

## بررسی آزمایشگاهی وابستگی مکانی پراکنش در دو نوع خاک شنی همگن اشباع

گلستان جعفری کلکان<sup>1</sup>، بهروز مهدی‌نژادیانی<sup>2\*</sup>

تاریخ دریافت: 93/09/14 تاریخ پذیرش: 95/03/17

<sup>1</sup> دانشجوی کارشناسی ارشد گروه علوم و مهندسی آب، دانشکده کشاورزی، دانشگاه کردستان، سنندج

<sup>2</sup> استادیار گروه علوم و مهندسی آب، دانشکده کشاورزی، دانشگاه کردستان، سنندج

\* مسئول مکاتبات، پست الکترونیکی: [B.mehdinejad@uok.ac.ir](mailto:B.mehdinejad@uok.ac.ir)

### چکیده

پراکنش یکی از پارامترهای مهم برای شبیه‌سازی انتقال آلاینده در محیط‌های متخلخل می‌باشد. در این تحقیق، به منظور بررسی تغییرات پراکنش طولی با مقیاس، آزمایش‌های ردیابی در آزمایشگاه انجام شد. آزمایش‌ها به ترتیب در دو نوع خاک شنی همگن اشباع، شن درشت و شن متوسط و در یک تانک شن به ابعاد 60 × 10 × 250 سانتی‌مترمکعب انجام گرفت. فرآیند انتقال آلاینده در سه گرادیان هیدرولیکی 0/017، 0/025 و 0/034 بررسی گردید. پارامترهای انتقال آلاینده با استفاده از نرم‌افزار CXTFIT2.1 تخمین زده شدند. براساس نتایج به‌دست آمده، مقادیر پراکنش خاک شنی متوسط و دامنه تغییرات آن بیشتر از خاک شنی درشت بود. این امر بیان‌گر فرایند غالب پخش در انتقال آلاینده در خاک شنی متوسط بود. تحت گرادیان‌های هیدرولیکی مختلف، پراکنش با فاصله از منبع آلودگی افزایش یافت. در گرادیان هیدرولیکی 0/017، افزایش پراکنش با فاصله به‌صورت غیرخطی بود؛ در حالی که در گرادیان‌های هیدرولیکی 0/025 و 0/034 پراکنش با فاصله به‌صورت خطی افزایش یافت. در کل، پراکنش خاک شنی متوسط، به‌ویژه تحت یک گرادیان هیدرولیکی کوچک، به‌شدت وابسته به مقیاس بود و تغییرات آن از یک تابع نمایی پیروی می‌کرد.

واژه‌های کلیدی: اثر مقیاس، روش معکوس، ضریب پخش، معادله جابجایی-پخش، نرم‌افزار CXTFIT2.1

## Laboratory Investigation of Spatial-Dependency of the Dispersivity in Two Kinds of Homogeneous Saturated Sandy Soils

G Jafari Kalakan<sup>1</sup>, B Mehdinejadani<sup>2\*</sup>

Received: 5 December 2014 Accepted: 6 June 2016

<sup>1</sup> MSc. Student, Dept. of Water Science and Eng., Faculty of Agric., University of Kurdistan, Sanandaj, Iran

<sup>2</sup> Assist. Prof., Dept. of Water Science and Eng., Faculty of Agric., University of Kurdistan, Sanandaj, Iran

\* Corresponding Author, Email: [B.mehdinejad@uok.ac.ir](mailto:B.mehdinejad@uok.ac.ir)

### Abstract

Dispersivity is one of the important parameters for simulating solute transport in porous media. In this study, laboratory tracer tests were conducted to investigate the spatial variation of longitudinal dispersivity. The tests were carried out in a sand tank with dimensions of 250' 10' 60cm<sup>3</sup> with two kinds of saturated homogeneous coarse and medium sands, respectively. The solute transport process was studied at three hydraulic gradients of 0.017, 0.025 and 0.034. The solute transport parameters were estimated using CXTFIT2.1 software. Based on the obtained results, the average dispersivity values of the medium sand and their range were higher than those for the coarse sand. This pointed out that the dispersion was the dominant process in solute transport in the medium sand. Under the various hydraulic gradients, the dispersivity increased with increasing distance from the contaminant source. The dispersivity increasing followed a non-linear function of travel distance at hydraulic gradient of 0.017, while it followed a linear function of travel distance at hydraulic gradients of 0.025 and 0.034. In general, the dispersivity of the medium sand, especially under a small hydraulic gradient, was strongly space-dependent and its variations followed an exponential function.

**Keywords:** Advection-dispersion equation, Dispersion coefficient, Inverse method, Scale-effect, CXTFIT2.1 Software

### مقدمه

به‌طور گسترده‌ای برای توصیف انتقال آلاینده در سیستم‌های هیدروژئولوژی مورد استفاده قرار گرفته است. این معادله شامل فرآیندهای جابه‌جایی، پخشیدگی ملکولی و پخش مکانیکی می‌باشد (فتر 1993). فرآیند جابه‌جایی در اثر اختلاف پتانسیل یا گرادیان هیدرولیکی موجب انتقال آلاینده می‌شود. فرآیند پخشیدگی ملکولی ناشی از حرکت تصادفی ملکول‌ها و پخش مکانیکی در اثر تغییرات سرعت سیال در فضای منافذ محیط متخلخل اتفاق می‌افتد. مجموع فرآیندهای پخشیدگی

در سال‌های اخیر، فعالیت‌های کشاورزی، صنعتی و شهری با افزودن آلاینده‌های مختلف به آب-های زیرزمینی موجب تنزل کیفیت این آب‌ها شده‌اند. 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 (یو و ژان 2013). تاکنون مدل‌های ریاضی مختلفی برای بیان حرکت آلاینده‌ها در داخل خاک توسعه یافته است. معادله جابه‌جایی-پخش (ADE)

برای مقیاس مزرعه‌ای به صورت فاصله از چاه تزریق آلاینده تا چاه نمونه برداری در نظر گرفته می‌شود (پیکنس و گریساک 1981، ژو 2002). از جمله دلایل وابستگی پراکنش به مقیاس می‌توان به تغییرات هدایت هیدرولیکی محیط متخلخل، تغییرات شدت جریان، لایه بندی محیط متخلخل و تغییرات بافت و ساختمان آن اشاره کرد (میشرا و پارکر 1990، جاوکس و ونکوستر 2003، جاوکس و همکاران 2006).

آزمایش‌های مزرعه‌ای در اجرا بسیار پرهزینه، زمان‌بر و نسبتاً دشوار هستند؛ در مقابل مطالعات ردیابی را در شرایط آزمایشگاهی می‌توان بسیار بهتر کنترل و نظارت نمود. مطالعه تغییرات پراکنش در یک ستون افقی به طول 12/5 متر که با شن همگن پُر شده بود (هوانگ و همکاران 1995)، نشان داد که میزان پراکنش با افزایش فاصله از منبع آلاینده افزایش یافته است. در این تحقیق، دامنه تغییرات پراکنش از 0/1 تا 5 سانتی‌متر بود. بررسی وابستگی پراکنش به مقیاس در سه نوع شن همگن با ضخامت‌های 8، 18 و 25 سانتی-متر توسط آل طبا و همکاران (2000) بیان‌گر افزایش در پراکنش با ضخامت شن بود. پنگ و هانت (2001) عملکرد یک مدل انتقال آلاینده که در آن تغییرات پراکنش با فاصله به صورت خطی بود را با عملکرد یک مدل انتقال آلاینده که در آن پراکنش یک مقدار ثابت بود، در یک ستون خاک شنی همگن به طول 8 متر مقایسه کردند. نتایج این تحقیق نشان داد که مدلی که در آن پراکنش وابسته به مقیاس بود، دارای عملکرد بهتری بود. معروف پور و همکاران (1384) وابستگی پراکنش به ضخامت خاک را در خاک‌های شنی همگن و در شرایط اشباع بررسی کردند. آنان در تحقیق خود از یک مدل فیزیکی با ابعاد داخلی طول 720، عرض 100 و ارتفاع 1200 میلی‌متر استفاده نمودند. آلاینده این آزمایش محلول کلرید سدیم با هدایت الکتریکی 14 دسی‌زیمنس بر متر بود. نتایج حاصل بیان‌گر عدم وابستگی پراکنش به ضخامت خاک در این خاک‌ها بود.

ملکولی و پخش مکانیکی، پخش هیدرودینامیکی یا به اختصار پخش نامیده می‌شود. شکل یک بُعدی معادله جابه‌جایی-پخش برای آلاینده‌های محلول غیرواکنش‌گر در محیط اشباع با شرایط جریان ماندگار به صورت زیر می‌باشد:

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

که در آن:  $C(x,t)$  غلظت آلاینده ( $ML^{-3}$ )،  $D_x$  ضریب پخش طولی ( $L^2T^{-1}$ )،  $V_x$  متوسط سرعت واقعی جریان ( $LT^{-1}$ )،  $x$  مختصات مکان ( $L$ ) و  $t$  مختصات زمان ( $T$ ) است. ضریب پخش طولی به صورت  $D_x = a_x V_x + D^*$  می‌باشد (پیکنس و گریساک 1981). در این رابطه  $a_x$  پراکنش طولی ( $L$ ) و  $D^*$  ضریب پخشیدگی ملکولی ( $L^2T^{-1}$ ) است. در فرایند انتقال آلاینده در محیط متخلخل عدد پکلت<sup>1</sup> می‌تواند تأثیر انتقال جرم توسط جابجایی به تأثیر انتقال جرم توسط پخش هیدرودینامیکی یا پخشیدگی را نشان دهد. در اعداد پکلت بزرگ‌تر از 6 پخش مکانیکی، عامل کنترل‌کننده می‌باشد و در این حالت ضریب پخش با استفاده از رابطه  $D_x = a_x V_x$  محاسبه می‌گردد (فتر 1993). در مقیاس مزرعه اغلب می‌توان از پخشیدگی صرف‌نظر نمود (میشرا و پارکر 1990).

تحقیقات زیادی در زمینه وابستگی پراکنش به مقیاس انجام شده است. پیکنس و گریساک (1981) خلاصه‌ای از مطالعات آزمایشگاهی و صحرایی ارائه نمودند. بر اساس مطالعات انجام شده، در بیشتر موارد، پراکنش وابسته به مقیاس گزارش شده است. ژو (2002) مفهوم وابستگی پراکنش به مقیاس را به صورت تغییرات پراکنش با فاصله از منبع آلاینده یا تغییرات پراکنش با زمان بیان نمود. وابستگی پراکنش به مقیاس به صورت تغییرات پراکنش با فاصله از منبع آلاینده، برای مقیاس آزمایشگاهی به صورت طول ستون خاک و

<sup>1</sup>-Peclet number

معادله‌ها تغییرات پختی را به صورت یک تابع خطی و در دیگری به صورت یک تابع نمایی در نظر گرفتند. دلیل احتمالی تضاد در نتیجه‌ی آزمایشات انجام شده در زمینه‌ی وابستگی پراکنش به مقیاس می‌تواند تفاوت در طول فواصل انتقال، تفاوت در میزان غیرهمگنی محیط متخلخل مورد بررسی و تفاوت در میزان شدت جریان-ها باشد.

اگرچه مطالعات متعددی در زمینه وابستگی پراکنش به مقیاس صورت گرفته است، اما اهمیت موضوع و نیز تفاوت زیاد در نتایج به دست آمده حاکی از لزوم تحقیقات بیشتر در این زمینه می‌باشد. بنابراین، هدف از تحقیق حاضر مطالعه وابستگی پراکنش به مقیاس (فاصله از منبع آلاینده) در دو نوع خاک شنی همگن اشباع می‌باشد.

#### مواد و روش‌ها

در این تحقیق به منظور بررسی تغییرات پراکنش با مقیاس، یک تانک شن از جنس فلز به ضخامت 3 میلی‌متر و پلکسی گلاس به ضخامت 6 میلی‌متر ساخته شد. ابعاد داخلی این مدل با توجه به تحقیقات انجام شده در این زمینه (سیلمن و سیمپسون 1987، لوی و برکویتز (2003) 60' 10' 250 سانتی‌متر مکعب در نظر گرفته شد (شکل 1).

به منظور مشاهده محیط متخلخل درون تانک در تمامی مراحل انجام آزمایش‌ها، صفحه جلویی تانک شن از جنس پلکسی گلاس و سایر قسمت‌های آن از فلز ساخته شد. این تانک شن دارای سه قسمت اصلی ورودی، بخش محیط متخلخل و خروجی بود. در بخش محیط متخلخل، تعداد 14 شیر با فواصل 15 سانتی-متری 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 شن پوشیده شد. در تمامی آزمایش‌ها، جریان یک بُعدی ماندگار و

مشاهدات آزمایشگاهی فراستی و سیدیان (1392) در ستون‌های خاک شنی همگن به طول‌های 20، 40، 60، 80 و 100 سانتی‌متر نشان داد که پراکنش مقدار ثابتی بوده و رابطه خاصی با مقیاس ندارد. مطالعه تغییرات پراکنش در سه ستون خاک دست‌نخورده به طول‌های 87، 43/5 و 21/8 سانتی‌متر توسط خان و جوری (1990) انجام گردید. بر اساس یافته‌های آن‌ها، پراکنش با افزایش طول ستون خاک افزایش خطی قابل ملاحظه-ای داشت. توابع مختلفی برای بیان پراکنش بر حسب فاصله از منبع آلاینده ارائه شده است. به عنوان مثال، زو و اکستین (1995) با استفاده از داده‌های آزمایشگاهی تابع لگاریتمی زیر را برای محاسبه پراکنش طولی ارائه نمودند.

$$a(x) = 0.83(\log x)^{2.414} \quad [2]$$

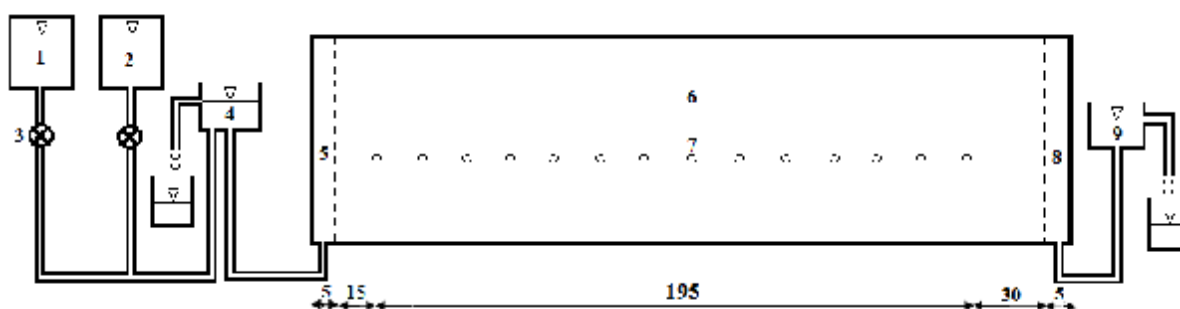
ژو (2002) با فرض این‌که پراکنش به صورت یک تابع توانی از مقیاس است، رابطه زیر را برای محاسبه مقدار میانگین پراکنش مربوط به فاصله‌ی صفر تا  $x$  ارائه نمود:

$$a(x) = \frac{c}{1+d} x^d \quad [3]$$

که در آن:  $x$  فاصله از منبع آلاینده (L)،  $c$  و  $d$  ضرایب ثابت هستند که با استفاده از روابط رگرسیونی به دست می‌آیند. چن و همکاران (2008) با در نظر گرفتن تغییرات خطی پراکنش طولی و عرضی با مکان، و با استفاده از سری‌های توانی یک راه حل تحلیلی برای معادله جابجایی-پخش ارائه نمودند. بررسی دقت این معادله نشان داد که این معادله قادر است مقادیر غلظت آلاینده را در مکان‌ها و زمان‌های مختلف با دقت بالایی محاسبه نماید. شریفی حداد و همکاران (2015) رابطه‌ای ارائه نموده‌اند که بر اساس آن، تغییرات پراکنش با فاصله در اطراف یک چاه تزریقی به صورت یک تابع خطی بود. یو و ژان (2013) با ارائه دو معادله نیمه-تحلیلی به بررسی انتقال آلاینده در ستون‌های محدود محیط‌های متخلخل پرداختند. آنان در یکی از این

شهری و آلاینده به تانک شن تعبیه شد که به وسیله شیرهای قطع و وصل به مخزن ورودی با ارتفاع قابل تنظیم و این مخزن نیز توسط شیلنگ به تانک شن وصل شد.

در امتداد طول تانک شن برقرار شد. به منظور تنظیم گرادیان هیدرولیکی 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



شکل 1- نمایی از تانک شن و متعلقات آن (ابعاد روی شکل بر حسب سانتی‌متر هستند).

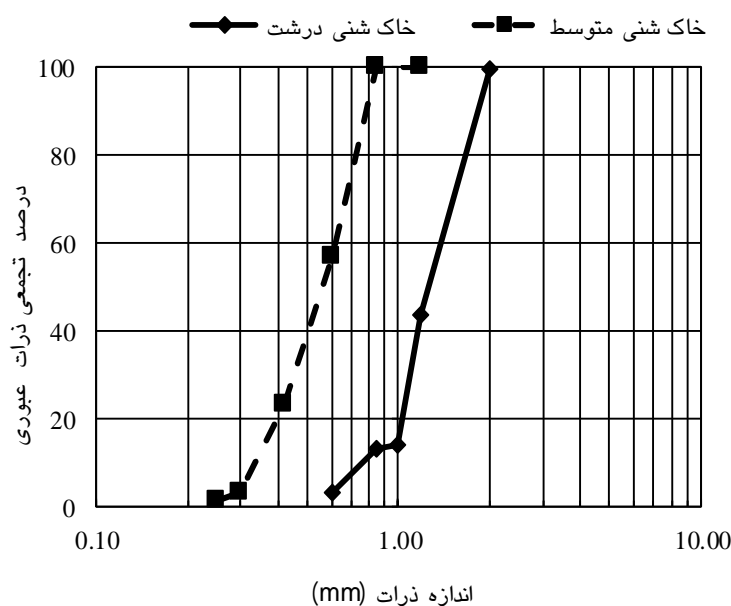
(1-منبع آب شهری، 2-منبع آلاینده، 3-شیر قطع و وصل، 4-مخزن آب ورودی با ارتفاع قابل تنظیم، 5-بخش ورودی تانک شن، 6-محیط متخلخل، 7-نقاط نمونه‌گیری، 8-بخش خروجی تانک شن، 9-مخزن آب خروجی با ارتفاع قابل تنظیم)

شهری به دقت شسته شده و در هوای آزاد خشک گردید. منحنی دانه‌بندی و مشخصات فیزیکی دو نوع شن همگن تهیه شده بعد از شستن و خشک کردن آن‌ها با استفاده از روش‌های متداول تعیین شد (شکل 2 و جدول 1). با توجه به مقادیر ضریب یکنواختی ( $C_u < 4$ )، خاک‌های شنی تقریباً همگن می‌باشند.

پس از ساخت مدل فیزیکی، با استفاده از رسوبات رودخانه‌ای، دو نوع خاک شنی همگن درشت و متوسط برای انجام این تحقیق تهیه گردید. بدین منظور، ذرات شن عبوری از الک با شماره مش 10 و مانده روی الک با شماره مش 20 مطابق استاندارد ASTM به‌عنوان شن درشت و ذرات شن عبوری از الک با شماره مش 20 و مانده روی الک با شماره مش 50 به‌عنوان شن متوسط در نظر گرفته شد. شن‌های دانه‌بندی شده با آب

جدول 1- مشخصات فیزیکی خاک‌های شنی همگن تهیه شده.

نوع خاک	تخلخل مؤثر (بی‌بعد)	ضریب یکنواختی (بی‌بعد)	هدایت هیدرولیکی اشباع ( $\text{cm s}^{-1}$ )
شن درشت	0/320	1/875	0/708
شن متوسط	0/373	1/714	0/286



شکل 2- منحنی‌های دانه‌بندی خاک‌های شنی همگن تهیه شده.

طوری انتخاب شد که مقدار هدایت الکتریکی آب موجود در منبع آلاینده تقریباً 11 میلی‌موس بر سانتی‌متر بیشتر از مقدار پایه آن در منبع آب شهری باشد. در این حالت، هدایت الکتریکی آب موجود در منبع آلاینده 11/3 میلی‌موس بر سانتی‌متر و هدایت الکتریکی آب شهری برابر 0/325 میلی‌موس بر سانتی‌متر بود. این روش در تحقیقات گذشته (لوی و برکویتز 2003) استفاده شده است. به منظور انجام آزمایش ردیابی تحت هر گرادیان هیدرولیکی، ابتدا جریان آب شهری تحت آن گرادیان هیدرولیکی خاص از محیط متخلخل عبور داده شد. در هر گرادیان هیدرولیکی، جریان آب شهری آنقدر ادامه یافت تا شدت جریان تقریباً ثابتی برقرار گردد. سپس جریان آب شهری به درون تانک شن را قطع نموده و در مدت زمان بسیار کوتاهی (کمتر از یک دقیقه) آنقدر کلرید سدیم داخل مخزن ورودی با ارتفاع قابل تنظیم ریخته شد که هدایت الکتریکی آب داخل آن به 11/3 میلی‌موس بر سانتی‌متر برسد. بعد از این مرحله، با باز کردن شیر متصل به منبع آلاینده که حاوی آب با هدایت الکتریکی 11/3 میلی‌موس بر سانتی‌متر بود؛ جریان

پس از تهیه میزان شن مورد نیاز، اقدام به پرکردن تانک شن شد. در آزمایش اول از شن درشت و در آزمایش دوم از شن متوسط استفاده گردید. مطابق تحقیقات قبلی (لوی و برکویتز 2003) شن در شرایط اشباع درون مدل ریخته شد. این موضوع بدین مفهوم بود که یک لایه تقریباً 2 تا 3 سانتی‌متری شن به گونه‌ای درون تانک شن ریخته شد که همواره حدود 10 سانتی‌متر آب روی شن قرار داشته باشد تا شن کاملاً اشباع گردد. قابل ذکر است که تانک شن تا ارتفاع 50 سانتی‌متری پُر شد و بعد از ریختن هر لایه شن در 250 سانتی‌متر طول تانک، با استفاده از وزنه‌ای شن به‌طور یکنواخت کوبیده شد.

در این تحقیق، آزمایش‌های ردیابی در گرادیان‌های هیدرولیکی 0/017، 0/025 و 0/034 انجام شد. کلرید سدیم (NaCl) به‌عنوان آلاینده پایدار استفاده گردید که بعد از شروع هر آزمایش ردیابی به‌طور پیوسته به درون محیط متخلخل تزریق شد. غلظت آب در تمام مراحل آزمایش‌های ردیابی توسط دستگاه هدایت‌سنج الکتریکی اندازه‌گیری شد. غلظت NaCl

رابطه  $a_x = \frac{D_x}{V_x}$  محاسبه و تغییرات آن با مقیاس بررسی گردید.

### نتایج و بحث

مقادیر متوسط سرعت انتقال آلاینده و ضریب پخش در دو نوع خاک شنی مورد استفاده و سه گرادیان هیدرولیکی برقرار شده در جداول 2 و 3 ارائه شده است. محاسبه‌ی مقادیر عدد رینولدز (بیر 1978) نشان می‌دهد که در هر دو نوع خاک و در هر سه گرادیان هیدرولیکی رژیم جریان ورقه‌ای بود. نتایج ارائه شده در جدول 2 نشان می‌دهد که در خاک شنی درشت، سرعت آب منفذی در فواصل مختلف دارای مقدار تقریباً ثابتی بود. دلیل این موضوع همگن بودن خاک‌های شنی مورد استفاده می‌باشد. البته در بعضی فواصل مربوط به گرادیان هیدرولیکی 0/017 نوساناتی در مقادیر سرعت دیده شد. دلیل این موضوع وجود غیرهمگنی در مقیاس منفذی (آل‌طباء و همکاران 2000) می‌باشد. بررسی مقادیر سرعت آب منفذی مربوط به خاک شنی متوسط در فواصل مختلف (جدول 3) نشان می‌دهد که در این خاک، علی‌رغم همگن بودن خاک، مقادیر سرعت در شدت گرادیان‌های 0/017 و 0/025 دارای تغییرات بود. این موضوع در دیگر آزمایش‌های ردیابی در ستون‌های بلند خاک (هوانگ و همکاران 1995) نیز گزارش شده است. تغییرات سرعت مربوط به این خاک در گرادیان 0/017 می‌تواند ناشی از غیرهمگنی در مقیاس منفذی و تغییرات سرعت در گرادیان 0/025 ممکن است ناشی از وجود مسیرهای ترجیحی (هوانگ و همکاران 1995) باشد.

پیوسته آلاینده به درون محیط متخلخل برقرار گردید. قابل ذکر است که به دلیل قطع جریان به مدت کمتر از یک دقیقه خطای بسیار ناچیزی در انجام آزمایش‌ها ایجاد می‌شود که می‌توان آن را نادیده گرفت، زیرا مدت زمان قطع جریان (کمتر از یک دقیقه) در برابر کل زمان انجام هر آزمایش بسیار کوتاه بود. روش شرح داده شده در بالا برگرفته از تحقیقات قبلی (لوی و برکویتز 2003) بود.

به منظور اندازه‌گیری غلظت آلاینده در هر نقطه از مدل، در زمان‌های 2 دقیقه‌ای نمونه‌گیری انجام شده و غلظت هر نمونه توسط دستگاه هدایت‌سنج الکتریکی اندازه‌گیری گردید. اندازه‌گیری‌ها تا زمانی ادامه یافت که غلظت در هر نقطه به غلظت منبع آلاینده برسد. همچنین هر آزمایش زمانی پایان می‌پذیرفت که غلظت در انتهای تانک شن به غلظت منبع آلاینده می‌رسید. پس از پایان هر آزمایش، به کمک مقادیر غلظت اندازه‌گیری شده و روش مسأله معکوس پارامترهای سرعت و ضریب پخش در نقاط مختلف تخمین زده شد. بدین منظور از نرم‌افزار CXTFIT2.1 که معادله ADE را برای شرایط مختلف مرزی و اولیه حل تحلیلی می‌نماید، استفاده شد. در نرم‌افزار CXTFIT2.1 تابع هدف به صورت زیر تعریف شده است (تورايد و همکاران 1999):

$$SSQ = \sum_{i=1}^N \frac{C(x_i) - f(V_{x_i}, D_{x_i})}{\sigma}^2 \quad [4]$$

که در آن:  $C(x_i)$  و  $f(V_{x_i}, D_{x_i})$  به ترتیب غلظت‌های اندازه‌گیری شده و برازش داده شده در فاصله  $x_i$  از منبع آلاینده می‌باشد. به منظور تعیین درستی برازش انجام شده در هر فاصله  $x_i$ ، نرم‌افزار CXTFIT2.1 آماره ضریب تعیین ( $r^2$ ) استفاده می‌نماید (تورايد و همکاران 1999). بعد از تعیین مقادیر  $V_x$  و  $D_x$ ، با توجه به بزرگ بودن اعداد پکلت، مقدار پراکنش طولی از

جدول 2- مقادیر پارامترهای انتقال آلاینده در خاک شنی درشت \*

گرادیان هیدرولیکی									
0/034			0/025			0/017			X (cm)
$r^2$	$D_x$	$V_x$	$r^2$	$D_x$	$V_x$	$r^2$	$D_x$	$V_x$	
	$\frac{cm^2}{min} \cdot \frac{\bar{\theta}}{\theta}$	$\frac{cm}{min} \cdot \frac{\bar{\theta}}{\theta}$		$\frac{cm^2}{min} \cdot \frac{\bar{\theta}}{\theta}$	$\frac{cm}{min} \cdot \frac{\bar{\theta}}{\theta}$		$\frac{cm^2}{min} \cdot \frac{\bar{\theta}}{\theta}$	$\frac{cm}{min} \cdot \frac{\bar{\theta}}{\theta}$	
0/952	1/008	1/610	0/989	0/026	1/887	0/941	0/588	0/634	15
0/988	0/712	1/746	0/994	0/347	2/066	0/979	0/636	0/634	30
0/981	0/929	2/017	0/998	0/606	2/300	0/969	0/647	0/605	45
0/992	1/338	2/123	0/996	0/796	2/291	0/982	1/062	0/659	60
0/993	1/051	2/113	0/996	0/838	2/433	0/985	0/901	0/718	75
0/993	1/477	2/349	0/987	1/105	2/254	0/989	0/957	0/701	90
0/981	2/408	2/267	0/997	1/199	2/269	0/999	0/896	0/646	105
0/982	1/750	2/285	0/992	1/753	2/368	0/997	0/697	0/714	120
0/982	1/909	2/267	0/991	1/415	2/372	0/998	0/998	0/636	135
0/989	1/955	2/308	0/983	1/303	2/460	0/997	0/998	0/602	150
0/982	2/337	2/280	0/993	1/475	2/407	0/995	0/829	0/502	165
0/991	2/182	2/305	0/995	1/928	2/242	0/990	0/741	0/436	180
0/991	2/644	2/272	0/995	2/340	2/298	0/996	1/071	0/397	195
0/986	2/450	2/279	0/991	2/364	2/180	0/984	1/239	0/305	210

\* در این جدول، X فاصله از منبع آلاینده می‌باشد. سایر پارامترها نیز در متن معرفی شده‌اند.

جدول 3- مقادیر پارامترهای انتقال آلاینده در خاک شنی متوسط.

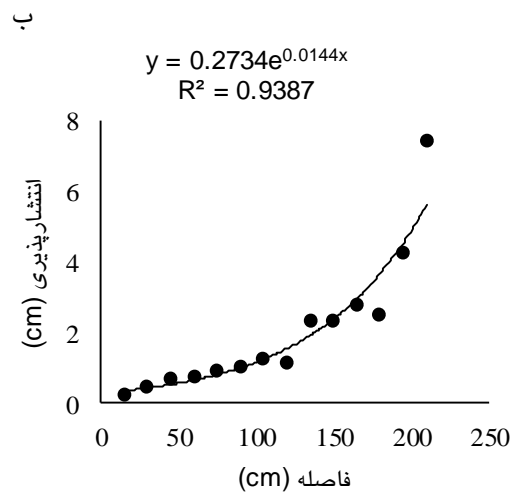
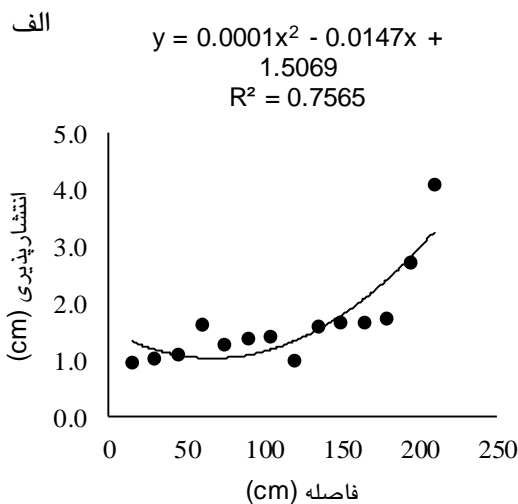
گرادیان هیدرولیکی									
0/034			0/025			0/017			X (cm)
$r^2$	$D_x$	$V_x$	$r^2$	$D_x$	$V_x$	$r^2$	$D_x$	$V_x$	
	$\frac{cm^2}{min} \cdot \frac{\bar{\theta}}{\theta}$	$\frac{cm}{min} \cdot \frac{\bar{\theta}}{\theta}$		$\frac{cm^2}{min} \cdot \frac{\bar{\theta}}{\theta}$	$\frac{cm}{min} \cdot \frac{\bar{\theta}}{\theta}$		$\frac{cm^2}{min} \cdot \frac{\bar{\theta}}{\theta}$	$\frac{cm}{min} \cdot \frac{\bar{\theta}}{\theta}$	
0/992	0/369	0/583	0/994	0/251	0/347	0/993	0/066	0/309	15
0/998	0/800	0/713	0/994	0/100	0/339	0/998	0/096	0/210	30
0/996	0/610	0/674	0/999	0/128	0/385	0/998	0/217	0/315	45
0/997	0/621	0/705	0/998	0/155	0/437	0/991	0/235	0/303	60
0/998	0/938	0/736	0/993	0/854	0/451	0/997	0/240	0/257	75
0/998	0/894	0/729	0/986	1/017	0/494	0/976	0/369	0/358	90
0/998	0/985	0/720	0/977	1/380	0/573	0/979	0/582	0/463	105
0/997	0/841	0/713	0/963	2/271	0/624	0/972	0/637	0/545	120
0/997	1/483	0/695	0/994	5/039	0/880	0/986	1/393	0/601	135
0/995	1/742	0/686	0/991	3/753	0/887	0/985	1/480	0/634	150
0/995	1/719	0/697	0/992	4/774	0/834	0/980	1/851	0/662	165
0/998	1/913	0/678	0/995	5/052	0/857	0/993	1/620	0/648	180
0/996	2/140	0/676	0/994	4/925	0/822	0/988	1/359	0/555	195
0/995	2/632	0/671	0/997	4/486	0/784	0/986	3/405	0/458	210



40/4 درصد هدایت هیدرولیکی خاک شنی درشت بود، مقادیر متوسط پراکنش مربوط به خاک شنی متوسط در گرادیان‌های هیدرولیکی 0/017، 0/025 و 0/034 به ترتیب 1/541، 6/376 و 2/443 برابر مقادیر نظیر آن‌ها در خاک شنی درشت بود.

بررسی تغییرات پراکنش با فاصله از منبع آلاینده (شکل‌های 4 و 5) نشان داد که در گرادیان‌های هیدرولیکی 0/025 و 0/034 تغییرات پراکنش در دو نوع خاک خطی بود. این موضوع در تطابق با نتایج به دست آمده در آزمایش‌های پنگ و هانت (2001) و خان و جوری (1990) بود. در گرادیان هیدرولیکی 0/017 تغییرات پراکنش هر دو نوع خاک به صورت غیرخطی بود (شکل 3). تغییرات غیرخطی پراکنش با مقیاس که در بعضی تحقیقات دیگر (هوانگ و همکاران 1995) نیز مشاهده شده است، نشان می‌دهد که پراکنش در این حالت، در مقایسه با زمانی که تغییرات آن خطی است، بیشتر تحت تأثیر اثرات مقیاس قرار می‌گیرد.

تغییرات پراکنش با فاصله از منبع آلاینده در دو نوع خاک شنی و در گرادیان‌های مورد بررسی در شکل‌های 3، 4 و 5 نشان داده شده است. براساس نتایج به دست آمده (جدول 2 و 3 و شکل‌های 3 تا 5)، مقادیر متوسط پراکنش مربوط به دو نوع خاک شنی استفاده شده در این تحقیق محاسبه گردید (جدول 4). مقادیر پراکنش حاصل از این تحقیق در محدوده مقادیر به-دست آمده در سایر مطالعات آزمایشگاهی (بیر 1972، هوانگ و همکاران 1995) بود. دقت در مقادیر پراکنش بیانگر آن بود که در گرادیان‌های هیدرولیکی برابر، پراکنش در خاک شنی متوسط بیشتر بود. این موضوع بیانگر آن است که به علت هدایت هیدرولیکی بیشتر خاک شنی درشت، در این خاک فرایند جابجایی نقش بیشتری در انتقال آلاینده دارد. البته میزان افزایش پراکنش مربوط به خاک شنی متوسط فقط متناسب با کاهش مقدار هدایت هیدرولیکی آن نبود و مقدار شدت جریان نیز دارای تأثیر بود. به طوری که ملاحظه شد که اگرچه هدایت هیدرولیکی خاک شنی متوسط حدود

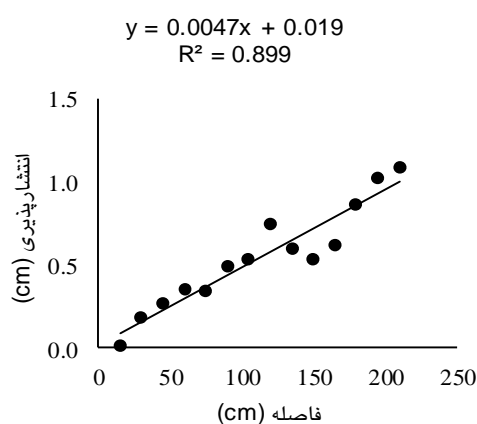


شکل 3- تغییرات انتشارپذیری با فاصله از منبع آلاینده در گرادیان هیدرولیکی 0/017 (الف- خاک شنی درشت، ب- خاک شنی متوسط).

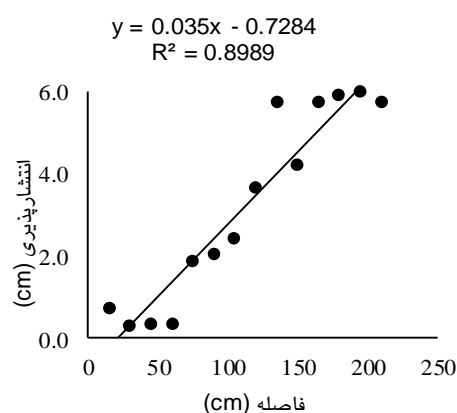
جدول 4- مقادیر متوسط پراکنش (cm) خاک‌های شنی استفاده شده.

گرادین هیدرولیکی			نوع خاک
0/034	0/025	0/017	
0/747	0/502	1/638	شن درشت
1/825	3/214	2/524	شن متوسط

الف

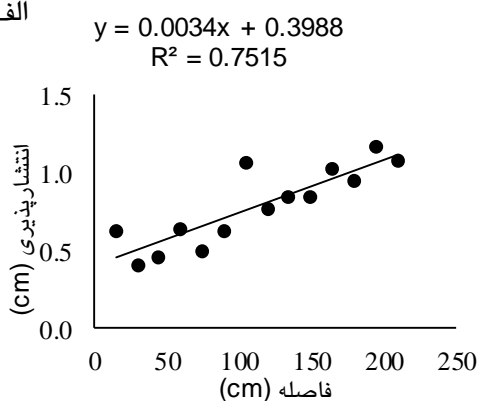


ب

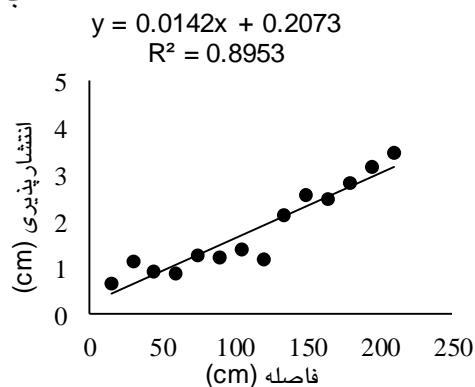


شکل 4- تغییرات انتشارپذیری با فاصله از منبع آلاینده در گرادین هیدرولیکی 0/025 (الف- خاک شنی درشت، ب- خاک شنی متوسط).

الف



ب



شکل 5- تغییرات انتشارپذیری با فاصله از منبع آلاینده در گرادین هیدرولیکی 0/034 (الف- خاک شنی درشت، ب- خاک شنی متوسط).

ترتیب 0/928 تا 4/062، 0/019 تا 1/081 و 0/427 تا 1/159 سانتی‌متر و محدوده تغییرات پراکنش در خاک

دامنه تغییرات مقادیر پراکنش خاک شنی درشت در گرادین‌های هیدرولیکی 0/017، 0/025 و 0/034 به

### نتیجه‌گیری کلی

نتایج حاصل از این تحقیق را می‌توان به شرح زیر خلاصه کرد: 1- متوسط سرعت آب منفذی در خاک شنی درشت، به جز در مواردی که جریان آب تحت تأثیر غیرهمگنی در مقیاس منفذی یا وجود مسیره‌های ترجیحی قرار می‌گیرد، تقریباً ثابت است. 2- مقدار پراکنش و نیز دامنه تغییرات آن در خاک شنی ریزتر بیشتر از خاک شنی درشت می‌باشد. 3- پراکنش دارای مقدار ثابتی نبوده و با توجه به نوع خاک و گرادیان هیدرولیکی به صورت تابعی از فاصله انتقال تغییر می‌نماید. 4- تغییرات پراکنش مربوط به هر دو نوع خاک مورد استفاده، در گرادیان هیدرولیکی کم به صورت غیرخطی و در گرادیان‌های هیدرولیکی بیشتر به صورت خطی بود. 5- به‌طور کلی، هرچه بافت خاک ریزتر و گرادیان هیدرولیکی کمتر باشد تغییرات بیشتری در پراکنش مشاهده گردید.

شنی متوسط در سه گرادیان‌های هیدرولیکی مورد بررسی به ترتیب 0/213 تا 7/306، 0/295 تا 5/992 و 0/619 تا 4/004 سانتی‌متر بود. تغییرات مقادیر پراکنش نشان داد که در هر دو نوع خاک مورد بررسی با کاهش مقدار گرادیان هیدرولیکی، میزان تغییرات پراکنش افزایش می‌یافت. این موضوع بیان‌گر تأثیرات بیشتر مقیاس بر روی مقدار پراکنش در گرادیان‌های کم‌تر است. دلیل این موضوع غیرهمگنی محیط متخلخل در مقیاس منفذی می‌باشد (آل‌طباء و همکاران 2000). مقایسه دامنه‌ی تغییرات پراکنش مربوط به دو نوع خاک شنی مورد استفاده در این تحقیق در گرادیان‌های هیدرولیکی متناظر نشان داد که محدوده تغییرات پراکنش مربوط به خاک شنی متوسط بسیار بیشتر از محدوده تغییرات پراکنش مربوط به خاک شنی درشت بود. این موضوع بدین مفهوم است که در خاک شنی متوسط، اثرات مقیاس بر پراکنش بیشتر از خاک شنی درشت است.

### منابع مورد استفاده

- فراس‌تی م و سیدیان س م، 1392. اثر فاصله انتقال بر پخشپذیری کلرید سدیم با استفاده از نرم افزار HYDRUS 2D. نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)، جلد 27، شماره 4، صفحه‌های 829 تا 831.
- معروف‌پور ع، کشکولی ح، معاضد ه و محمد ولی سامانی ح، 1384. بررسی وابستگی پراکنش خاک به ضخامت آن در خاک‌های ماسه‌ای همگن اشباع. مجله علوم دانشگاه شهید چمران، شماره 14، قسمت ب، صفحه‌های 16 تا 29.
- Al-Tabbaa A, Ayotamuno JM and Martin RJ, 2000. One-dimensional solute transport in stratified sands at short travel distances. *Journal of Hazardous Materials* 73: 1-15.
- Bear J, 1972. *Dynamics of Fluids in Porous Media*. Elsevier, New York.
- Bear J, 1978. *Hydraulic of Groundwater*. McGraw. Hill Book Company, New York.
- Chen JS, Ni CF and Liang CP, 2008. Analytical power series solutions to the two-dimensional advection–dispersion equation with distance-dependent dispersivities. *Hydrological Processes* 22: 4670-4678.
- Fetter CW, 1993. *Contaminant Hydrogeology*. Macmillan, New York.
- Huang K, Toride N and Van Genuchten MTh, 1995. Experimental investigation of solute transport in large, homogeneous and heterogeneous, saturated soil columns. *Transport in Porous Media* 18: 283-302.
- Javaux M and Vanclooster M. 2003. Scale- and Rate-Dependent Solute Transport within an Unsaturated Sandy Monolith. *Soil Science Society of America Journal* 67: 1334-1343.
- Javaux M, Vanderborght J, Kasteel R and Vanclooster M. 2006. Three-Dimensional Modeling of the Scale- and Flow Rate-Dependency of Dispersion in a Heterogeneous Unsaturated Sandy Monolith. *Vadose Zone Journal* 5: 515-528.
- Khan AUH and Jury WA, 1990. A laboratory study of the dispersion scale effect in column outflow experiments. *Journal of Contaminant Hydrology* 5: 119-131.
- Levy M and Berkowitz B, 2003. Measurement and analysis of non-Fickian dispersion in heterogeneous porous media. *Journal of Contaminant Hydrology* 64: 203–226.
- Mishra S and Parker JC. 1990. Analysis of solute transport with a hyperbolic scale-dependent dispersion model. *Hydrological Processes* 4: 45-57.

- Pang L and Hunt B, 2001. Solutions and verification of a scale-dependent dispersion model. *Journal of Contaminant Hydrology* 53: 21-39.
- Pickens JF and Grisak GE, 1981. Scale-dependent dispersion in a stratified granular aquifer. *Water Resources Research* 17(4): 1191-1211.
- Sharifi Haddad A, Hassanzadeh H, Abedi J, Chen Zh and Ware A. 2015. Characterization of scale-dependent dispersivity in fractured formations through a divergent flow tracer test. *Groundwater* 53: 149-155.
- Silliman SE and Simpson ES, 1987. Laboratory evidence of the scale effect in dispersion of solutes in porous media. *Water Resources Research* 23(8): 1667-1673.
- Toride N, Leij F and Van Genuchten, MTh, 1999. The CXTFIT code for estimating transport parameters from laboratory or field tracer experiments. Version 2.1, Research Report 137. US Salinity Laboratory, Riverside, CA, USA.
- Xu M and Eckstein Y, 1995. Use of weighted least squares methods in evaluation of the relationship between dispersion and field scale. *Groundwater* 33(6): 905-908.
- Zhou L, 2002. Solute transport in layered and heterogeneous soils. Dissertation of Doctor of Philosophy, Department of Agronomy, Tsinghua University of Chinese, China.
- You K and Zhan H, 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.