

# تخمین آزمایشگاهی ضرایب پراکنندگی طولی و عرضی رسوب‌های ماسه‌یی در حالت اشباع

محمد رضا ناظم (کارشناس ارشد)

کیومرث ابراهیمی\* (استاد)

عبدالمجید لیاقت (استاد)

شهاب عراقی نژاد (دانشیار)

گروه مهندسی آبیاری و آبادانی، دانشکده مهندسی و فناوری کشاورزی، دانشگاه تهران

مهندسی عمران شریف، پاییز ۱۳۹۸ (۳۸-۳۳)  
دوری ۲ - ۳۵، شماره ۱/۳، ص. ۳۸-۳۳

در پژوهش حاضر با طراحی و ساخت یک مدل آزمایشگاهی از محیط متخلخل اشباع و همگن، انتقال آلاینده شبیه‌سازی شد. هدف اصلی، ردیابی پراکنندگی آلودگی در مقیاس آزمایشگاهی و تدقیق ضرایب پراکنندگی طولی و عرضی آلودگی بود. از ماسه‌ی یکنواخت با قطر ۱-۲/۵ میلی‌متر و از نمک طعام با سه غلظت ۵، ۷/۵ و ۱۰ گرم در لیتر به عنوان ردیاب استفاده شد. از دستگاه EC متر جهت داده‌برداری استفاده و پس از آن مقادیر غلظت متناظر با هر EC محاسبه شد. مقادیر غلظت در هر گام زمانی با مقدار غلظت که از حل تحلیلی قانون دوم فیک مقایسه شدند و با استفاده از ریشه‌ی میانگین مربعات خطا، ضرایب پراکنندگی بهینه به دست آمدند. در نهایت، مقادیر ضرایب پراکنندگی طولی ردیاب برای شرایط مطالعه شده به ترتیب برابر  $6.336e-6$ ،  $3.708e-6$  و  $3.752e-6$  و مقادیر ضرایب پراکنندگی عرضی برابر  $7.6758e-7$ ،  $6.749e-7$  و  $6.779e-7$  مترمربع بر ثانیه به دست آمد.

mr.nazem1991@ut.ac.ir  
ebrahimik@ut.ac.ir  
aliaghat@ut.ac.ir  
araghinejad@ut.ac.ir

واژگان کلیدی: آلودگی آب زیرزمینی، ضرایب پراکنندگی طولی و عرضی، حل تحلیلی، مدل فیزیکی، قانون فیک.

## ۱. مقدمه

آلاینده‌ها پس از وارد شدن به سامانه‌ی آب‌های زیرزمینی به تدریج انتقال می‌یابند و به صورت توده، بخشی از جریان را به خود اختصاص می‌دهند. پارامترهای مهم مؤثر در انتقال آلاینده‌ها عبارت‌اند از: چگالی، حلالیت و گرانروی آلاینده.<sup>[۱]</sup> امروزه استفاده از مدل‌ها برای به تصویر کشیدن واقعیات و فهم بهتر آن‌ها و همچنین اتخاذ تصمیم درست در مورد هر پدیده‌ی بسیار متداول شده است. مدل‌های شبیه‌سازی جریان آب‌های زیرزمینی، یکی از مدل‌های مذکور هستند که توسط متخصصان در خیلی از کشورها استفاده می‌شوند و دقت و صحت نتایج آن‌ها نیز به اثبات رسیده است.<sup>[۵]</sup> مدل شرحی ساده از هویت یا فرایندی پیچیده است. به عبارت دیگر، مدل‌سازی به معنای استخراج روابط بین پدیده‌های مرتبط با هم و ارائه‌ی یک سامانه‌ی پویاست، تا امکان پیشگویی تغییرات پدیده نسبت به زمان و مکان به وجود آید. ساخت مدل بر پایه‌ی کشف روابط منطقی و شناخت و تفسیر روابط مذکور امکان‌پذیر می‌شود. در شرایط حاضر، استفاده از مدل در تمامی علوم، تقریباً کاری متعارف است. در علوم مهندسی با پیشرفت محاسبات عددی و ساخت رایانه‌های پرسرعت طی چند دهه‌ی اخیر، زمینه‌ی لازم برای ساخت و ارائه‌ی مدل بیش از پیش فراهم شده است.

آب زیرزمینی به عنوان مهم‌ترین منبع تأمین آب کشور، برای مصارف شرب، کشاورزی و صنعتی استفاده می‌شود؛ بنابراین کیفیت آن تأثیر قابل توجهی در سلامت انسان‌ها و محیط زیست دارد. با وجود این، کیفیت آب‌های زیرزمینی توسط فعالیت‌های صنعتی، آفت و علف‌کش‌ها، نشست مخازن زیرزمینی، استخراج نفت و گاز و دفن زباله‌ها تهدید می‌شود.<sup>[۱]</sup>

مسئله‌ی مهمی که امروزه مهندسان و متخصصان با آن مواجه هستند، حفاظت از منابع آب زیرزمینی از ورود آلاینده‌ها و کاهش میزان آلاینده‌های مشخص در منابع مذکور است. به منظور کنترل ورود آلاینده‌ها به آبخوان‌ها، شناختن منابع آلودگی و فرایندهای انتقال و پخش آن‌ها در محیط‌های متخلخل ضروری است.<sup>[۲]</sup>

مطالعه‌ی انتقال و حرکت املاح در محیط متخلخل و عملکرد فیزیکی و شیمیایی محیط متخلخل بر پدیده‌هایی چون پخشیدگی، انتشار، دفع آنیونی، جذب یا فرایندهای تبادل و آثار کاربرد روش‌های کنترل و پیشگیری در حال گسترش است.<sup>[۳]</sup>

\* نویسنده مسئول

تاریخ: دریافت ۱۳۹۶/۴/۳، اصلاحیه ۱۳۹۶/۶/۱۲، پذیرش ۱۳۹۶/۸/۶

DOI:10.24200/J30.2019.20923

استفاده از مدل، زمینه‌ی لازم را برای پاسخ‌های سریع، دقیق و اقتصادی به بسیاری از سؤالات فراهم آورده است.<sup>[۶]</sup>

مدل‌های متعددی جهت مطالعه‌ی سامانه‌های جریان آب زیرزمینی استفاده شده‌اند. مجموعه مدل‌های آب زیرزمینی را می‌توان در سه گروه کلی تقسیم‌بندی کرد، که شامل: مدل فیزیکی<sup>۱</sup>، مدل آنالوگ<sup>۲</sup> و مدل‌های ریاضی<sup>۳</sup> هستند که هر کدام از آن‌ها خود دربرگیرنده‌ی مدل‌های دیگر هستند.<sup>[۷]</sup> در زمینه‌ی مدل‌سازی و تعیین ضرایب پراکندگی، مطالعات زیادی صورت گرفته است که در اینجا به شرح برخی از آنان پرداخته شده است: گاگانیز<sup>۴</sup> و همکاران (۲۰۰۴) در تعیین ضرایب پراکندگی طولی و عرضی آلودگی در آب زیرزمینی نتیجه گرفتند که برای عدد پکله<sup>۵</sup> کمتر از ۲ با افزایش سرعت، مقدار پراکندگی طولی کاهش می‌یابد و برای عدد پکله‌ی بزرگ‌تر از ۲، پراکندگی طولی ثابت می‌ماند. همچنین با افزایش عدد پکله، مقدار پراکندگی عرضی به‌طور تقریباً یکنواخت کاهش می‌یابد.<sup>[۸]</sup>

مک نیل<sup>۶</sup> و همکاران (۲۰۰۶) نیز برای توزیع آلاینده در محیط متخلخل ناهمگن از روش آنالیز عکس استفاده کردند و روش مذکور را ارتقاء دادند؛ و جهت اطمینان، نتایج روش آنالیز عکس با داده‌های یک مدل فیزیکی را انطباق داده و کالیبره کردند. یکی از محدودیت‌های روش آنالیز عکس این است که باید برای هر محیط متخلخل، یک منحنی واسنجی جداگانه در نظر گرفته شود که براساس دانه‌بندی ذرات، حالت‌های مختلفی به وجود می‌آید که در پژوهش مذکور با ترکیب روش آنالیز عکس و کد نویسی در برنامه‌ی متلب<sup>۷</sup> و واسنجی آن با نتایج مدل فیزیکی، مشکل به‌وجود آمده برطرف شد.<sup>[۹]</sup>

همچنین اولسن<sup>۸</sup> و گرت<sup>۹</sup> (۲۰۰۷) با آزمایش‌هایی دقیق، رابطه‌ی جدیدی برای محاسبه‌ی پراکنده‌پذیری عرضی ارائه کردند و نتایج آن‌ها برای دانه‌بندی‌های مخلوط نشان داد که معادله‌ی جدید برای دانه‌بندی‌های غیریکنواخت نیز کاربرد دارد. بر طبق رابطه‌ی جدید ارائه شده، انتشار هیدرودینامیکی همیشه تحت تأثیر پخشیدگی مولکولی است.<sup>[۱۰]</sup> ماسیموژل<sup>۱۰</sup> و همکاران (۲۰۱۲)، نیز طی آزمایش‌هایی با چند ردیاب و ساخت دو مدل با ابعاد مختلف، مقادیر ضریب پراکندگی عرضی را برای محیط متخلخل به دست آوردند و با انجام آزمایش‌هایی برای سرعت‌های مختلف نتیجه‌گیری کردند که در سرعت‌های پایین، پخشیدگی عامل اصلی انتقال مواد است؛ اما با افزایش سرعت، تأثیر آن کم و در تأثیر همرفت افزوده می‌شود، به‌گونه‌ی که در سرعت‌های بالا، تقریباً فرایند انتقال فقط تحت تأثیر پدیده‌ی همرفت است.<sup>[۱۱]</sup>

یکی از روش‌های تعیین ضریب پخش طولی، عکس‌برداری از نحوه‌ی توزیع آلاینده در محیط متخلخل و استفاده از منحنی‌های واسنجی شده است. چیتارالا<sup>۱۱</sup> و همکاران (۲۰۱۵) نیز پس از ساخت مدل فیزیکی و عکس‌برداری از توزیع آلاینده، رابطه‌ی بین درخشش ساطع شده از ماده‌ی ردیاب (فلوئورسین) و میزان غلظت آن در هر نقطه به دست آوردند و جهت اطمینان از صحت کارکرد رابطه‌ی به دست آمده، نتایج را با استفاده از مدل عددی واسنجی کردند. نتیجه‌ی نهایی پژوهش اخیر نشان داد که ارائه‌ی رابطه‌ی جدید، برای تعیین ضریب پخش طولی بوده و انطباق بسیار خوبی با داده‌های آزمایشگاهی مطالعات پیشین داشته است.<sup>[۱۲]</sup> همچنین پریا<sup>۱۲</sup> و همکاران (۲۰۱۵)، ضریب پخش آلودگی را در محیط دوبعدی بررسی کرده‌اند و با ساخت مدل فیزیکی، میزان ضریب پخش طولی را در عمق‌های مختلف خاک بررسی کرده و دریافته‌اند که ضریب پخش طولی به ضخامت محیط متخلخل و غلظت آلاینده بستگی دارد، به‌گونه‌ی که با افزایش هر کدام از پارامترهای مذکور، مقدار ضریب پخش افزایش پیدا می‌کند.<sup>[۱۳]</sup>

فدایی و همکاران (۲۰۱۶) نیز با ساخت دو مدل افقی و عمودی و با استفاده‌ی هم‌زمان معیار کمیته‌ی مربعات و روش پردازش عکس، ضرایب پراکنده‌پذیری طولی

و عرضی را برای سرعت‌ها و دانه‌بندی‌های مختلف به دست آوردند. مقادیر ضرایب محاسبه شده  $0.001 - 0.003$  متر بر حسب دانه‌بندی و سرعت متفاوت بود که با نتایج برخی پژوهش‌های اخیر مطابقت داشته است.<sup>[۱۴]</sup> با توجه به نتایج حاصل از پژوهش‌های ذکر شده، ضرایب پراکندگی اساساً به سرعت، دانه‌بندی، غلظت آلاینده، نوع آلاینده و ... وابسته است؛ بنابراین ارائه‌ی یک ضریب برای استفاده در تمامی حالت‌ها ممکن نیست. حتی در مطالعات مشابه، مقادیر ضرایب تا حدودی با یکدیگر متفاوت بوده‌اند. به طور کلی با توجه به پژوهش‌های ذکر شده می‌توان برای پراکنده‌پذیری طولی، محدوده‌ی  $10^{-2} \times 2.9 \times 10^{-2}$  مترالی<sup>۲</sup> و برای پراکنده‌پذیری عرضی، محدوده‌ی  $10^{-2} \times 9 \times 10^{-6}$  مترالی<sup>۲</sup> را در نظر گرفت.

هدف نوشتار حاضر، ردیابی پراکندگی آلودگی در جریان اشباع در محیط متخلخل در مقیاس آزمایشگاهی و تدقیق ضرایب پراکندگی طولی و عرضی آلودگی است. در این راستا، با انجام مدل‌سازی آزمایشگاهی محیط متخلخل اشباع به بررسی پخش آلودگی با استفاده از نمک طعام پرداخته شده است.

## ۲. مواد و روش‌ها

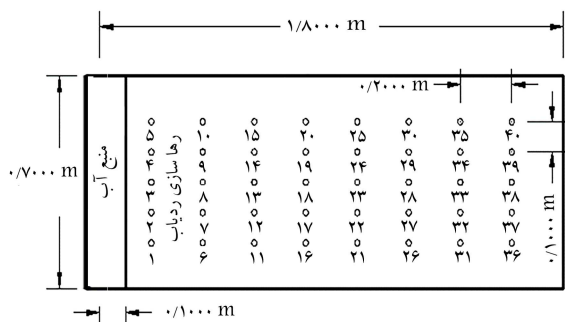
### ۱.۲. مدل فیزیکی

در پژوهش حاضر، یک محیط متخلخل همگن و اشباع بر مبنای مدل‌های فیزیکی فرضی در محل گروه مهندسی آبیاری و آبادانی دانشگاه تهران طراحی و ساخته شد. به همین منظور همان‌گونه که در شکل ۱ (الف و ب) مشاهده می‌شود، یک مدل شیشه‌یی با طول ۱٫۸ متر، عرض ۰٫۷ متر و ارتفاع ۰٫۴ متر ساخته شد. ابعاد مدل براساس آزمایش‌های اولیه و تجربیات کارشناسی انتخاب شده است.<sup>[۱۵]</sup>

همان‌طور که در شکل ۱ مشاهده می‌شود، قسمت ابتدایی سمت چپ مدل جهت آب ورودی با ارتفاع مشخص در نظر گرفته شده است. همچنین برای جدا کردن قسمت آب ورودی از محیط متخلخل، از دیواره‌ی توری فلزی دولایه با چشمه‌های



الف) نمای کلی مدل فیزیکی؛



ب) پلان مدل.

شکل ۱. مدل فیزیکی جهت برداشت داده‌های آزمایشگاهی.

## ۲.۲. قانون فیک و حل تحلیلی آن

در بحث انتقال آلودگی در محیط متخلخل اشباع، از قانونی به نام قانون دوم فیک<sup>۱۳</sup> استفاده شده است. در صورتی که جریان آب زیرزمینی به صورت دویعدی و با سرعت یکنواخت  $U$  در جهت محور  $x$  حرکت کند، قانون فیک به صورت رابطه‌ی ۳ است:<sup>[۲۱]</sup>

$$D_x \frac{\partial^2 x}{\partial x^2} + D_y \frac{\partial^2 y}{\partial y^2} - U \frac{\partial C}{\partial x} = \frac{\partial C}{\partial t} \quad (3)$$

که در آن،  $D_x$  و  $D_y$  از روابط ۴ و ۵ به دست می‌آیند:

$$D_x = \alpha_L * U \quad (4)$$

$$D_y = \alpha_t * U \quad (5)$$

که در آن‌ها،  $D_x$  ضریب پراکندگی طولی،  $D_y$  ضریب پراکندگی عرضی،  $\alpha_L$  پراکنده‌پذیری طولی،  $\alpha_t$  پراکنده‌پذیری عرضی،  $U$  سرعت در جهت محور  $x$  و  $C$  غلظت هستند.

در نوشتار حاضر از روش حل تحلیلی برای به دست آوردن ضرایب پراکندگی استفاده شد. رابطه‌ی نهایی حل تحلیلی رابطه‌ی ۳ برای حالتی که منبع آلاینده به صورت نقطه‌یی و پیوسته باشد، به صورت رابطه‌ی ۶ است:<sup>[۲۱]</sup>

$$C(x, y, t) = XY \quad (6)$$

که در آن،  $X(x, t)$  و  $Y(y, t)$  از روابط ۷ و ۸ به دست می‌آیند:

$$X(x, t) = \frac{C_0}{\sqrt{t}} \operatorname{erfc} \left( \frac{x - Ut}{\sqrt{2D_x t}} \right) \quad (7)$$

$$Y(y, t) = \frac{1}{\sqrt{t}} \left\{ \operatorname{erf} \left[ \frac{y + \frac{1}{2} \delta B}{\sqrt{2D_y x/U}} \right] - \operatorname{erf} \left[ \frac{y - \frac{1}{2} \delta B}{\sqrt{2D_y x/U}} \right] \right\} \quad (8)$$

که در آن،  $B$  عرض منبع آلاینده و بقیه‌ی علائم همان مفاهیم قبل را دارند. در نوشتار حاضر، همزمان با آغاز ورود آلاینده، ثبت داده‌ها توسط دیتالاگر دستگاه EC متر نیز انجام شد. به این صورت که قبل از ورود آلاینده، ابتدا حسگر دستگاه داخل چاهک قرار می‌گرفت و پس از رسیدن به تعادل دمایی، آلودگی وارد چاهک تزریق می‌شد و دیتالاگر شروع به کار می‌کرد و مقادیر EC را با گام‌های زمانی یک ثانیه ثبت می‌کرد. بعد از مدتی که مقدار غلظت در چاهک به حد ثابت و نهایی خود می‌رسید، داده‌برداری متوقف می‌شد. پس از قطع آلودگی، محیط کاملاً شسته و برای داده‌برداری در مرحله‌ی بعدی آماده می‌شد. داده‌برداری‌های انجام شده برای تمام چاهک‌ها صورت گرفت. پس از اتمام داده‌برداری در تمام چاهک‌ها، کلیه‌ی مراحل ذکر شده برای دو غلظت بعدی نیز تکرار شد. پس از داده‌برداری، تمام مقادیر EC به غلظت تبدیل شدند؛ بنابراین، با استفاده از رابطه‌ی ۹ مقادیر غلظت برحسب میلی‌گرم در لیتر به دست آمد:

$$ppm = a(ec)^b \quad (9)$$

برای تعیین ضرایب  $a$  و  $b$ ، ابتدا محلول‌هایی با غلظت‌های مختلف در آزمایشگاه تهیه و مقدار EC برای هر محلول ثبت شد. سپس ضرایب مذکور با استفاده از ابزار Solver در نرم‌افزار Excel، به نحوی که کمترین اختلاف را با داده‌های آزمایشگاهی داشته باشند، محاسبه شدند. پس از تبدیل داده‌ها و محاسبه‌ی مقادیر غلظت در زمان‌های مختلف، با توجه به اینکه ثبت داده‌ها توسط دستگاه با نوسان‌ها و پرش‌هایی

$2 \times 2$  سانتی متری (لابه‌ی اول) و  $1 \times 1$  میلی‌متری (لابه‌ی دوم) استفاده شده است. ارتفاع آب در قسمت منبع ورودی، همواره در ارتفاع  $10^\circ$  سانتی‌متری ثابت نگه داشته شد. جهت ساخت چاهک‌های نمونه‌برداری نیز از لوله‌های روزنه‌دار استفاده شد.  $40^\circ$  چاهک با فواصل مناسب عرضی و طولی نیز در تمام سطح مدل جای‌گذاری شدند.<sup>[۱۶]</sup> ماسه‌ی تأمین‌شده جهت انجام آزمایش‌ها، خالص و محصول D۱ شرکت تأمین ماسه‌ی ریخته‌گری فیروزکوه با بافتی یکنواخت بوده است. محدوده‌ی دانه‌بندی ماسه‌ی ذکر شده  $1$  الی  $2.5$  میلی‌متر و مقادیر  $d_{60}$  و  $d_{10}$  به ترتیب با  $1210$  و  $945$  برابر بودند؛ بنابراین مقدار ضریب یکنواختی  $1.28$  به دست آمده مقدار تخلخل ماسه پس از تعیین وزن مخصوص ظاهری ( $\rho_b$ ) و وزن مخصوص حقیقی ( $\rho_s$ )، با توجه به رابطه‌ی ۱ محاسبه شد:<sup>[۱۷]</sup>

$$n = 1 - \frac{\rho_b}{\rho_s} \quad (1)$$

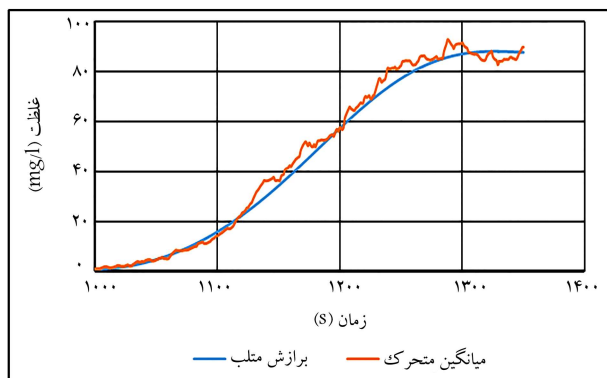
برای تعیین هدایت هیدرولیکی از دو روش بارافتان و بار ثابت استفاده شد، اما با توجه به اینکه نتایج اختلاف قابل‌توجهی با هم داشتند و براساس تجربیات کارشناسی مینی بر اینکه مقدار بار ثابت برای ماسه‌های سبک مناسب‌تر است؛ بنابراین نتایج آزمایش بار ثابت در نظر گرفته شد.

عدد پکله، یک عدد بدون بعد است، که می‌تواند تأثیر انتقال جرم توسط همرفت نسبت به انتقال جرم توسط پراکندگی و انتشار را به یکدیگر ارتباط دهد.<sup>[۱۸]</sup> رابطه‌ی عدد پکله به صورت رابطه‌ی ۲ است:

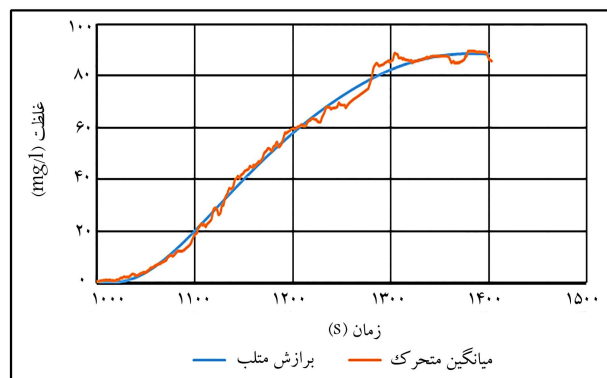
$$Pe = \frac{U * d}{D_m} \quad (2)$$

که در آن،  $Pe$  عدد پکله (بدون بعد)،  $U$  سرعت متوسط جریان ( $L/T$ )،  $d$  میانگین قطر ذرات ( $L$ ) و  $D_m$  پخشیدگی مولکولی ( $L^2/T$ ) است. برای ردیاب نمک طعام، مقدار پخشیدگی مولکولی  $10^{-9} \times 1.6$  مترمربع بر ثانیه بوده است.<sup>[۱۹]</sup> در انتخاب ردیاب مناسب، عوامل متعددی دخیل هستند. به عنوان مثال، عدم واکنش ردیاب با آب یا محیط و همچنین عدم رسوب ردیاب در طول مسیر جریان و انحلال مجدد در آب از نکات اساسی و مهمی است که باید در نظر گرفته شود.<sup>[۲۱]</sup> در پژوهش حاضر، از نمک طعام (NaCl) به عنوان آلاینده (ردیاب) استفاده شد که به آسانی در آب حل می‌شود، ارزان و در دسترس و سازگار با محیط‌زیست است و همچنین تشخیص میزان تغییرات آن در مدل به سادگی توسط EC متر امکان‌پذیر است. براساس آزمایش‌های اولیه‌ی پژوهش حاضر، مقدار غلظت سدیم برابر  $5$  گرم بر لیتر در نظر گرفته شد که برای ساخت محلول با غلظت ذکر شده،  $12.71$  گرم نمک طعام در بالن یک لیتری با مقدار کافی آب مقطر ریخته شد و پس از انحلال کامل نمک به حجم رسید. پس از انجام آزمایش‌های غلظت  $5$  گرم بر لیتر، با توجه به نتایج به دست آمده و نوسان‌هایی که در داده‌ها به ثبت رسید، آزمایش‌ها با دو غلظت بیشتر، یعنی  $7.5$  و  $10$  گرم بر لیتر نیز تکرار شد.

در پژوهش حاضر، مقدار دبی ورود ردیاب به محیط و نیز مقدار دبی ورود آلاینده به محیط، همواره مقدار ثابت  $2$  میلی‌لیتر در ثانیه در نظر گرفته شدند. ابتدا مدل با آب با EC مشخص کاملاً اشباع شد، سپس محلولی که با استفاده از آب مقطر و نمک مذکور تهیه شده بود، درون چاهک ابتدایی رها شد. رهاسازی ردیاب به صورت نقطه‌یی بود و مطابق شکل ۱ ب، در چاهک شماره ۳ انجام شد. به این منظور یک مخزن با سطح زیاد و عمق کم به منظور عدم تأثیر افت هد آب بر مقدار خروجی آلاینده در نظر گرفته شد. برای ثابت نگه داشتن مقدار خروجی از شیرهای سرم استفاده شد.



شکل ۳. افزایش غلظت در چاهک ۳۷ برای غلظت ۱۰ گرم بر لیتر.



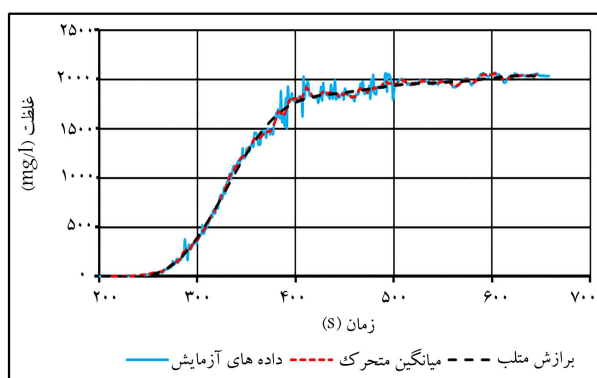
شکل ۴. افزایش غلظت در چاهک ۳۹ برای غلظت ۱۰ گرم بر لیتر.

می‌شود. همان‌گونه که قبلاً ذکر شد، ثبت داده‌ها توسط دستگاه، نوسان‌هایی داشت که ابتدا توسط میانگین متحرک فیلتر و سپس توسط نرم‌افزار متلب، نمودار آن ترسیم شد.

با توجه به شکل ۲، آلودگی تقریباً بعد از ۲۰۰ ثانیه به چاهک مورد اندازه‌گیری رسیده و افزایش غلظت رخ داده است. بعد از گذشت تقریباً ۶۰۰ ثانیه، مقدار آلودگی به مقدار ثابت ۲۰۰۰ رسیده است. نتیجه‌ی حل تحلیلی قانون فیک که به صورت رابطه‌ی ۶ ارائه شده است، یک رابطه‌ی سری فوریه است. نتایج داده‌برداری نیز مطابق با روابط ذکر شده به دست آمدند و همان‌گونه که در شکل ۲ مشاهده می‌شود، داده‌ها به صورت یک منحنی S شکل هستند. همچنین تطابق داده‌های اندازه‌گیری شده با سری فوریه در برنامه‌ی متلب، خود گواه صحت داده‌برداری‌هاست. با افزایش فاصله از محل ورود آلاینده، مقدار غلظت نهایی در نمودار اخیر کاهش یافته و منحنی کشیده‌تری حاصل شده است.

همچنین با توجه به شکل‌های ۳ و ۴ مشاهده می‌شود که نحوه‌ی افزایش غلظت در دو نقطه‌ی متقابل، به صورت متقارن نیستند. دلیل این امر می‌تواند عواملی همچون تفاوت در پیچ و خم مسیر حرکت آلاینده، تفاوت در طول مسیر حرکت و تراز نبودن کامل مدل باشد. اما با توجه به زمان رسیدن آلاینده به چاهک‌ها، مدت زمان افزایش غلظت و غلظت نهایی می‌توان دریافت که داده‌برداری در هر دو چاهک به طور قابل قبولی با یکدیگر هم‌خوانی دارند. پس از محاسبه‌ی مقدار اولیه‌ی خطای جذر میانگین مربع‌ها و بهینه کردن آن با نرم‌افزار اکسل، نتایج حاصل از حل معکوس برای ضرایب پراکندگی طولی و عرضی به صورت جدول ۱ به دست آمد.

با توجه پژوهش‌ها و آزمایش‌هایی که برای حالت‌های مختلف صورت گرفته



شکل ۲. افزایش غلظت در چاهک ۱۳ برای غلظت ۵ گرم بر لیتر.

همراه بوده است، ابتدا از تمامی داده‌های غلظت، میانگین متحرک با دوره‌ی ۵ ثانیه گرفته شد و سپس با استفاده از نرم‌افزار متلب، نمودار داده‌های غلظت رسم شد. برای ترسیم نمودار از دو روش سری فوریه و یا معادله‌ی درجه ۹ استفاده شد. علت استفاده از دو نوع رابطه، برازش بهتر معادلات درجه ۹ در چاهک‌های با غلظت بیشتر و برازش بهتر سری فوریه در چاهک‌های با غلظت کمتر است. نمونه‌ی از نمودارهای به دست آمده در شکل ۲ ارائه شده است.

پس از مشخص شدن غلظت در هر ثانیه و برای هر چاهک، مقادیر غلظت‌های به دست آمده جهت حل معکوس و محاسبه‌ی ضرایب پراکندگی استفاده شد. بدین منظور ابتدا در نرم‌افزار MS Excel ۲۰۱۳ مقادیر غلظت در هر گام زمانی توسط رابطه‌ی ۶ محاسبه شد. جهت شروع کار نیاز به یک مقدار اولیه برای پراکنده‌پذیری بود. مقدار اولیه‌ی پراکنده‌پذیری عرضی براساس مقادیر پیشنهادی پژوهشی در سال ۲۰۰۷<sup>[۱۰]</sup>،  $10^{-3} \times 6.3$  سانتی‌متر در نظر گرفته شد. این مقدار به‌عنوان سعی اولیه بوده و باعث همگرایی سریع‌تر جواب نهایی شده است. برای مقدار اولیه‌ی پراکنده‌پذیری طولی با استفاده از رابطه‌ی ۷ و اکستین که در سال ۱۹۹۵ براساس یک مطالعه‌ی آماری بر روی داده‌های آزمایشگاهی ارائه شده است،<sup>[۱۲]</sup>  $3.7 \times 10^{-3}$  سانتی‌متر فرض شد:

$$\alpha_L = 0.83 (\log L)^{2.14} \quad (10)$$

که در آن،  $L$  و  $\alpha_L$  هر دو بر حسب متر هستند.

سپس به صورت متناظر، داده‌های مذکور با مقادیر واقعی آن‌ها، که از آزمایش‌ها به دست آمده‌اند، مقایسه شدند و RMSE کل داده‌ها محاسبه شد. مجدداً با استفاده از ابزار solver، با تغییر مقادیر پراکنده‌پذیری طولی و عرضی، کمترین مقدار RMSE و مقادیر بهینه‌ی ضرایب پراکندگی محاسبه شدند.

### ۳. نتایج

براساس آزمایش‌های انجام شده، مقادیر وزن مخصوص ظاهری و حقیقی ماسه به ترتیب ۱/۵۸ و ۲/۵۹ گرم بر سانتی‌متر مکعب و میزان تخلخل خاک ۳۹٪ به دست آمد.

براساس آزمایش بار ثابت، مقدار هدایت هیدرولیکی برای ماسه‌ی مورد استفاده، ۱۷۲/۲۶ سانتی‌متر بر ساعت محاسبه شد و با توجه به مقدار هدایت هیدرولیکی، مقدار سرعت در آزمایش مذکور برابر ۱/۲۱ میلی‌متر بر ثانیه به دست آمد. نمونه‌ی از تغییرات غلظت با زمان در چاهک ۱۳ مدل در شکل ۲ مشاهده

جدول ۱. مقادیر پراکنده‌پذیری و ضرایب پخش در غلظت‌های مختلف.

ضریب پراکندگی ( $m^2/s$ )		پراکنده‌پذیری ( $m$ )		غلظت ردیاب ( $g/l$ )
عرضی	طولی	عرضی	طولی	
$6,583 \times 10^{-7}$	$3,362 \times 10^{-6}$	$5,414 \times 10^{-2}$	$2,765 \times 10^{-2}$	۵
$6,494 \times 10^{-7}$	$3,08 \times 10^{-6}$	$5,34 \times 10^{-2}$	$2,532 \times 10^{-2}$	۷,۵
$6,794 \times 10^{-7}$	$3,525 \times 10^{-6}$	$5,558 \times 10^{-2}$	$2,899 \times 10^{-2}$	۱۰

و پراکنده‌پذیری طولی در حدود ۲,۵ برابر کوچک‌تر از پراکنده‌پذیری‌های حاصل از پژوهش حاضر بوده است. تمام مقادیر مذکور، نشان‌دهنده تطابق نسبی آزمایش‌های پژوهش حاضر با نتایج سایر پژوهشگران است.

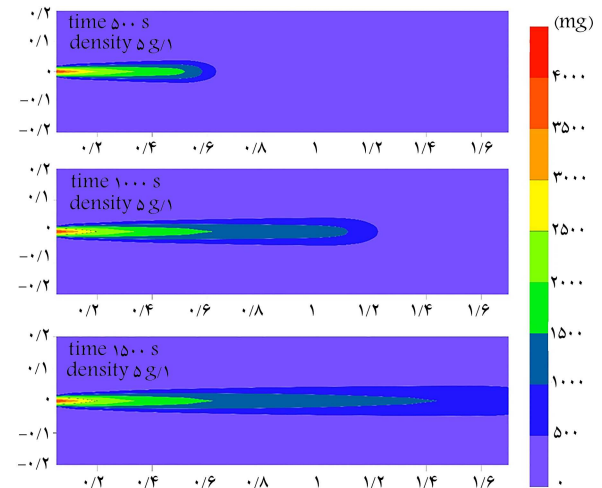
پس از محاسبه ضرایب پراکندگی، مقادیر غلظت در تمام نقاط و در تمام گام‌های زمانی با استفاده از رابطه ۶ محاسبه و با استفاده از نرم‌افزار ۱۳ surfer، نحوه پخش آلودگی و میزان غلظت در هر نقطه به صورت گرافیکی ترسیم شد. در شکل ۵، نحوه پراکنده‌پذیری آلودگی برای غلظت ۵ گرم بر لیتر به عنوان نمونه ترسیم شده است.

#### ۴. نتیجه‌گیری

با ساخت یک مدل فیزیکی، ردیابی آلودگی در محیط متخلخل اشباع با دانه‌بندی ۱ الی ۲ میلی‌متر انجام شد. سپس با استفاده از رویکرد حل تحلیلی، مقادیر ضرایب پراکندگی محاسبه شدند. در غلظت ۱۰ گرم بر لیتر، آلودگی با سرعت بیشتری نسبت به سایر غلظت‌ها به تمامی جاه‌ها رسید. عکس این اتفاق برای غلظت ۷,۵ گرم بر لیتر رخ داد. مقادیر ضرایب پراکنده‌پذیری بسته به سرعت حرکت آب و دانه‌بندی محیط بسیار متغیر هستند و به همین علت نتایج حاصل از نوشتار حاضر برای شرایط آزمایشگاهی پژوهش حاضر قابل استفاده است. ضرایب به دست آمده در پژوهش حاضر در محدوده‌ی هستند که سایر پژوهشگران به دست آورده‌اند و انطباق مناسبی دارد. علت غلبه‌ی ضریب پخش طولی بر ضریب عرضی در واقع به علت جریان و پدیده‌ی همرفت است که ناشی از یک‌نواخت بودن ماسه و درشت‌دانه بودن آن است. با توجه به تعداد کافی آزمایش‌های انجام شده نمی‌توان تأثیر افزایش غلظت در ضریب پخش طولی را منکر شد، ولی برای ارائه‌ی عدد و رقم لازم است آزمایش‌ها برای غلظت‌های بیشتر انجام و روند تغییرات بررسی شود. به دلیل سرعت جریان و در نتیجه بزرگ بودن عدد پکله، می‌توان دریافت که یگانه عامل در فرایند پراکنده‌پذیری، اختلاط مکانیکی است و پخشیدگی مولکولی، ناچیز بوده است. پیشنهاد می‌شود آزمایش‌ها برای شرایط دیگر تکرار و رابطه‌ی در این زمینه برای تخمین ضرایب پراکنده‌پذیری به دست آید.

#### سیاسگزار

بدین وسیله از دانشگاه تهران برای تأمین امکانات لازم جهت انجام پژوهش حاضر تشکر و قدردانی می‌شود.



شکل ۵. پخش آلاینده در زمان‌های ۵۰۰، ۱۰۰۰ و ۱۵۰۰ ثانیه برای غلظت ۵ گرم بر لیتر.

است، میزان پراکنده‌پذیری و به تبع آن مقادیر ضرایب پراکنده‌پذیری به عوامل مختلفی وابسته است؛ بنابراین، به طور مطلق نتایج نوشتار حاضر با هیچ پژوهش دیگری مگر در شرایط کاملاً یکسان قابل قیاس نیست. با این حال مقادیر پراکنده‌پذیری عرضی نوشتار حاضر با نتایج اولسن<sup>[۱۰]</sup>، ( $5,4 \times 10^{-2}$  متر) و مقادیر پراکنده‌پذیری طولی با نتایج گانیز،<sup>[۸]</sup> ( $1,6 \times 10^{-2}$  متر) تقریباً تطابق دارد. پریا و همکاران (۲۰۱۵)<sup>[۱۳]</sup> در پژوهش خود به این نتیجه رسیدند که با افزایش غلظت، مقدار ضریب پراکنده‌پذیری افزایش می‌یابد؛ اما در نوشتار حاضر، ضرایب در غلظت ۷,۵ گرم بر لیتر نسبت به ضرایب در غلظت ۵ گرم بر لیتر کاهش یافته است. این در حالی است که ضرایب برای بیشترین غلظت یعنی ۱۰ گرم بر لیتر بیشتر از دو غلظت ۵ و ۷,۵ گرم بر لیتر و مطابق با نتایج پریا و همکاران (۲۰۱۵) بوده است.

نتایج آزمایش سیریکا و همکاران (۲۰۰۶)<sup>[۲۴]</sup>، برای دو دانه‌بندی ۲-۳ و ۱-۱,۵ میلی‌متر، نیز با نتایج پژوهش حاضر در حدود ۱۰ برابر اختلاف دارند. پراکنده‌پذیری عرضی آزمایش مک نیل و همکاران (۲۰۰۶)، کمتر از ۳ برابر و پراکنده‌پذیری طولی آن در حدود ۱۶ برابر اختلاف دارند.<sup>[۹]</sup> سیتارلا و همکاران (۲۰۱۵)<sup>[۱۳]</sup> نیز آزمایشی با سرعت ۱۰۶ متر بر روز انجام دادند و با توجه به نتایج حاصل از آزمایش به دست آمده، پراکنده‌پذیری عرضی در حدود ۱/۳ برابر

2. analog models
3. mathematical models
4. Gaganis

#### پانویس‌ها

1. physical model

5. Peclet number
6. McNeil
7. Matlab
8. Olsson
9. Grathwohl
10. rolle massimo
11. Citarella
12. Priya
13. Fick's second law

## منابع (References)

1. Ye, M.S.Y. "Experimental investigation of plume dilution in three-dimensional porous media", Thesis for Doctoral, Eberhard Eberhard Karls Universitat Tubingen (2016).
2. Marouf Pour, E., Moazed, H., Kashkouli, H. and Moahamad Vali Samani, H. "Laboratory investigation of The effect of the sampling method in tracer experiments on The dispersion coefficient of the aquifer", *JWSS*, **12**(46), pp. 435-446 (2009).
3. Ayotamuno, M.J. "Contaminant transport and immobilisation in stratified sands", PhD Thesis, University of Birmingham, UK (1990).
4. Torkamani, S. and Shayegan, J. "Modeling dissolved contamination dispersion in groundwater resulting from a contaminant source having non-constant leakage", 11<sup>th</sup> National Iranian Chemical Engineering Congress (2006).
5. Harbaugh, A.W. "MODFLOW-2005, the US geological survey modular ground-water model: The ground-water flow process", US Department of the Interior, US Geological Survey Reston, VA, USA (2005).
6. Khaledi, H. and Tabatabaei, H. "Introduction to model and its applications in irrigation and drainage", Modeling Training Workshop on Irrigation and Drainage (2055).
7. Eftekhari, H. R. "Simulation of groundwater flow and distribution and contaminant transport in the plains Seyedan and Farooq", Master Thesis, Department of Civil Engineering, University of Shiraz (2011).
8. Gaganis, P., Skouras, E. D., Theodoropoulou, M. A. and et al. "On the evaluation of dispersion coefficients from visualization experiments in artificial porous media", *Journal of Hydrology*, **307**(1), pp. 79-91 (2005).
9. McNeil, J., Oldenborger, G. and Schincariol, R. "Quantitative imaging of contaminant distributions in heterogeneous porous media laboratory experiments", *Journal of Contaminant Hydrology*, **84**(1), pp. 36-54 (2006).
10. Olsson, A., and Grathwohl, P. "Transverse dispersion of non-reactive tracers in porous media: A new nonlinear relationship to predict dispersion coefficients", *Journal of Contaminant Hydrology*, **92**(3), pp. 149-161 (2007).
11. Rolle, M., Hochstetler, D., Chiogna, G. and et al. "Experimental investigation and pore-scale modeling interpretation of compound-specific transverse dispersion in porous media", *Transport in Porous Media*, **93**(3), pp. 347-362 (2012).
12. Citarella, D., Cupola, F., Tanda, M.G. and et al. "Evaluation of dispersivity coefficients by means of a laboratory image analysis", *Journal of Contaminant Hydrology*, **172**, pp. 10-23 (Jan., 2015).
13. Priya, M., Yamini Roja, S., Sidhardhan, S. and et al. "Study on two dimensional dispersion of pollutants through porous media", *International Journal of Innovative Research in Engineering & Management (IJIREM)*, **3**(1) (2015).
14. Fadaei Tehrani, M.R., Feizy, R. and Jahanian, H. "New approach for approximation of dispersivity in porous media", *Journal of Structural Engineering and Geotechniques*, **6**(2), pp. 1-8 (2016).
15. Ebrahimi, K. and Falconer, R.A., "Development of an integrated free surface and groundwater flow model", LAP Lambert Academic Publishing., Saarbrucken, Germany, pp.268 (2015).
16. Nazem, M.R., Ebrahimi, K., Liaghat, A. and et al. "Movement of contaminants in the environment saturated with the physical model", 4<sup>th</sup> *International Conference on Environmental Planning and Management*, Tehran, Iran (2017).
17. Danielson, R.E. and Sutherland, P.L. "Porosity In: Methods of soil analysis, Part 1", Physical and Mineralogical Methods, Ed: A, Klute, Agr. Monogr. ASA and SSSA, Madison WI, 1986, pp. 635-662 (1986).
18. Fetter, C.W., "Contaminant hydrogeology", 2nd Edition-AGU, 500 pp, Prentice hall, New Jersey (1999).
19. Aggelopoulos, C. and Tsakiroglou, C. "The longitudinal dispersion coefficient of soils as related to the variability of local permeability", *Water, Air, and Soil Pollution*, **185**(1-4), pp. 223-237 (2007).
20. Haynes, W.M. (Ed.), *CRC Handbook of Chemistry and Physics*, CRC Press (2014).
21. Bureau of Engineering and Technical Criterias for Water and Wastewater, Ministry of Energy, "Instruction for application of groundwater tracing methods in alluvial aquifers studies No.522", Tehran, Iran (2011).
22. Mahmoodian Shooshtari, M. "Hydraulics of groundwater", Shahid Chamran University of Ahvaz, Ahvaz (2013).
23. Xu, M. and Eckstein, Y. "Use of weighted least-squares method in evaluation of the relationship between dispersivity and field scale", *Ground Water*, **33**(6), pp. 905-908 (1995).
24. Cirpka O.A., Olsson A., Ju, Q. and et al. "Determination of transverse dispersion coefficients from reactive plume lengths", *Ground Water*, **44**(2), pp. 212-221 (2006).