مجله مهندسی بهداشت محیط، بهار ۱۳۹۹، سال ۷، شماره ۳ :۳۵۵-۳۳۸

بررسی کارایی هیدروکسید لایه‌ای منیزیم-آلومینیوم سنتز شده جهت حذف یون کلرید از پساب سرب و روی انگوران زنجان

بهار حاجی سامی[۱]، سمیه محمدی*[۲]، روانبخش شیردم[۲]

[۱] دانش آموخته کارشناسی ارشد مهندسی عمران-محیط‌زیست، گروه محیط‌زیست انسانی، دانشکده محیط‌زیست، کرج، ایران
[۲] استادیار، گروه محیط‌زیست انسانی، دانشکده محیط‌زیست، کرج، ایران

تاریخ دریافت مقاله: ۱۳۹۸/۸/۲۰ ؛ تاریخ پذیرش: ۱۳۹۸/۱۱/۲۷

چکیده

زمینه و هدف: آنیون‌های خورنده در پساب‌های صنعتی می‌توانند مشکلات عدیده‌ای را به لحاظ محیط زیستی و اقتصادی به همراه داشته باشند. در این مطالعه هیدروکسید لایه‌ای منیزیم و آلومینیوم با بار اضافی مثبت سنتز شد و جهت جذب یون‌های کلرید از پساب سرب و روی انگوران زنجان مورداستفاده قرار گرفت.

مواد و روش‌ها: جهت سنتز، نیترات منیزیم (Magnesium Nitrate) و نیترات آلومینیوم (Aluminum Nitrate) با نسبت مولی ٤ مخلوط شدند. ماده بلورین سنتز شده با آنالیز پراش اشعه ایکس (XRD) و میکروسکوپ الکترونی روبشی به همراه طیف‌سنجی پراش انرژی، طیف‌سنجی مادون‌قرمز و اندازه‌گیری پتانسیل زتا سطح جاذب موردبررسی قرار گرفت.

یافته‌ها: نتایج پراش اشعه ایکس ساختار لایه‌ای هیدروکسید منیزیم-آلومینیوم را تایید کرد که قبل و بعد از جذب تفاوت چندانی به لحاظ ساختار بلورین ایجاد نشده و تنها فاصله بین لایه‌ها تغییر پیداکرده است. تصاویر میکروسکوپ الکترونی روبشی متراکم شدن جاذب بعد از جذب یون کلرید را نشان داد و همچنین طیف‌سنجی پراش انرژی وجود یون‌های کلرید و ترسیب یون کلسیم بعد از جذب را تائید نمود. اندازه‌گیری زتا پتانسیل، بار مثبت سطح جاذب را تایید کرد. یافته‌های حاصل از جذب نشان دادند که با توجه به اینکه جذب از طریق برقراری برهمکنش میان بار مثبت اضافی در لایه‌های جاذب و آنیون موجود صورت می‌گیرد میزان جذب و حذف یون کلرید از پساب به وجود این بار اضافی بستگی دارد. مطالعات ایزوترم جذب تطابق داده‌های تجربی با مدل لانگمویر را نشان داد که نشان‌دهنده وجود برهمکنش میان جاذب و جذب‌شونده است و حداکثر ظرفیت جذب برای نسبت Mg/Al برابر با ٤ در دمای ٦٠°C ۱۵۳/۸ mg/g تعیین شد. مرحله تعیین‌کننده سرعت مرحله برقراری برهمکنش میان یون‌های کلرید و هیدروکسید لایه‌ای آلومینیوم-منیزیم تعیین شد. نتایج نشان دادند با افزایش میزان جاذب از ۱/۵ تا ٤/۵ گرم میزان جذب افزایش می‌یابد و زمان تعادل از ۹۰ دقیقه در ۱/۵ گرم جاذب به ٤ ساعت در ٤/۵ گرم افزایش می‌یابد. درنهایت مطالعات ترمودینامیکی خود به خودی بودن فرایند جذب و قوی‌تر شدن برهمکنش میان جاذب و جذب‌شونده با افزایش دما را نشان داد.

نتیجه‌گیری: حذف یون کلرید از طریق تثبیت آن در لایه‌های هیدروکسید آلومینیوم-منیزیم می‌تواند راهکار خوبی جهت کاهش یون کلرید از پساب صنعتی سرب و روی زنجان باشد زیرا که کلرید هیدروکسید آلومینیوم-منیزیم به‌دست‌آمده نسبت به یون کلر اضافی نفوذناپذیر بوده و می‌تواند به‌عنوان ملات ساختمانی در سازه‌های دریایی به‌خوبی استفاده شود.

کلمات کلیدی: هیدروکسید دوگانه لایه‌ای، جذب یون‌های کلرید، ایزوترم جذب، سینتیک جذب، پتانسیل تا

* **نویسنده مسئول:** استادیار، گروه محیط‌زیست انسانی، دانشکده محیط‌زیست، کرج، ایران
ایمیل: smohamadi@khayam.ut.ac.ir - تلفن تماس: ۰۹۱۲۶۴۱۹۰۵۴

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-02]

[DOI: 10.29252/jehe.7.3.338]

مقدمه

تصفیه فاضلاب یکی از مهم‌ترین مباحث زیست‌محیطی است که توجه همگان را به خود جلب کرده است. اهمیت تصفیه فاضلاب از چهار دیدگاه قابل‌بررسی است: اولاً، در دنیای امروز با توجه به هزینه کم و دسترسی آسان به منابع آبی، رشد روزافزون جمعیت جهان، مصارف گوناگون آب را افزایش داده است. از طرف دیگر، توسعه شهرنشینی موجب گسترش فعالیت‌های صنعتی، کشاورزی، تخلیه فاضلاب‌ها و پساب‌های مختلف به منابع پذیرنده آب‌های سطحی شده است که منجر به کاهش کیفیت آن می‌شود [۱]. ثانیاً، پساب‌های ناشی از فعالیت‌های شهری و صنعتی می‌توانند محدوده‌ی وسیعی از آلودگی‌های شیمیایی و آلاینده‌های میکروبی را برای منابع آبی به‌خصوص برای آب‌های سطحی و چاهی جاذب به همراه داشته باشد [۲]. ثالثاً، تصفیه فاضلاب در هر جامعه، استاندارد سطح آب مصرفی و فاضلاب خروجی را قبل از تخلیه به محیط‌زیست مشخص می‌کند. به‌عبارت‌دیگر، استاندارد سطح آب مصرفی و فاضلاب خروجی متأثر از نوع، کیفیت و میزان آلاینده‌های موجود در آب یا فاضلاب است [۳]. رابعاً، بحران‌هایی که در عرصه عدم تصفیه فاضلاب به وجود می‌آید منجر به بحران‌های اجتماعی، اقتصادی و زیست‌محیطی می‌شود که می‌تواند جامعه جهانی را تحت تأثیر قرار دهد. بنابراین به‌منظور حفظ محیط‌زیست و سلامت عمومی، جهت کاهش اثرات سوء ناشی از تخلیه فاضلاب‌ها به محیط‌زیست و همچنین جهت ارتقاء سطح بهداشت عمومی‌بایستی نسبت به تصفیه فاضلاب اقدام نمود [۳]. دراین‌بین پساب‌های صنعتی ازآنجایی‌که حاوی آلودگی‌های شیمیایی وسیعی هستند لذا می‌بایست قبل از تخلیه به محیط‌زیست تصفیه شوند.

یکی از مراحل موردنیاز در صنایع، سختی گیری آب و استفاده از آب نرم در بویلرها است، وجود املاح ناخالص آب همچون کلسیم و منیزیم که سبب افزایش سختی آب می‌شود به مرور زمان سبب تشکیل رسوب و افت فشار آب شده و کم‌کم باعث تخریب و صدمات زیان باری به تاسیستات مربوطه می‌شود. یکی از راهکارهای سختی گیری، رزین‌های تعویض یونی است که با عبور فاضلاب از یک شبکه سه‌بعدی، تبادل یونی انجام‌شده و یون‌های دو ظرفیتی کلسیم و منیزیم که عامل سختی هستند با یون‌های سدیم جایگزین می‌شوند و یکی از مراحلی است که در صنایع جهت دسترسی به آب نرم انجام می‌شود. اما جهت شستشو و استفاده مجدد از این غشاهای تعویض یونی لازم است غشا با محلول سدیم کلرید شسته شود تا مجدداً یون‌های سدیم جایگزین کلسیم و منیزیم گرفته‌شده شوند [۴]. این به‌نوبه خود منجر به تولید پساب با غلظت یون کلرید بالا می‌گردد که در محیط‌زیست تخلیه خواهد شد. افزایش سطح کلرید در آب-های طبیعی پیامدهای زیان‌باری بر زندگی آبزیان و محیط-زیست به‌جا می‌گذارد [۵].

همچنین غلظت بالای کلرید باعث ایجاد خوردگی در لوله‌ها می‌شود. این خوردگی می‌تواند از طریق از بین بردن غشای غیرفعال فلز حاصل شود [۶]. از طرف دیگر، اگر فاضلاب حاوی یون کلرید در زمین‌های کشاورزی تخلیه شود به محصولات آسیب می‌رساند و برای اغلب گیاهان و درختان مضر است [۷،۸]. لذا به‌منظور حذف یا کاهش مقدار مذکور به حد مجاز، بر اساس استانداردهای سازمان حفاظت محیط-زیست، قبل از تخلیه به محیط‌زیست می‌بایست اقدام لازم جهت کاهش یون کلرید از پسابی که به محیط‌زیست تخلیه خواهد شد انجام گیرد. با توجه به غلظت و محیطی که کلرید در آن وجود دارد، فرآیندهای متعددی برای حذف کلرید از آب و فاضلاب وجود دارد که شامل روش‌های شیمیایی، الکتروشیمیایی [۹]، تبادل یونی [۱۰] و گیاه‌پالایی (جاذب‌های طبیعی) [۱۱] است. درروش‌های الکتروشیمیایی از یک ولتاژ بالا و دو الکترود استفاده می‌شود که نیازمند طراحی مناسب سل برای بازده بالا است که بسیار هزینه‌بر خواهد بود [۱۰]. X.Peng و همکاران استفاده از Cu(0)/Cu(II) تحت تابش UV را

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-02]

[DOI: 10.29252/jehe.7.3.338]

پیشنهاد نموده و موردمطالعه قراردادند. تحت تابش UV انتقال بار لیگاند به فلز رخ‌داده و منجر به تشکیل رادیکال‌های کلر می‌شود که با کوپل شدن دورادیکال با یکدیگر گاز کلر تشکیل و از محیط خارج می‌شود. این مطالعه که درواقع یک روش الکتروشیمیایی است به‌صورت تئوری موردمطالعه قرارگرفته است و باوجودآنکه محیط را از خورندگی یون کلرید نجات می‌دهد اما گاز کلر را وارد اتمسفر می‌سازد که خود مشکلات محیط‌زیستی در پی دارد [۱۲]. درروش گیاه‌پالایی باوجودآنکه به لحاظ اقتصادی مناسب‌تر است اما سرعت حذف پایین است و با توجه به مهاجرت سریع یون کلرید این روش برای حذف یون کلرید از محیط‌زیست برای غلظت بالا چندان مناسب به نظر نمی‌رسد [۱۱]. علاوه بر این سرنوشت نهایی یون کلرید در محیط‌زیست غیرقابل‌کنترل است. درروش شیمیایی نیز حجم بالایی از رسوب تولید می‌شود به‌عنوان‌مثال درروش رسوب نمک فریدل جداسازی محصولات تولیدشده خود یک مشکل است که کاربرد آن را محدود ساخته است. اما اگر بتوان برای رسوب تولیدشده کاربرد مجددی تعریف کرد این مشکل تا حدودی مرتفع می‌شود.

استفاده از جاذب مناسب جهت حذف یون کلرید نیز می‌تواند به‌عنوان راهکاری جهت حذف یون کلرید بیان شود. جاذب‌ها می‌توانند به‌صورت فیزکی و از طریق نیروهای واندروالسی و یا شیمیایی و از طریق نیروهای قوی‌تر از واندروالسی عمل جذب را انجام دهند. L. He و همکاران از سیلیکای مزو حفره برای جذب یون کلرید استفاده کردند بر اساس گزارش آن‌ها بهترین جذب در دمای ۵۵ درجه سانتی‌گراد و pH=٦ در غلظت یون کلرید ٥٤٥mg/L صورت گرفته است. در این گزارش حداکثر ظرفیت جذب mg/g ۱۸۸/۱۸ اعلام‌شده است [۱۳]. در مطالعه دیگری U. Suhartana و همکاران زئولیت طبیعی را با Fe (III) اصلاح‌کرده و جهت جذب یون کلرید مورداستفاده قراردادند. در گزارش آن‌ها حداکثر ظرفیت جذب g/g $۲/۳۳\times۱۰^{-۳}$ تعیین‌شده است [۱٤].

در این مطالعه از ترکیبات لایه‌ای هیدروکسید منیزیم-آلومینیوم با خاصیت "اثر حافظه" که روش سنتز ساده‌تر دارند استفاده‌شده است. این ماده با صفحات شبیه بروسیت می‌تواند بعد از جذب یون کلرید مجدداً به‌عنوان نسل جدیدی از افزودنی‌های ضد شعله استفاده شود [۱۵].در ادامه بحث می‌توان گفت ترکیبات لایه‌ای ، ترکیبات بلورین متشکل از واحدهای دوبعدی هستند که لایه‌ها توسط نیروی ضعیفی روی همدیگر انباشته‌شده‌اند. این ترکیبات به جهت تغییر فضای بین لایه‌ها و امکان نفوذ ذرات به داخل این فضا بسیار موردتوجه قرارگرفته‌اند.

اگر ترکیبات لایه‌ای حاوی بار الکتریکی مثبت باشند امکان نفوذ آنیون‌ها به فضای بین لایه‌ها را به‌منظور خنثی‌سازی بار مثبت اضافی فراهم می‌سازد [۸]: درواقع می‌توان گفت همان خاک رس اما با بار الکتریکی مثبت.

تحقیقات نشان داده است که استفاده از ترکیبات لایه‌ای همچون اکسید منیزیم-آلومینیوم می‌تواند در جذب یون‌های منفی به‌خوبی عمل کند. این ماده به دلیل ساختار لایه‌ای با بارمثبت می‌تواند به‌خوبی یون‌های منفی را در فضای بین لایه‌ای خود جای دهد. زمانی که هیدروتالسیت کلسینه می‌شود یون‌های کربنات خارج می‌شوند و می‌توانند جاذب خوبی برای سایر آنیون‌ها باشند [۱٦]. درواقع هیدروکسیدهای لایه‌ای دوگانه جزء مواد معدنی هستند که با آنیون‌ها به‌صورت میان افزا درآمده و ساختاری ساندویچ مانند تشکیل می‌دهند. ساختار لایه‌ها به‌صورت ساختار هشت‌وجهی کئوردینه شده از دو فلز دو ظرفیتی و سه‌ظرفیتی می‌باشند و آنیون در فضای بین لایه‌ها از طریق پیوند یونی قرار می‌گیرند. فرمول شیمیایی این ماده به‌صورت $[M^{+2}_{1-x}\ M^{+3}_{x}(OH)_2]^{+x-n}{}_{x/n}.mH_2O$ شناخته‌شده است که در آن M^{+2} و M^{+3} نشان‌دهنده فلزات دو ظرفیتی و سه‌ظرفیتی A^{-n} آنیون با بار منفی n- ، X نسبت دو فلز $M^{3+}/(M^{2+}+M^{3+})$ و m تعداد مول های آب است [۱۷].

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-02]

[DOI: 10.29252/jehe.7.3.338]

علت توجه بسیار بر این ترکیبات امکان تغییر ترکیب مواد و دستکاری طبیعت و خواص آن‌هاست. به‌طوریکه با تغییر نسبت استوکیومتری فلز سه‌ظرفیتی و دو ظرفیتی میزان توزیع آنیون‌ها در ماده نیز تغییر می‌کند. ازلحاظ تئوری، محدودیتی برای آنیونی که بین دولایه قرار می‌گیرد وجود ندارد، به شرطی که آنیون موجود نتواند با کاتیون‌ها کمپلکس پایداری تشکیل دهد [18]. بنابراین عناصر زیادی وجود دارند که می‌توانند بین دولایه قرار بگیرد. آنیون‌ها متناسب با میزان تمرکز بار منفی قدرت متفاوتی در جایگیری در فضای بین لایه‌ها دارند [19]. زمانی که هیدروکسی کربنات منیزیم-آلومینیوم تا دمای ۵۵۰ درجه سانتی گراید حرارت داده می‌شود خالی از آنیون‌های کربنات شده و برای جایگیری یون کلر مناسب می شود. یون کلر جایگیری شده در داخل ساختمان بلورین هیدروکسید منیزیم-آلومینیوم تثبیت می‌شود. حذف یون کلرید با استفاده از هیدروکسید منیزیم-آلومینیوم کلسینه شده توسط کامیدا و همکاران همچنین ال وی و همکاران موردبررسی قرارگرفته است [8, 20, 21]. نتایج نشان داد که این هیدروکسید می‌تواند هم به‌عنوان رسوب کننده کلسیم و هم تثبیت‌کننده کلرید برای جذب یون‌های کلسیم و کلرید از محلول آبی استفاده شود.

در تحقیق دیگری که توسط کامیدا و همکاران در سال ۲۰۱٤ انجام شد حذف هم زمان یون کلرید و سولفات توسط هیدروکسید آلومینیوم-منیزیم بود که مشخص شد اگر نسبت Mg/Al برابر ٤ باشد برای جذب کلر عملکرد بهتر و زمانی که این نسبت برابر ۲ باشد جذب برعکس شده و یون سولفات بهتر جذب می‌شود و همچنین در دمای ٦۰°C بیشترین میزان جذب صورت می‌گیرد [21]. در مطالعات گذشته این ماده به دلیل مؤثر بودن برای مقادیر متفاوت از غلظت آلودگی، کم‌هزینه بودن و دوستدار محیط‌زیست بسیار پیشنهادشده است. همچنین به دلیل قابل تعویض بودن آنیون‌های بین لایه‌ها و داشتن خاصیت " اثر حافظه ساختاری" می‌تواند به‌منظور پاک‌سازی محیط از آنیون‌های مخرب کاربرد داشته باشد [22]. در این مطالعه با سنتز هیدروکسید لایه‌ای منیزیم-آلومینیوم کارایی و مکانیسم آن جهت حذف یون خورنده کلرید از پساب صنعت سرب و روی منطقه انگوران زنجان که تخلیه آن می‌تواند اثرات بهداشتی و اقتصادی فراوانی را به همراه داشته باشد موردبررسی قرار گرفت.

مواد و روش‌ها

مواد شیمیایی مورداستفاده

مواد موردنیاز در این پژوهش نیترات منیزیم، نیترات آلومینیوم، سدیم کربنات (Sodium Carbonate) ، سدیم هیدروکسید (Sodium hydroxide) بوده است که همگی با گرید صنعتی به دلیل بررسی میزان اثرگذاری ماده سنتز شده در صنعت خریداری شد.

روش سنتز

در این روش محلول‌های دو مولار نیترات منیزیم و نیترات آلومینیوم با نسبت مولی٤ مخلوط شده و محلول یک مولار کربنات سدیم جهت رسیدن به pH= ۱۰ به‌صورت آهسته به مخلوط اضافه شد و به‌منظور حفظ pH محلول دو مولار سدیم هیدروکسید اضافه شد. محلول تهیه‌شده در مرحله اول به مدت چهار ساعت به‌طور مداوم در دمای٤۰ درجه سانتی‌گراد جهت اختلاط کامل توسط همزن مغناطیسی، هم زده و سپس در دمای ۷۰°C به مدت چهل ساعت مخلوط می‌شود. هیدرتالکیت کربنات (Hydrotalcite carbonate) سنتز شده، توسط سانتریفیوژ و شستشوی مستمر آن با آب مقطر جداسازی و سپس، در آون در دمای ۱۰۵ درجه سانتی‌گراد به مدت ۲٤ ساعت خشک شد. درنهایت هیدروکسید منیزیم-آلومینیوم توسط تجزیه حرارتی کربنات (کلسینه کردن) در دمای۵۰۰ درجه سانتی‌گراد به مدت ۱ ساعت در کوره به دست آمد (معادله ۱) و محصول نهایی جهت استفاده آسیاب

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-02]

[DOI: 10.29252/jehe.7.3.338]

شد.

$$Mg_{1-x}Al_x(OH)_2(CO_3)_{x/2} \rightarrow Mg_{1-x}Al_xO_{1+x/2} + 1/2\ xCO_2 + H_2O \quad (1)$$

آزمایش‌ها بررسی حذف یون کلرید از پساب سرب و روی منطقه انگوران زنجان

۲۰ میلی‌لیتر از پساب سرب و روی منطقه انگوران زنجان با غلظت‌های متفاوت ۵۰۰۰، ۱۰۰۰۰، ۱۵۰۰۰، ۲۰۰۰۰ و ۲۵۰۰۰میلی‌گرم بر لیتر به داخل ارلن منتقل‌شده با مقادیر متفاوتی از جاذب هیدروکسید منیزیم-آلومینوم شامل ۱/۵، ۲/۵، ۳/۵ و ٤/۵ گرم مخلوط شد. مخلوط حاصل بر روی گرم‌کن در دمای ٦۰ درجه سانتی‌گراد به مدت ۵ ساعت کاملاً هم زده‌شده و در فاصله‌های زمانی ۰/۵، ۱، ۱/۵، ۲، ۳ ، ٤ و ۵ ساعت از پساب نمونه پرداری شد. پس از اتمام این مدت‌زمان، رسوب ناشی از ماده شیمیایی مذکور از طریق سانتریفیوژ از پساب جدا شد. غلظت کلرید موجود در نمونه‌های جداشده در فاصله زمانی‌های مختلف به روش تیتراسیون مور با استفاده از نیترات نقره استاندارد اندازه‌گیری شد.

معادلات (۲) و (۳) به‌منظور اندازه‌گیری میزان حذف و جذب یون‌های کلرید(q_t) مورداستفاده قرار گرفت [۲۳].

$$\text{Removal} = \frac{C_0 - C_e}{C_0} \times 100 \quad (2)$$

$$q_t = \frac{(C_0 - C_t}{w} \quad (3)$$

که در آن(C_t میلی‌گرم بر لیتر) غلظت یون کلرید در هرلحظه‌ی از t در پساب، V حجم محلول و w وزن جاذب است.

بررسی ایزوترم های جذب

جهت فهم بهتر فرآیند جذب، سه مدل ایزوترم جذب لانگمویر، فرندلیچ و تمکین استفاده شد تا داده‌های تجربی موردبررسی قرار گیرند.

مدل لانگمویر

در این مدل فرض بر این است که جذب بر روی سطح بوده و تعداد محدودی محل برای جذب با مکانیسم ثابت و مشابه وجود دارد و هیچ‌گونه برهمکنشی بین مولکول‌های جذب‌شده روی سطوح فعال جاذب با یکدیگر رخ نمی‌دهد [۲٤]. معادله‌ی هم‌دمای لانگمویر را می‌توان این‌گونه بیان کرد:

$$\frac{1}{q_e} = \frac{1}{q_m} + \frac{1}{q_m K_L} \times \frac{1}{C_e} \quad (4)$$

که در آن ثابت لانگمویر(K_L) وابسته به انرژی جذب (لیتر/میلی‌گرم)، بیشینه مقدار جذب(q_m) متناظر با پوشش کامل تک‌لایه بر روی سطح (میلی‌گرم/گرم یا میلی‌گرم/میلی‌گرم))،مقدار ماده‌ی جذب‌شده بر روی جاذب در زمان تعادل(q_e) (میلی‌گرم/گرم یا میلی‌گرم/ میلی‌گرم) و غلظت ماده‌ی جذب‌شده در محلول در زمان تعادل(C_e) است (میلی‌گرم/لیتر). ثابت لانگمویر و بیشینه جذب را می‌توان از معادلات بالا و با رسم $1/q_e$ در برابر $1/C_e$ به دست آورد. شیب نمودار برابر با $1/q_mK_L$ و عرض از مبدأ برابر با $1/q_m$ است. اگر نمودار به‌دست‌آمده خطی باشد، می‌توان نتیجه گرفت که معادله‌ی جذب از هم‌دمای لانگمویر پیروی می‌کند.

کارایی جذب را می‌توان توسط ثابتی به‌نام متغیر تعادل یا فاکتور جداسازی(R_L) که بدون بعد است، به دست آورد که به‌صورت زیر بیان می‌شود:

$$R_L = \frac{1}{1 + K_L C_0} \quad (5)$$

که در آن C_0 غلظت اولیه برحسب میلی‌گرم/لیتر است. اگر فاکتور جداسازی برابر صفر شد آنگاه جذب غیرقابل‌بازگشت ، اگر بین صفر و یک باشد آنگاه جذب مطلوب بوده، اگر برابر یک به دست آید جذب خطی و اگر بزرگ‌تر از یک باشد جذب غیر مطلوب است.

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-02]

[DOI: 10.29252/jehe.7.3.338]

هم‌دمای فروندلیچ

به‌طورکلی این مدل یک مدل تجربی است با محل‌های جذب متفاوت . فرض بر این است ابتدا محل‌های جذبی که قادر به برقراری برهمکنش قوی‌تر هستند پرشده و سپس با افزایش محل‌های اشغال قدرت اتصال کاهش می‌یابد و به‌صورت زیر تعریف می‌شود:

$$q_e = K_F C_e^{\frac{1}{n}} \qquad (۶)$$

که در آن K_F نشانگر ظرفیت جذب و 1/n نشان‌دهنده‌ی شدت آن است. دیگر متغیرها مانند معادله لانگمویر هستند. به‌طورکلی، با افزایش مقدار K_F ظرفیت جذب جاذب برای یک ماده افزایش پیدا می‌کند. بزرگی توان 1/n، مطلوب بودن و یا نبودن جذب را نشان می‌دهد. مقادیر n بزرگ تر از ۱ شرایط جذب مطلوب را نشان می‌دهد.

نمودار خطی $\log q_e$در برابر $\log C_e$ نشان می‌دهد که جذب از هم‌دمای فروندلیچ پیروی می‌کند. در این نمودار عرض از مبدأ برابر با $\log K_F$ و شیب نمودار برابر با 1/n خواهد بود.

مدل تمکین

ایزوترم تمکین مربوط به فاکتورهایی است که در برهمکنش جاذب-جذب‌شونده به‌حساب می‌آیند. گرمای جذب تمام مولکول‌ها در یک‌لایه با پوشیده شدن سطح به دلیل برهمکنش جاذب-جذب‌شونده به‌طور خطی کاهش می‌یابد.

نوع جذب باانرژی جذب تعیین می‌شود. ایزوترم تمکین به‌صورت زیر تعیین می‌شود:

$$q_e = \left(\frac{RT}{b_T}\right) ln(AC_e)$$

که در آن $RT/b_T = B$ (J/mol) ثابت تمکین است و به گرمای جذب بستگی دارد، A (L/g) ثابت چسبندگی تعادلی است و بیانگر بیشترین انرژی چسبندگی است. که در آن R ثابت گازها برابر J/mol ۸/۳۱٤ و T(K) دمای مطلق محلول است.

سینتیک جذب

جهت بررسی سینتیک جذب در این مطالعه از سه مدل شبه مرتبه یک، شبه مرتبه دو و نفوذ درون‌ذره‌ای استفاده شد.

معادله‌ی شبه مرتبه یک

یکی از پراستفاده‌ترین معادلات برای جذب مواد از محلول‌ها است. این معادله به‌صورت زیر بیان می‌شود.

$$\log(q_e - q_t) = \log q_e - \frac{k_2}{2.303} t \qquad (۷)$$

مقادیر K_1 و $\log q_e$ به‌ترتیب از شیب و عرض از مبدأ خط مستقیم حاصل از رسم نمودار $\log (q_e-q_t)$ در برابر t به دست خواهند آمد.

مدل شبه مرتبه دو

یکی دیگر از مدل‌های سینتیکی، مدل شبه مرتبه دو است که معادله‌ی آن به‌صورت زیر است [۲۵].

$$\frac{t}{q_t} = \frac{1}{k_2 q_e^2} + \frac{1}{q_e} t \qquad (۸)$$

اگر این مدل برای جذب قابل‌استفاده باشد، نمودار t/q_t برحسب t باید رابطه‌ای خطی را نمایش دهد. مقادیر عرض از مبدأ و شیب نمودار به ترتیب $1/k_2q_e^2$ و $1/q_e$ را نشان می‌دهند.

مدل نفوذ درون‌ذره‌ای

سینتیک جذب ممکن است از دیدگاه مکانیکی هم موردبررسی قرار گیرد. جذب کلی ممکن است توسط یک یا چند مرحله مورد کنترل قرار گیرد، به‌طور مثال به همراه نفوذ خارجی، نفوذ درون منفذهای جاذب، نفوذ سطحی و یا ترکیبی از چند نفوذ تک‌مرحله‌ای صورت گیرد [۲۶]. امکان نفوذ

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-02]

[DOI: 10.29252/jehe.7.3.338]

بین‌ذره‌ای با استفاده از مدل نفوذ بین‌ذره‌ای موردبررسی قرار می‌گیرد، که طبق آن مقدار جذب‌شده‌ی q_t در زمان t برابر است با

$$q_t = k_{id} t^{1/2} + C \quad (۹)$$

که در آن k_{id} ثابت نرخ نفوذ بین‌ذره‌ای برابر با (میلی‌گرم/(گرم. دقیقه $^{1/2}$) است و C (میلی‌گرم/گرم) ثابتی است که به ضخامت لایه‌ی مرزی ربط دارد. هرچقدر مقدار Cبزرگ تر باشد، اثر لایه‌ی مرزی در جذب بیشتر است. چنانچه نمودار q_t در برابر $t^{1/2}$خط مستقیمی را ایجاد کند، فرایند جذب از این مدل پیروی خواهد کرد.

ترمودینامیک جذب

به‌منظور به دست آوردن پارامترهای ترمودینامیکی فرایند جذب در سه دمای ۲۵، ۵۰ و ۶۰°C تکرار شد. تغییرات انرژی آزاد گیبس ($\Delta G°$) برابر است با:

$$\Delta G^\circ = -RT \ln K_d \quad (۱۰)$$

که در آن R ثابت گازها برابر با ۸/۳۱٤(J.mol^{-1}.°K^{-1}) و K_d با فرمول زیر محاسبه می‌شود:

$$K_d = \frac{q_e}{C_e} \times \frac{m}{V} \quad (۱۱)$$

مقدار جاذب (m) برابر با ٤/۵ گرم و حجم محلول (V) برابر با ۲۰ میلی‌لیتر در نظر گرفته شد.

تغییرات در انرژی آزاد گیبس همچنین از رابطه زیر نیز به دست می‌آید:

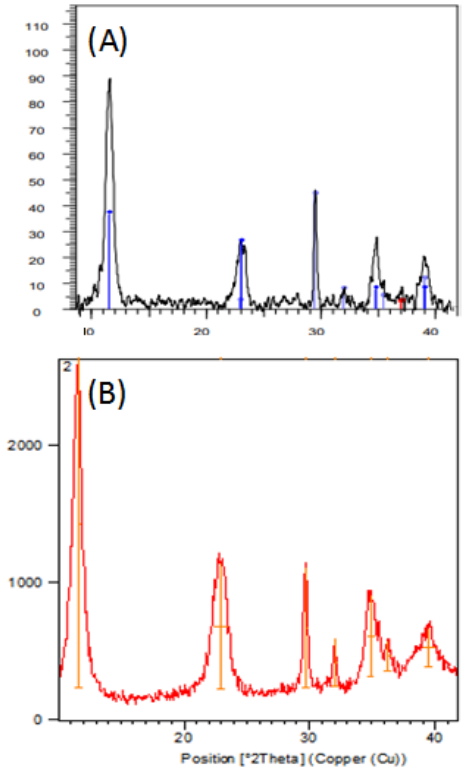
$$\Delta G^\circ = \Delta H^\circ - T\Delta S^\circ \quad (۱۲)$$

تجهیزات و دستگاه‌های مورداستفاده

آزمون پراش اشعه X (XRD) با استفاده از دستگاه فیلیپس مدلPW173، کشور سازنده هلند و پراش دهنده کاپر (Cu-k(α)) با طول‌موج ۱/۵٤ انگسترم از زاویه ٤ تا ٤۰ درجه انجام شد. آزمون میکروسکوپ الکترونی و طیف‌سنجی پراش انرژی با استفاده از دستگاه TESCAN ساخت کشور جمهوری چک و آنالیز طیف‌سنجی مادون‌قرمز با استفاده از دستگاه AVATAR ساخت کشور آمریکا انجام شد. تا پتانسیل با استفاده از دستگاه MALVERN مدل ZEN3600 ساخت کشور انگلستان اندازه‌گیری شد.

نتایج

به‌منظور تایید سنتز از پراش اشعه ایکس استفاده‌شده که نتایج آن در شکل ۱ (a) , (b) نشان داده‌شده است. شکل ۱ الگوی پراش اشعه ایکس را برای هیدروکسید لایه‌ای قبل و بعد از جذب کلر نشان می‌دهد. پیک‌های تیز در ۲۲/۹۵و ۲θ=۱۱/٤۷ مربوط به صفحات ۰۰۳ و ۰۰٦ است و دیگر پیک‌های پهن و کوتاه مربوط به صفحات ۰۱۸ و ۰۱۵ می‌باشند.



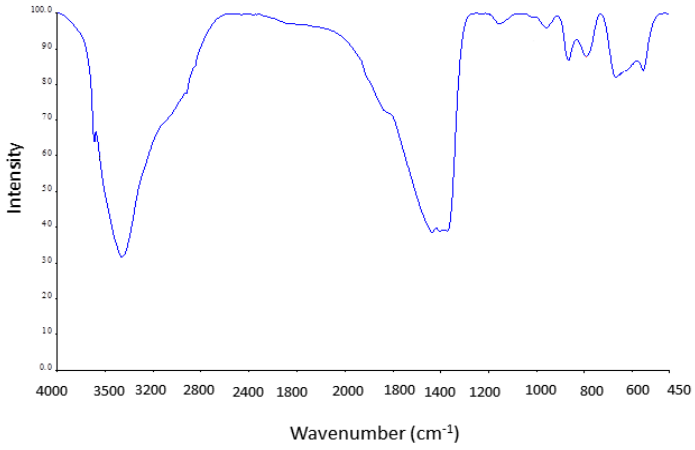
شکل ۱: الگوی پراش اشعه ایکس ماده هیدروکسید لایه‌ای آلومینیم-منیزیم قبل (A) و بعد (B) از جذب یون کلرید

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-02]

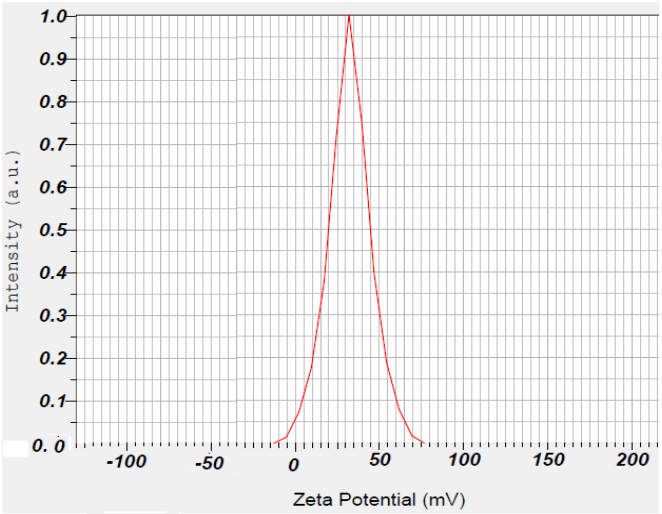
[DOI: 10.29252/jehe.7.3.338]

طیف FTIR مربوط به هیدروکسید لایه‌ای آلومینیوم-منیزیم سنتز شده در شکل ۲ آورده شده است. پیک پهن ظاهرشده در ناحیه $3400\ cm^{-1}$ و ۱۶۱۶ به ترتیب مربوط به ارتعاشات کششی و خمشی گروه‌های هیدروکسیل موجود و آب جذب‌شده در فضای بین لایه‌ای ماده است. پیک در ناحیه $1362cm^{-1}$ مربوط به کربنات جذب‌شده در فضای بین لایه‌ها است که می‌تواند از حل شدن CO_2 موجود در آب ایجادشده باشد. پیک‌های دیگر از $400cm^{-1}$ -۸۰۰ مربوط به ارتعاشات M-O و O-M-O (M=Al, Mg) است [۲۷].

به‌منظور تعیین بار سطحی ماده سنتز شده، ابتدا ماده در آون ۲۵۰ درجه سانتی‌گراد به مدت ٤ ساعت قرار داده شد تا CO_2 جذب‌شده که به‌صورت کربنات در فضای بین لایه‌ها قرارگرفته است خارج و سپس در ظرفی که با گاز ازت پرشده نگهداری شد. ۱۰میلی‌گرم از ماده در ۵۰ میلی‌لیتر آب دیونیزه پراکنده و بار سطحی نمونه پراکنده‌شده تعیین شد. همان‌طور که در شکل ۳ نشان داده‌شده است بار سطحی نمونه برابر با +۳٤/۸ تعیین شد.



شکل ۲: طیف‌سنجی مادون‌قرمز از جاذب سنتز شده



شکل ۳: پتانسیل زتای جاذب سنتز شده

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-02]

[DOI: 10.29252/jehe.7.3.338]

تصاویر میکروسکوپ الکترونی روبشی قبل و بعد از جذب یون کلرید و همچنین طیف‌سنجی پراش انرژی پرتوایکس در شکل ٤ نشان داده‌شده است. تصاویر، ریخت‌شناسی سطح نمونه سنتز شده قبل و بعد از جایگیری یون‌های کلرید را نشان می‌دهند. نمونه سنتز شده قبل از جذب، سطحی ناصاف به همراه تعدادی منفذ نشان می‌دهد اما بعد از جذب یون کلرید به نظر می‌رسد سطح صاف‌تر و متراکم‌تر شده است.

مطالعات طیف‌سنجی پراش انرژی (شکل (D) و (C) ٢) وجود عناصر آلومینیوم، منیزیم و اکسیژن به‌عنوان ساختار اصلی به همراه درصد کمی کربن و سدیم را مشخص می‌کند. اما بعد از جذب و تماس با پساب، وجود یون‌های کلر و کلسیم نیز دیده می‌شود که نشان‌دهنده جذب و جایگیری این یون‌ها در منافذ جاذب است. نتایج نشان می‌دهد کاتیون کلسیم به‌عنوان یون مقابل آنیون کلرید حضورداشته است. وجود کاتیون کلسیم در طیف‌سنجی پراش انرژی نشان می‌دهد که کاتیون کلسیم وارد فضای بین لایه‌ها شده و توسط آنیون OH^- به‌صورت هیدروکسید کلسیم رسوب نموده است و بدین ترتیب همراه یون کلر، یون کلسیم نیز حذف‌شده است. درواقع می‌توان گفت استفاده از این جاذب علاوه بر تثبیت کلر موجب ترسیب یون کلسیم نیز می‌شود.

بررسی اثر غلظت کلرید در پساب

شکل ٥ اثر میزان غلظت کلرید در درصد حذف توسط هیدروکسید لایه‌ای منیزیم-آلومینیوم در دمای ٦٠ درجه سانتی‌گراد و میزان هیدروکسید منیزیم-آلومینیوم ٣/٥ گرم بعد از زمان تماس ٣ ساعت را نشان می‌دهد. همان‌طور که از شکل نیز مشخص است با افزایش میزان یون کلرید درصد حذف نیز کاهش می‌یابد که نشان‌دهنده پر شدن محل‌های فعال جذب است.

بررسی اثر غلظت جاذب

در شکل ٦ درصد حذف در غلظت ٢٥٠٠٠ میلی‌گرم بر لیتر کلر با مقدار جاذب‌های ١/٥، ٢/٥، ٣/٥ و ٤/٥گرم رسم شده است. همان‌طور که مشاهده می‌شود زمان تعادل برای جذب یون کلرید با افزایش میزان جاذب بیشتر می‌شود که نشان می‌دهد با افزایش میزان جاذب فضاهای بین لایه‌ای برای جایگیری یون کلرید افزایش می‌یابد. به‌طوری‌که برای ٤/٥ گرم جاذب زمان تعادل ٤ ساعت و برای میزان جاذب ١/٥ گرم زمان تعادل ٩٠ دقیقه است. همچنین با افزایش میزان جاذب درصد حذف یون کلرید نیز افزایش‌یافته است به‌طوری‌که در مقدار ٤/٥ گرم جاذب درصد حذف به ٦٧/٠٥٪ در دمای ٦٠ درجه سانتی گراید می‌رسد. با افزایش بیشتر جاذب به دلیل ژله‌ای شدن و افزایش گرانروی محیط براثر پراکنش لایه‌های هیدروکسید آلومینیوم-منیزیم تحرک یون‌های کلرید کاهش‌یافته و میزان حذف به دلیل سخت شدن جایگیری یون‌ها در فضای بین لایه‌ها کاهش می‌یابد.

بحث

ساختار بلورین جاذب

همان‌طور که از طیف XRD شکل ١ قابل‌مشاهده است الگوی پراش ماده قبل و بعد از جذب باهم یکی است که نشان‌دهنده وجود "اثر حافظه ساختاری" ماده بوده که بعد از جذب ساختار لایه‌ای بلور حفظ‌شده است. این حافظه ساختاری باعث می شود مجدداً حتی بعد از ژل شدگی در اثر تماس با آب ساختار لایه‌ای خود را همراه با خشک شدن مجدداً حفظ کند [٢٢]. ساختار بلورین هیدروکسید لایه‌ای بر اساس داده‌های پراش اشعه ایکس زمانی که کلسینه شده و یون‌های کربنات به‌صورت گاز دی‌اکسید کربن ساختار را ترک می‌نمایند فضاهای مناسبی جهت جذب یون‌های کلرید در ساختار فراهم می‌سازد [٢٨]. ساختار شش‌ضلعی واحدهای

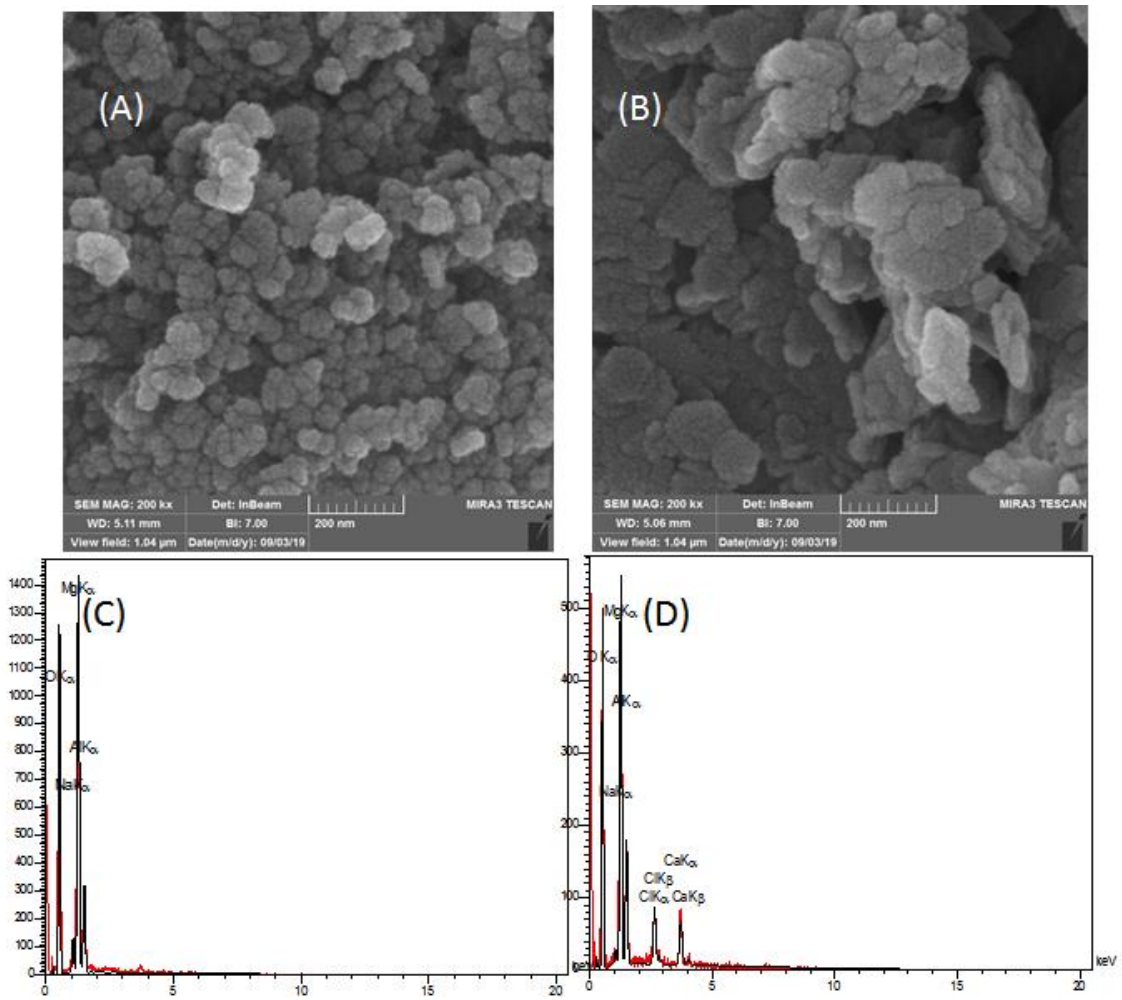
[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-02]

[DOI: 10.29252/jehe.7.3.338]

سلولی با لایه‌های هشت‌وجهی که بر اساس داده‌های پراش اشعه ایکس، فاصله بین لایه‌ها حدود ۷/۷ انگسترم هستند برای جایگیری یون‌های کلرید با شعاع یونی ۱/۸۱ انگسترم مناسب‌اند. بعد از جایگیری یون‌های کلرید اندکی فاصله بین لایه‌ها کاهش‌یافته و از ۷/۷ به ۷/٦ انگسترم تقلیل پیداکرده است که می‌توان به کوچک‌تر بودن یون‌های کلرید نسبت به یون‌های کربنات نسبت داد [۲۹].

اثر غلظت یون کلرید

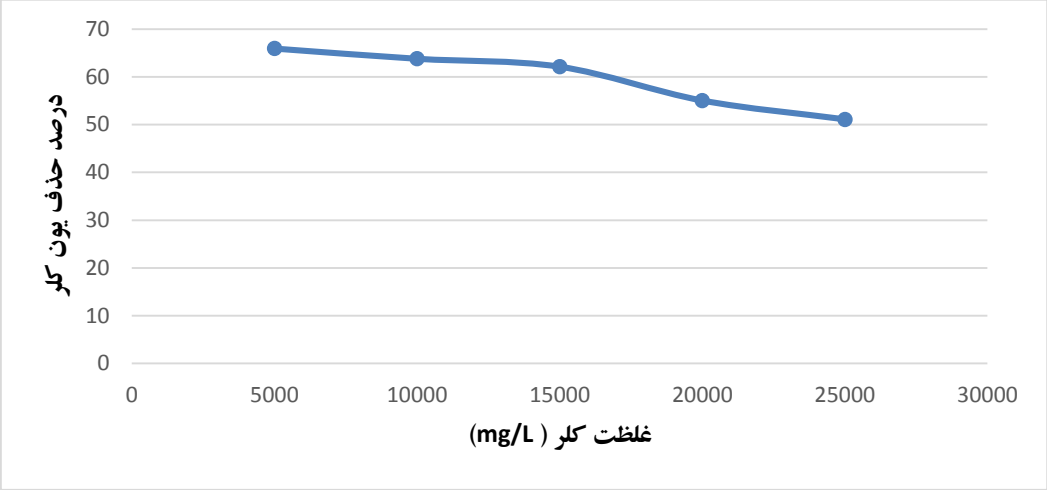
همان‌طور که در شکل ۵ نشان داده‌شده است با افزایش غلظت یون کلرید پساب از ۵۰۰۰ تا ۱۵۰۰۰mg/L حدود ٤ درصد و با افزایش بیشتر تا ۲۵۰۰۰ mg/L حذف حدود ۱۰ درصد کاهش می‌یابد. این کاهش را می‌توان به محدود بودن سایت‌های فعال جذب نسبت داد که با افزایش یون کلرید سایت‌های فعال جذب‌شده و یون‌های باقیمانده در پساب قابلیت جذب شدن نخواهند داشت. از طرفی با افزایش غلظت پساب واکنش‌های رقابتی جهت میان افزایی و جایگیری در فضای بین لایه‌ای جاذب نیز افزایش‌یافته و راندمان حذف را کاهش می‌دهد [۳۰].



شکل ٤: تصویر میکروسکوپ الکترونی روبشی از هیدروکسید لایه‌ای منیزیم-آلومینیوم سنتز شده قبل (A) و بعد (B) جذب یون کلر، طیف‌سنجی پراش انرژی نمونه سنتز شده قبل (C) و بعد (D) از جذب یون کلر

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-02]

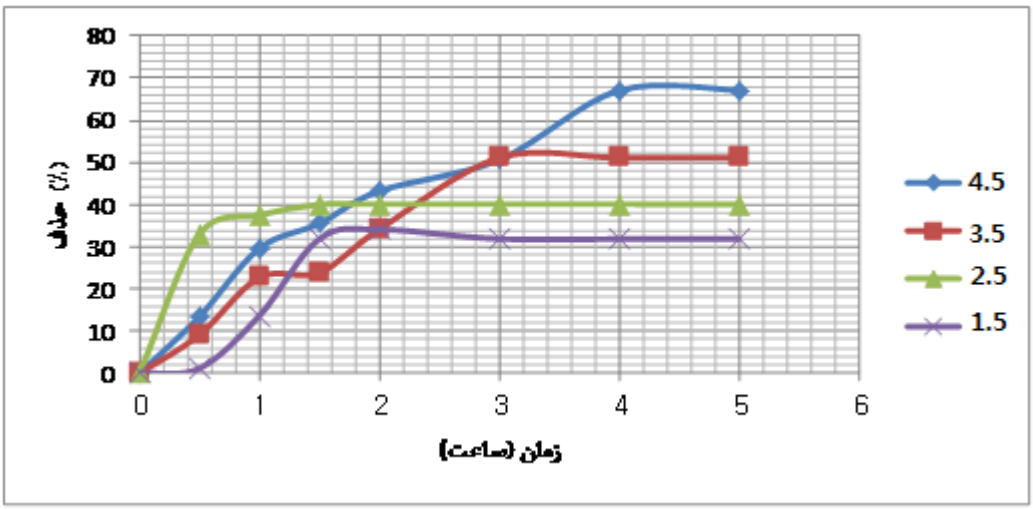
[DOI: 10.29252/jehe.7.3.338]



شکل ۵: بررسی تأثیر غلظت یون کلرید در پساب بر میزان حذف توسط هیدروکسید دوگانه منیزیم- آلومینیم در دمای ۶۰ درجه سانتی گراید بعد از ۳ ساعت برای ۳/۵ گرم جاذب

اثر غلظت جاذب

در شکل ٦ قابل‌مشاهده است که با افزایش میزان جاذب درصد حذف افزایش می‌یابد. درواقع ظرفیت میان افزایی یون کلرید با اضافه کردن بیشتر هیدروکسید لایه‌ای منیزیم- آلومینیوم افزایش می‌یابد. می توان گفت با افزایش مقدار جاذب تعداد سایت‌های فعال جذب (میزان بار مثبت) افزایش‌یافته و یون کلرید بیشتری با بار منفی از طریق برهمکنش مثبت و منفی حذف می‌شود.



شکل ۶: میزان حذف یون کلرید بازمان در مقادیر متفاوت از جاذب ۱/۵ gr ، ۲/۵ ، ۳/۵ و ٤/٥ برای غلظت کلر ۲۵۰۰۰ mg/L

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-02]

[DOI: 10.29252/jehe.7.3.338]

جدول ۱: متغیرهای مؤثر و مقادیر سطوح

متغیرهای مؤثر	مقادیر				
غلظت کلرید (میلی‌گرم بر لیتر)	۵۰۰۰	۱۰۰۰۰	۱۵۰۰۰	۲۰۰۰۰	۲۵۰۰۰۰
مقدار جاذب (گرم)	۱/۵	۲/۵	۳,۵	٤,٥	–
زمان (ساعت)	۰/۵	۱	۱/۵	۲	۵-۳

چگونگی فرایند جذب

هیدروکسیدهای لایه‌ای دوگانه مانند خاک رس سنتزی هستند که مقدار بار های الکتروستاتیکی مثبت موجود در ساختار از طریق روش سنتز کنترل می‌شود. زمانی که بخشی از محل‌های کاتیونی توسط کاتیون‌های ۳ ظرفیتی اشغال می‌شوند منجر به بار مثبت اضافی می‌شود. این بار اضافی با حضور آنیون در فضای بین لایه‌ها پایدار می‌گردد. لازم به ذکر است در ابتدا جذب سریع پیش می‌رود ولی با پر شدن محل‌های جذب، جذب سخت‌تر می‌شود. به‌بیان‌دیگر ابتدا لازم است آنیون‌ها از درون محلول به سطح جاذب رسیده و سپس از طریق برهمکنش یونی بین جاذب و جذب‌شونده تثبیت و با بازسازی مجدد ساختار بلورین جاذب، در داخل ساختار آن تثبیت شوند. بعد از جایگیری یون‌ها در محل‌های جذب، جذب مولکول بعدی سخت‌تر می‌شود و انرژی پتانسیل مولکول‌های جذب‌شده با پر شدن محل‌های جذب افزایش می‌یابد.

استفاده از این فرایند تصفیه دارای این مزیت است که هم‌زمان یون‌های کلرید و کلسیم از پساب خارج‌شده و احتمال تشکیل HCl و $CaSO_4.2H_2O$ بعد از تخلیه پساب در لندفیل ها را کاهش می‌دهد [۳۰]. همچنین کلرید هیدروکسید آلومینیوم–منیزیم تشکیل‌شده می‌تواند مجدداً در مصارف ساختمانی به‌عنوان ملات، در فرایند حذف یون فسفات [۳۱] و همچنین به‌عنوان افزودنی ضد شعله در پلاستیک‌ها مورداستفاده قرار گیرد.

ایزوترم های جذب

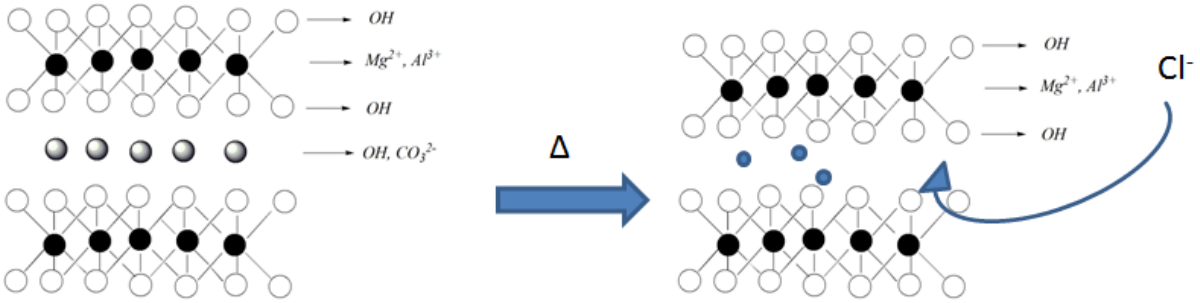
ایزوترم های جذب نشان‌دهنده مقدار جذب به‌عنوان تابعی از غلظت تعادلی جذب‌شونده هستند. به‌منظور بررسی جذب یون کلرید توسط هیدروکسید لایه‌ای از سه مدل لانگمویر، فروندلیچ و تمکین استفاده شد (شکل ۷). ایزوترم لانگمویر می‌تواند جهت تفسیر جذب بر پایه برهمکنش‌های شیمیایی مناسب باشد [۲٤]. در این مدل فرض بر این است که هرچه جذب‌شونده از سطح جاذب دورتر می‌شود عمل جذب سخت‌تر صورت می‌گیرد. طبق معادله با رسم نمودار $1/q_e$ به $1/C_e$خطی به دست می‌آید که میزان تطابق داده‌های تجربی به‌دست‌آمده با مدل از روی میزان ضریب تصحیح رگرسیون تعیین می‌شود. ضریب تصحیح رگرسیون به‌دست‌آمده با مقدار ۰/۹۹۷ نشان‌دهنده تطابق خوب داده‌های تجربی با این مدل را دارد. با استفاده از عرض از مبدأ خط به‌دست‌آمده حداکثر ظرفیت جذب تک لایه‌ای (q_m) برابر با ۱۵۳/۸٤ میلی‌گرم/گرم تعیین شد. مقایسه ظرفیت جذب تک لایه که در مطالعات دیگران گزارش‌شده است در جدول ۲ آورده شده است. همان‌طور که در جدول مشخص است با تغییر نسبت Mg:Al ظرفیت جذب تغییر می‌کند و با افزایش این نسبت به ٤ ظرفیت افزایش‌یافته است. همچنین در مطالعه ال وی و همکاران با نسبت استوکیومتری یکسان بامطالعه حاضر به دلیل افزایش دمای فرآیند جذب به ٦۰°C میزان ظرفیت جذب به دست آمده در این پژوهش حدود ۵ mg/g افزایش نشان می‌دهد. به‌وسیله شیب‌خط می‌توان ثابت سرعت جذب را برابر با ۰/٦۷ تعیین نمود. ازآنجایی‌که میزان ثابت لانگمویر بین

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-02]

[DOI: 10.29252/jehe.7.3.338]

۰ و ۱ به دست می‌آید طبق این مدل جذب مطلوب است. تطابق داده‌های تجربی با مدل فرندلیچ بر اساس مقدار ضریب تصحیح رگرسیون به‌دست‌آمده برابر با ۰/۹۹۲ است که کمتر از مقدار به‌دست‌آمده از مدل لانگمویر است. مقدار1/n به‌دست‌آمده ۰/۷٦ است. معمولاً زمانی که مقدار 1/n بین ۰/۷ تا ۱ به دست می‌آید نشان‌دهنده آن است که در زمان افزایش بسیار زیاد غلظت جذب‌شونده میزان جذب به دلیل پر شدن سایت‌های فعال جذب کاهش می‌یابد [۳۲].

مدل تمکین انرژی جذب را در ضخامت‌های بالای یک مولکول بیان می‌سازد و اثر ضخامت مولکول‌های جذب‌شده را در بیان انرژی جذب وارد می‌سازد. بر اساس مقدار ضریب همبستگی به‌دست‌آمده برای این مدل (۰/۹۵۲) انطباق چندانی بین داده‌های تجربی به‌دست‌آمده با این مدل مشاهده نمی‌شود. بر اساس خط به‌دست‌آمده گرمای جذب (J/mol) ۲٦/۷۷ و ثابت تمکین مربوط به گرمای جذب (L/g) ۰/۰۰۱ به دست آمد. پایین بودن مقدار B در این مطالعه نشان‌دهنده ضعیف بودن برهمکنش چندلایه‌ای با مکانیسم تبادل یون است که این نشان می‌دهد مکانیسم جذب از طریق برهمکنش الکتروستاتیکی صورت گرفته و به‌صورت تک لایه است. تمام داده‌های به‌دست‌آمده جذب برای سه مدل در جدول ۳ خلاصه‌شده است.



شکل ۷: تصویر شماتیک از جذب یون کلرید در ساختار اکسید لایه‌ای دوگانه آلومینیوم-منیزیم

جدول ۲: مقایسه ظرفیت جذب تک لایه به‌دست‌آمده با مقادیر گزارش‌شده توسط دیگران

مرجع	q_m (mg/g)	دمای جذب	نسبت Mg :Al
[۳۰] کامیدا و همکاران	۱۰۹/۳	۸۰°C	۲
[۳۰] کامیدا و همکاران	۱۰۲/٦	۸۰°C	۳
[۸] ال وی و همکاران	۱٤۹/٥	۳۰ °C	٤
مطالعه حاضر	۱٥۳/۸	٦۰ °C	٤

جدول ۳: پارامترهای به‌دست‌آمده از مدل‌های ایزوترم لانگمویر، فروندلیچ و تمکین

تمکین			فرندلیچ			لانگمویر		
R^2	B(J/mol)	A(L/g)	R^2	1/n	K_F (mg/g (L/mg)$^{1/n}$)	R^2	k_L	q_m(mg/g)
۰/۹٥۱	۲٦/۷۷	۰/۰۰۱	۰/۹۹۲	۰/۷٦	۰/۰٤۹	۰/۹۹۷	۰/٦۷	۱٥۳/۸٤

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-02]

[DOI: 10.29252/jehe.7.3.338]

جدول ٤: پارامترهای خلاصه‌شده برای سه مدل سینتیکی شبه مرتبه یک، شبه مرتبه دو و نفوذ درون‌مولکولی

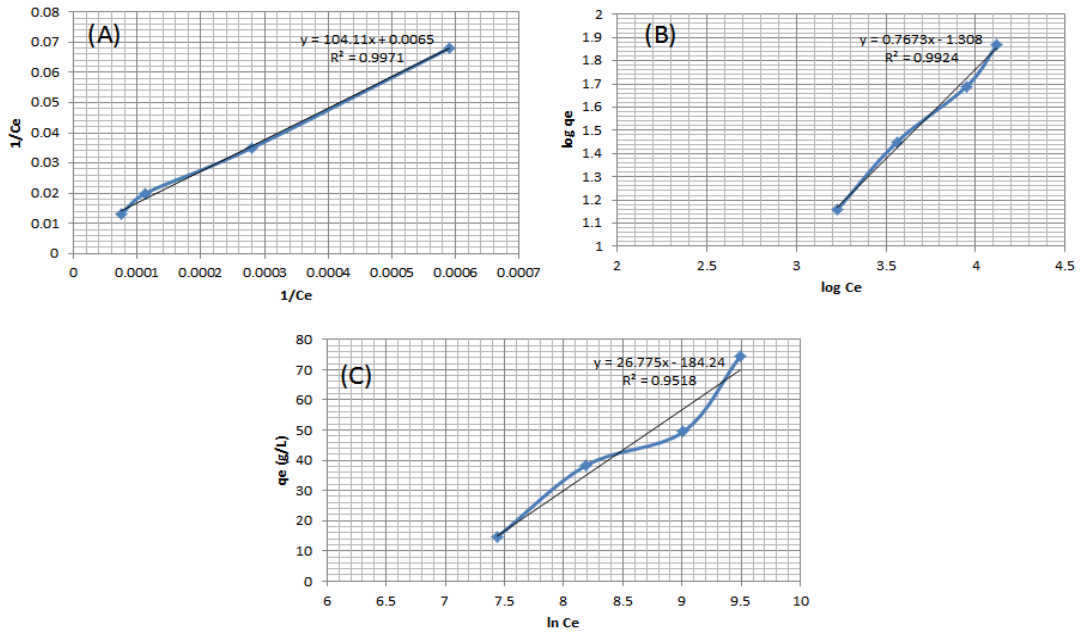
مدل نفوذ درون‌مولکولی			مدل شبه مرتبه دو			مدل شبه مرتبه یک			غلظت (mg/L)
R^2	K_{id}	C	R^2	k_2(g.mg^{-1}.min^{-1})	q_e(mg/g)	R^2	k_1(min^{-1})	q_e(mg/g)	
٠/٩٧٩	٣٨/٤٣	١١/٧٩	٠/٩٨٧	٠٠٤/٠	١٠١/٠١	٠/٩٦٣	٠/٤٤	٦٤/١٦	٤/٥

مطالعات سینتیک جذب

مطالعات سینتیکی جذب به دلیل اینکه سرعت جذب ماده جذب‌شونده تا زمان تعادل را توضیح می‌دهد امری ضروری است. سه مدل سینتیک جذب شبه مرتبه ١، شبه مرتبه ٢ و نفوذ بین‌ذره‌ای جهت مطالعات سینتیکی برای غلظت اولیه پساب ٢٥٠٠٠میلی‌گرم/لیتر مورداستفاده قرار گرفت.

در شکل ٧ (A)، (B) و (C) منحنی‌های سینتیکی برای سه مدل شبه مرتبه یک، شبه مرتبه دو و نفوذ بین‌مولکولی برای مقدار جاذب ٤/٥ گرم آورده شده است. بهترین مدل منطبق با داده‌های تجربی بر اساس ضریب تصحیح رگرسیون و مقدار جذب تعادلی به‌دست‌آمده انتخاب شد. بر این اساس معادله سینتیکی شبه مرتبه دو بیشترین تطبیق را با داده‌های تجربی از خود نشان دادند.

داده‌های تجربی نشان دادند مرحله نفوذ ذرات مرحله تعیین‌کننده سرعت نیست و برقراری نیروهای الکتروستاتیکی بین جاذب و جذب‌شونده در تعیین سرعت جذب تعیین‌کننده است. بر این اساس مقدار جذب‌شده تعادلی بر اساس مدل سینتیکی شبه مرتبه دو برای مقدار جاذب ٤/٥ گرم ١٠١/٠١میلی‌گرم/گرم تعیین شد. بر اساس تطبیق داده‌های تجربی با مدل‌های سینتیکی استفاده‌شده میزان تطبیق به ترتیب شبه مرتبه دو> نفوذ بین‌ذره‌ای> شبه مرتبه یک بوده است. پارامترهای به‌دست‌آمده از تطابق داده‌های تجربی با مدل‌های سینتیکی در جدول ٤ خلاصه‌شده است.



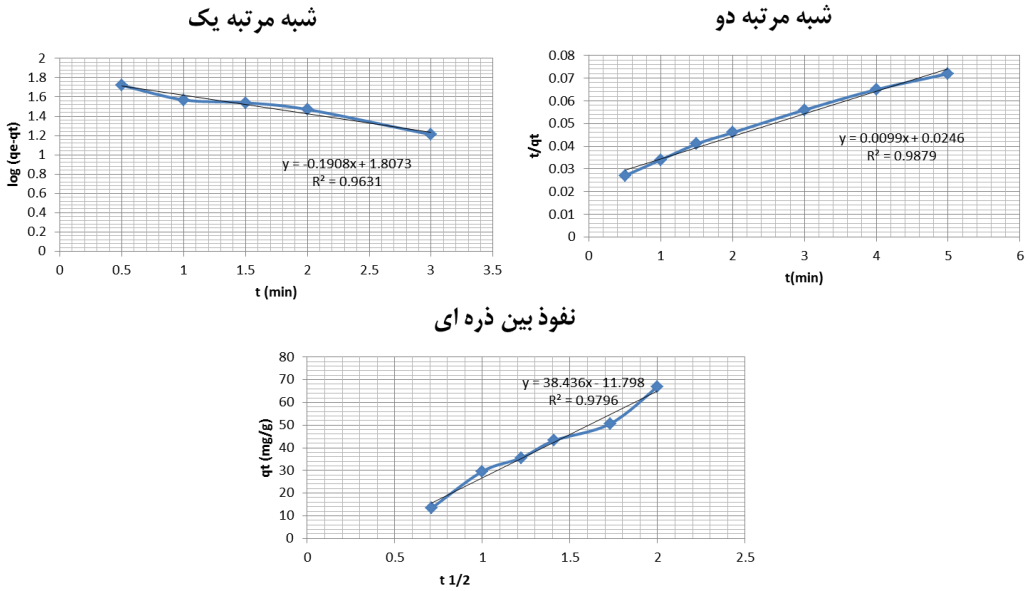
شکل ٨: ایزوترم های جذب بر اساس مدل لانگمویر (A) ، فروندلیچ (B) و تمکین (C)

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-02]

[DOI: 10.29252/jehe.7.3.338]

جدول ۵: پارامترهای ترمودینامیکی فرآیند جذب

ΔG (KJ/mol)	ΔH° (KJ/mol)	ΔS° (J/mol)
T= ۲۹۸ , -۲۹/٤٤	١٦/١	٤٤/٧٩
T=۳۲۳ , -۳۰/٥٦		
T=۳۳۳, -۳۱/۰۱		



شکل ۹: نمودار سینتیک جذب یون کلرید شبه مرتبه ۱ (A)، شبه مرتبه ۲ (B) و نفوذ بین‌مولکولی (C) مقدار جاذب ٤/٥ گرم)

ترمودینامیک جذب

به‌منظور بررسی ترمودینامیک جذب سه دمای ۲۵، ۵۰ و ٦۰ درجه سانتی‌گراد انتخاب‌شده و K_d به‌دست‌آمده برای هر دما را نسبت به‌عکس دما رسم و شیب و عرض از مبدأ آن تعیین شد. مقادیر کمی به‌دست‌آمده در جدول ۵ خلاصه‌شده است. مقدار مثبت ΔS° نشان‌دهنده رخ دادن برخی تغییرات ساختاری بر روی جاذب و افزایش بی‌نظمی در مرز مشترک جامد/مایع سیستم جذب در حین انجام عملیات جذب است. مثبت بودن ΔH° نشان می‌دهد با افزایش دما از ۲۵ تا ٦۰°C برهمکنش بین جاذب و جذب‌شونده قوی‌تر شده و باعث افزایش راندمان جذب می‌شود. می‌توان این‌طور بیان نمود که با افزایش دما به ٦۰°C متورم شدن و ورقه‌ای شدن بلورهای لایه‌ای افزایش‌یافته و جذب از طریق برقراری برهمکنش الکتروستاتیکی بین جاذب و جذب‌شونده راحت‌تر صورت می‌گیرد. منفی بودن ΔG° نشان‌دهنده خودبه‌خودی بودن فرآیند جذب است [۳۳].

نتیجه‌گیری

در این مطالعه هیدروکسید لایه‌ای منیزیم و آلومینیوم سنتز شد. وجود یون‌های آلومینیوم باعث می‌شود تا لایه‌های بلورین بار مثبت بگیرند که با جایگیری آنیون‌ها در فضای بین لایه‌ها بار اضافی مثبت خنثی می‌شود. بنابراین با مشخص نمودن

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-02]

[DOI: 10.29252/jehe.7.3.338]

نسبت مولی دو فلز منیزیم به آلومینیوم می‌توان ظرفیت تبادل آنیونی ماده سنتز شده را کنترل نمود. هیدروکسید لایه‌ای سنتز شده جهت جذب یون‌های کلرید حاصل از پساب صنعت سرب و روی مورداستفاده قرار گرفت. نتایج حاصل از طیف‌سنجی پراش انرژی نمونه جاذب بعد از جذب وجود یون‌های کلرید در ساختار بلورین جاذب را تایید نمود. نتایج آزمایشگاهی نشان دادند که میزان جذب با ظرفیت تبادل آنیونی مرتبط است و هر چه میزان جاذب افزایش می‌یابد میزان حذف یون کلرید نیز افزایش می‌یابد. با افزایش بیشتر میزان جاذب به دلیل به وجود آمدن ساختار ژل‌مانند ویسکوزیته محیط افزایش‌یافته و عمل حذف در اثر کاهش تحرک یون‌ها کاهش می‌یابد. نتایج نشان داد که عمل جذب با مدل ایزوترم لانگمویر مطابقت دارد که نشان‌دهنده وجود برهمکنش میان جاذب و جذب‌شونده است همچنین مرحله تعیین‌کننده سرعت جذب به ایجاد این برهمکنش بستگی دارد.

ملاحظات اخلاقی

نویسندگان کلیه نکات اخلاقی شامل عدم سرقت ادبی، انتشار دوگانه، تحریف داده‌ها و داده سازی را در این مقاله رعایت کرده‌اند. همچنین هرگونه تضاد منافع حقیقی یا مادی که ممکن است بر نتایج یا تفسیر مقاله تأثیر بگذارد را رد می‌کنند. این تحقیق در ادامه رساله کارشناسی ارشد سرکار خانم مهندس بهار حاجی سامی فارغ‌التحصیل از دانشکده محیط‌زیست انجام‌شده است.

تشکر و سپاسگزاری

نویسندگان از جناب آقای دکتر ناصر شریفی سنجانی از دانشکده شیمی، پردیس علوم، دانشگاه تهران که اجازه استفاده از امکانات آزمایشگاه را داده و در مراحل انجام باراهنمایی‌های ارزشمند خود ما را یاری نمودند تشکر و قدردانی می‌نمایند.

References

1. Sonune A, Ghate R. Developments in wastewater treatment methods. Desalination 2004;167: 55-63.
2. Murdock WW. Environment: resources, pollution, and society. 1971.
3. Abel PD. Water pollution biology: CRC Press; 2002.
4. Dąbrowski A, Hubicki Z, Podkościelny P, Robens E. Selective removal of the heavy metal ions from waters and industrial wastewaters by ion-exchange method. Chemosphere 2004;56(2): 91-106.
5. Kameda T, Yabuuchi F, Yoshioka T, et al. New method of treating dilute mineral acids using magnesium–aluminum oxide. Water Res. 2003;37(7): 1545-50.
6. Helz GR, Nweke AC. Incompleteness of wastewater dechlorination. Environ.Sci. Technol. 1995;29(4): 1018-22.
7. Apul OG, Wang Q, Zhou Y, Karanfil T. Adsorption of aromatic organic contaminants by graphene nanosheets: Comparison with carbon nanotubes and activated carbon. Water Res. 2013;47(4): 1648-54.
8. Lv L, He J, Wei M, et al. Uptake of chloride ion from aqueous solution by calcined layered double hydroxides: equilibrium and kinetic studies. Water Res. 2006;40(4): 735-43.
9. Duan F, Li Y, Cao H, et al. Activated carbon electrodes: electrochemical oxidation coupled with desalination for wastewater treatment. Chemosphere 2015;125: 205-11.
10. Basha CA, Ghosh PK, Gajalakshmi G. Total dissolved solids removal by electrochemical ion exchange (EIX) process. Electrochimica Acta 2008;54(2): 474-83.
11. Apte S, Apte SS, Kore V, Kore S. Chloride Removal from Wastewater by Biosorption with the Plant Biomass. Uni. J. Environ. Res. Techno. 2011;1(4).
12. Peng X, Dou W, Kong L, et al. Removal of Chloride Ions from Strongly Acidic Wastewater Using Cu (0)/Cu (II): Efficiency Enhancement by UV Irradiation and the Mechanism for Chloride Ions Removal. Environ. Sci. Technol. 2018;53(1): 383-9.
13. Ke GJ, Liu TS, Yang PF, Tang XL, editors. Synthesis of Mesoporous Silica and its Adsorption Properties for

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-02]

[DOI: 10.29252/jehe.7.3.338]

Chloride Ions. Materials Science Forum; 2019: Trans Tech Publ.

14. Ates A, Akgül G. Modification of natural zeolite with NaOH for removal of manganese in drinking water. Powder Techno. 2016;287: 285-91.
15. Pandey JK, Reddy KR, Mohanty AK, Misra M. Handbook of Polymernanocomposites: Processing, Performance and Application: Springer; 2013.
16. Seron A, Delorme F. Synthesis of layered double hydroxides (LDHs) with varying pH: A valuable contribution to the study of Mg/Al LDH formation mechanism. J. Phys. Chem. Solids 2008;69(5-6): 1088-90.
17. Teixeira TP, Pereira SI, Aquino SF, Dias A. Calcined layered double hydroxides for decolorization of azo dye solutions: Equilibrium, kinetics, and recycling studies. Environ. Eng. Sci. 2012;29(7): 685-92.
18. Khusnutdinov V, Isupov V. Mechanochemical synthesis of a hydroxycarbonate form of layered magnesium aluminum hydroxides. Inorg. Mater. 2008;44(3): 263.
19. Halajnia A, Oustan S, Najafi N, et al. Adsorption–desorption characteristics of nitrate, phosphate and sulfate on Mg–Al layered double hydroxide. Appli. Clay. Sci. 2013;80: 305-12.
20. Kameda T, Yoshioka T, Hoshi T, et al. Treatment of hydrochloric acid with magnesium–aluminum oxide at ambient temperatures. Sep. Purif. Technol. 2006;51(3): 272-6.
21. Kameda T, Yoshioka T, Mitsuhashi T, et al. The simultaneous removal of calcium and chloride ions from calcium chloride solution using magnesium–aluminum oxide. Water Res. 2003;37(16): 4045-50.
22. Gao Z, Sasaki K, Qiu X. Structural Memory Effect of Mg–Al and Zn–Al layered Double Hydroxides in the Presence of Different Natural Humic Acids: Process and Mechanism. Langmuir 2018;34(19): 5386-95.
23. Wu T, Cai X, Tan S, et al. Adsorption characteristics of acrylonitrile, p-toluenesulfonic acid, 1-naphthalenesulfonic acid and methyl blue on graphene in aqueous solutions. Chem. Engin. J. 2011;173(1): 144-9.
24. Chung H-K, Kim W-H, Park J, et al. Application of Langmuir and Freundlich isotherms to predict adsorbate removal efficiency or required amount of adsorbent. J. Indust. Engin. Chem. 2015;28: 241-6.
25. Ada K, Ergene A, Tan S, Yalçın E. Adsorption of Remazol Brilliant Blue R using ZnO fine powder: Equilibrium, kinetic and thermodynamic modeling studies. J. Hazard. Mater. 2009;165(1-3): 637-44.
26. Weber TW, Chakravorti RK. Pore and solid diffusion models for fixed ‐ bed adsorbers. AIChE J. 1974;20(2): 228-38.
27. Zhang M, Gao B, Fang J, et al. Self-assembly of needle-like layered double hydroxide (LDH) nanocrystals on hydrochar: characterization and phosphate removal ability. RSC Adv. 2014;4(53): 28171-5.
28. Kameda T, Yoshioka T, Hoshi T, et al. The removal of chloride from solutions with various cations using magnesium–aluminum oxide. Sep. Purifi. Technol. 2005;42(1): 25-9.
29. Costa FR, Abdel-Goad M, Wagenknecht U, Heinrich G. Nanocomposites based on polyethylene and Mg–Al layered double hydroxide. I. Synthesis and characterization. Polymer 2005;46(12): 4447-53.
30. Kameda T, Miyano Y, Yoshioka T, et al. New treatment methods for waste water containing chloride ion using magnesium–aluminum oxide. Chem. lett. 2000;29(10): 1136-7.
31. Kawamoto A. Phosphorus removal from wastewater by layer structure inorganic ion exchanger with high selectivity to phosphate anion. Mizukankyougakkaishi 1999;22: 875-81.
32. Tan I, Ahmad A, Hameed B. Adsorption isotherms, kinetics, thermodynamics and desorption studies of 2, 4, 6-trichlorophenol on oil palm empty fruit bunch-based activated carbon. J. Hazard. Mater. 2009;164(2-3): 473-82.
33. Zubair M, Jarrah N, Manzar MS, et al. Adsorption of eriochrome black T from aqueous phase on MgAl-, CoAl- and NiFe-calcined layered double hydroxides: Kinetic, equilibrium and thermodynamic studies. J. Mol. Liq. 2017;230: 344-52.

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-02]

[DOI: 10.29252/jehe.7.3.338]

Journal of Environmental Health Engineering, May 2020; Vol. 7, No. 3: 338-355

Investigation of the Adsorption Efficacy in Removal of Chloride Ions by Synthesized magnesium–aluminum hydroxide from Zanjan Lead &Zinc Industry wastewater

Bahar Hajisami[1], Somayeh Mohammadi[2*], Ravanbakhsh Shirdam[2]

[1] *Graduated Student, Department of Environment Engineering, College of Environment, Karaj, Iran*
[2] *Professor Assistant, Department of Environment Engineering, College of Environment, Karaj, Iran*

**** E-mail: smohamadi@khayam.ut.ac.ir***

Received: 11 Nov 2019 ; Accepted: 16 Feb 2020

ABSTRACT

Background and Purpose: The presence of corrosive anions in industrial wastewater can have many environmental and economic problems.

Materials and methods: In this study, layered magnesium–aluminum oxide was synthesized which has an extra positive charge and was used for adsorption of chloride ions from waste-water of lead and zinc industry.

Results: The synthesized crystalline material was investigated by X-ray diffraction spectroscopy, Scanning electron microscopy- energy dispersive spectroscopic analysis. X-ray diffraction spectroscopy results showed that there was no difference in the crystalline structure before and after chloride ion adsorption. Scanning electron microscopy- energy dispersive spectroscopic analysis showed the condensation of adsorbent after chloride ions adsorption and EDX analysis confirmed the presence of chloride and precipitation of Ca2+ ions after adsorption. Measurement of zeta-potential for synthesized layered magnesium–aluminum hydroxide confirmed the positive surface charge. Isotherm studies have shown the compatibility of experimental data with the Langmuir model, which indicates the interaction between adsorbent and chloride ions, the maximum adsorption capacity for the synthesized adsorbent with Mg / Al ratio of 4 was determined 153.8 mg/g at 60 ° C. The obtained values showed the intercalation rate follows pseudo-second-order. The experimental data confirmed adsorption capacity has been increased with increasing the adsorbent dosage from 1.5 to 4.5 gr and the equilibrium time increased from 90 min. to 4 h from 1.5 g adsorbent to 4.5 g. Thermodynamic studies revealed the adsorption occurs spontaneously and positive entropy changes indicated strengthening the interaction between adsorbent and chloride ions with increasing the temperature from 25 to 60°C.

Conclusion: Finally, it can be concluded synthesized double layered Al-Mg hydroxide can be a good candidate to reduce chlorine ions from lead and zinc Industry wastewaters.

Keywords: Chloride ions adsorption, Adsorption isotherms, Adsorption kinetics

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-02]

[DOI: 10.29252/jehe.7.3.338]