

# تأثیر آلاینده‌های فلز سنگین بر عملکرد مخلوط ماسه و بتونیت

## (SEB) در مراکز دفن مهندسی زباله

وحیدرضا اوحدی<sup>۱\*</sup>، علی حقایق<sup>۲</sup>، حامد بایسته<sup>۳</sup>

۱- استاد مهندسی عمران، دانشکده مهندسی، دانشگاه بوعلی سینا

۲- کارشناس ارشد مکانیک خاک و پی، دانشکده مهندسی، دانشگاه بوعلی سینا

۳- کارشناس ارشد مکانیک خاک و پی، دانشگاه آزاد اسلامی، واحد همدان

\*همدان، صندوق پستی ۶۵۱۷۵-۴۱۶۱

vahido@basu.ac.ir

(دریافت مقاله: آبان ۱۳۸۵، پذیرش مقاله: خرداد ۱۳۸۶)

**چکیده** - یکی از معضلات اساسی در دفن زباله‌های صنعتی و شهری، انتقال شیرابه آلاینده‌ها به لایه‌های تحتانی خاک و آلوده شدن آبهای زیرزمینی است. در کشورهای صنعتی، استفاده از مخلوطهای متراکم شده ماسه - بتونیت به‌عنوان پوشش تحتانی در مراکز دفن زباله بسیار متداول است. این پوششها خواص جذبی مناسب و هدایت هیدرولیکی بسیار پایین دارند. تحقیقات گذشته نشان می‌دهد که تغییر در نفوذپذیری، متأثر از تغییر خصوصیات خمیری خاک است. در تحقیق حاضر تأثیر آلاینده‌های فلزی سرب (Pb) و روی (Zn)، به‌عنوان دو آلاینده متداول در مراکز دفن زباله - بر خواص خمیری خاک مطالعه شده است. نمونه‌هایی از مخلوط بتونیت - ماسه با درصدهای مختلف، در معرض غلظتهای متفاوت آلودگی قرار گرفته و حدود اتربرگ نمونه‌ها اندازه‌گیری شده است. همچنین تأثیر آلاینده‌های فوق بر pH و (به‌کمک تهیه عکسهای با میکروسکوپ الکترونی) بر ساختار خاک بررسی شده است. نتایج نشان می‌دهد که حضور این آلاینده‌ها در خاک، سبب کاهش نشانه خمیری و pH می‌شود. کاهش خصوصیات خمیری، به جذب یونهای فلزی توسط خاک، ایجاد ساختار درهم ناشی از کاهش pH و کاهش ضخامت لایه دوگانه نسبت داده شده است. به‌منظور محدود ساختن این تأثیرها، استفاده از ۲۰٪ بتونیت در مخلوط ماسه - بتونیت توصیه شده است.

**کلید واژگان:** دفن، مهندسی زباله، آلاینده فلز سنگین، مخلوط ماسه - بتونیت، خصوصیات خمیری، نفوذپذیری.

### ۱- مقدمه

پوششهای مصنوعی علی‌رغم محاسن کوتاه‌مدت، در طولانی‌مدت ضعفهایی دارند. متأسفانه به محض صدمه دیدن و بروز سوراخ در پوششهای مصنوعی (سینتتیک‌ها)، عملکرد مناسب این پوششها در ممانعت از انتقال آلودگی، به‌طور قابل توجهی کاهش می‌یابد و لذا برای کاهش انتقال آلودگی در مراکز دفن زباله مناسب نخواهند بود [۱، ۲]. نتایج

تحقیقات محققان مختلف نشان داده است که استفاده از پوششهای رسی متراکم شده (CCL)، در کنار پوششهای مصنوعی می‌تواند به‌عنوان حاشیه اطمینان مناسبی در هنگام سوراخ‌شدگی پوششهای مصنوعی محسوب شود [۳]. البته پوششهای رسی متراکم شده نیز به‌علت بروز ترک در هنگام خشک‌شدگی، دچار افزایش هدایت هیدرولیکی و تراوش آلودگی شده و از طرفی حساسیت بسیار زیاد این پوششها به

آلودگیهای فلزی سرب و روی بررسی و تحلیل شده است. به‌منظور ارزیابی اندرکنش آلاینده‌های فلزی و مخلوط ماسه - بتونیت از نتایج آزمایشهای حدود اتربرگ استفاده شده است. همچنین با انجام آزمایشهای تعیین قابلیت جذب آلودگی توسط خاک، آزمایش pH و نیز تهیه عکسهای میکروسکوپ الکترونی<sup>۴</sup> از نمونه‌های بتونیت قبل و پس از اندرکنش با آلودگی، تأثیر فرایند اندرکنش خاک - آلودگی بر تغییر خواص رفتاری خاک تجزیه و تحلیل شده است.

## ۲- مواد و روشها

مخلوط SEB، ترکیبی از ماسه و بتونیت است و حجم اصلی در این مخلوط را ماسه تشکیل می‌دهد. ماسه استفاده شده در این تحقیق، از شمال شهرستان همدان تهیه شده که اندازه متوسط داشته و دارای چگالی مخصوص ۲/۶۴ و دانه‌بندی آن بر دانه‌بندی ماسه اتاوا منطبق است. در مورد جزئیات انتخاب این ماسه، توضیح خواهیم داد.

بتونیت مورد استفاده در این تحقیق، بتونیت تجاری با نام «بتونیت فلات ایران» است که از شرکت ایران باریت تهیه شده. اندازه‌گیری pH نمونه‌ها به کمک دستگاه HANNA-Hi 9321 انجام شده است. اندازه‌گیری غلظت آلودگی و کاتیون‌های موجود در فاز مایع، به وسیله دستگاه جذب اتمی مدل AAS-AB Plus GBC932, انجام شده است. همچنین به‌منظور تهیه عکسهای میکروسکوپ الکترونی از نمونه بتونیت و نمونه بتونیت حاوی الکترولیت سرب، نمونه‌ها پس از خشک شدن با روکش طلا پوشش داده شده و با دستگاه میکروسکوپ الکترونی نوع Jeol-Jsm 840A عکسبرداری شده است.

در جدول ۱، مشخصات ماسه، در جدول ۲، مشخصات بتونیت مصرف شده توسط محققان مختلف و در جدول ۳، برخی مشخصات بتونیت مصرف شده در این تحقیق ارائه شده است. تمامی آزمایشها بر روی بتونیت مصرف شده براساس استاندارد ASTM انجام شده است.

سیکلهای ذوب - یخ نیز می‌تواند مشکلات زیادی را در برداشته باشد [۴]. همچنین پوششهای رسی متراکم شده در برابر سرباره‌های موجود در مراکز دفن زباله، مقاومت کافی ندارند. به‌منظور ممانعت از شکلگیری ترکهای ناشی از خشک‌شدگی و به‌منظور افزایش مقاومت و پایداری بستر، از مخلوط ماسه و بتونیت<sup>۱</sup> در آستر تحتانی مراکز دفن زباله صنعتی و شهری استفاده می‌شود [۵] تا [۷]. ضمن آنکه مخلوط متراکم‌شده SEB نسبت به رس متراکم شده، در مقابل یخبندان و ترکهای ناشی از خشک‌شدگی حساسیت کمتری دارد [۸، ۹]. ویژگیهای SEB برای استفاده در پوشش تحتانی<sup>۲</sup> مراکز دفن زباله [۱۰] عبارت است از: هدایت هیدرولیکی کمتر از  $1 \times 10^{-9}$  m/s، مقاومت کافی برای پایداری و کاهش شکلگیری ترکهای انقباضی اضافی بر اثر تغییرات درصد رطوبت [۱۱، ۱۲]. تحقیقات گذشته نشان می‌دهد که تغییر در نفوذپذیری، متأثر از تغییر خصوصیات خمیری خاک است [۱۳] و با کاهش نشانه خمیری خاک<sup>۳</sup>، نفوذپذیری خاک افزایش خواهد یافت. بر این اساس یکی از روشهای ارزیابی عملکرد پوششهای رسی، ارزیابی تغییرات حد روانی و نشانه خمیری آنها است [۲] و [۱۴].

از سوی دیگر، آلودگیهای صنعتی به‌عنوان خطرناکترین ضایعات دفع شده شناخته می‌شود. فلزهای سنگین مانند روی و سرب به فراوانی در مراکز دفن زباله‌های صنعتی و شهری یافت می‌شوند. تراوش این آلودگیها به درون پوششهای رسی، مسأله تأثیر این تراوش بر عملکرد SEB را مطرح می‌کند. علی‌رغم مطالعات بسیاری که در زمینه خواص مکانیکی و نفوذپذیری مخلوط SEB انجام شده، تأثیر اندرکنش آلاینده‌های فلزی بر خصوصیات خمیری این خاکها و ارتباط این فرایند با قابلیت جذب آلودگی توسط خاک، کمتر مورد توجه قرار گرفته است. در این مقاله عملکرد مخلوط ماسه - بتونیت با درصدهای مختلف، در برابر غلظتهای متفاوت

1. Sand Enhanced Bentonite or SEB
2. Liner
3. Plasticity Index or PI

4. Scanning Electron Microscope or SEM

جدول ۱ خصوصیات ماسه مصرف شده توسط محققان مختلف

Alawaji, 1999	Mollins et al., 1999	Graham et al., 2001	Tay et al., 2001
D <sub>10</sub> =0.28 mm D <sub>50</sub> =0.5 mm	D <sub>10</sub> =0.07 mm	-	D <sub>10</sub> =212 μm
-	درصد ریزدانه ۷٪	-	درصد ریزدانه ۳۶٪
ماسه یکنواخت، متوسط دانه با دانه‌بندی بد	ماسه حاوی سیلت کم، کوارتز (اکسید آهن و کانی‌های سیلیکاتی بزرگتر از ۲mm)	ماسه شکسته، متوسط دانه، سیلیکاتی و با دانه‌بندی خوب	-
-	G <sub>s</sub> =2.67	-	G <sub>s</sub> =2.68
-	e <sub>max</sub> =0.978; e <sub>min</sub> =0.451	-	e <sub>max</sub> =0.767; e <sub>min</sub> =0.375
-	W=4.5%	-	W=4%
C <sub>c</sub> =1.73; C <sub>u</sub> =3	-	-	C <sub>u</sub> =2

جدول ۲ مشخصات سه نوع بتونیت مصرف شده توسط محققان مختلف

Mollins et al., 1999	Graham et al., 2001	Tay et al., 2001
-	با اندازه کوچکتر از ۴۵ میکرومتر	D <sub>50</sub> =2 μm
G <sub>s</sub> =2.76	-	G <sub>s</sub> =2.75
LL=407%	LL=230~250	LL=354%
PL=48%	PL=30~50	PL=27%
Wopt=13.5%	-	Wopt=13%
سدیم مونت‌موریلونیت، مقدار جزئی کوارتز	بتونیت غنی شده با سدیم	سدیم مونت‌موریلونیت با حداقل کوارتز

جدول ۳ نتایج آزمایشهای انجام شده بر روی بتونیت مصرف شده در این تحقیق (Ouhadi et al., 2006)

خواص فیزیکی بتونیت	مقدار	روش آزمون
درصد رس	۷۶	ASTM, D422-63
درصد لای	۲۳	ASTM, D422-63
درصد ماسه	۱	ASTM, D422-63
حد روانی	۳۱۴/۵	ASTM, D4318
حد خمیری	۳۱/۲	ASTM, D4318
نشانه خمیری	۲۸۳/۳	ASTM, D4318
ضریب فعالیت	۳/۷۳	-
چگالی مخصوص دانه‌ها	۲/۷۹	ASTM, D854, Method A
طبقه‌بندی	CH	ASTM, D3282

جدول ۴ محل استفاده و درصد بتونیت در کاربردهای مختلف مخلوط SEB (David et al., 2000)

درصد بتونیت	کاربرد	کشور محل اجرا
۵۰	مرکز دفن زباله‌های رادیواکتیو در اعماق	کانادا
۱۵	مرکز دفن زباله‌های رادیواکتیو در عمق کم	ژاپن
۵-۱۵	پوششهای کانال تخلیه پساب صنعتی و پوشش مراکز دفن زباله	کانادا، آمریکا، آلمان
۳-۵	ترانشه گل بتونیت در دیوار آب بند قائم	بسیاری از کشورها
کمتر از ۵	سدهای خاکی هسته‌دار (در مغز نفوذناپذیر)	اروپا

## ۲-۱- تهیه مخلوط

برای مخلوط کردن ماسه و بتونیت، ماسه به صورت خشک توزین شد و سپس به مقدار مورد نیاز، پودر بتونیت خشک شده به صورت تدریجی به آن اضافه شده است. سپس برای هر آزمایش، مقدار مورد نیاز از مخلوط فوق به صورت خشک با دست به خوبی مخلوط شده تا کاملاً همگن شود. مقدار بتونیت مصرف شده در مخلوط، بستگی به کاربرد مخلوط و میزان اقتصادی بودن طرح دارد. در مراکز دفن زباله معمولی، درصد بتونیت معمولاً بین ۱۰٪ تا ۲۰٪ و در مراکز دفن زباله هسته‌ای حدود ۵۰٪ است. به منظور جلوگیری از ناهمگنی مخلوط، مقدار حداقل بتونیت در مخلوط، برابر ۷٪ توصیه شده است [۱۰]. شدت ناهمگنی بیشتر وابسته است به فرایند اختلاط و درصد رس. اختلاط با مخلوط‌کنهای بتن، ناهمگنی بیشتری را نسبت به اختلاط آزمایشگاهی در مخلوط‌کنهای با سرعت بالا ایجاد می‌کند. جدول ۴، چند مورد مصرف مخلوط ماسه - بتونیت و درصد بتونیت مصرف شده را در کشورهای مختلف نشان می‌دهد.

در تحقیق حاضر به منظور بررسی اثر غلظت آلودگی فلزهای سنگین سرب و روی بر حدود اتربرگ، مخلوطهای ماسه - بتونیت با درصدهای بتونیت ۵٪، ۱۰٪، ۱۵٪، ۲۰٪، ۳۰٪، ۴۰٪، ۵۰٪، ۷۰٪ و ۱۰۰٪ تهیه شده است. پس از اینکه این مخلوطها با درصد بتونیت مورد نظر به صورت خشک مخلوط شد، غلظتهای ۰/۰۵، ۰/۱، ۰/۰۱ و ۰/۵ مولار از محلولهای نیترات سرب  $Pb(NO_3)_2$  و نیترات روی  $Zn(NO_3)_2 \cdot 6H_2O$  را به مقدار تعیین شده، به صورت تدریجی در مدت ۱۵ دقیقه با افشانه به مخلوط اضافه کرده و به هم زده‌ایم تا مخلوط همگنی حاصل شود. روش دیگری نیز برای تهیه مخلوط گزارش شده، که خیس کردن اولیه ماسه، اضافه کردن بتونیت خشک و در نهایت افزایش آب (الکترولیت) به منظور حصول اختلاط کافی است [۱۵]. سپس نمونه‌ها به مدت ۴۸ ساعت در ظروف در بسته پلاستیکی نگهداری شده تا بتونیت در معرض الکترولیت

مورد نظر به طور کامل هیدراته شود. آنگاه آزمایش حدود اتربرگ بر اساس دستورالعمل ASTM D4318-84، بر روی مخلوطهای با درصد متفاوت بتونیت و غلظت متفاوت آلودگی انجام شده است. همچنین دو نمونه از مخلوط ۱۰٪ SEB (۱۰٪ بتونیت و ۹۰٪ ماسه) و مخلوط ۲۰٪ SEB (۲۰٪ بتونیت و ۸۰٪ ماسه) پس از اضافه کردن غلظتهای مختلف آلودگی و حصول شرایط تعادل، مورد اندازه‌گیری pH قرار گرفته‌اند. به منظور ارزیابی قابلیت و میزان جذب آلاینده به وسیله بتونیت مورد مطالعه، آزمایشهای تعادل مخلوط اشباع<sup>۱</sup> بر روی نمونه‌های بتونیت و الکترولیتهای حاوی سرب و روی انجام شده است. به این منظور محلولهای شامل نیترات سرب و نیترات روی آبدار در غلظتهای ۰/۰۰۱ تا ۰/۲ مولار تهیه شده است. آنگاه ۴ گرم خاک خشک که با دقت ۰/۰۰۱ گرم وزن شده، داخل تیوپهای سانتریفیوژ ریخته و ۴۰ میلی لیتر از الکترولیت مورد نظر به خاک اضافه شده است. این سوسپانسیون الکترولیت و خاک به مدت ۲ ساعت به وسیله دستگاه لرزاننده به هم زده شده است. نمونه‌ها به مدت یک هفته نگهداری شده تا سیستم بتونیت - آلودگی کاملاً همگن و تبادل کاتیونی لازم انجام شود. سپس به وسیله سانتریفیوژ با سرعت ۵۰۰۰ دور در دقیقه، فاز مایع نمونه از فاز جامد (خاک) جدا شده است. بخشی از فاز مایع به دقت با پی‌پت جداسازی و به وسیله جذب اتمی تجزیه شده است. به این منظور غلظت سرب و روی موجود در فاز مایع و محلول اولیه و نیز مقدار کاتیونهای اصلی قابل تعویض - شامل سدیم، کلسیم و منیزیم دفع شده از خاک - اندازه‌گیری شده است.

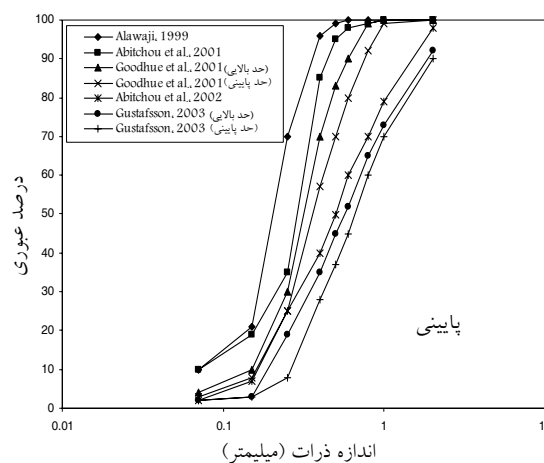
## ۳- بحث و بررسی

بسیاری از محققان به منظور مطالعه رفتار ماسه - بتونیت، از ماسه با دانه‌بندی ماسه اتاواي کانادا استفاده کرده‌اند. برخی محققان نیز از نمونه‌های ماسه با دانه‌بندی

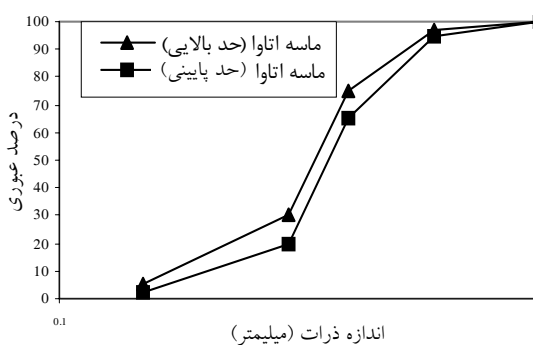
با توجه به نبود دسترسی ساده به ماسه اتاوا و همچنین ناممکن بودن استفاده از ماسه اتاوا در عمل، در این تحقیق از ماسه‌ای سفید، با دانه‌بندی متوسط، ضریب یکنواختی ۲، ضریب خمیدگی ۱/۴ و چگالی مخصوص ۲/۶۴ - که به‌سادگی در مناطق مختلف ایران در دسترس است - استفاده شده. دانه‌بندی ماسه مورد استفاده دقیقاً در وسط محدوده بالایی و پایینی دانه‌بندی توصیه شده توسط محققان مختلف منطبق شده است. ضریب یکنواختی و ضریب خمیدگی این ماسه نیز انطباق مناسبی را با سایر ماسه‌های مصرف شده در مخلوط توسط محققان مختلف (جدول ۱) دارد. این ماسه، برای ادامه آزمایشها در تحقیق حاضر استفاده شده است.

در شکل‌های ۳ و ۴ تغییرات حد روانی مخلوط SEB با درصد‌های مختلف بتونیت، برحسب غلظت روی و سرب نشان داده شده است. با افزایش غلظت آلودگی یا جانشینی کاتیون‌های با ظرفیت بالاتر، لایه دوگانه فشرده شده، نیروی دافعه بین ذرات کم شده و حد روانی کاهش می‌یابد. نتایج فوق نشان می‌دهد که در هر درصد مشخص از بتونیت موجود در مخلوط ماسه - بتونیت، با افزایش غلظت آلاینده فلز سنگین، حد روانی نمونه کاهش بیشتری یافته است. ضمن آنکه در هر غلظت مشخص آلاینده نیز، حد روانی نمونه ماسه - بتونیت با درصد بتونیت کمتر، پایین‌تر بوده است. به‌عنوان مثال با کاهش درصد بتونیت از ۷۰٪ به ۵٪، در غلظت‌های کم آلودگی روی (۰/۰۰۵ و ۰/۰۱ مولار)، حد روانی به‌میزان ۶۰٪ و در غلظت‌های آلودگی زیاد (۰/۱ و ۰/۵ مولار)، حد روانی به‌میزان ۱۶۰٪ تا ۲۰۰٪ کاهش داشته است. اما در مورد آلودگی سرب، با کاهش درصد بتونیت، میزان کاهش حد روانی در غلظت کم آلودگی، حدود ۵۵٪ و در غلظت زیاد آلودگی، حدود ۱۵۰٪ بوده است. در مخلوط‌های با مقادیر بتونیت کمتر از ۲۰٪، با افزایش غلظت آلودگی، کاهش بین ۱۰٪ تا ۳۰٪ در حد روانی مشاهده می‌شود. اما در مخلوط‌های حاوی بیش از ۲۰٪ بتونیت، کاهش حد روانی بین ۷۰٪ تا ۲۱۰٪ تغییر می‌کند. این کاهش می‌تواند باعث تغییرات قابل توجهی در خواص عملکردی مخلوط شود. مقدار

مشابه ماسه اتاوا استفاده کرده‌اند. شکل ۱ چند منحنی دانه‌بندی ماسه استفاده شده توسط محققان را نشان می‌دهد. می‌توان مشاهده کرد که ماسه مناسب برای مخلوط SEB، در محدوده دانه‌بندی مشخصی قرار می‌گیرد. با ترسیم منحنی دانه‌بندی ماسه استاندارد اتاوا مشاهده می‌شود که دانه‌بندی ماسه اتاوا دقیقاً در وسط محدوده حاصل از دانه‌بندی‌های محققان مختلف قرار دارد (شکل ۲). در شکل این محدوده دانه‌بندی ماسه اتاوا نشان داده شده است. با توجه به نتایج فوق، استفاده از ماسه اتاوا با دانه‌بندی استاندارد مربوط، می‌تواند برای مصرف در مخلوط ماسه - بتونیت مناسب باشد.



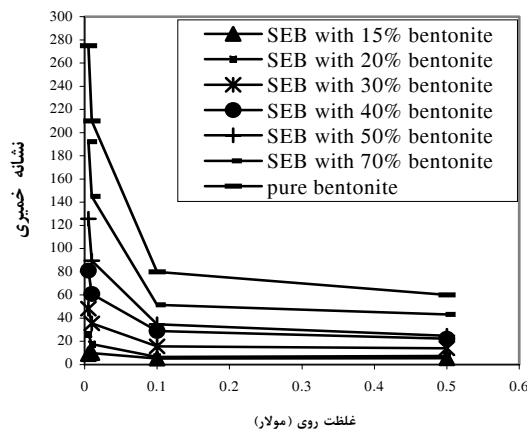
شکل ۱ دانه‌بندی ماسه مصرفی توسط محققان مختلف



شکل ۲ محدوده دانه‌بندی ماسه اتاوا (ASTM, 1995)

شکلهای ۵ و ۶ نشان داده شده است. با کاهش درصد بتونیت از ۷۰٪ به ۵٪، در غلظتهای کم آلودگی روی (۰/۰۰۵ و ۰/۰۱ مولار)، نشانه خمیری به میزان ۴۰٪، در غلظتهای آلودگی ۰/۱ مولار به میزان ۱۴۰٪ و در غلظت ۰/۵ مولار به میزان ۱۸۰٪ کاهش داشته است. اما در مورد آلودگی سرب، با کاهش بتونیت از ۷۰٪ به ۵٪، در غلظت کم آلودگی (۰/۰۰۵ و ۰/۰۱ مولار)، کاهش نشانه خمیری حدود ۴۰٪، در غلظت ۰/۱ مولار، حدود ۱۲۵٪ و در غلظت ۰/۵ مولار، حدود ۱۵۵٪ بوده است.

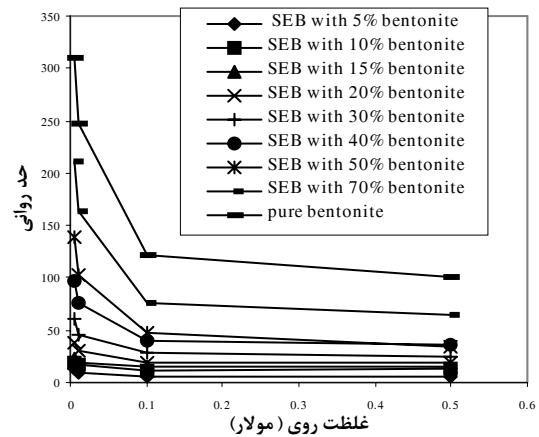
کاهش نشانه خمیری در مخلوطهای حاوی درصد بتونیت کمتر از ۲۰٪، حدود ۵٪ تا ۲۰٪ است. اما برای درصد بتونیت بیش از ۲۰٪ و برای آلودگی روی، نشانه خمیری بین ۵۰٪ تا ۲۲۰٪ و برای آلودگی سرب بین ۵۰٪ تا ۱۷۰٪ تغییر کرده است. این بررسی نشان می‌دهد که مقدار کاهش نشانه خمیری مخلوط، در معرض روی بیش از سرب است.



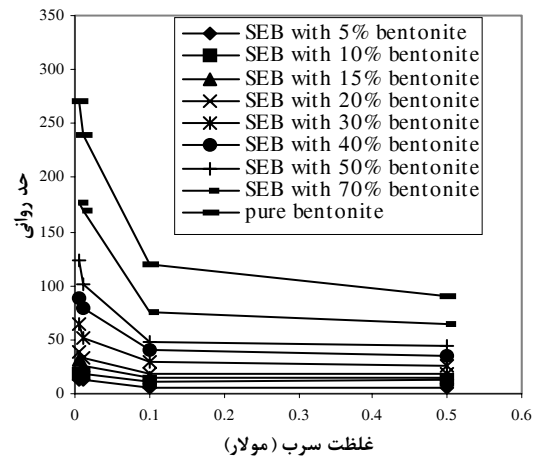
شکل ۵ تغییرات نشانه خمیری مخلوط SEB با درصدهای مختلف بتونیت در برابر تغییرات غلظت آلودگی روی

به منظور ارزیابی ارتباط خواص خمیری خاک با فرایند اندرکنش بتونیت و آلاینده فلزی، تعدادی آزمایشهای تعادل مخلوط اشباع بر روی نمونه‌های بتونیت حاوی غلظتهای مختلف آلاینده یون فلزی سرب و روی انجام

کاهش حد روانی در حضور آلودگی روی، حدود ۵٪ تا ۳۰٪، بیشتر از سرب است. با افزایش درصد بتونیت در مخلوط انتظار داریم که سطح مخصوص مخلوط زیاد شود که نتیجه این افزایش، افزایش حد خمیری است.



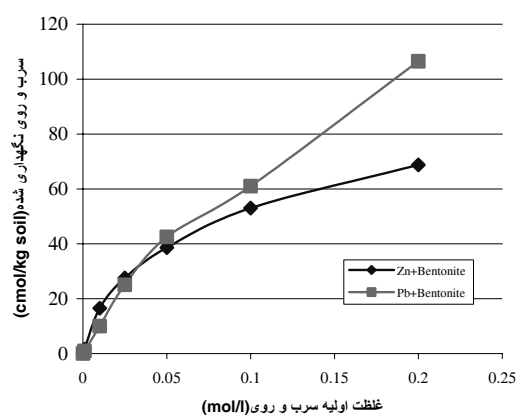
شکل ۳ تغییرات حد روانی مخلوط SEB با درصدهای مختلف بتونیت در برابر تغییرات غلظت آلودگی روی



شکل ۴ تغییرات حد روانی مخلوط SEB با درصدهای مختلف بتونیت در برابر تغییرات غلظت آلودگی سرب

با کاهش زیاد حد روانی و افزایش جزئی حد خمیری، نشانه خمیری کاهش خواهد یافت. تغییرات نشانه خمیری در

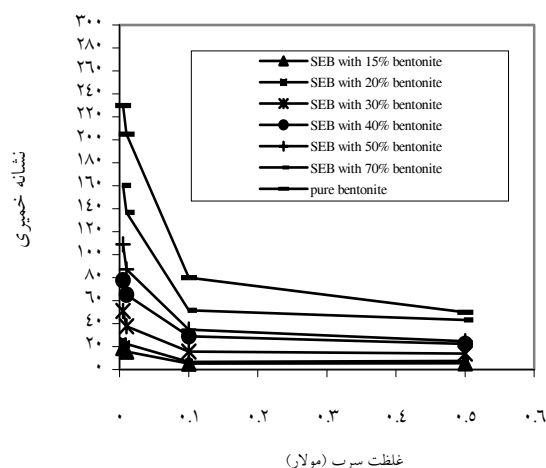
کلسیم، منیزیم و سدیم نیز در آب حفره‌ای خاک با دستگاه جذب اتمی اندازه‌گیری شد. شکل ۸ غلظت کاتیونهای تبادل‌ی خارج شده از سطح پولکهای بتونیت را بر اثر افزایش غلظت آلاینده سرب نشان می‌دهد. ملاحظه می‌شود که در فرایند اندرکنش بتونیت و آلودگی، تمامی کاتیونهای سدیم جذب شده توسط خاک در غلظتهای کم آلودگی نیز از سطح کانی جدا شده و به آب حفره‌ای منتقل شده‌اند. با افزایش غلظت آلاینده ورودی، غلظت کلسیم و منیزیم خارج شده از سطح کانی رسی نیز افزایش یافته است. این فرایند تأیید می‌کند که تغییر در خصوصیات خمیری مخلوط ماسه - بتونیت به‌طور مستقیم متأثر از جذب کاتیونهای فلزی محلول سرب توسط پولکهای کانی رسی و آزاد شدن کاتیونهای قلیایی از سطح رس است. چنین رفتاری برای اندرکنش روی و بتونیت نیز مشاهده شد.



شکل ۷ جذب و نگهداری آلاینده‌های فلزی سرب و روی در بتونیت (cmol/kg soil)

از سوی دیگر تحقیقات گذشته نشان می‌دهد که حضور فلزهای سنگین در سیستم آب و خاک، سبب می‌شود که pH سیستم آب و خاک به دلیل واکنش هیدرولیز فلزهای سنگین، کاهش قابل توجهی یابد. رابطه هیدرولیز فلزهای سنگین به شکل زیر پیشنهاد شده است [۲] و [۱۶]:

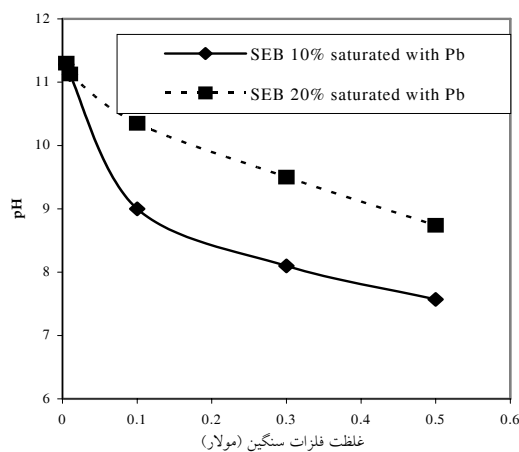
شد. (شکل ۷)، نتایج این آزمایشها را نشان می‌دهد. همان‌گونه که در شکل ۷ مشاهده می‌شود با افزایش غلظت آلاینده فلزی در خاک، درصد نگهداری شده آلودگی (رسوب و جذب) توسط بتونیت افزایش می‌یابد. شکل ۷ نشان می‌دهد که قابلیت نگهداری یون فلزی سرب توسط بتونیت، بیشتر از قابلیت آن در نگهداری یون فلزی روی است، به‌طوری‌که در غلظت ۰/۲ مول بر لیتر از آلاینده فلزی، در حضور یون سرب، بتونیت توانسته تمامی آلاینده موجود در آب حفره‌ای را نگهداری کند. در حالی‌که مقدار نگهداری در حضور آلودگی فلزی روی در غلظت فوق حدود ۶۵٪ بوده است.



شکل ۶ تغییرات نشانه خمیری مخلوط SEB با درصدهای مختلف بتونیت در برابر تغییرات غلظت آلودگی سرب

از آنجاکه نتایج آزمایشهای حدود اتربرگ، تأثیر بیشتر یون فلزی روی را بر خصوصیات خمیری خاک نشان می‌دهد، می‌توان نتیجه‌گیری کرد که در حالت یون سرب، بخش قابل توجهی به شکل رسوب نگهداری شده است. به‌منظور حصول اطمینان از وقوع جذب آلاینده‌های فلزی توسط نمونه بتونیت، در مجموعه آزمایشهای فوق غلظت کاتیونهای

ساختار درهم در خاک، از نمونه‌های بتونیت قبل و بعد از اضافه کردن آلاینده فلز سنگین، به کمک میکروسکوپ الکترونی عکسبرداری شد. شکل‌های ۱۰ و ۱۱، نتایج آزمایش‌های فوق را نشان می‌دهد. در شکل ۱۰ تصویر میکروسکوپ الکترونی نمونه بتونیت استفاده شده در این تحقیق ارائه شده است. وجود ساختار پراکنده که سبب ایجاد حداکثر نشانه خمیری و حداقل ضریب نفوذپذیری خواهد شد، در شکل ۸ به وضوح مشاهده می‌شود. تأثیر افزودن نیترات سرب با غلظت ۰/۵ مولار بر ریزساختار نمونه بتونیت در تصویر میکروسکوپ الکترونی شکل ۱۱ ارائه شده است. براساس تصاویر میکروسکوپ الکترونی تهیه شده، مشاهده می‌شود که حضور آلاینده فلزی سرب، سبب تغییر ساختار نمونه بتونیت از ساختار پراکنده به ساختار درهم شده است. ساختار ایجاد شده در حضور آلاینده فلزی سرب، تخلخل و حفره‌های بیشتری در مقایسه با نمونه بتونیت فاقد آلودگی دارد. نتایج عکس‌های میکروسکوپ الکترونی، به خوبی با نتایج آزمایش‌های ارائه شده در قبل تطابق و همخوانی دارد.

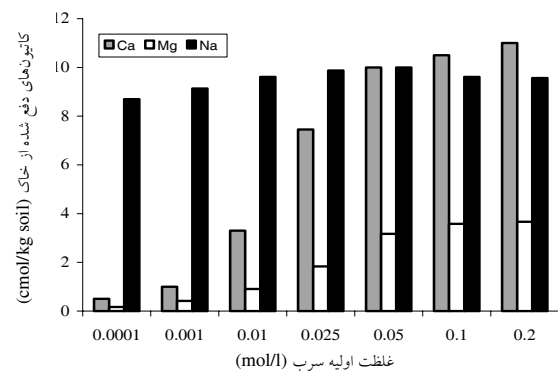


شکل ۹ تغییر مقادیر pH مخلوط ماسه و بتونیت با افزایش غلظت سرب



در شکل ۹، تأثیر حضور غلظتهای مختلف آلاینده فلزی سرب بر pH مخلوط ماسه - بتونیت در حالت ۱۰٪ و ۲۰٪ بتونیت ارائه شده است. نتایج شکل فوق نشان می‌دهد که حضور آلاینده سرب براساس واکنش بالا، سبب کاهش pH محیط آب - خاک شده است. در عین حال نمونه حاوی درصد بتونیت بیشتر، مقاومت بیشتری در مقابل تغییر pH ناشی از حضور آلاینده داشته است (ظرفیت بافرینگ بیشتر).

کاهش pH سبب خستگی شدن بخشی از بارهای سطوح رسی می‌شود. به دلیل خستگی شدن این بارها، نیروهای دافعه سطحی رسی کاهش و پولکهای رسی به یکدیگر نزدیکتر می‌شوند. ایجاد ساختار درهم که نتیجه فرایند کاهش pH خواهد بود به نوبه خود باعث کاهش خصوصیات خمیری و افزایش نفوذپذیری خاک می‌گردد. این رفتار برای نمونه بتونیت حاوی آلاینده روی نیز مشاهده گردید.

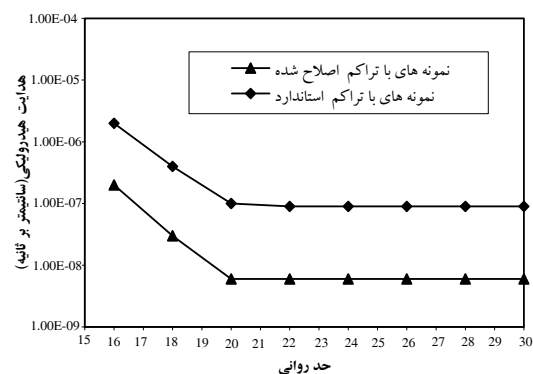
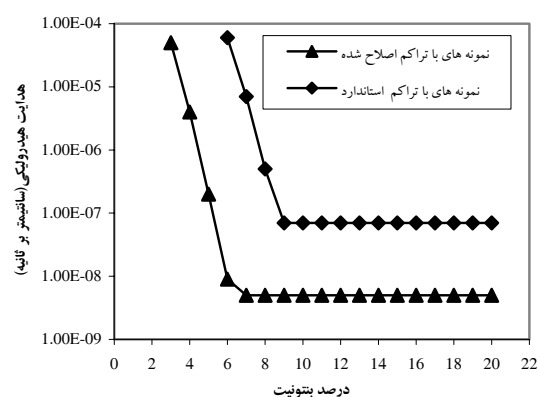


شکل ۸ کاتیونهای تبادل شده از سطح پولکها در اثر غلظت آلاینده سرب در بتونیت (cmol/kg soil)

در مجموع دو فرایند تشریح شده در بالا به کاهش حد روانی و کاهش نشانه خمیری خاک منجر خواهد شد. به منظور حصول اطمینان از تأثیر فرایندهای فوق در ایجاد



رابطه فوق بیان می‌کند که جذب کاتیون‌های فلز سنگین به سطح پولکهای رسی، سبب کاهش ضخامت لایه دوگانه و به تبع آن، باعث کاهش پتانسیل سطحی ذره رسی می‌شود. به‌طور همزمان، حضور کاتیون فلزی، به‌دلیل فرایند هیدرولیز، باعث کاهش pH الکترولیت شده و از این نظر نیز، افزایش یونهای هیدروژن در کاهش پتانسیل سطحی رس اثر می‌گذارد [۲].

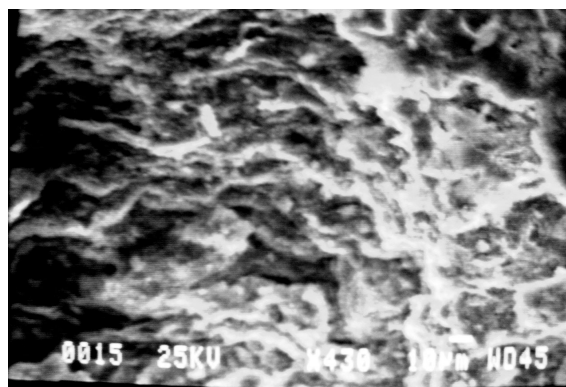


شکل ۱۲ تغییرات هدایت هیدرولیکی به‌صورت تابعی از درصد بنتونیت و حد روانی (Alawaji, 1999)

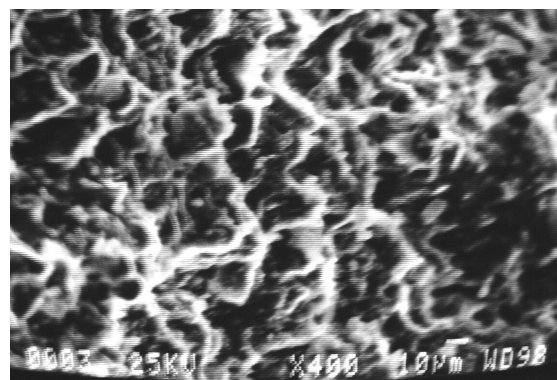
در مجموع با کم شدن پتانسیل سطحی پولکهای رسی، نیروهای دافعه کاهش یافته و ذرات به یکدیگر نزدیک‌تر می‌شوند. این فرایند سبب کاهش امکان جذب آب توسط پولک رسی از طریق سازوکارهای چهارگانه جذب آب می‌شود. در

در حالت کلی، کاهش نشانه خمیری نمونه‌های آزمایش شده، در معرض آلودگی‌های روی و سرب را می‌توان براساس نظریه لایه دوگانه رسی، تحلیل کرد. با حضور کاتیون‌های فلزی روی یا سرب، به استناد نظریه لایه دوگانه، این کاتیون‌ها به پولکهای رسی جذب می‌شوند. براساس نظریه گوی - چپمن<sup>۱</sup> تغییرات ضخامت لایه دوگانه از رابطه (۲) پیروی می‌کند [۱۷، ۱۸].

$$K = \sqrt{\frac{\lambda \pi e^2 v^2 n}{\epsilon k T}} \quad [L^{-1}] \quad (2)$$



شکل ۱۰ تصویر میکروسکوپ الکترونی از ساختار بنتونیت



شکل ۱۱ تصویر میکروسکوپ الکترونی از ساختار درهم بنتونیت در حالت غلظت زیاد آلاینده سرب

#### 1. Gouy-Chapman's Double Layer Theory

آلودگیهای خطرناک و شایع در زباله‌های صنعتی محسوب می‌شوند، باعث افت زیادی در نشانه خمیری می‌شود. در نتیجه می‌توان انتظار داشت که هدایت هیدرولیکی چنین پوششی افزایش زیادی خواهد یافت. این موضوع می‌تواند صدمات جبران‌ناپذیری را بر عملکرد پوشش مراکز دفن زباله‌های صنعتی و شهری داشته باشد.

ب- تغییرات فیزیکی - رفتاری (مانند کاهش نشانه خمیری) که در فرایند اندرکنش SEB و آلودگیهای فلزی مشاهده می‌شود، به کمک ارزیابی تأثیر آلودگی بر تغییرات pH، جذب آلودگی توسط خاک و مطالعه عکسهای میکروسکوپ الکترونی که نشان‌دهنده تغییر در ساختار خاک می‌باشد، قابل تفسیر است.

ج- نتایج نشان می‌دهند که مخلوطهای حاوی درصد بیشتر بتونیت، دچار کاهش بیشتری در مقدار نشانه خمیری می‌شوند که از نظر اقتصادی توجیه کمتری دارد. همچنین، در عمل مشاهده می‌شود که مخلوطهای حاوی کمتر از ۲۰٪ بتونیت نیز، در غلظتهای زیاد آلودگی، دچار کاهش قابل توجهی در نشانه خمیری و افزایش هدایت هیدرولیکی می‌شوند. لذا به نظر می‌رسد در پروژه‌هایی که در عملکرد مخلوط SEB احتمال اندرکنش آن با آلودگیهای فلزی وجود دارد، مقدار بتونیت بهینه حدود ۲۰٪ است.

## ۵- منابع

- [1] Rowe, R. K.; "Geosynthetics and minimisation of contaminant migration through barrier systems beneath solid waste", Proceedings of the Sixth International Conference on Geosynthetics, Atlanta, USA, 1988; pp. 27-82.
- [2] Yong, R. N.; "Geoenvironmental engineering, contaminated soils, pollutant

نتیجه با کاهش قابلیت نگهداری آب توسط خاک، نشانه خمیری کاهش می‌یابد. تفاوت نرخ کاهش در نشانه خمیری در حالت حضور آلاینده‌های مختلف را می‌توان به فرایند جذب انتخابی و رسوب‌پذیری در اندرکنش خاک و آلودگی نسبت داد [۱۹]. همچنین با افزایش والانس آلاینده موجود در مایع منفذی، درصد کاهش LL و PI در غلظتهای پایین آلودگی، افزایش می‌یابد [۲۰]. تحقیقات گذشته نشان می‌دهد که تغییرات هدایت هیدرولیکی مخلوط ماسه - بتونیت تابعی از درصد بتونیت و حد روانی مخلوط است (شکل ۱۲). همان‌گونه که در این شکل مشاهده می‌شود، با کاهش درصد بتونیت و کاهش حد روانی، افزایش نفوذپذیری خاک رخ می‌دهد. این افزایش، در عمل کاهش راندمان مخلوط SEB را در ممانعت از انتقال آلودگی به دنبال خواهد داشت. بر این اساس می‌توان نتیجه گرفت که حضور مصالح با مقادیر نشانه خمیری کمتر یا با تغییر شرایط آب حفره‌ای - به نحوی که نشانه خمیری را کاهش دهد - پتانسیل تورم کاهش و هدایت هیدرولیکی افزایش می‌یابد. در صورتی که نشانه خمیری افت زیادی داشته باشد، هدایت هیدرولیکی مخلوط، افزایش قابل توجهی خواهد داشت و در نهایت ظرفیت خود ترمیمی مخلوط کاهش می‌یابد. همچنین در معرض آلاینده‌های فلزی با غلظت بالا، بتونیت دچار ساختار مجتمع<sup>۱</sup> می‌شود که باعث تشکیل کانالهایی برای تراوش از داخل مخلوط می‌شود. تمامی این فرایندها به افزایش ریسک احتمال آلودگی آبهای زیرزمینی بر اثر تراوش پس‌اب مراکز دفن زباله در پوشش رسی می‌انجامد. از طرفی مخلوطهای حاوی ۲۰٪ بتونیت و کمتر، در غلظتهای زیاد آلودگی، دچار کاهش شدیدی در نشانه خمیری می‌شوند و حتی نشانه خمیری به کمتر از ۱۷٪ می‌رسد و عملکرد هیدرولیکی بسیار نامناسبی را ارائه می‌دهند.

## ۴- نتیجه گیری

الف- حضور فلزهای سنگین سرب و روی که جزو

1. Flocculated Structure

- bentonite-sand mixtures in cyclic controlled-suction drying and wetting”, *Engineering Geology Journal*; Vol. 81, 2005, pp. 213-226.
- [9] Dixon, N.; “Engineering properties and use of geosynthetic clay liners”, Thomas Telford, *Proceedings Geotechnical Engineering of Landfills*; 1998, pp. 131-148.
- [10] EPA; “Design and construction of RCRA-CERCLA final covers”, Report No. 2, May 1991, Cincinnati, Ohio.
- [11] Ito, H.; “Compaction properties of granular bentonites”, *Applied Clay Sciences*; Vol. 31, 2006, Issues 1-2, pp. 47-55.
- [12] Stewart, D. I., Studds, P. G., and Cousens, T. W.; “The factors controlling the engineering properties of bentonite-enhanced sand”, *Applied Clay Sciences*, Vol. 23, Issues 1-4, 2003, pp. 97-110.
- [13] Komine, H.; “Simplified evaluation on hydraulic conductivities of sand-bentonite mixture backfill”, *Applied Clay Science*; Vol. 24, Issues 1-4, 2004, pp. 13-19.
- [14] Ouhadi, V. R., Yong, R. N., and Sedighi, M.; “Influence of Heavy Metal Contaminants at Variable pH Regimes on Rheological Behaviour of Bentonite”, *Elsevier Applied Clay Science Journal*; Vol. 23, Issue 3-4, 2006 pp. 217-231.
- fate and mitigation”, CRC Press, Boca Raton; 2001, 307.
- [3] Brain, E., and Simpson, P. E.; “Five factors influencing clay/geomembrane interface”, *Canadian Geotechnical Journal*; 2001, pp. 11-18.
- [4] Moir, D., Haug and Lionel, C.; “Impact of modeling water content on hydraulic conductivity of compacted sand-bentonite”, *Canadian Geotechnical Journal*; Vol. 29, 1992, pp. 253-262.
- [5] Saindon, R., and Whitworth, T. M.; “Reverse osmosis properties of bentonite/glass bead mixtures at low compaction pressures”, *Applied Clay Sciences*; Vol. 31, Issues 1-2, 2006, pp. 90-95.
- [6] Studds, P. G., Stewart, D. I., Cousens, T. W., and Tay, Y. Y.; “Designing bentonite enhanced soils to perform as environmental barriers”, *Clay Minerals*; Vol. 33, 2002, pp. 459-462.
- [7] Alston, C., Daniel, D. E., and Devroy, D. J.; “Design and construction of sand-bentonite liner for effluent treatment lagoon.” *Marathon, Ontario. Canadian Geotechnical Journal*; Vol. 34, 1997, pp. 841-852.
- [8] Alonso, E. E., Romero, E., Hoffmann, C., and GarciaEscudero, E.; “Expansive

- [18] van Olphen, H.; "An introduction to clay colloid chemistry", Wiley Interscience, New York. 1963, p. 318.
- [19] Yong, R. N.; "Overview of modeling of clay microstructure and interaction for prediction of waste isolation barrier performance", Engng. Geology, Vol. 4, 1999, pp. 83-91.
- [20] Alawaji, H. A.; "Swell and compressibility characteristics of sand-bentonite mixtures inundated with liquids", Journal of Applied Clay Science, Vol. 15, 1999, pp. 411-430.
- [15] Graham, J., Blats, J. A., and Chandler, N. A.; "Influence of suction on strength and stiffness of compacted sand-bentonite", Canadian Geotechnical Journal; Vol. 39, 2001, pp. 1005-1015.
- [16] Ouhadi, V. R., Yong, R. N., and Sedighi, M.; "Desorption response and degradation of buffering capability of bentonite subjected to heavy metal contaminants", Proceedings of the 4<sup>th</sup> BGA Geo-environmental Eng. Conference, Integrated Management of Groundwater and Contaminated Land, Stratford-on-Avon, UK, 2004, pp. 118-125.
- [17] Bolt, G. H.; "Physico-chemical analysis of the compressibility of pure clays", Geotechnique, 6(2): 1956, pp. 86-93.

