour, M., M. Kalbasi, M. Afyuni, H. Shariatmadari, P. E. Holm and H. C. B. Hansen. 2010. Sorption hysteresis of Cd(II) and Pb(II) on natural zeolite and bentonite. *J. Hazard. Mater.* 686-691.
11. Kirkham, M. B. 2006. Review Cadmium in plants on polluted soils: Effects of soil factors, hyperaccumulation, and amendment. *Geoderma* 137:19-32.
12. Koble, R. A. and T. E. Corrigan 1952. Adsorption isotherms for pure hydrocarbons, *Ind. Eng. Chem. Res.* 44: 383-387.
13. McBride, M. B. 2000. Chemisorption and Precipitation Reaction. PP. B265-B302. In: M. E. Sumner (Ed.), *Handbook of Soil Science*. CRC Press, Boca Raton, FL.
14. Mustafa, G., R. S. Kookana and B. Singh. 2006. Desorption of cadmium from goethite: Effect of pH, temperature and aging. *Chemosphere* 64: 856-865.
15. O'Connor, G. A., P. J. Wierenga, H. H. Cheng and K. G. Doxtader. 1980. Movement of 2,4,5-T through large soil columns. *Soil Sci.* 130: 157-162.
16. Panayotova, M. I. 2001. Kinetics and thermodynamics of copper ions removal from wastewater by uses of zeolite. *Waste Manage.* 21: 671-676.
17. Sander, M., Y. F. Lu and J. J. Pignatello. 2005, A thermodynamically based method to quantify true sorption hysteresis. *J. Environ. Qual.* 34: 1063-1072.
18. Strawn, D.G., A. M. Scheidegger and D. L. Sparks. 1998. Kinetics and mechanisms of Pb (II) sorption and desorption at the aluminum oxide water interface. *Environ. Sci. Technol.* 32: 2596-2601.
19. Vega, F. A., E. F. Covelo and M. L. Andrade. 2009. Hysteresis in the individual and competitive sorption of cadmium, copper, and lead by various soil horizons. *J. Colloid Interf. Sci.* 331: 312-317.
20. Wang, S. H. and Y. Peng. 2010. Natural zeolites as effective adsorbents in water and wastewater treatment. *Chem. Eng. J.* 156: 11-24.