

## مطالعه‌ی آزمایشگاهی و عددی تأثیر حصار s هیدرولیکی بر کنترل انتقال آلودگی سطحی به آب زیرزمینی

امیرعلی سیروس رضایی<sup>۱</sup>، حجت احمدی<sup>۲\*</sup>

تاریخ دریافت: ۱۳۹۸/۷/۲۶ تاریخ پذیرش: ۱۳۹۸/۹/۱۳

### چکیده

در این مطالعه با استفاده از مدل‌های آزمایشگاهی، انتقال آلودگی از منبع آلاینده سطحی به منبع آب زیرزمینی از طریق یک سیستم هیدرولیکی متشکل از سه لایه خاک به صورت دو لایه ریزدانه و یک لایه درشت‌دانه در بین آن‌ها، بررسی شد. به این ترتیب که عملکرد لایه‌ها از بالا به پایین شامل یک مخزن آلودگی حاوی محلول کلرید سدیم به منزله منبع آلاینده، یک لایه خاک رسی با رویکرد مقابله فیزیکی با نشت سیال، یک لایه خاک ماسه‌ای با رویکرد حصار هیدرولیکی، یک لایه خاک رسی به عنوان زمین طبیعی و در نهایت یک مخزن پذیرنده آلودگی به صورت سفره‌ی آب زیرزمینی مورد ارزیابی قرار گرفتند. پس از تعیین مشخصات فیزیکی و هیدرولیکی مصالح به کاررفته، این مشخصات در ماژول CTRAN/W از نرم‌افزار GEOSTUDIO برای بررسی عملکرد حصار هیدرولیکی واسنجی شد. بعد از واسنجی مدل، اعتبارسنجی مدل به کمک داده‌های مشاهداتی انجام شد. و در نهایت، عملکرد حصار هیدرولیکی در گرادیان‌ها و بارهای مختلف آبی توسط مدل عددی SEEP/W از نرم‌افزار GEOSTUDIO پیش‌بینی شد. نتایج بررسی نشان داد که در حالت گرادیان صفر در لایه‌ی رس فوقانی عملکرد حصار هیدرولیکی در بهترین شرایط قرار دارد. در این شرایط میزان کاهش ورود آلاینده نسبت به حالت عدم کاربرد حصار هیدرولیکی بیش از ۷۰٪ است. همچنین، بررسی‌ها نشان داد که انتقال آلودگی به مخزن پذیرنده در شرایط گرادیان مثبت (جریان رو به پایین در لایه رس) بیشتر از حالتی است که گرادیان منفی (جریان رو به بالا در لایه رس) است.

**واژه‌های کلیدی:** آلاینده، حصار هیدرولیکی، لایه رس، لایه ماسه‌ای، محیط‌زیست، ماژول CTRAN/W و ماژول SEEP/W

### مقدمه

در اصل تصفیه‌خانه‌های فاضلاب به عنوان عناصر حفاظت از محیط‌زیست احداث می‌شوند و وجود این سیستم‌ها برای جلوگیری از آلودگی آب‌های در دسترس ضروری است. به طوری که پساب تصفیه‌شده پس از خروج وارد منابع آبی می‌شود اما در مسیر تصفیه مقادیری از پساب‌های تصفیه نشده و در حال فرآیند، لاجرم از سیستم خارج و وارد محیط طبیعی و نهایتاً وارد منابع آب زیرزمینی می‌شوند. بنابراین تلاش می‌شود که راهکاری عملی برای مهار این آلودگی‌ها به شیوه‌های بیولوژیک و فیزیکی و در مواردی نیز شیمیایی ارائه شود و این شیوه یکی از راه‌های کاربردی در جلوگیری از نشر آلودگی در سفره‌ها به صورت فیزیکی هیدرولیکی خواهد بود. انتقال و پخش آلودگی در محیط متخلخل، به شکل‌های مختلفی اتفاق می‌افتد، بطوری که دو فرآیند اصلی جابجایی یون‌های آلودگی موجود در فاضلاب و شیرابه زباله‌ها در طبیعت سازوکارهای انتقال به صورت همرفت<sup>۳</sup> و پخشیدگی<sup>۴</sup> در لایه‌های خاک می‌باشند (Rowe

با رشد جمعیت و افزایش آلودگی‌های ناشی از حضور انسان مانند تولید زباله‌ها و فاضلاب‌ها، موضوع کنترل و حفاظت از آب و محیط‌زیست در مقابل آلودگی در اطراف تصفیه‌خانه‌های فاضلاب اعم از صنعتی و شهری و مخازن دفن زباله به جدیت مطرح و در این راستا فعالیت‌های بسیاری انجام شده و یا در حال انجام است. این فعالیت‌ها در آینده با شدت و حدت بیشتری تداوم خواهد داشت. بنابراین، تعریف مسئله این است که چگونه به صورت موثر از انتشار آلودگی تصفیه‌خانه‌های فاضلاب و شیرابه‌های مخازن دفن زباله و ورود آنها به محیط‌زیست جلوگیری شود و تأکید بر بهینه بودن این چگونگی است. تا کنون شیوه‌های بی‌شماری برای تأمین این هدف مورد تحقیق و بررسی واقع شده و هر روز نیز باهدف بهتر شدن عملکرد و اقتصادی تر شدن روند کار، شیوه‌های نوین ارائه می‌شود.

۱- دانشجوی دکتری آبیاری و زهکشی، گروه مهندسی آب، دانشگاه ارومیه

۲- دانشیار گروه مهندسی آب، دانشکده کشاورزی و منابع طبیعی، دانشگاه ارومیه  
(Email: hojjat.a@gmail.com)

(\*- نویسنده مسئول)

آن از عوامل موثر در مهار آلودگی می‌باشند (Pu et al., 2016). علاوه بر لایه‌های رسی از سیستم ژئوممبران در کاهش ورود آلاینده‌ها به سفره‌های آب زیرزمینی استفاده می‌شود که برای تکمیل فرآیند و نیز افزایش عمر لایه‌های ممبران وجود لایه خاک رسی متراکم ضروری خواهد بود (Brachman and Gudina, 2008). کاربال و همکاران با بررسی عددی موضوع انتقال و نشر آلودگی در خاک محل دفن زباله در شهر کبک کانادا به کنترل انتشار آلودگی و کارایی سیستم ممبران اشاره کرده و بر اساس مدل‌سازی‌های صورت گرفته استفاده از ممبران را در ارتباط با شرایط مناسب ژئوتکنیکی و زمین‌شناسی بیان می‌کنند (Carbal et al., 2000). مطالعات راوو و بدو نشان می‌دهد که استفاده از یک لایه خاک درشت‌دانه ماسه‌ای بین لایه‌های رس متراکم باعث کاهش معنی‌دار انتقال آلاینده در زیر مدفن زباله‌ها شده و لایه ماسه‌ای مانند تله هیدرولیکی از نفوذ آب آلاینده به سفره آب زیرزمینی ممانعت می‌کند (Rowe and Badv, 1996a). اگر فشار پیرومتری در لایه ماسه به اندازه‌ای بالا برده شود که جریان رو به بالا تأمین شود عملکرد مجموعه در کاهش حرکت آلاینده به سمت پایین بسیار افزایش می‌یابد (بدو و نجف زاده، ۱۳۹۲). حرکت آلاینده‌ها به سمت آب‌های زیرزمینی و در طبیعت به صورت سه بعدی اتفاق می‌افتد ولی حرکت غالب به سمت پایین است، مارتینز و همکاران در مطالعات خود نشان دادند که مدل‌های یک بعدی آزمایشگاهی با خطای اندکی شرایط سه بعدی طبیعی را تمثیل می‌کنند (Martinez et al., 2010). وارناک و همکاران با استفاده از مدل‌های ستونی آزمایشگاهی یک بعدی حرکت آلاینده‌ها بین لایه‌های خاک متعدد زیر مدفن زباله‌ها بررسی کردند (Varank et al., 2011). احمدی با ابداع حصار هیدرولیکی به صورت یک لایه ماسه‌ای تحت فشار هیدرولیکی آب شیرین بین دو لایه خاک رس متراکم به صورت آزمایشگاهی روند تغییرات ورودی آلاینده از لایه‌های رس به مخزن آب زیرزمینی را بررسی نمود. نتایج بررسی نشان داد که با تزریق آب شیرین به لایه ماسه‌ای تحت هدایای مختلف مثبت نسبت به مخزن آلاینده می‌توان میزان نفوذ آلودگی را تا ۹۰ درصد کاهش داد. در یکسری نمونه‌برداری‌های آزمایشگاهی و کنترل و انطباق نتایج در ارتباط با تعیین دقیق محل تزریق آب به لایه‌های ماسه‌ای بین دو لایه‌ی رس متراکم به نتایج واضح در خصوص عملکرد معنی‌دار لایه ماسه‌ای در حالت همتراز بودن سطح منابع آب آلوده و آب شرب تزریقی به مقادیر بهینه رسید (احمدی، ۱۳۹۶).

در تحقیق حاضر یک تکنیک جدید موسوم به حصار هیدرولیکی به شکل آزمایشگاهی و عددی مورد تحقیق و بررسی قرار گرفته است. این تکنیک جهت کنترل حرکت آلاینده از لایه‌های سطحی به آب‌های زیرزمینی نظیر مدفن زباله‌ها و یا لاگن‌های تصفیه خانه‌های فاضلابها می‌تواند مورد استفاده قرار بگیرد. هدف تحقیق ارزیابی

پدیده‌ی جابجایی که در محیط متخلخل باعث جابجایی یون‌های شیمیایی آلاینده در داخل حفرات خاک می‌شود وابسته به جریان هیدرولیکی است که ماده‌ی آلاینده سوار بر جریان آب حاصل از اختلاف پتانسیل هیدرولیکی منتقل می‌شود و به تناسب سرعت جریان، مقدار این انتقال متغییر است (Manassero, 2019). در مقابل پخشیدگی جابجایی آلودگی در خاک در اثر اختلاف گرادیان غلظت یون شیمیایی در آب حفره‌ای اتفاق می‌افتد و می‌تواند در آب ساکن و یا حتی در خلاف جهت جریان طبیعی آب در محیط متخلخل باعث جابجایی آلاینده‌ها شود (Shackelford, 2014).

به دلیل نو بودن چالش‌های زیست‌محیطی بشر در خصوص مکانیسم و یا فرآیند انتقال آلودگی، در خصوص نحوه انتقال پخش و گسترش بسیاری از مواد آلاینده هنوز برای محققان سؤالات پاسخ داده نشده‌ی بسیاری وجود دارد. این مواد از آلاینده‌های بهداشتی و دارویی تا آلاینده‌های صنعتی و نفتی متغییر است بطوریکه مطالعه این مسائل را بسیار ضروری کرده است (Aleksandra et al., 2019). بر اساس مطالعات در مورد محل دفن زباله‌های شهری در کشور مصر ضرورت کنترل نشت آلاینده‌ها و جلوگیری از نفوذ آنها به منابع آب زیرزمینی مورد تأکید واقع شد (El Salam and Abu Zaid, 2015). هان و همکاران در مطالعات در خصوص آب‌های زیرزمینی نشان دادند سفره‌های آب زیرزمینی کم عمق تا ۳۰ متر که در محدوده‌ی مدفن زباله‌ها بوده‌اند، پس از گذشت ۱۳ سال قابل شرب نمی‌باشد (Han et al., 2014). آلودگی‌ها به شکل مواد آلی محلول در آب و مواد آلی غیر محلول و گروه‌هایی از فلزات سنگین، مواد معدنی آلوده رصد می‌شوند (Kjeldsen et al., 2002). البته بررسی‌های انجام‌شده نشان داده است که مقدار فلزات سنگین در محل مدفن زباله‌ها قابل توجه نیست (Revans et al., 1999). گرچه باید به آلاینده‌های نظیر هیدرات نیتروژن، یون‌های آهن و منگنز به عنوان آلاینده‌های خطرناک منابع آبی توجه ویژه داشت (Han et al., 2014). استفاده از لایه‌های رسی در مدفن زباله‌ها و بستر تصفیه‌خانه‌ها از شیوه‌های متداول و ارزان در مهار آلاینده‌ها می‌باشد. به دلیل هدایت هیدرولیکی کم خاک رس استفاده از لایه‌های ۰/۵ تا ۱/۵ متری متراکم به میزان معنی‌داری از نفوذ آلاینده‌ها جلوگیری می‌کند (Giroud et al., 1997). مک واترز و همکاران با بررسی در مدفن زباله‌هایی که توسط لاینه‌های رسی محافظت می‌شدند نشان داد که پس از ۲۵ سال از اجرای سیستم از میزان انتشار مواد آلاینده به سمت آب‌های زیرزمینی بسیار محدود بوده است (McWatters et al., 2019).

پو و همکاران عملکرد لایه‌های رسی متراکم در مقابل حرکت آلودگی را بررسی و اثر تحکیم این لایه‌ها را در کنترل آلودگی به صورت عددی مطالعه کردند، این بررسی‌ها نشان داد که تحکیم لایه رسی متراکم در یک دوره‌ی طولانی مدت اثر معنی‌داری در کنترل انتقال آلودگی در خاک دارد و ضخامت لایه، مقدار تنش اعمال شده و زمان

برای تعیین ضریب پخشیدگی خاک‌های مصرفی از شیوه‌ی آزمایش "پخشیدگی منبع واحد و تحلیل معکوس" استفاده شد. با به‌کارگیری یک سیلندر به قطر ۱۰ سانتی‌متر و ارتفاع ۳۰ سانتی‌متر، خاک رس با مشخصات فوق به ضخامت ۱۵ سانتی‌متر به صورت سه لایه پنج سانتی‌متری در سیلندر ریخته شد و هر لایه خاک با رطوبت تقریبی ۲۰ درصد با یک وزنه به وزن ۲۰۰ گرم به تعداد ۲۵ بار از ارتفاع تقریبی ۳۰ سانتی‌متری متراکم شد و محلول آب و کلرید سدیم با غلظت یون کلر اولیه  $C_0$  تا ارتفاع ۱۰ سانتی‌متر بر روی لایه رسی پر شد. (بار آبی ثابت) به طور طبیعی غلظت یون کلر با گذشت زمان و در اثر پخشیدگی کاهش یافت و به مدت ۱۵ روز در ساعتی معین از روز از مخزن آلاینده مقدار ۲ سانتی‌متر مکعب محلول برداشته و بجای آن معادل ۲ سانتی‌متر مکعب آب مقطر جایگزین شده و نتایج یادداشت شد.

عملکرد روش تحت شرایط مختلف جهت رسیدن به یک حالت بهینه از کاربرد روش در کنترل انتشار آلاینده‌ها می‌باشد.

## مواد و روش‌ها

### الف- مصالح مورد استفاده

مصالح مورد استفاده برای آزمایش نمونه خاک رس طبیعی موجود در محل تصفیه‌خانه فاضلاب شهر قره‌ضیاءالدین واقع در شمال استان آذربایجان غربی به مقدار کافی برای تأمین کل دوره‌ی آزمایش‌ها تهیه و به محل حمل گردید. مصالح درشت‌دانه از ماسه شسته موجود در بستر رودخانه باراندوز در شهر ارومیه تهیه شد. مشخصات فیزیکی و مکانیکی مصالح استفاده‌شده بر مبنای آزمایش‌های مرسوم و استاندارد مربوطه، در جدول ۱ ارائه شده است:

### ب- سیستم آزمایشگاهی

جدول ۱- مشخصات فیزیکی و مکانیکی خاک‌های استفاده‌شده در لایه‌ها

نوع خاک	رطوبت بهینه	چگالی ذرات جامد	حد روانی	حد خمیری	هدایت هیدرولیکی
رس	٪ ۱۵/۹	۲/۳ $g/cm^3$	٪ ۲۸	٪ ۱۷	۰/۰۰۲۱۵ m/day
ماسه	-----	۲/۶۵ $g/cm^3$	-----	-----	۵/۰۵ m/day

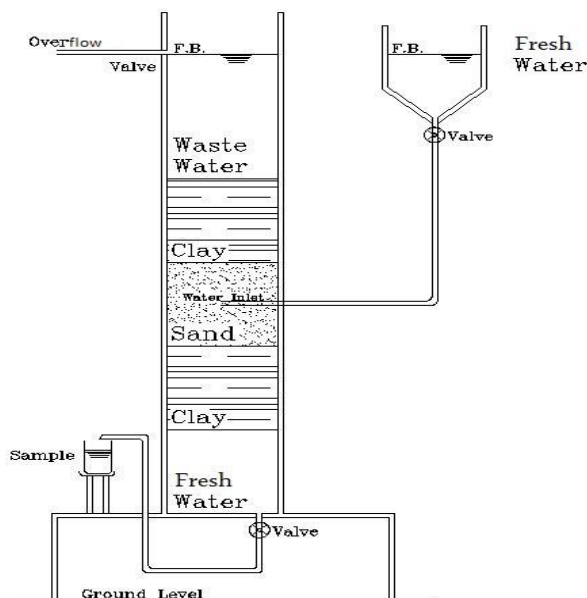
آلاینده و مخزن پذیرنده روند تغییرات غلظت یون کلر موجود در محلول هر دو مخزن آلاینده و پذیرنده برای هر دو آزمایش ثبت گردید. در طول آزمایش بدون مخزن جانبی مقدار ۱۰ سانتی‌متر مکعب نمونه از منبع آلاینده و ۱۰ سانتی‌متر مکعب از منبع پذیرنده برداشته شد و به مقدار ۲۰ سانتی‌متر مکعب از محلول با غلظت اولیه به منبع آلاینده افزوده شد. در حالت آزمایش با مخزن جانبی و در گرادیان صفر، مقدار ۱۰ سانتی‌متر مکعب نمونه از منبع آلاینده و ۱۰ سانتی‌متر مکعب نمونه از منبع پذیرنده برداشته و به مقدار ۱۰ سانتی‌متر مکعب از محلول با غلظت اولیه به منبع آلاینده و ۱۰ سانتی‌متر مکعب آب مقطر به مخزن جانبی افزوده شد. جدول ۲ شرح کلی از آزمایش‌ها را با نام‌گذاری هر کدام نشان می‌دهد.

در شکل ۱ نمای کلی از مجموعه مدل آزمایشگاهی و جزئیات آن برای آزمایش نشان داده شده است. برای تزریق آب به داخل لایه ماسه، لوله‌ای از مرکز حجم ماسه به یک منبع آب مقطر متصل گردید و با ایجاد یک سرریز، سطح آب در تراز ۵۰ + سانتی‌متر ثابت نگه داشته شد. تراز منبع آلاینده به دلیل محدود بودن سیستم از نظر هیدرولیکی و با جایگزین شدن نمونه برداشته‌شده ثابت بود.

آزمایش مشابه برای ماسه تکرار و تغییرات غلظت یون کلر موجود در محلول فوقانی ستون ماسه به مدت ۱۵ روز ثبت و ارزیابی شد. و برای ارزیابی عملکرد لایه ماسه به عنوان حصار هیدرولیکی از دو سیلندر به قطر ۱۰ سانتی‌متر و به ارتفاع ۵۰ سانتی‌متر استفاده شد. ترتیب قرارگیری لایه‌ها از بالا به پایین ابتدا منبع سیال آلوده به ارتفاع ۱۰ سانتی‌متر سپس یک لایه رس به ارتفاع ۱۰ سانتی‌متر، یک لایه خاک درشت‌دانه از جنس ماسه شسته شده تمیز با دانه‌بندی یکنواخت به ضخامت ۱۰ سانتی‌متر و در نهایت یک لایه رس به ضخامت ۱۰ سانتی‌متر و در انتهای سیلندر یک مخزن آب صاف با ۱۰ سانتی‌متر ارتفاع گنجانده شد. در جدول ۱ مشخصات مصالح مصرفی ارائه شده است. پس از اینکه لایه‌های خاک بر اساس شرح آزمایش فوق (آزمایش پخشیدگی) در سیلندرها قرار گرفتند، در یکی از سیلندرها و در قسمت میانی لایه ماسه، مجرای ایجاد شد و مرکز حجم ماسه به یک مخزن جانبی وصل گردید از این مخزن برای تزریق آب مقطر به لایه ماسه‌ای جهت اعمال فشار به عنوان حصار هیدرولیکی استفاده شد. سپس محلول کلرید سدیم با غلظت مشخص به عنوان آلاینده در مخزن فوقانی پر شد. و در مدت ۱۵ روز با برداشت نمونه از مخزن

جدول ۲- مشخصات آزمایش‌های انجام شده

آزمایش	عنوان آزمایش	تعداد لایه	نوع لایه	شرح	هد لایه ماسه	گرادبان در لایه رس
D-I	Diffusion test (Clay)	۱	رس	یک لایه خاک رس با منبع آلاینده واحد برای اندازه‌گیری پخشیدگی به شیوه تحلیل معکوس	-----	-----
D-II	Diffusion test (Sand)	۱	ماسه	یک لایه ماسه با منبع آلاینده واحد برای اندازه‌گیری پخشیدگی به شیوه تحلیل معکوس	-----	-----
V-I	Simple Hydraulic Barrier	۳	رس ماسه رس	دو لایه رس با یک لایه ماسه میانی به عنوان حصار هیدرولیکی بدون اعمال فشار در لایه ماسه‌ای	-----	-----
V-II	Pressurized Hydraulic Barrier	۳	رس ماسه رس	دو لایه رس با یک لایه ماسه میانی به عنوان حصار هیدرولیکی با اعمال فشار در لایه ماسه‌ای	+۵۰ سانتی‌متر	صفر
SI-I	Simulated test	۳	رس ماسه رس	حصار هیدرولیکی با جریان رو به پایین در لایه رس فوقانی و با فشار زیاد در لایه ماسه	+۴۵ سانتی‌متر	+۰/۲۰
SI-II	Simulated test	۳	رس ماسه رس	حصار هیدرولیکی با جریان رو به پایین در لایه رس فوقانی و با فشار کم در لایه ماسه	+۴۰ سانتی‌متر	+۰/۱۰
SI-III	Simulated test	۳	رس ماسه رس	حصار هیدرولیکی بدون جریان در لایه رس فوقانی و بدون فشار در لایه ماسه	+۵۰ سانتی‌متر	صفر
SI-IV	Simulated test	۳	رس ماسه رس	حصار هیدرولیکی با جریان رو به بالا در لایه رس فوقانی و با فشار منفی کم در لایه ماسه	-۵۵ سانتی‌متر	-۰/۱۰
SI-V	Simulated test	۳	رس ماسه رس	حصار هیدرولیکی با جریان رو به بالا در لایه رس فوقانی و با فشار منفی زیاد در لایه ماسه	-۶۰ سانتی‌متر	-۰/۲۰



شکل ۱- تصویر شماتیک از نحوه‌ی اتصالات (آزمایش D-II)

### ج- مشخصات آلاینده

بازگردانده شد. دلیل انتخاب یون کلر از نظر علمی آن است که در روند انتقال، این یون جذب محیط نمی‌شود. برای اندازه‌گیری یون کلر ابتدا از روش‌های تتراسیون و همچنین از دستگاه یون متر (HANNA) مدل HI98191 به همراه پروب یون کلر استفاده شد.

برای سیال آلاینده از محلول یون کلر با غلظت ۴۵۰ میلی‌گرم در لیتر حاصل از حل کلرید سدیم خالص در آب مقطر استفاده شد و پس از نمونه‌برداری و تعیین غلظت یون کلر، نمونه مجدداً به مخزن

### د- مدل عددی و مبانی ریاضی

در این تحقیق جهت شبیه‌سازی فرآیند انتقال و پخش یون مورد مطالعه از دو ماژول SEEP/W و CTRAN/W مربوط به نرم‌افزار GEOSTUDIO ورژن 2012 استفاده شد. ماژول CTRAN/W برای مدل‌سازی حرکت املاح و مواد آلاینده امتزاج پذیر مورد استفاده قرار گرفت. با توجه به اینکه شکل هندسه مدل آزمایشگاهی در پلان به صورت دایره‌ای بود، از حالت تقارن محوری برای ترسیم هندسه استفاده شد. در این حالت ربعی از پلان در ترسیم هندسه بکار می‌رود و عرض مدل برابر با نصف قطر ستون انتخاب شد (شکل ۲). در این مدل معادله انتقال آلودگی (معادله همرفت و پخشیدگی) به روش اجزاء محدود حل می‌شود. شکل این معادله در حالت یک‌بعدی به صورت زیر است:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - v \frac{\partial C}{\partial x} \quad (1)$$

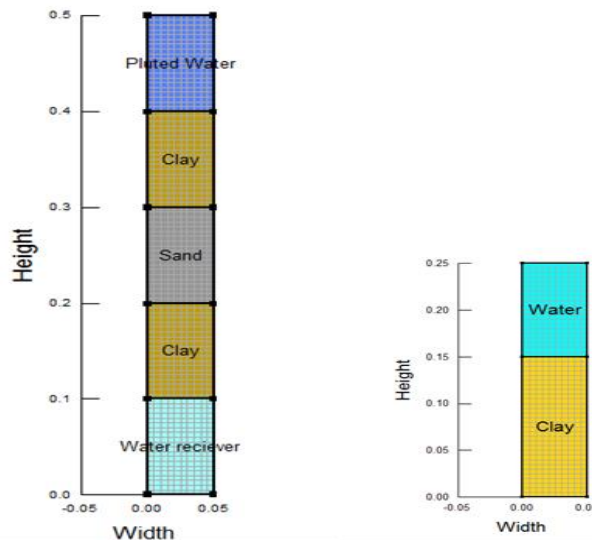
در معادله ۱، C غلظت آلاینده، v سرعت دارسی و D ضریب پراکنش هیدرودینامیکی است که وابسته به v سرعت دارسی و  $D^*$  ضریب پخشیدگی می‌باشد و به شکل زیر قابل بیان است:

$$D = \alpha v + D^* \quad (2)$$

همچنین در معادله ۲، D ضریب پراکنش هیدرودینامیکی، v سرعت دارسی،  $\alpha$  پراکنش محیط متخلخل،  $D^*$  ضریب پخشیدگی مولکولی است. جهت حل معادلات ۱ و ۲ محاسبه‌ی مقدار سرعت جریان دارسی در محیط و در گره‌های محاسباتی مورد نیاز است، بدین منظور معادله حاکم بر حرکت آب در خاک بر اساس شرایط مرزی مسئله، توسط ماژول SEEP/W برای هر گام زمانی از محاسبات تعیین می‌گردد. این معادله در حالت یک بعدی و محیط غیراشباع به شکل زیر بیان می‌گردد:

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \left( k_x \frac{\partial H}{\partial x} \right) + Q \quad (3)$$

H بار آبی کل،  $\theta$  مقدار آب حجمی، t زمان،  $k_x$  ضریب هدایت هیدرولیکی و Q دبی جریان ورودی و خروجی می‌باشند. این معادله همان معادله جامع حرکت آب در خاک (ریچاردز) است که به روش اجزاء محدود با همان شبکه‌بندی استفاده شده در CTRAN/W تحلیل می‌گردد. شکل ۲ شبکه‌بندی چهار گوش با سازمان استفاده شده در حل عددی با نرم‌افزار را نشان می‌دهد.



شکل ۲- مش بندی با سازمان هندسه حل

مخازن فوقانی و تحتانی تعریف شد. همچنین غلظت‌های اولیه یون کلر در گره‌های لایه‌های خاک‌های بکار رفته اعمال شد. در حالت مدل‌سازی حالت حصار هیدرولیکی با فرض توزیع یکنواخت فشار اعمال شده از طرف مخزن جانبی (شکل ۲- Pressure Tank) به لایه ماسه‌ای، مقدار فشار در گره‌های لایه میانی برابر با هد مخزن جانبی تعریف شد.

### ه- شرایط مرزی و شرایط اولیه

علاوه بر شرایط هندسی و مشخصات مصالح لایه‌ها، شرایط مرزی شامل سطح آب به صورت بار کل یعنی مجموع بار استاتیکی و بار هیدرولیکی اعمال شد. در ماژول CTRAN/W به منظور اعمال شرایط آزمایشگاهی و با توجه به نوع آزمایش‌ها انجام شده، شرایط اولیه به مدل‌های تحلیل شده تعریف شد. بر این اساس مقادیر اولیه غلظت آلاینده در لحظه  $t=0$  برای کل گره‌های شبکه مربوط به آب

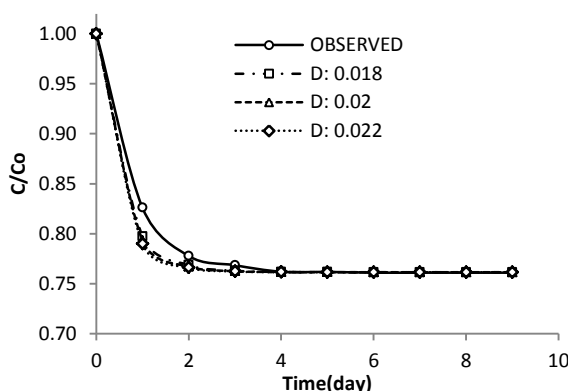
## نتایج و بحث

### واسنجی

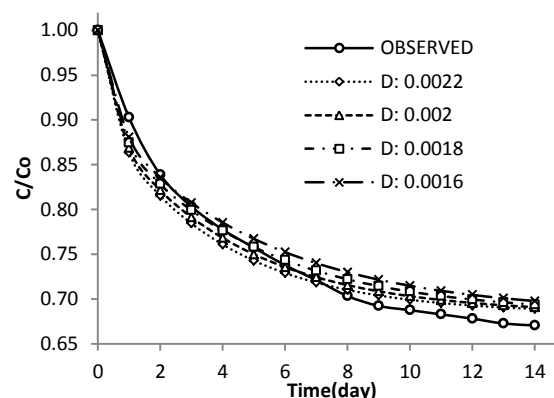
برای واسنجی مدل عددی از نتایج آزمایش‌های پخشیدگی منبع واحد استفاده شد. برخی از پارامترها که در آزمایشگاه قابل اندازه‌گیری بودند با دقت برای مصالح تحت آزمایش تعیین شدند این موارد شامل هدایت هیدرولیکی اشباع و مقدار ضریب پوکی (n) بود. در ادامه، با توجه به آزمایش‌های D-I و D-II مدل‌سازی معکوس جهت دقیق مقدار ضریب پراکندگی خاک انجام شد. به این ترتیب ابتدا جزییات آزمایش و هندسه به مدل تعریف شد. سپس مشخصات محلول آلاینده و پارامترهای اولیه خاک حاصله از آزمایش‌های استاندارد به مدل تعریف گردید. در ادامه از مرجع ( Sample Lord et )

(al., 2019) مقدار اولیه‌ای برای ضریب پراکندگی اعمال شد. سپس با تغییر مقدار ضریب پراکندگی خاک در ورودی مدل تلاش شد که مقدار تغییرات غلظت یون کلر در مخزن با نتایج مدل بیشترین مطابقت را داشته باشد. به ازای مقادیر مختلف D، شکل ۳ مقایسه تغییرات غلظت یون کلر مشاهداتی در مخزن را با نتایج مدل برای مدت ۱۵ روز در خاک رس و شکل ۴ تغییرات غلظت یون کلر مشاهداتی در مخزن در مقایسه با مدل را به مدت ۱۰ روز از آزمایش در ماسه نشان می‌دهد.

با انجام این فرآیند در هر دو نمونه خاک رس و ماسه مقادیر مربوط به ضریب پراکندگی حاصل شدند. در جدول ۳ سایر پارامترهای مدل‌سازی به عنوان ورودی‌های مدل ارائه شده است.



شکل ۴- مقایسه داده‌های آزمایشگاهی با مدل عددی برای ضرایب مختلف پخشیدگی ماسه



شکل ۳- مقایسه داده‌های آزمایشگاهی با مدل عددی برای ضرایب مختلف پخشیدگی رس

جدول ۳- پارامترهای خاک‌های مصرفی برای مدل‌سازی

خاک	D	K	$\alpha$	VWC
رس	$0.002 m^2/day$	$0.00215 m/day$	$0.1 m$	$0.3 m^3/m^3$
ماسه تمیز	$0.018 m^2/day$	$0.05 m/day$	$0.1 m$	$0.2 m^3/m^3$

مشاهداتی و  $A_m$  داده‌های حاصل از مدل می‌باشد. دامنه‌ی عدد نش- ساتکلیف از منفی بینهایت تا ۱ است و عدد ۱ بهترین انطباق بین داده‌های مدل و مشاهداتی را نشان می‌دهد (Xiaomeng et al., 2012). جدول‌های ۴ و ۵ مقادیر مختلف شاخص آماری NSE به دست آمده در رس و ماسه را برای مقادیر مختلف D نشان می‌دهد.

به منظور انتخاب مناسب‌ترین مقدار D از بین مقادیر بکار رفته در شبیه‌سازی‌های صورت گرفته، از شاخص آماری نش- ساتکلیف (NSE) استفاده شد. این شاخص بر اساس روابط زیر دقت نتایج مدل‌های عددی شبیه‌سازی را با داده‌های واقعی ارزیابی می‌کند.

$$NSE = 1 - \frac{\sum_{i=1}^r (A_m - A_o)^2}{\sum_{i=1}^r (A_m - \bar{A}_o)^2} \quad (4)$$

در رابطه فوق  $\bar{A}_o$  میانگین داده‌های مشاهداتی،  $A_o$  داده‌های

جدول ۴- مقادیر مختلف D و شاخص آماری NSE حاصل برای رس

D	۰/۰۰۱۶	۰/۰۰۱۸	۰/۰۰۲۰	۰/۰۰۲۲
NSE	۰/۹۵	۰/۹۸	۰/۹۹	۰/۶۹

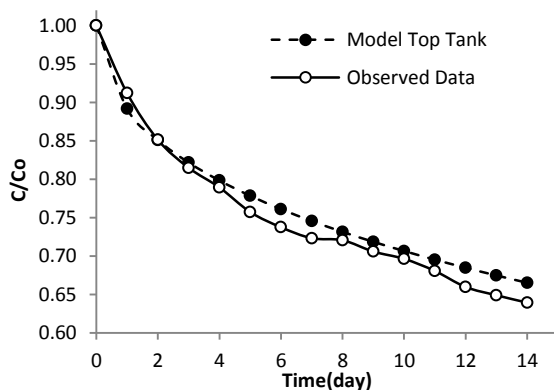
جدول ۵- مقادیر مختلف D و شاخص آماری NSE حاصل برای ماسه

D	۰/۰۱۶	۰/۰۱۸	۰/۰۲۰	۰/۰۲۲
NSE	۰/۹۷۴	۰/۹۸۵	۰/۹۸۰	۰/۹۷۶

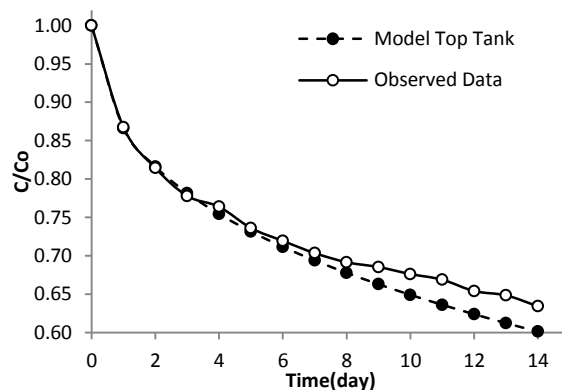
### اعتبارسنجی

جهت بررسی اعتبار مدل استفاده‌شده و ارزیابی کارکرد مدل بر اساس پارامترهای حاصل از واسنجی، آزمایش‌های V-I و V-II تحت شرایط حاکم هیدرولیکی و غلظت یون کلر بکار رفته شبیه‌سازی گردید. جهت ارزیابی صحت مدل‌سازی، تغییرات غلظت

یون کلر در مخازن آلاینده و پذیرنده برای هر دو آزمایش با نتایج حاصل از مدل‌سازی مورد مقایسه قرار گرفت. این نتایج در شکل‌های ۵ و ۶ برای منبع آلاینده و شکل‌های ۷ و ۸ برای مخزن پذیرنده نشان داده‌شده‌اند.



شکل ۶- مقایسه مدل و نتایج آزمایشگاهی در منبع آلاینده V-II



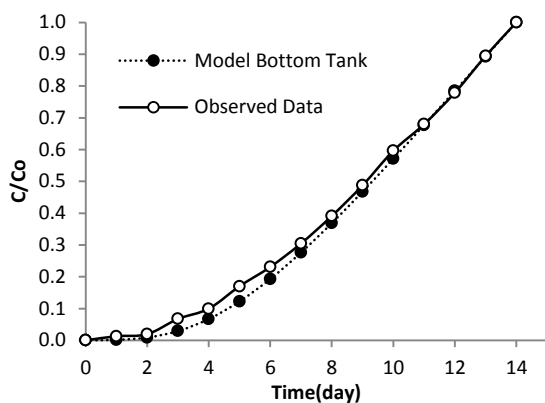
شکل ۵- مقایسه مدل و نتایج آزمایشگاهی در منبع آلاینده V-I

دارد.

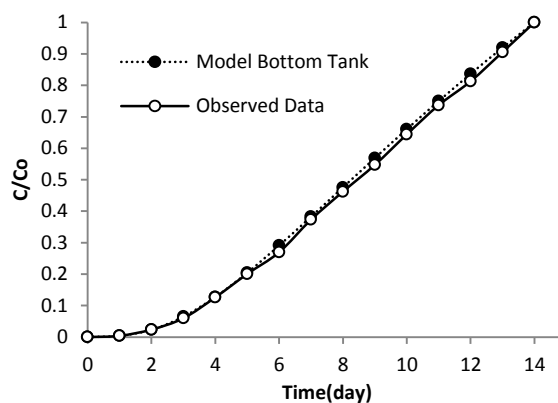
### بررسی عملکرد سیستم در حالت منبع نامحدود

بر طبق نتایج حاصله و انطباق مناسب داده‌های عددی با نتایج مدل، می‌توان مدل عددی را بر پایه اطلاعات ورودی، جهت انجام آزمایش‌های مختلف بکار برد. برای نمونه آزمایش‌های سری SI که در جدول ۲ فهرست شده است. این آزمایش‌ها توسط مدل برای بررسی عملکرد با شرط منبع پذیرنده نامحدود انجام شد. با اعمال شرایط مرزی زهکشی آزاد برای مرز انتهایی مسئله، (اعمال زهکشی در منبع پذیرنده) و اعمال گرادیان‌های  $+0/۱۰$  و  $+0/۲۰$  و  $-0/۱۰$  و  $-0/۲۰$  در آزمایش‌های SI-I، SI-II، SI-III، SI-IV و SI-V ارزیابی شد. بررسی نشان داد که به علت نفوذ یون کلر غلیظ از منبع آلاینده که در ابتدا از غلظت بالایی برخوردار است منبع پذیرنده تا مدتی افزایش غلظت داشت ولی پس از آن به دلیل کاهش غلظت و خروج آلاینده از منبع پذیرنده به همراه جریان زهکشی، این نسبت یک روند کاهشی پیدا کرد. در شکل ۱۰ غلظت یون در منبع پذیرنده و در شکل ۱۱ غلظت یون در منبع آلاینده در گرادیان‌های ذکر شده مقایسه شده‌اند.

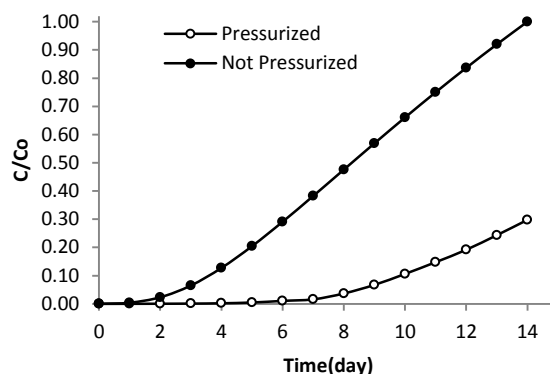
شکل ۵ نتایج مربوط به آزمایش V-I را در مقایسه با داده‌های مدل عددی نشان می‌دهد، همان‌طور که در بخش مواد و روش‌ها ذکر شد، در این آزمایش پس از اخذ نمونه به حجم ۲۰ سانتی‌متر مکعب به فاصله‌ی زمانی ۲۴ ساعت معادل مقدار نمونه اخذ شده، محلول آلاینده با غلظت اولیه به مخزن اضافه گردید و همچنین برای کنترل تراز سطح محلول در مخزن فوقانی، در هر مرحله از نمونه‌گیری از مخزن پذیرنده به همان میزان محلول با غلظت اولیه  $C_0$  به منبع فوقانی اضافه گردید، این مسئله سبب شده است که یون‌های اضافی به سیستم آزمایش تزریق گردد و همین امر باعث شده است میزان یون مشاهداتی با نتایج عددی کمی انحراف پیدا کرده و میزان غلظت آلاینده مشاهداتی بیش از شبیه‌سازی عددی باشد. با توجه به شکل‌های ۷ و ۸ که انطباق نتایج مدل با داده‌های آزمایشگاهی را در هر دو حالت V-I بدون اعمال فشار در لایه ماسه و V-II با اعمال فشار در لایه ماسه، به خوبی نشان می‌دهد، برای بررسی تأثیر حصار هیدرولیکی در دو حالت بالا، نتایج حاصل در شکل ۹ مقایسه گردید و نشان داد لایه ماسه تحت فشار هم تراز با منبع آلاینده V-II در مقایسه با حالت V-I بیش از ۷۰٪ عملکرد بهتری



شکل ۸- مقایسه مدل و نتایج آزمایشگاهی در منبع پذیرنده، آزمایش V-II



شکل ۷- مقایسه مدل و نتایج آزمایشگاهی در منبع پذیرنده، آزمایش V-I

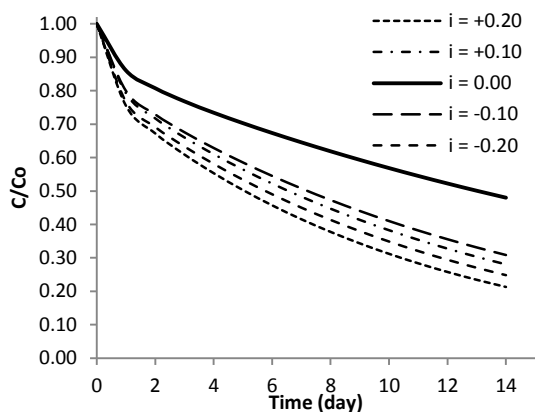


شکل ۹- مقایسه نتایج منبع پذیرنده محدود در آزمایش‌های V-I و V-II

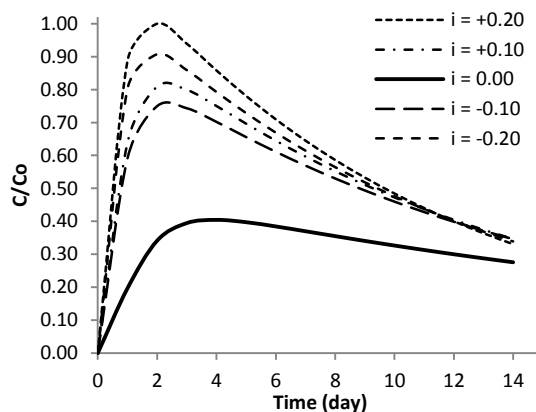
سطح با منبع آلاینده است و مقدار یون کلر خروجی از منبع کمتر و نیز روند این خروج آرام‌تر است و در انتهای دوره‌ی مدل شده مقدار آلاینده‌ی موجود در منبع آلاینده بیشتر است. این به معنی حبس آلودگی بیشتر در منبع آلاینده می‌باشد. یعنی در حصار هیدرولیکی با گرادیان صفر انتقال یون کلر حاصل از جابجایی و همرفت و انتقال حاصل از بخش مکانیکی پراکنش به حداقل مقدار خود می‌رسند. در واقع به دلیل تعادل هیدرولیکی حاصل شده در لایه ماسه و عدم جابجایی سیال در اثر عدم وجود اختلاف پتانسیل، انتقال حاصل از همرفت و پخشیدگی مکانیکی تقریباً صفر است. تنها عامل انتقال بر اثر پخشیدگی مولکولی می‌باشد. و این همان کمینه مقدار عبور آلاینده است.

به طوری که در منبع پذیرنده مشاهده می‌شود غلظت یون کلر در روزهای ابتدایی روند افزایشی دارد ولی آهنگ این افزایش بسته به فشار حصار هیدرولیکی متفاوت است. وقتی فشار کم است، (در گرادیان  $+0/20$ ) مقدار یون کلر خروجی از منبع آلاینده زیاد است، همین‌طور سرعت عبور بالاست و در مدت حدود  $2/5$  روز به مقدار بیشینه‌ی خود می‌رسد و با افزایش فشار از مقدار و سرعت عبور یون کلر از حصار هیدرولیکی کاسته می‌شود ( $+0/10$ ). این روند تا گرادیان صفر ادامه می‌یابد. با افزایش مجدد فشار و گذر از تراز منبع آلاینده روند عبور یون کلر دوباره شروع به افزایش می‌کند ولی مقدار آن کمتر از فشارهای پایین است. به طوری که در گرادیان  $-0/20$  غلظت یون عبوری ۱۰ درصد کمتر از گرادیان  $+0/20$  است و بیشینه‌ی آن در روز سوم می‌باشد. آنچه به خوبی مشهود است، حداقل مقدار یون خروجی از منبع آلاینده در گرادیان صفر و در شرایطی که فشار در لایه ماسه‌ای برابر با هد مخزن آلاینده است رخ می‌دهد. در منبع آلاینده نیز به طور مشهودی، بهترین شرایط مربوط به تراز تزریق هم



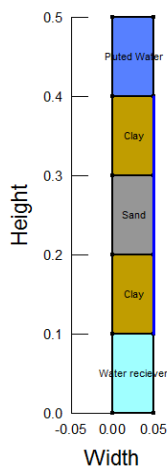


شکل ۱۱- تغییرات غلظت یون کلر در منبع آلاینده در گرادیان‌های مختلف



شکل ۱۰- تغییرات غلظت یون کلر در منبع پذیرنده در گرادیان‌های مختلف

حصار هیدرولیکی در روز پانزدهم در شکل ۱۲ ارائه شده است. همچنین نوار خاک ارزیابی‌شده در شکل ۱۳ نشان داده شده است. در این شکل، ۱۰ سانتی‌متر تحتانی مربوط به منبع پذیرنده و ۱۰ سانتی‌متر بالایی مربوط به منبع آلاینده است.

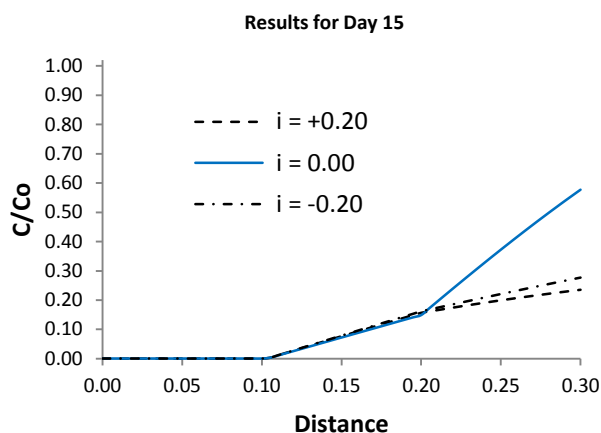


شکل ۱۳- نوار خاک برای بررسی توزیع غلظت

بیشترین مقدار آلاینده در منبع حبس شده و مقدار عبوری حداقل می‌باشد. در حالت گرادیان منفی و زمانی که در لایه رس فوقانی جریان به سمت بالاست، مقدار غلظت یون کلر در همان نقطه ۶۹٪ کمتر از حالت گرادیان صفر و در گرادیان مثبت که جریان در تمام لایه‌ها رو به پایین است، مقدار غلظت یون کلر ۷۱٪ کمتر از حالت گرادیان صفر در مقایسه با غلظت یون کلر اولیه می‌باشد، که نشان‌دهنده خروج یون‌ها از سیستم و ورود آن به لایه پذیرنده است.

### بررسی غلظت آلاینده در لایه‌های خاک

در این بخش وضعیت غلظت آلاینده در خاک توسط مدل مورد ارزیابی قرار گرفت. توزیع عمودی غلظت یون کلر در سه لایه خاک مجموعاً به ضخامت ۳۰ سانتی‌متر در هدهای مختلف مقایسه شد. نتایج مربوط به گرادیان‌های (+۰/۲۰ و ۰/۰۰، -۰/۲۰) در لایه



شکل ۱۲- تغییرات غلظت یون کلر در ستون خاک انتخاب‌شده

شکل ۱۲ نشان می‌دهد که در محل تماس لایه رس فوقانی با منبع آلاینده (نقطه‌ی +۰/۳۰ متر محور افقی) بیشترین غلظت یون کلر وجود دارد و به دلیل بالا بودن ضریب پراکندگی یون کلر در آب خالص توزیع غلظت در این بخش یکنواخت است. در شرایط گرادیان صفر در حصار هیدرولیکی غلظت یون کلر در مخزن آلاینده پس از ۱۵ روز در بیشینه مقدار خود نسبت به سایر حالات بررسی‌شده قرار دارد و عملکرد حصار هیدرولیکی در بهترین حالت است. یعنی

منبع آلاینده نتایج مطلوب‌تری ندارد ولی در مقایسه با فشارهای کمتر نتایج بهتری را ارائه می‌دهد.

### منابع

احمدی، ح. ۱۳۹۶. بررسی آزمایشگاهی عملکرد حصار هیدرولیکی در انتقال آلاینده‌های سطحی به آب‌های زیرزمینی. مجله تحقیقات کاربردی مهندسی سازه‌های آبیاری و زهکشی، ۱۷، ۴۲-۳۱.

بدو، ک. و نجف زاده. ۱۳۹۲. مقایسه عملکرد تله هیدرولیکی در مقابله با انتقال آلودگی با استفاده از مدل‌های آزمایشگاهی. نشریه علوم آب و خاک، ۲۳، ۲: ۸۴-۷۱.

Aleksandra, K., Lara, S., Merce, B. R., Martin, E., Josep, M.P., Corinne, L. and Christine, S. 2019. Sorption properties and behavior at laboratory scale of selected pharmaceuticals using batch experiments. *Journal of Contaminant Hydrology* 125.5: 390-403

Brachman, R.W.I. and Gudina, S. 2008. Gravel contacts and geo-membrane strains for a GM/CCL composite liner *Geotext Geomembranes* 26.6: 448-459.

Cabral, A., Demers, I. and Ciubotario, R. 2000. Potential contaminant migration at a contaminated soils landfill site in Quebec. In: zomberg, J.G. and Christopher. B. R. Advance in Transportation and Geoenvironmental systems. Using Geosynthetics. *Proceeding of Sessions of Geo- Denver Congress*.

El Salam, M.M. and AbuZuid, G.I. 2015. Impact of Landfill leachate on the groundwater quality a case study in Egypt. *J. Adv. Research*. 6.4: 579-586.

Feddes, R.A., Kabat, P., Bakel, P.J.T., Bronswijk, J.J.B. and Halbertsma, J. 1988. Modeling soil water dynamics in the unsaturated zone: state of the art. *J. Hydraulics*. 100: 69-111.

Giroud, J.P., Badu Tweneboah, K. and Soderman, K. I. 1997. Comparison of leachate flow through compacted clay liners in landfill liner systems *Geosynth Int*. 4(3-4): 391-431.

Han, D., Tong, X., Currell, M.J., Cao, G., Jin., M. and Tong, C. 2014. Evaluation of the impact of an uncontrolled landfill on surrounding groundwater quality. Zhoukou, China. *J.Geochem. Explor*. 136: 24-39

Javadi, A., AlNajjar, M. and Evans, B. 2008. Numerical modeling of contaminant transport through soils: case study *J. Geotech. Geoenviron*. 134.2: 214-230

Kjeldsen, P., Morton A. Barlaz, Alix P. Rooker, Anders Baun, Anna Ledin & Thomas H. Christensen. 2002. Present and Long-Term Composition of MSW Landfill Leachate: A Review, *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 32:4, 297-336

این مقایسه در انطباق کامل با مدل‌های نشان‌دهنده تغییرات غلظت یون کلر در منبع پذیرنده در اثر فشارهای مختلف بر روی لایه ماسه‌ای در طول زمان می‌باشد و مجدداً نشان می‌دهد که بهترین شرایط برای عملکرد حصار هیدرولیکی در گرادیان صفر و هم تراز بودن سطح آب منبع تزریق با سطح سیال آلاینده حادث می‌شود. همین‌طور شکل ۱۲ نشان می‌دهد در هر سه حالت بیشترین شیب تغییرات غلظت یون قبل از لایه ماسه‌ای اتفاق می‌افتد، یعنی بیشترین مقدار جابجایی یون کلر در این منطقه است و بخش ماسه با یک رفتار مقاوم در برابر حرکت یونی باعث کاهش حرکت شده و در لایه رس دوم تقریباً تغییراتی در غلظت یون وجود ندارد و غلظت یون کلر در لایه تحتانی رس به کمینه مقدار خود رسیده است. یعنی مدل نشان می‌دهد حصار هیدرولیکی عملکرد قابل قبولی دارد و باعث کنترل و کاهش عبور آلاینده می‌شود.

### نتیجه‌گیری

در این تحقیق عمل تزریق آب به لایه ماسه‌ای محصور بین دو لایه رسی موجب ایجاد یک حصار هیدرولیکی در زیر لایه‌های آلاینده شده و این حصار هیدرولیکی مقدار انتقال مواد آلاینده به لایه‌های پایین را به میزان قابل ملاحظه کاهش داد. نتایج روش مشابه یافته‌های احمدی (۱۳۹۶) بوده و در مقایسه با روش پیشنهادی (بدو و نجف زاده، ۱۳۹۲) تحت عنوان تله هیدرولیکی، عملکرد بهتری دارد. با توجه به نتایج به دست آمده و اعتبارسنجی انجام‌شده دقت مدل حاصل از ماژول CTRAN/W تأیید شد و می‌توان از این نرم‌افزار برای اعمال شرایط متعدد مرزی و هیدرولیکی استفاده کرد. بر اساس نتایج آزمایشگاهی و نیز نتایج حاصل از مدل، تزریق آب صاف به لایه ماسه‌ای بین دو لایه رسی باعث کاهش مقدار آلاینده عبوری از لایه‌ها و ورود آلاینده کمتری به محیط می‌شود، همچنین آهنگ عبور این آلاینده نیز آهسته‌تر است. اثر حصار هیدرولیکی وابسته به وجود لایه ماسه‌ای در بین لایه‌های با نفوذپذیری کمتر رسی بوده تا بتوان با استفاده از این لایه فشار هیدرولیکی در فضای بین ذرات لایه ماسه‌ای ایجاد کرد. وجود لایه ماسه‌ای با نفوذپذیری بالا بین دو لایه رسی در کاهش مقدار آلاینده عبوری موثر است و می‌تواند با هزینه‌های کمتر جایگزین شیوه‌های متداول شود. وجود لایه رسی دوم در پایین باعث افزایش فشار هیدرولیکی در لایه ماسه‌ای فوقانی شده و در نتیجه گرادیان هیدرولیکی در لایه اول رسی کاهش پیدا کرده و از شدت ورود آلاینده به این لایه کاسته می‌شود. بهترین شرایط برای کمترین عبور آلاینده با کمترین سرعت، زمانی اتفاق می‌افتد که فشار هیدرولیکی در لایه ماسه‌ای با فشار هیدرولیکی منبع آلاینده یکسان شود. در نهایت ملاحظه شد که افزایش فشار هیدرولیکی در مقایسه با فشار هم‌تراز با

- distributed clayey soil. *Can. Geotechnical Journal.*, 25:108-118
- Rowe, K.R. and Badv, K. 1996a. Chloride migration through clayey silt underlain by fine sand or silt. *J. Geotech. Eng.* 122.1: 60-68.
- Rowe, K.R. and Badv, K. 1996b. Advection diffusive contaminant migration in unsaturated sand and gravel. *J. Geotech. Eng.* 122.12: 965-975.
- Sample-Lord, K., Zhang, W., Tong, S., and Shackelford, D.C. 2019. apparent salt diffusion coefficients for soil-bentonite backfills. *Canadian Geotechnical Journal.* 28 January, online
- Shackelford, D.C. 2014. The ISSMGE Kerry Rowe Lecture: The role of diffusion in environmental geotechnics. 5.11: 1219-1242
- Varnak, G., Demir, A., Yenilmezsoy, K., Bilgili, M.S., Top, S. and Sekman, E. 2011. Estimation of transport parameters of public compounds and inorganic contaminants through composite landfill liners using one dimensional transport model. *Waste Manage.* 31.11: 2263-2274
- Xiaomeng S., Chesheng Zh. Jan X. and Fanzhe K., Zh. 2012. An efficient global sensitivity. Approach for distributed hydrological model. *Journal of Geographical Sciences.*, 22.209: 222
- Martinez, F. S. G., Pachepsky, Y. A. and Rawls, W. J. 2010. Modeling solute transport in soil columns using advective dispersive equations with fractional spatial derivatives. *Adv. Eng. Softw.* 41.1: 4-8.
- Manassero, M. 2019. The second ISSMGE Kerry Rowe Lecture: On the intrinsic, state and fabric parameters of active clays for contaminant control. *Canadian Geotechnical Journal.* 16 April. Online
- McWatters, R.S., Jones, D.D., Rowe, R.K. and Markle, J.M. 2018. Investigation of a decommissioned landfill barrier system containing PCB waste after 25 years in service. *Canadian Geotechnical Journal.* 09 November. Online
- Pu, H., Fox, P. and Shackelford, C. 2016. Assessment of consolidation-induced contaminant transport for compacted clay liner systems. *J. Geotech Geoenviron.* Doi: 10.1061/(ASCE)GT 1943-5606.0001426.
- Revanse, A., Ross. D., Gregory. B., Meadows. M., Harries. C. and Gronow, J. 1999. Long term fate of metals in landfill. *Proceeding of the 7<sup>th</sup> International Waste Management and Land Symposium Cagliari Italy.*
- Rowe, K. R., Caers, C.J., and Barone, F. S. 1988. laboratory determination of diffusion and distribution coefficients of contaminants using un

## Laboratory and Numerical Study of the Hydraulic Barriers on Contaminant Transport

A. A. Sirous Rezaei<sup>1</sup>, H. Ahmadi<sup>2\*</sup>

Received: Oct.18, 2019

Accepted: Dec.04, 2019

### Abstract

In this study, contaminant transport from surface pollutant source to groundwater source through a hydraulic system consisting of three layers of soil is considered by using laboratory models and a numerical model. Three soil layers including two fine-grained layers and one coarse-grained layer were considered between them. Arrangement from top to bottom of the studied model consisted of a contamination tank containing sodium chloride solution as a source of contaminant, a clay layer with a physical barrier, a sand layer with a hydraulic barrier and a bottom placed clay layer as natural land and ultimately a fresh water tank as the groundwater source, receiving contamination. To study the performance of the hydraulic barrier, the physical and hydraulic properties of the used materials were calibrated in the CTRAN / W model. Then the calibrated model was validated using observed data with the extra conducted testes. Finally, hydraulic barrier performance at different hydraulic gradients and pressures was evaluated by numerical model. The results showed that the performance of hydraulic barrier is in the best condition in case of no hydraulic gradient in the upper clay layer. The achieved data revealed the hydraulic barrier efficiency is almost seventy percent better than the regular compacted liners without a hydraulic barrier. The studies also showed that the transmission of contaminant to the receiving reservoir under positive gradient (downstream flow in the clay layer) was more in comparison to the negative gradient (upstream flow in the clay layer).

**Keywords:** Clay layer, Contaminant, CTRAN/W, Environment, Hydraulic Barriers, Sand layer, SEEP/W

1- Ph.D. Student of Irrigation and Drainage, Department of Water Engineering, Urmia University

2- Associate Professor, Department of Water Engineering, Faculty of Agriculture and Natural Resource, Urmia University

(\*- Corresponding Author Email: hojjat.a@gmail.com)