

بِسْمِ اللَّهِ الرَّحْمَنِ الرَّحِيمِ  
الْحَمْدُ لِلَّهِ الَّذِي  
خَلَقَ السَّمَوَاتِ وَالْأَرْضَ  
وَالَّذِي جَعَلَ الْمَوْتَ  
وَالْحَيَاةَ وَالَّذِي  
يُحْيِي الْمَوْتَى  
وَالَّذِي يُخْرِجُ  
الْحَبَّ وَالذُّرْءَ  
وَالَّذِي يُصَوِّرُ  
الْبَشَرَةَ فِي أَحْسَنِ  
تَقْوِيمٍ  
سُبْحَانَ اللَّهِ عَمَّا يُشْرِكُونَ  
اللَّهُ أَكْبَرُ  
عَمَّا يُشْرِكُونَ



دانشکده مهندسی عمران

رشته مهندسی عمران گرایش ژئوتکنیک

پایان نامه کارشناسی ارشد

بررسی آزمایشگاهی تاثیر آلودگی شیرابه بر میزان فروریزش خاک های رمبنده

نگارنده: محمدعلی خداپنده

استاد راهنما

دکتر سید مهدی حسینی

شهریور ۱۳۹۵

دانشگاه صنعتی شاهرود

دانشکده مهندسی عمران

گروه ژئوتکنیک

پایان نامه کارشناسی ارشد آقای محمدعلی خدابنده به شماره دانشجویی: ۹۳۰۶۸۸۴

تحت عنوان: بررسی آزمایشگاهی تاثیر آلودگی شیرابه بر میزان فروریزش خاک های

رمبنده

در تاریخ ۱۳۹۵/۰۶/۱۵ توسط کمیته تخصصی زیر جهت اخذ مدرک کارشناسی ارشد مورد ارزیابی و با درجه خوب مورد پذیرش قرار گرفت.

امضاء	اساتید مشاور	امضاء	اساتید راهنما
	نام و نام خانوادگی :		نام و نام خانوادگی : سید مهدی حسینی
	نام و نام خانوادگی :		نام و نام خانوادگی :

امضاء	نماینده تحصیلات تکمیلی	امضاء	اساتید داور
	نام و نام خانوادگی : محمد شامخی		نام و نام خانوادگی : امیر بذرافشان مقدم
			نام و نام خانوادگی : بهناز دهرآزما
			نام و نام خانوادگی :
			نام و نام خانوادگی :

به او

## تقدیر و تشکر

خداوند سبحان را سپاسگزارم که توفیق تحصیل علم و تغییر نگرش به هستی را برایم فراهم نمود تا گوشه‌ای از عظمت بی‌همتایش را درک نمایم و فرصتی دست داد تا بدانم تمامی تلاش‌های علمی نوع بشر در مقابل علم بی‌انتهایش هم‌چون ذره‌ای است در مقابل اقیانوسی بی‌کران.

منت خدای عزوجل که طاعتش موجب قرب است و به شکراندرش مزیت نعمت. هر نفسی که فرو رود ممد حیات است و چون برآید مفرح ذات است. در هر نفس دو نعمت است و بر هر نعمتی شکری واجب.

لازم می‌دانم از استادم جناب آقای دکتر حسینی که در طول دوران تحصیل در مقطع کارشناسی ارشد و انجام پروژه حاضر، نه تنها به عنوان استادی مجرب که به عنوان برادری مهربان مرا در پیچ و خم زندگی یاری نمودند، تشکر نمایم. به طوری که تلاش، دل‌سوزی و کوشش ایشان در تعلیم و تربیت و انتقال علم و تجربه‌های ارزشمند در کنار برقراری رابطه صمیمی و دوستانه با دانشجویان و ایجاد فضایی دل‌نشین برای کسب علم و دانش و درک شرایط دانشجویان حقیقتاً ستودنی است.

همچنین از خانواده عزیزم به خصوص پدر و مادر گرانقدرم که همواره با دلگرمی‌های خویش مرا جانی تازه بخشیده‌اند، کمال سپاس و قدردانی را دارم.

امید است با تاسی به ائمه اطهار (ع) و در سایه عنایات خاصه امام زمان (عج) شاهد رشد و شکوفایی کشور عزیزمان، ایران باشیم.

## تعهد نامه

اینجانب محمدعلی خدابنده دانشجوی دوره کارشناسی ارشد رشته مهندسی عمران گرایش ژئوتکنیک دانشکده مهندسی عمران دانشگاه صنعتی شاهرود نویسنده پایان نامه بررسی آزمایشگاهی تاثیر آلودگی شیرابه بر میزان فروریزش خاک های رمبنده تحت راهنمایی دکتر سیدمهدی حسینی متعهد می شوم.

- تحقیقات در این پایان نامه توسط اینجانب انجام شده است و از صحت و اصالت برخوردار است.
- در استفاده از نتایج پژوهشهای محققان دیگر به مرجع مورد استفاده استناد شده است.
- مطالب مندرج در پایان نامه تاکنون توسط خود یا فرد دیگری برای دریافت هیچ نوع مدرک یا امتیازی در هیچ جا ارائه نشده است.
- کلیه حقوق معنوی این اثر متعلق به دانشگاه شاهرود می باشد و مقالات مستخرج با نام « دانشگاه شاهرود » و یا « Shahrood University » به چاپ خواهد رسید.
- حقوق معنوی تمام افرادی که در به دست آمدن نتایج اصلی پایان نامه تأثیرگذار بوده اند در مقالات مستخرج از پایان نامه رعایت می گردد.
- در کلیه مراحل انجام این پایان نامه ، در مواردی که از موجود زنده ( یا بافتهای آنها ) استفاده شده است ضوابط و اصول اخلاقی رعایت شده است.
- در کلیه مراحل انجام این پایان نامه، در مواردی که به حوزه اطلاعات شخصی افراد دسترسی یافته یا استفاده شده است اصل رازداری ، ضوابط و اصول اخلاق انسانی رعایت شده است .

تاریخ : ۱۳۹۵/۰۶/۱۵

امضای دانشجو

### مالکیت نتایج و حق نشر

- کلیه حقوق معنوی این اثر و محصولات آن (مقالات مستخرج، کتاب، برنامه های رایانه ای، نرم افزار ها و تجهیزات ساخته شده است ) متعلق به دانشگاه شاهرود می باشد. این مطلب باید به نحو مقتضی در تولیدات علمی مربوطه ذکر شود.
- استفاده از اطلاعات و نتایج موجود در پایان نامه بدون ذکر مرجع مجاز نمی باشد.

## چکیده

در طبیعت خاکهایی یافت می شود که تحت تنش یکسان، با افزایش درصد رطوبت میزان کاهش حجم بسیار زیادی از خود نشان می دهند. این کاهش حجم منجر به خردشدگی در ساختار خاک و در نهایت بروز نشست های قابل توجهی می گردد. اینگونه خاکها که بیشتر در نواحی گرم و خشک و مناطق بیابانی یافت می شوند، به خاکهای رمبنده (فروریزی) موسوم هستند. با توجه به گسترش نسبتا وسیع خاکهای رمبنده در ایران و لزوم توسعه شهرها، لزوم بررسی پتانسیل رمبندگی خاکها بیش از پیش آشکار می شود. در این پژوهش به بررسی تاثیر آلاینده های زیست محیطی که دارای ماهیت اسیدی و بازی هستند بر رفتار خاکهای فروریزی<sup>۱</sup> پرداخته شده است. به طور کلی هدف از این پژوهش ارزیابی پتانسیل رمبندگی این خاک ها در اثر اشباع شدگی ناشی از نفوذ آلاینده هایی از قبیل شیرابه ها و پساب ها و مواد شیمیایی به خاک است. بدین منظور از شیرابه طبیعی تهیه شده از مرکز دفن زباله مشهد در آزمایش ها استفاده گردید و آزمایش فروریزش در شرایط اشباع با شیرابه طبیعی انجام شد و با آب مقایسه گردید. همچنین از آنجا که امکان تفکیک اجزای شیرابه مخصوصا در عمر های مختلف و با pH های متفاوت وجود نداشت، بنابراین از دو عامل اسید سولفوریک و سدیم هیدروکسید به عنوان نمایندگان شیرابه و در pH های ۱ تا ۱۴ استفاده شد و آزمایش فروریزش بر روی نمونه های خاک و در شرایط اشباع با شیرابه های مصنوعی و در pH های مختلف انجام گردید. همچنین تاثیر درصد آلودگی بر میزان فروریزش خاک بررسی شد، بدین صورت که نمونه های خاک با درصد های وزنی ۵، ۱۰ و ۱۵ درصد از شیرابه های طبیعی و مصنوعی آلوده شده و آزمایش فروریزش بر روی نمونه های آلوده انجام شد. نتایج آزمایش ها نشان می دهد که شیرابه طبیعی نسبت به آب فروریزش بیشتری را در خاک ایجاد می کند که

دلیل آن اسیدی بودن شیرابه طبیعی استفاده شده در آزمایش است. همچنین در رابطه با تاثیر pH بر میزان فروریزش نتایج نشان می دهند که شیرابه های با pH پایین و اسیدی باعث افزایش پتانسیل رمبندگی خاک شده و شیرابه های با pH بالا و قلیایی، رمبندگی کمتری را ایجاد می کنند. همچنین دامنه تغییرات پتانسیل رمبندگی خاک در pH های پایین و اسیدی بسیار بیشتر از pH های بالا و قلیایی است. یا به عبارتی دیگر تغییری که در پتانسیل رمبندگی خاک ایجاد می شود با یک یا دو واحد تغییر در pH به سمت اسیدی شدن خیلی بیشتر از تغییری است که به سمت بازی شدن دارد. در رابطه با تاثیر درصد آلودگی بر میزان فروریزش نتایج نشان می دهند که با افزایش درصد شیرابه طبیعی میزان فروریزش خاک افزایش یافته است. همچنین با افزایش درصد شیرابه مصنوعی در حالت اسیدی نیز میزان فروریزش خاک افزایش یافته است ولی با افزایش درصد شیرابه مصنوعی در حالت قلیایی تفاوت چندانی در میزان فروریزش مشاهده نشده است که دلیل آن اشباع شدن با آب است که باعث شده pH نهایی خاک تغییر چندانی نکند و میزان فروریزش ثابت بماند.

**کلمات کلیدی:** خاک های رمبنده، فروریزش، شیرابه، اسید سولفوریک، سدیم هیدروکسید



## فهرست مطالب

۱	۱- فصل اول کلیات
۲	۱-۱ مقدمه
۲	۲-۱ اهداف و ضرورت پژوهش
۳	۳-۱ ساختار پژوهش
۵	۲- فصل دوم مروری بر مطالعات گذشته
۶	۱-۲ مقدمه
۶	۲-۲ شیرابه
۷	۳-۲ مطالعه روش های نشت و نفوذ شیرابه
۷	۱-۳-۲ فرایند ادوکشن
۸	۲-۳-۲ فرایند انتشار
۸	۳-۳-۲ فرایند پراکنش فیزیکی
۹	۴-۳-۲ فرایندهای کاهش آلودگی
۹	۴-۲ پارامترهای موثر در انتقال آلودگی
۱۰	۵-۲ مفهوم مکش در خاک غیراشباع
۱۱	۶-۲ جذب سطحی
۱۲	۷-۲ جذب بیولوژیکی

- ۸-۲ رس ها و تبادل کاتیون و آنیون..... ۱۲.....
- ۱-۸-۲ بار الکتریکی رس ها ..... ۱۳.....
- ۲-۸-۲ لایه دوگانه پراکنده ..... ۱۴.....
- ۹-۲ آلودگی در خاک ..... ۱۶.....
- ۱۰-۲ معرفی خاک های مساله دار ..... ۳۲.....
- ۱۱-۲ تعریف فروریزش ..... ۳۲.....
- ۱۲-۲ انواع خاک های فروریزی ..... ۳۵.....
- ۱-۱۲-۲ خاک های متراکم شده ..... ۳۶.....
- ۲-۱۲-۲ خاک های طبیعی با ساختار ناپایدار ..... ۳۶.....
- ۱۳-۲ عوامل موثر بر میزان فروریزش ..... ۳۸.....
- ۱-۱۳-۲ رطوبت اولیه ..... ۳۸.....
- ۲-۱۳-۲ نوع خاک ..... ۳۸.....
- ۳-۱۳-۲ تراکم نسبی ..... ۳۹.....
- ۴-۱۳-۲ سطح تنش اعمالی ..... ۴۰.....
- ۵-۱۳-۲ عوامل سیمان کننده ..... ۴۰.....
- ۶-۱۳-۲ اثر سیکل های ترشدگی ..... ۴۱.....
- ۷-۱۳-۲ مکش ماتریس ..... ۴۲.....

۴۴	..... منشاء زمین شناسی ۸-۱۳-۲
۴۴	..... پارامترهای موثر بر رمبندگی خاکریزها ۱۴-۲
۴۴	..... چگالی خاک پس از تراکم ۱-۱۴-۲
۴۶	..... انرژی تراکم ۲-۱۴-۲
۴۷	..... تنش اعمالی ۳-۱۴-۲
۴۷	..... مکانیزم فروریزش خاک های رمبنده ۱۵-۲
۵۳	..... شناسایی خاک های رمبنده ۱۶-۲
۵۵	..... معیارهای تخمین و ارزیابی پتانسیل رمبندگی خاک ها ۱۷-۲
۵۹	..... فصل سوم نحوه انجام آزمایش ها و نتایج شناسایی خاک ۳-۳
۶۰	..... مقدمه ۱-۳
۶۰	..... محدوده مورد مطالعه ۲-۳
۶۱	..... خواص خاک ۳-۳
۶۱	..... دانه بندی و هیدرومتری ۱-۳-۳
۶۲	..... درصد رطوبت طبیعی ۲-۳-۳
۶۳	..... وزن مخصوص خشک خاک ۳-۳-۳
۶۳	..... چگالی نسبی دانه های جامد خاک ( $G_s$ ) ۴-۳-۳
۶۴	..... حدود اتربرگ ۵-۳-۳

- ۶۵..... ۶-۳-۳ مشخصه های شیمیایی خاک
- ۶۵..... ۱-۶-۳-۳ pH خاک
- ۶۶..... ۲-۶-۳-۳ مواد آلی و عناصر موجود در خاک
- ۶۸..... ۴-۳ آلاینده های مورد استفاده
- ۶۸..... ۵-۳ مشخصات شیمیایی شیرابه
- ۶۹..... ۶-۳ بررسی رفتار خاک های آلوده
- ۷۰..... ۱-۶-۳ حدود اتربرگ خاک های آلوده
- ۷۰..... ۲-۶-۳ آزمایش تعیین پتانسیل فروریزش
- ۷۰..... ۱-۲-۶-۳ روش انجام آزمایش
- ۷۱..... ۲-۲-۶-۳ برنامه آزمایش های فروریزش
- ۷۲..... ۳-۲-۶-۳ آماده سازی نمونه های بازسازی شده
- ۷۳ -۴ فصل چهارم نتایج آزمایش ها و تفسیر آنها
- ۷۴..... ۱-۴ مقدمه
- ۷۴..... ۲-۴ نتایج حاصل از آزمایش حدود اتربرگ
- ۷۴..... ۱-۲-۴ تاثیر آلودگی شیرابه لندفیل بر حدود اتربرگ
- ۷۵..... ۲-۲-۴ تاثیر pH بر حدود اتربرگ خاک
- ۷۷..... ۳-۴ نتایج حاصل از آزمایش فروریزش اشباع

۷۷.....	۱-۳-۴ خاک اشباع با آب .....	۹۵
۷۷.....	۲-۳-۴ تاثیر pH بر میزان فروریزش خاک های رمنده .....	۹۶.....
۸۲.....	۳-۳-۴ خاک اشباع با شیرابه لندفیل .....	۹۸.....
۸۳.....	۴-۳-۴ تاثیر درصد آلودگی اسید و باز بر میزان فروریزش خاک .....	
۸۸.....	۵-۳-۴ تاثیر درصد آلودگی شیرابه طبیعی بر میزان فروریزش خاک .....	
	۵- فصل پنجم نتایج و پیشنهادها	
	۱-۵ نتایج.....	
	۲-۵ پیشنهادها.....	
۹۹	منابع	

## فهرست اشکال

- شکل ۱-۲ اثر مکش ماتریس در خاک غیر اشباع (Ziad A. Milad, 2014) ..... ۱۱
- شکل ۲-۲ توزیع کاتیون ها و آنیون ها در مجاورت سطح رس ..... ۱۶
- شکل ۳-۲ تغییرات حدود اتربرگ در مقابل تغییر pH برای خاک کائولینیت (احمدی و ساسانیان، ۱۳۸۴) ..... ۲۱
- شکل ۴-۲ تغییرات حدود اتربرگ در مقابل تغییر pH برای مخلوط کائولینیت و ۵٪ بنتونیت (احمدی و ساسانیان، ۱۳۸۴) ..... ۲۱
- شکل ۵-۲ تغییرات حدود اتربرگ در مقابل تغییر pH برای مخلوط کائولینیت و ۱۰٪ بنتونیت (احمدی و ساسانیان، ۱۳۸۴) ..... ۲۲
- شکل ۶-۲ مقایسه تغییرات نفوذپذیری در مقابل تغییر pH برای خاکهای مختلف (احمدی و ساسانیان، ۱۳۸۴) ..... ۲۳
- شکل ۷-۲ تاثیر pH بر چسبندگی و زاویه اصطکاک زهکشی نشده در آزمایش Q (صدقیانی و قدک، ۱۳۸۳) ..... ۲۴
- شکل ۸-۲ تاثیر pH بر چسبندگی و زاویه اصطکاک در آزمایش CU (صدقیانی و قدک، ۱۳۸۳) ..... ۲۵
- شکل ۹-۲ تاثیر pH بر چسبندگی و زاویه اصطکاک زهکشی شده (صدقیانی و قدک، ۱۳۸۳) ..... ۲۶
- شکل ۱۰-۲ نتایج حد روانی برای خاک های آلوده به اسید و باز (Prakash et al, 2013) ..... ۲۷
- شکل ۱۱-۲ نتایج شاخص خمیری برای خاک های آلوده به اسید و باز (Prakash et al, 2013) ..... ۲۸
- شکل ۱۲-۲ تغییرات مشخصه های تراکم برای خاک های آلوده به اسید و باز (Prakash et al, 2013) ..... ۲۹

- .....(2013) ۲۸
- Prakash et al, ) باز(، تغییرات مقاومت فشاری تک محوری برای خاک های آلوده به اسید و باز(، شکل ۲-۱۳
- .....(2013) ۲۹
- .....(Sunil et al, 2009) ۳۰ شکل ۲-۱۴ تغییرات پارامترهای مقاومت برشی خاک با درصد آلودگی
- (Sunil et al, 2009) ۳۱ شکل ۲-۱۵ تغییرات ظرفیت تبادل کاتیونی(CEC) با افزایش درصد شیرابه
- .....(Assallay et al, 1998) ۳۹ شکل ۲-۱۶ اثر تغییرات درصد رس بر میزان فروریزش
- .....(Ng et al., 1998) ۴۰ شکل ۲-۱۷ رابطه پتانسیل فروریزش با تراکم نسبی
- .....(Chiu et al., 1998) ۴۲ شکل ۲-۱۸ اثر اعمال سیکل‌های ترشدگی بر میزان فروریزش
- .....(Tadepalli and Fredlund, 1991) ۴۳ شکل ۲-۱۹ نمونه تحکیم خاک فروریزشی
- Tadepalli and ) اشباع سازی (، شکل ۲-۲۰ رابطه بین مکش ماتریس و کاهش حجم در زمان اشباع سازی
- .....(fredlund, 1991) ۴۴
- Valery ) اشباع سازی (، شکل ۲-۲۱ اثر نسبت تخلخل بعد از تراکم روی نسبت تخلخل بعد از بارگذاری و اشباع سازی
- .....(et al, 2005) ۴۵
- .....(Sun et al, 2007) ۴۶ شکل ۲-۲۲ اثر چگالی اولیه مختلف بر روی رمبندگی نمونه های متراکم شده
- (Khelifa et al, 2010) ۴۶ شکل ۲-۲۳ نمودار تغییرات پتانسیل رمبندگی در برابر تعداد ضربات تراکم
- .....(Valery et al, 2005) ۴۷ شکل ۲-۲۴ اثر تنش اشباع سازی روی نمونه های متراکم شده
- .....(Al-Rawas, 2000) ۴۸ شکل ۲-۲۵ ساختار خاک فروریزشی بارگذاری شده قبل و بعد از مرطوب شدن
- ..... ۴۸

- شکل ۲-۲۶ انواع مختلف نیروهای بین دانه ای در ساختارهای فروریزی (Elkady, 2002) ..... ۵۰
- شکل ۲-۲۷ عکسهای میکروسکوپ الکترونی با بزرگنماییهای متفاوت الف) بزرگنمایی ۱۰ برابر ب) ۱۰۰ برابر ج) ۱۰۰۰ برابر د) ۱۰۰۰۰ برابر (Mohammad Hosseini, 2014) ..... ۵۲
- شکل ۲-۲۸ نحوه تشکیل خاکهای لسی (محمد حسینی ۱۳۹۳) ..... ۵۴
- شکل ۳-۱ موقعیت مکانی منطقه نمونه گیری ..... ۶۰
- شکل ۳-۲ نمودار دانه بندی از آزمایش الک تر و هیدرومتری ..... ۶۲
- شکل ۳-۳ آزمایش تعیین pH خاک ..... ۶۶
- شکل ۴-۱ تغییرات حدود اتربرگ در مقابل تغییر pH برای خاک با ۵٪ آلودگی ..... ۷۵
- شکل ۴-۲ تغییرات حدود اتربرگ در مقابل تغییر pH برای خاک با ۱۰٪ آلودگی ..... ۷۶
- شکل ۴-۳ تغییرات حدود اتربرگ در مقابل تغییر pH برای خاک با ۱۵٪ آلودگی ..... ۷۶
- شکل ۴-۴ نمودار مقایسه مقدار فروریزش در مقابل pH ..... ۸۰
- شکل ۴-۵ مقایسه رفتار فروریزش خاک در آزمایش فروریزش برای بررسی اثر pH ..... ۸۱
- شکل ۴-۶ مقایسه فروریزش خاک در حالت اشباع با آب و شیرابه طبیعی ..... ۸۳
- شکل ۴-۷ نمودار مقایسه رفتار فروریزش خاک آلوده به شیرابه مصنوعی با pH=1 ..... ۸۵
- شکل ۴-۸ نمودار مقایسه رفتار فروریزش خاک آلوده به شیرابه مصنوعی با pH=14 ..... ۸۷
- شکل ۴-۹ تاثیر افزودن درصدی شیرابه های مصنوعی اسیدی و بازی بر میزان فروریزش ..... ۸۸
- شکل ۴-۱۰ نمودار مقایسه فروریزش خاک های آلوده به درصد های مختلف شیرابه لندفیل ..... ۹۰
- شکل ۴-۱۱ نمودار مقایسه فروریزش خاک های آلوده به درصد های مختلف شیرابه لندفیل (نمونه ۳۰



روزه) ..... ۹۲

شکل ۴-۱۲ نمودار مقایسه تاثیر زمان آلودگی شیرابه طبیعی بر میزان فروریزش ..... ۹۳

## فهرست جداول

- جدول ۱-۲ معیارهای تشخیص خاصیت فروریزی در خاکها با استفاده از پارامترهای وزنی حجمی (Elkady, 2002) ..... ۵۵
- جدول ۲-۲ معیارهای تشخیص خاصیت فروریزی در خاکها با استفاده از نتایج آزمایش ادومتر (Alkandari, 2000) ..... ۵۶
- جدول ۱-۳ تعیین درصد رطوبت خاک ..... ۶۲
- جدول ۲-۳ وزن مخصوص خشک خاک ..... ۶۳
- جدول ۳-۳ نتایج آزمایش چگالی نسبی دانه های جامد خاک ..... ۶۴
- جدول ۴-۳ نتایج حدود اتربرگ ..... ۶۵
- جدول ۵-۳ ترتیب فراوانی کانی های موجود در خاک با توجه به آزمایش XRD (حسینی، ۱۳۹۴) ..... ۶۶
- جدول ۶-۳ نتایج درصد وزنی اکسید عناصر در خاک با توجه به آزمایش XRF (حسینی، ۱۳۹۴) ..... ۶۷
- جدول ۷-۳ نتایج آنالیز شیرابه طبیعی ..... ۶۸
- جدول ۱-۴ تاثیر آلودگی شیرابه بر حدود اتربرگ خاک ..... ۷۴
- جدول ۲-۴ تعیین میزان فروریزش خاک بدون آلودگی ..... ۷۷
- جدول ۳-۴ تاثیر pH بر میزان فروریزش خاک های رمبنده ..... ۷۸
- جدول ۴-۴ فروریزش خاک های رمبنده اشباع با شیرابه طبیعی ..... ۸۲
- جدول ۵-۴ تاثیر افزودن درصدی شیرابه مصنوعی اسیدی با pH=1 به خاک ..... ۸۳
- جدول ۶-۴ تاثیر افزودن درصدی شیرابه مصنوعی قلیایی با pH=14 بر درجه فروریزش خاک ..... ۸۵

جدول ۷-۴ تاثیر افزودن درصدی شیرابه لندفیل به خاک بازسازی شده ..... ۸۹

جدول ۸-۴ تاثیر افزودن درصدی شیرابه لندفیل به خاک بازسازی شده (نمونه ۳۰ روزه)..... ۹۰



## ۱- فصل اول

### کلیات

## ۱-۱ مقدمه

رشد روزافزون جمعیت و گسترش شهرها و توسعه صنایع در چند دهه گذشته، تبعات زیست محیطی فراوانی را به دنبال داشته است. در طی چند دهه اخیر، افزایش جمعیت و استفاده از چاه های جذبی جهت دفع فاضلاب خانگی باعث بالا آمدن چاه های فاضلاب شده است. بالا آمدن فاضلاب علاوه بر خسارات و مشکلات ایجاد شده، پتانسیل رمبندگی خاکها در زیر پی ساختمان را به شدت افزایش داده و باعث نشست زمین و تخریب ساختمان خواهد شد. همچنین افزایش جمعیت و تمایل بشر به افزایش مواد مصرفی، ازدیاد مواد زائد را سبب شده است، که این مسئله بحران هایی را در جوامع شهری و روستایی فراهم آورده است. مضافا اینکه جمع آوری و دفن چنین موادی در اغلب کشورهای جهان بویژه کشورهای در حال توسعه، از تکنولوژی چندان پیشرفته ای برخوردار نیست و سبب ایجاد آلودگی های وسیعی در خاک های اطراف می شود. از جمله آلاینده های زیست محیطی دیگر میتوان به پساب های کارخانجات صنعتی اشاره کرد که حاوی مواد شیمیایی متفاوتی هستند و بواسطه ورود مواد شیمیایی به خاکها باعث تغییر در خواص خاکها می شوند. از آنجایی که تاکنون حجم مطالعات انجام شده در زمینه تاثیر آلاینده های زیست محیطی که ماهیت اسیدی و بازی دارند بر رفتار خاکهای رمبنده بسیار محدود است و با توجه به اهمیت بالای این موضوع به لحاظ کاربردی و زیست محیطی انجام این پژوهش بسیار ضروری به نظر می رسد.

## ۱-۲ اهداف و ضرورت پژوهش

آلاینده های زیست محیطی فراوانی وجود دارند که ماهیت اسیدی و بازی داشته و می توانند موجب تغییر در خصوصیات خاک ها شوند. از جمله آنها می توان به فاضلاب ها و شیرابه های شهری و صنعتی اشاره کرد که دارای مواد شیمیایی متفاوتی هستند و بواسطه ورود مواد شیمیایی به خاک باعث

تغییر در خواص خاک می شوند. در این پژوهش به بررسی تاثیر آلاینده های زیست محیطی که دارای ماهیت اسیدی و بازی هستند بر رفتار خاک های فروریزی<sup>۱</sup> پرداخته شده است. به طور کلی هدف از این پژوهش ارزیابی پتانسیل رمبندگی این خاک ها در اثر اشباع شدگی ناشی از نفوذ آلاینده هایی از قبیل شیرابه ها و پساب ها و مواد شیمیایی به خاک است.

## ۳-۱ ساختار پژوهش

در فصل اول به بررسی ضرورت انجام پژوهش و اهداف مورد نظر در این پژوهش و ساختار پژوهش پرداخته شده است.

در فصل دوم به مطالعات مختلف صورت گرفته بر روی رفتار خاک های آلوده به شیرابه و مواد شیمیایی اسیدی و بازی، تاریخچه خاک های فروریزی، تحقیقات انجام شده در مورد فروریزش، مطالعه روش ها و معیارهای شناسایی این نوع خاک ها و عوامل تاثیر گذار در فروریزش پرداخته شده است.

در فصل سوم موقعیت جغرافیایی محل نمونه گیری، آزمایش های اولیه جهت شناسایی عمومی خاک از جمله وزن مخصوص ظاهری، چگالی دانه های جامد خاک، درصد رطوبت طبیعی، دانه بندی به روش تر و هیدرومتری، حدود اتربرگ توضیح داده شده و نتایج آزمایش ها ارائه شده است. علاوه بر آزمایش های اولیه، تحکیم فروریزش با مواد مختلف، نیز در این فصل آمده است. به طور کلی، در این فصل به محاسبه و استخراج نتایج آزمایش های اولیه انجام شده پرداخته شده است.

در فصل چهارم نتایج آزمایش ها به همراه تجزیه و تحلیل بر روی این نتایج بیان می شود. سپس تأثیر عوامل گوناگون از جمله درصدهای مختلف آلاینده و مایع منفذی سیال، مورد تجزیه و تحلیل قرار

می‌گیرد. همچنین به ترسیم نمودارها و بحث در مورد آنها و مقایسه پرداخته شده است.

در نهایت در فصل پنجم، به جمع‌بندی نتایج و پیشنهادات برای تحقیق‌های آینده، پرداخته شده

است.



## ۲- فصل دوم

### مروری بر مطالعات گذشته

## ۱-۲ مقدمه

خاک ها در طبیعت انواع مختلفی دارند و به گونه های متفاوتی یافت می شوند. با توجه به اینکه خصوصیات فیزیکی و مکانیکی خاک ها با هم متفاوت است، انجام بررسی های ژئوتکنیکی به منظور شناسایی خاک ضروری است. در اصطلاح مهندسی ژئوتکنیک بخشی از مصالح خاکی دارای رفتار ویژه ای بوده و ساخت و ساز بر روی آنها دارای مشکلاتی بالقوه است. در این میان خاک های فروریزی به عنوان بخش مهمی از خاک های مساله دار اهمیت ویژه ای دارند.

در این تحقیق در نظر است پتانسیل فروریزش خاک فروریزی مورد بررسی و مطالعه قرار گیرد. ابتدا تحقیق های انجام شده مرتبط با خاک های آلوده و اثر آلودگی بر پارامترهای مختلف آن بررسی شده و سپس به پدیده فروریزش خاک ها اشاره شده و در مورد ویژگی های ژئوتکنیکی خاک های فروریزی بحث می شود. پس از آن به معرفی خاک لس و مشخصات مهندسی این خاک در نقاط مختلف دنیا پرداخته شده و روش ها و معیارهای دانشمندان مختلف جهت شناسایی خاک های فروریزی توضیح داده شده است.

## ۲-۲ شیرابه

شیرابه مایعی با خواص چندگانه است که از درون مواد زائد به بیرون ترشح می کند و حاوی مواد محلول و معلق است که خواص فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی خاک را تحت تاثیر قرار می دهد (کازمی و همکاران، ۱۳۹۳).

شیرابه حاوی آلاینده هایی است که در چهار گروه طبقه بندی می شود:

۱- مواد آلی نامحلول: COD، کربن آلی کل (TOC)، اسیدهای چرب فرار که در طول فاز اسیدی تثبیت

زباله تولید می شوند (Christensen & Kjeldsen, 1989) و اکثر ترکیبات مقاوم مانند ترکیبات هیومیک و فولویک.

۲- ترکیبات بزرگ معدنی:  $Ca^{+2}$ ,  $Mg^{+2}$ ,  $Na^+$ ,  $K^+$ ,  $NH_4^+$ ,  $Fe^{+2}$ ,  $Mn^{+2}$ ,  $Cl^-$ ,  $SO_4^{-2}$ ,  $HCO_3^-$

۳- فلزات سنگین:  $Cd^{+2}$ ,  $Cr^{+2}$ ,  $Cu^{+2}$ ,  $Pb^{+2}$ ,  $Ni^{+2}$ ,  $Zn^{+2}$

۴- ترکیبات آلی زنبیوتیک ( $XOC_s$ ) منشا گرفته از مواد شیمیایی خانگی یا صنعتی و با غلظت های پایین. این ترکیبات شامل انواع هیدروکربن های آروماتیک، فنول ها، کلرینات آلفاتیک و آفت کش ها می باشد (Kjeldsen et al., 2002).

## ۲-۳ مطالعه روش های نشت و نفوذ شیرابه

پیش بینی چگونگی حرکت و انتقال مواد مایع و جامد در محیط متخلخل امری است که ما را در مدیریت و بهینه سازی و محافظت از منابع و محیط زیست یاری می دهد. به این منظور لازم است تا جهت حرکت، حدود تغییرات جرم و غلظت آلاینده ها را که همگی پارامترهایی دینامیک هستند، در هر نقطه ای از زمان و مکان پیش بینی شود. در ادامه به برشمردن انواع فرایندهای انتقال در خاک پرداخته شده است.

## ۲-۳-۱ فرایند ادوکشن<sup>۱</sup>

انتقال آلودگی به همراه انتقال خود مایع را ادوکشن گویند. در این فرایند مواد به صورت جریان یافته ای و با سرعت معادل سرعت تراوش منتقل می شوند. این نوع انتشار به خصوصیات آبخوان،

---

<sup>1</sup>Education

نفوذپذیری و تخلخل موثر، گرادیان هیدرولیکی بستگی دارد و غیر وابسته به خواص آلاینده است (ابوالفضل زاده و گیتی پور، ۱۳۸۶).

## ۲-۳-۲ فرایند انتشار

انتشار به دلیل اختلاف غلظت را انتشار گویند. این فرایند نیازی به حرکت خود سیال ندارد، در واقع مواد از نقطه ای با غلظت بیشتر به نقطه ای با غلظت کمتر می روند. این نوع انتشار به خواص آلاینده و گرادیان غلظت بستگی دارد و در محیط هایی با نفوذپذیری بسیار کم، فرایند غالب است (ابوالفضل زاده و گیتی پور، ۱۳۸۶).

## ۳-۳-۲ فرایند پراکنش فیزیکی

در این فرایند تغییرات موضعی سرعت جریان مایع، موجب انتقال آلاینده ها می شود. پراکنش در اثر سه حالت مختلف در سطح میکروسکوپی صورت می گیرد. اولین فرایند بدین دلیل است که سرعت جریان در وسط هر مجرا بیشتر از کناره های آن است. دومین فرایند، تغییرات سرعت جریان به دلیل تغییر در قطر مجرای عبور در طول حرکت است و سومین فرایند مربوط به تغییرات سرعت در اثر طبیعت چرخشی و پیچشی مسیر جریان در مواد متخلخل است. در مقیاس بزرگ می توان تصور کرد که پراکنش فیزیکی از سرعت های مختلف جریان ناشی می شود. این فرایند به خواص آبخوان وابسته بوده و به خواص آلاینده بستگی ندارد و سبب اختلاط آلودگی و کاهش غلظت آن می گردد (Fratolocchi et al, 1995, Wiedemeier et al, 1999).

## ۲-۳-۴ فرایندهای کاهش آلودگی

این فرایندها به انواع جذب سطحی، تجزیه بیولوژیکی و رادیواکتیوی تقسیم می شوند:

جذب سطحی مربوط به انتقال و جذب مواد آلاینده از محلول به ذرات خاک است. مثلا می توان به تبادل یون های مثبت مثل  $Pb^{2+}$ ،  $Cu^{2+}$ ،  $Ca^{2+}$ ، از شیرابه با  $Mg^{2+}$  از خاک اشاره کرد. این فرایند به خواص اجزاء جامد آبخوان، چگالی خشک، سطح ویژه، تخلخل کل و خواص آلاینده بستگی دارد و موجب کاهش سرعت انتقال و کاهش غلظت آلاینده می گردد (Daniol, 1993).

تجزیه بیولوژیکی و رادیواکتیوی، تبدیل برخی از عناصر به عناصر سبک تر و واکنش های اکسیداسیون و احیای میکروبی که باعث تجزیه آلاینده می گردد می باشد و می تواند به صورت هوازی و بی هوازی باشد. این فرایند وابسته به خواص شیمی آب زیرزمینی، جمعیت میکروبی و خواص آلاینده بستگی دارد و می تواند موجب فساد کلی و حذف آلاینده شود (بای بوردی، ۱۳۸۶).

## ۲-۴ پارامترهای موثر در انتقال آلودگی

۱- پارامترهای مربوط به لندفیل: نوع، ابعاد، میزان بارندگی و نفوذ آب، ارتفاع، نوع زباله، ارتفاع شیرابه، میزان زهکشی و غلظت اولیه شیرابه (بدو، ۱۳۸۴).

۲- پارامترهای مربوط به خاک ما بین لندفیل و سفره آب زیرزمینی.

مشخصات مکانیکی خاک های طبیعی مهمترین پارامتر است که نوع خاک، ضریب نفوذپذیری هیدرولیکی، سرعت تراوش موجود در لایه خاک و ارتفاع لایه ها را شامل می شود. نوع خاک در انتقال آلودگی بسیار مهم است. در خاک های درشت دانه چون ضریب نفوذپذیری هیدرولیکی بالا دارند و شدت

جریان آب از میان آنها بالا می‌باشد، پدیده غالب در انتقال آلودگی پدیده ادوکشن است. ولی در خاک های ریزدانه به دلیل پایین بودن ضریب نفوذپذیری، شدت جریان پایین بوده و پدیده غالب پخش است. ضریب نفوذپذیری با میزان انتقال آلودگی رابطه مستقیم دارد و با افزایش آن سرعت داریسی آب در میان لایه خاک افزایش یافته و انتقال یون آلوده کننده با فرایند ادوکشن افزایش می‌یابد. در مورد مشخصات فیزیکی خاک باید به این نکته دقت کرد که اگر نفوذپذیری ناحیه غیر اشباع کمتر از  $10^{-7} * 1$  سانتی متر باشد این خاک برای تضعیف شیرابه مناسب نیست زیرا نفوذپذیری پایین منجر به جمع شدن شیرابه و در نتیجه تراوش آن از مرزهای خاک می‌گردد (Rowe & Badv, 1996).

۳- پارامترهای مربوط به سفره آب زیرزمینی شامل: ضخامت سفره، تخلخل، ضریب هدایت هیدرولیکی، دانسیته خشک خاک، درجه رطوبت حجمی، گرادیان هیدرولیکی و سرعت جریان آب در سفره (بدو، ۱۳۸۷).

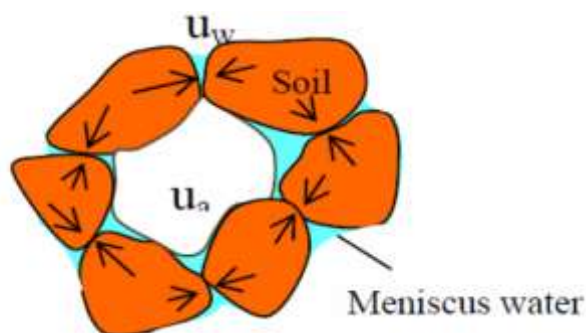
## ۵-۲ مفهوم مکش در خاک غیر اشباع

بطور کلی خاک های غیر اشباع از سه قسمت مهم تشکیل شده اند: ذرات خاک، هوا و آب.

خاک های غیر اشباع به شدت تحت تاثیر تنش ناشی از فشار آب حفره ای هستند. فشار آب حفره ای منفی می‌باشد و تغییر فشار آب حفره ای باعث تغییر در حجم و مقاومت خاک می‌شود. در مهندسی ژئوتکنیک فشار آب حفره ای منفی "مکش کلی خاک" نامیده می‌شود. مکش کلی خاک شامل مکش ماتریس و مکش اسمزی می‌باشد (Ziad A. Milad, 2014).

مکش ماتریس به عنوان تفاوت بین فشار هوای حفره ای ( $u_a$ ) و فشار آب حفره ای ( $u_w$ ) تعریف می‌شود (Estabragh & Javadi, 2012). مکش ماتریس ( $u_a - u_w$ ) به اثر موینگی و جذب آب نسبت داده

می شود. مویبگی می تواند به عنوان حفراتی بین اجزاء خاک با شعاع برابر تعریف شود. ابتدا هوا جایگزین مقداری آب در حفرات بزرگ می شود و با افزایش تخلخل در مسیر جریان، نیروها آب را در میان حفرات ریز هم به جریان در می آورند. شکل ۱-۲ اثر مکش ماتریس در اجزاء خاک غیر اشباع را شرح می دهد.



شکل ۱-۲ اثر مکش ماتریس در خاک غیر اشباع (Ziad A. Milad, 2014)

مکش اسمزی ( $\pi$ ) به عنوان حضور املاح در محلول خاک تعریف می شود. املاح می توانند نمک های غیر آلی یا ترکیبات آلی باشند.

## ۶-۲ جذب سطحی

جذب سطحی فرایندی است که طی آن مولکول های شیرابه در حین عبور از میان خاک به سطح ذرات خاک چسبیده و بدین ترتیب از غلظت شیرابه کاسته می شود. بدلیل مشکل بودن تشخیص فرایند جذب سطحی از واکنش های تبادلی، گاهی اینگونه واکنش ها را فرایندهای جذب سطحی-تبادلی می خوانند. در هر صورت اختلاف عمده ای بین فرایند جذب سطحی و واکنش تبادلی وجود دارد. فرایند جذب سطحی باعث کاهش در کل جامدات محلول (TDS) در شیرابه می گردد، بنابراین باعث تقلیل در غلظت شیرابه می شود، اما واکنش های تبادلی باعث تغییر در یون های موجود در شیرابه می گردد. فرایند جذب سطحی وابسته به pH و ظرفیت جذب ذرات خاک می باشد. لازم به ذکر است که در بسیاری

از سیستم‌ها گاهی عکس فرایند جذب سطحی رخ داده و گروهی از یونهای موجود در خاک وارد شیرابه می‌گردند. این فرایند بیشتر در یک سیستم تماس خاک و شیرابه در مدت زمان طولانی قابل مشاهده است. (اسدی، ۱۳۸۰)

## ۷-۲ جذب بیولوژیکی

مکانیسمی که طی آن توسط میکروارگانیسم‌ها تغییرات فاحشی در ترکیب شیرابه بوجود می‌آید جذب بیولوژیکی نامیده می‌شود. عمده‌ترین این تغییرات عبارتند از (اسدی، ۱۳۸۰):

- شکستن کربناتهای موجود در شیرابه
- تولید دی‌اکسید کربن و تبدیل آن به اسید کربنیک
- تولید اسیدهای آلی مختلف
- تغییر در اکسیژن ذخیره‌ای
- اکسیداسیون یا کاهش ترکیبات آلی
- تولید ترکیبات آلی کوچک و بزرگ پیچیده که گاهی قابل جذبند و گاهی با نفوذ به داخل خاک باعث کاهش در هدایت هیدرولیکی خاک می‌شوند.

## ۸-۲ رس‌ها و تبادل کاتیون و آنیون

ذرات رس معمولاً مقاوم بوده و تخریب آنها نیز بسیار کند است. کانی‌هایی که بصورت ذرات رس در می‌آیند از انواع سیلیکات‌های آلومینیوم و اکسیدهای آبدار آهن، آلومینیوم، منیزیم و سیلیسیم می‌باشند. بطور کلی انواع کانی‌های رسی از ورقه‌هایی مرکب از یونهای اکسیژن و هیدروکسیل (OH)



ترکیب شده است. از روی هم قرار گرفتن این ورقه های محتوی اکسیژن و هیدروکسیل و بسته به آرایشی که دارند، فضاهایی بوجود می آیند که محل کاتیونها محسوب می شوند. در اینجا تاکید عمده بر روی یونهای اکسیژن و هیدروکسیل است زیرا اندازه آنها نسبت به کاتیون ها بزرگ بوده و چگونگی همجواری آنها در ابعاد فضای درونی که ایجاد می شود موثر می باشد. ابعاد این فضا نیز بنوبه خود، اندازه کاتیونی را که می تواند در این فضا پذیرفته شود تعیین می کند. این ورقه های یونی در جهات طولی و عرضی پیوسته بوده و از روی هم قرار گرفتن تعداد مشخصی از این ورقه ها، انواع پولکهای رسی بوجود می آیند که معمولا هر پولک رسی، خود محتوی چند واحد بلور رسی است. در طبیعت اشکال متفاوتی از ساختمان متبلور اجسام به چشم می خورند و این تنوع اشکال و احجام را نباید تصادفی دانست. معمولا پایدارترین شبکه تبلور هنگامی حاصل می شود که اتم های سازنده جسم در واحد حجم از کمترین مقدار انرژی برخوردار باشند، معمولا آنیون ها بزرگتر از کاتیون ها بوده و آنها را احاطه و محصور می کنند (بای بوردی، ۱۳۸۶).

## ۲-۸-۱ بار الکتریکی رس ها

جایگزینی یون ها در درون شبکه تبلور و همچنین گسسته شدن پیوندهای شیمیایی در کناره های کانی، سبب می شود که مقداری از بار منفی در هر ذره رسی بوجود آید. در نتیجه کاتیون ها از محلول خاک، جذب سطحی ذرات رسی شده و آنیونها بعلت داشتن بار منفی از سطوح کانی های رسی رانده می شوند. این کاتیون ها به کاتیونهای تبادلی مرسوم بوده و چون بار منفی رس را خنثی می سازند، لذا مبین کمیت بار منفی رس نیز می باشند.

بار ناشی از جایگزینی هم شکل یونها که معمولا دارای ظرفیت کمتری می باشند، نیازی به بحث بیشتری ندارد ولی بار ناشی از پیوندهای گسسته مستلزم شرح بیشتری است. می دانیم که شبکه تبلور

کانی رسی در دو جهت طولی و عرضی پیوسته بوده و در راستای ارتفاع یا ضخامت بر روی هم انباشته می شوند. در مواردی پیوند الکتریکی بین اکسیژن و سیلیسیم یا آلومینیوم گسسته شده و منشاء مقداری بار منفی می گردد. بدیهی است هرچه کانی رسی ریزتر باشد بار الکتریکی آن نیز افزایش خواهد یافت و هرچه شکستگی سطوح ذرات رس نیز بیشتر باشد، بار منفی حاصله از گسستگی پیوندها بیشتر خواهد بود. پیوندهای گسسته می توانند یونهای اکسیژن یا هیدروکسیل را جذب نموده و یا این یونها با انواع کاتیونها تبادل حاصل نمایند. سهولت تبادل کاتیون ها با هیدروژن بستگی به pH محلول خاک داشته و با افزایش pH ازدیاد حاصل می کند. بر عکس در واکنش های اسیدی بعلت جذب بیش از متعارف هیدروژن، رس کائولینیت بار مثبت می یابد. بنابراین بار الکتریکی ناشی از پیوندهای گسسته با افزایش pH ازدیاد و با کاهش آن تنزل پیدا می کند (بای بوردی، ۱۳۸۶).

## ۲-۸-۲ لایه دوگانه پراکنده

در یک رس کاملاً خشک، کاتیونها بشدت جذب سطحی رویه های آن گردیده و مازاد کاتیونهایی که برای خنثی کردن بار الکتریکی منفی رس موجود است، بصورت نهشته های املاح یافت می شوند. حال اگر این رس را در آب قرار دهیم، املاح در آب حل شده و چون فراوانی کاتیون ها در روی سطوح ذرات رسی قابل توجه است، لذا به تبعیت از قوانین اسمزی این کاتیونها می خواهند سطوح دور شده و غلظت کاتیونی یکنواختی در اطراف ذره رسی پدید آورند. اما آزادی رفتار این یونها را بار منفی رسها محدود کرده و نتیجه این دو فرایند، یعنی بار منفی رسها و تمایل یونها به دور شدن از رویه رسها، توزیع خاصی به کاتیونها و آنیونها می دهد. توزیع کاتیونها در جوار ذرات رسی، مانند توزیع مولکولهای هوا در جو زمین است و موقعیت هر مولکول را برابند نیروی ثقل و توانایی آنها برای فرار از سطح زمین و دور شدن از سطح آن تعیین می کند. بدین جهت در اطراف پوسته زمین، فراوانی مولکولهای هوا زیاد و با افزایش ارتفاع، کاهش می یابد. آنیونها بر عکس کاتیونها بعلت اینکه دارای بار منفی هستند از سطوح ذرات رس که خود

نیز بار منفی دارند رانده می شوند. و بدین جهت فراوانی آنیونها در جوار سطوح رس، کمترین و هرچه از آن دورتر شویم بیشتر می شود. این پدیده را گاهی جذب منفی نیز می نامند. سطح ذره رسی با بار منفی و توزیع کاتیونها در اطراف آن به لایه دوگانه پراکنده موسوم است.

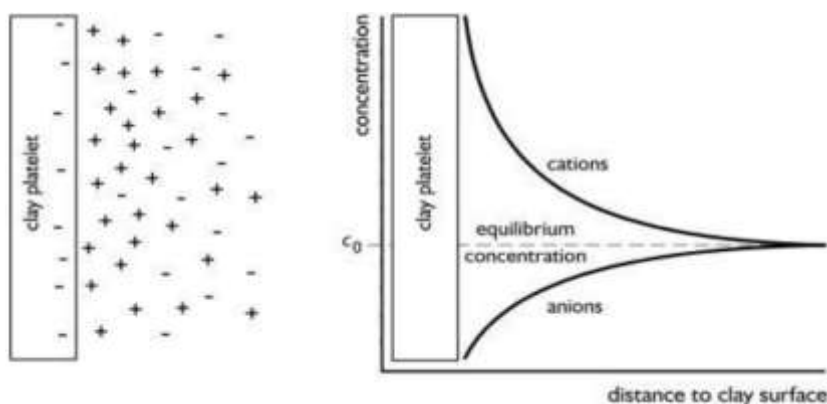
تاکنون روابط نظری زیادی درباره توزیع یونها در اطراف ذره رسی عرضه شده است که نظریه گوی (۱۹۱۰) و چاپمن (۱۹۱۳) بیشتر مورد استفاده قرار می گیرد. معادله این دو دانشمند عبارت است از:

$$n = n_0 (\coth 0.16z \sqrt{c_0 x})^2 \quad ۱-۲$$

در این معادله،  $n$  تعداد کاتیونها در واحد حجم و در فاصله  $x$  از سطح ذره رسی،  $n_0$  تعداد کاتیون در واحد حجم و در فاصله ای که تحت تاثیر بار منفی رس نیست،  $z$  ظرفیت کاتیون،  $c$  غلظت کاتیون بر حسب مولکول گرم در لیتر و در فاصله ای که تحت تاثیر بار منفی رس نیست و  $x$  فاصله از سطح رس بر حسب آنگستروم است. با استفاده از این فرمول غلظت کاتیون ها را در هر فاصله ای از سطح رس میتوان محاسبه نمود. دامنه یا گستره اینکه در آن فراوانی یونها به مقدار قابل توجهی از محلول خاک ( که در آن غلظت کاتیونها و آنیونها برابر است)، بیشتر است، بستگی به غلظت املاح و نوع یونها دارد و همانطور که معادله قبل نشان می دهد، هرچه ظرفیت یونها کمتر و محلول رقیق تر باشد، نسبت  $n/n_0$  بزرگتر خواهد بود. لایه دوگانه پراکنده با محلولهای رقیق یون های یک ظرفیتی، بزرگترین گسترش را داشته و با ازدیاد ظرفیت یون یا غلظت املاح از دامنه گسترش آن کاسته می شود. اگر یک نمک دو ظرفیتی با غلظت  $۰/۰۰۱$  مولکول گرم در لیتر را در نظر گیریم، مقدار  $n$  با معادله گوی و چاپمن در حدود  $۰/۰۰۴$  مولکول گرم در لیتر و در فاصله پنجاه آنگسترومی محاسبه می شود. ملاحظه می کنیم که در یک غلظت ثابت، در صورتی که بر ظرفیت کاتیون یک واحد افزوده شود، از غلظت آن چهار بار نسبت به یون یک ظرفیتی کاسته می گردد.

کاربرد نظریه گوی و چاپمن سبب می شود که در جوار سطوح ذرات رسی با غلظت فوق العاده یونها که با واقعیت امر نیز همواره ملازمه ندارد، برخورد نماییم. علت امر نیز فرضیات اولیه این دو دانشمند است که در بار الکتریکی هر یون را بصورت یک نقطه تلقی می کنند، در حالیکه یونها دارای ابعاد مشخص و معینی بوده و تراکم آنها بر روی سطوح ذرات رسی از حد معینی نمی تواند تجاوز کند. اشترن (۱۹۲۴) با توجه به نکته فوق چنین پیشنهاد کرد که بلافاصله بر روی سطح رس یک لایه مرکب از یک ردیف کاتیون قرار داشته و پس از آن لایه دوگانه پراکنده آغاز می شود. چون شعاع کاتیونها با یکدیگر متفاوت است، لذا تعداد کانیونها در یک ردیف یا یک ستون که بلافاصله بر روی سطوح کانی رسی قرار دارند تابعی از اندازه آنها خواهد بود. نظریات اشترن سبب می شود که غلظت یونها در جوار ذرات رسی، تعدیل شده و از حد معینی فراتر نرود. آزمایش های مختلف نشان داده است که بخش عمده یونهای کلسیم در لایه اشترن و سدیم در لایه دوگانه پراکنده تجمع حاصل می کنند(بای بوردی، ۱۳۸۶. Amalendau Bagehi, 1990).

شکل ۲-۲ مکانیزم جذب و غلظت کاتیون ها و آنیون ها را در مجاورت سطح رس نشان می دهد.



شکل ۲-۲ توزیع کاتیون ها و آنیون ها در مجاورت سطح رس (Ziad A. Milad, 2014)

## ۹-۲ آلودگی در خاک

شیرابه به دو صورت کوتاه مدت و بلند مدت روی خواص مختلف خاک ها تاثیر می گذارد. از جمله

معیارهای تعیین کیفیت شیرابه، ترکیبات شیمیایی و pH آن است. کیفیت شیرابه از زمان تولید به مرور تغییر می کند. اثر کوتاه مدت شیرابه مربوط به لزجت بیشتر شیرابه نسبت به آب و تولید گاز توسط آن است. تاثیر بلند مدت شیرابه، تغییر نفوذپذیری، مقاومت برشی و دیگر پارامترهای خاک بر اثر کلوخه شدن و یا تورم خاک است. بر اساس تحقیقات انجام شده در سال ۱۹۹۹ توسط "Verbrugge و Ourth"، شیرابه زباله های دفن شده در محل دفن کهریزک در ابتدا خنثی و pH آن برابر ۷ است، اما با گذشت زمان خاصیت اسیدی آن افزایش یافته و پس از دو ماه pH تقریبا برابر ۴/۸ می شود. از این زمان به بعد pH دوباره افزایش یافته و حتی شیرابه خاصیت بازی پیدا می کند. بر این اساس توصیه می شود انجام آزمایش های مربوط به شیرابه در کوتاه مدت، میان مدت و بلند مدت انجام شود. (Ourth and Vebrugge, 1999)

Benson و همکاران بیان کردند، مواد شیمیایی هدایت هیدرولیکی رس ها را به واسطه اثرشان بر ساختار خاک و همچنین فضاها ی خالی تحت تاثیر قرار می دهند. این دگرگونی ها می تواند نتیجه تغییرات در تمرکز یون ها، تبادل یون ها، جذب و یا حل شدن آنیون ها باشند. بطور کلی افزایش در غلظت و ظرفیت شیمیایی کاتیون باعث لخته شدن ذرات ریز می شود و تورم مواد معدنی منبسط شونده را محدود می کند (Benson et al, 1994).

Mitchel نتیجه گرفت که اسیدها به شبکه کریستالی آنها حمله می کنند. به خصوص صفحات هشت ضلعی رس های معدنی بیشتر در معرض این پدیده قرار دارند در حالی که بازها تمایل به پراکندن صفحات چهارضلعی سیلیکا در رس های معدنی را دارند (Mitchell, 1995).

از محققینی که بر اهمیت تاثیر pH آب حفره ای بر خواص فیزیکی - شیمیایی و رفتار مکانیکی رس ها بحث کرده اند می توان به "Santamarina و همکاران، Gajo و Maines، Gori، و Brandenburg

Gratchev, Lagaly و Sass " اشاره نمود. اکثر تحقیقات انجام شده بر اثرات مخرب تغییرات زیاد pH ( خواه اسیدی، خواه بازی) بر رفتار ژئوتکنیکی رس ها تاکید کرده اند.

یک خاکریز بنتونیتی و یک دیواره دوغابی، در سال ۱۹۸۰ توسط "Appolonia" با استفاده از محلول ۵٪ اسید هیدروکلریک مورد آزمایش قرار گرفتند و افزایش هدایت هیدرولیکی تا بیش از دو برابر اندازه گیری شد (Appolonia, 1980). همچنین در سال ۱۹۸۱ "Gordon و Forrest" آزمایش هایی بر روی رس متراکم شده شامل کربنات با استفاده از اسیدسولفوریک در pH برابر ۱/۵ انجام دادند، که به دلیل تجزیه ناگهانی سولفات کلسیم به دی اکسید کربن و آب، تغییرات چندانی در هدایت هیدرولیکی دیده نشده است. (Gordon and Forrest, 1981)

بر اساس نتایج یک تحقیق، کاهش pH از ۷ به ۳ در یک نوع خاک رس موجب کلوخه شدن و افزایش نفوذپذیری آن به میزان ۸۷٪ شده است. در همان خاک افزایش pH از ۷ به ۱۱ نفوذپذیری را به اندازه ۴۷٪ زیاد کرده است. همچنین با تغییرات pH حد روانی و خمیری خاک افزایش یافت. (مهدوی، ۱۳۷۶)

Lentz و همکاران با عبور دادن ۶ برابر حجم منفذی از اسید هیدروکلریک با pH های ۱، ۳ و ۴ از نمونه های تحکیم یافته کائولینیت، مخلوط بنتونیت و کائولینیت و مونت موریلونیت منیزم دار تغییری در هدایت هیدرولیکی نمونه ها گزارش نکردند (Lentz et al, 1985). رس های طبیعی متراکم با محلول ۵٪ شامل مقادیر مساوی اسید هیدروکلریک، اسید سولفوریک و اسید نیتریک توسط (Madson et al, 1987) مورد آزمایش قرار گرفتند. این آزمایش ها ۳۰۰ روز به طول انجامید و افزایش در حدود ۵ برابر مقدار هدایت هیدرولیکی پس از ۱۲۰ روز در هدایت هیدرولیکی حاصل شد. در بعضی موارد تجزیه رس های معدنی مشاهده شد به خصوص در مورد کائولینیت که از هم پاشیدگی حاصل شد.

طی تحقیقاتی (Ruhl and Daniel, 1997) و (Kashir and Yanful, 2001) افزایش در هدایت هیدرولیکی آب بندهای رسی را بعد از اختلاط با محلول های اسید و باز، به علت افزایش در ضخامت لایه دوگانه اطراف ذرات رس گزارش کردند. اگرچه "Peterson و Bowders، Gee و Broderick، Daniel و" رفتارهای برخلاف آنچه شرح داده شد برای رس ها و خاک های حاوی رس در حضور اسید گزارش کرده اند و کاهش K برای رس را در مجاورت اسید دیده اند. (Bowders and Peterson and Gee, 1985. Daniel, 1987. Broderick and Daniel, 1990)

مطابق تحقیقات (Huang and Keller, 1971) اسیدهای آلی رقیق می توانند کانی های رسی را در خود حل کنند. بسته به نوع کانی رسی و اسید، ترجیحا سیلیکا یا آلومینا حل خواهد شد. این امر می تواند مساله ای بلند مدت برای لایه های رسی باشد.

اثر هیدروکسید سدیم در pH های ۹، ۱۱ و ۱۳ توسط "Lentz" بر روی همان خاکی که اثر اسید را بر آن بررسی کرده بود مورد تحقیق قرار گرفت. تاثیرات کوچکی روی هدایت هیدرولیکی مشاهده شد. نتایج این آزمایش ها حاکی از آن بود که حتی غلظت های کم مواد شیمیایی هم می توانند اثرات مهمی داشته باشند (Lentz et al, 1985).

تحقیقات انجام گرفته در سال ۲۰۰۱ توسط (Kashir and Yanful, 2001) بر روی بنتونیت تحت تاثیر اسید زهکشی شده از معدن با pH=3 بعد از عبور سه برابر حجم حفره ای نظر (Madsen and Mitchel, 1987) را تایید کردند چرا که آزمایش ها نشان داد، که هرچه نمونه ها تحت فشار همه جانبه بیشتری محصور شده باشد، باعث افزایش کمتری در هدایت هیدرولیکی می شود. هدایت هیدرولیکی در نمونه هایی که تحت تنش همه جانبه ای معادل ۳۰ و ۵۰ Kpa قرار داشت و به میزان ۵ برابر و در نمونه ای که تحت تنش همه جانبه صفر بود حدود ۲۰ برابر افزایش نشان داد. اسیدهای آلی باعث حل شدن

ذرات رس می شود که ممکن است منجر به افزایش هدایت هیدرولیکی تا بیش از ۱۰ برابر گردد. قدرت حل کنندگی این اسیدها به نظر کمتر از اسیدهای غیر آلی به نظر می رسد.

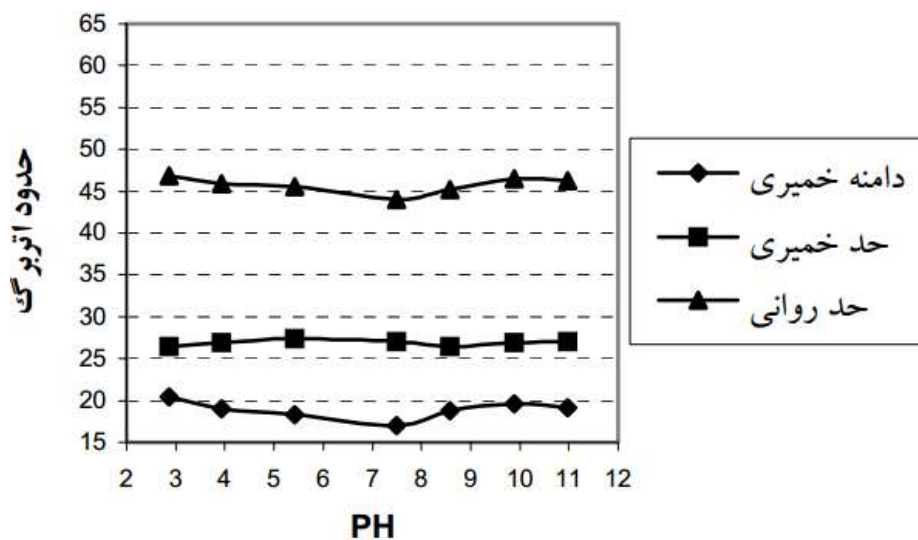
طی تحقیقاتی مشاهده شد که در pH های بالا به علت اجتماع دانه ها، تراکم پذیری کائولینیت افزایش می یابد (Siu and Wang, 2006). Gori تاثیر pH را بر روی حدود اتربرگ کائولینیت بررسی کرد و نتیجه گرفت که حد روانی آن به pH آب منفذی بستگی ندارد، چون حد روانی به لایه مضاعف این رس ها وابسته نیست (Gori, 1994). Sridharan و همکاران بیان کردند که حد روانی اسمکتیت به شدت به pH آب منفذی وابسته است (Sridharan et al, 1986).

قدک به بررسی تاثیر تغییرات pH بر خواص مکانیکی خاک رس پرداخت و اثر تغییر pH خاک رس تهران در مجاورت اسید سولفوریک، اسید هیدروکلریک و همچنین هیدروکسید سدیم را در pH های ۳ تا ۱۱ مورد بررسی قرار داد، که این تغییرات موجب افزایش حد روانی و دامنه خمیری گردیده است. (قدک، ۱۳۸۲)

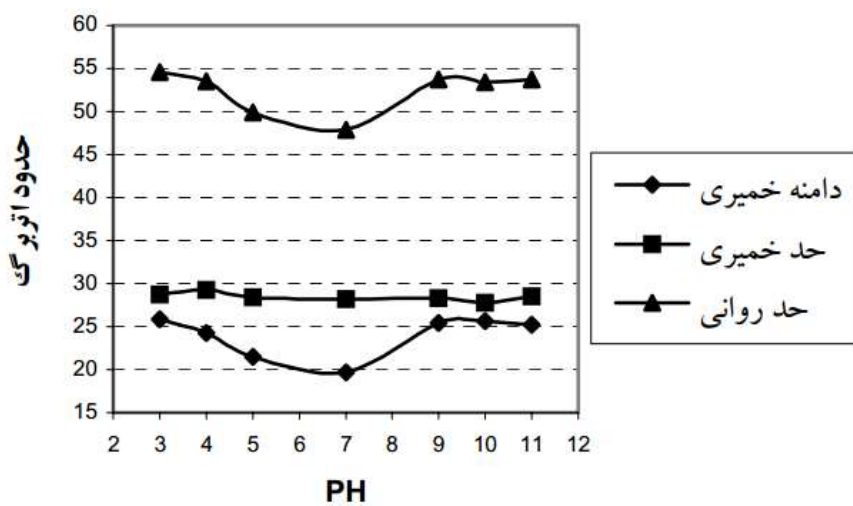
احمدی و ساسانیان به بررسی تاثیر تغییرات pH شیرابه بر خواص نفوذپذیری و حدود خمیری و روانی پوششهای رسی پرداختند. برای شبیه سازی اثر شیرابه از دو عامل اسید استیک و هیدروکسید سدیم به عنوان نمایندگان شیرابه و در pH های ۳ تا ۱۱ استفاده کردند. شکل های زیر تغییرات حدود اتربرگ در اثر تغییر pH را برای کائولینیت و مخلوط های کائولینیت و بنتونیت نشان می دهند. همانطور که در نمودارهای زیر مشاهده می شود، تغییر pH خاک در اثر افزودن اسید یا باز، باعث افزایش حد روانی می شود ولی تغییر چندانی در حد خمیری خاک بوجود نمی آورد و در نتیجه دامنه خمیری خاک را افزایش می دهد. از طرف دیگر با افزودن بنتونیت به کائولینیت حساسیت خاک در مقابل مواد شیمیایی بیشتر می شود که این امر به زیادتیر شدن دامنه تغییرات حد روانی و دامنه خمیری در اثر تغییر pH می



انجامد.

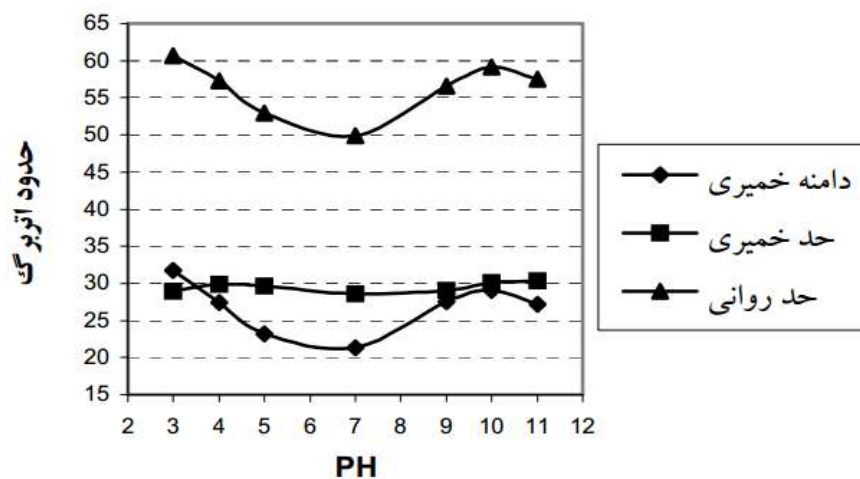


شکل ۲-۳ تغییرات حدود اتربرگ در مقابل تغییر pH برای خاک کائولینیت (احمدی و ساسانیان، ۱۳۸۴)



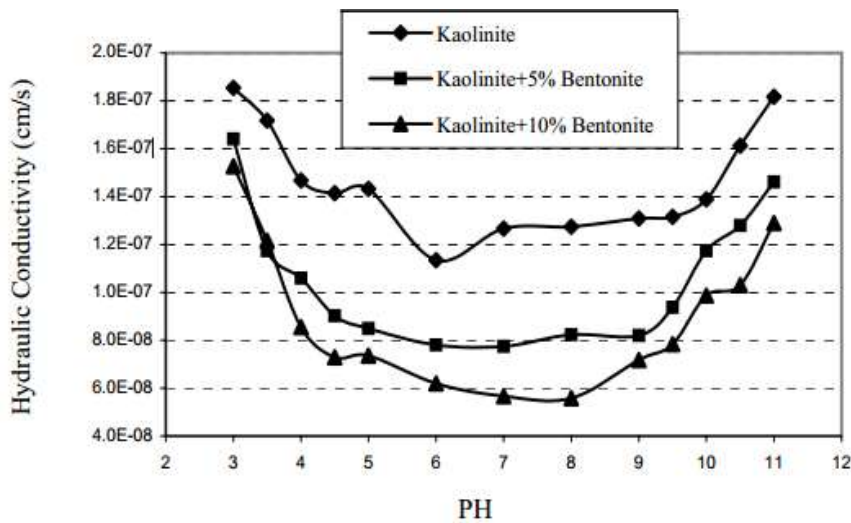
شکل ۲-۴ تغییرات حدود اتربرگ در مقابل تغییر pH برای مخلوط کائولینیت و ۵٪ بنتونیت (احمدی و

ساسانیان، ۱۳۸۴)



شکل ۲-۵ تغییرات حدود اتربرگ در مقابل تغییر pH برای مخلوط کائولینیت و ۱۰٪ بنتونیت (احمدی و ساسانیان، ۱۳۸۴)

شکل ۲-۶ میزان تغییرات نفوذپذیری در اثر تغییر pH را برای کائولینیت و مخلوط کائولینیت و بنتونیت نشان می دهد و تغییرات ایجاد شده در نفوذپذیری در خاک های مختلف را مورد مقایسه قرار می دهد. با مشاهده نمودار زیر درمی یابیم که تغییر pH خاک در اثر افزودن اسید یا باز در مجموع سبب افزایش نفوذپذیری آن می شود. این امر احتمالا به دلیل کمک مواد اسیدی و بازی به جدایی آنیون ها و کاتیون ها در خاک رس و انحلال نمک های موجود در خاک توسط این مواد است. همچنین طبق نمودارهای بدست آمده، مقدار نفوذپذیری در pH های نزدیک به هفت تقریبا ثابت می ماند و در pH های خیلی زیاد یا کم به طور ناگهانی زیاد می شود.



شکل ۲-۶ مقایسه تغییرات نفوذپذیری در مقابل تغییر pH برای خاکهای مختلف (احمدی و ساسانیان،

(۱۳۸۴)

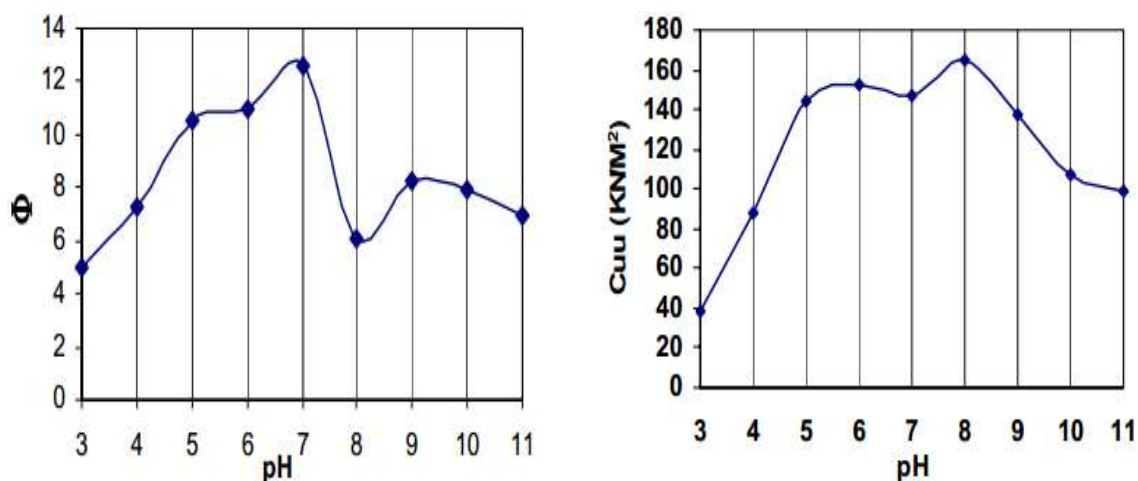
این امر ناشی از غلظت کم اسید یا باز موجود در خاک در pH های نزدیک به هفت و افزایش ناگهانی غلظت در pH های خیلی زیاد یا خیلی کم می باشد. از طرف دیگر، از این آزمایشات نتیجه می شود که اسید استیک بیشتر از هیدروکسید سدیم باعث افزایش نفوذپذیری در خاک مورد آزمایش می شود. همچنین با وجود اینکه افزودن بنتونیت به کائولینیت سبب کاهش نفوذپذیری خاک شده است ولی از نمودارها در می یابیم که مخلوط حاصل حساسیت بیشتری در مواجهه با مواد اسیدی و بازی نسبت به کائولینیت نشان می دهد که باید در طراحی ها مد نظر قرار گیرد.

صدقیانی و قدک، به بررسی تاثیر تغییرات pH شیرابه بر خواص مقاومتی خاک رس پرداختند. خاک مورد نظر در این تحقیق خاک رس تهران بود، که با توجه به دانه بندی و هیدرومتری دانه ها، مطابق روش یونیفاید در رده CL قرار داشت. مواد شیمیایی استفاده شده در این تحقیق اسید سولفوریک

$H_2SO_4$  و اسید هیدروکلریک HCL و همچنین سود NaOH می باشند. در این تحقیق pH خاک که در حالت طبیعی بین ۶/۵ الی ۸ می باشد، توسط مواد مذکور تغییر داده شد و محدوده تغییر pH بین ۳ تا ۱۱ می باشد. سه نوع آزمایش سه محوری روی نمونه های خاک انجام شد.

#### ▪ آزمایش سریع Q

نمونه هایی با میزان pH های متفاوت بوسیله مواد شیمیایی موجود ساخته شد و آزمایش سه محوری تحکیم نیافته زهکشی نشده بر روی نمونه ها انجام شد. شکل ۲-۷ نتایج آزمایش را نشان می دهد. همانطور که در شکل مشاهده می شود در آزمایش Q تاثیر کوتاه مدت مواد شیمیایی بر خاک رس افت چسبندگی در حدود ۳۰٪ الی ۶۰٪ را به همراه دارد و زاویه اصطکاک خاک افت نامنظمی در محدوده ۲۰٪ الی ۵۰٪ را دارا می باشد.

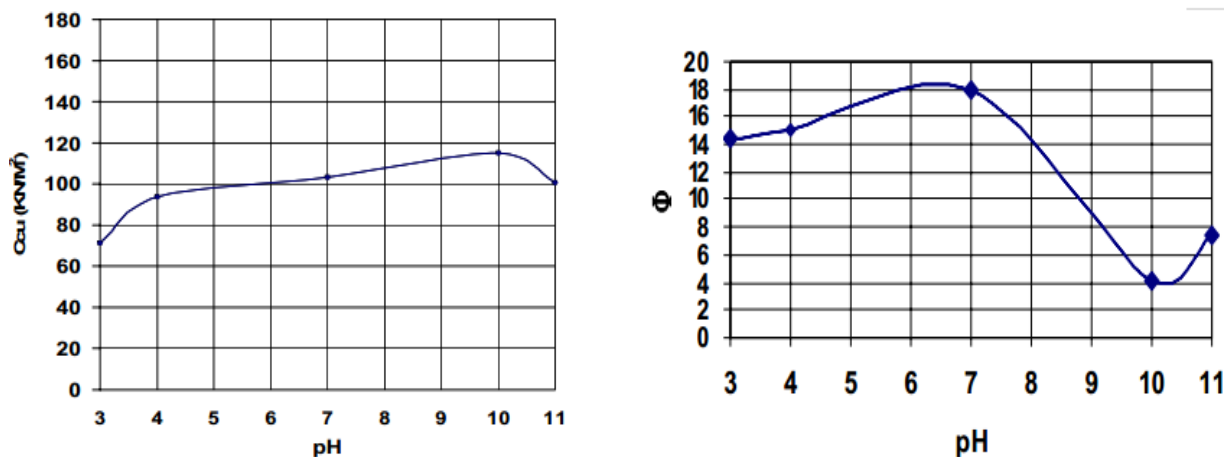


شکل ۲-۷ تاثیر pH بر چسبندگی و زاویه اصطکاک زهکشی نشده در آزمایش Q (صدقیانی و

قدک، ۱۳۸۳)

#### ▪ آزمایش CU

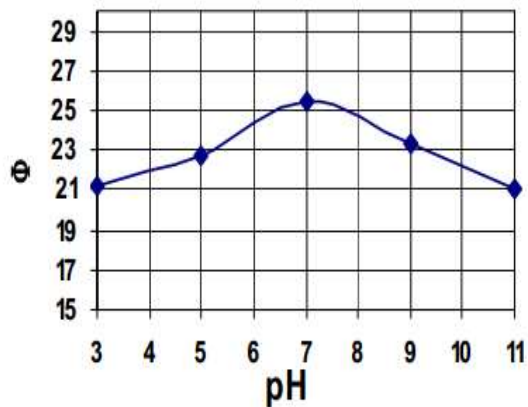
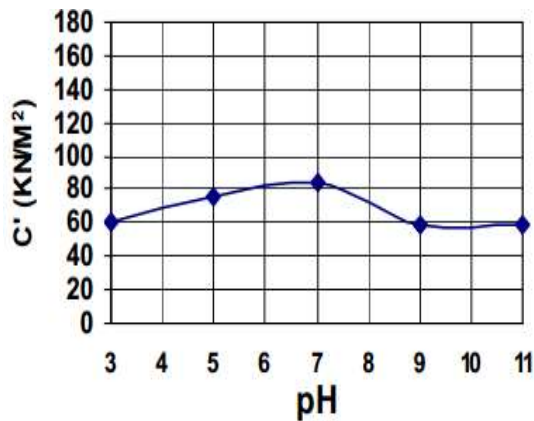
این آزمایش در pH های ۳،۴،۱۰،۱۱ و همچنین خاک خنثی انجام شده است. نتایج حاصل از این آزمایش در شکل ۲-۸ آورده شده است. در این آزمایش هم کاهش خصوصیات مقاومتی مشهود است، اگرچه روند تغییرات تا حدودی منظم تر شده است. در این آزمایش چسبندگی حدوداً ۳۰٪ کاهش یافته و زاویه اصطکاک ۵۰٪ کاهش یافته است.



شکل ۲-۸ تاثیر pH بر چسبندگی و زاویه اصطکاک در آزمایش CU (صدقیانی و فدک، ۱۳۸۳)

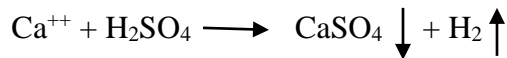
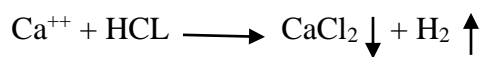
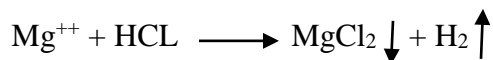
#### ▪ آزمایش CD

این آزمایش در pH های ۳،۵،۷،۹،۱۱ انجام شد. شکل ۲-۹ نتایج آزمایش را نشان می دهد. در این آزمایش چسبندگی خاک حدوداً ۳۰٪ و زاویه اصطکاک داخلی افت منظم ۱۰ درصدی را داشته است.



شکل ۲-۹ تاثیر pH بر چسبندگی و زاویه اصطکاک زهکشی شده (صدقیانی و قدک، ۱۳۸۳)

مواد شیمیایی و بخصوص اسیدها کمک به جدایی آنیون ها و کاتیون ها می کنند و موجب انحلال نمک ها می شوند. از طرف دیگر اسیدها می توانند با بعضی کاتیون ها و ترکیبات موجود در خاک رس تولید نمک و یا رسوبات غیرقابل حل در آب کنند که به چند نمونه از این واکنش ها که در خاک مورد نظر این تحقیق پیش بینی شده اند اشاره می کنیم:

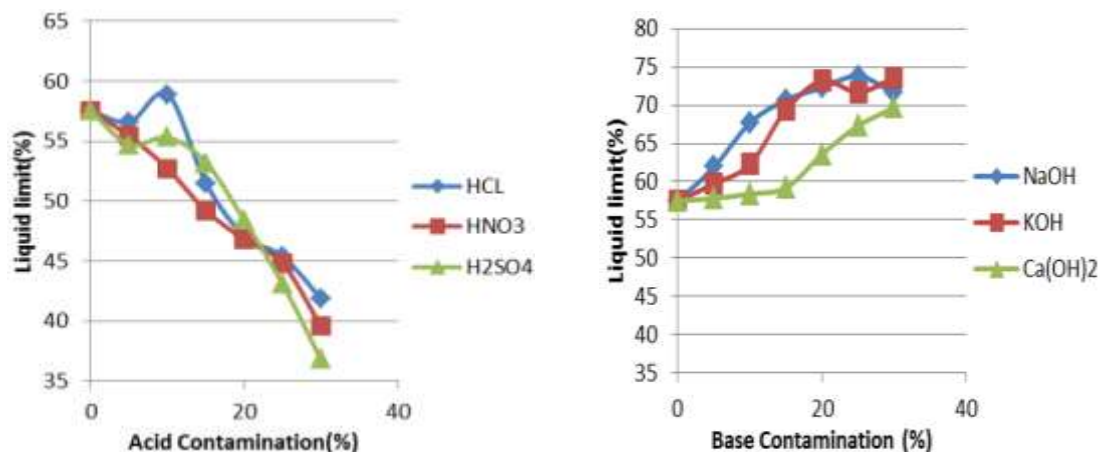


همانطور که واکنش های فوق نشان می دهد نمک های قابل حل و یا رسوباتی مانند سولفات کلسیم یا کلرید منیزیم محصولات ترکیب خاک رس با اسید می باشند که این ذرات بصورت جامد به اسکلت خاک رس اضافه خواهند شد.

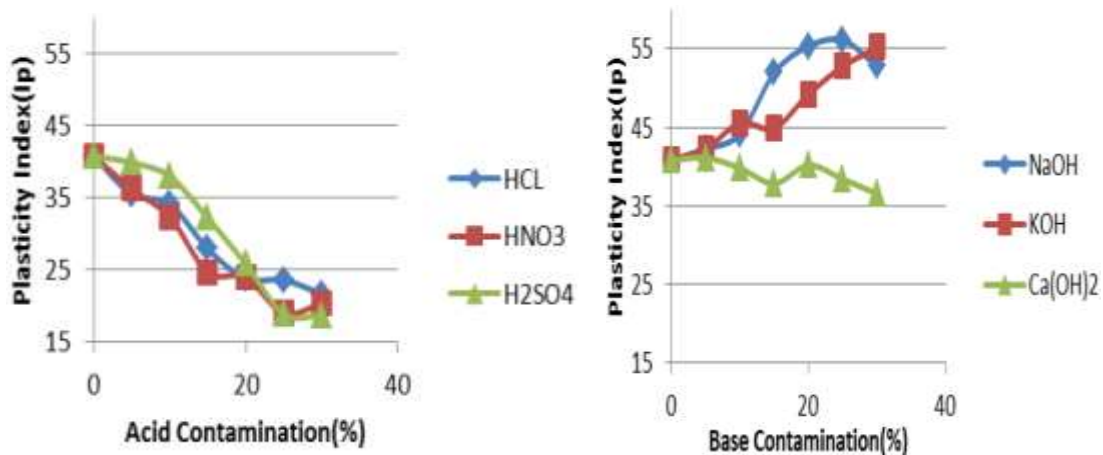
Prakash و همکاران به بررسی اثرات آلودگی اسید و باز بر خواص ژئوتکنیکی خاک رس از قبیل

حدود اتربرگ، مشخصه های تراکم و مقاومت فشاری تک محوری پرداختند. خاک رس مورد مطالعه در این پژوهش در طبقه بندی متحد در رده CH قرار داشت. برای بررسی اثر اسید و باز از اسید سولفوریک، اسید هیدروکلریک و اسید نیتریک و همچنین سدیم هیدروکسید، پتاسیم هیدروکسید و کلسیم هیدروکسید استفاده شد. شکل های ۲-۱۰ و ۲-۱۱ نتایج حدود اتربرگ را برای خاک های آلوده به اسید و باز نشان می دهند. نتایج حدود اتربرگ نشان می دهد که با افزایش درصد اسید در خاک حد روانی و شاخص خمیری خاک کاهش می یابد، در حالیکه با افزایش درصد باز در خاک حد روانی و شاخص

خمیری خاک افزایش می یابد (Prakash et al, 2013).

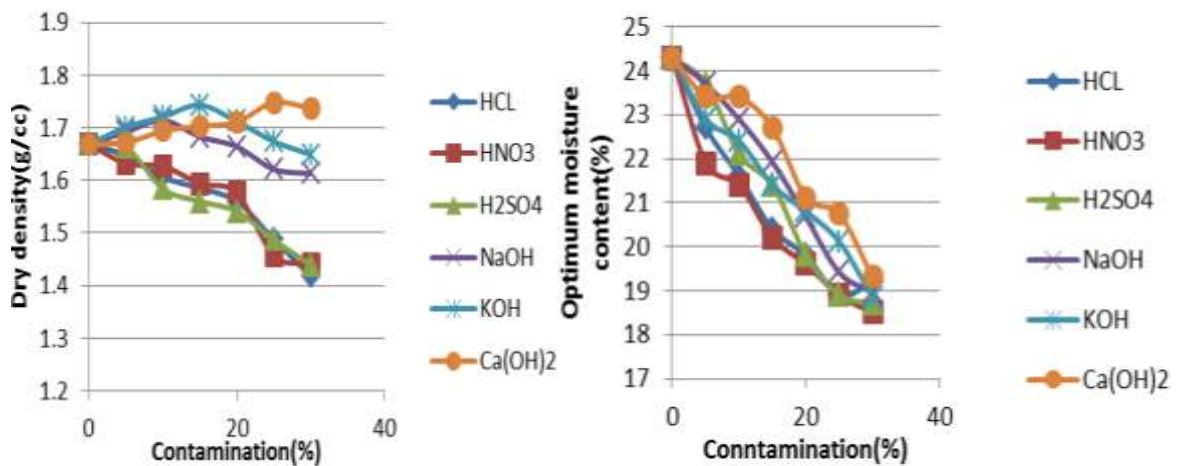


شکل ۲-۱۰ نتایج حد روانی برای خاک های آلوده به اسید و باز (Prakash et al, 2013)



شکل ۲-۱۱ نتایج شاخص خمیری برای خاک های آلوده به اسید و باز (Prakash et al, 2013)

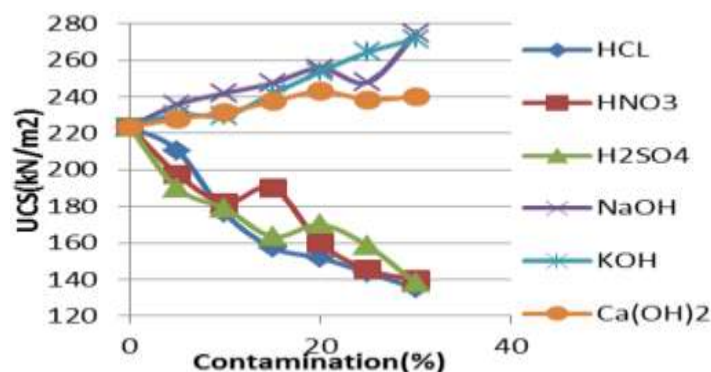
آزمایش تراکم استاندارد روی خاک های آلوده به درصد های مختلف اسید و باز انجام شده است. شکل ۲-۱۲ نتایج مربوط به تغییرات رطوبت بهینه و وزن مخصوص ماکزیمم خاک های آلوده را نشان می دهد. همانطور که مشاهده می شود با افزایش درصد آلودگی اسید و باز، رطوبت بهینه خاک کاهش می یابد. در حالیکه برای وزن مخصوص خشک ماکزیمم خاک با افزایش درصد اسید شاهد کاهش و با افزایش درصد باز شاهد افزایش نسبتاً کمی هستیم.



شکل ۲-۱۲ تغییرات مشخصه های تراکم برای خاک های آلوده به اسید و باز (Prakash et al, 2013)



آزمایش مقاومت فشاری تک محوری بر روی نمونه های خاک آلوده به درصد های مختلف اسید و باز انجام شده است. همانطور که در شکل ۲-۱۳ مشاهده می شود با افزایش درصد باز مقاومت برشی خاک افزایش و با افزایش درصد اسید مقاومت برشی خاک کاهش پیدا کرده است.

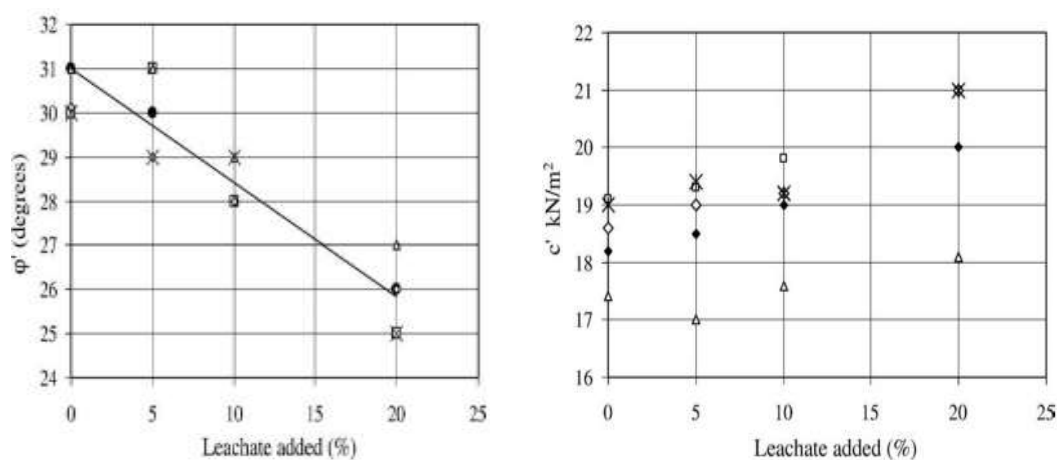


شکل ۲-۱۳ تغییرات مقاومت فشاری تک محوری برای خاک های آلوده به اسید و باز (Prakash et al, 2013)

(2013)

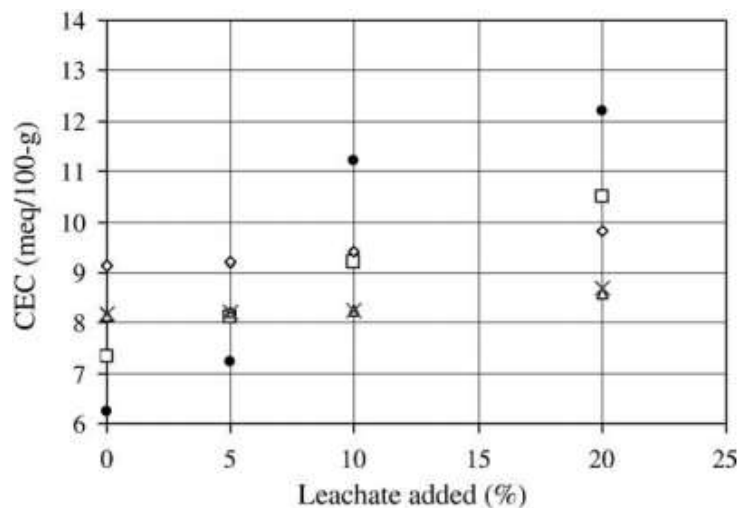
Sunil و همکاران به بررسی ویژگی های شیمیایی و مقاومت برشی خاک های لیتریتیک آلوده به شیرابه پرداختند. ایشان تحقیقات خود را به مناطق ساحلی کارناتاکا در هندوستان معطوف نمودند که شامل بخش های وسیعی از خاک های لیتریتیک می شود. این نوع خاک به عنوان مصالح مناسبی برای فونداسیون ها تلقی می شود. بخش های وسیعی از این منطقه بعنوان محل دفن زباله به صورت دپوی روباز مورد استفاده قرار می گیرد. به دلیل بارندگی شدید در طول فصل بارندگی، شیرابه از این مدفن به مناطق اطراف جریان می یابد و منجر به آلودگی خاک و آب های زیرزمینی می گردد. ایشان جهت بررسی تاثیر شیرابه بر خواص خاک از شیرابه ساختگی با همان ترکیبات شیمیایی که معرف شیرابه های واقعی باشد و در آزمایشگاه تهیه شد استفاده نمودند، سپس نمونه های خاک را به صورت بازسازی شده با در نظر گرفتن درصد رطوبت بهینه و بیشینه وزن مخصوص خشک به دست آمده از آزمایش پروکتور استاندارد

آماده نمودند. سپس با ۵، ۱۰ و ۲۰ درصد وزنی خاک، شیرابه مخلوط نمودند و آزمایش های سه محوری تحکیم یافته و زهکشی نشده روی نمونه های خاک آلوده انجام دادند. شکل ۲-۱۴ نتایج آزمایش سه محوری CU را نشان می دهد. همانطور که در شکل مشاهده می شود با افزایش درصد شیرابه در خاک افزایش کمی در چسبندگی و کاهش در زاویه اصطکاک داخلی خاک را شاهد هستیم ( Sunil et al, 2009).



شکل ۲-۱۴ تغییرات پارامترهای مقاومت برشی خاک با درصد آلودگی (Sunil et al, 2009)

سانیل و همکاران همچنین به بررسی تاثیر شیرابه بر خواص شیمیایی خاک از جمله ظرفیت تبادل کاتیونی (CEC) پرداختند. تبادل یونی مهم ترین فرایندی است که در خاک اتفاق می افتد. ظرفیت خاک برای جذب یا تبادل یون ها با درصد رس تغییر می کند. در شکل ۲-۱۵ نتایج مربوط به تاثیر شیرابه بر ظرفیت تبادل کاتیونی نشان داده شده است و مشاهده می شود که با افزایش درصد شیرابه ظرفیت تبادل کاتیونی خاک افزایش می یابد.



شکل ۲-۱۵ تغییرات ظرفیت تبادل کاتیونی (CEC) با افزایش درصد شیرابه (Sunil et al, 2009)

افزایش در ظرفیت تبادل کاتیونی خاک جالب توجه است و تحقیقات مختلف دلایل زیر را ارائه داده اند:

Mathew و Rao (1997) افزایش در ظرفیت تبادل کاتیونی را به افزایش pH خاک در اثر شیرابه نسبت داده اند. بدین ترتیب که با افزایش درصد شیرابه pH خاک افزایش پیدا کرده و باعث ایجاد بار الکتریکی منفی اضافی در خاک می شود که توانایی خاک برای حفظ کاتیون ها را افزایش می دهد و باعث افزایش ظرفیت تبادل کاتیونی در خاک می شود. با افزایش pH بار الکتریکی منفی اضافی به دو دلیل در خاک اتفاق می افتد:

دلیل اول: ایجاد بار الکتریکی منفی نسبت داده می شود به تجزیه هیدروژن گروه های SiOH در لبه لایه های چهاروجهی از سطح ذرات رس که دارای بار منفی ناشی از یونهای اکسیژن می باشد بر مبنای واکنش زیر:



این نوع بار الکتریکی منفی تابعی از pH است و با افزایش pH مقدار تجزیه افزایش پیدا می کند و در نتیجه آن ظرفیت تبادل کاتیونی افزایش پیدا می کند.

دلیل دوم: با افزایش pH سیلیس و آلومینیوم موجود در خاک حل می شوند و مولفه های غیر کریستالی سیلیکات و آلومینات را تشکیل می دهند. این مولفه های غیر کریستالی یک بار الکتریکی منفی را بدست می آورند و باعث افزایش ظرفیت تبادل کاتیونی خاک می شوند.

## ۱۰-۲ معرفی خاک های مساله دار

اصولا از نظر مهندسی به تمامی خاک هایی که احداث سازه بر روی آنها مطمئن نبوده و نیز تحت تاثیر شرایط آب و هوایی قرار دارند خاک های مساله دار نامیده می شود. خاک های مساله دار در گونه های مختلفی از جمله متورم شونده، جاذب آب، فروریزی، سست و ... یافت می شوند که بررسی ما مختص خاک های فروریزی است.

## ۱۱-۲ تعریف فروریزش

فروریزش به ریزش ناگهانی خاک در اثر از دست رفتن مقاومت عامل پیوند دهنده ذرات خاک اطلاق می شود و میزان فروریزش ایجاد شده وابسته به نسبت تخلخل اولیه خاک است (Jennings & Knight, 1975). تعدادی از نهشته های سیلتی تشکیل یافته تحت شرایط آب و هوایی خشک مستعد کاهش حجم فراوان یا فروریزش در هنگام اشباع شدن (مرطوب شدن) هستند. بنابراین نفوذ آب سطحی، نشت از لوله ها و بالا آمدن سطح آب زیرزمینی ممکن است موجب به وقوع پیوستن نشست های زیاد گردد. تعاریف زیادی در مورد خاک فروریزی بیان شده است. تعدادی از این تعاریف توسط راجرز از مقالات متنوع جمع آوری شده که در زیر آمده است (Rogers, 1995):

➤ خاکی که در اثر مرطوب شدن، اعمال بار یا هر دو عامل کاهش حجم قابل توجهی از خود نشان می دهد.

➤ هر خاک غیراشباع که ذرات آن به شرایط نظم یافتگی جدیدی در اثر مرطوب شدن برسد و حجم آن به مقدار قابل توجهی کاهش یابد، خواه تحت اثر بار باشد و یا اینکه باری وجود نداشته باشد.

➤ نشست اضافی ایجاد شده در اثر مرطوب شدن یک خاک غیراشباع با یا بدون افزایش بار.

➤ حالتی که خاک تحت بار موجود به صورت کامل تحکیم نیافته باشد که مرتبط با مقاومت چسبندگی ظاهری خاک های غیراشباع است.

بر اساس بررسی راجرز، فروریزش در خاکی رخ می دهد که خصوصیات زیر را داشته باشد (Rogers, 1995):

➤ ساختار باز و ناپایدار

➤ نسبت تخلخل زیاد و وزن مخصوص کم

➤ پوکی زیاد

➤ نهشته هایی از لحاظ زمین شناسی جوان یا نهشته هایی که اخیراً دگرگون شده اند.

➤ نهشته هایی با حساسیت زیاد

➤ مقاومت کم پیوند بین ذرات خاک

سه ویژگی اول مرتبط بوده و امکان آرایش مجدد، کاهش حجم و انتقال سیال در خاک های فروریزشی را

فراهم می کنند. ویژگی جوان بودن نهشته ها از لحاظ زمین شناسی یا نهشته هایی که اخیراً دگرگون شده اند، بیانگر این موضوع است که فروریزش از طریق فرایند طبیعی روی می دهد. واژه حساسیت زیاد در کلی ترین حالت بیان شده و در واقع این اصطلاح ممکن است در این زمینه صحیح نباشد و دلیل پذیرفتن این ویژگی، در نظر گرفتن رس های سریع به عنوان خاک فروریزشی است. مقاومت پیوند بین ذره ای ضعیف، به ذراتی مربوط است که پیوند های ضعیف دارند. از این رو رس کلاسیک به عنوان خاک فروریزشی شناخته نمی شود.

براساس گزارش (Dudley, 1970)، اغلب خاک های فروریزشی حد روانی کمتر از ۴۵٪ و شاخص خمیری کمتر از ۲۵٪ دارند. خاک های فروریزشی از سیلت تا ماسه ریز و گاهی شن تشکیل شده اند. این ذرات تمایل به جداسدن از یکدیگر را دارند که توسط کشش موئینگی و یا عوامل سیمانتاسیون به هم متصل شده اند. عوامل سیمانتاسیون بین ذرات این خاک ها ممکن است شامل اکسید آهن و کربنات کلسیم بوده و دیگر عامل ها شامل پل های رسی، پیوندهای سیلتی و رسی می شوند (Hunt, 2007).

طبق نظریه رزنیکی مصالح خاکی غیراشباعی که وزن مخصوص خشک آن ها کمتر از  $16 \text{ KN/m}^3$  می باشد، قابلیت فروریزش دارند (Reznic, 1993). البته فروریزش لزوماً در مورد خاک ها با وزن مخصوص کم اتفاق نمی افتد بلکه شرایط رسوبگذاری در هنگام تشکیل خاک می بایست ساختاری باز بین ذرات آن ایجاد کرده باشد. این خاک ها در شرایط عادی ساختار خود را هنگام اعمال بار حفظ می کنند اما یک نقطه بحرانی در مقدار تنش کل وارده بر آن ها وجود دارد که از آن نقطه به بعد، با افزایش درصد رطوبت و یا به عبارتی افزایش درجه اشباع، مقاومت ساختاری خاک در اثر اعمال بار به یکباره از بین رفته و خاک تغییر شکل زیادی را تجربه می کند. این مسأله نبایستی با تحکیم اولیه یا ثانویه در خاک اشتباه گردد.

(Futai and Admeida, 2002) همچنین مشخصات کلی خاک های فروریزشی به طور خلاصه به صورت زیر

است:

۱- نسبت تخلخل بالا ( بیش از 13 درصد)

۲- درجه اشباع پایین ( کمتر از ۰,۶ )

۳- مقدار لای و ماسه ریز بالا (  $> ۰.۳۰$  )

۴- از بین رفتن پیوند بین ذرات در اثر اشباع شدن

## ۲-۱۲ انواع خاک های فروریزی

براساس بیان راجرز، خاک های دانه ای با ذرات زاویه دار که در سمت خشک منحنی تراکم، متراکم شده اند، دارای پتانسیل فروریزش بوده و مستعد تغییر حجم چشمگیر می باشند. اما خاک های فروریزی کلاسیک، خاک های طبیعی هستند که شامل ذرات مختلف بوده و در اثر مکانیزم رسوب گذاری ساختار فروریزی آنها شکل گرفته است. بر این اساس، خاک ها را از نظر فروریزش می توان به ۲ دسته تقسیم نمود (Rogers, 1995):

۱. خاکهای متراکم شده: خاک هایی که خوب متراکم نشده اند و یا در سمت خشک منحنی تراکم، متراکم شده اند.

۲. خاک های طبیعی با ساختار ناپایدار

## ۲-۱۲-۱ خاک های متراکم شده

نشست ناشی از رمبندگی در انواع خاک های متراکم شده نظیر سدهای خاکی، خاکریز بستر بزرگراهها و دیگر خاکریزها رخ می دهد، لذا بایستی مورد توجه قرار گیرد. محققین مختلف بیان نمودند که بحث رمبندگی حتی در خاک های ماسه ای تمیز، رس تمیز و خاک های شامل درصدی شن هم باید مورد توجه قرار گیرد. بر اساس گزارش های محققین مختلف، از سال ۱۹۵۳، در متون فنی به تخریب ها و آسیب های ناشی از رمبندگی خاک در خاک های متراکم شده پرداخته شده است. از جمله این موارد می توان به موارد زیر اشاره کرد (Assallay, 1998):

- پیترسن و آیورسن، چگونگی تخریب ۲ سد خاکی ساخته شده در غرب کانادا را در اواخر دهه ۱۹۳۰ و اوایل دهه ۱۹۴۰ به علت رمبندگی خاک، شرح داده اند.
- لئوناردس و نارین، علت اصلی ترک های ۳ سد خاکی واقع شده در کالیفرنیا را نشست تفاضلی ناشی از رمبندگی خاک عنوان کردند.
- بوث و شوارتز چندین نوع تغییر شکل، ترک، گسیختگی خاکریز بزرگراهها را به علت رمبندگی خاک در افریقای جنوبی ثبت نموده اند.

## ۲-۱۲-۲ خاک های طبیعی با ساختار ناپایدار

خاک ها در اثر ترکیب عواملی مانند هوازگی سنگ ها، جا به جایی و رسوب گذاری ایجاد می شوند. یک یا تعداد بیشتری از این عوامل باعث تشکیل خاک رمبنده می شود. در این گونه فرایندها لازم است که تنها شرایط مناسب تولید ساختار باز و متخلخل که رمبندگی به آن بستگی دارد، ایجاد شود. بر این اساس، خاک های انتقالی و برجا از جمله نهشته های مستعد رمبندگی می باشند.



## ▪ خاک های انتقالی

خاک های انتقالی، معمولاً به وسیله آب، جاذبه و یا باد منتقل و رسوب گذاری می شوند. رسوبات آبرفتی شامل مخروط افکنه ها، جریان گل و نهشته هایی به وجود آمده از سیل های تند می باشند که به وسیله رودخانه ها حمل و رسوب گذاری شده اند. این رسوبات در حالت خشک سخت بوده و همچنین دارای تراکم پذیری و نیز وزن مخصوص نسبتاً کمی می باشند. ساختار آنها باز، سست و متخلخل می باشد و دانه های خاک به وسیله عوامل سیمانی در طی رسوب گذاری با یکدیگر پیوند داده شده اند. اگر این رسوبات پس از آن در معرض آب همراه یا بدون بارگذاری اضافی قرار گیرند، ممکن است فروریخته و در نتیجه باعث نشست ناگهانی شوند. رسوبات آبرفتی که پدیده رمبندگی از خود نشان می دهند در عربستان سعودی و قسمت هایی دیگر از خاورمیانه مشاهده شده اند (AI- Rawas, 2000).

نهشته های بادرفتی به خاک هایی که بوسیله باد انباشته می شوند، گفته می شود. لس ها و نهشته های تلماسه ای از جمله نهشته های بادرفتی می باشند. خاک های بادرفتی، اتصالات باز و سست دارند که ذرات آنها بوسیله عامل سیمانی کنار یکدیگر قرار گرفته اند. این عامل ها در هنگام مرطوب شدن ضعیف می شوند و ممکن است حل شده و فرو بریزد (هیلف، ۱۳۸۵).

## ▪ خاک های برجا

خاک هایی که توسط فرایندهای هوازدگی از سنگ مادر تولید شده و در جای خود باقی مانده اند، خاک های برجا نامیده می شوند. یک مشخصه مهم خاک های برجا، دانه بندی ذرات آن است. خاک های ریزدانه در سطح یافت می شوند و اندازه ذرات با عمق افزایش می یابد. در اعماق بزرگتر تکه

سنگ های تیز گوشه نیز ممکن است یافت شوند. (طاحونی، ۱۳۸۷)

شناسایی و ارزیابی خاک های برجا بر مبنای اشکال توپوگرافی مشکل است. به طور کلی در جاهایی که هیچ نوع نهشته دیگری وجود ندارد و جاهایی که مصالح به شکل کاملاً مشهودی از نوع سنگ های درجا نیستند، شکل های مشخصه آنها را می توان یافت. توده های قلوه سنگی پای شیب ها و مصالح ناشی از زمین لغزش، نمونه های برجسته ای از مصالح برجا هستند که به وسیله نیروی ثقل جا به جا می شوند. (گلمایی و همکاران، ۱۳۸۵)

## ۱۳-۲ عوامل موثر بر میزان فروریزش

عوامل متعددی بر میزان فروریزش خاکها تأثیر دارند که از جمله این عوامل می توان به رطوبت اولیه، نوع خاک، تراکم، تأثیر تنش موجود در هنگام اشباع کردن خاک، اثرات باندهای سیمانی، اثر سیکل های تر شدگی و تأثیر دست خوردگی نمونه اشاره کرد (Haeri et al, 2012).

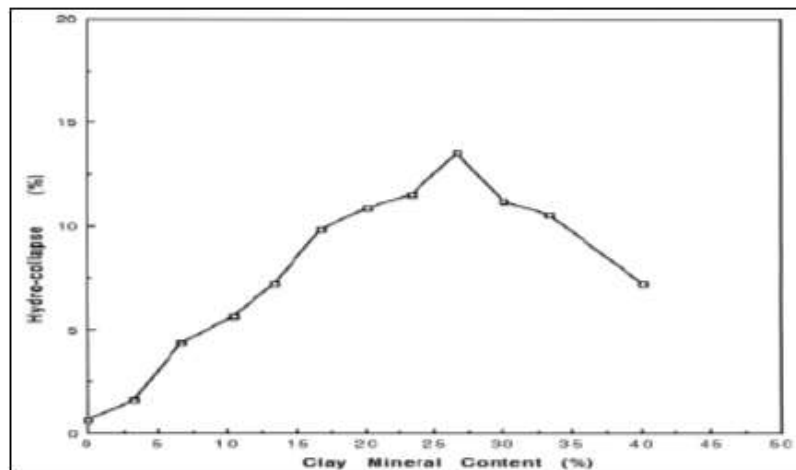
### ۱-۱۳-۲ رطوبت اولیه

رطوبت اولیه خاک یکی از عواملی است که بر پتانسیل فروریزش خاک تأثیر به سزایی دارد. هرچه رطوبت اولیه خاک کم تر باشد، خاک در حالت ناپایداری بوده و میزان فروریزش خاک بیشتر است. در درجه اشباع پایین مقدار فروریزش متناسب با تنش اعمالی تغییر می کند ولی با افزایش درجه اشباع، مقدار فروریزش ناچیز و مستقل از تنش وارده به خاک می باشد (Basma, 1992).

### ۲-۱۳-۲ نوع خاک

(Assallay et al, 1998) اثر رس را بر پتانسیل فروریزش خاک لس بررسی کردند. شکل ۲-۱۶ نشان دهنده تأثیر میزان رس بر پتانسیل فروریزش خاک لس است. همانطور که مشاهده می شود با

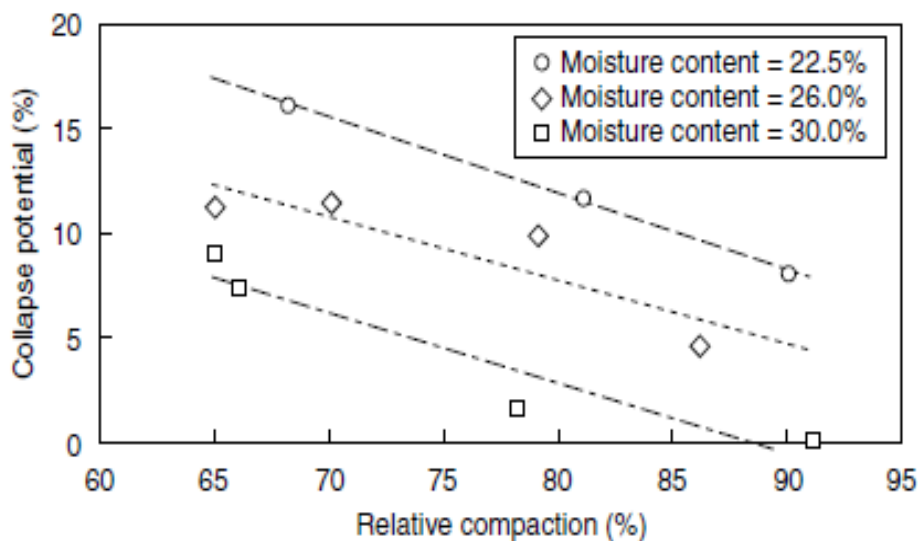
افزایش رس تا مقدار مشخصی (۲۵٪)، پتانسیل فروریزش افزایش یافته و بعد از آن پتانسیل فروریزش کاهش می یابد.



شکل ۲-۱۶ اثر تغییرات درصد رس بر میزان فروریزش (Assallay et al, 1998)

### ۳-۱۳-۲ تراکم نسبی

(Ng et al, 1998) با توجه به شکل ۲-۱۷ و آزمایش بر روی خاک ماسه لای دار نشان دادند که برای درصد رطوبت اولیه مشخص میزان فروریزش با افزایش وزن مخصوص خشک، کاهش می یابد. همچنین مشاهده می شود که در یک چگالی خشک مشخص با افزایش رطوبت اولیه خاک، میزان پتانسیل فروریزش کاهش می یابد.



شکل ۱۲-۱۷ رابطه پتانسیل فروریزش با تراکم نسبی (Ng et al., 1998)

## ۲-۱۳-۴ سطح تنش اعمالی

وضعیت تنش در خاک نیز از عوامل تاثیرگذار بر میزان فروریزش است به طوری که خاک‌های ماسه‌ای با افزایش میزان تنش، فروریزش بیشتری خواهند داشت ولی در خاک‌های رسی در فشارهای میانی بین ۲۰۰ الی ۴۰۰ کیلو پاسکال فروریزش بیشتر از سایر فشارها خواهد بود (Adnan and Basma, 1992). همچنین طی تحقیقات دیگری که بر روی خاک‌های فروریزی لس گرگان انجام شد. گزارش شد که میزان فروریزش در طی آزمایش‌ها در مسیر ترشوندگی بستگی به میزان جذب آب نمونه و میزان تنش خالص اعمالی دارد. در تنش خالص بیشتر، فروریزش به مقدار قابل توجهی بیشتر می‌باشد و نمونه با جذب مقادیر اندک آب، از همان ابتدای پروسه ترشوندگی، فروریزش قابل ملاحظه‌ای می‌کند (حائری و قاضی زاده، ۱۳۹۲).

## ۲-۱۳-۵ عوامل سیمان کننده

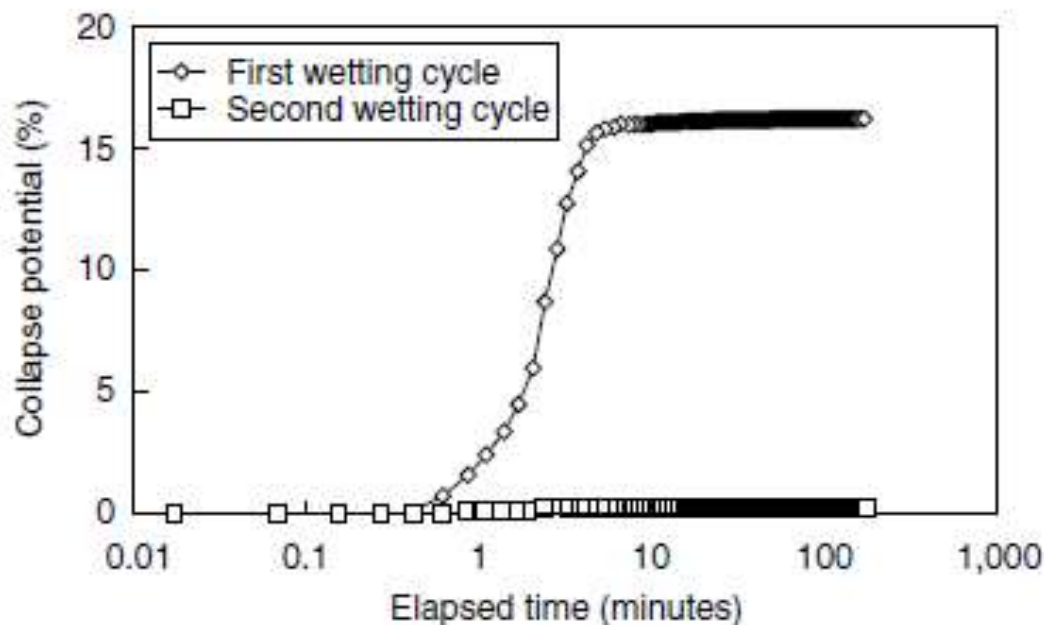
عوامل سیمان کننده می‌توانند ذرات سیلتی، باندهای رسی، اتصالات رسی، کربنات کلسیم،

اکسیدهای آهن، املاح با درجه انحلال بالا و مواد آلی باشند. در حالتی که خاک شامل ذرات ماسه با باندهای سیلتی است، مقاومت خاک ناشی از نیروی کششی حاصل از پدیده موئینگی است. در این حالت اگر درصد رطوبت خاک کمتر از رطوبت حد انقباض باشد، مقدار مقاومت خاک بالا بوده و با افزایش رطوبت از مقدار آن کاسته می شود. در بسیاری از موارد، صفحات رسی می توانند به عنوان عامل پیوند دهنده توده های ماسه ای و یا سیلتی باشند. در این حالت کریستال های مونت موریلونیت و ایلیت ورقه ای می توانند به صورت سطح به سطح و یا گوشه به سطح ایجاد پیوند و اتصال بنمایند که این امر تابع منشاء زمین شناسی خاک می باشد. هنگامی که رس ها در محل تشکیل شوند، می توانند به صورت صفحات موازی هم، اطراف ذرات کوارتز را بگیرند و باعث ایجاد اتصال شوند ولی اگر رس ها به صورت معلق و کلوئیدی در آب بین منافذ خاک وجود داشته باشند، در نتیجه تبخیر تدریجی آب، صفحات رسی به شکل هلالی اطراف ذرات خاک را در بر می گیرند. تحت چنین شرایطی رس تشکیل ساختمان مجتمع می دهد. البته تغییرات بسیاری در نحوه آرایش ساختمانی صفحات رسی در اطراف کوارتز وجود دارد و وضعیت باندهای رسی پیچیده می باشد و میزان تاثیر فعل و انفعالات الکتروشیمیایی رس ها در میزان فروریزش خاک بطور قطعی معین نشده است. در این حالت نیز اشباع شدن خاک ممکن است باعث شسته شدن، سست شدن و نرم شدن، حل شدن و از بین رفتن اتصالات شیمیایی عوامل سیمان کننده ذرات و شکستن قفل بست های بین ذرات شده و خاک دچار فروریزش می شود (Feda, 1966).

## ۲-۱۳-۶ اثر سیکل های ترشدگی

با انجام یک سری آزمایش روی نمونه هایی از ماسه لای دار، برای یک میزان تنش ثابت، اثر سیکل های ترشدگی بر میزان کرنش ناشی از فروریزش بررسی شده است و مشخص گردیده است که میزان کرنش ناشی از فروریزش در سیکل های بعدی ترشدگی بسیار کمتر از سیکل اول است و در سیکل دوم

تنها ۳٪ مقدار ایجاد شده در سیکل اول می‌باشد. شکل ۲-۱۸ نتایج آزمایش‌ها را در سیکل اول و سیکل دوم ترشدگی نشان می‌دهد (Chiu et al, 1998).



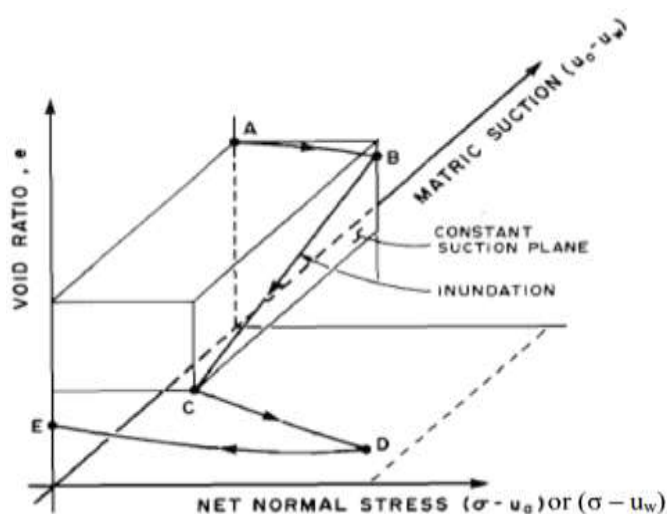
شکل ۱۲-۱۸ اثر اعمال سیکل‌های ترشدگی بر میزان فروریزش (Chiu et al., 1998)

## ۲-۱۳-۷ مکش ماتریس

مکش ماتریس یک نیروی محرک در پدیده فروریزش می‌باشد. در درصد رطوبت کم یا در درجه اشباع کم، فشار ناشی از مکش چندین برابر فشار اعمالی ناشی از بارگذاری است. زمانی که درصد رطوبت افزایش می‌یابد، فشار مکش به طور پیوسته کاهش می‌یابد تا زمانی که به مکش ماتریس بحرانی می‌رسد. در این نقطه، نسبت تخلخل به طور ناگهانی کاهش می‌یابد.

شکل ۲-۱۹ منحنی تحکیم ایده آل را نشان می‌دهد. همانطور که در این شکل نشان داده شده است، مسیر تنش نمونه با خط AB (قبل از اشباع سازی)، خط BC (حین اشباع سازی)، خط CD (بعد از اشباع سازی) و خط DE (حین باربرداری) نشان داده شده است. با مقایسه شیب خطوط AB و

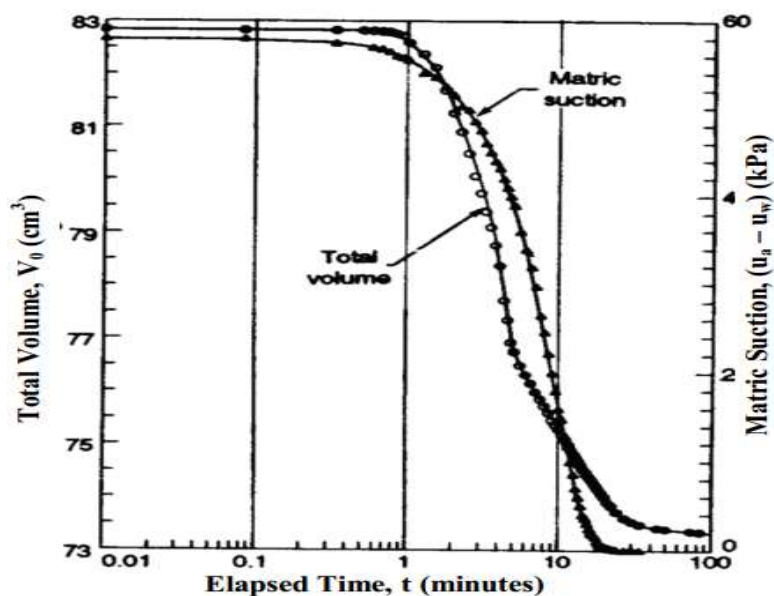
CD، فشردگی کمتری قبل از اشباع سازی نسبت به بعد از اشباع سازی در خاک فروریزی دیده می شود. در حین اشباع سازی، کاهش حجم بوجود آمده غیر قابل برگشت بوده، در حالی که تنش کل بدون تغییر باقی می ماند. همانطور که به خط BC نشان داده شده است، در حین اشباع سازی فشار هوای حفره ای ( $U_a$ ) ثابت و برابر فشار اتمسفر فرض می شود. در نتیجه مکش ماتریس ( $U_a - U_w$ ) تنها متغیر حاکم بر رفتار خاک در حین اشباع سازی می باشد (Tadepalli and Fredlund, 1991).



شکل ۱۹-۲ نمونه تحکیم خاک فروریزی (Tadepalli and Fredlund, 1991)

(Tadepalli and Fredlund, 1991) نشان دادند که رابطه یک به یکی بین مکش ماتریس و تغییر

حجم خاک با رفتار رمبنده در زمان اشباع سازی وجود دارد.



شکل ۲-۲۰ رابطه بین مکش ماتریس و کاهش حجم در زمان اشباع سازی (Tadepalli and Fredlund, 1991)

## ۲-۱۳-۸ منشاء زمین شناسی

منشاء زمین شناسی نقش مهمی در رفتار رمبندگی خاک دارد. خاک های انتقالی دارای چگالی خشک بیشتر و نسبت تخلخل کمتری نسبت به خاک های برجا می باشند. گرچه پس از اشباع سازی و بارگذاری، کاهش نسبت تخلخل در خاک های انتقالی بیشتر یا برابر با خاک های برجا می باشد. (دستی، ۱۳۹۱)

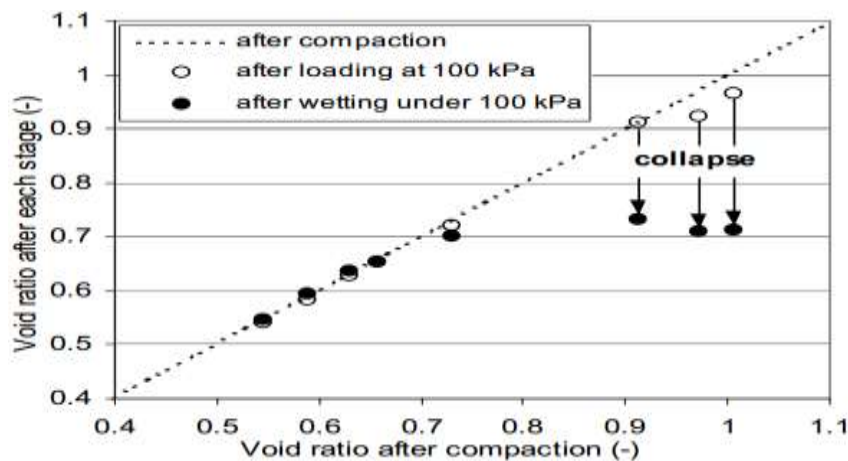
## ۲-۱۴ پارامترهای موثر بر رمبندگی خاکریزها

### ۲-۱۴-۱ چگالی خاک پس از تراکم

در صورتی که خاک به خوبی متراکم نشده باشد، بطوریکه نسبت تخلخل خاک بالا باشد، مستعد رمبندگی است. (Valery et al, 2005) اثر چگالی پس از تراکم بر روی پتانسیل رمبندگی بررسی نمودند.



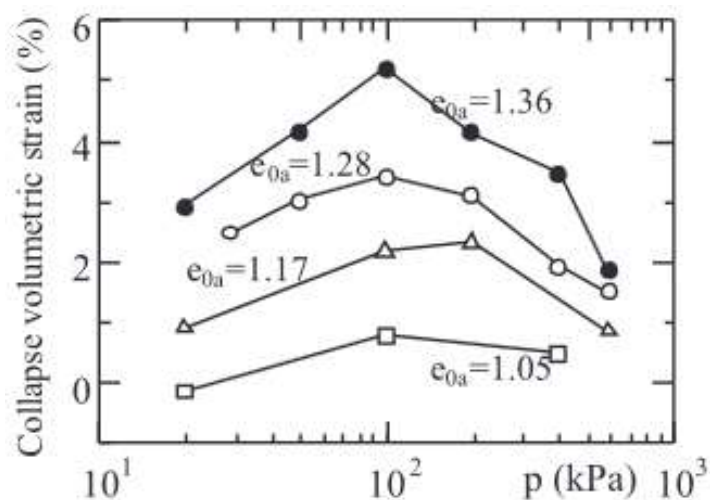
آنها نتیجه گرفتند که خاک با چگالی بالا (نسبت تخلخل پایین)، پس از بارگذاری و اشباع سازی، کاهش حجم خیلی کمی از خود نشان می دهد، ولی خاک با چگالی خشک پایین (نسبت تخلخل بالا)، پس از بارگذاری و پس از اشباع سازی کاهش حجم قابل توجهی از خود نشان می دهد (شکل ۲-۲۱).



شکل ۲-۲۱ اثر نسبت تخلخل بعد از تراکم روی نسبت تخلخل بعد از بارگذاری و اشباع سازی (Valery

et al, 2005)

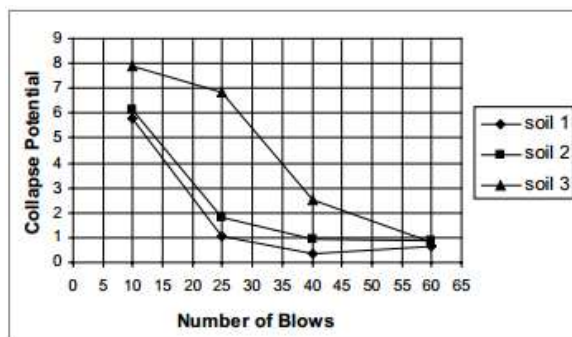
در مطالعه دیگر توسط (Sun et al, 2007)، رفتار رمبندگی خاک غیر اشباع متراکم شده با چگالی های اولیه متفاوت بررسی شده است. بر اساس نتایج آنها، چگالی خشک اولیه یک فاکتور موثر بر رمبندگی خاک بوده و با افزایش چگالی خشک اولیه، همانطور که در شکل (۲-۲۲) نشان داده شده است، پتانسیل رمبندگی کاهش می یابد.



شکل ۲-۲۲ اثر چگالی اولیه مختلف بر روی رمبندگی نمونه های متراکم شده (Sun et al, 2007)

## ۲-۱۴-۲ انرژی تراکم

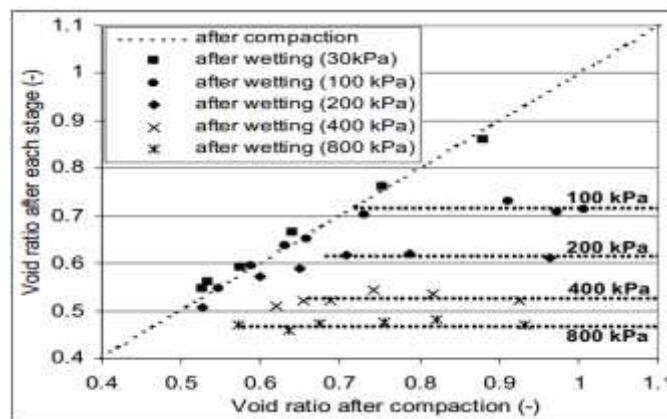
(Khelifa et al, 2010) به مطالعه اثر انرژی تراکم بر روی پتانسیل رمبندگی پرداختند و نتیجه گرفتند که با افزایش انرژی تراکم، پتانسیل رمبندگی خاک کاهش می یابد. شکل ۲-۲۳ نمودار تغییرات پتانسیل رمبندگی ۳ نمونه خاک بازسازی شده را در درصد رطوبت ثابت در برابر تعداد ضربات به کار رفته جهت تراکم نمونه ها نشان می دهد. همانطور در این شکل نشان داده شده است، با افزایش تعداد ضربات، پتانسیل رمبندگی برای هر ۳ نمونه کاهش یافته است.



شکل ۲-۲۳ نمودار تغییرات پتانسیل رمبندگی در برابر تعداد ضربات تراکم (Khelifa et al, 2010)

## ۲-۱۴-۳ تنش اعمالی

بر اساس نتایج (Sun et al, 2007)، تغییر شکل ناشی از رمبندگی خاک اساساً به تنش خالص متوسط و نسبت تخلخل اولیه بستگی دارد. (Valery et al, 2005) نیز اثر تنش را بر روی پتانسیل رمبندگی بررسی نمودند. نتایج بررسی آنها در شکل ۲-۲۴ نشان داده شده است. بر اساس این شکل، با افزایش تنش روی نمونه های متراکم شده، پتانسیل رمبندگی افزایش می یابد. بطوریکه نمونه هایی که به خوبی متراکم نشده اند، پتانسیل رمبندگی بیشتری از خود نشان می دهند.

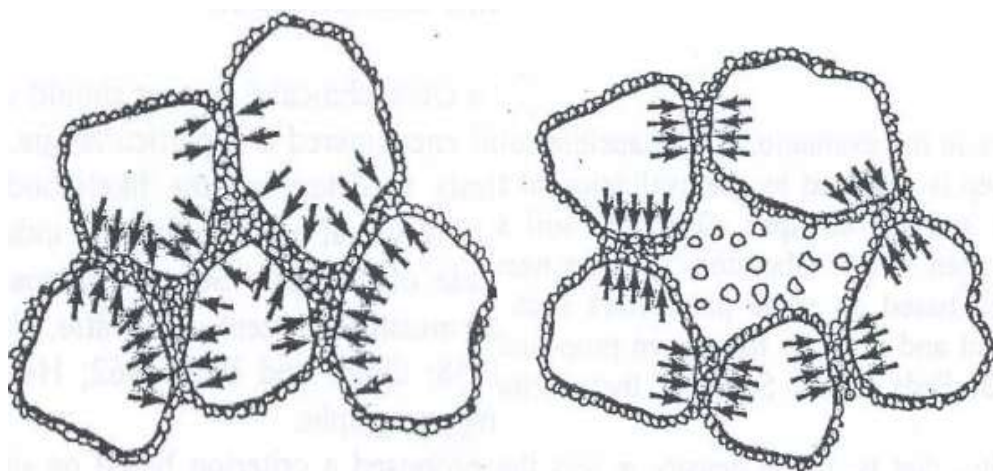


شکل ۲-۲۴ اثر تنش اشباع سازی روی نمونه های متراکم شده (Valery et al, 2005)

## ۲-۱۵ مکانیزم فروریزش خاک های رمبنده

مکانیزم فروریزش توسط محققین زیادی مورد بررسی قرار گرفته است. پدیده فروریزش عمدتاً به ساختار متخلخل خاک مربوط می شود. کاساگرانده نشان داده است که بخشی از ذرات ریزدانه خاک به عنوان ماده پیوند دهنده بین ذرات مجاور هم عمل کرده و این پیوندها فشار موضعی را تحمل می کنند (شکل ۲-۲۵). در درصد رطوبت طبیعی این تراکم خاک تحت افزایش بار به آرامی صورت می گیرد. با این حال

ساختار خاک بدون تغییر محسوسی باقی مانده است. هنگامی که خاک بارگذاری شده در معرض رطوبت قرار می گیرد، پیوند های ایجاد شده توسط سیلت یا رس که یک سیمان تاسیون شکننده را فراهم کرده اند، ضعیف می گردد. در نهایت به مرحله ای می رسد که توان مقاومت در برابر نیروهای تغییر شکل را نداشته و ساختار فرو می ریزد.



بعد از مرطوب شدن

قبل از مرطوب شدن

شکل ۲-۲۵ ساختار خاک فروریزی بارگذاری شده قبل و بعد از مرطوب شدن (Al-Rawas, 2000)

Holtz و همکاران، فروریزش را به عنوان نتیجه فشارهای موئینگی نزدیک صفر و درجه اشباع نزدیک ۱۰۰٪ توصیف کرد. در اثر مرطوب شدن، فشار آب حفره ای منفی در نقاط تماس بین ذرات کاهش یافته و سبب لغزش و چرخش ذرات می شود (Holtz and Hilf, 1961).

Dudley توضیح داد که هنگامی که درصد رطوبت پایین تر از حد انقباض باشد، آب باقیمانده در نقاط تماس دانه ها تحت کشش قرار می گیرد. بنابراین فشار آب اضافی منفی شده و در تنش موثر از تنش کل بیشتر می شود که این مقاومت ظاهری خاک را افزایش می دهد (Dudley, 1970).

Burland مکانیزم فروریزش را از لحاظ پایداری در نقاط تماس دانه های میانی شرح داده است. با توجه به مرطوب شدن خاک فشار آب حفره ای منفی در نقاط تماسی کاهش یافته و این سبب لغزش و اعوجاج دانه ها می شود (Burland, 1965). محققین بسیاری همچون دادلی، باردن و همکاران و میچل، پدیده فروریزش را از لحاظ عوامل سیمانتاسیون در نقاط تماس دانه های خاک توضیح داده اند. آنها چهار شرط مورد نیاز برای ایجاد فروریزش را به صورت زیر بیان داشتند (Al-Rawas, 2000):

۱. بافت باز، تقریباً ناپایدار و اشباع

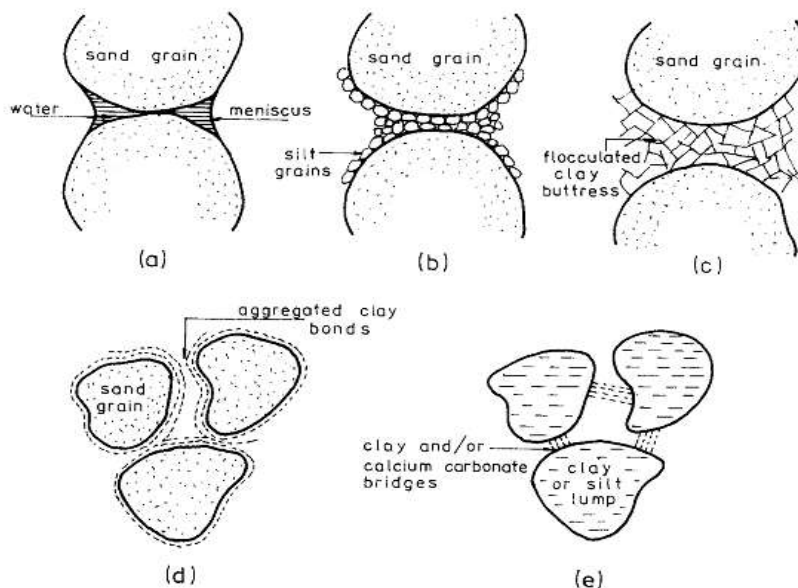
۲. تنش کل به اندازه کافی زیاد باشد به طوری که ساختار خاک ناپایدار گردد.

۳. یک پیوند رسی یا عامل سیمانتاسیون به اندازه کافی قوی برای پایداری ساختار خاک در حالت خشک.

۴. اضافه کردن آب به خاک که مکش خاک را کاهش دهد و فروریزش ایجاد گردد.

نسبت فروریزش بستگی به نوع پیوند دارد. بر اساس تحقیقات (Tadepalli and Fredlund, 1991) پدیده فروریزش مربوط به کاهش مکش ماتریس در هنگام مرطوب سازی است. بر اساس تحقیقات (Clemence and Finbarr, 1981) فروریزش آبی خاک در مواردی اتفاق می افتد که دانه های خاک توسط مکش موئینگی در کنار یکدیگر نگه داشته شده اند. در مواردی که عامل سیمانتاسیون، عامل شیمیایی باشد این پدیده به آهستگی اتفاق می افتد و در مواردی که عامل پیوند، باندهای رسی باشد، رخداد این پدیده به صورت خیلی آهسته می باشد. بر اساس مطالعات به نظر می رسد فروریزش پدیده ای پیچیده است که ساختار، رطوبت اولیه، وزن مخصوص خشک اولیه و شرایط بارگذاری برای این پدیده باید مورد بررسی قرار گیرد.

شکل ۲-۲۶ انواع مختلف نیروهای بین دانه ای در خاک فروریزی را نشان می‌دهد. همانطور که در شکل ۲-۲۶ مشاهده می‌شود، نیروی نگهدارنده ذرات از یک پیوند بین دانه‌ای ( پیوند رسی و یا سیلتی ) و یا از مکش ساختاری ناشی از کشش سطحی در خاک‌های غیراشباع به وجود می‌آید.



شکل ۲-۲۶ انواع مختلف نیروهای بین دانه ای در ساختارهای فروریزی ( Elkady, 2002 )

(Larionov, 1965) ساختار خاک‌های فروریزی را مورد مطالعه قرار داد. او نتیجه‌گیری کرد که خاک‌های فروریزی اساساً از ذرات حجیم ( سیلت و ماسه و شن ریز ) تشکیل شده‌اند که در میان توده‌ای ذرات ریز پراکنده، با یا بدون تماس با هم به صورت مستغرق می‌باشند. همچنین سه نوع سیستم حفره‌ای توسط لاریونو تشخیص داده شد:

- حفره‌های فرا میکروسکوپی بین ذرات ریز

اندازه این حفرات در محدوده‌ی  $3 \times 10^{-6}$  تا  $2 \times 10^{-3}$  میلی‌متر می‌باشد و  $2/5$  تا  $10$  درصد حجم تمام حفرات

را تشکیل می‌دهد و همواره از آب به شدت جذب سطحی شده پر می‌باشد. با این مشخصات می‌توان نتیجه گرفت که این نوع حفرات نقش بسیار کوچکی در تغییر شکل خاک ایفا می‌کنند.

- حفرات بین ذره‌ای<sup>۱</sup>

اندازه این حفرات بین  $2 \times 10^{-5}$  تا  $5 \times 10^{-1}$  میلی‌متر می‌باشد و ۱۳ تا ۳۶ درصد حجم کل حفرات را تشکیل می‌دهد. این نوع از حفرات نقش اصلی را در فروریزش خاک دارند.

- حفرات ماکروسکوپی<sup>۲</sup>

این حفرات از کانال‌های کوچکی تشکیل شده‌اند که دیواره‌های آن معمولاً کلسیتی است. وجود این حفرات سبب افزایش نفوذپذیری خاک می‌شود. در شکل ۲-۲۷ که کلوخه‌ای از خاک مورد استفاده در تحقیق پیش استفاده شده است، به راحتی با چشم غیرمسلح هم می‌توان این حفرات را در خاک دید.



(ب)

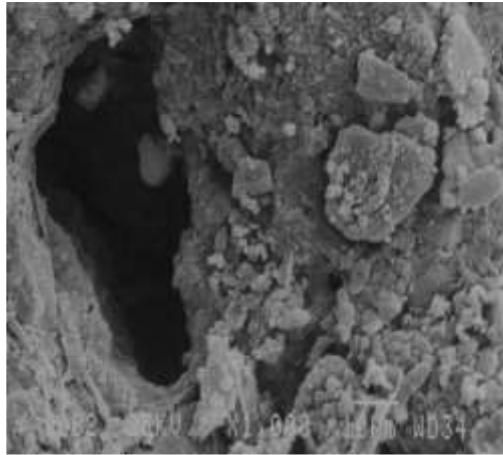


(الف)

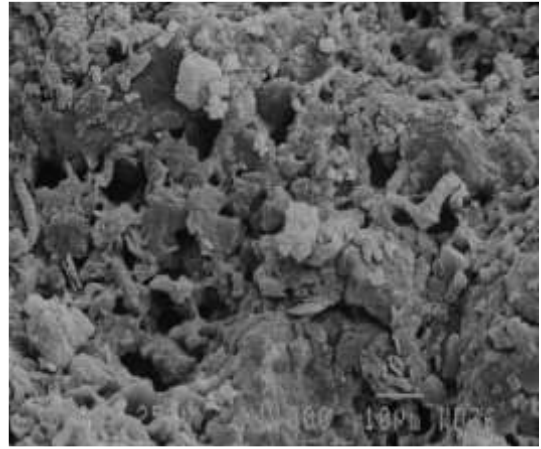
---

∇ Interparticle voids

∇ Macropores



(د)



(ج)

شکل ۲-۲۷ عکس‌های میکروسکوپ الکترونی با بزرگنمایی‌های متفاوت الف) بزرگنمایی ۱۰ برابر

ب) ۱۰۰ برابر ج) ۱۰۰۰ برابر د) ۱۰۰۰۰ برابر (Mohammad Hosseini, 2014)

به طور کلی روند فروریزش در خاک‌های فروریزی مانند خاک لس به سه فاز تقسیم می‌شود

: (Klukanova and Sajgalik, 1994)

فاز اول شامل تخریب ساختار میکروسکوپی اولیه در اثر افزایش رطوبت یا تنش خارجی می‌باشد. در این فاز توده‌های مترکم از هم باز شده، غشاها، اتصالات و پل‌های رسی شکسته و قسمت بیشتری از کربنات‌ها حل می‌شوند که باعث حرکت اکسیدهای آهن و منگنز می‌شوند.

در فاز دوم ساختار ریز خاک از هم پاشیده و می‌شکند. ذرات رس توسط آب در خاک جایجا شده، حجم کربنات‌ها کاهش می‌یابد و بقیه المان‌ها فشرده می‌شوند. در این فاز حجم کل لس کاهش می‌یابد.

فاز سوم شامل تشکیل ریز ساختارهای جدید بعد از کامل شدن نشست می‌شود. در این فاز ذرات رس جمع شده و در بعضی نواحی بافت چسبنده تشکیل می‌دهند. همچنین اندازه حفره‌ها تغییر کرده و به طور کلی

تخلخل کاهش می‌یابد.



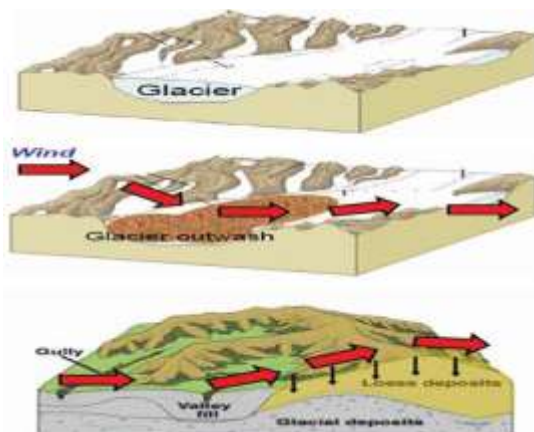
## ۱۶-۲ شناسایی خاک های رمبنده

شرایط و عوارض سطحی تا حدودی می توانند بیانگر مشکلات ژئوتکنیکی و خصوصیات خاک های زیر سطحی باشند. در این مرحله می توان از نقشه های زمین شناسی و عکس های هوایی نیز برای تشخیص مقدماتی خاک های رمبنده استفاده کرد. لس ها، ماسه بادی، خاک های آبرفتی دانه ریز در مناطق آب و هوای خشک، خاک های برجا و رس های متخلخل جزء خاکهایی هستند که احتمال وقوع رمبندگی در آنها وجود دارد. خاک های رمبنده در مقیاس وسیع معمولاً بر روی زمین اشکال ویژه ای ایجاد می کنند. در بازدیدهای اولیه صحرایی نیز با توجه به توپوگرافی و تشخیص هم ارتفاع بودن تپه ها یا تپه های با طول کم یا هلالی شکل با شیب خوابیده در جهت وزش باد و شیب تند در جهت مخالف آن، یا با توجه به الگوی فرسایش مسیرهای زهکش طبیعی و تشخیص طرح زهکش دندانه ای و پرمانند، یا با توجه به گودها و ترانشه های طبیعی و دیواره های قائم مرتفع و پایدار، یا رنگ زرد نخودی می توان وجود خاکهای رمبنده را محتمل در نظر گرفت (Hunt, 2007).

خاک لس که دارای پتانسیل فروریزش بالایی نیز هست از نهشته های بادرفتی تشکیل شده و عموماً رنگ زرد نخودی دارد. در درصد رطوبت های پایین شیب ترانشه های لسی گاه تا ۹۰ درجه پایدار می ماند ولی به محض افزایش رطوبت این مقدار به طرز قابل توجهی کاهش می یابد (Feda, 1988). لس شناخته شده ترین نوع خاک فروریزی می باشد که حدوداً 10% از کل سطح خشکی کره زمین را پوشانده است (El-Howayek et al. 2011).

همان طور که ذکر گردید لس ها خاک های با منبع بادرفتی هستند. مطابق با شکل ۲-۲۸ مراحل بوجود آمدن خاک لسی توضیح داده شده است. حرکت یخچال های طبیعی موجب حمل موادی از جمله خاک-

های درشت دانه و ریزدانه می‌شود. بر اثر گذشت زمان باد موجب فرسایش و نهشته‌گذاری می‌شود و در این مرحله ذرات خاک در جهت وزش باد جابجا می‌گردند که مقدار جابجایی وابسته به سرعت باد و اندازه‌ی ذرات و غیره دارد. پس از این مرحله توده‌های لسی به روی هم انباشته می‌شوند.



شکل ۲-۲۸ نحوه تشکیل خاک‌های لسی (محمد حسینی ۱۳۹۳)

خاک لس در مناطق مختلف دنیا پراکنده شده است، در کشور ما نیز خاک لس در مناطقی در استان گلستان، استان سیستان و بلوچستان، یزد، استان کرمان و به خصوص شهر کرمان، ورامین، منطقه سرخس و دشت مشهد، ساوه و دشت ورامین گزارش شده است (علیزاده رفیعی، ۱۳۹۳).

محققین طبق بررسی کلی و جامعی که بر روی جنبه‌های کلیدی مرتبط با شناسایی خاک‌های رمبنده داشتند، مراحل زیر را برای شناسایی خاک‌های رمبنده پیشنهاد دادند (Jefferson et al, 2005):

(۱) بررسی زمین شناسایی منطقه

(۲) استفاده از روابط و معیارها

(۳) آزمایش‌های صحرایی

## ۲-۱۷ معیارهای تخمین و ارزیابی پتانسیل رمبندگی خاک ها

روش های مختلفی در متون فنی به منظور شناسایی وجود پتانسیل فروریزش در خاک ها پیشنهاد شده است. از جمله این روش ها می توان به آزمایش های صحرایی و آزمایشگاهی اشاره کرد. البته از نظر (Houston et al, 1988) مزیت آزمایش های صحرایی نسبت به روش های آزمایشگاهی در این است که نمونه های آزمایشگاهی دچار دست خوردگی می شوند و میزان فروریزش کمتر از مقدار واقعی نشان داده می شود. آزمایش های نفوذ استاندارد، پرسیمتری<sup>۲</sup> و صفحه باربر<sup>۳</sup> توسط محققان مختلف مورد استفاده قرار گرفت. باید به این نکته هم توجه داشت که در تست های صحرایی پیچیدگی های فراوانی وجود دارد و تأثیر بسیاری از پارامترها همچون میزان ترشوندگی و حالت تنش در آن مشخص نشده است. به همین دلیل استفاده از تست های آزمایشگاهی قوت می گیرد.

در خصوص روش های آزمایشگاهی، این معیارها به دو دسته معیارهای کیفی مبتنی بر خصوصیات وزنی حجمی به نقل از (Elkady, 2002) و معیارهای کمی مبتنی بر انجام آزمایش های ادومتر تقسیم می گردند (Alkandari, 2000) در جدول ۲-۱ می توان جمع بندی روش های دسته اول و در جدول ۲-۲ روش های مبتنی بر دسته دوم را مشاهده کرد.

جدول ۲-۱ معیارهای تشخیص خاصیت فروریزی در خاکها با استفاده از پارامترهای وزنی حجمی

(Elkady, 2002)

---

۱) SPT

۲) Pressuremeter

۳) Plate bearing test

توضیحات	پارامترهای رابطه	معیار فروریزش	محقق
اگر $\delta_s$ از ۰.۲٪ بیشتر باشد امکان فروریزش وجود دارد	$\Delta e$ : کاهش نسبت تخلخل هنگام اشباع شدن $e_L$ : نسبت تخلخل قبل از اشباع شدن	$\delta_s = \frac{\Delta e}{e_L + 1} \%$	Abelev (1948)
$K_0 < 0$ درجه فروریزش شدید $K_0 > 0.5$ خاک غیرفروریزی $K_0 > 1.0$ خاک متورم شونده	$\omega_0$ : درصد رطوبت حالت طبیعی خاک $LL$ : حد روانی خاک	$k_0 = (\omega_0 - LL) / PI$	Prikloński (1952)
$\gamma_{dry} < 1.28$ خاک فروریزی $\gamma_{dry} > 1.44$ خاک غیرفروریزی	$\gamma_{dry}$ : وزن مخصوص خشک خاک	—	Clevenger (1958)
$K_1 > 0.85$ خاک فروریزی	$S_0$ : درجه اشباع حالت طبیعی خاک	$K_1 = (\omega_0 / s_0) - (LL / PI)$	Feda (1964)
$n_0 > 40\%$ خاک فروریزی	$n_0$ : تخلخل طبیعی خاک	—	Feda (1966)

جدول ۲-۲ معیارهای تشخیص خاصیت فروریزی در خاکها با استفاده از نتایج آزمایش ادومتر

(Alkandari, 2000)

توضیحات	پارامترهای رابطه	معیار فروریزش	محقق
$C_p > 6\%$ درجه فروریزش شدید	$H_0$ : ارتفاع اولیه نمونه	$C_p = \Delta H / H_0$	Sultan (1969)
$0 < C_p < 1\%$ غیرفروریزی $1 < C_p < 5\%$ درجه فروریزش کم $5 < C_p < 10\%$ درجه فروریزش متوسط $10 < C_p < 20\%$ درجه فروریزش شدید	$\Delta H$ : اختلاف بین ارتفاع اولیه نمونه (ماقبل اشباع- سازی) و ارتفاع نهایی نمونه (بعد از اشباع سازی)	$C_p = \Delta H / H_0$	Jennings and Knight (1975)

$C_p > 20\%$ درجه فروریزش بسیار شدید	در آزمایش ادمتر		
$0 < C_p < 2\%$ غیر فروریزی $2 < C_p < 5\%$ درجه فروریزش متوسط $C_p > 5\%$ درجه فروریزش شدید	—	$C_p = \Delta H / H_0$	Sabbagh (1982)

جمع‌بندی مطالعات گذشته محققان مختلف نشان می‌دهد پتانسیل فروریزش خاک رمنده در شرایط مختلف آلاینده‌گی مورد بررسی قرار نگرفته، لذا در این تحقیق به بررسی تاثیر آلاینده های زیست محیطی از جمله شیرابه و مواد شیمیایی اسیدی و بازی بر فروریزش خاک‌های رمنده پرداخته می‌شود.



## ۳- فصل سوم

### نحوه انجام آزمایش‌ها و نتایج شناسایی خاک

## ۱-۳ مقدمه

در این فصل ابتدا مکان و محدوده مورد مطالعه شرح داده می‌شود. سپس آزمایش‌های اولیه برای شناسایی خاک مورد نظر توضیح داده شده و نتایج آزمایش‌ها آمده است. خاک مورد آزمایش و آلاینده‌ها مورد بررسی قرار می‌گیرند و مشخصات کلی آن‌ها ارائه می‌شود. آزمایش فروریزش اشباع برای خاک آلوده و بدون آلودگی که در آزمایش‌ها مورد استفاده قرار گرفته است شرح داده می‌شود.

## ۲-۳ محدوده مورد مطالعه

با توجه به مطالعات انجام شده توسط محققین مختلف در زمینه وجود و خصوصیات خاک لس استان گلستان و همچنین امکان وجود پتانسیل فروریزش در این نوع خاک، بعد از بررسی‌های صحرائی و با توجه به نشانه‌های صحرائی، منطقه‌ای در روستای تمرقره قوزی در اطراف شهرستان کلانته انتخاب و نمونه مورد نیاز از این منطقه کسب گردیده است. در شکل ۱-۳ موقعیت مکانی منطقه آورده شده است.



شکل ۱-۳ موقعیت مکانی منطقه نمونه گیری

لس‌های استان گلستان با ضخامت زیاد (بیش از ۷۰ متر) و با مساحت ۳۸۸ هزار هکتار، بیش از

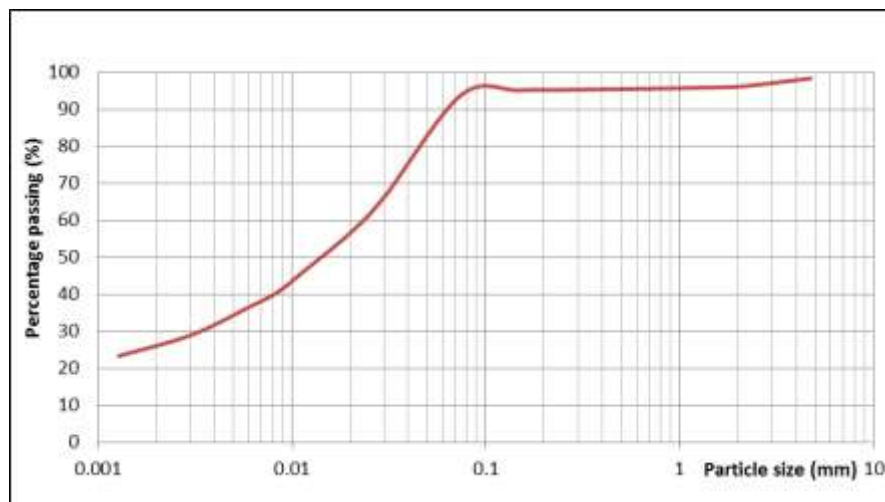


۱۷ درصد از سطح استان را پوشانده اند (Feiznia et al, 2005). عموماً در لس ها خاصیت خمیری از کم تا متوسط در تغییر است. حد روانی لس ها در حدود ۲۵-۳۵ و گاهی تا ۴۵ نیز می رسد و نشانه خمیری آن بین ۵-۲۲ درصد می باشد (رضایی، ۱۳۷۸). لس های استان گلستان از نوع خاک های غیر آلی با نشانه خمیری پایین تا متوسط می باشند و موید آن است که خاک نسبت به تغییرات رطوبت بسیار حساس است (رضایی و همکاران، ۱۳۹۰). محدوده دانسیته خشک لس های استان گلستان بین ۱/۲۴ تا ۲/۱۳ گرم بر سانتی متر مکعب است (رضایی، ۱۳۷۸). در ادامه به بررسی آزمایش های انجام گرفته برای تعیین خصوصیات خاک پرداخته شده است.

## ۳-۳ خواص خاک

### ۱-۳-۳ دانه بندی و هیدرومتری

آزمایش دانه بندی به صورت تر برای دانه های بزرگتر 0.075mm و آزمایش هیدرومتری بر طبق استاندارد ASTM D 422-63 بر روی خاک انجام شده و پس از آن منحنی دانه بندی برای این آزمایش رسم شده است. روند کار بدین ترتیب است که ابتدا مقدار مشخصی از خاک از الک شماره 200 عبور داده تا درصد ریزدانه خاک به دست آید. مشاهده شد که به طور متوسط ۹۴٪ از خاک از الک نمره ۲۰۰ عبور می کنند. بنابراین جهت انجام آزمایش دانه بندی می بایست از روش هیدرومتری استفاده شود. شکل ۳-۲ نمودار حاصل از انجام آزمایش های دانه بندی خاک را نشان می دهد.



شکل ۲-۳ نمودار دانه‌بندی از آزمایش الک تر و هیدرومتری

### ۲-۳-۳ درصد رطوبت طبیعی

برای محاسبه درصد رطوبت طبیعی خاک سه عدد کلوخه خاک نمونه دست نخورده برداشته و

طبق آیین نامه ۹۸ – ASTM D 2216 آزمایش بر روی این نمونه‌ها انجام شده و نتایج آزمایش در جدول

۱-۳ آمده است.

جدول ۱-۳ تعیین درصد رطوبت خاک

شماره آزمایش	ω%
۱	۵/۴۱
۲	۵/۴۷
۳	۵/۸۴
میانگین	۵/۵۷

### ۳-۳-۳ وزن مخصوص خشک خاک

برای محاسبه وزن مخصوص خشک خاک از روش موم‌گیری استفاده گردیده است. در این آزمایش ۵ عدد کلوخه خاک با رطوبت طبیعی با پارافین ذوب شده به طور کامل پوشانده می‌شود و با استفاده از حجم آب جابجا شده و وزن مخصوص پارافین که مشخص است وزن مخصوص خشک خاک محاسبه می‌شود. در جدول ۲-۳ خلاصه نتایج و میانگین داده‌ها آمده است.

جدول ۲-۳ وزن مخصوص خشک خاک

وزن مخصوص خشک خاک ( $gr/cm^3$ )	وزن مخصوص طبیعی ( $gr/cm^3$ )
۱/۴۲	۱/۴۵
۱/۳۵	۱/۳۸
۱/۳۷	۱/۴۰
۱/۴۵	۱/۴۸
۱/۵۰	۱/۵۳
میانگین=۱/۴۲	میانگین=۱/۴۵

### ۳-۳-۴ چگالی نسبی دانه‌های جامد خاک ( $G_s$ )

این آزمایش مطابق استاندارد ASTM D 854 که برای بدست آوردن چگالی نسبی دانه‌های جامد خاک می‌باشد، صورت گرفته است.

برای محاسبه چگالی دانه‌های جامد خاک، از رابطه ۱-۳ استفاده می‌شود.

$$G_s = K * \frac{M_s}{M_s + M_{PW} - M_{PWS}}$$

$M_s$ : جرم ذرات خاک

$M_{PW}$ : جرم ذرات خاک و آب

$M_s + M_{PW} - M_{PWS}$ : جرم ذرات خاک و آب و پیکنومتر

$K$ : ضریب تصحیح دمای آب

این آزمایش بر روی سه نمونه خاک صورت پذیرفت و در نهایت میانگین آن‌ها به عنوان چگالی نسبی دانه‌های جامد خاک در نظر گرفته شد. لازم به ذکر است، با توجه به این که دمای آب برابر ۲۴/۵ اندازه گیری شده است، ضریب  $K$  را ۰/۹۹۸۹۷ در نظر می‌گیریم. جدول ۱-۳ نتایج آزمایش چگالی نسبی دانه‌های جامد خاک را نشان می‌دهد.

جدول ۳-۳ نتایج آزمایش چگالی نسبی دانه‌های جامد خاک

شماره آزمایش	$G_s$
۱	۲/۶۵۷
۲	۲/۶۸۹
۳	۲/۶۵۹
میانگین	۲/۶۶۸

### ۵-۳-۳ حدود اتربرگ

آزمایش حدود اتربرگ طبق استاندارد ASTM D4318 انجام شد. برای حد روانی از آزمایش جام

کاساگرانده و آزمایش حد خمیری از روش فیتیله استفاده شد. نتایج آزمایش در جدول ۳-۴ آمده است.

جدول ۳-۴ نتایج حدود اتربرگ

حد روانی	حد خمیری	دامنه خمیری
۲۵٪	۲۰٪	۵٪

### ۳-۳-۶ مشخصه های شیمیایی خاک

#### ۳-۳-۶-۱ pH خاک

آزمایش pH بر روی خاک مورد مطالعه انجام گرفت. نحوه انجام آزمایش بدین صورت است که ابتدا ۲۰۰ گرم خاک مورد آزمایش را وزن کرده و سپس ۲۰۰ cc آب مقطر بر روی خاک می ریزیم و به مدت نیم ساعت مخلوط را توسط هم زن الکتریکی به هم می زنیم. سپس مخلوط حاصل را داخل قیف شیشه ای ریخته و مدتی صبر می کنیم تا به تدریج محلول صاف که حاوی عصاره خاک است جمع آوری شود. سپس محلول مورد آزمایش را زیر الکتروود pH متر قرار داده و pH آن را قرائت می کنیم. نتایج آزمایش انجام شده بیانگر pH برابر ۷/۹ برای خاک مورد مطالعه می باشد.



شکل ۳-۳ آزمایش تعیین pH خاک

### ۳-۳-۲ کانی ها و اکسید عناصر موجود در خاک

برای شناسایی کانی های موجود در خاک آزمایش XRD انجام شده است. نتایج آزمایش در جدول

۳-۵ ارائه شده است (حسینی، ۱۳۹۴)

جدول ۳-۵ ترتیب فراوانی کانی های موجود در خاک با توجه به آزمایش XRD (حسینی، ۱۳۹۴)

ترتیب	نماد شیمیایی	نام
۱	SiO <sub>2</sub>	Quartz
۲	CaCO <sub>3</sub>	Calcite
۳	NaAlSi <sub>3</sub> O <sub>8</sub>	Albite
۴	(Mg,Fe,Al) <sub>6</sub> (Si,Cr) <sub>4</sub> O <sub>10</sub> (OH) <sub>8</sub>	Clinochlore

Muscovite	$KAl_2Si_3AlO_{10}(OH)_2$	۵
-----------	---------------------------	---

همچنین برای تعیین درصد وزنی اکسید عناصر در خاک، آزمایش XRF نیز انجام شده است. در جدول ۶-۳ نتایج آزمایش XRF را برای خاک مورد مطالعه ارائه شده است.

جدول ۶-۳ نتایج درصد وزنی اکسید عناصر در خاک با توجه به آزمایش XRF (حسینی، ۱۳۹۴)

درصد وزنی	اکسید عناصر	ترتیب
۴۵/۹۰۲	$SiO_2$	۱
۱۷/۳۸۲	$CaO$	۲
۱۱/۹۷۰	$Al_2O_3$	۳
۴/۷۹۸	$Fe_2O_3$	۴
۲/۲۲۷	$K_2O$	۵
۰/۸۰۱	$Na_2O$	۶
۰/۶۴۰	$TiO_2$	۷
۰/۱۲۵	$P_2O_5$	۸
۰/۰۸۳	$MnO$	۹

۰/۰۴۵	SrO	۱۰
-------	-----	----

### ۴-۳ آلاینده های مورد استفاده

آلاینده های مورد استفاده در این پژوهش شیرابه طبیعی لندفیل و شیرابه های مصنوعی ساخته شده در آزمایشگاه هستند. شیرابه طبیعی لندفیل از مرکز دفن بهداشتی و مهندسی مشهد و با همکاری سازمان مدیریت پسماند شهرداری مشهد (مپ) تهیه گردید و در آزمایش ها مورد استفاده قرار گرفت. از آنجا که امکان تفکیک اجزای شیرابه مخصوصا در عمرهای مختلف و با pH های متفاوت وجود نداشت و همچنین برای بررسی جامع تر اثر آلاینده های زیست محیطی و همچنین مواد شیمیایی بر خاک، استفاده از شیرابه مصنوعی در دستور کار قرار گرفت. لذا از دو عامل اسید سولفوریک و سدیم هیدروکسید به عنوان نمایندگان شیرابه استفاده گردید. شیرابه های مصنوعی توسط مواد شیمیایی مذکور و در pH های ۱ تا ۱۴ ساخته شده و در آزمایش ها مورد استفاده قرار گرفتند. لازم به ذکر است درصد خلوص اسید سولفوریک انتخابی (H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>) ۹۸٪ و هیدروکسید سدیم (NaOH) ۹۵-۹۸٪ بود.

### ۵-۳ مشخصات شیمیایی شیرابه

مشخصات شیمیایی شیرابه ها از قبیل pH شیرابه، مقدار مواد جامد محلول (TDS)، مقدار اکسیژن مورد نیاز شیمیایی (COD)، مقدار اکسیژن مورد نیاز بیولوژیکی (BOD)، مقدار کربن آلی (TOC)، هدایت الکتریکی (EC) و مقدار فلزات سنگین در آزمایشگاه اندازه گیری شدند. نتایج آنالیز شیرابه در جدول ۷-۳ ارائه شده است.

جدول ۷-۳ نتایج آنالیز شیرابه طبیعی



واحد	مقدار	پارامتر	ردیف
-	۴/۵۴	pH	۱
mS	۲۳/۹۵	EC	۲
g/l	۶۵/۷۲	TDS	۳
g/l	۱۳/۷۷	TSS	۴
Mg/l	۴۳۰	BOD	۵
Ppm	۱۸/۹۳	Zn	۶
Ppm	۳۵۰	Fe	۷
Ppm	۰/۸۲	Cu	۸
Ppm	۰/۱۳	Cd	۹
Ppm	۱/۵۲	Pb	۱۰

### ۳-۶ بررسی رفتار خاک های آلوده

برای بررسی تاثیر آلاینده های زیست محیطی و شیمیایی بر رفتار خاک های رمبنده از شیرابه های طبیعی و مصنوعی تعریف شده در قسمت ۳-۴ استفاده شده است. در ابتدا حدود اتربرگ خاک های آلوده

به انواع شیرابه مورد بررسی قرار گرفت. سپس به بررسی رفتار فروریزی خاک در حالتی که نشت آلاینده ها باعث اشباع و تغییر در رطوبت خاک می شود می پردازیم.

### ۳-۶-۱ حدود اتربرگ خاک های آلوده

برای بررسی تاثیر آلاینده ها و تاثیر pH بر حدود اتربرگ خاک های لسی از شیرابه طبیعی و شیرابه مصنوعی در pH های ۱ و ۱۴ استفاده شد. نحوه آماده سازی نمونه ها بدین صورت بود که ابتدا نمونه های خاک با درصدهای وزنی ۵، ۱۰ و ۱۵ درصد از انواع شیرابه آلوده شده، سپس به مدت یک هفته جهت عمل آوری درون نایلون نگهداری شده و آزمایش حدود اتربرگ طبق استاندارد ASTM D4318 انجام شد.

### ۳-۶-۲ آزمایش تعیین پتانسیل فروریزش

#### ۳-۶-۲-۱ روش انجام آزمایش

پتانسیل فروریزش در آزمایش های این تحقیق طبق استاندارد آیین نامه ASTM D5333 انجام شد. روند آزمایش مشابه آزمایش تحکیم یگانه است. در این آزمایش نمونه داخل دستگاه تحکیم قرار می گیرد. پس از قرار دادن نمونه در دستگاه و بستن تجهیزات اندازه گیری نشست، تنش نشیمنگاهی معادل ۵ کیلوپاسکال به نمونه اعمال می شود. پس از اعمال تنش نشیمنگاهی، تنش های معادل با ۱۲/۵، ۲۵، ۵۰، ۱۰۰، ۲۰۰ کیلوپاسکال به آن اعمال و تغییر شکل نمونه اندازه گیری می گردد. نمونه، یک ساعت پس از اعمال بارگذاری ۲۰۰ کیلوپاسکال غرقاب می شود و بارگذاری تا ۲۴ ساعت ادامه پیدا می کند. لازم به ذکر است، در صورت اعمال سیال از قسمت پایین به نمونه، امکان محبوس شدن هوا در نمونه از بین می رود.

بر اساس این آزمایش شاخص فروریزش که نشان دهنده میزان فروریزش نمونه بر حسب درصد در تنش ۲۰۰ کیلوپاسکال می‌باشد، از رابطه ۳-۴ بدست می‌آید.

$$I_e = \frac{d_f - d_i}{h_0} \times 100 \quad 3-4$$

در رابطه بالا  $d_f$  قرائت گیج در تنش مورد نظر پس از مرطوب شدن،  $d_i$  قرائت گیج در تنش مورد نظر پیش از مرطوب شدن،  $h_0$  ارتفاع اولیه نمونه می‌باشد.

### ۲-۲-۶-۳ برنامه آزمایش های فروریزش

در این پژوهش برای بررسی تاثیر آلاینده های زیست محیطی و شیمیایی بر میزان فروریزش خاک های رمبند آزمایش های فروریزش به شرح ذیل صورت گرفت:

۱. به منظور ارزیابی فروریزی بودن خاک و تعیین میزان فروریزش، آزمایش فروریزش بر روی

نمونه بازسازی شده با رطوبت و دانسیته خاک محل انجام شد.

۲. به منظور ارزیابی پتانسیل رمبندگی خاک ها در اثر اشباع شدگی ناشی از نفوذ آلاینده هایی از

قبیل شیرابه، آزمایش فروریزش بر روی نمونه های خاک بازسازی شده در شرایط اشباع با

شیرابه طبیعی انجام گرفت.

۳. به منظور بررسی تاثیر pH بر پتانسیل رمبندگی، شیرابه های مصنوعی با pH های ۱، ۴، ۱۱ و

۱۴ در آزمایشگاه ساخته شد و آزمایش فروریزش بر روی نمونه های بازسازی شده در شرایط

اشباع با شیرابه های مصنوعی انجام شد.

۴. به منظور بررسی تاثیر درصد آلودگی بر میزان فروریزش خاک های رمبند، آزمایش فروریزش

بر روی نمونه های خاک بازسازی شده با درصد های مختلف آلاینده انجام شد.

### ۳-۲-۶-۳ آماده سازی نمونه های بازسازی شده

برای ایجاد خاک با آلودگی به صورت درصد وزنی نیاز به بازسازی خاک همراه با مواد آلاینده است. بدین منظور ابتدا خاک دست خورده خرد شده و از الک نمره ۲۰ عبور داده شد. سپس خاک مورد نظر در اون به طور کامل خشک شد و برای بازسازی نمونه مورد استفاده قرار گرفت. از آنجایی که نسبت تخلخل و وزن مخصوص خاک محاسبه شده بود، برای بدست آوردن همان نسبت تخلخل ابتدا خاک خشک مورد نیاز برای کوبیدن در قالب بر اساس حجم قالب مشخص شد، سپس آلاینده ها در درصد های وزنی مختلف به خاک اضافه شدند و جهت عمل آوری داخل نایلون پلاستیکی قرار داده شدند. بعد از گذشت زمان معین برای هر آزمایش، نمونه های خاک از داخل نایلون بیرون آورده شده و در معرض هوای آزاد قرار دادند تا کاملاً خشک شوند و به رطوبت خاک بدون آلودگی برسند. سپس نمونه ها در سه لایه داخل قالب کوبیده شدند و آزمایش فروریزش انجام شد.

## ۴- فصل چهارم

### نتایج آزمایش‌ها و تفسیر آنها

## ۱-۴ مقدمه

در فصل‌های پیشین به مرور تحقیقات انجام شده توسط محققان، توضیح نحوه انجام آزمایش‌ها و روند انجام آزمایش‌ها پرداخته شد. در این فصل نتایج آزمایش‌های مختلف جهت بررسی تاثیر آلودگی در حالت‌های مختلف بر روی رفتار خاک بررسی می‌شود و نتایج بدست آمده مورد تحلیل قرار می‌گیرد. از جمله آزمایش‌های انجام شده می‌توان به آزمایش حدود اتربرگ و آزمایش فروریزش اشباع در شرایط مختلف اشاره کرد.

## ۲-۴ نتایج حاصل از آزمایش حدود اتربرگ

### ۱-۲-۴ تاثیر آلودگی شیرابه لندفیل بر حدود اتربرگ

جدول ۱-۴ تغییرات حدود اتربرگ خاک‌های آلوده به شیرابه لندفیل را نشان می‌دهد. با توجه به جدول مشاهده می‌شود که با افزایش درصد شیرابه حد روانی خاک افزایش اندکی داشته و حد خمیری خاک ثابت مانده است. لذا دامنه خمیری خاک‌های آلوده به شیرابه با افزایش درصد آلودگی اندکی افزایش یافته است.

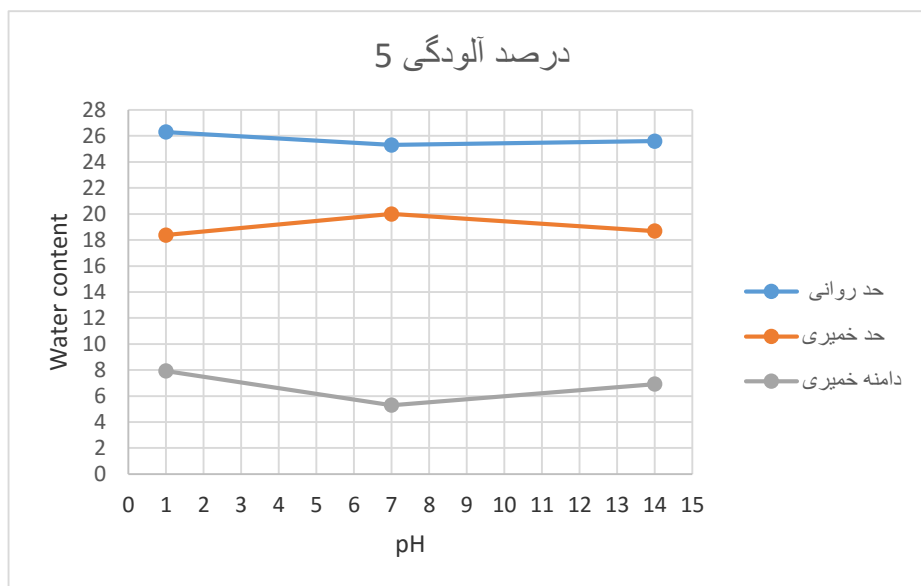
جدول ۱-۴ تاثیر آلودگی شیرابه بر حدود اتربرگ خاک

دامنه خمیری (PI)	حد خمیری (PL)	حد روانی (LL)	درصد آلودگی خاک
۵	۲۰	۲۵	بدون آلودگی
۷	۲۰	۲۷	۵٪ آلودگی

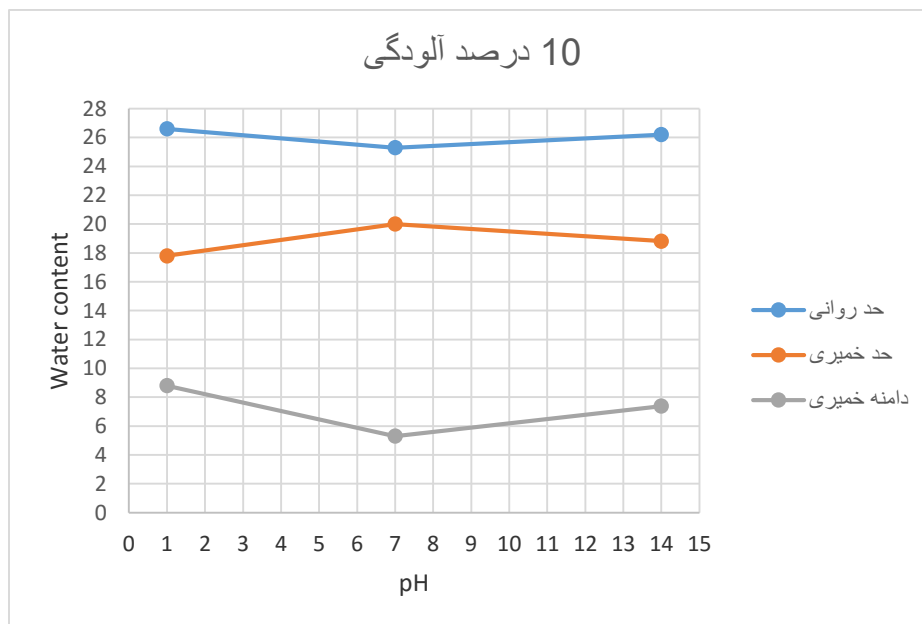
۸	۲۰	۲۸	۱۰٪ آلودگی
۱۰	۲۰	۳۰	۱۵٪ آلودگی

#### ۲-۲-۴ تاثیر pH بر حدود اتربرگ خاک

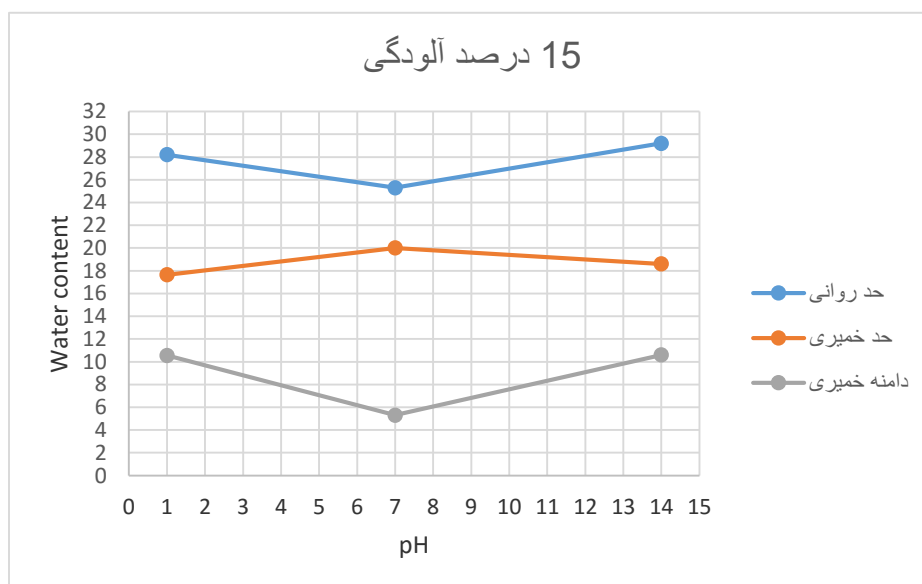
تاثیر pH بر حدود اتربرگ خاک های لسی در pH های ۱ و ۱۴ و خنثی بررسی شده است. شکل های ۱-۴ و ۲-۴ و ۳-۴ تاثیر pH و درصد آلودگی را بر حدود اتربرگ خاک های لسی نشان می دهند. همانطور که در شکل ها مشاهده می شود، با کاهش و افزایش pH حد روانی خاک مقدار اندکی افزایش و حد خمیری خاک مقدار اندکی کاهش یافته است. بنابراین دامنه خمیری خاک ها با کاهش یا افزایش pH افزایش می یابد. همچنین مشاهده می شود که با افزایش درصد آلودگی دامنه تغییرات حد روانی و حد خمیری و دامنه خمیری بیشتر می شود.



شکل ۱-۴ تغییرات حدود اتربرگ در مقابل تغییر pH برای خاک با ۵٪ آلودگی



شکل ۲-۴ تغییرات حدود اثربرگ در مقابل تغییر pH برای خاک با ۱۰٪ آلودگی



شکل ۳-۴ تغییرات حدود اثربرگ در مقابل تغییر pH برای خاک با ۱۵٪ آلودگی



## ۳-۴ نتایج حاصل از آزمایش فروریزش اشباع

### ۱-۳-۴ خاک اشباع با آب

ابتدا جهت تعیین پتانسیل فروریزش خاک مورد آزمایش، نمونه‌های خاک بدون آلودگی توسط آب اشباع می‌شوند. نتایج آزمایش‌ها در جدول ۲-۴ آمده است و با توجه به نتایج پتانسیل فروریزش بین ۱۰/۶۳ تا ۱۲/۵ متغیر بوده است که میانگین نتایج آزمایش‌ها مقدار ۱۱/۶۷ بدست آمده است. با توجه به نتایج بدست آمده، طبق استاندارد ASTM D5333 خاک جز دسته خاک‌های شدیداً فروریزی قرار می‌گیرد.

جدول ۲-۴ تعیین میزان فروریزش خاک بدون آلودگی

ماده اشباع کننده	نمونه	نسبت تخلخل ل اولیه	نسبت تخلخل نهایی	رطوبت اولیه (%)	رطوبت نهایی (%)	دانسیته خشک خاک ( $g/cm^3$ )	معیار فروریزش (%)	میانگین معیار فروریزش (%)	درجه فروریزش
آب	۱	۰/۹	۰/۴۸	۵/۵	۱۷/۲۰	۱/۴۲	۱۲/۵	۱۱/۶۷	شدید
	۲	۰/۹	۰/۵۲	۵/۵	۲۱/۱	۱/۴۲	۱۱/۹		
	۳	۰/۹	۰/۴۹	۵/۵	۲۰/۷۵	۱/۴۲	۱۰/۶۳		

### ۲-۳-۴ تاثیر pH بر میزان فروریزش خاک های رهنده

برای بررسی رفتار فروریزی خاک در حالتی که نشت آلاینده‌ها از قبیل شیرابه‌ها و پساب‌ها و

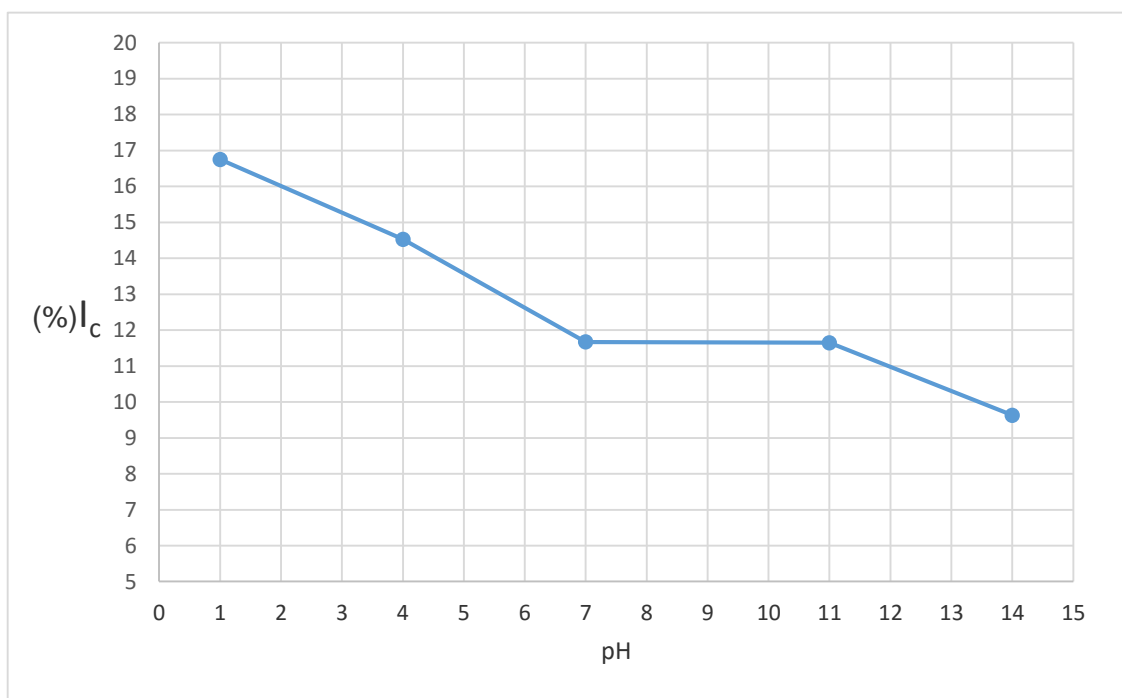
مواد شیمیایی باعث اشباع و تغییر در رطوبت خاک می شود، آزمایش فروریزش بر روی نمونه های خاک که در شرایط رطوبت طبیعی خود قرار داشتند به گونه ای انجام گرفت که به جای استفاده از آب جهت اشباع نمونه ها از شیرابه های مصنوعی ساخته شده در آزمایشگاه و در pH های مختلف استفاده شد. نتایج آزمایش در جدول ۳-۴ ارائه شده است. در تمامی نمونه ها دانسیته خشک خاک ۱/۴۲ گرم بر سانتیمتر مکعب است.

جدول ۳-۴ تاثیر pH بر میزان فروریزش خاک های رمبنده

درجه فروریزش	میانگین معیار فروریزش (%)	معیار فروریزش (%)	رطوبت نهایی (%)	رطوبت اولیه (%)	نسبت تخلخل نهایی	نسبت تخلخل اولیه	نمونه	ماده آلاینده
شدید	۱۶/۷۵	۱۶/۸۲	۲۰/۰۴	۵/۵	۰/۳۸	۰/۹	۱	آب +
		۱۶/۲۲	۱۹/۳۸	۵/۵	۰/۳۷	۰/۹	۲	اسید
		۱۷/۲۱	۱۹/۷۶	۵/۵	۰/۳۵	۰/۹	۳	سولفوریک (pH=1)
شدید	۱۴/۵۳	۱۴/۶۹	۱۹/۱۶	۵/۵	۰/۴۲	۰/۹	۱	آب +
		۱۴/۳۶	۱۹/۶۹	۵/۵	۰/۳۹	۰/۹	۲	اسید
		۱۴/۵۳	۱۹/۲۳	۵/۵	۰/۴۲	۰/۹	۳	سولفوریک (pH=4)
شدید	۱۱/۶۷	۱۲/۵	۲۰/۴۳	۵/۵	۰/۴۸	۰/۹	۱	آب مقطر
		۱۱/۹	۲۱/۱	۵/۵	۰/۵۲	۰/۹	۲	(pH=7)

		۱۰/۶۳	۲۰/۷۵	۵/۵	۰/۴۹	۰/۹	۳	
شدید	۱۱/۶۵	۱۱/۳۶	۱۹/۹۰	۵/۵	۰/۴۹	۰/۹	۱	آب +
		۱۱/۸۹	۲۰/۰۲	۵/۵	۰/۴۷	۰/۹	۲	سدیم
		۱۱/۷	۱۹/۶۴	۵/۵	۰/۴۸	۰/۹	۳	هیدروکسید (pH=11)
متوسط	۹/۶۳	۸/۲۳	۲۰/۳۱	۵/۵	۰/۶	۰/۹	۱	آب +
		۱۰/۱۶	۱۹/۴۴	۵/۵	۰/۵۸	۰/۹	۲	سدیم
		۱۰/۵	۱۹/۸۱	۵/۵	۰/۵۳	۰/۹	۳	هیدروکسید (pH=14)

با توجه به نتایج جدول ۳-۴ با کاهش pH ماده آلاینده، فروریزش خاک افزایش یافته است، به طوری که از مقدار ۱۱/۶۷ درصد برای حالت اشباع با آب مقطر به مقدار ۱۴/۵۳ درصد برای pH=4 و ۱۶/۷۵ درصد برای pH=1 افزایش داشته است. در حالیکه با افزایش pH ماده آلاینده مقدار فروریزش تا pH=11 نسبت به حالت اشباع با آب مقطر تقریباً ثابت مانده و در pH=14 که قلیایی ترین حالت است به ۹/۶۳ درصد کاهش یافته است. برای مقایسه بهتر درجه فروریزش نمونه ها در شکل ۴-۴ تاثیر pH بر میزان فروریزش به صورت نمودار آورده شده است.



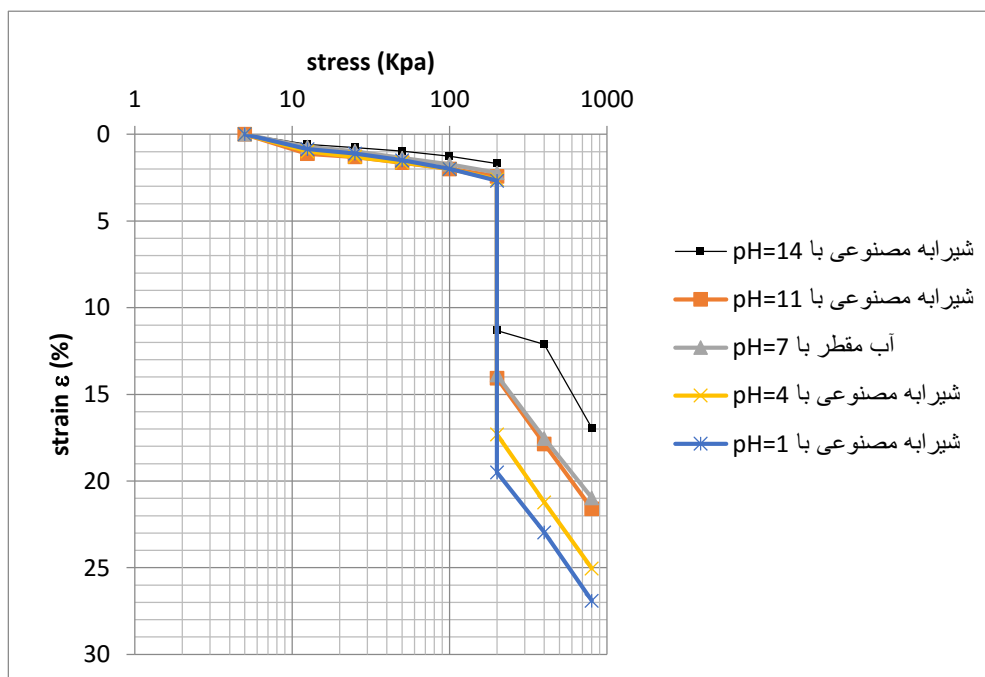
شکل ۴-۴ نمودار مقایسه مقدار فروریزش در مقابل pH

همانطور که در شکل ۴-۴ مشاهده می شود با کاهش pH شیرابه و اسیدی شدن آن مقدار فروریزش خاک افزایش می یابد بطوریکه در  $pH=1$  بیشترین میزان فروریزش در خاک اتفاق می افتد، درحالیکه با افزایش pH و قلیایی شدن شیرابه در pH های بین ۷ تا ۱۱ مقدار فروریزش ثابت مانده و با افزایش بیشتر pH شیرابه مقدار فروریزش کاهش یافته و در  $pH=14$  کمترین مقدار فروریزش را شاهد هستیم. همچنین با توجه به شکل می توان دریافت که دامنه تغییرات پتانسیل رمبندگی خاک در pH های پایین و اسیدی بسیار بیشتر از pH های بالا و قلیایی است، یا به عبارتی دیگر تغییری که در پتانسیل رمبندگی خاک ایجاد می شود با یک یا دو واحد تغییر در pH به سمت اسیدی شدن خیلی بیشتر از تغییری است که به سمت بازی شدن دارد.

دلیل افزایش فروریزش خاک برای حالت اشباع با اسید را می توان تخریب ساختمان خاک رس در اثر فعل و انفعالات کانی های رسی در مواجهه با اسید دانست که منجر به سریع شدن نشست خاک می

گردد، همچنین اسیدها با کمک به جدایی آنیون ها و کاتیون ها موجب انحلال نمک های موجود در خاک می شوند. بنابراین با آلوده شدن خاک توسط اسید بخش عظیمی از نمک های موجود در خاک در فاز مایع حل می شوند، لذا خاصیت فاز جامد خاک از لحاظ فیزیکی تغییر می کند و چون فاز مایع خاک افزایش می یابد، مقاومت خاک کاهش پیدا کرده و فروریزش خاک افزایش می یابد.

دلیل کاهش فروریزش خاک در pH های بالا و قلیایی این است که انحلال پذیری یون ها در pH های بالا کاهش می یابد، در نتیجه رسوب گذاری بسیاری از یونها در pH های بالا اتفاق می افتد و در نتیجه یون ها از فاز مایع وارد فاز جامد شده و مقاومت خاک افزایش می یابد و بنابراین فروریزش خاک کاهش می یابد. شکل ۴-۵ رفتار فروریزش خاک را در آزمایش فروریزش نشان می دهد.



شکل ۴-۵ مقایسه رفتار فروریزش خاک در آزمایش فروریزش برای بررسی اثر pH

### ۳-۳-۴ خاک اشباع با شیرابه لندفیل

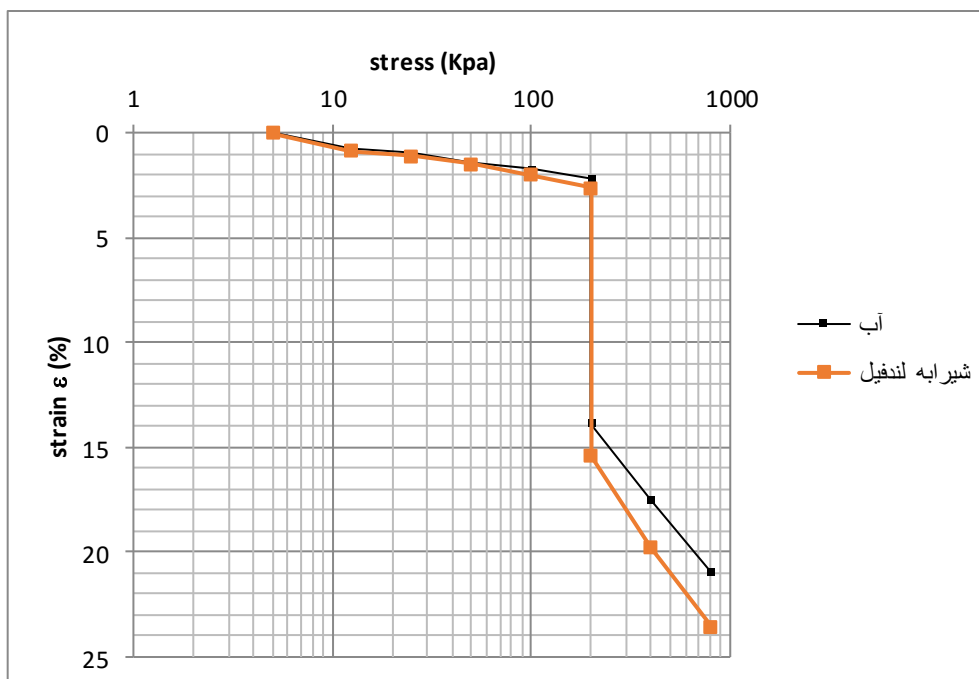
برای بررسی دقیق تر تاثیر آلودگی شیرابه بر میزان فروریزش خاک های رمنده، نمونه های خاک بازسازی شده که در شرایط رطوبت طبیعی خود قرار داشتند، با شیرابه طبیعی اشباع شدند. نتایج آزمایش ها در جدول ۴-۴ آمده است. در تمامی نمونه ها دانسیته خشک خاک ۱/۴۲ گرم بر سانتیمتر مکعب است.

جدول ۴-۴ فروریزش خاک های رمنده اشباع با شیرابه طبیعی

درجه فروریزش	میانگین معیار فروریزش (%)	معیار فروریزش (%)	رطوبت نهایی (%)	رطوبت اولیه (%)	نسبت تخلخل نهایی	نسبت تخلخل اولیه	نمونه	ماده اشباع کننده
شدید	۱۲/۸۲	۱۲/۷۶	۲۰/۸۷	۵/۵	۰/۴۵	۰/۹	۱	شیرابه لندفیل
		۱۲/۶۲	۲۱/۲۵	۵/۵	۰/۴۵	۰/۹	۲	
		۱۳/۱	۱۷/۳۳	۵/۵	۰/۴۴	۰/۹	۳	

همانطور که در جدول ۴-۴ مشخص است میزان فروریزش خاک در حالت اشباع با شیرابه طبیعی کمی بیشتر از حالت اشباع با آب بدست آمده است، که دلیل آن اسیدی بودن شیرابه طبیعی است که دارای  $pH=4.5$  می باشد. از طرفی میزان فروریزش خاک در حالت اشباع با شیرابه طبیعی با  $pH=4.5$  کمتر از حالت اشباع با شیرابه مصنوعی با  $pH=4$  بدست آمده است که با توجه به خاصیت اسیدی یکسان هر دو شیرابه دلیل این موضوع می تواند لزجت بیشتر و مواد جامد محلول (TDS) بیشتر شیرابه

طبیعی نسبت به شیرابه مصنوعی باشد که باعث نفوذپذیری کمتر شیرابه طبیعی می شود، لذا میزان فروریزش خاک کاهش می یابد. شکل زیر مقایسه فروریزش خاک را برای حالت اشباع با آب و شیرابه طبیعی نشان می دهد.



شکل ۴-۶ مقایسه فروریزش خاک در حالت اشباع با آب و شیرابه طبیعی

### ۴-۳-۴ تاثیر درصد آلودگی اسید و باز بر میزان فروریزش خاک

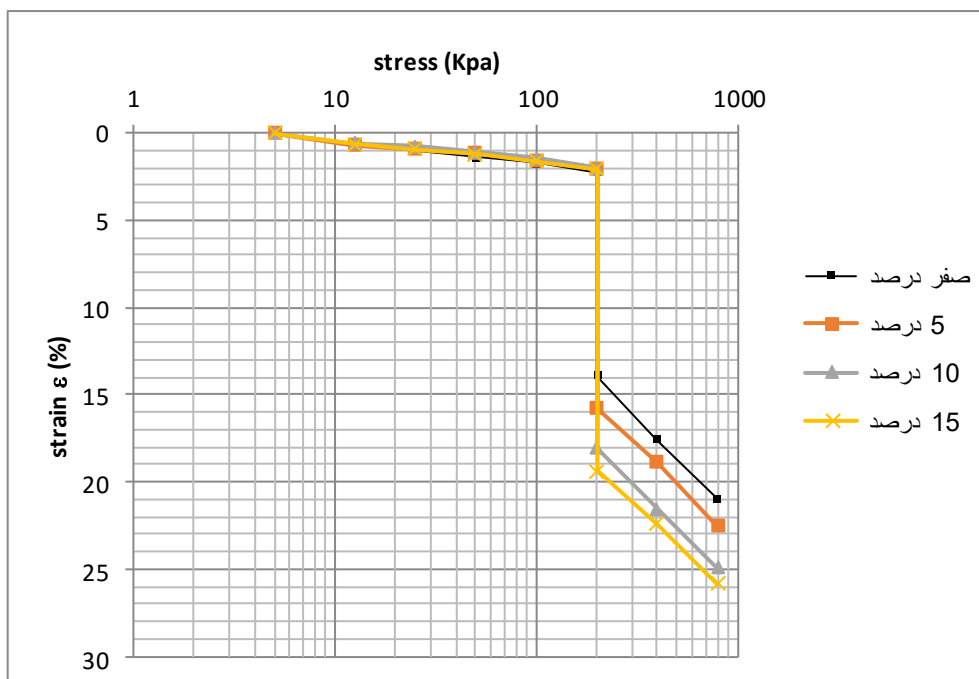
برای بررسی تاثیر درصد آلودگی اسید و باز بر میزان فروریزش خاک، نمونه های خاک در درصد های وزنی ۵، ۱۰ و ۱۵ درصد با شیرابه های مصنوعی آلوده شده و با آب اشباع شدند. در جدول ۶-۴ نتایج مربوط به تاثیر افزودن درصدی شیرابه مصنوعی اسیدی با  $pH=1$  بر درجه فروریزش خاک ارائه شده است. در تمامی نمونه ها دانسیته خشک خاک  $1/42$  گرم بر سانتیمتر مکعب است.

جدول ۴-۵ تاثیر افزودن درصدی شیرابه مصنوعی اسیدی با  $pH=1$  به خاک

درجه فروریزش	میانگین معیار فروریزش (%)	معیار فروریزش (%)	رطوبت نهایی (%)	رطوبت اولیه (%)	نسبت تخلخل نهایی	نسبت تخلخل اولیه	نمونه	درصد آلودگی	ماده آلاینده
شدید	۱۱/۶۷	۱۲/۵	۲۰/۴۳	۵/۵	۰/۴۸	۰/۹	۱	۰	آب + اسید سولفوریک (pH=1)
		۱۱/۹	۲۱/۱	۵/۵	۰/۵۲	۰/۹	۲		
		۱۰/۶۳	۲۰/۷۵	۵/۵	۰/۴۹	۰/۹	۳		
شدید	۱۳/۳۹	۱۲/۸۹	۱۸/۷۴	۵/۵	۰/۴۴	۰/۹	۱	۵	
		۱۳/۵۱	۱۸/۴۳	۵/۵	۰/۴۳	۰/۹	۲		
		۱۳/۷۷	۱۷/۹۹	۵/۵	۰/۴۷	۰/۹	۳		
شدید	۱۵/۹۴	۱۵/۷۵	۱۸/۴۱	۵/۵	۰/۴۳	۰/۹	۱	۱۰	
		۱۴/۸۹	۱۹/۰۶	۵/۵	۰/۴۴	۰/۹	۲		
		۱۶	۱۸/۷۱	۵/۵	۰/۴۱	۰/۹	۳		
شدید	۱۶/۶۷	۱۶/۱۵	۱۹/۱۹	۵/۵	۰/۴۲	۰/۹	۱	۱۵	
		۱۶/۵۵	۱۸/۴۶	۵/۵	۰/۴۳	۰/۹	۲		
		۱۷/۲۸	۱۸/۷۲	۵/۵	۰/۴۰	۰/۹	۳		

با توجه به نتایج ۴-۵ جدول مشاهده می شود که با افزایش درصد شیرابه مصنوعی اسیدی در خاک درجه فروریزش خاک افزایش می یابد. شکل ۴-۷ نمودار مقایسه رفتار فروریزش خاکهای آلوده به شیرابه مصنوعی با pH=1 را نشان می دهد.





شکل ۴-۷ نمودار مقایسه رفتار فروریزش خاک آلوده به شیرابه مصنوعی با pH=1

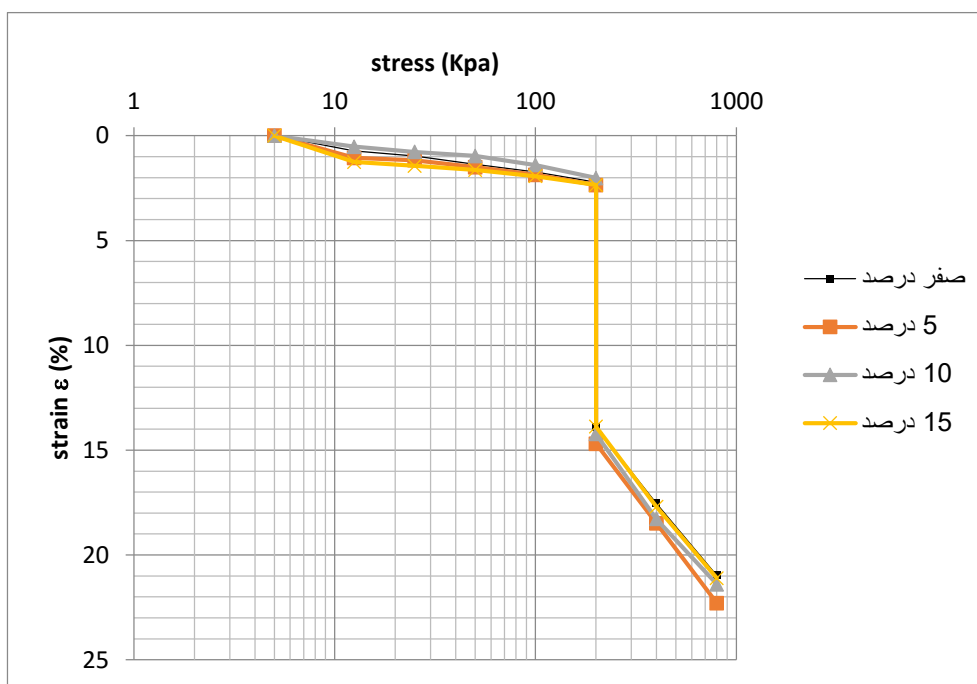
جدول ۴-۶ نتایج مربوط به تاثیر افزودن درصدی شیرابه مصنوعی قلیایی با pH=14 را بر درجه فروریزش خاک نشان می دهد. دانسیته خشک خاک در تمامی نمونه ها ۱/۴۲ گرم بر سانتیمتر مکعب است.

جدول ۴-۶ تاثیر افزودن درصدی شیرابه مصنوعی قلیایی با pH=14 بر درجه فروریزش خاک

ماده آلاینده	درصد آلودگی	نمونه	نسبت تخلخل اولیه	نسبت تخلخل نهایی	رطوبت اولیه (%)	رطوبت نهایی (%)	معیار فروریزش (%)	میانگین معیار فروریزش (%)	درجه فروریزش

شدید	۱۱/۶۷	۱۲/۵	۲۰/۴۳	۵/۵	۰/۴۸	۰/۹	۱	۰	آب + سدیم هیدروکسید (pH=14)
		۱۱/۹	۲۱/۱	۵/۵	۰/۵۲	۰/۹	۲		
		۱۰/۶۳	۲۰/۷۵	۵/۵	۰/۴۹	۰/۹	۳		
شدید	۱۲/۳۵	۱۲/۴۲	۱۷/۹۵	۵/۵	۰/۵۱	۰/۹	۱	۵	
		۱۱/۶۹	۱۸/۳۲	۵/۵	۰/۵۱	۰/۹	۲		
		۱۲/۹۴	۱۸/۴۲	۵/۵	۰/۴۶	۰/۹	۳		
شدید	۱۲/۲۱	۱۲/۵۶	۱۷/۹۳	۵/۵	۰/۴۸	۰/۹	۱	۱۰	
		۱۱/۱۶	۱۷/۵۳	۵/۵	۰/۴۶	۰/۹	۲		
		۱۲/۹۱	۱۷/۹۸	۵/۵	۰/۴۸	۰/۹	۳		
شدید	۱۱/۵۳	۱۲/۱۶	۱۸/۹۲	۵/۵	۰/۴۸	۰/۹	۱	۱۵	
		۱۱/۵۶	۱۸/۶۱	۵/۵	۰/۴۶	۰/۹	۲		
		۱۰/۸۷	۱۸/۶۹	۵/۵	۰/۵۳	۰/۹	۳		

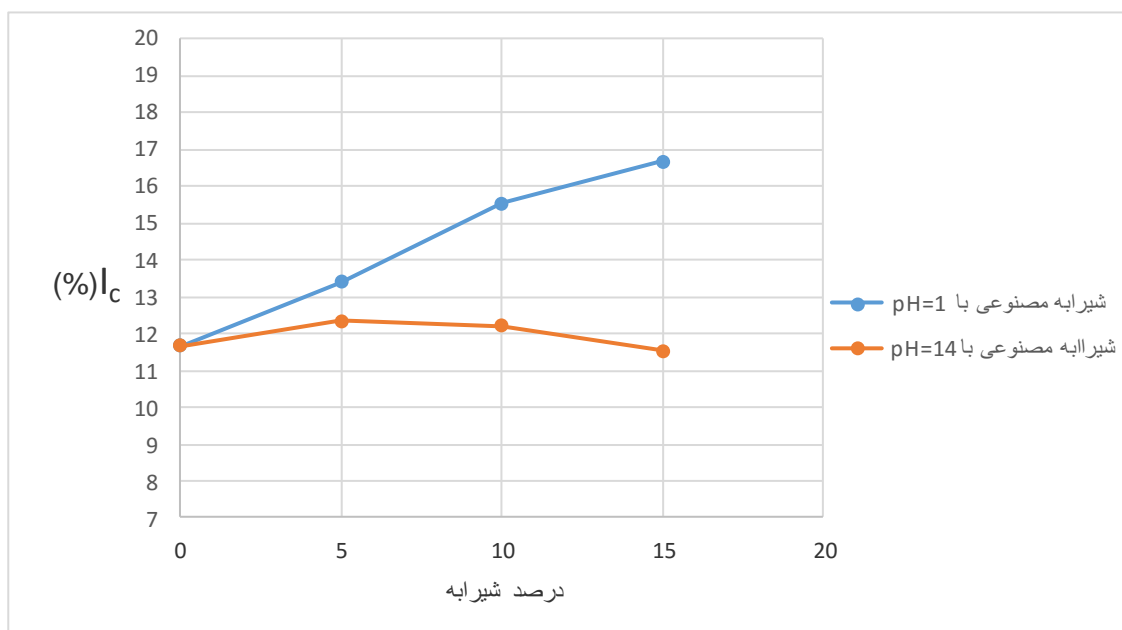
با توجه به نتایج ۴-۶ جدول مشاهده می شود که افزایش درصد شیرابه قلیایی در خاک تاثیر چندانی بر میزان فروریزش نداشته است. شکل ۴-۸ نمودار مقایسه رفتار فروریزش خاک های آلوده به شیرابه مصنوعی قلیایی با pH=14 را نشان می دهد.



شکل ۴-۸ نمودار مقایسه رفتار فروریزش خاک آلوده به شیرابه مصنوعی با pH=14

برای مقایسه بهتر درجه فروریزش نمونه ها در شکل ۴-۹ نتایج تاثیر درصد آلودگی اسید و باز بر درجه فروریزش خاک با هم آورده شده است، تا بررسی بهتری در مورد تفاوت رفتار خاک در شرایط مختلف آلاینده انجام شود. به دلیل اینکه در این آزمایش نمونه های خاک آلوده با آب اشباع شده بودند تاثیر اسید و باز تا حدود زیادی از بین رفته است. یعنی pH نهایی خاک تحت تاثیر اسید و باز تغییر زیادی در این حالت نکرده است. همانطور که در شکل ۴-۴ مشاهده شد، دامنه تغییرات پتانسیل رمبندگی در حالت قلیایی کم است و با توجه به اینکه pH نهایی خاک تغییر چندانی در این حالت نداشته است، به همین دلیل با افزایش درصد باز تغییر چندانی در پتانسیل رمبندگی ایجاد نشده است. از طرفی مشاهده شد که دامنه تغییرات پتانسیل رمبندگی در حالت اسیدی خیلی زیاد است و حتی تغییر کم در

pH خاک در حالت اسیدی تاثیر زیادی بر پتانسیل رمبندگی دارد. همانطور که در شکل ۴-۹ مشاهده می شود با افزایش درصد اسید هرچند که خاک با آب اشباع شده و اسید تاثیر زیادی بر pH نهایی خاک نگذاشته است ولی چون دامنه تغییرات پتانسیل رمبندگی در حالت اسیدی زیاد است، افزایش درصد اسید باعث افزایش پتانسیل رمبندگی خاک شده است.



شکل ۴-۹ تاثیر افزودن درصدی شیرابه های مصنوعی اسیدی و بازی بر میزان فروریزش

#### ۴-۳-۵ تاثیر درصد آلودگی شیرابه طبیعی بر میزان فروریزش

#### خاک

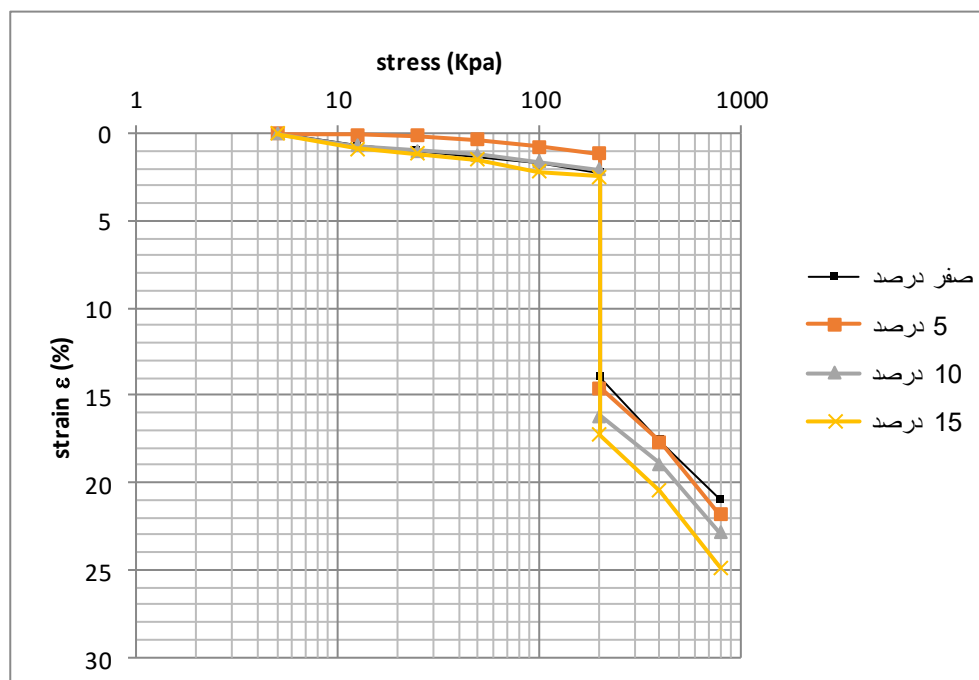
برای بررسی تاثیر درصد آلودگی شیرابه طبیعی بر میزان فروریزش خاک، نمونه های خاک در درصدهای وزنی ۵، ۱۰ و ۱۵ درصد وزنی با شیرابه طبیعی آلوده شده و با آب اشباع شدند. برای بررسی

دقیق تر رفتار خاک تحت نفوذ شیرابه طبیعی، این آزمایش ها در دو حالت بدون اثر زمان و ۳۰ روز بعد از آلودگی مورد آزمایش قرار گرفتند تا درک بهتری از رفتار خاک تحت نفوذ شیرابه طبیعی حاصل شود. جدول ۴-۷ نتایج مربوط به این آزمایشات را در حالت بدون اثر زمان نشان می دهد. در تمامی نمونه ها دانسیته خشک خاک ۱/۴۲ گرم بر سانتیمتر مکعب است.

جدول ۴-۷ تاثیر افزودن درصدی شیرابه لندفیل به خاک بازسازی شده

ماده آلاینده	درصد آلودگی	نمونه	نسبت تخلخل اولیه	نسبت تخلخل نهایی	رطوبت اولیه (%)	رطوبت نهایی (%)	معیار فروریزش (%)	میانگین معیار فروریزش (%)	درجه فروریزش
شیرابه لندفیل	۰	۱	۰/۹	۰/۴۸	۵/۵	۲۰/۴۳	۱۲/۵	۱۱/۶۷	شدید
		۲	۰/۹	۰/۵۲	۵/۵	۲۱/۱	۱۱/۹		
		۳	۰/۹	۰/۴۹	۵/۵	۲۰/۷۵	۱۰/۶۳		
	۵	۱	۰/۹	۰/۴۷	۵/۵	۱۸/۱	۱۳/۴۸	۱۳/۴۹	شدید
		۲	۰/۹	۰/۴۸	۵/۵	۱۷/۶۵	۱۳/۴۲		
		۳	۰/۹	۰/۴۳	۵/۵	۱۸/۴۳	۱۳/۵۷		
	۱۰	۱	۰/۹	۰/۴۳	۵/۵	۱۸/۱۳	۱۴/۱۱	۱۴/۰۹	شدید
		۲	۰/۹	۰/۴۷	۵/۵	۱۷/۸۸	۱۳/۷۵		
		۳	۰/۹	۰/۴۵	۵/۵	۱۷/۹۳	۱۴/۴۱		
	۱۵	۱	۰/۹	۰/۴۱	۵/۵	۱۷/۷۳	۱۵/۲۷	۱۴/۷۹	شدید
		۲	۰/۹	۰/۴۸	۵/۵	۱۷/۵۱	۱۴/۸۸		
		۳	۰/۹	۰/۴۶	۵/۵	۱۷/۹۲	۱۴/۲۲		

نتایج نشان می دهد با افزایش درصد آلودگی شیرابه طبیعی در خاک درجه فروریزش افزایش داشته است. شکل ۴-۱۰ رفتار فروریزش خاک را در این حالت نشان می دهد.



شکل ۴-۱۰ نمودار مقایسه فروریزش خاک های آلوده به درصدهای مختلف شیرابه لندفیل

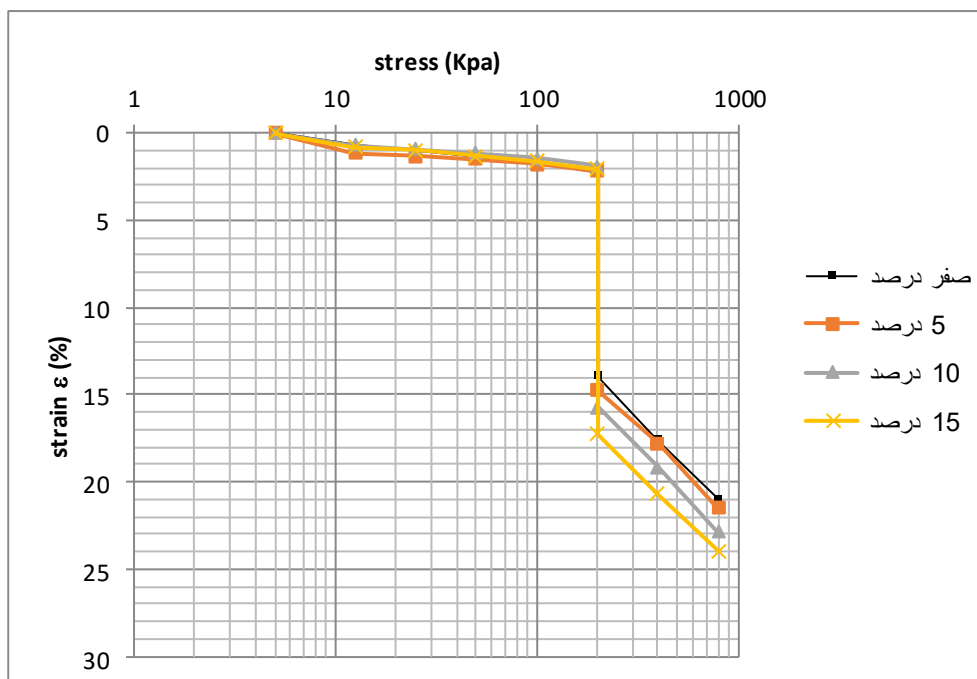
جدول ۴-۸ نتایج فروریزش خاک را در اثر آلودگی شیرابه طبیعی بعد از گذشت ۳۰ روز نشان می دهد. در تمامی نمونه ها دانسیته خشک خاک ۱/۴۲ گرم بر سانتیمتر مکعب است.

جدول ۴-۸ تاثیر افزودن درصدی شیرابه لندفیل به خاک بازسازی شده (نمونه ۳۰ روزه)

درجه فروریزش	میانگین معیار فروریزش (%)	معیار فروریزش (%)	رطوبت نهایی (%)	رطوبت اولیه (%)	نسبت تخلخل نهایی	نسبت تخلخل اولیه	نمونه	درصد آلودگی	ماده آلاینده

شدید	۱۱/۶۷	۱۲/۵	۲۰/۴۳	۵/۵	۰/۴۸	۰/۹	۱	۰	شیرابه لندفیل
		۱۱/۹	۲۱/۱	۵/۵	۰/۵۲	۰/۹	۲		
		۱۰/۶۳	۲۰/۷۵	۵/۵	۰/۴۹	۰/۹	۳		
شدید	۱۲/۵۵	۱۲/۲۲	۱۸/۸۷	۵/۵	۰/۴۷	۰/۹	۱	۵	
		۱۱/۸۹	۱۷/۵۳	۵/۵	۰/۴۶	۰/۹	۲		
		۱۳/۵۴	۱۸/۱۲	۵/۵	۰/۴۷	۰/۹	۳		
شدید	۱۳/۸۶	۱۳/۴۶	۱۷/۳۵	۵/۵	۰/۴۷	۰/۹	۱	۱۰	
		۱۳/۷۵	۱۶/۳۹	۵/۵	۰/۴۲	۰/۹	۲		
		۱۴/۳۶	۱۸/۹۶	۵/۵	۰/۴۵	۰/۹	۳		
شدید	۱۵/۱۳	۱۵/۴۲	۱۷/۸۵	۵/۵	۰/۴۲	۰/۹	۱	۱۵	
		۱۵/۱۵	۱۷/۵۸	۵/۵	۰/۴۴	۰/۹	۲		
		۱۴/۸۲	۱۸/۱۱	۵/۵	۰/۴۴	۰/۹	۳		

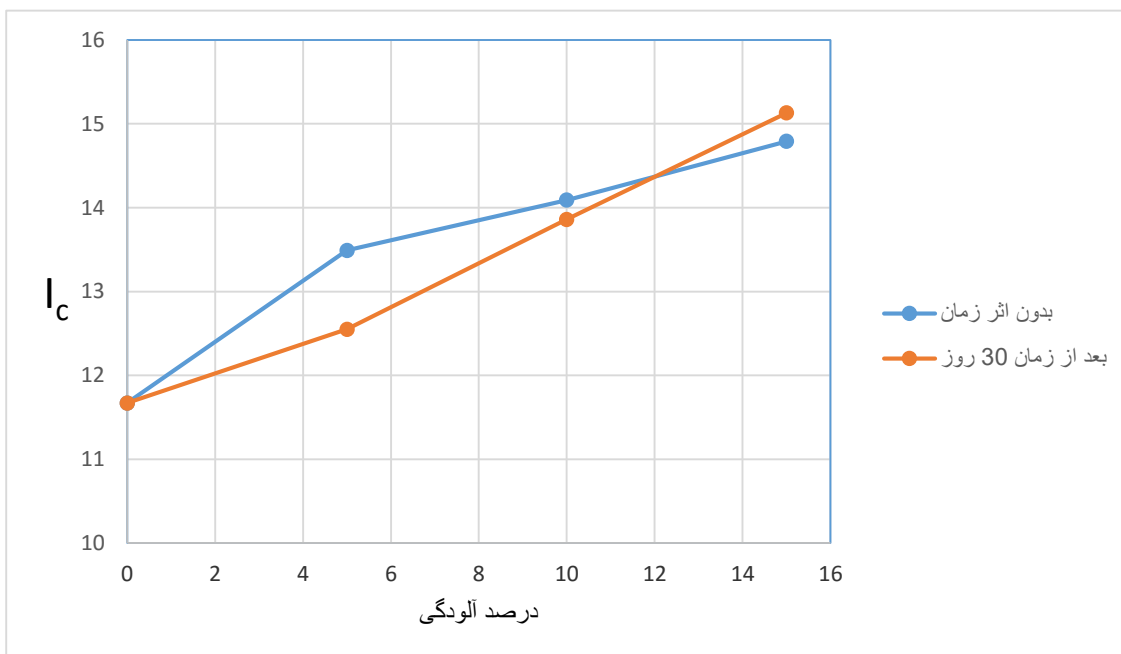
نتایج جدول ۴-۸ نشان می دهد که بعد از گذشت ۳۰ روز از زمان آلودگی، شیرابه باز هم باعث افزایش فروریزش خاک شده است و با افزایش درصد شیرابه میزان فروریزش خاک افزایش یافته است. شکل ۴-۱۱ رفتار فروریزش خاکهای آلوده به شیرابه لندفیل را بعد از گذشت زمان ۳۰ روز نشان می دهد.



شکل ۴-۱۱ نمودار مقایسه فروریزش خاک های آلوده به درصدهای مختلف شیرابه لندفیل (نمونه ۳۰ روزه)

برای مقایسه بهتر تاثیر زمان آلودگی شیرابه بر درجه فروریزش خاک های رمبنده در شکل ۱۲-۴ نتایج هر دو حالت ارائه شده است، تا بررسی بهتری در مورد رفتار خاک رمبنده تحت آلودگی شیرابه طبیعی در زمان های متفاوت انجام شود. همانطور که مشاهده می شود روند فروریزش نمونه های خاک در هر دو حالت بدون اثر زمان و همچنین با اثر زمان ۳۰ روزه تقریباً مشابه است و میزان فروریزش در هر دو حالت تغییر چندانی نداشته است. بنابراین با گذشت زمان نیز شیرابه باعث فروریزش خاک ها می شود.





شکل ۴-۱۲ نمودار مقایسه تاثیر زمان آلودگی شیرابه طبیعی بر میزان فروریزش



## ۵- فصل پنجم

### نتایج و پیشنهادها

## ۵-۱ نتایج

- نتایج آزمایش های تعیین حدود اتربرگ روی نمونه های آلوده به شیرابه طبیعی بیانگر تاثیر شیرابه روی حدود اتربرگ خاک لسی می باشد، به گونه ای که شیرابه باعث افزایش ۵ درصدی حد روانی و نشانه خمیری می شود. همچنین در رابطه با تاثیر pH بر حدود اتربرگ خاک های لسی نتایج نشان می دهند که حد روانی و دامنه خمیری خاک های لسی در pH های ۱ و ۱۴ افزایش داشته است. بنابراین مواد شیمیایی اسیدی و بازی بر حدود اتربرگ خاک های رمنده تاثیر گذارند.
- نتایج آزمایش های فروریزش نشان می دهند که آلاینده های زیست محیطی از قبیل شیرابه ها و مواد شیمیایی اسیدی و بازی بر میزان فروریزش خاک های رمنده تاثیر گذارند و در صورت نشت این آلاینده ها در خاک رمنده، pH ماده آلاینده تاثیر زیادی بر پتانسیل رمندهگی دارد. به گونه ای که هرچه میزان pH ماده آلاینده کمتر باشد، یعنی ماده آلاینده اسیدی تر باشد، میزان فروریزش خاک بیشتر خواهد بود و هرچه میزان pH ماده آلاینده بیشتر باشد، یعنی برای pH های بالاتر از هفت و قلیایی، میزان فروریزش خاک کاهش می یابد.
- دامنه تغییرات پتانسیل رمندهگی خاک در pH های پایین و اسیدی بسیار بیشتر از pH های بالا و قلیایی است. یا به عبارتی دیگر تغییری که در پتانسیل رمندهگی خاک ایجاد می شود با یک یا دو واحد تغییر در pH به سمت اسیدی شدن خیلی بیشتر از تغییری است که به سمت بازی شدن دارد.
- در حالتی که خاک با شیرابه طبیعی اشباع شد، میزان فروریزش خاک کمی بیشتر از حالت اشباع با آب بدست آمد، که دلیل آن اسیدی بودن شیرابه طبیعی بود که دارای pH=4.5 بود. از طرفی

میزان فروریزش خاک در حالت اشباع با شیرابه طبیعی با  $pH=4.5$  کمتر از حالت اشباع با شیرابه مصنوعی با  $pH=4$  بدست آمده است که با توجه به خاصیت اسیدی یکسان هر دو شیرابه دلیل این موضوع می تواند لزجت بیشتر و مواد جامد محلول (TDS) بیشتر شیرابه طبیعی نسبت به شیرابه مصنوعی باشد که باعث نفوذپذیری کمتر شیرابه طبیعی و در نتیجه فروریزش کمتر نسبت به شیرابه مصنوعی می شود.

- در حالتی که نمونه های خاک توسط شیرابه طبیعی به شکل درصدی آلوده شده و توسط آب اشباع شدند، با افزایش درصد شیرابه میزان فروریزش خاک افزایش یافته است. تاثیر زمان نیز بر میزان فروریزش خاک های آلوده به شیرابه طبیعی بررسی شد و مشاهده شد که بعد از گذشت ۳۰ روز از زمان آلودگی، شیرابه باز هم باعث افزایش فروریزش در خاک شده و با افزایش درصد شیرابه میزان فروریزش خاک افزایش یافته است.
- در حالتی که نمونه های خاک توسط اسید و باز به شکل درصدی آلوده شده و توسط آب اشباع شدند، با افزایش درصد اسید میزان فروریزش خاک ها افزایش یافت ولی افزایش درصد باز تاثیر چندانی بر میزان فروریزش نداشت که دلیل آن اشباع شدن خاک با آب بود که باعث شد  $pH$  نهایی خاک ها تغییر زیادی در این حالت نداشته باشد.
- با توجه به تاثیر  $pH$  بر پتانسیل رمبندگی و کاهش پتانسیل رمبندگی خاک در  $pH$  های بالا و قلیایی، بهتر است برای بهسازی خاک های رمبنده از مواد قلیایی استفاده کرد.

## ۲-۵ پیشنهادها

- با انجام آزمایشات گسترده تری می توان تاثیر شیرابه بر مقاومت خاک را با توجه به نوع خاک، مورد بررسی و مقایسه قرار داد.
- با انجام آزمایشات دقیق تر می توان اثر فلزات سنگین را بر رفتار مقاومتی و فروریزش خاک ها بررسی کرد.
- با انجام آزمایش های برش مستقیم یا سه محوری می توان تاثیر اسید و باز بر مقاومت برشی خاک های رمبنده را بررسی کرد.
- با انجام آزمایشات دقیق تر می توان تاثیر pH نهایی خاک را بر میزان فروریزش خاک های رمبنده بررسی کرد.

## منابع

- Adnan A. Basma A. and Tuncer E. R., (1992), "Evolution and Control of Collapsible Soils", Journal of Geotechnical Eng, ASCE. 118, 10, pp 1491-1504.
- Alkandari F. A., (2000), Ph.D. thesis, "Collapse of Cemented Carbonate Sand", Department of Civil, Environmental and Architectural Engineering, University of Colorado, USA.
- Al-Rawas, A.A. (2000), "State-of-the-Art review of collapsible soils", Science and technology, Special review, pp. 115-135.
- Amalendau Bagehi (1990) Design, construction, and monitoring of sanitary landfill, United States of America.
- Appolonia, D,"Soil – bentonite slurry trench cutoffs", J. Geotech Eng, ASCE,106(4), pp.399-417, 1980.
- Assallay A. M., Jeffeson I., Rogers C. D. F. and Smalley I. J., (1998), "Fragipan formation in loess soils", development of the Bryant hydroconsolidation model. Geoderma 83, pp 1-16.
- Assallay, AL.B. (1998)," Structure and hydrocollapse behavior of loess", Doctoral dissertation, Loughborough University, London.
- ASTM D 2435-90, (1990). "Standard test methods for one-dimensional consolidation properties of soils".
- ASTM D 422-63, "Test method for particle-size analysis of soils", 1963.
- ASTM D 4318-87, "Standard test methods for liquid limit, plastic limit and plasticity of soils", 1987.
- ASTM D 5333-03, (2003). "Standard test methods for measurement of collapse potential of soils"

- ASTM D 854-92, (1992). "Test method for specific gravity of soils".
- ASTM D5298, (2003), "Standard Test Method for Measurement of Soil Potential (Suction) Using Filter Paper," ASTM, West Conshohocken, PA, U.S.A.
- Basma A. A. and Tuncer E. R., (1992), "Evaluation and control of collapsible soils" *Journal of Geotechnical Engineering.*, 118, 10.
- Benson, H. Huaming, zhai. "Estimated Hydraulic conductivity of compacted clay liners" *ASCE*, 110(6), pp.1063-1083, 1994.
- Bowders JJ, Daniel DE, "Hydraulic conductivity of compacted clay to dilute organic chemicals", *J Geotech Eng*, 113, pp.1432–1448, 1987.
- Broderick GP, Daniel DE, "Stabilizing compacted clay against chemical attack", *J Geotech Eng*, 116(10), pp.1549–1567, 1990.
- Burland, J.B. (1965). Some aspects of the mechanical behavior of partly saturated soils. In *Moisture Equilibra and Moisture Change in Soils Beneath Covered Areas*. Butterworths, Sydney, Australia, 270-278.
- Chiu C. F., NG C.W.W. and Shen C. K., (1998), "Collapse behaviour of loosely compacted virgin and non-virgin fills in Hongkong", *Proc. 2nd. Int. Conf. Unsaturated soils*. 1, pp 25-30.
- Christensen, T. H. and Kjeldsen, P., 1989. Basic biochemical processes in landfills. Chapter 2.1 in *Sanitary landfilling: process, Technology and Enviromental Impact*, Christensen, T. H., Cossu, R., and Stegmann, R., Eds., Academic Press, London, UK, 29.
- Clemence, S.P. and Finbarr, A.O. (1981). Design considerations for collapsible soils. *Journal of the Geotechnical Engineering Division, ASCE*, 107: Gt3, 305-317.
- Daniol, D. E. 1993. *Geotechnical practice for waste Disposal*, Chompan and Hall.
- Dudley, J.H. (1970). Review of collapsing soils. *Journal of the Soil Mechanics and*



Foundation Division ASCE, vol. 196, pp.925-947.

El Howayek A., Huang P. and Santaga M. (2011), "Identification and behavior of collapsible soils" Joint transportation research program technical report series.

Elkady T. Y., (2002), PhD. Thesis, "Static and dynamic behaviour of collapsible soils"., Arizona State University, USA.

Estabragh, A. and Javadi, A. 2012. Effect of suction on volume change and shear behavior of an overconsolidated unsaturated silty soil. *Geomechanics and Engineering*, 4(1), pp.55-65.

Feda J. (1988), "Collapse of loess upon wetting" *Engineering Geology.*, 25, pp 263-269 Elsevier Science Publishers B.V., Amsterdam Printed in the Netherlands.

Feda, J. (1966). Structural stability of subsident loess soil from Praha-Device. *Engineering Geology*, 1(3), 201-219.

Feiznia, S., Ghauomian, J. & Khajeh, M. (2005). The study of the effect of physical, chemical and climate factors on surface erosion sediment yield of loess soils (Case study in Golestan Province). *Pajouhesh and Sazandegi* No. 66,14-24.

Fratlocchi, E., Manassero, M. and Pasquallini, E., 1995. Micropore Permeability of compacted Clay Liners. *Proceeding of the symposium Gren 93, Geotechnics Related to the Enviroment Bolton, United Kingdom*, A. A. Balkema.

Futai M. M. and Admeida M. (2002), "Collapsible soil: a Theoretical and Experimental Study", *EJGE Paper* 0218.

Gordon, B.B., and Forrest, M." Permeability of soils using contaminated permeants. *Permeability and Ground Water Contaminant Transport*", ASTM STP 746, pp. 101-120, 1981.

Gori U, "The pH influence on the index properties of clays". *Bull Int Assoc Eng Geo* 50, pp.37-42, 1994.

- Haeri S. M. and Garakani A. A. (2012), "The variation of total volume change, Water volume change, yielding net confining stress and shear strength of undisturbed unsaturated loess under isotropic compression" Springer, Unsaturated Soil: research and applications., PP. 293-300.
- Holtz, W. G. and Hilf, J. W. (1961). "Settlement of Soil Foundation Due to Saturation", Proc. 5<sup>th</sup> International Conference on SMFE, Paris, Vol 1.
- Houston S., Houston W. and Spadola, D. (1988), "Prediction of field collapse of soils due to wetting" Journal of Geotechnical Engineering Division, ASCE., 1, pp 40-58.
- Huang, W.H. and Keller, W.D, "Dissolution of clay minerals in organic acids at room temperature", Am. Mineral., 56, pp.1080-1094, 1971.
- Hunt, R.E. (2007), Geologic hazards: a field guide for geotechnical engineers, Taylor and Francis, London.
- Jefferson I., Rogers C., Evestatiev D. and Rogers C. D. F. (2005), "Treatment of Metastable Loess Soils: Lessons from Eastern Europe" Ground Improvement Case histories. Oxford, Elsevier., pp 723-762.
- Jennings, J. E., & Knight, K., (1975), "A Guide to construction or with materials exhibiting additional settlement due to collapse of grain structure", 6<sup>th</sup> Regional Conference for Africa On Soil Mechanics & Foundation Engineering, Durban, South Africa, september, pp: 99-105.
- Kashir. M and Yanful, E.K, "Hydraulic conductivity of bentonite permeated with acid mine drainage", Can Geotech J, 38(5), pp.1034–1048, 2001.
- Khelifa, A. and Mohammad saleh, L. (2010), "Prediction of collapsible soils by cone penetrometer and ultrasonic tests", Studia Geotechnica et Mechanica, Vol. 32, No. 2, pp.3-21.
- Kjeldsen, P., M. a. Barlaz, A. P. Rooker, A. Baun, A. Ledin and T. H. Christensen., 2002. Present and long-term composition of MSW landfill leachate: A Review, Critical

Reviewa in Enviromental Science and Technology 32:4, 297-336.

Klukanova A. and Sajgalik J. (1994), "Changes in loess fabric caused by collapse" Quaternary International, 24, pp 35-39.

Lentz, R.W. Horst, W.D, AND Uppot, O, "the permeability of Clay to Acidic and Custic Permeants, Hydraulic Barriers in Soil and Rock", ASTM STP 874, pp.127-139, 1985

Madsen, F.T. and Mitchel, J.K Chemical "Effects on Clay Hydraulic Conductivity and their Determination", open file Report, Environmental Institute for Waste Management Studies, University of Alabama, Tuscaloosa, 1987.

Mathew, P.K., Rao, S.N., 1997, "Influence of cations on compressibility behavior of a marine clay" Journal of Geotechnical Engineering 123 (11), 1071–1073

Mitchell. James. "Chemical Effects on clay Hydraulic conductivity", 1995.

Mohammad Hosseini A., (2014), M. Sc thesis, "Stabilization and improvement of collapsible soils, using Electrokinetics & Nanomaterials and assessment its strength parameters by unsaturated oedometer"., Department of Civil Engineering, Sharif University of Technology, Tehran.

Ng C. W. W., Chiu C. F. and Shen C. K. (1998), "Effects of Wetting History on the Volumetric Deformation of Unsaturated Loose Fills", Proc. 13th South East Asian Geotrch. Conf., Taipei, Taiwan, 141-146.

Ourth, A.S. and Verbrugge, J.C. "First Results about the Influence of Leachates on the Properties of Boom Clay", International Conference on Geoenviromental Engineering, London, pp.47-53, 1999.

Peterson S.R, Gee G.W, "Interactions between acidic solutions and clay liners: permeability and neutralization". In: Johnson AI, Frobels RK, Cavalli NJ, Petterson CB (eds) Hydraulic barriers in soil and rock. ASTM STP 874. American Society for Testing and Materials, Philadelphia, 1985.

- Prakash S, Arumairaj P.D, "Effects of Acid and Base Contamination on Geotechnical Properties of Clay" International Journal of Science and Research (IJSR) ISSN (Online): 2319-7064
- Reznic Y. M. (1993), "Plate Load Test on Collapsible Soils", J. Geotech Eng. ASCE., 119, 3, pp 608-615.
- Rogers, C. D. F. (1995), "Types and Distribution of Collapsible Soils: In Genesis and Properties of Collapsible Soils", pp 1-17, E. Derbshire et al. (Eds), Kluwer academic publishers.
- Rowe, R. K. and Badv, K., 1996. Advective-diffusive contaminant migration in unsaturated coarse sand and fine gravel, ASCE-Journal of Geotechnical Engineering, vol 122, No. 12, pp: 965-975
- Ruhl, J.L and Daniel, D.E, "Geosynthetic clay liners permeated with chemical solutions and leachates", J Geotechnical and Geoenvironmental Eng, 123(4), pp.369–381, 1997.
- Siu WK and Wang YH "Structure characteristics and mechanical properties of kaolinite soils I. Surface charges and structural Characterizations", Can Geotech J, 43(6), pp.587–600, 2006.
- Sridharan A, Rao SM, Murthy NS, "Liquid limit of montmorillonite soils", Geotech Test J. , 9(3), pp.156–159, 1986.
- Sun, D., Sheng, D., Xu Y. (2007)," Collapse behavior of unsaturated compacted soil with different initial densities", Canadian geotechnical, vol 44, No. 6, pp. 673-686.
- Sunil, B.M, Shrihari, S, Nayak, "Shear strength characteristics and chemical characteristics of leachate-contaminated lateritic soil" Journal of Engineering Geology, 106 (2009) 20–25.
- Tadepalli, R., & Fredlund, D. G. (1991). The collapse behavior of a compacted soil during inundation. Canadian geotechnical journal, 28(4), 477-488.
- Valrey, F. and Jean-Claude, A. (2005), " The influence of vertical stress on the collapse

potential of a compacted silty soil. Importance for embankments", Geoline, France.

Wiedemeier, T. H., Rifa H., Sand, C. J., and Wilson J. T., 1999. Natural attenuation of fuse and chlorinated solvent in subsurface., John Wileyand Sons.

Ziad A. Milad, "An Experimental Investigation of Landfill Leachate Impact on Surrounding Soil" PhD Theses, Cardiff University, 2014.

ابوالفضل زاده، م و گیتی پور، س، ۱۳۸۶، بررسی میزان جذب و نشت MTBE در خاک های رسی معمولی و اصلاح شده، پایان نامه کارشناسی ارشد، دانشکده محیط زیست دانشگاه تهران.

احمدی، محمدمهدی و ساسانیان، سعید، ۱۳۸۴، تاثیر تغییرات PH شیرابه بر خواص نفوذپذیری و حدود خمیری و روانی پوششهای رسی، دومین کنگره ملی مهندسی عمران، تهران، دانشگاه علم و صنعت.

اسدی، افشین، ۱۳۸۰، بررسی تغییرات هدایت هیدرولیکی خاک کف مراکز دفن زباله تحت نفوذ شیرابه مواد زائد شهری، پایان نامه کارشناسی ارشد، دانشکده مهندسی عمران دانشگاه علم و صنعت.

بای بوردی. م، ۱۳۸۶، فیزیک خاک، چاپ چهارم، انتشارات دانشگاه تهران.

بدو. ک، ۱۳۸۴، ارزیابی طرح بهینه برای مدفن زباله از طریق محاسبات انتقال آلودگی، مجله علمی – پژوهشی استقلال، سال ۲۴، شماره ۱، جلد اول، ۱۳۵-۱۵۳

بدو. ک، ۱۳۸۷، ارزیابی پارامترهای موثر بر انتقال آلودگی از مدفن های زباله به سفره های زیرزمینی، چهارمین همایش ملی مدیریت پسماند، تهران.

حسینی، صادق. ۱۳۹۴، "بررسی رفتار خاک های لس فروریزی با استفاده از دستگاه تحکیم در حالت اشباع و غیر اشباع توسط افزودن مقادیر مختلف مواد نانو"، پایان نامه کارشناسی ارشد، دانشگاه

## صنعتی شاهرود

حسینی، محمد. ۱۳۹۳، "بهسازی و تثبیت خاک های فروریزی دست نخورده با استفاده از روش الکتروکینتیک به وسیله نانوسیلیکا و آهک، مطالعه موردی: لس گرگان"، پایان نامه کارشناسی

ارشد، دانشگاه صنعتی شریف

داس، ب.ام. (۱۳۸۷)، اصول مهندسی ژئوتکنیک-جلد اول: مکانیک خاک، ترجمه شاپور طاحونی، انتشارات پارس آئین، تهران.

دستی گردی، سیدحسین. ۱۳۹۱، "تاثیر افزودن مواد شیمیایی (معدنی) بر میزان تغییر شکل پذیری خاک های رمبنده سمنان"، پایان نامه کارشناسی ارشد، دانشگاه سمنان

رضایی، ح. (۱۳۷۸). امکان سنجی احداث تاسیسات آبی کوچک با بررسی و تحقیق پیرامون ویژگی های ژئوتکنیکی خاک های استان گلستان. شرکت سهامی آب منطقه های گلستان.

رضایی، ح. لشگری پور، غ. رهنماری، ج. پیرانداخ، ر. (۱۳۹۰). ارزیابی لس های استان گلستان بر اساس معیارهای زمین شناسی مهندسی. فصل نامه زمین شناسی کاربردی، شماره ۱: ۲۹-۴۰.

صدقیانی، محمدحسین و آرمین قدک، ۱۳۸۳، تاثیر تغییرات pH بر خواص مقاومتی خاک رس، اولین کنگره ملی مهندسی عمران، تهران، دانشگاه شریف.

قاضی زاده، ش، حائری، س، (۱۳۹۲)، "بررسی رفتار هیدرومکانیکی و برشی خاک های فروریزی با استفاده از دستگاه سه محوری با قابلیت اعمال و کنترل مکش ساختاری مطالعه موردی: لس گرگان"، پایان نامه کارشناسی ارشد، دانشگاه صنعتی شریف، ایران.

قدک، آرمین، "تاثیر تغییرات pH بر خواص مکانیکی خاک رس"، پایان نامه کارشناسی ارشد، دانشکده

عمران، دانشگاه صنعتی شریف، ۱۳۸۲.

کاظمی، فاطمه. یوسفی کبریا، داریوش. شوش پاشا، عیسی. ۱۳۹۳ "بررسی تاثیر نفوذ شیرابه بر روی خواص فیزیکی و شیمیایی خاک محل دفن زباله" هشتمین کنگره ملی مهندسی عمران، دانشگاه صنعتی بابل.

مهدوی، علی، " بررسی تاثیر تغییرات pH روی برخی از پارامترهای مکانیکی خاک رس " پایان نامه کارشناسی ارشد، دانشگاه آزاد اسلامی اراک، ۱۳۷۶.

هیلف، ج. (۱۳۸۵)، "ژئوتکنیک سازه های آبی (بر اساس کتاب طراحی سدهای کوچک)"، مترجمان حسن گلماهی، بابک مومنی، ضیاء تبار احمدی، میرخالق، انتشارات دانشگاه مازندران.

## **Abstract**

In nature, can be found soils that under the same stress, with increasing the percentage of moisture will reduce lot volume. This leads to collapse in the structure of soil and ultimately causing a large settlement in soil. Such soils that are found in dry and desert areas, are known collapsible soils. With relatively large expansion of collapsible soils in Iran and need for the development of cities, the need to evaluate the potential of soil's collapse becomes more and more evident. In this study, we examine the effects of environmental pollutants that are acidic or basic on the behavior of collapsible soils. The aim of this study was to evaluate the potential of collapse due to saturation of the soil caused by the infiltration of contaminants such as leachate and waste water and chemicals into the soil. For this reason, natural leachate produced by the Mashhad landfill was used in experiments and testing was performed collapse in saturated conditions with natural leachate and was compared with terms saturated with water. Also Since the possibility of separation of leachate components, especially in the life of different ingredients and different pH did not exist, so the two factors sulfuric acid and sodium hydroxide as representatives of the leachate and the pH of 1 to 14 were used and collapse tests on soil samples and in conditions saturated with leachate was performed. Also The effect of percent of pollution on soil collapse were studied, so that the weight percentage of soil samples with 5, 10 and 15 percent of natural and synthetic leachate was infected and infected samples were tested on collapse. the results show that natural leachate creates more collapse rather than water in soil. Also in relation to the effect of pH on the rate of collapse, results show that leachate with low pH and acidic increases the potential of collapse of soils and Leachate with high pH and alkalinity, make up less collapse. Also range of soil's collapse in low pH and acidic is much more than high pH and alkalinity. In other words, Changes in soil's collapse caused by one or two unit change in pH toward acidic is much more than the same change to alkaline side. In relation to the impact of percent of pollution on the collapse, results show that by increasing the percentage of natural leachate were increased amount of soil collapse. Also, with increase of percent of synthetic acidic leachate in soil, were increased the amount of collapse, but with increase the percentage of synthetic leachate in an alkaline state in the collapse not seen much difference, because this experiment, was performed in state of saturate with water, that has caused, the final pH of the soil, does not change much and collapse remain stable.

**Keywords: collapse, collapsible soil, leachate, sulfuric acid, sodium hydroxide**





**Shahrood University of Technology**

**Faculty of Civil Engineering**

**Msc Thesis submitted for Degree of Master of science**

**Assesment of the Effect of Waste Leachate on the Collapse of  
Collapsible soil**

**By:**

**Mohammad Ali Khodabandeh**

**Supervisor(s):**

**Dr. S.M. Hosseini**

**September 2016**