



تغییرات شیمیایی و ریزساختاری رس‌های سپیولایت و ورمی‌کولاویت در اثر جذب عناصر نیکل و روی

نگین ربیعی، سهیلا سادات هاشمی

گروه علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه ملایر، ملایر، ایران

(دریافت مقاله: ۹۷/۵/۲۸، نسخه نهایی: ۹۷/۱۰/۱)

چکیده: از روش‌های کنترل آلودگی فلزات سنگین، استفاده از کانی‌های رسی به عنوان جاذب است. در این پژوهش، ویژگی‌های ریزساختاری کانی‌های سپیولایت و ورمی‌کولاویت پس از جذب عناصر نیکل و روی بررسی شد. جهت انجام آزمایش جذب، از چهار تیمار ورمی‌کولاویت، ورمی‌کولاویت + خاک شنی، سپیولایت و سپیولایت + خاک شنی با شش غلظت ۰، ۰، ۰، ۰، ۰، ۰ مولار محلول روی و نیکل استفاده شد. نتایج هم‌دماهای جذب نشان داد که عنصر نیکل، با معادله لانگمویر و عنصر روی با معادله فرونندلیچ برآش بهتری داشتند. افزون بر آن، عنصر نیکل در رس سپیولایت و عنصر روی در رس ورمی‌کولاویت با جذب بیشتری همراه بودند. نتایج پراش پرتوی ایکس نشان داد که با افزایش غلظت آلاینده روی و نیکل، صفات کانی از هم فاصله گرفته و در نتیجه ساختار کانی دچار تغییر شده است. به طور کلی نتیجه‌گیری می‌شود که هر دو رس نقش بسیاری در جذب آلاینده‌ها داشته و ریزساختار آنها عامل اصلی این سازوکار است.

واژه‌های کلیدی: جذب؛ فاصله بین لایه‌ای؛ آلاینده؛ کانی‌های رسی.

یک مشکل زیست محیطی به شمار می‌آید و مقدار آن در خاک‌های مختلف بین ۲ تا ۱۰۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم است.
[۴].

از جاذب‌های عناصر سنگین که برای کاهش آلودگی این فلزات استفاده می‌شود، می‌توان به مواد آلی، اکسیدها و اکسی-هیدروکسی‌های آهن، منگنز، آلومینیوم و رس‌های آلومینوسیلیکاته اشاره کرد [۵]. از جمله رس‌های مهمی که می‌توانند در این زمینه کاربرد داشته باشند، می‌توان از سپیولایت و ورمی‌کولاویت نام برد. ورمی‌کولاویت دارای ساختار لایه‌ای ۱: ۲ و سطح ویژه قابل توجهی (حدود $\frac{m}{g}$) است [۶]. ورمی‌کولاویت از آنجاکه قابلیت انبساط و ورقه‌ورقه شدن دارد، یک ماده متخخل است [۷] و از آن در تصفیه خانه‌های فاضلاب‌ها به عنوان یک جاذب مناسب برای حذف فلزات

مقدمه

برخی از فلزات سنگین مانند کبالت، مس، مولیبدن، وانادیوم، روی و نیکل به مقدار بسیار ناچیز برای ادامه رشد و بقای انسان، حیوانات و گیاهان نیاز هستند، اما مقادیر بالای آنها بسیار سمی است [۱]. روی و نیکل دو فلز سنگین هستند که در طبیعت یافت می‌شوند. مقدار طبیعی روی در بسیاری از فرآورده‌های کشاورزی و گیاهان مرتعی حدود ۱۰ تا ۱۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم وزن خشک است [۲]. با اینکه روی عنصر حیاتی برای همه جانداران زنده است، مقادیر بیش از ۵۰۰ میلی‌گرم آن در هر کیلوگرم ماده خشک گیاهان می‌تواند برای جاندارانی که از آن تغذیه می‌کنند، مسمومیت ایجاد کند [۳]. نیکل نیز در زمین‌های نزدیک شهر، مناطق صنعتی و در زمین‌های کشاورزی که با لجن فاضلاب آبیاری می‌شوند، به عنوان

ظرفیت تبادل کاتیونی (CEC) خاک نیز در ارتباط است. با افزایش CEC، جایگاههای تبادلی بیشتری از مواد معدنی فلزات سنگین را جذب کرده و قابلیت دسترسی را افزایش می‌دهند [۱۷]. در پژوهشی پیرامون اثر pH، قدرت یونی و اسید هومیک بر جذب کادمیوم و سرب بر ورمیکولیت آشکار شد که جذب کادمیوم به شدت بستگی به pH دارد و بیشینه جذب آن در pH = ۷ بود. بیشترین میزان جذب سرب در pH = ۵ رخ داد، و در این pH، سازوکار غالب جذب، تبادل یونی بود [۱۸]. در پژوهشی نیز مشخص شد که در جذب و رهاسازی منیزیم از رس سپیولیت، اندازه ذرات کانی و pH نقش تعیین کننده‌ای دارند [۱۹].

آلودگی خاک و آبهای زیرزمینی به فلزات سنگین امروزه عنوان یک مشکل شایع، محیط زیست و سلامت انسان را به مخاطره انداخته است. کانی سپیولیت در مناطق خشک دنیا و در عرض جغرافیایی ۳۰ تا ۴۰ درجه نیمکره شمالی (از جمله در کشور ما، معدن فریمان در شمال شرق ایران) به وفور یافت می‌شود و این کانی و کانی ورمیکولیت دارای سطح ویژه و قدرت تبادل کاتیونی بسیار بالایی هستند بنابراین در این پژوهش، اثر فلزات سنگین روی و نیکل بر ویژگی‌های ساختاری و جذب رس‌های سپیولیت و ورمیکولیت بررسی شد تا مشخص شود که چگونه این دو رس می‌توانند نقش تعیین کننده‌ای در جذب عناصر سنگین داشته باشند.

مواد و روش‌های بررسی

در این پژوهش از دو نمونه رس ورمیکولیت و سپیولیت و یک خاک شنی استفاده شد. رس‌های ورمیکولیت و سپیولیت مورد استفاده از معدن گل‌گهر سیرجان و معدن فریمان در شمال شرق ایران با درجه خلوص ۸۰ تا ۹۰ درصد تهیه شدند. نمونه خاک شنی مربوط به منطقه ازندیان شهرستان ملایر است. از خاک شنی به منظور نشان دادن نقش رس‌ها در میزان جذب استفاده شد. نمونه‌ها در هوا خشک شدند، و رس ورمیکولیت از الک ۱۴۰ مش، رس سپیولیت از الک ۳۵ مش و خاک شنی از الک ۲ میلی‌متری عبور داده شدند.

آزمایش‌های فیزیکی و شیمیایی

ظرفیت تبادل کاتیونی رس‌ها (CEC) [۲۰]، مقدار کربنات کلسیم معادل [۲۱]، pH خاک [۲۲] و رسانندگی الکتریکی (EC) [۲۳] با روش‌های بیان شده در مراجع اشاره شده و

سنگین استفاده می‌شود. ورمیکولیت دارای ظرفیت تبادل کاتیونی بالا در میان کانی‌های رسی خاک است [۸]. سپیولیت نیز از مجموعه کانی‌های ۲:۱ است. سطح ویژه این کانی بسیار بالاست (۳۹۲ و این کانی برخلاف سایر رس‌ها (که دارای ساختار لایه‌ای هستند)، ساختار بلورین زنجیرمانند (الیافی) دارد [۹]. قدرت جذب بالای این کانی سبب شده است که بتوان از آن برای کاهش انتقال عناصر سمی سنگین ناشی از پساب‌های صنعتی به آبهای زیرزمینی استفاده نمود [۱۰]. پژوهشگرانی نشان دادند که در خاک‌های مناطق خشک با رس‌های الیافی (پالیگورسکیت و سپیولیت)، با افزایش شوری تغییر محسوسی در دانه‌بندی دیده نشده است و علت آن را جاذب بودن رس‌های الیافی دانستند، که سدیم را جذب و نقش آن را در تغییر دانه‌بندی حذف کرده است [۱۱].

جذب فلزات سنگین بر رس‌ها می‌تواند ویژگی‌های ساختاری، فیزیکی و حتی شیمیایی رس‌ها را دستخوش تغییر کند. در پژوهشی نشان داده شده است که با افزایش غلظت آلاینده فلز سنگین مس شدت قله پراشی کائولینیات کاهش یافته است که علت آن می‌تواند تغییر ساختار کائولینیات در نتیجه جذب مس بر سطوح بلوری آن باشد [۱۲]. لیا و همکاران [۱۳] دریافتند که با افزایش غلظت سزیم، ضخامت لایه دوگانه و لایه هیدراته ذرات خاک کاهش می‌یابد. این فرآیند منجر به پخش یون‌ها و کاهش دافعه اسمزی و افزایش نیروی جذب و اندروالسی در بین ذرات می‌شود. پژوهشگرانی نیز نشان دادند که با افزودن سرب، کادمیوم و روی به زئولیت با سیستم بلوری تک میل، این کانی تغییر شکل داده و به شکل کلینوپیتولیت تغییر یافته است. آنها همچنین گزارش کردند که این عناصر در ساختار کانی قرار گرفته و با تغییر چگالی و واحد سلولی، شدت قله‌های پراشی را کاهش می‌دهند [۱۴].

پارامترهای مؤثر بر جذب عناصر سنگین در خاک بسیار متفاوت است. در پژوهشی پیرامون اثر pH و لیگاندهای آلی دیده شده است که با کاهش pH و افزایش قدرت یونی، جذب یون‌های فلزی بر روی ورمیکولیت کاهش می‌یابد [۱۵]. هم‌چنین شیخ حسینی و همکاران [۱۶] نشان دادند که الگوی جذب بستگی به نوع کانی و غلظت فلزات محلول دارد. جذب فلزات با افزایش غلظت از ۰ تا ۱۰۰ میلی‌گرم بر لیتر برای کانی پالی‌گورسکیت افزایش نشان داده است. پژوهشگرانی نیز گزارش کردند که ظرفیت خاک برای جذب فلزات سنگین با

شونده در محلول (میلی‌گرم بر لیتر) و K_1 و K_2 ثابت‌های معادله هستند. همه کارهای آماری با برنامه‌های Excel و 21 SPSS در محیط ویندوز انجام شد.

بررسی کانی‌شناسی

برای تهیه طیف‌های پراش پرتوی ایکس (XRD) رس‌ها پیش و پس از آزمایش‌های هم‌دمای جذب، از پراش‌سنجد مدل ۳۰۰ Unisantis xmd با توقف 0.5 ثانیه و زاویه 5° تا 50° درجه با کاتد مسی استفاده شد. همه تغییرات مربوط به رس‌های ورمی-کولیت و سپیولیت و تفسیر پراش نگاشتها بر اساس مرجع استاندارد صورت گرفت [۲۵].

نتایج و بحث

برخی ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک شنی و رس‌های سپیولیت و ورمی‌کولیت در جدول ۱ ارائه شده است. مقدار کربنات کلسیم در رس سپیولیت 23 درصد، در رس ورمی-کولیت $16/25$ درصد و در خاک شنی $22/6$ درصد است. حضور کربنات‌کلسیم در رس‌ها باعث کاهش درجه خلوص آنها شده است. مقدار EC در خاک شنی و رس‌ها بسیار کم بست آمد (جدول ۱). ظرفیت تبادل کاتیونی در رس ورمی‌کولایت بالاترین مقدار (75 سانتی‌مول بر کیلوگرم) و در خاک شنی کمترین میزان (7 سانتی‌مول بر کیلوگرم) محاسبه شد. چنان‌که دیده می‌شود رس سپیولایت بیشترین سطح ویژه (210 مترمربع در هر گرم) را دارد. گفتنی است که خاک شنی حدود 70 درصد شن دارد.

شکل ۱ پراش نگاشت مربوط به دو رس تهیه شده از معادن پیش از آلوده شدن را نشان می‌دهد که حضور هر دو رس را تایید می‌کند.

بررسی هم‌دمای جذب روی

بررسی هم‌دمای جذب روی نشان می‌دهد که برای رس ورمی-کولیت، معادله تمکین در بیشتر موارد، توصیف قابل قبولی از داده‌های جذب روی داشته است. مقایسه ضریب تبیین معادله تمکین ($r^2 = 0.69$) نشان می‌دهد که این معادله نسبت به معادله فروندلیج ($r^2 = 0.5$) برای رس ورمی‌کولیت بهترین برآش را داشته است (جدول ۲). هم‌چنین برای نمونه رس ورمی‌کولیت به همراه خاک شن، معادله تمکین با ضریب تبیین $r^2 = 0.79$ داشته است. معادله لانگمویر نتوانست میزان جذب روی را برای رس ورمی‌کولایت بخوبی توصیف کند.

سطح ویژه رس‌ها با استفاده از روش برونار- اسمیت - تلر^۱ (BET) برپایه جذب N_2 [۲۴] اندازه‌گیری شد.

آزمایش‌های هم‌دمای جذب

برای انجام آزمایش‌های جذب، غلظت متفاوت از محلول نیترات روی $Zn(NO_3)_2$ و نیترات نیکل $Ni(NO_3)_2$ با غلظت‌های 0.0001 ، 0.0005 ، 0.005 و 0.05 مولار در محلول زمینه‌ای $NaNO_3$ 0.01 مولار با $pH = 5$ تهیه شدند. سپس 1 گرم از هر کدام از رس‌های ورمی‌کولیت و سپیولیت و 0.5 گرم از رس‌ها بهمراه 0.5 گرم خاک شنی بطور جداگانه وزن شده و در لوله‌های سانتریفوج درب‌دار پلی‌اتیلن 50 میلی‌لیتری ریخته شد. به هر یک از نمونه‌ها، 10 میلی‌لیتر از محلول با غلظت یاد شده از عناصر افزوده شد. نمونه‌ها نخست به مدت 2 ساعت تکان داده شدند، سپس برای 20 ساعت درون انکوباتور با دمای 25 درجه سانتی‌گراد گذاشته و مجدداً به مدت 2 ساعت، شیک شدند. سپس لوله‌ها را به مدت 3 دقیقه با سرعت 3000 دور در دقیقه سانتریفوج شده و محلول روی با کاغذ صافی واتمن 42 صاف شد. غلظت عناصر روی و نیکل با استفاده از دستگاه جذب اتمی اندازه‌گیری گردید. آزمایش سه بار تکرار شد. برای محاسبه مقدار روی و نیکل جذب شده، غلظت روی و نیکل اندازه‌گیری شده از دستگاه جذب اتمی از مقدار کل روی و نیکل اضافه شده کسر گردید. سپس داده‌های بدست آمده به معادلات فروندلیج^۲، لانگمیر^۳ و تمکین^۴ برآش داده شدند (به ترتیب رابطه‌های ۱، ۲ و ۳).

$$q_e = k_f C_e^{\frac{1}{n}} \quad (1)$$

$$\frac{x}{m} = \frac{k_e b}{1+k_e} \quad (2)$$

$$x = k_1 + k_2 \ln c \quad (3)$$

در این روابط، q_e مقدار ماده جذب شده در واحد وزن جاذب (میلی‌گرم بر گرم)، C_e غلظت تعادلی جذب شونده در محلول (میلی‌گرم بر لیتر)، K_f ثابت فروندلیج و n ثابتی (بدون بعد) بیان کننده شدت و درجه برهم‌کنش بین جاذب و جذب شونده است. $\frac{x}{m}$ مقدار ماده جذب شده در واحد وزن جذب کننده (میلی‌گرم بر گرم)، k ضریب متناسب با انرژی پیوندی جذب شونده به جذب کننده، و ضریب b بیشینه مقدار جذب شونده توسط جاذب (میلی‌گرم بر کیلوگرم)، C غلظت تعادلی جذب

1 - Brunauer- Emmett-Teller

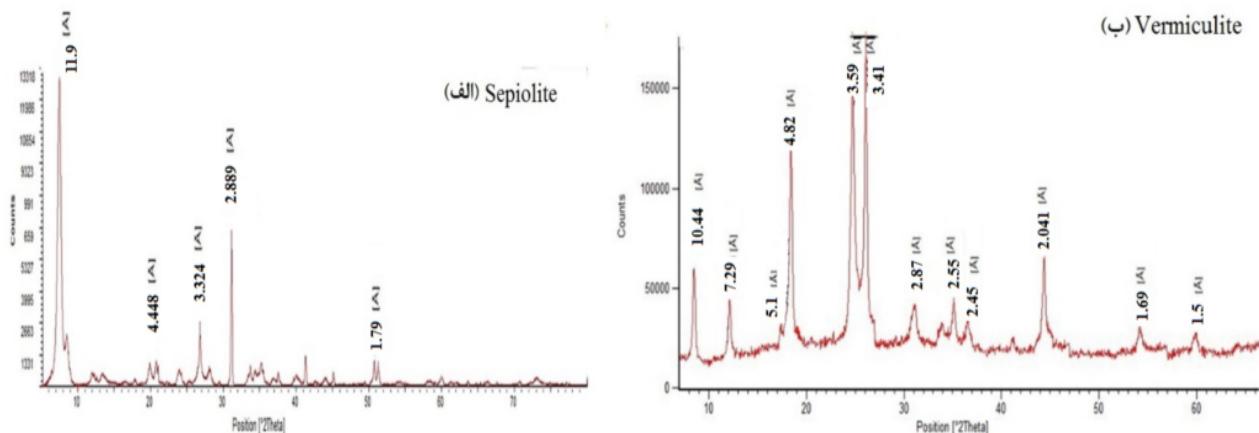
2 - Freundlich

3 - Langmuir

4 - Temkin

جدول ۱ برخی ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی رس‌های سپیولیت، ورمیکولیت و خاک شنی.

نوع خاک	pH	کربنات کلسیم معادل (%)	رساندگی الکتریکی dS/m	ظرفیت تبادل کاتیونی cmol _(kg) ⁻¹	سطح ویژه m ² /gr
رس ورمیکولیت	۹,۱	۱۶/۲۵	۰,۲	۷۵	۱۰۷
رس سپیولیت	۸,۳	۲۳	۰,۱	۲۳	۲۱۰
خاک شنی	۷,۹	۲۲,۶	۰,۱	۷	-



شکل ۱ پراش نگاشت پرتوی ایکس از رس‌های (الف) سپیولیت و (ب) ورمیکولیت.

جدول ۲ پارامترهای معادلات فروندلیج و تمکین در جذب روی، توسط رس‌ها و رس بهمراه خاک شنی.

تمکین			فروندلیج			
r ²	k ₁	k ₂	r ²	l/n	(L/Kg)	k _F
۰,۷	۷۵۳۴	۳۰۳۷	۰,۵	۰,۷۰۴	۰,۰۴۲	ورمیکولیت
۰,۸	۷۸۸۹	۸۷۹۳	۰,۵۶	۰,۶۲۵	۰,۱۵۸	ورمیکولیت به همراه خاک شنی
۰,۵۲	۵۳۸۰	۴۹۷۵	۰,۸۹	۰,۸۳	۱۴۷,۲۳	سپیولیت
۰,۵۱	۵۸۷۹	۸۵۴۱	۰,۸۷	۱,۰۲	۴۵,۲۵	سپیولیت به همراه خاک شنی

همچنین در پژوهشی پیرامون حذف فلزات سنگین از سطح کانی گلوکونایت، داده‌های جذب فلز روی و سرب با معادلات لانگمویر، فروندلیج و تمکین برآش داده شدند و دیده شد که معادله فروندلیج توصیف قابل قبولی از داده‌های جذب روی و سرب داشته است [۲۷].

چنان که در جدول ۲ دیده می‌شود، میزان جذب در رس سپیولیت به تنها ی تقریباً سه برابر بیش از سپیولیت بهمراه خاک شن است. افزایش مقدار نسبی رس سپیولیت (۱ گرم) در مقایسه با رس بهمراه خاک شن (۰,۵ گرم)، بدلیل سطح ویژه بیشتر سپیولیت نقش عمده‌ای در میزان جذب داشته است.

پژوهشگرانی [۲۸]، در بررسی توانایی کانی سپیولیت در کاهش آبسوبی سرب و روی، نشان دادند که کانی سپیولیت آبسوبی عنصر سرب و روی را کاهش می‌دهد. آنها در کل به

در مقابل، نتایج جدول ۲، نشان می‌دهد که برای رس سپیولیت نسبت به رس ورمیکولیت، معادله فروندلیج با ضریب تمکین $r^2 = 0,89$ نسبت به معادله تمکین با ضریب تبیین $r^2 = 0,52$ برازش بهتری نشان می‌دهد. k_F فروندلیج نشان دهنده میزان جذب در غلظت تعادلی روی است که برای رس سپیولیت $147,23$ به دست آمد؛ این نشان دهنده برازش بهتر این معادله است. برای رس سپیولیت به همراه خاک شن مانند رس سپیولیت، معادله فروندلیج ($r^2 = 0,87$) نسبت به معادله تمکین $(r^2 = 0,52)$ برازش بهتری داشته است. مقدار k_F برای سپیولیت به همراه خاک شن $45,25$ بدست آمد.

در مطالعه‌ی بررسی جذب کادمیوم و روی توسط کانی‌های معدنی میکروسکوپی، نشان داده شد که معادله فروندلیج بهتر توانسته است جذب کادمیوم و روی را توصیف کند [۲۶].

رس همراه خاک شنی دو برابر جذب بیشتری داشته است. نصف شدن مقدار سپیولایت در مجموع رس سپیولایت و خاک شنی، منجر به نصف شدن تقریبی بیشینه جذب شده است. برای رس سپیولایت به همراه خاک شنی نیز معادله لانگمویر با ضریب تبیین $r^2 = 0.97$ برازش بهتری نسبت به معادله فروندلیچ ($r^2 = 0.7$) داشته است.

به طور کلی بررسی همدماهی جذب نشان دادند که عنصر نیکل در هر دو رس، با معادله لانگمویر بخوبی توصیف شده، اما عنصر روی با معادله فروندلیچ توصیف بهتری داشته است. همچنین گزارش شده است که معادله‌های لانگمویر و فروندلیچ توصیف قابل قبولی از میزان حذف عناصر سنگین توسط رس طبیعی زئولیت دارند [۳۰].

مقایسه منحنی‌های همدماهی جذب روی توسط رس‌ها و رس‌ها بهمراه خاک شنی

شکل ۲ اثر کانی ورمی‌کولیت و ورمی‌کولیت به همراه خاک شنی را بر میزان جذب روی نشان می‌دهد. چنان که دیده می‌شود در غلظت‌های پایین، تفاوت چندانی بین نمونه‌های ورمی‌کولیت خالص و ورمی‌کولیت به همراه شن، وجود ندارد. در حالی که در غلظت‌های بالا، اثر ورمی‌کولیت خالص بر جذب بیشتر بود. در غلظت‌های پایین روی، به دلیل زیاد بودن تعداد جایگاه‌های جاذب، جذب روی توسط ورمی‌کولیت و ورمی‌کولیت به همراه خاک شن تفاوت چندانی ندارد. اما با افزایش غلظت روی، بدلیل بالا بودن سطح ویژه و ظرفیت تبادلی رس ورمی‌کولیت خالص، جذب روی، در غلظت‌های بالا توسط ورمی‌کولیت بیشتر از ورمی‌کولیت به همراه خاک شنی است. در پژوهشی پیرامون حذف نیکل توسط رس بنتونیت، دیده شد که با افزایش میزان جاذب، حذف نیکل افزایش یافته است [۳۱].

این نتیجه رسیدند که استفاده از کانی سپیولایت می‌تواند راهکار مناسبی در جهت جذب و کاهش انتقال عناصر سرب و روی به آب‌های زیرزمینی باشد.

بررسی همدماهی جذب نیکل

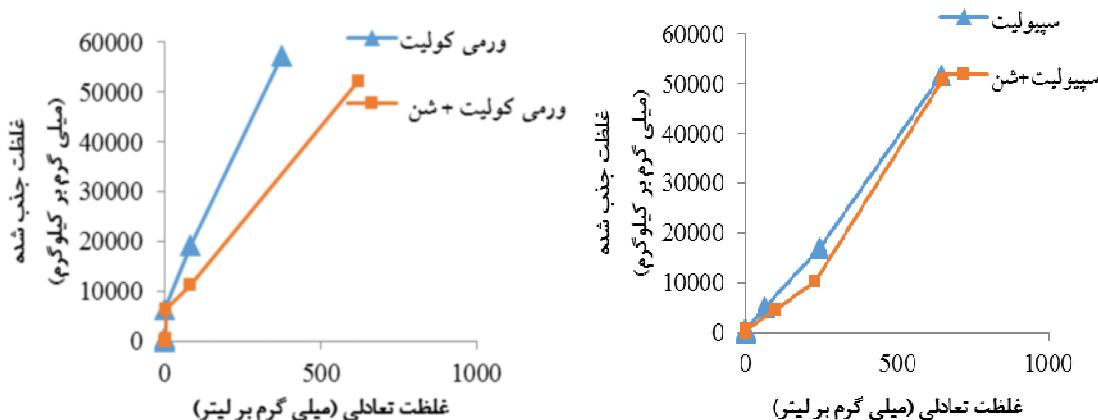
در بررسی همدماهی جذب نیکل دیده شد که معادله لانگمویر در بیشتر موارد، توصیف قابل قبولی از داده‌های جذب نیکل داشته است و معادله تمکین توصیف قابل قبولی در جذب نیکل نشان نداد. در مورد رس ورمی‌کولیت مقایسه ضریب تبیین معادله لانگمویر ($r^2 = 0.97$) نشان می‌دهد که این معادله نسبت به معادله فروندلیچ ($r^2 = 0.53$) برازش بهتری داشته است (جدول ۳). برای رس ورمی‌کولیت به همراه شن نیز معادله لانگمویر با ضریب تبیین $r^2 = 0.94$ برازش بهتری نسبت به معادله فروندلیچ ($r^2 = 0.42$) داشته است. همانطور که در جدول ۳ دیده می‌شود، بیشترین جذب در رس ورمی‌کولیت به تنها $b = 720.0 \text{ mg/kg}$ و در رس بهمراه خاک شن $b = 4814 \text{ mg/kg}$ است. حضور رس خود به تنها میزان جذب را بسیار بالا نشان می‌دهد. می‌توان گفت که نصف شدن مقدار رس در مجموع رس و خاک شنی، میزان جذب را تقریباً نصف کرده است.

در بررسی جذب مس بر رس‌های بنتونیت اصلاح شد دیده شد که معادله لانگمویر جذب مس را بهتر از معادله فروندلیچ توصیف کرده است [۲۹].

برای رس سپیولایت نیز نتایج نشان می‌دهد که معادله لانگمویر با ضریب تبیین $r^2 = 0.97$ نسبت به معادله فروندلیچ ($r^2 = 0.8$) برازش بهتری داشته است (جدول ۳). چنان که دیده می‌شود، مقدار b در معادله لانگمویر که نشان‌دهنده بیشینه جذب است، برای رس سپیولایت (11250 mg/kg) بیشتر از رس سپیولایت به همراه شن (62735 mg/kg) است از این رو می‌توان گفت که رس سپیولایت به تنها می‌توان نسبت به

جدول ۳ پارامترهای معادلات فروندلیچ و لانگمویر در جذب نیکل توسط رس‌ها و رس بهمراه خاک شنی.

لانگمویر			فروندلیچ			
r^2	$b (\text{mg/kg})$	k_L	r^2	$1/n$	$k_F (\text{L/Kg})$	
۰.۹۷	۷۲۰۰	۰.۰۰۸	۰.۵۳	۰.۶۰۹	۲۱۵.۷۷	ورمی‌کولیت
۰.۹۴	۴۸۱۴	۰.۰۰۷	۰.۴۲	۰.۶۰۲	۱۳۴.۲۷	ورمی‌کولیت به همراه خاک شنی
۰.۹۷	۱۱۲۵۰	۰.۰۰۲۱	۰.۸	۰.۹۷	۳۸	سپیولایت
۰.۹۷	۶۲۷۳.۵	۰.۰۰۱۵	۰.۷	۱	۳۲	سپیولایت به همراه خاک شنی



شکل ۲ مقایسه میزان جذب روی در تیمارهای مختلف رسانی

در غلظت‌های بالا، عامل اصلی جذب ظرفیت تبادل کاتیونی است. بنابراین به دلیل بالاتر بودن ظرفیت تبادل کاتیونی ورمی‌کولیت نسبت به سپیولیت، در غلظت‌های بالا رس ورمی-کولیت در جذب موثرer است. می‌توان گفت که روی بیشتر بوسیله تبادل یونی جذب کانی‌ها می‌شود و چون تبادل یونی در رس ورمی‌کولیت بدلیل ظرفیت تبادل کاتیونی آن، نسبت به سپیولیت بالاتر است، بنابراین رس ورمی‌کولیت در جذب روی نسبت به سپیولیت قوی‌تر عمل می‌کند. هم‌چنین اثر رقابتی روی با منیزیم موجود در ساختار ورمی‌کولیت می‌تواند دلیل دیگری برای این امر باشد. پژوهشگرانی دیگر نیز، سازوکار غالب برای جذب فلزات سنگین در غلظت‌های بالا را به تبادل یونی نسبت داده‌اند [۳۳].

مقایسه منحنی‌های همدماجذب نیکل توسط رس‌ها و رس به همراه خاک شنی

در شکل ۴ اثر کانی ورمی‌کولیت و ورمی‌کولیت به همراه شن را بر میزان جذب نیکل نشان داده شده است، چنان که دیده می‌شود، مانند عنصر روی با افزایش غلظت نیکل، جذب توسط ورمی‌کولیت و ورمی‌کولیت به همراه خاک شنی افزایش یافته است، اما در غلظت‌های بالا، جذب توسط ورمی‌کولیت بیشتر از ورمی‌کولیت به همراه شن است. در غلظت‌های پایین نیکل، عامل اصلی جذب سطح ویژه است. نیکل با غلظت کم نیکل بر سطوح داخلی و خارجی ورمی‌کولیت جذب شده و با افزایش غلظت آلاند، رس ورمی‌کولایت بدلیل داشتن سطح ویژه بیشتر و تبادل کاتیونی بالاتر نسبت به خاک شنی به همراه رس ورمی‌کولیت، دارای جذب بیشتری است. اما در غلظت‌های بالا، بدلیل پر شدن همه سطوح و جایگاه‌های تبادل یونی، میزان جذب ثابت مانده است.

چنان که در شکل ۲ دیده می‌شود در غلظت‌های پایین، سپیولیت خالص نسبت به سپیولیت به همراه خاک شنی در جذب روی موثرer بوده است و در غلظت‌های بالا تفاوت چندانی نداشتند. در غلظت‌های پایین، به دلیل اینکه سطح ویژه سپیولیت خالص بیشتر از سپیولیت به همراه خاک شنی است، میزان جذب روی توسط آن بیشتر است؛ اما در غلظت بالا که همه سطوح جذب پر شده‌اند، تفاوتی بین آن‌ها دیده نشد. مقادیر بیشتر کانی سپیولیت جذب روی را بیشتر افزایش داده است، چرا که مقدار رس در تیمار سپیولیت تنها نسبت به سپیولیت به همراه خاک شنی دو برابر بوده است، در نتیجه، جایگاه‌های جذب قابل دسترس افزایش یافته است و جذب توسط تیمار سپیولیت بیشتر شده است.

پژوهشگران دیگری نیز گزارش کردند که میزان جذب سرب از محلول، بسته به مقدار کانی به کار رفته متفاوت است و با افزایش مقدار کانی، جذب سرب از محلول افزایش یافته است [۳۲]. در واقع با افزایش مقدار سپیولیت و زئولیت در سوسپانسیون، تعداد جایگاه‌های فعال و قابل دسترس برای جذب کاتیون‌های فلزی موجود در محلول افزایش یافته و در پی آن، کارابی کانی در جذب سرب نیز افزایش می‌یابد.

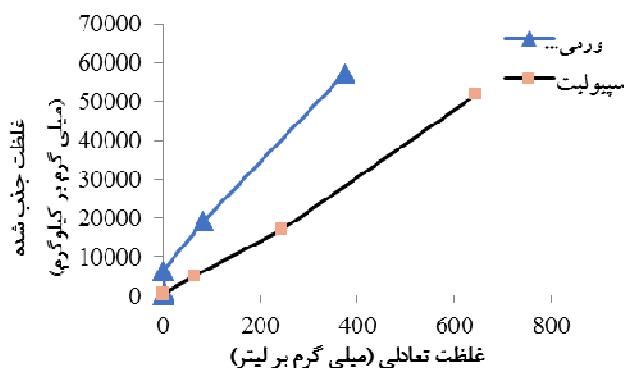
شکل ۳ اثر کانی سپیولیت و ورمی‌کولیت را بر میزان جذب روی نشان می‌دهد. چنان که دیده می‌شود، میزان جذب روی توسط ورمی‌کولیت در غلظت ۰.۰۰۰۱ مولار، ۷۸/۱۴ میلی‌گرم بر کیلوگرم و در غلظت ۰.۰۵ مولار، ۵۷۱۴۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم بوده است، در حالی که میزان جذب روی توسط سپیولیت در غلظت ۰.۰۰۰۱ مولار، ۹۱/۹۲ میلی‌گرم بر کیلوگرم و در غلظت ۰.۰۵ مولار، ۵۱۷۱۷ میلی‌گرم بر کیلوگرم است. از این رو می‌توان گفت که با افزایش غلظت، جذب روی توسط دو کانی (سپیولیت و ورمی‌کولیت) افزایش یافته است.

با افزایش مقدار جاذب، جذب فلز نیکل نیز افزایش یافته است [۳۶]. پژوهشگرانی نیز گزارش کردند که با افزایش جرم بنتونیت از ۰/۱ تا ۱ گرم، میزان جذب نیکل و سرب افزایش می‌یابد، و علت آن را افزایش سطح بنتونیت بیان کردند [۳۷]. شکل ۵ اثر کانی سپیولیت و ورمی‌کولیت را بر میزان جذب نیکل نشان می‌دهد. چنان که دیده می‌شود در غلظت‌های پایین، رس‌های ورمی‌کولیت و سپیولیت نیکل را به خوبی جذب کردند، ولی با افزایش غلظت، میزان جذب توسط ورمی‌کولیت ثابت و توسط سپیولیت همچنان افزایش یافته است. بنابراین می‌توان نتیجه گرفت که رس سپیولیت در جذب نیکل موثرتر از رس ورمی‌کولیت است. برای ورمی‌کولیت با افزایش غلظت جذب شونده بدلیل پر شدن سطوح جاذب، میزان جذب ثابت می‌ماند، اما در مورد سپیولیت با سطح ویژه بالاتر، با افزایش غلظت جذب شونده، میزان جذب همچنان افزایش یافته است. شکل الیافی سپیولیت منجر به افزایش سطوح خارجی و داخلی آن می‌شود. سپیولیت به دلیل سطح ویژه دو و نیم برابری نسبت به ورمی‌کولیت، در جذب نیکل موثرer عمل می‌کند.

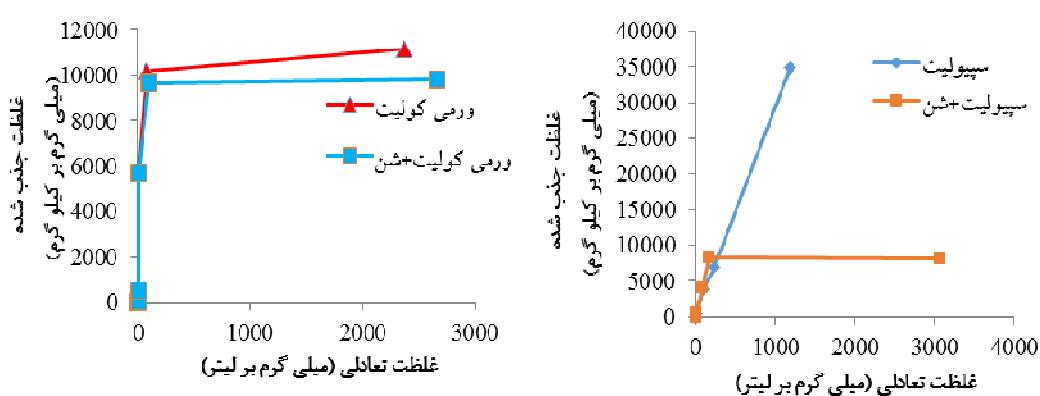
در پژوهشی پیرامون جذب نیکل بر مونتموری‌لونیت دیده شد که ظرفیت جذب با افزایش غلظت فلز افزایش می‌یابد، حالی که پس از یک غلظت معین میزان جذب ثابت می‌ماند [۳۴]. همچنین در پژوهشی دیگر، گزارش شده است که با افزایش غلظت فلز، میزان جذب افزایش می‌یابد ولی در غلظت‌های بالا بازده جذب کاهش می‌یابد [۳۵].

شکل ۴ اثر کانی سپیولیت و سپیولیت به همراه خاک شنی را نیز بر میزان جذب نیکل نشان می‌دهد. در غلظت‌های پایین، مقدار نیکل در دسترس کم و سطح ویژه زیاد و بنابراین جایگاه فعال زیاد است، بنابراین تفاوتی در جذب توسط سپیولیت و سپیولیت به همراه خاک شنی دیده نمی‌شود. با افزایش غلظت فلز نیکل، از آنجا که سپیولیت دارای تعداد جایگاه فعال بیشتری نسبت به سپیولیت به همراه خاک شنی است، بنابراین جذب در آن بیشتر است. افزایش غلظت آلینده در رس سپیولیت خالص همچنان جذب بالاتر را نشان داده، در صورتی که شکل منحنی در رس به همراه خاک شن با افزایش غلظت آلینده ثابت مانده است.

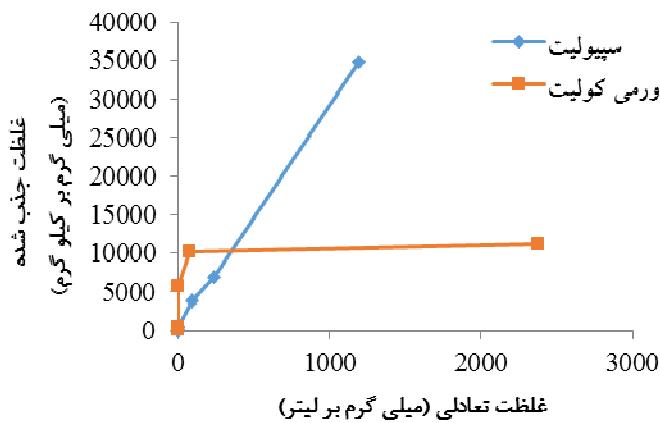
بررسی جذب نیکل توسط مونتموری‌لونیت نشان داد که



شکل ۳ مقایسه میزان جذب روی توسط رس‌های سپیولیت و ورمی‌کولیت.



شکل ۴ مقایسه میزان جذب نیکل توسط رس‌های ورمی‌کولیت و ورمی‌کولیت به همراه شن.



شکل ۵ مقایسه میزان جذب نیکل توسط رس‌های سپیولیت و ورمی‌کولیت.

نتایج ارائه شده در شکل ۷ نشان می‌دهد که شدت قله سوم ورمی کولیت (۳/۵ آنگستروم) با افزایش غلظت آلاینده کاهش یافته است. و تایید می‌کند که افزایش غلظت آلاینده فلزی روی و نیکل، موجب از هم فاصله گرفتن لایه‌ها و بیشتر شدن فاصله بین لایه‌ها و در نتیجه تغییر ساختار کانی شده است. پیرو بررسی تاثیر حضور آلاینده‌های فلزی سنگین سرب و روی بر ویژگی‌های فیزیکی و ریزساختاری کائولینیت گزارش شد که با افزایش غلظت آلاینده‌ها، ساختار کانی کائولینیت به ساختار لخته‌ای تغییر یافته است [۴۰]. پژوهشگران همچنین گزارش کردند که با افزایش آلاینده سرب، شدت طول موج بنتونیت کاهش یافته است. این موضوع را می‌توان به پوشش پولک‌های رسی توسط رسوبات کربناتی فلز سنگین نسبت داد [۴۱]. گزارش دیگری نیز نشان داده که فاصله بین لایه‌های بنتونیت پس از جذب مس از ۱۳/۹۷ آنگستروم به ۱۵/۳۳ آنگستروم تغییر کرده است [۴۲].

بررسی پراش پرتو ایکس از رس سپیولایت آلووده به فلز روی و نیکل

نتایج پراش پرتو ایکس از رس سپیولیت آلووده به روی و نیکل در دو غلظت بعنوان نمونه در شکل ۸ نمایش داده شده است (شکل ۸). به طور کلی با افزایش غلظت از ۰,۰۰۰۵ تا ۰,۰۵ شدت قله‌ها کاهش یافته است. همچنین قله‌های مربوط به کربنات‌ها نیز کاهش یافته است. این کاهش در واقع نشان دهنده افزایش میزان جذب توسط کانی است. با کاهش شدت قله‌ها فضای بین لایه‌ای نیز افزایش یافته و این به معنی افزایش جذب آلاینده در بین لایه‌های است. در شکل ۹ تغییرات

همچنین پژوهشگران، در بررسی جذب مس و روی بر روی رس‌های طبیعی دریافتند که برای غلظت‌های ۲۰ تا ۱۶۰ میلی‌گرم بر لیتر بازده جذب افزایش می‌یابد، ولی با افزایش غلظت، سطح جاذب اشباع شده و یون‌های فلزی نمی‌توانند جذب شوند و در یک سطح مشخص، مقدار جذب ثابت می‌ماند [۳۸].

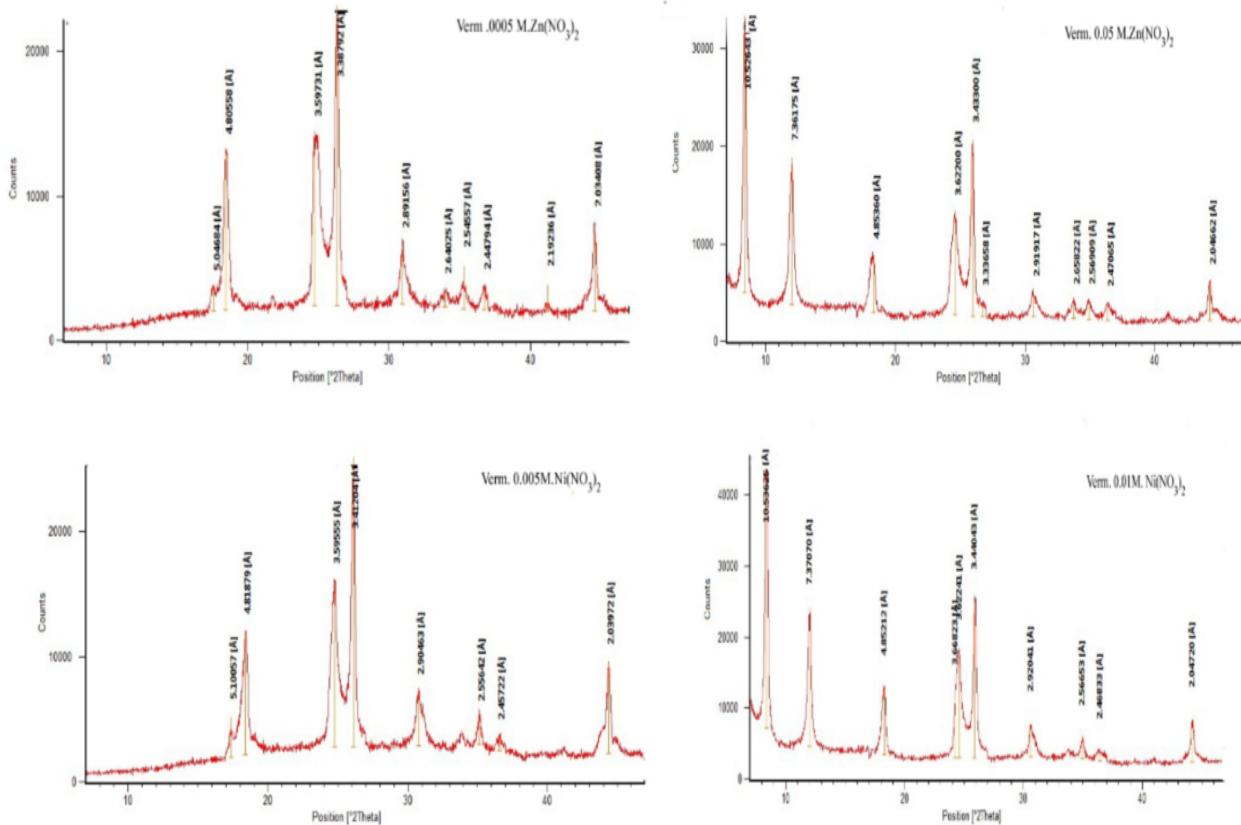
بررسی پراش پرتو ایکس از رس ورمی‌کولیت آلووده به فلز روی و نیکل

موقعیت قله‌های پراش پرتو ایکس (XRD) نشان دهنده فاصله بین صفحات کانی‌های رسی است [۳۹]. از این رو، به منظور ارزیابی کامل‌تر اثر حضور فلزات سنگین بر ریزساختار ورمی‌کولیت و سپیولیت، طیفهای XRD نمونه‌ها پس از جذب آلاینده بررسی شد [۳۹]. شکل ۶ برخی از پراش نگاشتهای مربوط به رس ورمی‌کولایت را در غلظت‌های متفاوت روی و نیکل نشان می‌دهد. از بین چهار غلظت به کار رفته، تنها پراش نگاشت دو غلظت برای هر عنصر نمایش داده شده است.

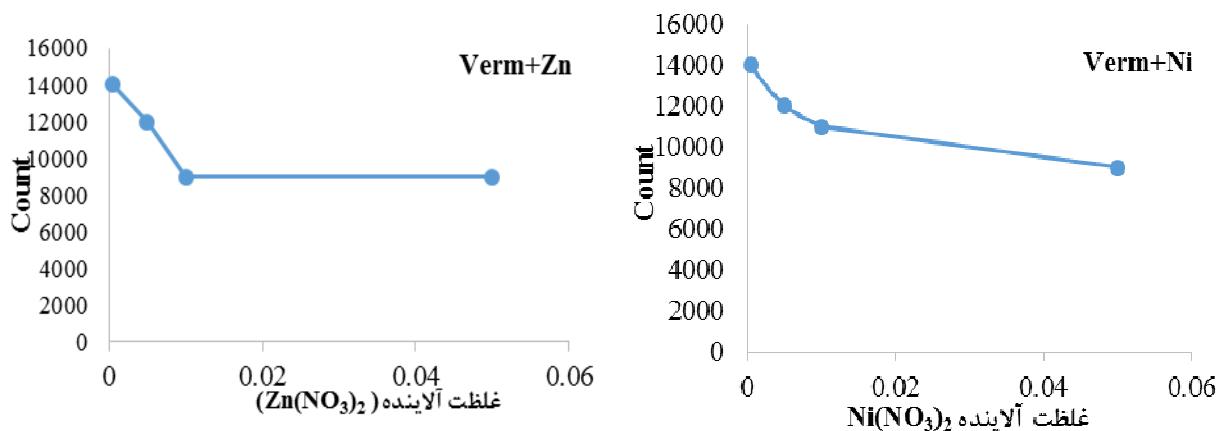
نتایج پراش پرتو ایکس نشان داد که، هرچه غلظت آلاینده افزایش می‌یابد، شدت فرازها کاهش می‌یابد. قابل توجه است که با افزایش غلظت عناصر، شدت قله‌های کربنات‌ها نیز کاهش یافته است، لذا می‌توان نتیجه گرفت که کربنات‌ها در جذب روی و نیکل نیز نقش داشته‌اند. با کاهش شدت قله‌ها، فاصله بین لایه‌ها افزایش می‌یابد. با افزایش غلظت فلزات، قله‌های ورمی‌کولیت افت کرده و شدت آنها کاهش یافته است. در واقع افت قله، نشان دهنده آن است که عناصر روی و نیکل در بین لایه‌ها قرار گرفته‌اند و فاصله بین لایه‌ها را بیشتر کرده‌اند.

روی (Zn) در بین لایه‌ها قرار گرفته و ساختار کانی تغییر یافته است. همچنین گزارش شده است که شدت قله‌های پراشی کاولینایت پس از آلایش به سرب کاهش یافته است [۴۳] که با نتایج این پژوهش همخوان کامل دارد.

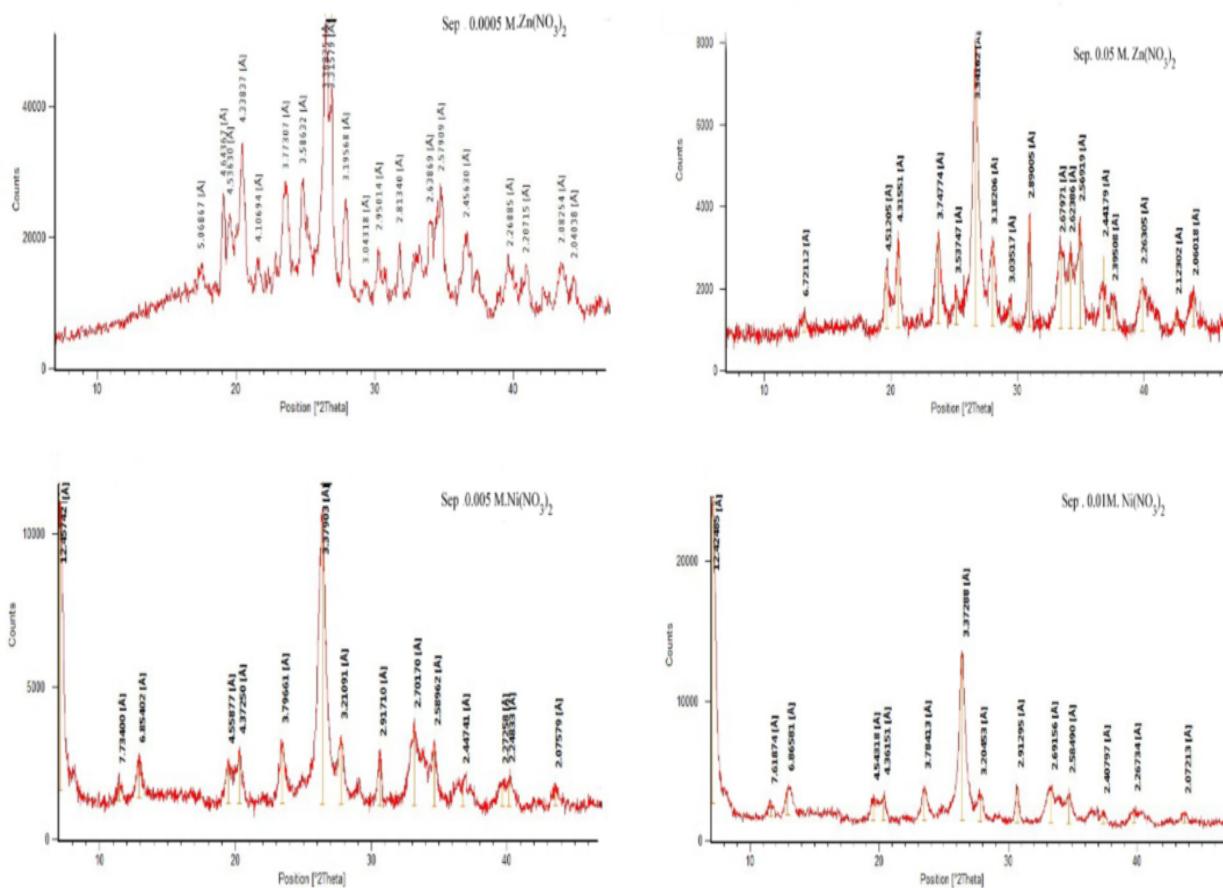
شدت قله پنجم (۳/۳۴ آنگستروم) مربوط به کانی سپیولیت با افزایش غلظت آلاینده روی و نیکل در هر چهار غلظت نمایش داده شده است. با افزایش غلظت آلاینده روی، شدت قله کاهش و فاصله بین لایه‌ها افزایش یافته است. با فاصله گرفتن لایه‌ها،



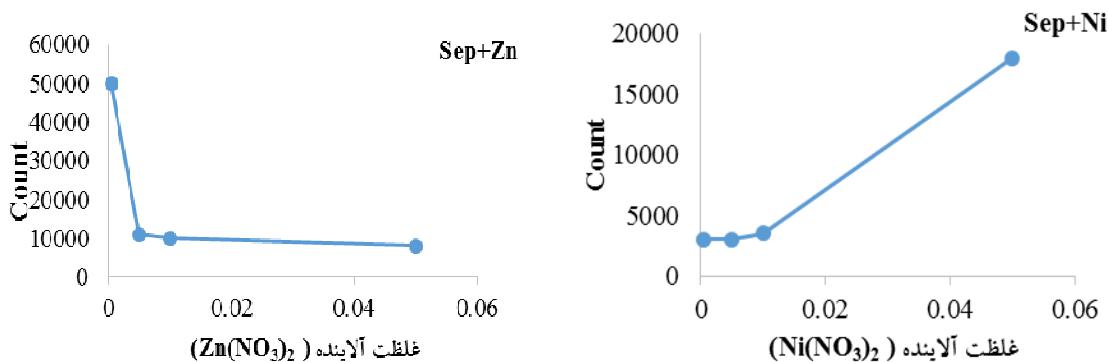
شکل ۶ چند پراش نگاشت پرتو ایکس از کانی ورمیکولیت با غلظت‌های مختلف روی و نیکل.



شکل ۷ تغییرات شدت قله پراشی سوم (۳/۵ آنگستروم) کانی ورمیکولیت با افزایش غلظت آلاینده روی و نیکل.



شکل ۸ چند پراش نگاشت پرتو ایکس از کانی سپیولیت با غلظت‌های مختلف روی و نیکل.



شکل ۹ تغییرات شدت قله پراشی پنجم (۳/۳۴ آنگستروم) کانی سپیولیت با افزایش غلظت آلاینده روی و نیکل.

در بررسی جذب روی دیده شد که در رس ورمیکولیت معادله تمکین در بیشتر موارد، توصیف قابل قبولی از داده‌های جذب داشته است و در مورد رس سپیولیت معادله فروندلیچ برآش خوبی از داده‌ها را نشان داده است. در بررسی هم‌دمای جذب نیکل، نتایج نشان داد که عنصر نیکل در دو کانی رسی با معادله لانگمویر توصیف قابل قبولی از جذب را نشان داده است.

برداشت

در سپیولیت آلوده به نیکل با افزایش غلظت آلاینده برخلاف موارد پیشین، نخست روندی ثابت دیده شد و سپس در غلظت ۰/۰۵ میلی‌مولار شدت افزایش یافته است. افزایش شدت قله، برابر با کاهش طول موج و در نتیجه کاهش فضای بین لایه‌ای است. این روند که خلاف سایر نتایج بدست آمده در این پژوهش است می‌تواند ناشی از خطاهای آزمایش جذب باشد.

Vermiculite in vibration milling and its effect on Lead (II) adsorption ability", Clay Science 70 (2012) 74–78.

[9] Deer W.A., Howie R.A., Zussman J., "An Introduction to the Rock-forming Minerals", 2nd ed, Longman Scientific and Technical, New York, Wiley (1992) 696p.

[10] Hojati S., Khademi H., "Physicochemical and mineralogical characteristics of sepiolite deposits of northeastern Iran", Scientific Quarterly Journal (GEOSCIENCES) 23(90) (2013) 165-251. (In Persian)

[11] Abbaslou H., Bakhtyari S., Safipour M., "Impact of fibrous clays and salts on arid soils engineering structural", Iranian Society of Crystallography and Mineralogy 25(2) (2017) 341-352. (In Persian)

[12] Salwa T., Tantawy M., Qassim M., "Characterization and application of kaolinite clay as solid phase extractor for removal of copper ions from environmental water samples", International Journal of Advanced Research 3 (2015) 1-21.

[13] Liao J., Jiaojiao W., Feng Y., Zhang D., Zhao J., Wen W., Yang Y., Liu N., "Behavior and analysis of Cesium adsorption on montmorillonite mineral", Journal of Environmental Radioactivity 100 (2009) 914–920.

[14] Castaldi P., Santona L., Enzo S., "Sorption processes and XRD analysis of a natural zeolite exchanged with Pb²⁺, Cd²⁺ and Zn²⁺ cations", Journal of Hazardous Materials 156 (2008) 428–434.

[15] Malandirino M., Abollino O., Giacomino A., Aceto M., Mentasti E., "Adsorption of heavy metals on Vermiculite: Influence of pH and organic ligands", Journal of Colloid and Interface Science 299 (2006) 537–546.

[16] Sheikhhosseini A., Shirvani M., Shariatmadari H., "Competitive sorption of Nickel, Cadmium, Zinc and Copper on Palygorskite and Sepiolite silicate clay minerals", Journal Geoderma 192 (2013) 249-253.

[17] Harter R.D., Naidu R., "An assessment of environmental and solution parameter impact on trace-metal sorption by soils", Journal Soil Science Society of America, 65(3) (2001) 597-612.

[18] Gilberto A., Masini J.C., "Influence of pH, ionic strength and humic acid on adsorption of Cd(II) and Pb(II) on to Vermiculite". Colloids and Surfaces, Journal of Physic Chemistry Engendering 262 (2005) 33–39.

[19] Mohammadjafari F., Landi A., Hojati S., Amerikhah H., "Release of Mg from sepiolite mineral under the influence of two organic acids", Iranian Society of Crystallography and Mineralogy, 23(2) (2015) 321-330. (In Persian)

نتایج همدمای جذب بهطور کلی نشان داده است که رس سپیولیت در جذب نیکل و رس ورمیکولیت در جذب روی نقش موثرتری داشته‌اند. بررسی پراش نگاشتها از رس‌های آلوده شده نشان داد که با افزایش غلظت فلز روی و نیکل، قله‌های ورمیکولیت و سپیولیت افت کرده و شدت آنها کاهش یافته است. در واقع، با افت قله، فاصله بین لایه‌ها کانی افزایش یافته است و نشان دهنده آن است که روی و نیکل در بین غلظت‌های پایین، عامل اصلی جذب، سطح کانی است از این رو به دلیل بیشتر بودن سطح ویژه سپیولیت نسبت به ورمیکولیت، در غلظت‌های پایین رس سپیولیت در جذب موثر است. اما در غلظت‌های بالا، عامل اصلی جذب، تبادل کاتیونی بوده و بنابراین به دلیل بالاتر بودن ظرفیت تبادل کاتیونی در ورمیکولیت در غلظت‌های بالا رس ورمیکولیت و سپیولیت در جذب آلاینده‌ها از است. هر دو رس ورمیکولیت و سپیولیت در جذب آلاینده‌ها از خاک اهمیت دارند و پیشنهاد می‌شود که با توجه به وجود معادن این دو کانی در کشور، از آنها برای کاهش آلایندگی در غلظت‌های متفاوت از یک آلاینده استفاده گردد.

مراجع

- [1] Young N., Park H.I., "A study on adsorption of Pb, Cu, Zn and Cd on to natural clay", International Journal Environmental Resource 5(2) (2011) 413-424.
- [2] Who., "Zinc Environmental Health Criteria", Report of the World Health Organization, Who Library Cataloguing-in-Publication Data, Geneva, (2001) 221p.
- [3] Malakouti M.J., Homae M., "Soil fertility of arid and semi-arid regions", Difficulties and solutions. 2nd. ed., Tarbiat Modares University Press, Tehran, (2005) 508p. (In Persian)
- [4] Bencko V., Nickel A., "Review of its occupational and environmental toxicology", Journal of Hygiene Epidemiology Microbiology and Immunology 27 (2) (1983) 237- 237.
- [5] Nnabo Paulinus N., "Heavy metal contamination in soils in enyigba Pb and Zn Mines District, south eastern Nigeria using metal enrichment and pollution indices", International Journal of Research in Environmental Science 1(2) (2015) 48-59.
- [6] Foster M.D., "Interpretation of the composition of Vermiculites and Hydrobiotites", Clay Mineral, 10 (1963) 70–89.
- [7] Bergaya F., Theng B.K.G., Lagaly G., Handbook of clay science, 1. Elsevier Science, Amsterdam, (2006) 1-18.
- [8] Hongo T., Yoshino T., Yamazaki A., Yamasaki A., Satokawa, S., "Mechanochemical treatment of

- in Lead desorption from aqueous solutions", 13th congress of soil science, Shahid Chamran University, Ahvaz, Iran, (2013). (In Persian)*
- [33] Resmi G., Thampi S.G., Chandrakaran S., "Impact of Lead contamination on the engineering properties of clay soil", *Journal of Geology* 77 (1) (2011) 42–46.
- [34] Ijagbemi C.O., Baek M.H., Kim D.S., "Montmorillonite surface properties and sorption characteristics for heavy metal removal from aqueous solutions", *Journal of Hazardous Materials* 166 (2009) 538–546.
- [35] Coruh S., Ergun O.N., "Ni²⁺ removal from aqueous solutions using conditioned clinoptilolites: kinetic and isotherm studies", *Environmental Progress and Sustainable Energy* 28 (2009) 162–172.
- [36] Gupta S.S., Bhattacharyya K.G., "Adsorption of Ni (II) on clays. *Journal of Colloid and Interface Science*" 295 (2005) 21–32.
- [37] Donat R., Akdogan A., Erdem E., Cetisli H., "Thermodynamics of Pb²⁺ and Ni²⁺ adsorption on to natural bentonite from aqueous solutions", *Journal of Colloid and Interface Science* 286 (2005) 43-52.
- [38] Veli S., Bilge A., "Adsorption of copper and zinc from aqueous solutions by using natural clay", *Journal of Hazardous Materials* 149 (2007) 226–233.
- [39] Moore D.M., Reynolds R.C., "X-ray diffraction and the identification and analysis of clay minerals", 2nd ed., Oxford University Press, Oxford, (1997) 819-842.
- [40] Ouhadi V.R., Rafiee F., "Impact of heavy metal contaminants of lead and zinc on the physical and microstructure of kaolinite", *Iranian Society of Crystallography and Mineralogy* 17 (1) (2009) 55-64. (In Persian).
- [41] Ouhadi V.R., Hamidi S., Amiri M., "Impact of Heavy Metal Contaminants on Coefficient of Variations of Compression Index, Expansion Index and Permeability Coefficient of Bentonite from Micro-Structural Point of View", *Journal of Civil and Environmental Engineering* 45(4) (2015) 7-17. (In Persian)
- [42] Eren E., Afsin B., "An investigation of Cu (II) adsorption by raw and acid-activated bentonite: A combined potentiometric, thermodynamic, XRD, IR, DTA study", *Journal of Hazardous Materials* 151 (2008) 682–691.
- [43] Turer D., "Effect of heavy metal and alkali contamination on the swelling properties of kaolinite", *Department of Geological Engineering* 52 (2006) 421–425.
- [20] Chapman H.D., "Cation exchange capacity", In Black, C.A. (ed.), *Methods of Soil Analysis*, Part 2. American Society of Agronomy, Madison, WI, (1965) 891-901.
- [21] Allison L.E., Moodi C.D., "Carbonates", In Black, C.A. (ed), *Methods of Soil Analysis*. Part 2, American, Society of Agronomy, Madison, WI, (1962) 1379-1396.
- [22] Thomas G.W., "Soil pH and soil acidity". In Sparks D.L., (ed.) *Methods of Soil Analysis*, Part 3, 3rd Ed., American Society of Agronomy, Madison, WI, (1996) 475-490.
- [23] Rhoades J.D., "Salinity: Electrical conductivity and total dissolved solids", In Sparks D.L., (ed.) *Methods of Soil Analysis*, Part 3, 3rd Ed., American Society of Agronomy, Madison, WI, (1996) 417-436.
- [24] Carter D.L., Mortland M.M., Kemper W.D., "Specific surface", In: Klute, A. (ed.), *Methods of Soil Analysis Part 1: Physical and Mineralogical Methods*. Soil Science Society of America and American Society of Agronomy, Madison, WI, (1996) 413-423.
- [25] Kunze G.W., Dixon J.B., "Pretreatment for Mineralogical Analysis", In: Klute A (ed). *Methods of Soil Analysis*. Part 1, 2nd edition. American society of agronomy, Madison, WI, (1986) 91-101.
- [26] Hamidpour M., Kalbasi M., Afyuni M., Shariyatmadari H., "Kinetic and isothermal studies of Cadmium sorption onto Bentonite and Zeolite", *International Agrophysics* 24 (2010) 253-259.
- [27] Selim K.A., Tawil R.S., Khalek N.A., "Heavy metals removal using surface modified Glaucconite mineral", *International Journal of Mineral Processing and Extractive Metallurgy* 1(5) (2016) 46-55.
- [28] Hojati S., Landi A., Alekasiri H., "Assessment of sepiolite ability to reduce Pb and Zn leaching from soil columns", *Journal of Agriculture Engineerig* 36 (1) (2012) 13-23. (In Persian)
- [29] Vieira M.G.A., Neto A.F.A., Silva M.G.C., "Cu (II) adsorption on modified bentonitic clays: different isotherm behaviors in static and dynamic systems", *Journal Materials Research* 15 (2011) 1439-1451.
- [30] Erdem E., Karapinar N., Donat R., "The removal of heavy metal cations by natural zeolites", *Journal of Colloid and Interface Science* 280 (2004) 309–314.
- [31] Vieira M.G.A., Neto A.F.A., Gimenes M.L., Silva M.G.C., "Sorption kinetics and equilibrium for the removal of Nickel ions from aqueous phase on bentonite clay", *Journal of Hazardous Materials* 177 (2010) 362–371.
- [32] Sharifipour F., Landi A., Anjel F.K., "The comparison of Iranian sepiolite and zeolite ability