

# ارزیابی ریزساختاری تأثیر نحوه عمل‌آوری در فرایند تثبیت/جامدسازی پایه‌ی سیمانی در بنتونیت آلوده به یون سرب

وحیدرضا اوحدی\* (استاد)

دانشکده‌ی مهندسی عمران، دانشگاه بوعلی سینا، همدان

دانشکده‌ی عمران، پردیس دانشکده‌های فنی، دانشگاه تهران

بهنام یوسفی (دانشجوی دکتری)

ریحانه صفادوست (دانشجوی کارشناسی ارشد)

دانشکده‌ی مهندسی عمران، دانشگاه بوعلی سینا، همدان

مهندسی عمران شریف، تابستان ۱۴۰۲ (۱۰-۹-۳۹، صص. ۹۳-۱۰، پژوهشی)  
دوری ۳۹، شماره ۲، صص. ۹۳-۱۰، پژوهشی

تثبیت/جامدسازی پایه‌ی سیمانی از روش‌های جاوگیری از انتقال آلودگی در خاک است. هدف پژوهش حاضر، ارزیابی ریزساختاری مکانیزم‌های کنترل‌کننده در تثبیت/جامدسازی بنتونیت آلوده در شرایط عمل‌آوری سیستم باز (قرارگیری در معرض رطوبت) و شرایط عمل‌آوری سیستم بسته (عدم قرارگیری در معرض رطوبت) بوده است. به این منظور، یک مجموعه آزمایش pH، آب‌شویی آلودگی (TCLP) و اشعه‌ی ایکس انجام شد. براساس نتایج به دست آمده، در حضور ۱۵٪ سیمان، pH محیط در ناحیه‌ی ایمن قرار گرفته و نوع عمل‌آوری، تأثیری در بازده تثبیت نداشته است. در دو سیستم عمل‌آوری سیستم‌های باز و بسته، مکانیزم رسوب آلانینده، عملکرد نسبتاً یکسانی داشته است. نتایج آزمایش‌های اشعه‌ی ایکس، پیشرفت محدود واکنش‌های پوزولانی را به دلیل حضور فاز سنگین نشان داده است. با وجود این، براساس نتایج آزمایش‌های ریزساختاری اشعه‌ی ایکس، احراز محدودیت‌های استاندارد EPA در نمونه‌های عمل‌آوری شده در سیستم بسته را می‌توان به پیشرفت بهتر واکنش‌های پوزولانی و جامدسازی آلانینده با تشکیل C-A-S-H و C-S-H برای نمونه‌های عمل‌آوری شده در سیستم بسته نسبت داد.

واژگان کلیدی: تثبیت/جامدسازی، TCLP، پراش پرتوایکس، بنتونیت آلوده، سیمان.

## ۱. مقدمه

امروزه با رشد تکنولوژی و به علت سرعت توسعه‌ی شهری و صنعتی شدن و استفاده‌ی بیشتر از مواد شیمیایی و پسماندهای تولید شده، حضور آلاینده‌های فلز سنگین در خاک‌ها به‌طور قابل توجهی افزایش یافته و تبدیل به یکی از مشکلات متداول ژئوتکنیک زیست‌محیطی در سراسر جهان شده است.<sup>[۱]</sup> فلزات سنگین به علت سمی بودن، دوام، تجمع و حضور در پسماندها، یکی از مهم‌ترین نگرانی‌های زیست‌محیطی هستند.<sup>[۲]</sup> در میان فلزات سنگین، یون سرب (Pb) به صورت ویژه‌ی

مورد توجه بوده و این به دلیل سمیت و افزایش استفاده‌ی گسترده از آن در صنایع مختلف است.<sup>[۳]</sup> تکنولوژی‌های اصلاح‌کننده‌ی خاک‌های آلوده به فلز سنگین، اصولاً شامل: شستشوی شیمیایی، تثبیت و جامدسازی، پوشش خاک آلوده، سیستم زهکشی و رقیق‌سازی است.<sup>[۴]</sup>

تثبیت و جامدسازی پایه‌ی سیمانی، یک روش رایج و مؤثر به دلیل هزینه‌ی نسبتاً کم، بهبود مشخصات فیزیکی و عملکرد مناسب از منظر زیست‌محیطی بوده و به‌طور قابل توجهی برای اصلاح خاک‌های آلوده به فلز سنگین استفاده شده است.<sup>[۵]</sup>

تثبیت و جامدسازی هر کدام از آن‌ها، آثار متفاوتی در پسماند دارند. جامدسازی سبب ایجاد تغییراتی در خواص فیزیکی پسماند می‌شود، که شامل: افزایش مقاومت،

\* نویسنده مسئول

تاریخ: دریافت ۱۴۰۱/۸/۱۰، اصلاحیه ۱۴۰۱/۹/۳۰، پذیرش ۱۴۰۱/۱۱/۱۱.

DOI:10.24200/J30.2023.61334.3163

استناد به این مقاله:

اوحدی، وحیدرضا، یوسفی، بهنام و صفادوست، ریحانه، ۱۴۰۲. ارزیابی ریزساختاری تأثیر نحوه عمل‌آوری در فرایند تثبیت/جامدسازی پایه‌ی سیمانی در بنتونیت آلوده به یون سرب. مهندسی عمران شریف، ۳۹(۲)، صص. ۹۳-۱۰.

که در بیشتر مطالعات تثبیت و جامدسازی پایه‌ی سیمانی خاک‌های آلوده، حضور ۱۰ تا ۲۰ درصدی سیمان پرتلند به عنوان چسباننده، موجب کاهش استخراج فلز سنگین سرب می‌شود. [۱۸، ۱۹]

با توجه به آنکه در مطالعات پیشین، به موضوع تأثیر همزمان pH محلول سیال حفره‌ی در تشکیل فازهای رسوب و نحوه‌ی عمل‌آوری توجه کمتری صورت گرفته است، هدف نوشتار حاضر، به تعیین تأثیر درصد رطوبت، pH محلول سیال حفره‌ی و نحوه‌ی عمل‌آوری در نگهداشت فلز سنگین سرب تحت فرایند تثبیت و جامدسازی پایه‌ی سیمانی معطوف شده است. در پژوهش حاضر، نمونه‌های بتونیت حاوی سرب در درصد‌های رطوبت بهینه‌ی مختلف و با نحوه‌ی عمل‌آوری سیستم‌های باز و بسته در حضور سیمان پرتلند تثبیت و جامدسازی شده‌اند. سپس با ارزیابی تغییرات pH در طی زمان و استخراج آلاینده‌ی قابل دسترس توسط آزمایش آبتویی آلودگی (TCLP) به همراه آنالیز اشعه‌ی ایکس (XRD)، کارایی سیستم تثبیت و جامدسازی، بحث و بررسی شده است.

## ۲. مواد و روش‌ها

### ۲.۱. مواد استفاده شده

ظرفیت نگهداشت آلاینده‌ی فلز سنگین در بتونیت به دلیل مساحت ویژه‌ی بزرگ و ظرفیت تبادل کاتیونی زیاد، مورد توجه بسیاری از پژوهشگران قرار گرفته است. [۲۰] خاک استفاده شده در پژوهش حاضر، بتونیت تجاری با نام «بتونیت فلات ایران» تهیه شده از شرکت «ایران باریت» است. در جدول ۱، مشخصات فیزیکی و ژئوتکنیک زیست‌محیطی خاک بتونیتی استفاده شده در پژوهش حاضر درج شده است. به علت آنکه در نوشتارهای علمی معتبر، روش اندازه‌گیری pH و درصد کرنات براساس استاندارد BS توصیه شده است، در پژوهش حاضر نیز این مقادیر براساس استاندارد فوق اندازه‌گیری شده است. از مهم‌ترین ویژگی‌های خاک بتونیت می‌توان به مساحت ویژه ( $418 m^2/g$ ) و ظرفیت تبدیلی کاتیونی ( $62/2 cmol/kg - soil$ ) اشاره کرد. برای آلوده کردن خاک در آزمایشگاه از نیترات سرب با فرمول شیمیایی  $Pb(NO_3)_2$  استفاده شده است. این آلاینده‌ی فلز سنگین از شرکت مرک (Merck) خریداری شده است. در پژوهش حاضر، جدول ۱. مشخصات فیزیکی و ژئوتکنیک زیست‌محیطی بتونیت استفاده شده.

مشخصات فیزیکی بتونیت	مقدار	روش اندازه‌گیری
pH	۹/۸	BS EN ۱۲۴۵۷ - ۲
درصد کرنات	۱۰	BS ۱۳۷۷ - ۳
ظرفیت تبادل کاتیونی (CEC)*	۶۲/۲	[۲۱]
( $cmol/kg - soil$ )		
سطح مخصوص (SSA)** ( $m^2/g$ )	۴۱۸	[۲۲]
توده‌ی ویژه ( $G_s$ )	۲/۷۹	ASTM C ۱۸۸
حد روانی (LL)*** (%)	۳۱۹	ASTM D ۴۳۱۸
دامنه خمیری (PI)**** (%)	۲۷۵	ASTM D ۴۳۱۹
ذرات هم اندازه رس (%)	۷۲	ASTM D ۷۹۲۸

\* Cation Exchange Capacity (CEC)

\*\* Specific Surface Area (SSA)

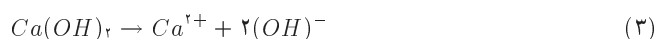
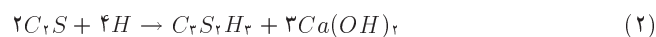
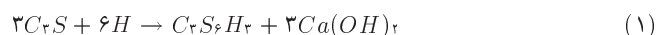
\*\*\* Liquid Limit (LL)

\*\*\*\* Plasticity Index (PI)

کاهش نفوذپذیری و کپسوله شدن اجزاء خطرناک است. همچنین، تثبیت سبب ایجاد تغییرات شیمیایی در مواد پسماند و جلوگیری از انتقال آن می‌شود. [۹]

سیمان پرتلند معمولی به علت اختلاط ساده، در دسترس بودن، قیمت مناسب و سازگاری با بسیاری از آلاینده‌ها، پرمصرف‌ترین و رایج‌ترین چسباننده‌ی استفاده شده در فرایند تثبیت و جامدسازی است. [۱۰] به دلیل قلیایی سیمان، فلزات به صورت رسوب هیدروکسیدی یا نمک‌های کربناتی، به ساختارهایی با استحکام بیشتر تبدیل می‌شوند. فرایند شیمیایی تشکیل ژل C-S-H در: تثبیت، کپسوله کردن آلاینده‌ها، بهبود خواص مکانیکی و مقاومتی ملات‌های سخت شده، نقش اساسی در فرایند تثبیت و جامدسازی پایه‌ی سیمانی ایفا می‌کند. [۱۱] استفاده از ترکیب‌هایی، همچون نانوسیلیس در حضور سیمان پرتلند سبب افزایش میزان شکل‌گیری ژل C-S-H<sup>۱</sup> می‌شود که سبب غالب شدن مکانیزم جامدسازی بر مکانیزم تثبیت می‌شود. [۱۲] استفاده از ترکیب سیمان - خاکستر بادی به عنوان چسباننده، ضمن کاهش pH و تنظیم آن در ناحیه‌ی ایمن (ناحیه‌ی رسوب آلاینده)، مقدار سرب تراوش شده از نمونه‌ها طی آزمایش TCLP<sup>۲</sup> را به مقدار قابل توجهی کاهش و در محدوده‌ی قابل قبول (کوچک‌تر از ۵ میلی‌گرم بر لیتر) قرار داده است. [۱۳]

سیلیکات‌های کلسیم ( $C_2S$  و  $C_3S$ ) دو بخش چسباننده‌ی اصلی در سیمان هستند. هیدرات  $C_3S$  مقدار آهک جدا شده به صورت  $Ca(OH)_2$ ، محصول هیدراسیون  $C_3S$  هستند. هیدراته شدن  $C_2S$  نیز ترکیب مشابه تولید می‌کند، با این تفاوت که مقدار آهک آن کمتر است. تشکیل  $Ca(OH)_2$  در طی فرایند هیدراسیون، سیمان اصلی‌ترین عامل افزایش pH در محیط است (معادله‌های ۱ الی ۳): [۱۵، ۱۶]



هیدراسیون سیمان فرایند بسیار مهمی است و حضور فلزات سنگین در شکل‌گیری آن اختلال ایجاد می‌کند. مطالعات نشان داده است که دی‌آمونیم فسفات باعث اسیدی شدن محیط خاک و افزایش انحلال‌پذیری سرب و فسفر در خاک و نیز سبب تشکیل کانی پاپرومورفایت و تثبیت در جای سرب در خاک می‌شود. [۱۶] در حالت اخیر انتظار می‌رود از تأثیر منفی یون سرب در کاهش تشکیل واکنش‌های پوزولانی سیمان کاسته شود. در مجموع، هدف از عمل‌آوری در دمای عادی، حفظ محیط سیمانی در حالت مرطوب است، تا زمانی که فضاهای پراز آب موجود در خمیر سیمان تازه، به میزان مطلوب با فرآورده‌های هیدراسیون سیمان اشغال شوند. لزوم عمل‌آوری، برخاسته از این حقیقت است که هیدراسیون سیمان فقط در منافذ مویینه‌ی پُر از آب اتفاق می‌افتد و به این دلیل باید از افت آب در منافذ مویینه جلوگیری کرد. [۱۷] پژوهشگران مختلف برای تثبیت و جامدسازی پایه‌ی سیمانی از دو روش عمل‌آوری در شرایط محیط مرطوب (سیستم باز) و عمل‌آوری در حالت آب‌بندی شده (سیستم بسته) بهره گرفته‌اند. [۱۸، ۱۹] یکی از محدودیت‌های مطالعات پیشین، تأکید و تمرکز بر مطالعه‌ی رفتار خاک‌های جامدسازی شده‌ی پایه‌ی سیمانی با آماده‌سازی نمونه در شرایط رطوبت بهینه بوده است. [۱۸] تهیه‌ی نمونه‌های تثبیت و جامدسازی براساس درصد رطوبت بهینه‌ی ترکیب خاک و سیمان بدون در نظر گرفتن آلودگی و اندازه‌گیری مقاومت تک‌محوری نمونه‌ها به عنوان معیاری برای پیشرفت هیدراسیون سیمان در نظر گرفته شده است. در این راستا، معیار استفاده از ۱/۲ برابر درصد رطوبت بهینه (OWC)<sup>۳</sup> برای حصول بیشینه‌ی مقاومت تک‌محوری خاک‌های تثبیت شده‌ی سیمانی پیشنهاد شده است. [۱۸، ۱۹] بررسی نتایج سایر پژوهشگران نشان داده است

جدول ۲. مقادیر اکسیدهای اصلی معادل اجزاء تشکیل دهنده‌ی مصالح.

عناصر تشکیل دهنده	مقدار %	
	سیمان	بتونیت
SiO <sub>2</sub>	۲۱/۵	۵۷/۳
Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	۴/۹	۱۴
Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	۳/۸	۳/۲
CaO	۶۳/۳	۳/۸
MgO	۱/۶	۲/۹
SO <sub>2</sub>	۲/۴	۰/۴
Na <sub>2</sub> O	۰/۵	۲/۳
K <sub>2</sub> O	۰/۸	۰/۷
L.O.I	۱/۲	۱۴/۷

از سیمان پرتلند تیپ II، محصول شرکت سیمان هگمتان ایران استفاده شده است. مقادیر اکسیدهای اصلی معادل اجزاء تشکیل دهنده‌ی بتونیت و سیمان مصرفی توسط آنالیز XRF بررسی و در جدول ۲ ارائه شده است.

### ۲.۲. تهیه‌ی نمونه

براساس مطالعات صورت گرفته بر روی بتونیت با مشخصات جدول ۱، بیشینه‌ی ظرفیت جذب آلودگی سرب توسط بتونیت، معادل  $90 \text{ cmol/kg} - \text{soil}$  است.<sup>[۱۴]</sup> بنابراین به منظور بررسی تأثیر سیمان و تغییرات pH ناشی از آن در فرایند تثبیت و جامدسازی، خاک موردنظر با غلظت آلودگی معادل  $100 \text{ cmol/kg} - \text{soil}$  به صورت مصنوعی آلوده شده است. برای تهیه‌ی خاک آلوده در آزمایشگاه، ابتدا نمک نترات سرب ( $Pb(NO_3)_2$ ) به صورت سوسپانسیون و با نسبت S:W (آب: مواد جامد) برابر با ۱۰ : ۱ به خاک اضافه شده است. سوسپانسیون به مدت ۹۶ ساعت، هر روز به مدت ۲ ساعت توسط لرزاننده‌ی مکانیکی برای انجام تبادل کاتیونی کاملاً مخلوط و پس از آن در گرمخانه با دمای  $60^\circ C$  خشک شده است. خاک مذکور به عنوان خاک آلوده در فرایند تثبیت و جامدسازی استفاده شده است. سیمان پرتلند معمولی به میزان ۱۵٪ وزنی خاک خشک آلوده به نمونه‌ها اضافه شده است. با توجه به اینکه تأثیر تغییرات درصد رطوبت اولیه در راندمان جامدسازی پایه‌ی سیمانی خاک‌های آلوده در مطالعات پیشین کمتر بررسی شده است، در پژوهش حاضر، معیار رطوبت ساخت نمونه‌ها در ضرایب مختلف درصد رطوبت بهینه (OWC) بوده است. بر این اساس، نمونه‌ها در چهار درصد رطوبت متفاوت آزمایش و هر یک در دو سیستم متفاوت باز و بسته عمل‌آوری شده‌اند. در سیستم عمل‌آوری باز، نمونه‌ها در اتاقک مرطوب با درصد رطوبت ثابت ۹۵٪ و دمای  $25^\circ C$  نگهداری شده‌اند. در سیستم عمل‌آوری بسته نیز نمونه‌ها به منظور حفظ درصد رطوبت اولیه، سلفون‌پیچ شده و پس از قرارگیری در پلاستیک زیپ‌دار در اتاقک مرطوب قرار گرفته‌اند.

### ۳.۲. شیوه انجام آزمایش‌ها

به منظور بررسی اندرکنش آلاینده‌های فلز سنگین سرب با بتونیت و سایر ترکیب‌های بتونیت و تصمیم‌گیری درباره‌ی میزان غلظت آلودگی اعمالی به خاک، آزمایش نگهداشت فلز سنگین به روش تعادل سوسپانسیون خاک، ارائه شده در استاندارد

EPA، به این شرح انجام شده است: محلول‌های حاوی غلظت‌های متفاوت از فلز سنگین تهیه و  $20$  میلی‌لیتر از آن‌ها به عنوان آلاینده‌ی مرجع برای استفاده در آزمایش‌ها انتخاب شده است. سوسپانسیون نمونه‌ها با نسبت S:W (محلول آلاینده: مواد جامد) برابر با  $1:20$  تهیه شده است. پس از قرارگیری بر روی لرزاننده‌ی مکانیکی به مدت ۹۶ ساعت و هر روز به مدت ۲ ساعت همزده شده است تا سیستم کاملاً همگن شود و تبادل کاتیونی صورت گیرد. سپس توسط دستگاه سانتریفیوژ، فاز مایع از جامد جدا، مقدار pH اندازه‌گیری و بخشی از فاز مایع توسط دستگاه جذب اتمی (AAS) مدل GBC ۹۳۲ AB Plus موجود در آزمایشگاه پژوهشی ژئوتکنیک و ژئوتکنیک زیست‌محیطی دانشکده‌ی مهندسی دانشگاه بوعلی سینا آنالیز شده است. رسوب ترکیب‌های حاوی فلز سنگین سرب در مقادیر pH مختلف، یکی از مکانیزم‌های تثبیت آلودگی در خاک است، که در روند هیدراسیون سیمان پرتلند نیز تأثیر می‌گذارد.<sup>[۱۹]</sup> بر این اساس، یک مجموعه‌ی آزمایش، به منظور بررسی چگونگی تشکیل رسوب آلاینده‌ی Pb با تغییر pH صورت گرفته است. بدین منظور، ابتدا یک لیتر محلول استاندارد Pb با غلظت  $100 \text{ ppm}$  آماده شده است. در ادامه،  $20 \text{ ml}$  از محلول استاندارد، همراه با اسید هیدروکلریک یک مولار (۱M) و یا محلول سدیم هیدروکسید یک مولار (۱M) در محدوده‌ی pH ۲ تا ۱۲ تنظیم شده‌است. پس از تنظیم pH، به منظور ایجاد شرایط تعادل، نمونه‌ها به مدت ۲ ساعت توسط لرزاننده‌ی مکانیکی تکان داده شده و به مدت ۲۴ ساعت به طور ثابت نگهداری شده‌اند. در ادامه، pH نهایی محلول اندازه‌گیری و پس از سانتریفیوژ، فاز مایع نمونه از کاغذ صافی با استفاده از دستگاه مکش EPEC عبور داده شده و در لوله‌ی آزمایش ریخته شده است. در انتها، غلظت کاتیون‌های Pb در محلول با استفاده از دستگاه جذب اتمی (AAS) اندازه‌گیری شده است.

براساس روش‌های متداول، میزان درجه‌ی عدم تحرک فلزات سنگین بعد از انجام فرایند تثبیت و جامدسازی با استفاده از آزمایش آب‌شویی آلودگی (TCLP) ارزیابی شده است.<sup>[۲۰]</sup> آزمایش TCLP براساس روش EPA-۱۳۱۱ انجام شده است، تا میزان غلظت فلز سنگین استخراج شده از خاک آلوده‌ی تثبیت/جامدسازی شده تعیین شود.<sup>[۲۱]</sup> برای این منظور، نمونه‌های تثبیت و جامدسازی، پس از طی دوره‌ی عمل‌آوری ۷ و ۲۸ روز در دو سیستم باز و بسته خرد و در گرمخانه با دمای  $60^\circ C$  خشک شده است. اندازه‌ی ذرات قبل از شروع آزمایش باید کمتر از  $9/5 \text{ mm}$  باشد. براساس استاندارد مذکور، محلول استخراج استفاده شده، استیک اسید  $0/1$  مولار است که پس از تهیه، در pH برابر با  $0/5 \pm 2/88$  به تعادل رسیده است. سوسپانسیون نمونه‌ها با نسبت S:W (محلول استخراج: مواد جامد) برابر با  $1:20$  تهیه شده است. تمامی سوسپانسیون‌ها به مدت  $2 \pm 18$  ساعت به طور مداوم توسط دستگاه لرزاننده‌ی مکانیکی تکان داده شده‌اند. با اندازه‌گیری pH نمونه‌ها و سانتریفیوژ کردن آن‌ها، فاز مایع جدا و مقدار  $Pb^{+2}$  توسط دستگاه جذب اتمی اندازه‌گیری شده است. براساس معیار سازمان حفاظت از محیط‌زیست آمریکا برای پذیرش مقدار آلودگی رها شده از نمونه بعد از انجام آزمایش TCLP، بیشینه‌ی غلظت مجاز آلاینده  $5 \text{ ppm}$  تعیین شده است.<sup>[۲۲]</sup> به منظور تحلیل و بررسی پیشرفت واکنش‌ها و عناصری که در طی فرایند هیدراسیون و اندرکنش میان خاک آلوده و سیمان رخ داده است، از آنالیز پراش پرتو ایکس استفاده شده است. با توجه به حضور مواد چسباننده و تأثیر رطوبت در مقدار پیشرفت هیدراسیون از روش نمونه‌سازی پودری و دستگاه Siemens - Diffractometer DA Advance واقع در دانشکده‌ی مهندسی دانشگاه بوعلی سینا استفاده شده است.

### ۳. بحث و بررسی

#### ۱.۳. رسوب فلز سنگین سرب تحت pH های مختلف

اصولاً حضور فلزات سنگین در خاک سبب اسیدی شدن محیط خاک می‌شود. همان‌طور که پیش‌تر اشاره شده است، استفاده از سیمان در فرایند تثبیت و جامدسازی سبب افزایش pH نمونه می‌شود. اولین گام در فرایند تثبیت و جامدسازی فلزات سنگین، تغییر pH در محیط معادل با کمترین مقدار انحلال‌پذیری آلاینده است. [۲۳] فلز سنگین سرب، رفتار آمفوتریک دارد؛ بدین معنی که با تغییر pH محلول حفره‌یی در محدوده‌ی اسیدی و بازی شدید، غلظت سرب محلول افزایش می‌یابد. [۱۴] به‌منظور امکان ارزیابی رفتار سرب با تغییرات pH، یک مجموعه آزمایش رسوب انجام شده است. مطابق شکل ۱، رفتار فلز سنگین سرب در چهار ناحیه‌ی ۱، ۲، ۳، ۴ قابل تفکیک است. رسوب تدریجی سرب در ناحیه‌ی ۲ با  $pH = 4$  شروع شده و تا  $pH = 9$  ادامه یافته است. کمترین مقدار انحلال‌پذیری سرب در  $pH = 9$  تا  $pH = 12$  رخ داده است. در نتیجه، براساس الگوی رسوب سرب در مقادیر pH مختلف، می‌توان در خصوص درصد سیمان مصرفی مناسب برای استفاده از مکانیزم رسوب و افزایش قابلیت نگهداری آلاینده در فرایند تثبیت و جامدسازی استفاده کرد.

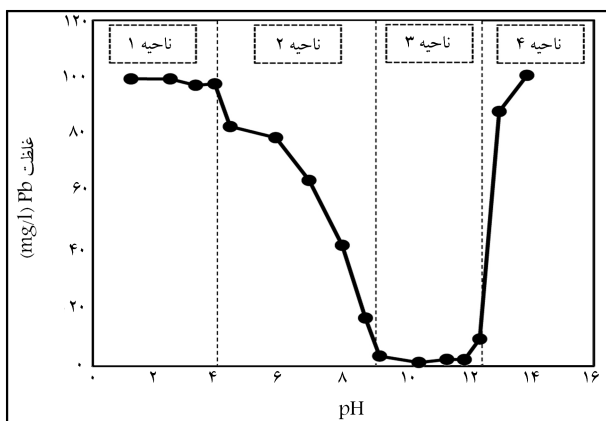
#### ۲.۳. جذب و نگهداری آلاینده‌ی سرب توسط خاک بنتونیت

ارزیابی مطالعات و آزمایش‌های انجام شده توسط پژوهشگران نشان می‌دهد که فلزات سنگین در خاک‌های رسی توسط مکانیسم‌های تبادل کاتیونی، کربنات، هیدروکسید (عامل pH)، سطح مخصوص و فاز آلی نگهداری می‌شوند. [۲۵] به‌منظور مطالعه‌ی رفتار ژئوتکنیک زیست‌محیطی بنتونیت در میزان جذب و نگهداری فلز سنگین، در پژوهش حاضر یک سری آزمایش جذب صورت گرفته است که نتایج آن در شکل ۲ مشاهده می‌شود؛ که مطابق آن، در حضور آلاینده، pH محیط خاک شروع به کاهش کرده و از  $8/9$  تا  $pH = 5$  در شرایط عدم حضور آلودگی تا  $pH = 5$  در غلظت‌های زیاد آلودگی کاهش یافته است. این امر به دلیل حل‌شدگی فلز سنگین در آب و آزادسازی یون  $H^+$  رخ داده است. همان‌طور که در شکل ۲ مشاهده می‌شود، بیشینه‌ی میزان جذب و نگهداری آلاینده‌ی فلز سنگین سرب توسط بنتونیت در حدود  $(93 \text{ cmol/kg} - \text{soil})$  است.

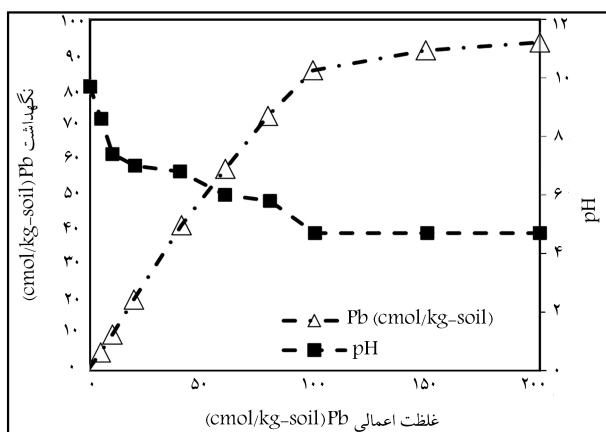
با توجه به نتایج جدول ۱ و آنالیز پراش پرتو ایکس خاک بنتونیت در شکل ۳، اصلی‌ترین عوامل جذب زیاد سرب در خاک بنتونیت، شامل: ظرفیت تبادل کاتیونی (CEC)، سطح مخصوص بزرگ و حضور کربنات و کانی مونت‌موریلونیت است. سهم قابل توجه کانی مونت‌موریلونیت و همچنین حضور کربنات با توجه به نتایج آنالیز پراش پرتو ایکس خاک بنتونیت در شکل ۳ مشاهده می‌شود. براساس نتایج شکل ۲ و بیشینه‌ی قابلیت نگهداری آلاینده‌ی سرب توسط بنتونیت، در پژوهش حاضر برای بررسی مستقیم تأثیر سیمان و نحوه‌ی عمل‌آوری در فرایند تثبیت/جامدسازی، نمونه‌ی خاک با  $(100 \text{ cmol/kg} - \text{soil})$  سرب به صورت مصنوعی آلوده شده است.

#### ۳.۳. پایش تغییرات pH نمونه‌های تثبیت/جامدسازی شده

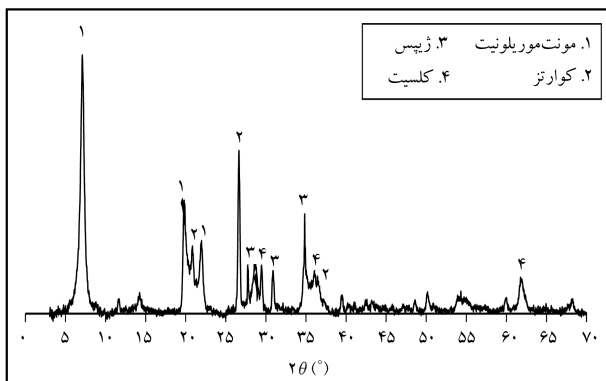
حضور سیمان در تثبیت و جامدسازی، با توجه به فرایند هیدراسیون سیمان و تشکیل پرتلندیت (CH) و به تبع آن آزاد شدن ترکیب‌های یون  $OH^-$  و آهک، موجب افزایش pH محیط می‌شود. براساس نتایج شکل ۱، تغییرات pH در فرایند حلالیت یون سرب، تأثیر مستقیم و قابل توجهی دارد. بنابراین لازم است تا پایش تغییرات pH



شکل ۱. تغییرات تشکیل و رسوب هیدروکسید سرب با تغییرات pH محلول.



شکل ۲. قابلیت نگهداری فلز سنگین سرب توسط بنتونیت و تغییرات pH آن.



شکل ۳. منحنی‌های پراش پرتو ایکس بنتونیت.

در طی زمان انجام شود. مقدار سیمان مصرفی در نوشتار حاضر، براساس قرارگیری pH در محدوده‌ی بیشینه‌ی رسوب آلاینده بوده و نمونه‌ها در چهار درصد رطوبت متفاوت ( $0/8$ ،  $1/2$ ،  $1/4$  رطوبت بهینه) و در دو سیستم عمل‌آوری باز و بسته آماده شده‌اند.

در شکل ۴، روند تغییرات pH نمونه‌ها در زمان‌های متفاوت به تفکیک سیستم‌های باز و بسته مشاهده می‌شود که مطابق آن، با افزایش زمان نگهداری، pH کلیه‌ی نمونه‌ها در بازه‌ی حدود  $5/10$  تا  $5/11$  به‌صورت افزایشی تغییر کرده است. در واقع، پیشرفت هیدراسیون سیمان در زمان و تولید پرتلندیت (CH)، عامل اصلی افزایش pH بوده است.

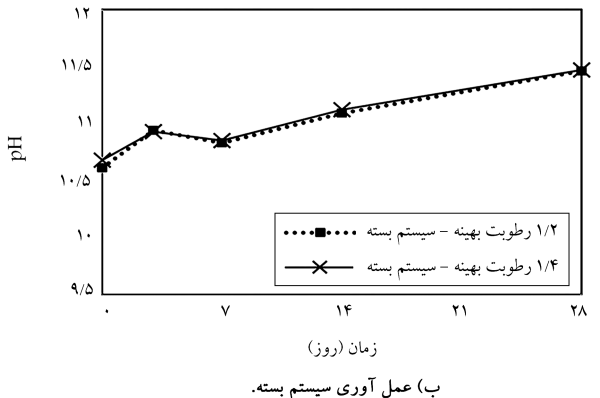
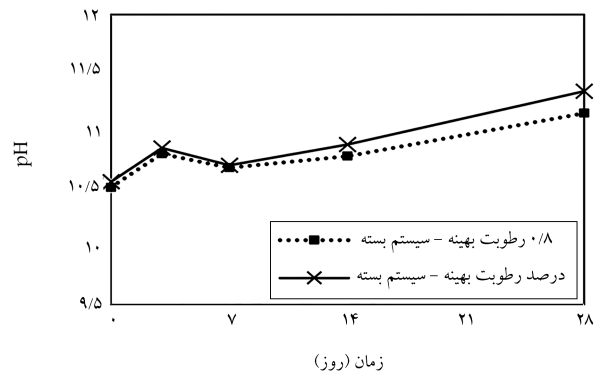
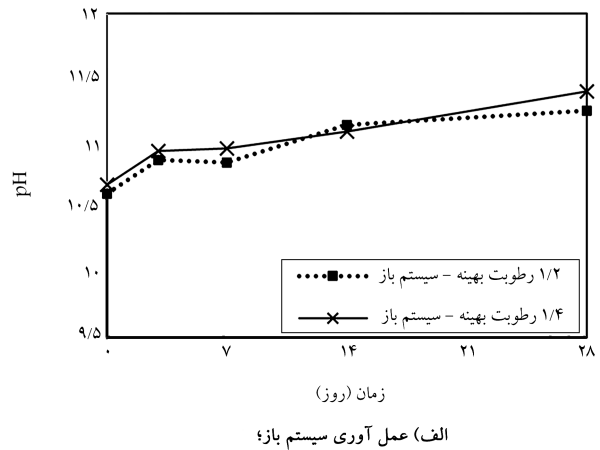
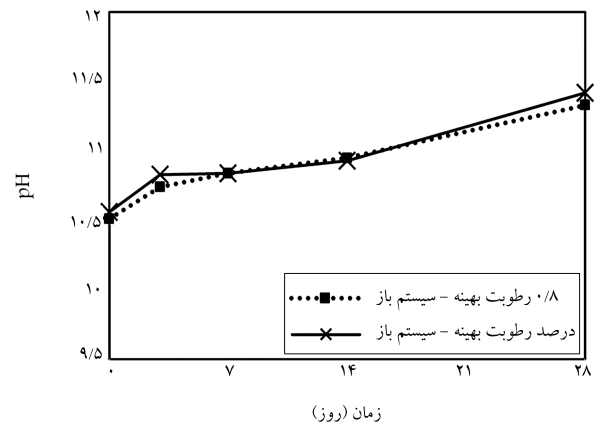
از سوی دیگر، نمونه‌های عمل‌آوری شده در شرایط با رطوبت بیشتر، عموماً به مقدار جزئی دارای مقادیر pH نسبتاً بزرگ‌تری در مقایسه با نمونه‌های دارای درصد رطوبت کمتر بوده‌اند. از آنجا که خطای اندازه‌گیری با pH متر برابر ۰/۱ بوده، مقدار تفاوت مشاهده شده معنی‌دار بوده است. در هر سیستم عمل‌آوری، این تغییرات در نمونه‌های دارای درصد رطوبت بیشتر در مقایسه با نمونه‌های دارای درصد رطوبت کمتر، قابل مشاهده است. همچنین در درصد رطوبت اولیه‌ی یکسان، pH نمونه‌های نگهداری شده در سیستم باز به مقدار جزئی از مقادیر pH نمونه‌های نگهداری شده در سیستم بسته بیشتر بوده است. این افزایش جزئی در pH نمونه‌ها را می‌توان به حضور بهتر آب در نمونه‌های سیستم باز و تسریع در واکنش‌های هیدراسیون سیمان نسبت داد. در نتایج سایر پژوهشگران، تغییرات pH از ابتدا تا انتهای زمان عمل‌آوری بررسی نشده است؛ با این حال نتایج pH در انتهای زمان عمل‌آوری سایر پژوهشگران با نتایج ارائه شده در نوشتار حاضر مطابقت دارد. [۱۸، ۱۴]

در مجموع، در هر دو نحوه‌ی عمل‌آوری در طی زمان، pH نمونه‌ها در بازه‌ی حدود ۱۰/۵ تا ۱۱/۵ بوده است. براساس شکل ۱، در بازه‌ی اخیر تغییرات pH، رفتار یون سرب در ناحیه‌ی ۳ در شکل ۱ قرار گرفته است که بیانگر محدوده‌ی نظیر رسوب بیشینه‌ی آلاینده‌ی سرب است. همین موضوع سبب می‌شود که در نمونه‌های مورد مطالعه در فرایند تثبیت/جامدسازی، مکانیزم نگهداری آلاینده از طریق تثبیت (رسوب آلاینده) نقش نسبتاً یکسانی داشته باشد. بر این اساس می‌توان نتیجه گرفت که نوع سیستم عمل‌آوری و حدود درصد رطوبت نمونه‌ها (در دامنه‌ی حدود درصد رطوبت بهینه) نقش قابل‌توجهی بر تثبیت آلاینده در فرایند فوق نداشته است. از سوی دیگر، تأثیر ۱۵٪ سیمان در نگهداری pH نمونه‌ها در بازه‌ی نظیر ناحیه‌ی ۳ از شکل ۱، بیانگر مناسب بودن حدود درصد سیمان انتخابی در پژوهش حاضر است.

#### ۴.۳. آزمایش آب‌شویی آلودگی (TCLP)

نمونه‌های تثبیت و جامدسازی شده توسط سیمان، ممکن است در طی زمان تحت عوامل جوی و محیطی مختلف، از جمله باران‌های اسیدی، حمله‌ی سولفات‌ها و یا شرباه‌های صنعتی رهاسازی شده در طبیعت در محیط با pH اسیدی قرار گیرند. به همین منظور سازمان حفاظت از محیط‌زیست آمریکا، آزمایش آب‌شویی آلودگی (TCLP) را معیار مناسبی برای ارزیابی کارآمدی نمونه‌های تثبیت و جامدسازی شده در طی زمان بیان کرده است. بر این اساس، خاک تثبیت و جامدسازی شده، پس از عمل‌آوری همراه با سیمان با محلول استیک اسید ۰/۱ مولار که در pH ۵/۰ ± ۰/۲ به تعادل رسیده است، با نسبت S:W (محلول استخراج: مواد جامد) برابر با ۲۰ : ۱ تهیه شده و تمامی سوسپانسیون‌ها به مدت ۱۸ ± ۲ ساعت به‌طور مداوم توسط دستگاه لرزاننده‌ی مکانیکی تکان داده شده است. سپس بعد از احراز دیگر شرایط آزمایش، غلظت یون سرب در محلول اندازه‌گیری شده است. با وجود ظرفیت بافرینگ قابل توجه نمونه‌های جامدسازی شده‌ی پایه سیمانی، [۱۴] در صورتی که این نمونه‌ها در معرض شرایط محیط اسیدی قرار گیرند، می‌توان انتظار کاهش pH نمونه‌ها را داشت.

براساس نتایج ارائه شده در شکل ۱، در چنین شرایطی مسیر کاهش pH به سمت دامنه‌ی pH است که ضمن حفظ شرایط قلیایی، حلالیت یون سرب و رهاسازی آن با شیب کمتری نسبت به محدوده به شدت قلیایی صورت گرفته است. نتایج آزمایش آب‌شویی آلودگی (TCLP) در شکل‌های ۵ و ۶، به ترتیب برای سیستم‌های باز و بسته تحت شرایط عمل‌آوری مختلف و درصد رطوبت ساخت متفاوت ارائه شده است. مطابق شکل ۵، هیچ‌کدام از نمونه‌های مطالعه شده در حالت



شکل ۴. تغییرات pH نمونه‌های تثبیت و جامدسازی شده‌ی بنتونیت آلوده به  $10^0$  (cmol/kg - soil) فلز سنگین سرب همراه با ۱۵٪ سیمان در درصدهای مختلف رطوبت.

سیستم باز در ۷ روز عمل آوری، محدودیت استاندارد EPA در آزمایش را احراز نکرده‌اند. برای نمونه‌های عمل آوری شده در ۲۸ روز نیز فقط نمونه با ۱/۴ رطوبت بهینه، محدودیت استاندارد EPA در آزمایش TCLP را احراز کرده است.

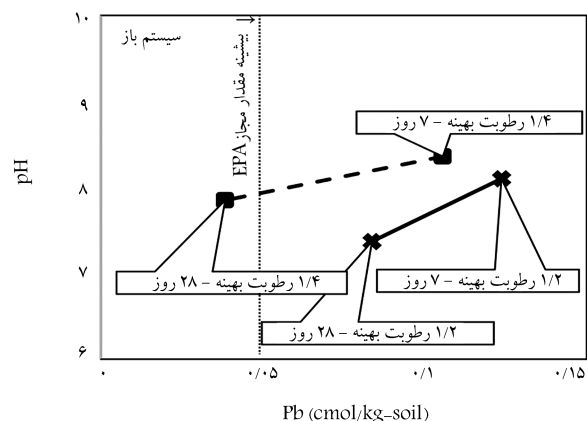
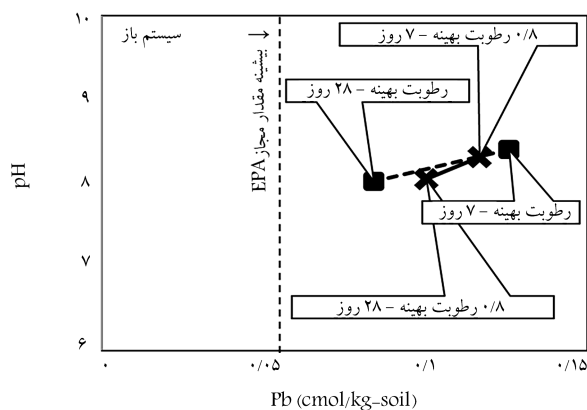
از سوی دیگر، براساس نتایج شکل ۶، با وجود آنکه تقریباً همه‌ی نمونه‌های عمل آوری شده در ۷ روز نیز محدودیت‌های استاندارد را احراز نکرده‌اند، ولی مقادیر یون سرب واجدبی در آزمایش TCLP برای نمونه‌های مذکور به مقدار مجاز ۵ppm بسیار نزدیک است. ضمن آنکه برای کلیه‌ی نمونه‌های اخیر، بعد از ۲۸ روز عمل آوری، محدودیت مجاز استاندارد احراز شده و غلظت یون سرب واجدبی در آزمایش TCLP، کمتر از مقدار مجاز ۵ppm بوده است. قرارگیری pH نمونه‌ها در بازه‌ی مناسب برای رسوب آلاینده در دوره‌ی عمل آوری ۷ و ۲۸ روز نشان می‌دهد که کاهش واجدبی نمونه‌ها بعد از ۲۸ روز عمل آوری، احتمالاً به علت پیشرفت واکنش‌های پوزولانی در درازمدت (۲۸ روز) بوده است. برای تفسیر رفتار اخیر، یادآوری این نکته ضروری است که براساس نتایج ارائه شده در نمودارهای شکل ۴، دامنه‌ی تغییرات pH برای کلیه‌ی نمونه‌های سیستم‌های باز و بسته در مقادیر مشابه زمان عمل آوری، نسبتاً مشابه بوده است. ضمن آنکه در دامنه‌ی اخیر از تغییرات pH براساس نتایج ارائه شده در شکل ۱، آلاینده‌ی فلز سنگین سرب از منظر تثبیت (رسوب) در ناحیه‌ی ایمن قرار گرفته است. از سوی دیگر، براساس نمودارهای شکل ۶، برای نمونه‌های عمل آوری شده در سیستم بسته، تغییرات غلظت یون سرب واجدبی شده تقریباً مستقل از تغییرات درصد رطوبت حین ساخت نمونه‌ها بوده است.

با بررسی توأم نمودارها در شکل‌های ۵ و ۶ مشاهده می‌شود که مقدار pH نمونه‌ها پس از آزمایش TCLP، در طی زمان ۷ تا ۲۸ روز کاهش یافته است. این کاهش مقدار pH بیانگر کاهش ظرفیت بافرینگ سیستم در طی زمان است. با وجود کاهش ظرفیت بافرینگ در تمامی حالت‌ها، مقدار یون سرب واجدبی کاهش یافته است. در نتیجه، غلظت بسیار کم یون سرب در نمونه‌های ۲۸ روزه، عمل آوری برای سیستم بسته (شکل ۶)، تأییدکننده‌ی این موضوع است که احتمالاً پیشرفت بهتر واکنش‌های پوزولانی در سیستم بسته، سبب واجدبی کمتر یون سرب در آزمایش TCLP شده است.

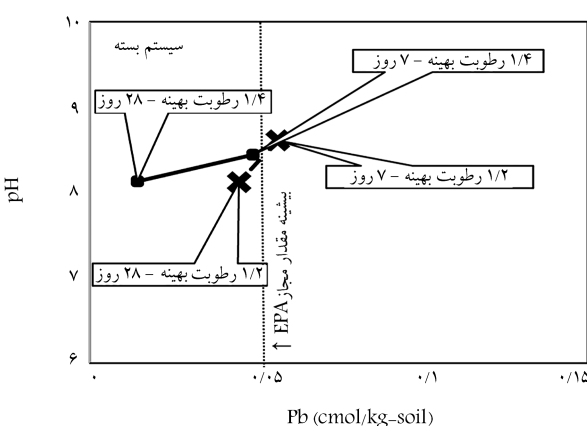
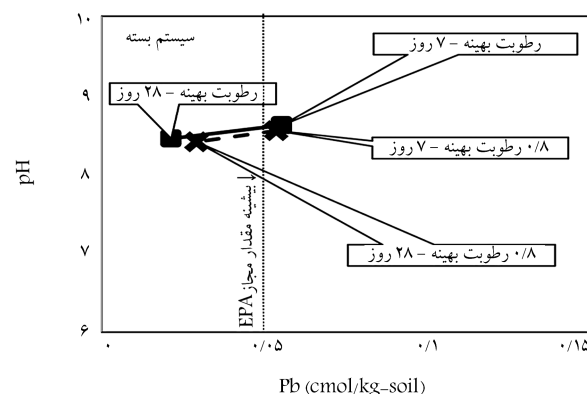
در نتیجه با عنایت به نمودارهای شکل ۴ و مشابه بودن شرایط لازم برای شکل‌گیری و پیشرفت مکانیزم تثبیت در هر دو سری نمونه‌ی عمل آوری شده، دلایل احراز محدودیت‌های استاندارد EPA در نمونه‌های عمل آوری شده در سیستم بسته را می‌توان به پیشرفت بهتر فرایند جامدسازی در نمونه‌های اخیر نسبت داد. از آنجا که در مطالعات پیشین فقط بر تراکم بهتر نمونه‌های جامدسازی شده در شرایط رطوبت بهینه تمرکز شده و در عموم آن‌ها، به تأثیر تغییرات درصد رطوبت اولیه در نتایج آزمایش‌های TCLP توجهی نشده است، لذا در مطالعات پیشین فقط اینگونه نتیجه‌گیری شده است که در محدوده‌ی درصد رطوبت مناسب برای کارایی مخلوط سیمان - خاک، تأثیر قابل توجهی در تراوش آلاینده در نمونه‌های جامدسازی شده مشاهده نشده است. محدودیت اصلی مطالعات مذکور، مطالعه‌ی رفتار نمونه‌های جامدسازی شده در یک دامنه‌ی محدود از تغییرات درصد رطوبت بوده است. [۱۸] با توجه به تأثیر قابل توجه درصد رطوبت در نتایج مشاهده شده در آزمایش‌های TCLP که در نمودارهای اخیر ارائه شده است، برای مطالعه‌ی ریزساختاری این موضوع از آنالیز پراش پرتو ایکس استفاده شده است.

### ۵.۳. آنالیز پراش پرتو ایکس (XRD)

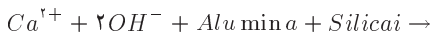
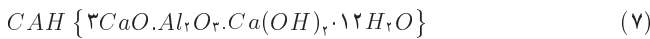
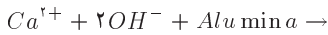
از آنالیز (XRD) به منظور بررسی ریزساختاری تشکیل کانی‌های مختلف و یافتن



شکل ۵. نتایج آزمایش TCLP در حالت سیستم باز.



شکل ۶. نتایج آزمایش TCLP در حالت سیستم بسته.



تجزیه و تحلیل قله‌های موجود در نمودارهای شکل ۷، امکان تفکیک مکانیزم‌های تثبیت و جامدسازی و مقایسه‌ی آن‌ها را در دو سیستم عمل‌آوری باز و بسته فراهم می‌کند. در شکل ۷، موقعیت و شدت قله‌های نظیر ترکیب‌های کریستال‌های سرب شامل:

• کربنات سرب (PbCO<sub>3</sub>, ICDD ۰۱۷ - ۰۷۳۲).

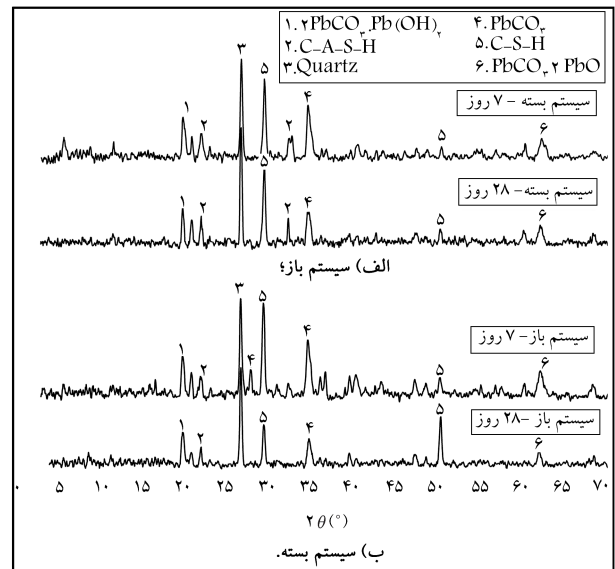
• کربنات اکسیدسرب (PbCO<sub>3</sub>/۲PbO, ICDD ۰۱۹ - ۰۶۸۱).

• کربنات هیدروکسیدسرب (۲PbCO<sub>3</sub>·Pb(OH)<sub>2</sub>, ICDD ۰۱۹ - ۰۶۸۰).

نشان داده شده است.

شدت قله‌ی نظیر این کریستال‌ها به‌عنوان اصلی‌ترین ترکیب‌های شکل رسوبی ترکیب‌های سرب بیانگر پیشرفت مکانیزم تثبیت در فرایند تثبیت/جامدسازی پایه‌ی سیمانی است. براساس شکل ۷، سه ترکیب رسوبی سرب در هر دو سیستم عمل‌آوری باز و بسته تشکیل شده است. در نمودارهای ارائه شده در شکل ۴ نیز نشان داده شد که تغییرات pH نمونه‌ها مستقل از شرایط عمل‌آوری بوده و در تمامی نمونه‌های مورد مطالعه با تغییر جزئی در بازه‌ی حدود ۱۰/۵ تا ۱۱/۵ قرار گرفته‌است. همانگونه که قبلاً نیز اشاره شد، بازه‌ی تغییرات pH براساس نتایج شکل ۱ منطبق بر تشکیل رسوب‌های پایدار ترکیب‌های سرب است. بنابراین، انطباق شدت و موقعیت قله‌های نظیر ترکیب‌های سرب برای دو سیستم عمل‌آوری در شکل ۷، ضمن تأیید نتایج قبلی، بیان‌کننده‌ی این نکته‌ی اساسی است که فرایند تثبیت در هر دو نحوه‌ی عمل‌آوری تقریباً یکسان و مستقل از مکانیزم و نوع عمل‌آوری بوده است.

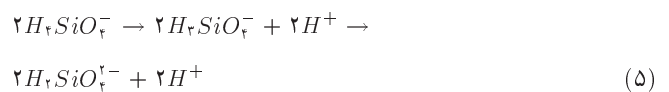
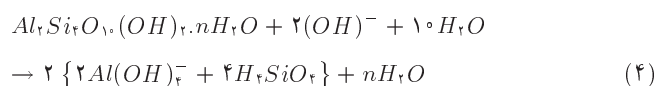
از سوی دیگر انتظار می‌رود در مکانیزم جامدسازی، بخشی از رسوب فلز سنگین سرب، هنگام تشکیل هیدراسیون سیمان از طریق جذب شدن بر سطح محصولاتی از جمله نانوساختار (C-S-H, ICDD ۰۴۲ - ۰۵۳۸)، (C-A-S-H, ICDD ۰۲۲ - ۰۵۱۸C) و یا کپسوله شدن توسط محصولات هیدراسیون سیمان ثابت و پایدار شوند. سایر پژوهشگران نیز رسوبات هیدروکسی و کربناتی حاوی فلز سنگین سرب را در آنالیز XRD مشاهده کرده‌اند. [۲۹،۲۸] برای تمایز بهتر مکانیزم‌های تثبیت و جامدسازی و تحلیل کامل نتایج، از نمودار میله‌ی تجمعی شدت قله‌ها در شکل ۸ استفاده شده است. همان‌طور که در نتایج شکل ۸ و در مدت عمل‌آوری ۷ روز برای سیستم باز و بسته مشاهده می‌شود، مقدار تجمعی رسوبات کربناتی تشکیل شده در سیستم عمل‌آوری باز نسبت به سیستم بسته اندکی بیشتر بوده است. با توجه به میزان خطای موجود در قله‌ی تعیین شده در آزمایش‌های اشعه‌ی ایکس، این اختلاف معنی‌دار بوده است. [۲۷] با وجود این، مقایسه‌ی نمودارهای میله‌ی در شکل ۸، حاکی از آن است که شدت تجمعی نظیر رسوب‌های سرب در ۲۸ روز کمتر از ۷ روز بوده و در مقابل در هر دو سیستم باز و بسته، شدت قله‌ی نظیر ترکیب‌های پوزولانی (جامدسازی‌کننده) در ۲۸ روز بیشتر از مقادیر نظیر در ۷ روز بوده است. این الگوی تغییرات را می‌توان به رشد واکنش‌های پوزولانی در زمان و جذب و کپسوله کردن بخشی از ترکیب‌های سرب در ترکیب‌های پوزولانی (کاهش شدت قله‌ی نظیر ترکیب‌های سرب در ۲۸ روز) نسبت داد. همچنین، با مقایسه‌ی محصولات جامدسازی شده در هر دو سیستم



شکل ۷. منحنی‌های پراش پرتو ایکس نمونه‌های با درصد رطوبت بهینه‌ی عمل‌آوری شده در مدت ۷ و ۲۸ روز.

علت تغییرات در نتایج نمونه‌های عمل‌آوری شده در سیستم‌های باز و بسته استفاده شده است. براین اساس، نمونه‌های با درصد رطوبت بهینه و مدت عمل‌آوری ۷ و ۲۸ روز، در سیستم‌های عمل‌آوری باز و بسته بررسی شده‌اند. نتایج شکل ۷، با استفاده از پرتو  $Cu - K\alpha$  در محدوده‌ی ۲θ، تا ۴۰ درجه تهیه شده است. برای تشخیص فازهای کریستالی در نتایج پراش پرتو ایکس از نرم‌افزار X-Pert High Score Plus بر مبنای پایگاه داده‌ها نسخه‌ی (۲۰۱۷ release) ICDD - ۲ PDF استفاده شده است.

پراش پرتو ایکس یکی از روش‌هایی است که به شکل گسترده در شناسایی ریزساختاری کانی‌های رسی و مطالعه‌ی تغییر ساختار آن‌ها استفاده می‌شود. [۲۶] اصلی‌ترین کانی رسی خاک بنتونیت استفاده شده، کانی مونت‌موریلونیت است، که براساس (Montmorillonite, ICDD ۹۶-۹۰-۰۹۵۸)، فاصله‌ی پایه ۵،  $12/17 \text{ \AA}$  و زاویه‌ی  $2\theta$  برابر با  $7/26$  دارد که در شکل ۳ نشان داده شده است. براساس معادله‌ی ۲، افزایش pH محیط به مقدار بیش از  $10/5$  موجب انحلال کانی‌های رس می‌شود: [۲۷،۲۸]



با توجه به معادله‌های ۴ و ۵ و تغییرات pH محیط در طی عمل‌آوری که در شکل ۴ نشان داده شده است؛ تمامی نمونه‌ها طی عمل‌آوری، pH بیش از  $10/5$  را تجربه کرده‌اند. با مقایسه‌ی طیف‌های اشعه‌ی ایکس ارائه شده در شکل‌های ۳ و ۷، حذف قله‌ی اصلی نظیر کانی مونت‌موریلونیت در نتایج شکل ۷، تأییدکننده‌ی این مطلب است که کانی رسی مونت‌موریلونیت انحلال یافته است. براساس معادله‌های ۶ الی ۸، حضور یون‌های آلومینا و سیلیکات ناشی از انحلال کانی رسی مونت‌موریلونیت در محیط و همچنین حضور یون کلسیم، احتمال تشکیل این محصولات وجود دارد: [۲۹]



#### ۴. نتیجه‌گیری

مهم‌ترین نتایج پژوهش حاضر را می‌توان به این شرح خلاصه کرد:

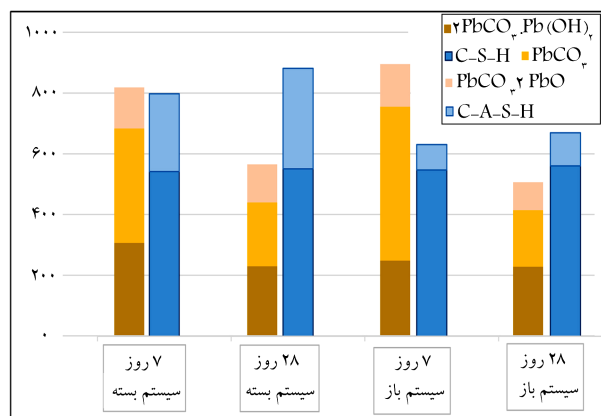
۱. با توجه به اهمیت pH در رسوب آلودگی، مقدار pH اولیه در هنگام اختلاط سیمان با خاک آلوده، بسیار حائز اهمیت است. لازم است با توجه به غلظت آلاینده‌ی فلز سنگین، کمینه‌ی درصد سیمان برای جامدسازی به میرانی انتخاب شود که pH نمونه‌ی تثبیت/جامدسازی شده در محدوده‌ی ایمن رسوب آلاینده قرار گیرد.

۲. الگوی تغییرات pH در نمونه‌های نظیر در دو سیستم باز و بسته در زمان‌های عمل‌آوری یکسان، تقریباً مشابه و در محدوده‌ی رسوب یون سرب بوده است. در نمونه‌های مطالعه شده در فرایند تثبیت/جامدسازی، مکانیزم نگهداری آلاینده از طریق تثبیت (رسوب آلاینده) نقش نسبتاً یکسانی داشته است. بر این اساس، نوع سیستم عمل‌آوری و حدود درصد رطوبت نمونه‌ها (در حدود رطوبت بهینه) نقش قابل‌توجهی در مکانیزم تثبیت آلاینده نداشته است.

۳. با عنایت به مشابه بودن شرایط لازم برای شکل‌گیری و پیشرفت مکانیزم تثبیت در هر دو سری نمونه‌ی عمل‌آوری شده، احراز محدودیت‌های استاندارد EPA در نمونه‌های عمل‌آوری شده در سیستم بسته را می‌توان به پیشرفت بهتر واکنش‌های پوزولانی و تشکیل کریستال‌های C-A-S-H و محبوس شدن آلاینده‌ی فلز سنگین برای نمونه‌های عمل‌آوری شده در سیستم بسته نسبت داد.

۴. در روش عمل‌آوری در سیستم بسته، محدودیت استاندارد EPA مستقل از مقدار درصد رطوبت اولیه حین ساخت نمونه احراز شده است و تمامی نمونه‌های مذکور صرف‌نظر از درصد رطوبت اولیه، در آزمایش آب‌شویی آلودگی، مقدار واجدبندی کمتر از حد مجاز استاندارد را کسب کرده‌اند.

۵. براساس نتایج پژوهش حاضر از منظر اجرایی استفاده از تثبیت پایه‌ی سیمانی در سایت‌هایی که خاک آلوده در ترازهای بالاتر از سفره‌ی آب زیرزمینی واقع است، راندمان و عملکرد بهتری داشته است و انتظار می‌رود در این موارد، واجدبندی آلاینده از مصالح جامدسازی شده به میزان کمتری صورت گیرد.



شکل ۸. نمودار میله‌ای مقدار تجمعی شدت قله‌های تثبیت و جامدسازی.

عمل‌آوری در مدت زمان ۷ و ۲۸ روز، افزایش محصولات سیمانی مشاهده می‌شود. شدت بیشتر قله نظیر ترکیب‌های پوزولانی در سیستم بسته در مقایسه با سیستم باز، حاکی از آن است که مکانیزم جامدسازی در سیستم بسته، پیشرفت بهتری داشته است.

از آنجا که شدت نظیر قله‌ی C-S-H در دو سری نمونه‌های سیستم‌های باز و بسته در زمان‌های ۷ و ۲۸ روز تقریباً یکسان بوده است، می‌توان افزایش مجموع شدت قله‌های نظیر واکنش‌های پوزولانی در ۲۸ روز برای نمونه‌های سیستم بسته را به تشکیل و رشد کریستال‌های پوزولانی و جامدسازی‌کننده‌ی C-A-S-H نسبت داد. همین موضوع سبب شده است تا نمونه‌های سیستم بسته براساس نتایج شکل ۶ و به علت پیشرفت بهتر فرایند جامدسازی در سیستم بسته، واجدبندی کمتری در آزمایش TCLP نسبت به نمونه‌های عمل‌آوری شده در سیستم باز نشان دهند. همچنین نتایج ارائه شده در شکل ۸ حاکی از آن است که با پیشرفت واکنش‌های پوزولانی خصوصاً در سیستم بسته، بخشی از آلاینده‌های فلزی سنگین رسوب کرده و برای نگهداری به قالب فرایند جامدسازی منتقل شده‌اند. این نتیجه‌گیری با نتایج آزمایش‌های TCLP نیز انطباق مناسبی دارد.

#### پانویس‌ها

1. Calcium Silica Hydrate
2. Toxicity Characteristic Leaching Procedure (TCLP)
3. Optimum Water Content (OWC)
4. Shaker
5. Basal Spacing

#### منابع (References)

1. Xia, W.Y., Feng, Y.S., Du, Y.J. and et al. "Solidification and stabilization of heavy metal-contaminated industrial site soil using KMP binder", *Journal of Materials in Civil Engineering*, **30**(6), p. 04018080 (2018).

2. Glatstein, D.A. and Francisca, F.M. "Influence of pH and ionic strength on Cd, Cu and Pb removal from water by adsorption in Na-bentonite", *Applied Clay Science*, **118**, pp. 61-67 (2015).
3. Muthu, M., Santhanam, M. and Kumar, M. "Pb removal in pervious concrete filter: Effects of accelerated carbonation and hydraulic retention time", *Construction and Building Materials*, **174**, pp. 224-232 (2018).
4. Ouhadi, V.R., Amiri, M. and Goodarzi, A.R. "The Special potential of nano-clays for heavy metal contaminant retention in geo-environmental projects", *Journal of Civil and Surveying Engineering*, **45**(6), pp. 631-642 (2012).
5. Wang, X.L., Wang, M.H., Xiang Quan, Sh. and et al. "Influence of thermal treatment on fixation rate and



- leaching behavior of heavy metals in soils from a typical e-waste processing site”, *Journal of Environmental Chemical Engineering*, **4**(1), pp. 82-88 (2016).
6. Rajendran, S., Priya, T.A.K., Khoo, K.S. and et al. “A critical review on various remediation approaches for heavy metal contaminants removal from contaminated soils”, *Chemosphere*, **287**(4), (Article 132369) (2022).
  7. Wang, H., Ju, C., Zhou, M. and et al. “Sustainable and efficient stabilization/solidification of Pb, Cr, and Cd in lead-zinc tailings by using highly reactive pozzolanic solid waste”, *Journal of Environmental Management*, **306**, p. 114473 (2022).
  8. Su, Y., Yang, J., Liu, D. and et al. “Effects of municipal solid waste incineration fly ash on solidification/ stabilization of Cd and Pb by magnesium potassium phosphate cement”, *Journal of Environmental Chemical Engineering*, **4**(1), pp. 259-265 (2016).
  9. Wang, L., Tsang, D.C. and Poon, C.S. “Green remediation and recycling of contaminated sediment by waste-incorporated stabilization/solidification”, *Chemosphere*, **122**, pp. 257-264 (2015).
  10. Akkarapongtrakul, A., Julphunthong, P. and Nochaiya, T. “Setting time and microstructure of Portland cement-bottom ash-sugarcane bagasse ash pastes”, *Monatsh Chem*, **148**, pp. 1355-1362 (2017).
  11. Malviya, R. and Chaudhary, R. “Study of treatment effectiveness of solidification/stabilization process for waste bearing heavy metals”, *J. Hazard. Mater*, **6**, pp. 147-153 (2004).
  12. Ouhadi, V.R. and Sahraie, N. “Solidification/stabilization of cadmium contaminated bentonite by the use of cement, impact of nano-silica upon this process”, *Modares Civil Engineering Journal*, **22**(3), pp. 133-146 (2022).
  13. Ouhadi, V.R. and Deiranlou, M. “Impact of fly ash on the process of cement based solidification of heavy metal contaminated bentonite”, *Journal of Civil Engineering of Sharif University*, **37.2**(1.1), pp. 85-94 (2021).
  14. Ouhadi, V.R., Yong, R.N. and Deiranlou, M. “Enhancement of cement-based solidification/stabilization cement-based solidification/stabilization of a lead-contaminated smectite clay”, *Journal of Hazardous Materials*, **403**, p. 123969 (2021).
  15. Lu, L., Xiang, C., He, Y. and et al. “Early hydration of C3S in the presence of Cd<sup>2+</sup>, Pb<sup>2+</sup> and Cr<sup>3+</sup> and the immobilization of heavy metals in pastes”, *Construction and Building Materials*, **152**, pp. 923-932 (2017).
  16. Barani motlagh, M., Emani, T., Bostani, A. and et al. “In situ chemical stabilization of lead using phosphate compounds in a calcareous contaminated soil”, *Water and Soil Science*, **25**(3), pp. 91-103 (2015).
  17. Aitcin, P.C. and Neville, A.M. “How the water/cement ratio affects concrete strength”, *Concrete International*, **25**(8), pp. 51-58 (2003).
  18. Kogbara, R.B., Al-Tabbaa, A., Yi, Y. and et al. “Cement-fly ash stabilisation/solidification of contaminated soil: Performance properties and initiation of operating envelopes”, *Applied Geochemistry*, **33**, pp. 64-75 (2013).
  19. Behnood, A. “Soil and clay stabilization with calcium- and non-calcium-based additives: A state-of-the-art review of challenges”, *Approaches and Techniques. Transp. Geotech*, **17**, pp. 14-32 (2018).
  20. Ouhadi, V.R., Yong, R.N. and Sedighi, M. “Desorption response and degradation of buffering capability of bentonite, subjected to heavy metal contaminants”, *Engineering Geology*, **85**(1.2), pp. 102-110 (2006).
  21. Ouhadi, V.R., and Deiranlou, M. “Development and validation of the modified barium chloride method for CEC measurement and determination of accurate exchangeable calcium cation concentration in carbonated clayey soils”, *Modares Civil Engineering Journal*, **17**(3), pp. 21-34 (In Persian) (2017).
  22. Eltantawy, I.N. and Arnold, P.W. “Reappraisal of ethylene glycol mono-ethyl ether, (EGME) method for surface area estimation of clays”, *Soil Science*, **24**(2), pp. 232-238 (1973).
  23. Dermatas, D. and Meng, X. “Utilization of fly ash for stabilization/solidification of heavy metal contaminated soils”, *Engineering Geology*, **70**(3.4), pp. 377-394 (2003).
  24. U.S. Environmental Protection Agency, “Technology performance review: Selecting and using solidification/stabilization treatment for site remediation”, EPA/600/R-09/148 November, Cincinnati (2009).
  25. Yong, R.N. and Phadungchewit, Y. “pH influence on selectivity and retention of heavy metals in some clay soils”, *Canadian Geotechnical Journal*, **30**(5), pp. 821-833 (1993).
  26. Mitchell, J.K. “Fundamentals of soil behavior”, *2nd Edn.*, John Wiley & Sons. Inc, New York, pp. 420-450 (2005).
  27. Ouhadi, V.R. and Yong, R.N. “Impact of clay microstructure and mass absorption coefficient on the quantitative mineral evaluation by XRD analysis”, *Applied Clay Science*, **23**, pp. 141-148 (2003).
  28. Chiu, A.C.F., Akeseh, R., Moumouni, I.M. et al. “Laboratory assessment of rice husk ash (RHA) in the solidification/stabilization of heavy metal contaminated slurry”, *Journal of Hazardous Materials*, **371**, pp. 62-71 (2019).
  29. Wang, F., Shen, Z., Liu, R. and et al. “GMCs stabilized/solidified Pb/Zn contaminated soil under different curing temperature: Physical and microstructural properties”, *Chemosphere*, **239**, p. 124738 (2020).