

## بررسی آزمایشگاهی تغییرات انتشارپذیری آلاینده‌ها در محیط‌های متخلخل همگن و غیرهمگن اشباع

تاریخ دریافت: ۱۳۹۳/۱۰/۲۱

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۴/۰۶/۳۰

گلستان جعفری کلکان<sup>۱</sup>، بهروز مهدی نژادیانی<sup>۲</sup>

### چکیده

تخمین دقیق پارامترهای انتقال آلاینده یکی از گام‌های بسیار مهم برای شبیه‌سازی انتقال آلاینده در محیط‌های متخلخل می‌باشد. در این تحقیق، متوسط سرعت آب منفذی و ضریب انتشار در سه نوع محیط متخلخل اشباع تخمین زده شده و تغییرات انتشارپذیری با مقیاس بررسی گردید. مقادیر متوسط سرعت آب منفذی و ضریب انتشار با برآزش حل تحلیلی معادله‌ی جابجایی-انتشار بر منحنی‌های رخنه‌ی آزمایشگاهی با استفاده از نرم‌افزار CXTFIT2.1 به دست آمد. داده‌های مورد نیاز، با انجام آزمایش‌های ردیابی در یک تانک شن به ابعاد داخلی ۲۵۰×۱۰×۶۰ سانتی‌مترمکعب جمع‌آوری شد. آزمایش‌ها در سه نوع محیط متخلخل (خاک ماسه‌ای همگن، خاک ماسه‌ای غیرهمگن با چیدمان تصادفی و خاک ماسه‌ای غیرهمگن با چیدمان طبیعی) تحت سه گرادیان هیدرولیکی ۰/۰۱۷، ۰/۰۲۵ و ۰/۰۳۴ انجام گردید. نتایج نشان داد که در هر سه محیط متخلخل و در هر سه گرادیان هیدرولیکی، انتشارپذیری با مقیاس افزایش پیدا کرد. همچنین مشاهده شد که با افزایش درجه‌ی غیرهمگنی، تغییرات انتشارپذیری با مقیاس افزایش یافت. تحت گرادیان هیدرولیکی ۰/۰۱۷، انتشارپذیری محیط متخلخل همگن به صورت غیرخطی افزایش پیدا کرد و در دو گرادیان هیدرولیکی دیگر، تغییرات آن از توابع خطی پیروی نمود. در محیط‌های متخلخل غیرهمگن مطالعه شده، تحت گرادیان هیدرولیکی ۰/۰۱۷، تغییرات انتشارپذیری به صورت نامنظم بود. در حالی که در دو گرادیان هیدرولیکی دیگر تغییرات آن به صورت تابع نمایی یا تابع توانی بود. بنابراین، به طور کلی، در یک آبخوان همگن تحت گرادیان‌های هیدرولیکی زیاد و در یک آبخوان غیرهمگن می‌توان تغییرات انتشارپذیری را به ترتیب به صورت یک تابع خطی و یک تابع توانی یا یک تابع نمایی تقریب زد.

واژه‌های کلیدی: اثرات مقیاس، معادله‌ی جابجایی-انتشار، منحنی رخنه<sup>۲</sup>، نرم‌افزار CXTFIT2.1.

<sup>۱</sup> - کارشناسی مهندسی آب، دانشجوی کارشناسی ارشد دانشگاه کردستان- سنندج، خیابان شهدا، تلفن: ۰۹۱۸۶۵۸۴۵۱۴، E-mail: [Golestanjafari@gmail.com](mailto:Golestanjafari@gmail.com)

<sup>۲</sup> -استادیار، دکتری آبیاری و زهکشی، هیأت علمی، گروه مهندسی آب دانشگاه کردستان، سنندج، ایران، تلفن: ۰۹۱۸۳۷۰۸۷۳۱، E-mail: [B.mehdinejad@uok.ac.ir](mailto:B.mehdinejad@uok.ac.ir) (مسئول مکاتبه)

در نظر گرفته می‌شود (Huang et al., 1995; Gao et al., 2009).

منظور از مقیاس بزرگ، حجمی در حدود ۱۰ تا ۵۰ مترمکعب است (Levy and Berkowitz, 2003). بنابراین، در این حالت برای پارامترهای انتقال آلاینده یک مقدار ثابت در نظر گرفته می‌شود (Gao et al., 2009). در این حالت، مقدار ثابت هر پارامتر انتقال بیانگر مقدار مؤثر آن پارامتر در مقیاس مورد بررسی می‌باشد (Gao et al., 2009). در این حالت، شکل یک بُعدی معادله جابجایی-انتشار برای آلاینده‌های محلول پایدار در محیط اشباع با شرایط جریان ماندگار به صورت زیر می‌باشد (Huang et al., 1995; Gao et al., 2009):

$$\frac{\partial C(x,t)}{\partial t} = D_x \frac{\partial^2 C(x,t)}{\partial x^2} - V_x \frac{\partial C(x,t)}{\partial x} \quad (1)$$

که در آن  $C(x,t)$  غلظت آلاینده ( $ML^{-3}$ )،  $D_x$  ضریب انتشار طولی ( $L^2T^{-1}$ )،  $V_x$  متوسط سرعت آب منفذی ( $LT^{-1}$ )،  $x$  مختصات مکان ( $L$ ) و  $t$  مختصات مکان ( $T$ ) است. چنانچه شرایط مرزی و اولیه به صورت زیر در نظر گرفته شود،

$$C(0,t) = C_0 \quad (2-الف)$$

$$C(\infty,t) = 0 \quad (2-ب)$$

$$C(x,0) = 0 \quad (2-ج)$$

حل تحلیلی معادله‌ی ۱ به صورت زیر است (Fetter, 1999):

$$C(x,t) = \frac{C_0}{2} \left[ \operatorname{erfc} \left( \frac{x - V_x t}{2\sqrt{D_x t}} \right) + \exp \left( \frac{V_x x}{D_x} \right) \operatorname{erfc} \left( \frac{x + V_x t}{2\sqrt{D_x t}} \right) \right] \quad (3)$$

برای مقادیر بزرگ  $\frac{V_x x}{D_x}$ ، عبارت دوم سمت راست معادله‌ی (۳) ناچیز است (Fetter, 1999) و معادله‌ی (۳) را می‌توان به صورت زیر نوشت:

## مقدمه

امروزه از طرفی به دلیل افزایش آب مورد نیاز ساکنان کره‌ی زمین منابع آب زیرزمینی به طور بی‌رویه برداشت شده و از طرف دیگر به دلیل گسترش فعالیت‌های صنعتی، کشاورزی و بهداشتی این منابع در معرض انواع آلودگی‌ها قرار دارند. محیط متخلخل که در آن آب زیرزمینی جریان دارد، به طور ذاتی یک محیط بسیار پیچیده و اصطلاحاً غیرهمگن می‌باشد. از این رو توصیف انتقال آلاینده در محیط‌های متخلخل بسیار مشکل است (Levy and Berkowitz, 2003). جلوگیری از آلودگی منابع آب زیرزمینی مستلزم درک مکانیزم انتقال جرم در محیط‌های متخلخل و روش عملی و مؤثر شبیه‌سازی فرآیند انتقال آلاینده‌ها در این محیط‌ها است (You and Zhan, 2013).

دو عامل بسیار مهم برای شبیه‌سازی دقیق حرکت آلاینده در محیط متخلخل انتخاب مدل ریاضی مناسب و تخمین مقدار دقیق پارامترهای مدل می‌باشد.

تاکنون مدل‌های ریاضی مختلفی برای بیان حرکت املاح در خاک توسعه یافته است. معادله‌ی جابجایی انتشار (ADE) گسترده‌ترین معادله‌ی مورد استفاده برای توصیف انتقال املاح در شرایط اشباع است. این معادله شامل فرآیندهای جابجایی، پخشیدگی ملکولی و انتشار مکانیکی می‌باشد (Fetter, 1999). فرآیند جابه‌جایی در اثر اختلاف پتانسیل یا گرادین هیدرولیکی موجب انتقال آلاینده می‌شود. فرآیند پخشیدگی ملکولی ناشی از حرکت تصادفی ملکول‌ها و انتشار مکانیکی در اثر تغییرات سرعت سیال در فضای منافذ محیط متخلخل اتفاق می‌افتد. مجموع فرآیندهای پخشیدگی ملکولی و انتشار مکانیکی، انتشار هیدرودینامیکی یا به اختصار انتشار نامیده می‌شود. معمولاً در محیط‌های متخلخل غیرهمگن اطلاعات جامعی در مورد تغییرات توزیع خصوصیات هیدرولیکی در دسترس نیست، به همین دلیل محیط‌های متخلخل در مقیاس بزرگ به صورت همگن

کنترل و نظارت نمود. به دلیل ماهیت غیرهمگن محیط‌های متخلخل در طبیعت، پژوهش در مورد انتقال املاح در محیط‌های متخلخل غیرهمگن و مقایسه‌ی رفتار آنان با محیط‌های متخلخل همگن ضروری می‌باشد. فرم ناهمگنی خاک در شرایط آزمایشگاهی استفاده از خاک مطبق می‌باشد. در این نوع تحقیقات، لایه‌های خاک به صورت عمود بر جهت جریان، موازی با آن و یا به صورت متمایل در نظر گرفته می‌شوند (Picknes and Grisak, 1981; Zhou, 2002).

Porro et al. (1993) انتقال املاح از میان دو ستون بزرگ خاک را بررسی کردند. یک ستون با لوم شنی ریز و دیگری با لایه‌های متناوب به ضخامت ۲۰ سانتی‌متر از لوم شنی ریز و لوم رسی سیلتی پر شده بود. ردیاب‌های مختلف از قبیل برمید و کلرید تحت شرایط جریان ماندگار در بالای ستون‌های خاک به کار گرفته شدند. نتایج تحقیق آنان نشان داد، هیچ رابطه روشنی بین ضرایب انتشار و عمق برای هر یک از ردیاب‌ها و ستون‌های خاک وجود ندارد. مطالعه‌ی تغییرات انتشارپذیری در یک ستون خاک افقی به طول ۱۲/۵ متر که با ماسه‌ی غیرهمگن با اندازه‌ها و اشکال بسیار متنوع شامل سنگریزه، شن درشت، شن ریز و ماسه پُر شده بود (Huang et al., 1995) نشان داد که میزان انتشارپذیری با افزایش فاصله از منبع آلاینده افزایش می‌یافت. در این تحقیق، دامنه‌ی تغییرات انتشارپذیری از ۲۹/۵۷ تا ۲۳۴/۲۴ سانتی‌متر بود. تحقیقات بر روی دو محیط متخلخل غیرهمگن و مطبق در ستون‌های آزمایشگاهی کوتاه (۵۰ و ۱۰۰ سانتی‌متر) نشان داد که میزان افزایش انتشارپذیری با طول در ستون خاک مطبق بیش‌تر از افزایش آن در ستون غیرهمگن است (Zhou, 2002). مطالعه‌ی تغییرات انتشارپذیری در سه ستون خاک دست‌نخورده به طول‌های ۸۷، ۴۳/۵ و ۲۱/۸ سانتی‌متر انجام گردید (Khan and Jury, 1990). بر اساس یافته‌های این تحقیق، انتشارپذیری با افزایش طول ستون خاک

$$C(x,t) = \frac{C_0}{2} \operatorname{erfc}\left(\frac{x-V_x t}{2\sqrt{D_x t}}\right) \quad (4)$$

در معادله‌های ۲ تا ۴،  $C_0$  غلظت آلاینده‌ی نقطه‌ای است که به طور پیوسته در نقطه‌ی  $x=0$  به داخل محیط متخلخل تزریق می‌گردد. ضریب انتشار طولی عبارت از  $D_x = \alpha_x V_x + D^*$  می‌باشد (Picknes and Grisak, 1981). در این رابطه  $\alpha_x$  انتشارپذیری طولی ( $L$ ) و  $D^*$  ضریب پخشیدگی ملکولی ( $L^2 T^{-1}$ ) است. نقش نسبی انتشار مکانیکی و پخشیدگی ملکولی در انتقال آلاینده با استفاده از عدد پکله<sup>۱</sup> مشخص می‌شود. در اعداد پکله‌ی بزرگ، انتشار مکانیکی، عامل کنترل‌کننده می‌باشد و در این حالت ضریب انتشار با استفاده از رابطه‌ی  $D_x = \alpha_x V_x$  محاسبه می‌گردد (Fetter, 1999).

تحقیقات زیادی در زمینه وابستگی انتشارپذیری به مقیاس به‌صورت آزمایشگاهی و صحرایی انجام شده است (Gelhar et al., 1999; Pang and Hunt, 2001; Fallico et al., 2012). بر اساس مطالعات انجام شده، در بیشتر موارد و به‌ویژه در مطالعات صحرایی، انتشارپذیری وابسته به مقیاس گزارش شده است (Gelhar et al., 1999). در مطالعات انتقال املاح، مفهوم وابستگی انتشارپذیری به مقیاس یا به صورت تغییرات انتشارپذیری با فاصله از منبع آلاینده و یا به صورت تغییرات انتشارپذیری با زمان بیان می‌شود (Zhou, 2002). وابستگی انتشارپذیری به مقیاس به صورت تغییرات انتشارپذیری با فاصله از منبع آلاینده، برای مقیاس آزمایشگاهی به صورت طول ستون خاک و برای مقیاس مزرعه‌ای به صورت فاصله از چاه تزریق آلاینده تا چاه نمونه‌برداری در نظر گرفته می‌شود (Picknes and Grisak, 1981; Zhou, 2002).

آزمایش‌های مزرعه‌ای در اجرا بسیار پرهزینه، زمان‌بر و نسبتاً دشوار هستند؛ در مقابل مطالعات ردیابی را در شرایط آزمایشگاهی می‌توان بسیار بهتر

<sup>۱</sup> Peclet number

لازم است که تغییرات انتشارپذیری با مقیاس در چند گرادیان مختلف بررسی شود. بنابراین، هدف از این پژوهش، بررسی تغییرات انتشارپذیری با فاصله از منبع آلاینده (مقیاس) در محیط‌های متخلخل همگن و غیرهمگن اشباع تحت سه گرادیان هیدرولیکی مختلف می‌باشد.

## مواد و روش‌ها

### ساخت تانک شن

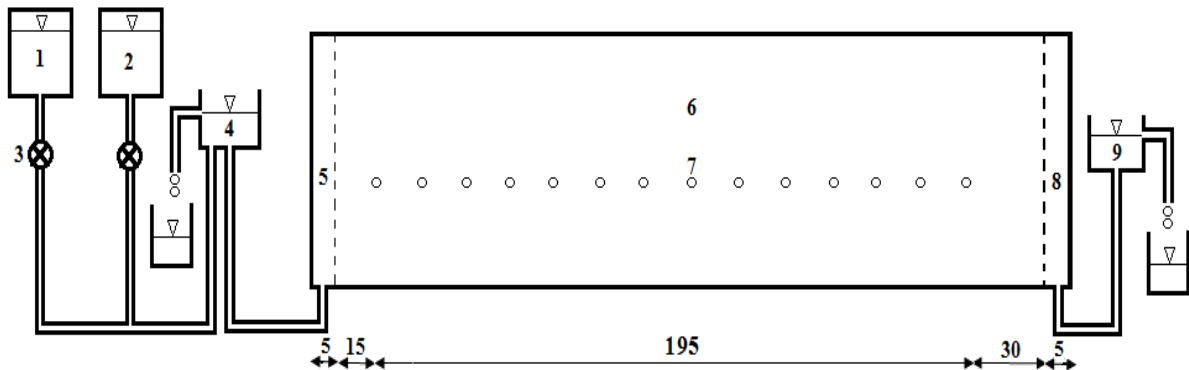
در این تحقیق، پارامترهای انتقال آلاینده با استفاده از روش مسأله معکوس تخمین زده شد. به منظور جمع‌آوری داده‌های مورد نیاز، یک تانک شن از جنس فلز به ضخامت سه میلی‌متر و پلکسی گلاس به ضخامت شش میلی‌متر ساخته شد. با توجه به تحقیقات انجام شده در این زمینه (Silliman and Simpson, 1987; Levy and Berkowitz, 2003)، ابعاد داخلی این مدل  $25 \times 10 \times 60$  سانتی‌مترمکعب در نظر گرفته شد (شکل ۱).

صفحه جلویی مدل از جنس پلکسی گلاس و سایر قسمت‌های آن از فلز ساخته شد. این مدل دارای سه قسمت اصلی ورودی، بخش محیط متخلخل و خروجی بود. در بخش محیط متخلخل، تعداد ۱۴ شیر با فواصل ۱۵ سانتی‌متری از هم‌دیگر جهت نمونه‌گیری به گونه‌ای نصب شد که از تمامی ضخامت تانک نمونه تهیه می‌گردید. نقاط نمونه‌گیری (شیرها) توسط توری‌های نخی و فلزی به منظور جلوگیری از گرفتگی به وسیله ذرات ماسه پوشیده شد. در تمامی آزمایش‌ها، جریان یک بُعدی ماندگار و در امتداد طول مدل برقرار شد. به منظور تنظیم شدت جریان دلخواه، قسمت‌های ورودی و خروجی به مخزن‌های آب با ارتفاع قابل تنظیم وصل شدند. این مخزن‌ها دارای شیر سرریز برای خروج جریان مازاد بودند. دو منبع برای وارد کردن آب شهری و آلاینده به تانک شن تعبیه شد که به وسیله شیرهای قطع و وصل به مخزن

افزایش خطی قابل ملاحظه‌ای داشت. توابع مختلفی برای بیان انتشارپذیری بر حسب فاصله از منبع آلاینده ارائه شده است. به‌عنوان مثال، Neuman (1990) یک تابع توانی و Xu and Eckstein (2001) یک تابع لگاریتمی ارائه نمودند. Pang and Hunt تغییرات انتشارپذیری را به صورت یک تابع خطی از فاصله در نظر گرفتند و معادله‌ی ADE را حل تحلیلی نمودند. بررسی‌های آزمایشگاهی نشان داد که معادله‌ی ارائه شده توسط آنان قادر است که منحنی رخنه را در فواصل مختلف از منبع آلاینده با دقت زیادی شبیه‌سازی کند. پژوهش‌های آزمایشگاهی انجام شده بر روی ستون‌های بزرگ خاک غیرهمگن اشباع (تاران، ۱۳۹۳) نشان داد که تغییرات انتشارپذیری برای مدت زمان‌های کوتاه تزریق آلاینده به صورت خطی و برای زمان‌های طولانی تزریق آلاینده به صورت نمایی و توانی است.

بر اساس تعریف ارائه شده توسط Levy and Berkowitz (2003) مدلی است که اندازه‌ی آن در جهت جریان بزرگ‌تر از یک متر باشد. علی‌رغم این تعریف، Huang et al. (1995) و Jose et al. (2004) که وابستگی انتشارپذیری به مقیاس را در یک مدل فیزیکی با طول ۱۴ متر در جهت جریان بررسی کردند، از مدل فیزیکی خود به عنوان یک مدل بزرگ یاد کردند. Silliman (1987) and Levy and Berkowitz (2003) به‌ترتیب از مدل‌های فیزیکی با طول‌های ۲۴۰ سانتی‌متر و ۲۱۳ سانتی‌متر در جهت جریان به‌منظور مطالعه‌ی انتقال املاح استفاده کردند. بر اساس مطالعات انجام شده توسط نویسندگان، مطالعات محدودی با استفاده از مدل‌های فیزیکی با اندازه‌ی متوسط انجام شده است. همچنین در پژوهش‌های انجام شده تغییرات انتشارپذیری در گرادیان‌های مختلف بررسی نشده است، با توجه به تأثیر مقدار گرادیان هیدرولیکی بر متوسط سرعت آب منفذی و در نتیجه تأثیر آن بر انتقال آلاینده از طریق جابجایی

ورودی با ارتفاع قابل تنظیم و این مخزن نیز توسط شیلنگ به تانک شن وصل شد.



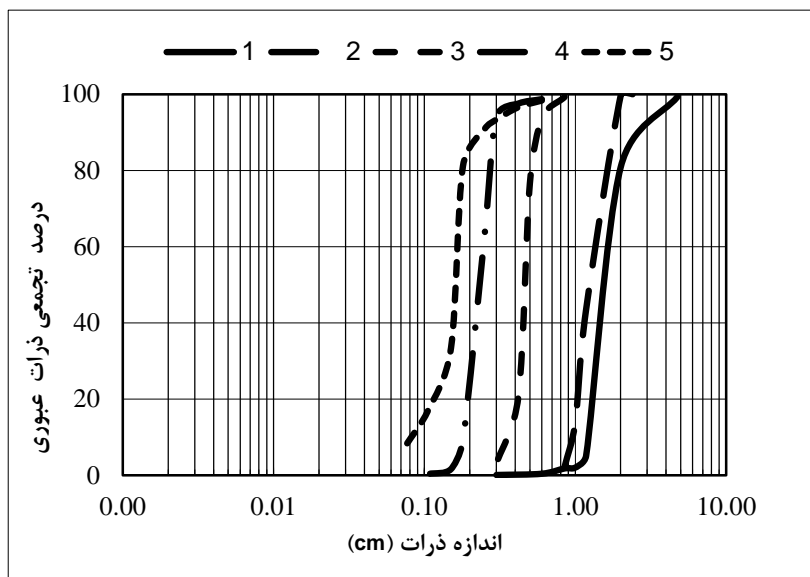
شکل (۱): نمایی از تانک شن و متعلقات آن (ابعاد روی شکل بر حسب سانتی متر هستند).

(۱)-منبع آب شهری، ۲-منبع آلاینده، ۳-شیر قطع و وصل، ۴-مخزن آب ورودی با ارتفاع قابل تنظیم، ۵-بخش ورودی تانک شن، ۶-محیط متخلخل، ۷-نقاط نمونه‌گیری، ۸-بخش خروجی تانک شن، ۹-مخزن آب خروجی با ارتفاع قابل تنظیم

### تهیه ماسه و پُر کردن تانک شن

پس از ساخت تانک شن، با استفاده از رسوبات رودخانه‌ای، خاک‌های ماسه‌ای برای انجام این پژوهش تهیه گردید. ماسه‌ی تهیه شده با استفاده از الک‌های ۴، ۱۰، ۲۰، ۴۰، ۵۰، ۸۰ و ۱۰۰ مطابق استاندارد ASTM دانه‌بندی شد (شکل ۲). دانه‌بندی بدین صورت انجام شد که ذرات محدود بین دو الک با شماره‌های متوالی در ظروف جداگانه ریخته شدند. ماسه‌های دانه‌بندی شده با آب شهری به دقت شسته شده و در هوای آزاد خشک گردید. پس از تهیه میزبان ماسه مورد نیاز، اقدام به پُر کردن مدل شد. با توجه به اهداف تحقیق، آزمایش‌های ردیابی در سه نوبت انجام شد. در آزمایش نوبت اول، به منظور ایجاد یک محیط متخلخل همگن، فقط از ماسه‌ی عبوری از الک ۱۰ و مانده روی الک ۲۰ استفاده شد. در آزمایش نوبت دوم، یک محیط متخلخل غیرهمگن با چیدمان تصادفی ایجاد شد. بدین منظور، سه نوع ماسه (ذرات

عبوری از الک ۱۰ و مانده روی الک ۲۰، ذرات عبوری از الک ۲۰ و مانده روی الک ۵۰ و ذرات عبوری از الک ۵۰ و مانده روی الک ۸۰) به صورت کاملاً تصادفی داخل مدل فیزیکی ریخته شد.



شکل (۲): منحنی‌های دانه‌بندی خاک‌های ماسه‌ای مورد استفاده در آزمایش‌های ردیابی

کاملاً اشباع گردد. همچنین در هر سه آزمایش تانک شن تا ارتفاع ۵۰ سانتی‌متری پر شد و بعد از ریختن هر لایه ماسه در ۲۵۰ سانتی‌متر طول تانک، با استفاده از وزنه‌ای ماسه به‌طور یکنواخت کوبیده می‌شد.

#### انجام آزمایش‌ها

بعد از پر کردن مدل، آزمایش‌های ردیابی در هر سه محیط متخلخل انجام شد. در این تحقیق، آزمایش‌های ردیابی در سه گرادیان هیدرولیکی ۰/۰۱۷، ۰/۰۲۵ و ۰/۰۳۴ انجام شد. کلرید سدیم (NaCl) با غلظت ۶ گرم در لیتر به عنوان آلاینده به کار برده شد که بعد از شروع آزمایش به طور پیوسته به درون محیط متخلخل تزریق می‌شد. در هر آزمایش، ابتدا جریان آب به درون تانک شن را قطع نموده، سپس در مدت زمان بسیار کوتاهی (کمتر از یک دقیقه) غلظت آب داخل مخزن ورودی با ارتفاع قابل تنظیم به ۶ گرم در لیتر رسانده شد. بعد از این مرحله، با باز کردن شیر متصل به منبع آلاینده (حاوی کلرید سدیم با غلظت ۶ گرم در لیتر) جریان پیوسته آلاینده به درون محیط متخلخل برقرار گردید. روش شرح داده شده برگرفته از تحقیقات قبلی (Levy and Berkowitz, 2003) است. اندازه‌گیری غلظت آلاینده

در این آزمایش، ریختن ماسه‌ها به داخل مدل بدین ترتیب انجام شد که در هر بار به صورت کاملاً تصادفی از یکی از انواع سه ماسه‌ی مذکور حجم ثابتی (حدود ۱۰×۱۰×۵ سانتی‌مترمکعب) درون مدل ریخته می‌شد. ایجاد یک محیط متخلخل با چیدمان تصادفی باعث کاهش اثرات مسیرهای ترجیحی بر مقدار پارامترهای انتقال می‌شود (Silliman and Simpson, 1987; Levy and Berkowitz, 2003). در آزمایش سوم، تانک شن طوری پر شد که چیدمانی مشابه آنچه در فرایند رسوب‌گذاری در طبیعت رخ می‌دهد، داشته باشد. بدین منظور، مطابق روش‌های پیشنهاد شده در تحقیق‌های گذشته (Huang et al., 1995) از تمامی ذرات ماسه‌ی دانه‌بندی شده استفاده شد. در این حالت ماسه‌ها طوری درون مدل ریخته می‌شوند که اندازه آن‌ها در جهت جریان ریزتر شود. همچنین طولی از هر اندازه ذره که درون مدل ریخته می‌شود، به صورت کاملاً تصادفی انتخاب گردید. قابل ذکر است که در هر سه آزمایش ماسه در شرایط اشباع درون مدل ریخته شد. این موضوع بدین مفهوم بود که یک لایه تقریباً ۲ تا ۳ سانتی‌متری ماسه به گونه‌ای درون تانک شن ریخته می‌شد که همواره حدود ۱۰ سانتی‌متر آب روی ماسه قرار داشته باشد تا ماسه

میانگین (ME) و جذر میانگین مربعات خطا (RMSE) از روابط زیر تعیین شدند (Loague and Green, 1991; Huang et al., 2008):

$$r^2 = 1 - \frac{\sum_{i=1}^N \left( C(x, t_i) - f(x, t_i) \right)^2}{\sum_{i=1}^N \left( C(x, t_i) - \bar{C}(x) \right)^2} \quad (۶)$$

$$ME = \frac{\sum_{i=1}^N \left| C(x, t_i) - f(x, t_i) \right|}{N} \quad (۷)$$

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^N \left( C(x, t_i) - f(x, t_i) \right)^2}{N}} \quad (۸)$$

در معادله (۶)،  $\bar{C}(x)$  میانگین غلظت‌های اندازه‌گیری شده در فاصله  $x$  می‌باشد. پارامترهای سایر معادله‌ها در بخش‌های قبل معرفی شده‌اند. مقدار  $r^2$  در محدوده‌ی صفر تا یک و مقادیر ME و RMSE در محدوده‌ی صفر تا بی‌نهایت تغییر می‌کنند. در مطلوب‌ترین حالت، مقادیر  $r^2$ ، ME و RMSE به ترتیب برابر یک، صفر و صفر هستند (Loague and Green, 1991; Huang et al., 2008). در این تحقیق هرچه مقادیر این آماره‌ها به مقادیر مطلوب خود نزدیک‌تر باشند، نشان می‌دهد که پارامترهای انتقال به دست آمده به مقدار واقعی خود نزدیک‌ترند و مقادیر غلظت محاسبه شده با استفاده از این پارامترها با مقادیر اندازه‌گیری شده‌ی متناظر آن‌ها هم‌خوانی بیشتری دارد.

بعد از تعیین مقادیر  $V_x$  و  $D_x$ ، با توجه به بزرگ بودن اعداد پکله، مقدار انتشارپذیری طولی از رابطه‌ی  $\alpha_x = D_x / V_x$  محاسبه و تغییرات آن با مقیاس بررسی گردید.

در هر نقطه از مدل، در زمان‌های دو دقیقه‌ای انجام شد و غلظت هر نمونه توسط دستگاه هدایت‌سنج الکتریکی اندازه‌گیری گردید. اندازه‌گیری‌ها تا زمانی ادامه می‌یافت که غلظت در هر نقطه به غلظت منبع آلاینده می‌رسید. همچنین هر آزمایش زمانی پایان می‌پذیرفت که غلظت در انتهای مدل به غلظت منبع آلاینده می‌رسید. بعد از اتمام آزمایش مربوط به یک گرادیان هیدرولیکی، منبع آب شهری را به تانک شن وصل نموده و اجازه داده می‌شد تا آلاینده از محیط متخلخل به طور کامل آبشویی گردد. آبشویی کامل زمانی بود که غلظت آب خروجی از تمام نقاط نمونه‌گیری و نیز از مخزن آب خروجی با ارتفاع قابل تنظیم برابر غلظت آب شهری گردد. بعد از انجام آبشویی با ایجاد گرادیان هیدرولیکی جدید، آزمایش در گرادیان هیدرولیکی مورد نظر انجام می‌گردید.

### تخمین پارامترهای انتقال املاح

پس از پایان هر آزمایش، به کمک مقادیر غلظت اندازه‌گیری شده و روش مسأله معکوس پارامترهای سرعت و ضریب انتشار در نقاط مختلف تخمین زده شد. بدین منظور از نرم‌افزار CXTFIT2.1 که معادله‌ی ADE (معادله‌ی ۱) را برای شرایط مختلف مرزی و اولیه‌ی مختلف حل تحلیلی می‌نماید، استفاده شد. در این نرم افزار، تابع هدف به صورت زیر تعریف شده است (Toride et al., 1999):

$$SSQ = \sum_{i=1}^N \left( C(x, t_i) - f(x, t_i) \right)^2 \quad (۵)$$

در معادله (۵)،  $C(x, t_i)$  و  $f(x, t_i)$  به ترتیب غلظت‌های اندازه‌گیری شده و برازش داده شده در فاصله  $x$  از منبع آلاینده می‌باشند. به منظور تعیین درستی برازش انجام شده و پارامترهای حاصل از برازش در هر فاصله‌ی  $x$ ، ضریب تعیین ( $r^2$ )، خطای

## نتایج و بحث

مقادیر متوسط سرعت آب منفذی ( $V_x$ ) و ضریب انتشار ( $D_x$ ) مربوط به سه نوع محیط متخلخل مورد بررسی در جداول ۱، ۲ و ۳ ارائه شده است.

جدول (۱): مقادیر پارامترهای انتقال آلاینده در خاک ماسه‌ای همگن\*

گرادیان هیدرولیکی															x
۰/۰۳۴					۰/۰۲۵					۰/۰۱۷					
RMSE	ME	r <sup>2</sup>	D <sub>x</sub>	V <sub>x</sub>	RMSE	ME	r <sup>2</sup>	D <sub>x</sub>	V <sub>x</sub>	RMSE	ME	r <sup>2</sup>	D <sub>x</sub>	V <sub>x</sub>	
۰/۰۵۳	۰/۰۴۷	۰/۹۵۲	۱/۰۰۸	۱/۶۱۰	۰/۰۴۱	۰/۰۳۱	۰/۹۸۹	۰/۰۲۶	۱/۸۸۷	۰/۰۸۲	۰/۰۶۴	۰/۹۴۱	۰/۵۸۸	۰/۶۳۴	۱۵
۰/۰۳۳	۰/۰۲۸	۰/۹۸۸	۰/۷۱۲	۱/۷۴۶	۰/۰۳۵	۰/۰۲۷	۰/۹۹۴	۰/۳۴۷	۲/۰۶۶	۰/۰۵۷	۰/۰۴۱	۰/۹۷۹	۰/۶۳۶	۰/۶۳۴	۳۰
۰/۰۵۲	۰/۰۴۳	۰/۹۸۱	۰/۹۲۹	۲/۰۱۷	۰/۰۲۶	۰/۰۱۷	۰/۹۹۸	۰/۶۰۶	۲/۳۰۰	۰/۰۷۹	۰/۰۶۱	۰/۹۶۹	۰/۶۴۷	۰/۶۰۵	۴۵
۰/۰۵۵	۰/۰۴۶	۰/۹۹۲	۱/۳۳۸	۲/۱۲۳	۰/۰۳۱	۰/۰۲۰	۰/۹۹۶	۰/۷۹۶	۲/۲۹۱	۰/۰۵۸	۰/۰۴۱	۰/۹۸۲	۱/۰۶۲	۰/۶۵۹	۶۰
۰/۰۸۸	۰/۰۴۸	۰/۹۹۳	۱/۰۵۱	۲/۱۱۳	۰/۰۲۸	۰/۰۱۹	۰/۹۹۶	۰/۸۳۸	۲/۴۳۳	۰/۰۵۳	۰/۰۳۹	۰/۹۸۵	۰/۹۰۱	۰/۷۱۸	۷۵
۰/۰۳۶	۰/۰۲۷	۰/۹۹۳	۱/۴۷۷	۲/۳۴۹	۰/۰۶۳	۰/۰۴۲	۰/۹۸۷	۱/۱۰۵	۲/۲۵۴	۰/۰۴۶	۰/۰۳۳	۰/۹۸۹	۰/۹۵۷	۰/۷۰۱	۹۰
۰/۰۳۸	۰/۰۲۹	۰/۹۸۱	۲/۴۰۸	۲/۲۶۷	۰/۰۲۵	۰/۰۱۵	۰/۹۹۷	۱/۱۹۹	۲/۲۶۹	۰/۰۱۸	۰/۰۱۱	۰/۹۹۹	۰/۸۹۶	۰/۶۴۶	۱۰۵
۰/۰۶۳	۰/۰۴۷	۰/۹۸۲	۱/۷۵۰	۲/۲۸۵	۰/۰۴۰	۰/۰۲۴	۰/۹۹۲	۱/۷۵۳	۲/۳۶۸	۰/۰۲۶	۰/۰۱۷	۰/۹۹۷	۰/۶۹۷	۰/۷۱۴	۱۲۰
۰/۰۵۷	۰/۰۴۲	۰/۹۸۲	۱/۹۰۹	۲/۲۶۷	۰/۰۴۳	۰/۰۲۹	۰/۹۹۱	۱/۴۱۵	۲/۳۷۲	۰/۰۲۰	۰/۰۱۲	۰/۹۹۸	۰/۹۹۸	۰/۶۳۶	۱۳۵
۰/۰۴۷	۰/۰۳۳	۰/۹۸۹	۱/۹۵۵	۲/۳۰۸	۰/۰۶۴	۰/۰۳۹	۰/۹۸۳	۱/۳۰۳	۲/۴۶۰	۰/۰۲۳	۰/۰۱۳	۰/۹۹۷	۰/۹۹۸	۰/۶۰۲	۱۵۰
۰/۰۵۹	۰/۰۴۲	۰/۹۸۲	۲/۳۳۷	۲/۲۸۰	۰/۰۳۸	۰/۰۲۳	۰/۹۹۳	۱/۴۷۵	۲/۴۰۷	۰/۰۶۲	۰/۰۳۸	۰/۹۹۵	۰/۸۲۹	۰/۵۰۲	۱۶۵
۰/۰۴۴	۰/۰۳۰	۰/۹۹۱	۲/۱۸۲	۲/۳۰۵	۰/۰۳۲	۰/۰۲۳	۰/۹۹۵	۱/۹۲۸	۲/۲۴۲	۰/۰۳۶	۰/۰۱۹	۰/۹۹۰	۰/۷۴۱	۰/۴۳۶	۱۸۰
۰/۰۴۳	۰/۰۳۰	۰/۹۹۱	۲/۶۴۴	۲/۲۷۲	۰/۰۳۱	۰/۰۲۴	۰/۹۹۵	۲/۳۴۰	۲/۲۹۸	۰/۰۲۹	۰/۰۱۷	۰/۹۹۶	۱/۰۷۱	۰/۳۹۷	۱۹۵
۰/۰۵۱	۰/۰۳۵	۰/۹۸۶	۲/۴۵۰	۲/۲۷۹	۰/۰۴۱	۰/۰۳۲	۰/۹۹۱	۲/۳۶۴	۲/۱۸۰	۰/۰۴۳	۰/۰۲۷	۰/۹۸۴	۱/۳۳۹	۰/۳۰۵	۲۱۰

\* واحد x سانتی‌متر و واحد سایر پارامترها در بخش‌های قبل معرفی شده است.



جدول (۲): مقادیر پارامترهای انتقال آلاینده در خاک ماسه‌ای غیرهمگن با چیدمان تصادفی

گرادیان هیدرولیکی															x
۰/۰۳۴					۰/۰۲۵					۰/۰۱۷					
RMSE	ME	R <sup>2</sup>	D <sub>x</sub>	V <sub>x</sub>	RMSE	ME	R <sup>2</sup>	D <sub>x</sub>	V <sub>x</sub>	RMSE	ME	R <sup>2</sup>	D <sub>x</sub>	V <sub>x</sub>	
۰/۰۶۷	۰/۰۵۲	۰/۹۷۲	۰/۲۹۹	۰/۳۲۸	۰/۰۴۷	۰/۰۳۳	۰/۹۹۵	۰/۴۸۲	۰/۴۱۷	۰/۰۸۰	۰/۰۶۴	۰/۹۶۰	۰/۲۶۴	۰/۲۳۹	۱۵
۰/۱۰۰	۰/۰۷۲	۰/۹۸۲	۰/۴۱۴	۰/۳۸۷	۰/۰۵۷	۰/۰۳۶	۰/۹۹۷	۰/۷۶۴	۰/۴۲۷	۰/۰۸۲	۰/۰۶۳	۰/۹۷۲	۰/۸۳۱	۰/۲۳۹	۳۰
۰/۰۴۳	۰/۰۳۱	۰/۹۹۱	۰/۷۶۴	۰/۴۰۰	۰/۱۳۵	۰/۰۷۸	۰/۹۹۰	۱/۰۲۴	۰/۳۶۴	۰/۰۴۰	۰/۰۲۶	۰/۹۹۶	۰/۴۵۸	۰/۱۸۱	۴۵
۰/۰۵۸	۰/۰۴۱	۰/۹۷۹	۱/۴۹۲	۰/۴۶۳	۰/۰۵۴	۰/۰۳۸	۰/۹۸۶	۰/۸۳۲	۰/۴۲۱	۰/۰۴۲	۰/۰۲۳	۰/۹۹۱	۰/۳۷۹	۰/۱۹۳	۶۰
۰/۰۴۳	۰/۰۲۹	۰/۹۸۹	۱/۲۲۶	۰/۴۶۷	۰/۰۳۸	۰/۰۲۷	۰/۹۹۴	۰/۶۱۱	۰/۳۹۵	۰/۰۴۶	۰/۰۲۳	۰/۹۸۹	۰/۵۸۱	۰/۱۹۱	۷۵
۰/۰۴۰	۰/۰۲۷	۰/۹۸۷	۱/۴۴۷	۰/۵۶۰	۰/۰۴۵	۰/۰۳۵	۰/۹۹۱	۱/۷۲۵	۰/۴۴۱	۰/۰۴۷	۰/۰۲۶	۰/۹۸۸	۰/۹۳۹	۰/۲۰۸	۹۰
۰/۰۴۵	۰/۰۳۳	۰/۹۸۸	۲/۴۸۶	۰/۶۵۲	۰/۰۴۸	۰/۰۳۳	۰/۹۹۳	۳/۰۴۰	۰/۴۴۲	۰/۰۳۰	۰/۰۱۹	۰/۹۹۶	۰/۶۶۹	۰/۲۰۴	۱۰۵
۰/۰۵۱	۰/۰۳۴	۰/۹۸۴	۱/۹۶۹	۰/۷۲۳	۰/۰۵۴	۰/۰۴۰	۰/۹۸۶	۲/۱۴۲	۰/۵۰۱	۰/۰۵۶	۰/۰۳۵	۰/۹۷۶	۱/۳۹۳	۰/۲۷۵	۱۲۰
۰/۰۴۹	۰/۰۳۴	۰/۹۸۱	۱/۹۳۵	۰/۸۰۲	۰/۰۴۸	۰/۰۳۳	۰/۹۸۹	۱/۷۳۸	۰/۵۰۹	۰/۰۴۶	۰/۰۲۵	۰/۹۸۹	۱/۵۳۷	۰/۲۹۷	۱۳۵
۰/۰۵۳	۰/۰۳۷	۰/۹۸۵	۲/۰۰۴	۰/۸۱۳	۰/۰۴۹	۰/۰۴۰	۰/۹۹۲	۱/۸۲۳	۰/۴۹۶	۰/۰۴۶	۰/۰۲۶	۰/۹۸۸	۱/۵۷۳	۰/۳۴۱	۱۵۰
۰/۰۵۰	۰/۰۳۳	۰/۹۸۶	۳/۳۹۰	۰/۷۹۵	۰/۰۵۱	۰/۰۳۵	۰/۹۸۶	۲/۴۳۱	۰/۴۵۴	۰/۰۷۶	۰/۰۴۴	۰/۹۹۱	۰/۹۱۸	۰/۳۴۰	۱۶۵
۰/۰۴۰	۰/۰۲۹	۰/۹۹۳	۲/۸۳۰	۰/۷۹۲	۰/۰۴۵	۰/۰۳۱	۰/۹۹۲	۲/۶۴۲	۰/۴۴۱	۰/۰۴۳	۰/۰۲۳	۰/۹۸۸	۱/۴۰۹	۰/۳۶۸	۱۸۰
۰/۰۴۵	۰/۰۲۹	۰/۹۸۶	۳/۵۵۴	۰/۷۶۸	۰/۰۴۸	۰/۰۳۱	۰/۹۹۱	۳/۵۷۹	۰/۴۴۹	۰/۰۶۲	۰/۰۴۱	۰/۹۹۲	۳/۰۰۰	۰/۴۲۴	۱۹۵
۰/۰۳۶	۰/۰۲۶	۰/۹۹۴	۳/۴۷۶	۰/۸۰۵	۰/۰۴۷	۰/۰۲۵	۰/۹۹۳	۴/۸۷۸	۰/۴۴۱	۰/۰۸۳	۰/۰۵۲	۰/۹۸۷	۳/۰۰۰	۰/۳۸۴	۲۱۰

جدول (۳): مقادیر پارامترهای انتقال آلاینده در خاک ماسه‌ای غیرهمگن با چیدمان طبیعی

گرادیان هیدرولیکی															x
۰/۰۳۴					۰/۰۲۵					۰/۰۱۷					
RMSE	ME	R <sup>2</sup>	D <sub>x</sub>	V <sub>x</sub>	RMSE	ME	R <sup>2</sup>	D <sub>x</sub>	V <sub>x</sub>	RMSE	ME	R <sup>2</sup>	D <sub>x</sub>	V <sub>x</sub>	
۰/۰۲۰	۰/۰۱۴	۰/۹۹۸	۰/۱۱۶	۰/۷۷۰	۰/۰۴۸	۰/۰۴۲	۰/۹۷۸	۰/۰۹۴	۰/۶۰۲	۰/۰۵۱	۰/۰۴۷	۰/۹۷۰	۰/۰۷۸	۰/۴۵۸	۱۵
۰/۰۲۲	۰/۰۱۴	۰/۹۹۹	۰/۴۴۲	۰/۷۷۴	۰/۰۵۳	۰/۰۴۵	۰/۹۸۲	۰/۴۲۱	۰/۶۴۴	۰/۰۶۱	۰/۰۵۶	۰/۹۶۲	۰/۲۲۹	۰/۴۹۴	۳۰
۰/۰۵۳	۰/۰۴۰	۰/۹۹۶	۰/۵۹۰	۰/۷۱۹	۰/۰۶۷	۰/۰۵۵	۰/۹۷۳	۰/۹۱۰	۰/۵۸۹	۰/۰۶۹	۰/۰۵۸	۰/۹۷۱	۰/۲۹۸	۰/۴۶۷	۴۵
۰/۰۴۱	۰/۰۲۹	۰/۹۹۱	۰/۸۰۳	۰/۷۱۵	۰/۰۵۷	۰/۰۴۵	۰/۹۸۴	۱/۴۷۲	۰/۵۸۳	۰/۰۶۹	۰/۰۶۱	۰/۹۶۲	۰/۴۵۵	۰/۴۹۴	۶۰
۰/۰۳۲	۰/۰۲۰	۰/۹۹۷	۱/۲۳۹	۰/۵۸۵	۰/۰۵۳	۰/۰۳۵	۰/۹۹۲	۲/۰۸۷	۰/۴۱۸	۰/۰۹۹	۰/۰۸۳	۰/۹۳۰	۱/۵۱۱	۰/۴۳۶	۷۵
۰/۰۲۲	۰/۰۱۲	۰/۹۹۸	۱/۰۷۳	۰/۵۰۶	۰/۰۴۶	۰/۰۳۵	۰/۹۹۷	۲/۲۰۴	۰/۳۸۷	۰/۱۰۵	۰/۰۷۷	۰/۹۴۴	۷/۹۶۶	۰/۲۵۵	۹۰
۰/۰۲۶	۰/۰۱۶	۰/۹۹۸	۱/۱۰۸	۰/۵۲۹	۰/۰۴۵	۰/۰۲۷	۰/۹۹۲	۱/۷۲۲	۰/۴۸۰	۰/۰۹۳	۰/۰۶۹	۰/۹۸۹	۱/۰۹۱	۰/۲۰۵	۱۰۵
۰/۰۲۵	۰/۰۱۵	۰/۹۹۸	۱/۱۱۱	۰/۵۹۰	۰/۰۳۷	۰/۰۲۴	۰/۹۹۴	۱/۴۱۷	۰/۵۰۹	۰/۰۶۹	۰/۰۵۳	۰/۹۸۳	۲/۵۴۹	۰/۲۴۶	۱۲۰
۰/۰۴۱	۰/۰۲۵	۰/۹۹۹	۱/۵۰۰	۰/۶۱۷	۰/۰۵۱	۰/۰۳۵	۰/۹۸۹	۲/۸۰۴	۰/۵۳۹	۰/۱۰۹	۰/۰۸۴	۰/۹۶۰	۹/۸۱۸	۰/۳۴۵	۱۳۵
۰/۰۴۰	۰/۰۲۵	۰/۹۹۵	۴/۱۴۹	۰/۸۱۷	۰/۰۶۰	۰/۰۴۷	۰/۹۸۳	۵/۰۷۴	۰/۷۲۷	۰/۱۰۴	۰/۰۸۰	۰/۹۳۳	۸/۵۹۳	۰/۵۰۸	۱۵۰
۰/۰۴۶	۰/۰۲۹	۰/۹۹۲	۵/۱۶۴	۰/۹۸۵	۰/۰۶۸	۰/۰۵۳	۰/۹۷۶	۶/۷۹۹	۰/۸۰۳	۰/۱۲۳	۰/۰۸۴	۰/۹۳۵	۱۶/۷۴۰	۰/۴۴۰	۱۶۵
۰/۰۷۹	۰/۰۴۴	۰/۹۷۴	۸/۸۰۴	۱/۰۰۸	۰/۰۷۴	۰/۰۵۵	۰/۹۵۷	۵/۹۳۹	۰/۵۶۴	۰/۰۶۸	۰/۰۵۲	۰/۹۹۱	۷/۸۴۳	۰/۳۹۵	۱۸۰
۰/۱۲۶	۰/۰۸۹	۰/۹۱۵	۲۱/۲۹۵	۰/۸۶۲	۰/۰۸۳	۰/۰۶۴	۰/۹۶۷	۱۰/۹۷۰	۰/۶۸۲	۰/۰۶۵	۰/۰۴۷	۰/۹۸۵	۵/۲۹۰	۰/۳۱۶	۱۹۵
۰/۱۳۲	۰/۰۹۶	۰/۹۱۷	۳۳/۰۷۰	۰/۷۳۱	۰/۱۱۲	۰/۰۸۳	۰/۹۶۲	۲۳/۵۳۰	۰/۹۰۱	۰/۰۴۸	۰/۰۳۱	۰/۹۹۲	۳/۵۹۰	۰/۳۷۲	۲۱۰

آمد. به‌طور کلی، تغییرات سرعت در خاک ماسه‌ای غیرهمگن با چیدمان تصادفی و در خاک ماسه‌ای با چیدمان طبیعی به دلیل استفاده از چند نوع ماسه‌ی مختلف می‌باشد. به‌ویژه در خاک ماسه‌ای با چیدمان طبیعی، تنوع اندازه‌ی ذرات ماسه باعث ایجاد تغییرات زیاد در خصوصیات هیدرولیکی خاک غیرهمگن با چیدمان طبیعی و افزایش احتمال ایجاد مسیرهای ترجیحی در آن شده و این عوامل نیز باعث افزایش میزان تغییرات پارامتر  $V_x$  می‌گردد (Huang et al., 1995; Fetter, 1999).

بررسی مقادیر انتشارپذیری و تغییرات آن با فاصله از منبع آلاینده در گرادیان‌های هیدرولیکی اعمال شده و در هر سه نوع محیط متخلخل نشان داد که: الف- مقادیر انتشارپذیری به دست آمده در محدوده مقادیر به دست آمده در پژوهش‌های مشابه (Gelhar et al., 1992; Gao et al., 2009) بود. در یک گرادیان هیدرولیکی معین، دامنه‌ی تغییرات انتشارپذیری در خاک ماسه‌ای همگن در مقایسه با دو نوع محیط متخلخل غیرهمگن، به‌ویژه خاک ماسه‌ای غیرهمگن با چیدمان طبیعی، بسیار کوچک بود. این موضوع با نتایج ارائه شده توسط (Huang et al., 1995) تطابق دارد. تغییرات زیاد انتشارپذیری در خاک ماسه-ای غیرهمگن با چیدمان طبیعی ناشی از تغییرات زیاد خصوصیات هیدرولیکی مورد استفاده در آزمایش مربوط به این خاک است.

ب- بررسی تغییرات انتشارپذیری در سه گرادیان هیدرولیکی اعمال شده و در هر سه محیط متخلخل مورد بررسی بیان‌گر آن بود که انتشارپذیری با فاصله افزایش پیدا می‌کند. این موضوع در تحقیقات گذشته (Sudicky and Cherry, 1979; Picknes and Grisak, 1981; Huang et al., 1995; Pang and Hunt, 2001) نیز مشاهده شده است.

پ- در گرادیان هیدرولیکی  $0/017$ ، بهترین تابعی که می‌توان بر داده‌های مربوط به تغییرات انتشارپذیری با مکان در خاک ماسه‌ای همگن برآزش داد، یک تابع چند جمله‌ای از مرتبه‌ی دوم بود (شکل

همان‌گونه که در جداول ۱، ۲ و ۳ نشان داده شده است، مقادیر  $ME$  و  $RMSE$  در هر سه نوع محیط متخلخل و در هر سه گرادیان مورد بررسی بسیار نزدیک به مقدار مطلوب خود می‌باشند. این موضوع بیان‌گر آن است که مقادیر به دست آمده برای  $V_x$  و  $D_x$  در هر فاصله، مقادیر بهینه‌ی واقعی هستند. مطالعه‌ی روند تغییرات متوسط سرعت آب منفذی ( $V_x$ ) در فواصل مختلف از منبع آلاینده (جداول ۱، ۲ و ۳) نشان داد که:

الف- در خاک ماسه‌ای همگن، مقدار متوسط  $V_x$  در گرادیان‌های هیدرولیکی  $0/017$ ،  $0/025$  و  $0/034$  به ترتیب برابر  $0/585$ ،  $2/281$  و  $2/159$  سانتی‌متر در دقیقه بود. در این خاک، دامنه‌ی تغییرات  $V_x$  در گرادیان‌های هیدرولیکی  $0/017$ ،  $0/025$  و  $0/034$  به ترتیب از  $0/305$  تا  $0/718$ ،  $1/887$  تا  $2/460$  و  $1/610$  تا  $2/349$  بود. تغییرات  $V_x$  در سه گرادیان هیدرولیکی مورد بررسی ناشی از این واقعیت است که پُر کردن مدل فیزیکی به صورت کاملاً یکنواخت امکان‌پذیر نیست. عدم یکنواختی به دلیل وجود خطای انسانی، به‌خصوص در کوبیدن و متراکم کردن ماسه، پیش می‌آید. این موضوع در تحقیقات گذشته (Huang et al., 1995) نیز گزارش شده است.

ب- در خاک ماسه‌ای غیرهمگن با چیدمان تصادفی، تغییرات  $V_x$  با فاصله در هر سه گرادیان هیدرولیکی مورد بررسی دارای نوساناتی بود. در این خاک، مقادیر میانگین  $V_x$  در گرادیان‌های  $0/017$ ،  $0/025$  و  $0/034$  به ترتیب برابر  $0/279$ ،  $0/443$  و  $0/625$  سانتی‌متر در دقیقه بود.

پ- در خاک ماسه‌ای غیرهمگن با چیدمان طبیعی، تغییرات  $V_x$  با فاصله در هر سه گرادیان هیدرولیکی به کار رفته در آزمایش نامنظم بود. تغییرات  $V_x$  در سایر تحقیقات (Huang et al., 1995) نیز مشاهده شده است. مقادیر میانگین  $V_x$  مربوط به این نوع خاک در گرادیان‌های  $0/017$ ،  $0/025$  و  $0/034$  به ترتیب برابر  $0/388$ ،  $0/602$  و  $0/729$  سانتی‌متر در دقیقه به دست

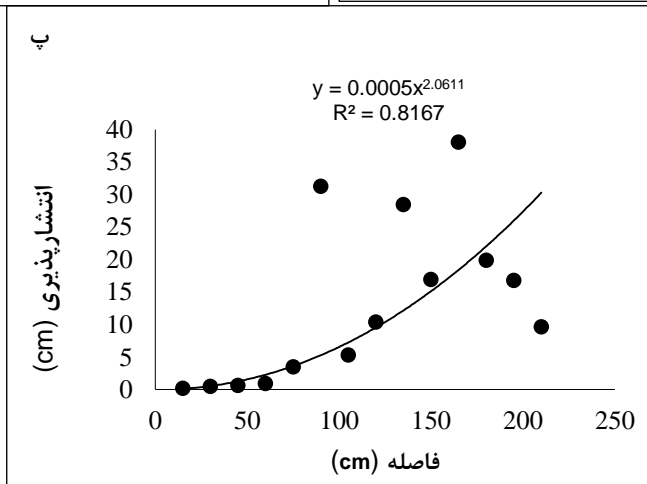
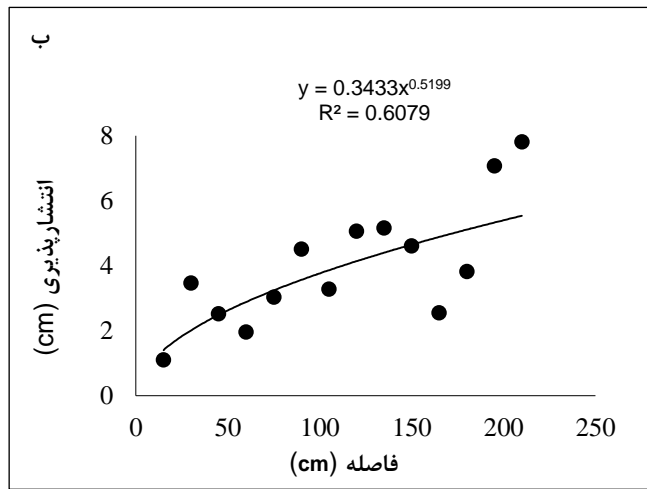
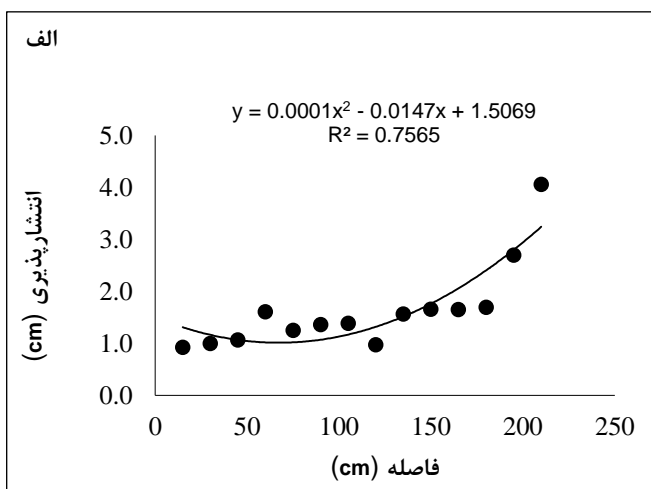
ماسه‌ای غیرهمگن با مقیاس به گونه‌ای است که می‌توان بر آن‌ها به ترتیب توابع خطی و نمایی برازش داد (شکل ۵). (Pang and Hunt (2001) نیز در تحقیقات بر روی انتقال آلاینده از یک محیط همگن دریافتند که تغییرات انتشارپذیری با مقیاس به صورت خطی می‌باشد. همچنین تاران و همکاران (۱۳۹۳) نیز در پژوهش‌های خود تغییرات غیرخطی انتشارپذیری با مقیاس را در محیط‌های متخلخل غیرهمگن گزارش نمودند.

ث- در گرادیان هیدرولیکی ۰/۰۳۴، در خاک ماسه‌ای همگن، مشابه گرادیان هیدرولیکی ۰/۰۲۵، تغییرات انتشارپذیری به صورت خطی بود (شکل ۶-الف). در خاک ماسه‌ای غیرهمگن با چیدمان تصادفی و در در خاک ماسه‌ای غیرهمگن با چیدمان طبیعی، این تغییرات به ترتیب به صورت توانی و نمایی بود (شکل‌های ۶-ب و ۶-پ).

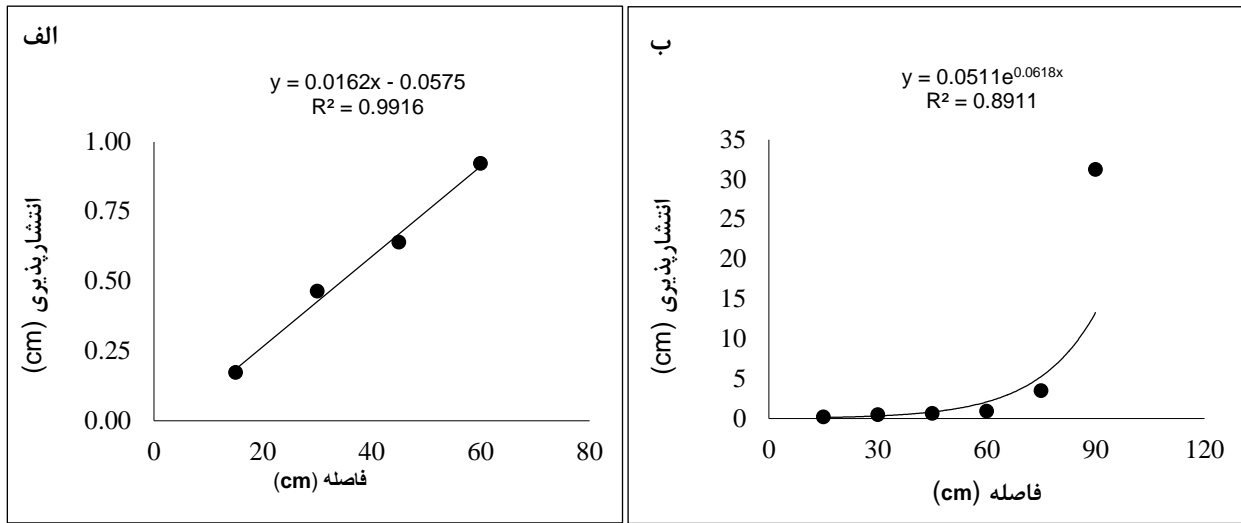
ح- مقایسه‌ی تغییرات انتشارپذیری در گرادیان‌های مختلف بیان‌گر آن بود که در گرادیان هیدرولیکی ۰/۰۱۷ تغییرات انتشارپذیری در خاک ماسه‌ای همگن زیاد و در دو نوع محیط متخلخل غیرهمگن مورد بررسی نامنظم می‌باشد. تغییرات زیاد انتشارپذیری در خاک ماسه‌ای همگن تحت گرادیان هیدرولیکی ۰/۰۱۷ ناشی از غیرهمگنی محیط متخلخل در مقیاس میکروسکوپی است (Al-Tabbaa et al., 2000).

۳-الف). تغییرات غیرخطی انتشارپذیری مربوط به یک محیط متخلخل همگن در پژوهش‌های پیشین (Huang et al., 1995) نیز مشاهده شده است. برخلاف خاک ماسه‌ای همگن، در هر دو نوع خاک ماسه‌ای غیرهمگن، تغییرات انتشارپذیری با فاصله (مقیاس) در گرادیان هیدرولیکی ۰/۰۱۷ بسیار نامنظم بود. مقدار پایین ضریب  $R^2$  مربوط به تابع برازش بر داده‌های ضریب انتشار مربوط به خاک ماسه‌ای غیرهمگن با چیدمان تصادفی نیز بیان‌گر همین موضوع می‌باشد (شکل ۳-ب). در خاک ماسه‌ای غیرهمگن با چیدمان طبیعی (شکل ۳-پ) مشاهده شد که علی‌رغم پراکندگی مقادیر انتشارپذیری در فواصل مختلف،  $R^2$  مقدار مطلوبی داشت. این موضوع ناشی از این واقعیت است که انتشارپذیری در فواصل نزدیک به منبع آلاینده دارای یک روند افزایشی است. این روند افزایشی به گونه‌ای است که از ابتدا تا فاصله‌ی ۶۰ سانتی‌متری تغییرات انتشارپذیری به صورت خطی (شکل ۴-الف) و از ابتدا تا فاصله‌ی ۹۰ سانتی‌متری تغییرات به صورت نمایی (شکل ۴-ب) بود. در تحقیقات گذشته (تاران و همکاران، ۱۳۹۳) نیز مشاهده شده است که در طی مراحل مختلف فرایند انتقال املاح، تغییرات انتشارپذیری ممکن است از توابع متفاوتی پیروی کند.

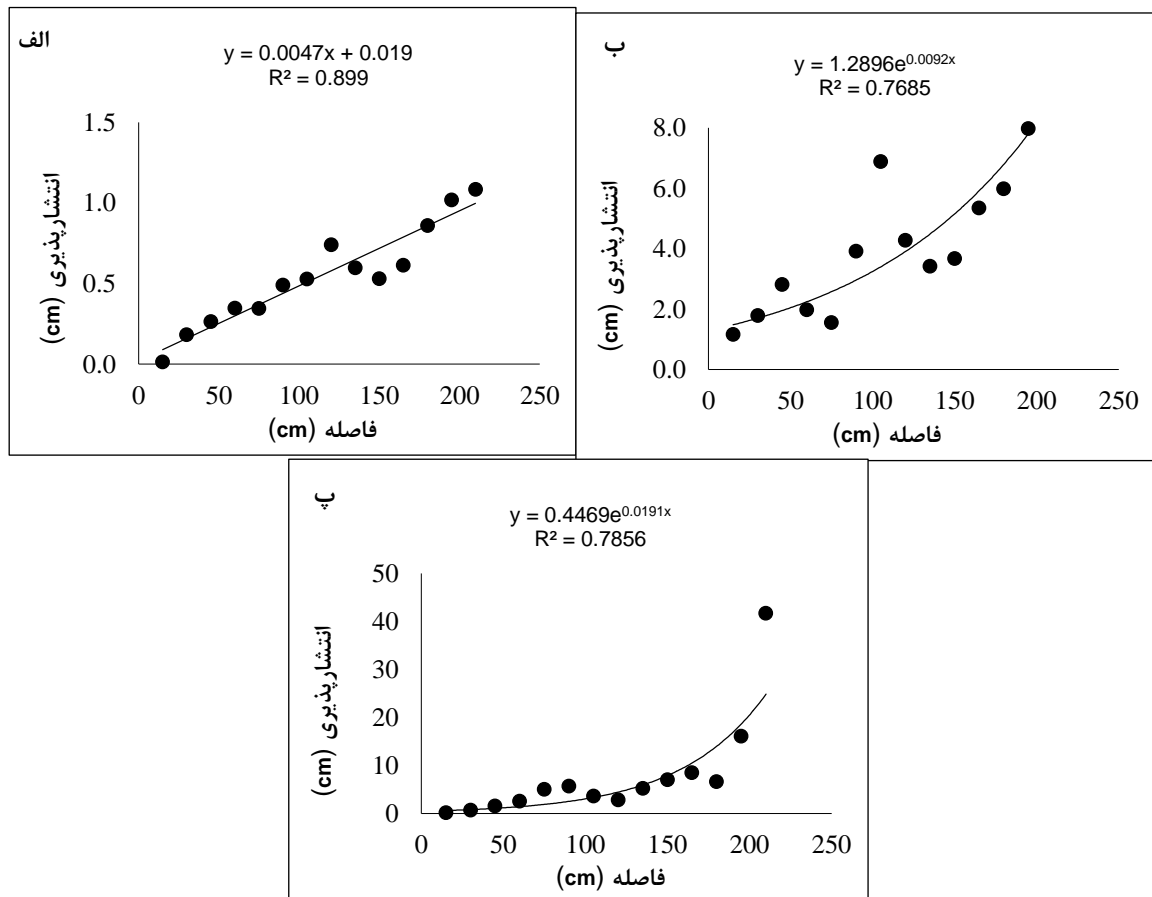
ت- در گرادیان هیدرولیکی ۰/۰۲۵، تغییرات انتشارپذیری خاک ماسه‌ای همگن و دو نوع خاک



شکل (۳): تغییرات انتشارپذیری با فاصله از منبع آلاینده در گرادیان هیدرولیکی ۰/۰۱۷ (الف- خاک ماسه‌ای همگن، ب- خاک ماسه‌ای غیرهمگن با چیدمان تصادفی، پ- خاک ماسه‌ای غیرهمگن با چیدمان طبیعی)



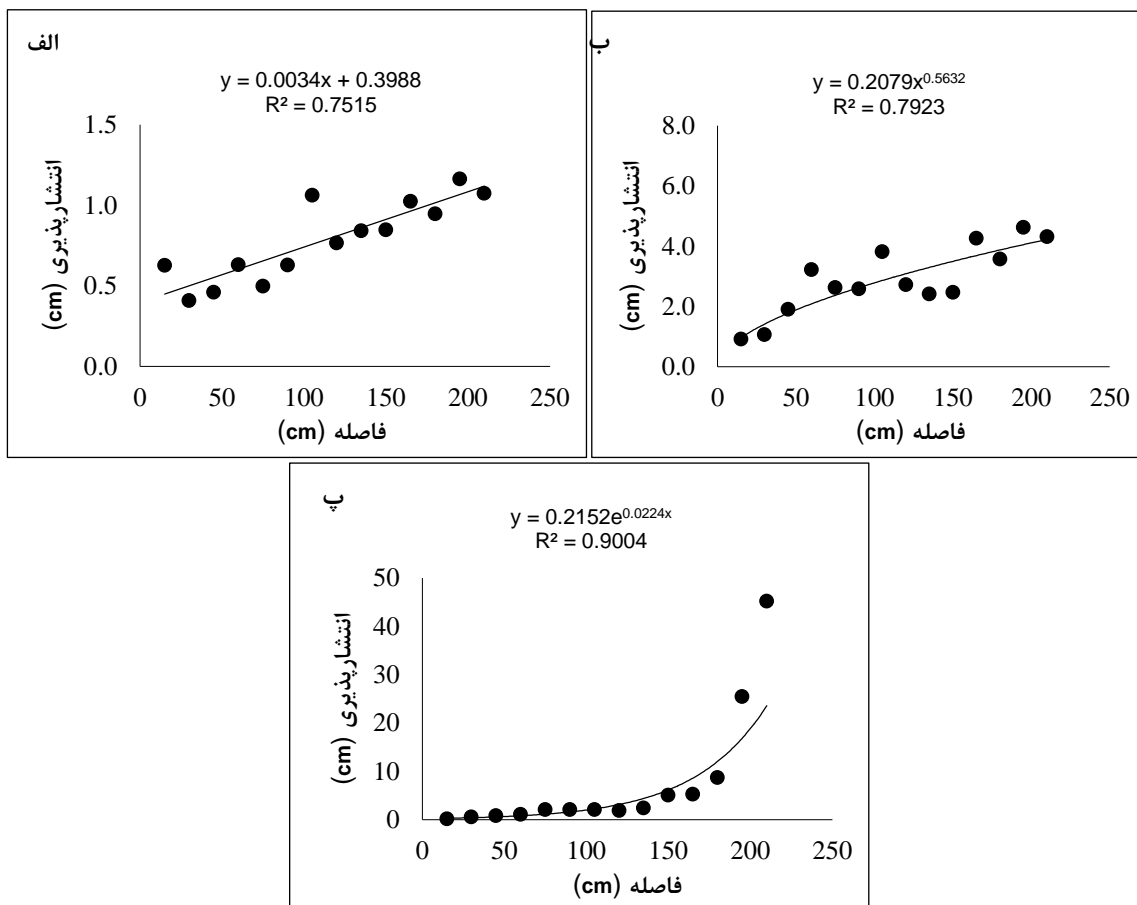
شکل (۴): تابع تغییرات انتشارپذیری خاک ماسه‌ای غیرهمگن با چیدمان طبیعی در گرادیان هیدرولیکی ۰/۱۷  
(الف- از ابتدا تا فاصله‌ی ۶۰ cm ب- از ابتدا تا فاصله‌ی ۹۰ cm)



شکل (۵): تغییرات انتشارپذیری با فاصله از منبع آلاینده در گرادیان هیدرولیکی ۰/۲۵  
(الف- خاک ماسه‌ای همگن، ب- خاک ماسه‌ای غیرهمگن با چیدمان تصادفی، پ- خاک ماسه‌ای غیرهمگن با چیدمان طبیعی)

موضوع ناشی از ترکیب عواملی مانند تأثیر غیرهمگنی در مقیاس میکروسکوپی (Al-Tabbaa et al., 2000) در هر سه نوع محیط متخلخل، تغییر خصوصیات هیدرولیکی و وجود مسیرهای ترجیحی (Huang et al., 1995)، به ویژه در محیط‌های متخلخل غیرهمگن، می‌باشد.

آثار غیرهمگنی در گرادیان‌های کم بیشتر نمایان می‌گردد، زیرا در آن‌ها فرایند انتقال توده‌ای، به دلیل سرعت پایین جریان آب در محیط متخلخل، تأثیر کم‌تری بر انتقال آلاینده دارد. با توجه به نتایج حاصل از این تحقیق، در گرادیان‌های هیدرولیکی کم، به ویژه در محیط‌های متخلخل غیرهمگن، نمی‌توان تغییرات انتشارپذیری را با یک تابع واحد بیان نمود. این



شکل (۶): تغییرات انتشارپذیری با فاصله از منبع آلاینده در گرادیان هیدرولیکی ۰/۰۳۴

(الف- خاک ماسه‌ای همگن، ب- خاک ماسه‌ای غیرهمگن با چیدمان تصادفی، پ- خاک ماسه‌ای با چیدمان طبیعی)

به صورت  $\alpha_x = 0.1x$  در نظر گرفته می‌شود (Pickens and Grisak, 1981). در حالی که بررسی تغییرات انتشارپذیری در هر سه گرادیان هیدرولیکی و در هر سه نوع محیط متخلخل مورد بررسی در این تحقیق نشان داد که در محیط متخلخل همگن تابع تغییرات انتشارپذیری وابسته به مقدار گرادیان

خ- در مورد چگونگی تغییرات انتشارپذیری با مقیاس روابط متعددی به صورت خطی (Khan and Jury, 1990; Pang and Hunt, 2001) لگاریتمی (Xu and Eckstein, 1995) یا توانی (Neuman, 1990) ارائه شده است. به طور کلی، به عنوان یک قانون سرانگشتی تغییرات انتشارپذیری

تصادفی و غیرهمگن با چیدمان طبیعی به ترتیب برابر ۳/۱۳۴، ۶/۷۱۲ و ۳۷/۸۷۵ بود. این تغییرات تحت گرادیان هیدرولیکی ۰/۰۲۵ در سه نوع خاک مورد مطالعه به ترتیب ۱/۰۷۰، ۹/۹۰۸ و ۴۱/۵۴۳ و تحت گرادیان هیدرولیکی ۰/۰۳۴ به ترتیب ۰/۷۵۷، ۳/۷۱۴ و ۴۵/۰۹۵ به دست آمد. در گرادیان هیدرولیکی ۰/۰۱۷، به دلیل اثرات غیرهمگنی در مقیاس میکروسکوپی، وجود مسیرهای ترجیحی و تغییر خصوصیات هیدرولیکی محیط متخلخل، تغییرات انتشارپذیری در محیطهای متخلخل بررسی شده زیاد و نامنظم بود. انتشارپذیری خاک ماسه‌ای همگن در گرادیان هیدرولیکی ۰/۰۱۷ از یک تابع غیرخطی و در گرادیانهای هیدرولیکی ۰/۰۲۵ و ۰/۰۳۴ از توابع خطی پیروی می‌نمود. در دو نوع محیط متخلخل غیرهمگن مورد بررسی، تغییرات انتشارپذیری در گرادیان هیدرولیکی ۰/۰۱۷ نامنظم بود، در حالی که در دو گرادیان هیدرولیکی دیگر، تغییرات انتشارپذیری به صورت نمایی یا توانی بود. بنابراین، چنانچه لایه‌ی آبدار همگن باشد، می‌توان در گرادیانهای بالا تغییرات انتشارپذیری را با یک تابع خطی تقریب زد. همچنین اگر لایه‌ی مورد نظر دارای درجه غیرهمگنی بالایی باشد، می‌توان گفت تغییرات انتشارپذیری به‌طور تقریبی از یک تابع نمایی پیروی می‌کند.

هیدرولیکی نیز می‌باشد. همان‌گونه که در بالا بیان شد، در خاک ماسه‌ای همگن در گرادیانهای هیدرولیکی ۰/۰۲۵ و ۰/۰۳۴ تغییرات انتشارپذیری به صورت خطی است. بنابراین، در صورت همگن بودن یک آبخوان در شرایط طبیعی، تغییرات انتشارپذیری در گرادیانهای هیدرولیکی بالا را می‌توان با یک تابع خطی تقریب زد. این در حالی است که در محیط متخلخل غیرهمگن با چیدمان طبیعی، به‌طور کلی، تغییرات انتشارپذیری از یک تابع نمایی پیروی می‌کند. با توجه به این‌که در تحقیقات مشابه (تاران و همکاران، ۱۳۹۳) نیز چنین نتیجه‌ای گزارش شده است و همچنین با در نظر گرفتن این واقعیت که در طبیعت محیط متخلخل غیرهمگن با چیدمان تصادفی وجود ندارد، می‌توان گفت تغییرات انتشارپذیری در یک محیط متخلخل غیرهمگن واقعی به‌طور تقریبی از یک تابع نمایی پیروی می‌کند.

### نتیجه‌گیری

در این پژوهش، پارامترهای متوسط سرعت آب منفذی و ضریب انتشار سه نوع محیط متخلخل، تحت سه گرادیان هیدرولیکی، به روش معکوس تخمین زده شد. بر اساس مقادیر ضریب تعیین، خطای میانگین و جذر میانگین مربعات خطا، مقادیر متوسط سرعت آب منفذی و ضریب انتشار به دست آمده در هر فاصله مقادیر بهینه‌ی واقعی بودند. متوسط سرعت آب منفذی مربوط به خاک ماسه‌ای همگن در گرادیانهای هیدرولیکی ۰/۰۱۷، ۰/۰۲۵ و ۰/۰۳۴ دارای تغییرات کوچکی بود. این پارامتر در محیطهای متخلخل غیرهمگن مورد بررسی، به‌ویژه در خاک ماسه‌ای با چیدمان طبیعی، دارای تغییرات بسیار زیادی بود. مقدار انتشارپذیری در هر سه گرادیان هیدرولیکی اعمال شده و در هر سه محیط متخلخل مورد بررسی با مقیاس افزایش پیدا می‌کرد. تحت گرادیان هیدرولیکی ۰/۰۱۷، تغییرات انتشارپذیری در خاک‌های ماسه‌ای همگن، غیرهمگن با چیدمان

## منابع

- تاران، ف.، ا. ح. ناظمی و ع. ا. صدرالدینی. ۱۳۹۲. مقایسه چهار مدل ضریب پراکنش در تحلیل ریاضی انتقال آلاینده‌ها در خاک‌های ناهمگن. نشریه دانش آب و خاک، جلد ۲۳، شماره ۳، ص ۲۶۰-۲۴۹.
- Al-Tabbaa, A., J. M. Ayotamuno, and R. J. Martin, 2000. One-dimensional solute transport in stratified sands at Short travel distances. *Journal of Hazardous Materials*, 73: 1-15.
- Fallico, C., F. Chidichimo and S. Straface. 2012. Solute dispersion in porous media at different transport velocities and distances. *International Water Technology Journal*, 2(2): 100-109.
- Fetter, C. W. Contaminant hydrogeology. 1999. Macmillan Publishing Company, New York.
- Gao, G., H. Zhan, S. Feng, G. Huang and X. Mao. 2009. Comparison of alternative models for simulating anomalous solute transport in a large heterogeneous soil column. *Journal of Hydrology*, 377: 391-404.
- Gelhar, L. W., C. Welty and K. R. Rehfeldt. 1992. A critical review of data on field-scale dispersion in aquifers. *Water Resources Research*, 28 (7): 1955-1974.
- Huang, K., N. Toride and M. TH. Van Genuchten. 1995. Experimental investigation of solute transport in large, homogeneous and heterogeneous, saturated soil columns. *Transport in Porous Media*, 18: 283-302.
- Huang, Q., G. Huang and H. Zhan. 2008. A finite element solution for the fractional advection-dispersion equation. *Advances in Water Resources*, 31: 1578-1589.
- Khan, A. UH. and W. A. Jury. 1990. A laboratory study of the dispersion scale effect in column outflow experiments. *Journal of Contaminant Hydrology*, 5: 119-131.
- Levy, M. and B. Berkowitz. 2003. Measurement and analysis of non-Fickian dispersion in heterogeneous porous media. *Journal of Contaminant Hydrology*. 64: 203-226.
- Loague, K. and R. Green. 1991. Statistical and graphical methods for evaluating solute transport models. *Journal of Contaminant Hydrology*, 7: 51-73.
- Neuman, S. P. 1990. Universal scaling of hydraulic conductivities and dispersivities in geologic media. *Water Resources Research*, 26(8): 1749-1758.
- Pang, L. and B. Hunt. 2001. Solutions and verification of a scale-dependent dispersion model. *Journal of Contaminant Hydrology*, 53: 21-39.
- Pickens, J. F. and G. E. Grisak. 1981. Scale-dependent dispersion in a stratified granular aquifer. *Water Resources Research*, 17(4): 1191-1211.
- Porro, I., P. J. Wierenga and R. G. Hills. 1993. Solute transport through large uniform and layered soil columns. *Water Resources Research*, 29(4): 1321-1330.
- Silliman, S. E. and E. S. Simpson. 1987. Laboratory evidence of the scale effect in dispersion of solutes in porous media. *Water Resources Research*, 23(8): 1667-1673.
- Sudicky, E. A. and J. A. Cherry. 1979. Field observations of tracer dispersion under natural flow conditions in an unconfined sandy aquifer. *Water Pollution Research Journal (Canada)*, 14:1-17.
- Toride, N., F. J. Leij and M. Th. Van Genuchten. 1999. The CXTFIT code for estimating transport parameters from laboratory or field tracer experiments Version 2.1. Research Report No: 137, US Salinity Laboratory, Riverside, CA, USA., 1-121.
- Xu, M. and Y. Eckstein. 1995. Use of weighted least squares methods in evaluation of the relationship between dispersion and field scale. *Ground water*, 33(6): 905-908.
- You, K. and H. Zhan. 2013. New solutions for solute transport in a finite column with distance-dependent dispersivities and time-dependent solute sources. *Journal of Hydrology*, 487: 87-97.
- Zhou, L. Solute transport in layered and heterogeneous soils. 2002. Dissertation of Doctor of Philosophy, Department of Agronomy, Tsinghua University of Chinese, China, 1- 241.



## Laboratory investigation of dispersivity variations of contaminants in saturated homogeneous and heterogeneous porous media

Golestan Jafari Kalkan<sup>1</sup>, Behrouz Mehdinejadani<sup>2</sup>

### Abstract

An Accurate estimation of contaminant transport parameters is one of the most important steps for simulation of contaminant transport in porous media. In this work, the mean pore water velocity and the dispersion coefficient in three kinds of saturated porous media were estimated and their dispersivity variations with scale were investigated. The values of the mean pore water velocity and the dispersion coefficient were obtained by fitting the analytical solution of advection-dispersion equation to experimental breakthrough curves by using software CXTFIT2.1. The required data were collected by conducting tracer tests on a sand tank of internal dimensions  $250 \times 10 \times 60 \text{ cm}^3$ . The tests were conducted in three kinds of porous media (homogeneous sandy soil, randomly heterogeneous sandy soil and natural heterogeneous sandy soil) under three hydraulic gradients 0.017, 0.025 and 0.034. The results showed that the dispersivities of each three porous media at each three hydraulic gradients increased with scale. Also, it was observed that with increasing the heterogeneity degree, the dispersivity variations with scale increased. Under hydraulic gradient 0.017, the dispersivity of the homogenous porous medium increased as a nonlinear function and in two other hydraulic gradients, its variations followed the linear functions. In the studied heterogeneous porous media, under hydraulic gradient 0.017, the dispersivity variations were erratic. However, in two other hydraulic gradients, its variations were as a power function or an exponential function. Therefore, in general, in a homogeneous aquifer and under high hydraulic gradients and in a heterogeneous aquifer, one can approximate the variations of the dispersivity using a linear function and a power function or an exponential function, respectively.

**Keywords:** Advection-dispersion equation, Breakthrough curve, Scale effects, Software CXTFIT2.1.

<sup>1</sup>- MSc. Student, Department of Water Engineering, Faculty of Agriculture, University of Kurdistan, Tel: 09186584514, E-mail: [Golestanjafari@gmail.com](mailto:Golestanjafari@gmail.com).

<sup>2</sup>- Assistant Professor, Department of Water Engineering, Faculty of Agriculture, University of Kurdistan, Tel: 09183708731, E-mail: [B.mehdinejad@uok.ac.ir](mailto:B.mehdinejad@uok.ac.ir) (Corresponding author).