بررسی آزمایشگاهی اثر روش نمونه‌برداری در آزمایش‌های ردیابی بر ضریب انتشارپذیری آبخوان

عیسی معروف پور[۱]، هادی معاضد[۲*]، حیدرعلی کشکولی[۲] و حسین محمد ولی سامانی[۲]

(تاریخ دریافت: ۱۳۸۵/۱۲/۲۲ ؛ تاریخ پذیرش: ۱۳۸۶/۸/۱۴)

چکیده

در مطالعات آلودگی آبخوان‌ها، آزمایش‌های ردیابی از اهمیت زیادی برخوردارند. این آزمایش‌ها به‌منظور تعیین ضریب انتشارپذیری آبخوان انجام می‌گیرند. در این پژوهش، اثر روش نمونه‌برداری در آزمایش‌های ردیابی بر مقدار ضریب انتشارپذیری آبخوان در مقیاس آزمایشگاهی مورد مطالعه قرار گرفته است. مدل فیزیکی مورد استفاده شامل یک مخزن مستطیلی به‌طول ۷۲، عرض ۱۰ و ارتفاع ۱۲۰ سانتی‌متر از جنس پلکسی گلاس بود و محلول کلرید سدیم با هدایت الکتریکی ۱۴ دسی‌زیمنس بر متر به‌عنوان آلاینده پایدار انتخاب گردید. هم‌چنین آبخوان‌های شبیه‌سازی شده عبارت بودند از آبخوان با ذرات ماسه درشت و آبخوان با ماسه متوسط. آزمایش‌ها در ضخامت‌های ۲۰ تا ۱۰۰ سانتی‌متر با فواصل طبقاتی ۱۰ سانتی‌متر در هر دو آبخوان صورت گرفت. در هر دو آبخوان، در کلیه آزمایش‌ها نمونه‌برداری به‌صورت نقطه‌ای و مخلوط انجام شد. نتایج به‌دست آمده نشان داد که : ۱) دامنه مقادیر ضریب انتشارپذیری به‌دست آمده از نمونه‌های نقطه‌ای برای هر دو آبخوان در محدوده نتایج سایر مطالعات آزمایشگاهی بود، ۲) در کلیه آزمایش‌ها، مقادیر ضرایب انتشارپذیری نمونه‌های مخلوط از متوسط مقادیر ضرایب انتشارپذیری نمونه‌های نقطه‌ای بیشتر بود. از این رو، به‌نظر می‌رسد نمونه‌گیری به‌صورت مخلوط عاملی مؤثر در به‌دست آوردن مقادیر بالای انتشارپذیری است که سایر محققین در مطالعات میدانی خود گزارش نموده‌اند، ۳) با افزایش ضخامت آبخوان، مقادیر ضرایب انتشارپذیری به‌دست آمده از نمونه‌های مخلوط تغییر کرده ولی از روند یک‌نواختی پیروی نکرد که به‌نظر می‌رسد به‌خاطر خطاهای اجتناب ناپذیری بوده باشد که در طی آزمایش‌ها روی داده است و ۴) منحنی‌های رخنه و منحنی‌های تعداد حجم آب تخلخل به‌کار رفته به‌دست آمده از نمونه‌های نقطه‌ای و مخلوط هر ضخامت، در هر دو آبخوان نشان داد که این منحنی‌ها اختلاف آماری با هم ندارند. اگر چه منحنی‌های به‌دست آمده از نمونه‌های مخلوط، از چولگی بیشتری به سمت راست نسبت به منحنی‌های نمونه‌های نقطه‌ای برخوردار بود. با توجه به نتایج به‌دست آمده از پژوهش حاضر، توصیه می‌شود که در مطالعات آلودگی آبخوان‌ها، نمونه‌گیری به‌صورت نقطه‌ای انجام شود تا بتوان عکس‌العمل تنش‌های مختلف کیفی وارده به آبخوان را در شرایط فعلی و آینده، با دقت بیشتری پیش‌بینی نمود.

واژه‌های کلیدی: سفره آب زیرزمینی، چاه مشاهده‌ای، چاه تزریقی، آلودگی، انتشار مکانیکی

۱. استادیار آبیاری و زه‌کشی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه کردستان

۲. به ترتیب استادیار و اساتید آبیاری و زه‌کشی، دانشکده مهندسی علوم آب، دانشگاه شهید چمران اهواز

* : مسئول مکاتبات، پست الکترونیکی: hmoazed955@yahoo.com

[Downloaded from jcpp.iut.ac.ir on 2024-03-29]

[DOR: 20.1001.1.22518517.1387.12.46.3.7]

مقدمه

افزایش بی‌رویه جمعیت در سال‌های اخیر، محدودیت منابع آب‌های سطحی و بهره‌برداری بیش از اندازه از آبخوان‌های زیرزمینی باعث وارد شدن خسارات جبران ناپذیری بر منابع آب کشور در سال‌های گذشته شده است. علاوه بر افت شدید سطح آب در آبخوان‌ها، فعالیت‌های کشاورزی، صنعتی و شهری نیز آلاینده‌های مختلف را به سفره‌های آب زیرزمینی تخلیه نموده‌اند. جهت جلوگیری از ادامه افت کمی و کیفی منابع آب موجود، مدیریت بهره‌برداری و حفاظت از آب‌های زیرزمینی می‌بایست به‌عنوان یک اصل در برنامه‌ریزی‌های منابع آب در نظر گرنته شود.

مدیریت کیفی منابع آب زیرزمینی در گام اول مستلزم شناخت منابع آلاینده آبخوان و معادلات حاکم بر آنها بوده و در گام دوم، نیاز به ابزاری دارد تا بتواند عکس‌العمل تنش‌های مختلف کمی و کیفی وارده به سفره آب زیرزمینی را در شرایط فعلی و آینده پیش‌بینی کند.

انتشارپذیری (Dispersivity) یکی از عوامل معادله جابه‌جایی – انتشار و یک خصوصیت قابل اندازه‌گیری سیستم هیدروژئولوژی می‌باشد. معمولاً این خصوصیت برای تمام محیط متخلخل مقداری ثابت در نظر گرفته می‌شود (۱۴). از طرف دیگر، در طی سه دهه اخیر مطالعات متعدد نشان داده است که در نظر گرفتن مقداری ثابت برای انتشارپذیری، برای کلیه محیط‌های متخلخل صادق نبوده بلکه انتشارپذیری به فاصله انتقال و یا مقیاس سیستم هیدروژئولوژی وابسته می‌باشد. (۸، ۱۰، ۱۲ و ۱۵). هم‌چنین، اختلاف زیاد بین مقادیر انتشارپذیری به‌دست آمده از مطالعات آزمایشگاهی و آزمایش‌های میدانی ردیابی نمایانگر این واقعیت است که انتشارپذیری وابسته به فاصله انتقال یا طول محیط متخلخلی است که ماده محلول از آن می‌گذرد. وابستگی انتشارپذیری به فاصله انتقال یا مقیاس سیستم هیدروژئولوژی تحت عنوان اثرات مقیاس (Scale effects) بیان شده است. پیکنس و گریساک (۱۳) اثرات مقیاس را در مطالعات انتشارپذیری مزرعه‌ای مورد بررسی قرار داده‌اند. آنها نتایج پژوهش‌های فراوانی را در قالب مطالعات مدل‌های کامپیوتری، مطالعات انتقال آزمایشگاهی و مطالعات میدانی خلاصه کرده‌اند. مقدار انتشارپذیری به‌دست آمده از مطالعات مدل‌های کامپیوتری مناطق آلوده، در محدوده ۱۲ تا ۶۱ متر به‌دست آمده است، که با افزایش مقیاس مناطق آلوده تمایل به افزایش نشان می‌دهد (۱۳)، (جدول ۱). در مقابل، مقادیر انتشارپذیری به‌دست آمده از نتایج منحنی‌های رخنه در مطالعات آزمایشگاهی روی نمونه‌های دست خورده در محدوده ۰/۰۱ تا ۱ سانتی‌متر، و مقادیر به‌دست آمده از تجزیه و تحلیل انواع آزمایش‌ها با ردیاب‌های مختلف در مطالعات میدانی بین ۰/۰۱۲ و ۱۵/۲ متر به‌دست آمده است (جدول ۲). پیکنس و گریساک گزارش کرده‌اند که در بیشتر مطالعات مناطق آلوده و یا آزمایش‌های ردیابی آبخوان‌ها، از روش‌های نمونه‌گیری استفاده می‌کنند که منجر به تهیه نمونه‌ای مخلوط از یک فاصله عمودی طولانی می‌شود به‌طوری که، این فاصله ممکن است از چند متر تا چند ده متر تغییر کند(۱۳). آنها هم‌چنین گزارش کرده‌اند که نمونه‌گیری غلظت با این روش به‌طور محتمل عاملی مؤثر در به‌دست آوردن مقادیر بالای ضریب انتشارپذیری بوده است و معتقدند که نتایج مطالعات سودکی و چری (۱۵) و لی و همکاران (به نقل از ۱۳) که از تجهیزات نمونه‌برداری نقطه‌ای استفاده کرده‌اند در محدوده نتایج مطالعات آزمایشگاهی بوده و به‌طور قابل ملاحظه‌ای کمتر از مقادیر انتشارپذیری ذکر شده در جداول ۱ و ۲ گزارش آنان می‌باشد. به‌عبارت دیگر، در آزمایش‌های ردیابی آبخوان‌ها، از چاه مشاهده‌ای در فواصل زمانی معین، نمونه غلظت تهیه می‌شود. اگر نمونه مذکور از محلول داخل چاه تهیه شود نمونه مخلوطی است که از قسمتی از ضخامت سفره گذشته و وارد چاه شده است و در صورتی که در نقاط مشخصی از بدنه چاه، نمونه‌های غلظت در فواصل زمانی دلخواه تهیه شود، این روش نمونه‌گیری را نقطه‌ای گویند. پیکنس و گریساک (۱۳) عقیده دارند که یکی از دلایل به‌دست آوردن مقادیر بالای انتشارپذیری

[Downloaded from jcpp.iut.ac.ir on 2024-03-29]

[DOR: 20.1001.1.22518517.1387.12.46.3.7]

جدول۱. مشخصات فیزیکی و هیدرولیکی آبخوان‌های ماسه‌ای شبیه‌سازی شده (ساختگی)

نوع آبخوان	D_{10} (mm)	CU	ρ (gr/cm^3)	n	K ($\times 10^{-3}$ m/s)
ماسه درشت	۰/۹	۱/۵۶	۱/۷۴	۰/۳۴	۵/۲
ماسه متوسط	۰/۲۶	۱/۱۲	۱/۷۲	۰/۳۵	۱/۰۴

جدول۲. ضرایب انتشارپذیری به‌دست آمده برای آبخوان‌های شبیه‌سازی شده با استفاده از نمونه‌های نقطه‌ای و مخلوط

ضخامت ماسه	ضریب انتشارپذیری آبخوان ماسه درشت (cm)		ضریب انتشارپذیری آبخوان ماسه متوسط (cm)	
cm	متوسط نمونه‌های نقطه‌ای	نمونه مخلوط	متوسط نمونه‌های نقطه‌ای	نمونه مخلوط
۲۰	۰/۵۱	۱/۱۹	۰/۲۴	۰/۲۶
۳۰	۰/۴۳	۰/۷۴	۰/۱۶	۰/۲۷
۴۰	۰/۳۱	۰/۵۵	۰/۱۴	۰/۳۰
۵۰	۰/۵۴	۱/۲۱	۰/۱۹	۰/۲۷
۶۰	۰/۴۳	۰/۸۷	۰/۳۳	۰/۶۰
۷۰	۰/۳۷	۰/۹۲	۰/۲۸	۰/۷۲
۸۰	۰/۵۱	۱/۲۴	۰/۳۵	۰/۸۱
۹۰	۰/۵۱	۱/۷۹	۰/۴۵	۱/۴۴
۱۰۰	۰/۶۳	۱/۴۰	۰/۴۶	۱/۶۴
کمترین	۰/۳۱	۰/۵۵	۰/۱۴	۰/۲۶
متوسط	۰/۴۷	۱/۱۰	۰/۲۹	۰/۷۰
بیشترین	۰/۶۳	۱/۷۹	۰/۴۶	۱/۶۴
انحراف معیار	۰/۱	۰/۳۷	۰/۱۲	۰/۵۲

در مطالعات میدانی نسبت به مطالعات آزمایشگاهی، روش نمونه‌گیری در این مطالعات می‌باشد. در این پژوهش سعی شده است که در آزمایش‌های ردیابی آبخوان‌ها، اثر روش نمونه‌برداری به‌صورت نقطه‌ای و مخلوط روی مقدار انتشارپذیری آبخوان مورد مطالعه قرار گیرد.

تاکنون مدل‌های فراوانی برای بیان حرکت املاح در داخل آبخوان‌ها ارائه شده است. همه این مدل‌ها عموماً بر اساس معادله یک بعدی جابه‌جایی- انتشار (Advection-Dispersion) برای ماده محلول پایدار (Non-reactive) درمحیط متخلخل همگن و ایزوتروپ در حالت اشباع و تحت شرایط جریان دائمی یک‌نواخت، پایه ریزی شده‌اند (۳). فرایند جابه‌جایی در نتیجه اختلاف پتانسیل یا گرادیان هیدرولیکی موجب انتقال آلاینده می‌شود در حالی‌که، فرایند انتشار به معنی اختلاط و پراکندگی آلاینده بوده و ناشی از پخشیدگی مولکولی (Molecular Diffusion) و انتشار مکانیکی (Mechanical Dispersion) می‌باشد. پخشیدگی مولکولی در اثر گرادیان غلظت، و انتشار مکانیکی در اثر تغییرات سرعت آب در داخل خلل و فرج خاک صورت می‌گیرند. شکل یک بعدی معادله جابه‌جایی- انتشار برای آلاینده‌های محلول پایدار درمحیط اشباع و برای جریان ماندگار به‌صورت زیراست:

$$\frac{dc}{dt} = D\frac{d^2c}{dl^2} - v\frac{dc}{dl} \qquad [۱]$$

[Downloaded from jcpp.iut.ac.ir on 2024-03-29]

[DOR: 20.1001.1.22518517.1387.12.46.3.7]

l= طول مسیر در جهت جریان

c= غلظت ماده آلاینده که تابعی از l و t بوده و متغیر است

D= ضریب انتشار هیدرودینامیک در جهت طولی

v = متوسط سرعت خطی آب در داخل خلل و فرج خاک

سرعت دارسی (q) برابر است با :

$$q = \frac{Q}{a} = vn \qquad [۲]$$

که: Q= شدت جریان ماده آلاینده (L3T-1)

n= تخلخل مواد تشکیل دهنده آبخوان

a= سطح مقطع عرضی جریان (L2)

ضریب انتشار هیدرودینامیکی به‌وسیله رابطه زیر نشان داده می‌شود:

$$D = \alpha v + D^* \qquad [۳]$$

که: α= ضریب انتشارپذیری محیط متخلخل (L)

*D= ضریب پخشیدگی مولکولی محلول در محیط متخلخل (L2/T)

در سرعت‌های کم، پخشیدگی مولکولی فرایند غالب بوده و بنابراین، ضریب انتشار هیدرودینامیک مساوی با ضریب پخشیدگی مولکولی می‌باشد ($D = D^*$). برعکس، در سرعت‌های، بالا انتشار مکانیکی فرایند غالب پراکندگی است و از این رو، ($D = \alpha V$). مقدار ضریب پخشیدگی مولکولی (*D) در سرعت‌های بزرگ‌تر از ۵-۱۰ سانتی‌متر در ثانیه ناچیز است(۱۱).

فریز و چری (۷) معنی فیزیکی معادله ۱ را با استفاده از آزمایش با یک ماده ردیاب پایدار (بدون واکنش) با غلظت ثابت C0 که در شرایط جریان ماندگار یک بعدی از بالادست ستون خاک با مواد دانه‌ای همگن به داخل آن هدایت می‌شد بیان کردند. آنها غلظت ماده ردیاب را قبل از شروع آزمایش در ستون خاک برابر با صفر فرض نمودند. با این فرض، غلظت ماده ردیاب در ستون خاک می‌تواند به‌وسیله غلظت نسبی $\frac{C}{C_0}$ بیان شود، به‌طوری که C بیانگر غلظت ماده رد یاب در ستون خاک می‌باشد. شرایط اولیه و مرزی نمایانگر تابع پله‌ای به‌صورت ریاضی به شرح زیر بیان شده‌اند: $L \geq 0$

$$C(\infty, t) = 0 \quad t \geq 0 \quad C(0, t) = C_0 \quad t \geq 0 \quad C(L,0) = 0$$

با این شرایط، حل معادله ۱ برای محیط متخلخل همگن و اشباع بصورت زیر است:

$$\frac{C}{C_0} = \frac{1}{2}\left[\operatorname{erfc}\left(\frac{L - vt}{2\sqrt{Dt}}\right) + \exp\left(\frac{vL}{D}\right)\operatorname{erfc}\left(\frac{L + vt}{2\sqrt{Dt}}\right)\right] \qquad [۴]$$

به‌طوری که :

erfc= متمم تابع خطا،

L= فاصله در طول مسیر جریان، و در شرایطی که مقدار انتشارپذیری محیط متخلخل زیاد یاL وt بزرگ باشند، عبارت دوم طرف راست معادله ناچیز می‌شود و رابطه ۴ به‌صورت زیر خلاصه می‌گردد (۷):

$$\frac{C}{C_0} = \frac{1}{2}\left[\operatorname{erfc}\left(\frac{L - vt}{2\sqrt{Dt}}\right)\right] \qquad [۵]$$

رسم نسبت $\frac{C}{C_0}$ ستون خاک در مقابل زمان (t) بیانگر منحنی رخنه (Breakthrough Curve) یا (BTC) می‌باشد. معادله ۵ هم‌چنین برای محاسبه شکل‌های منحنی رخنه یاBTC مورد استفاده قرار می‌گیرد. در صورتی که غلظت ماده ردیاب در ستون خاک و در شروع آزمایش صفر نباشد، عبارت $\frac{C - C_{ib}}{C_0 - C_{ib}}$ بیانگر غلظت نسبی سیال در داخل محیط متخلخل بوده و در سمت چپ معادله ۵ و یا معادلات مشابه دیگر قرار می‌گیرد. Cib غلظت اولیه ماده ردیاب در داخل محیط متخلخل می‌باشد. گاهی اوقات نسبت $\frac{C}{C_0}$ به‌جای زمان در مقابل تعداد حجم آب تخلخل (Pore Volume) به‌کار گرفته شده (U) نمایش داده می‌شود. در اینجا (U) برابر با حجم سیال خروجی تقسیم بر کل حجم خلل و فرج نمونه خاک می‌باشد. رسم $\frac{C}{C_0}$ در مقابل Ln(U) روی یک کاغذ احتمالاتی در بیشتر اوقات یک خط راست را نتیجه می‌دهد(۴، ۵ و ۶). در حالت ایده‌آل، منحنی‌های پیش‌بینی‌شده به‌وسیله معادله ۱ متقارن بوده و از نقطه $\frac{C}{C_0}$=0/5 عبور می‌کنند و نسبت $\left(\frac{vL}{D}\right)$ نیز بزرگ

[Downloaded from jcpp.iut.ac.ir on 2024-03-29]

[DOR: 20.1001.1.22518517.1387.12.46.3.7]

است (۱۱). بنابراین گاهی اوقات منحنی‌های رخنه (BTC) با نقطه $\frac{C}{C_0}$=0/5 مقایسه می‌شوند.

مقادیر غلظت سیال خروجی منحنی رخنه از آزمایش‌های انتقال ماده آلاینده، برای ارزیابی پارامترهای انتشار، مانند ضرایب انتشار و انتشارپذیری، استفاده می‌شود. در این ارزیابی، از مدل فرید-کامبرنوس استفاده شده است.

مدل فرید- کامبرنوس

برای حل معادله ۱ عامل $\frac{C}{C_0}$ می‌تواند به‌صورت زیر نوشته شود:

$$\frac{C}{C_0} = (2\pi)^{-1/2} \int_{\frac{L-vt}{(2Dt)^{1/2}}}^{\infty} \exp(-\eta^2/2)d\eta \qquad [۶]$$

چون فرایند جابه‌جایی- انتشار از توزیع نرمال پیروی می‌کند، بنابراین ۸۴ درصد از مقادیر غلظت به اندازه یک انحراف معیار بیش از میانگین، و ۱۶ درصد از مقادیر غلظت، معادل یک انحراف معیار از میانگین کمتر خواهند بود. سرانجام، D به‌وسیله فرید و کامبرنوس به‌صورت زیر محاسبه شد (۹):

$$D=\frac{1}{8}\left[(L-Vt_{0.16})/(t_{0.16})^{1/2}-(L-Vt_{0.84})/(t_{0.84})^{1/2}\right]^2 \qquad [۷]$$

که V، سرعت حرکت ماده آلاینده در داخل خلل و فرج خاک بوده و از منحنی رخنه آزمایش‌ها به‌صورت زیر محاسبه می‌شود:

$$V=\frac{L}{t_{0.5}} \qquad [۸]$$

در روابط ۷ و ۸ :

L = طول مخزن خاک (L)

t0.16، t0.5 و t0.84= به ترتیب زمان رسیدن به غلظت نسبی ۰/۱۶، ۰/۵ و ۰/۸۴ می‌باشند، که با استفاده از منحنی رخنه آزمایش‌ها به‌دست می‌آیند.

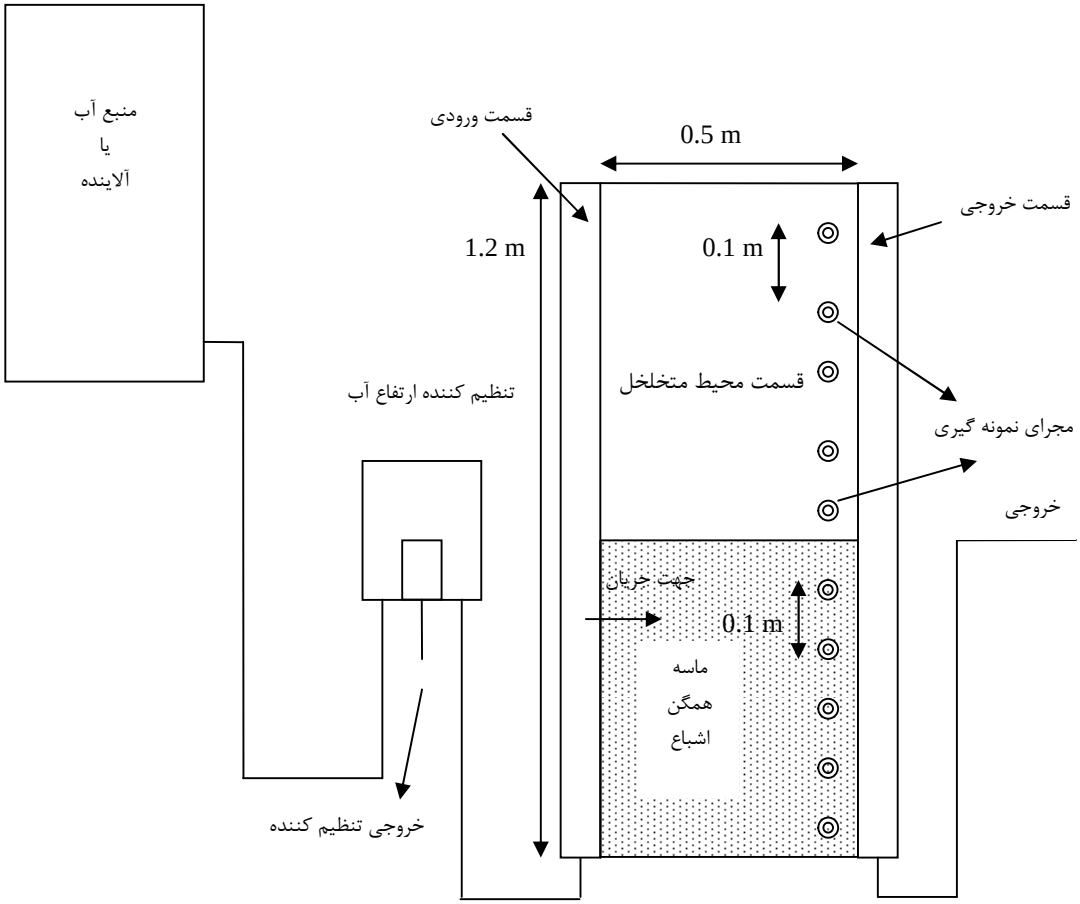
مواد و روش‌ها

در پژوهش حاضر، یک مدل فیزیکی به‌صورت مخزن مستطیلی از جنس پلکسی گلاس به‌طول ۷۲، عرض ۱۰ و ارتفاع ۱۲۰ سانتی‌متر طراحی و ساخته شد (شکل ۱). مخزن مستطیلی از سه قسمت ورودی، محیط متخلخل و خروجی تشکیل شده است. به‌منظور یک بعدی کردن جریان، با توجه به مطالعات قبلی (۳) بین قسمت‌های مختلف مخزن، صفحات مشبک از جنس پلکسی گلاس قرار داده شد، به‌طوری که ماده آلاینده از تمام ضخامت محیط متخلخل به‌طور افقی عبور می‌کرد. برای جلوگیری از گرفتگی سوراخ‌های صفحات مشبک به‌وسیله ذرات ماسه، مجراها با توری‌های نخی محافظت می‌شدند. به‌منظور تأمین شدت جریان ثابت عبوری از داخل تانک، منابع آب و آلاینده به‌طور مستقل به یک تنظیم کننده با ارتفاع ثابت هیدرولیکی (قابل تنظیم برای هر آزمایش) متصل گردید و جریان پس از عبور از تنظیم کننده وارد قسمت ورودی مخزن می‌شد. جریان مازاد بر شدت جریان ثابت آزمایش، از داخل تنظیم کننده سرریز می‌گردید. به‌منظور تهیه نمونه‌های نقطه‌ای، درکناره انتهایی قسمت محیط متخلخل مخزن، مجراهای نمونه‌گیری با فواصل ۱۰ سانتی‌متر از یکدیگر تعبیه شده و اولین نمونه‌گیر در فاصله ۵ سانتی‌متری از کف تانک و آخرین نمونه‌گیر در فاصله ۹۵ سانتی‌متری از کف تانک قرار داشت. به‌عبارت دیگر، به ازای هر ۱۰ سانتی‌متر ضخامت آبخوان، یک نمونه نقطه‌ای از وسط آن تهیه می‌شد. نمونه‌گیرها طوری در عرض مخزن جاسازی شده بودند که از تمامی عرض آبخوان نمونه تهیه گردد. به منظور تهیه نمونه مخلوط آبخوان، کافی بود از خروجی مخزن در زمان‌های متفاوت نمونه تهیه گردد و یا این‌که متوسط نمونه‌های نقطه‌ای کل ضخامت آبخوان، به‌عنوان نمونه مخلوط منظور شود (۱).

در بیشتر مطالعات آزمایشگاهی انتقال آلاینده‌های پایدار، از برومید یا کلرید سدیم به‌عنوان آلاینده خنثی یا غیر جذبی (Non-Sorptive) استفاده گردیده است. از میان این دو نوع آلاینده، کلرید سدیم به‌عنوان آلاینده پایدار برای این پژوهش انتخاب شد. دلایل این انتخاب سادگی، قابل دسترس بودن و بی‌خطر بودن این ماده بود. ضمناً از ملاحظات مهم در انتخاب

[Downloaded from jcpp.iut.ac.ir on 2024-03-29]

[DOR: 20.1001.1.22518517.1387.12.46.3.7]



شکل ۱ . شمای مدل فیزیکی آزمایش‌های انتقال آلاینده در محیط متخلخل

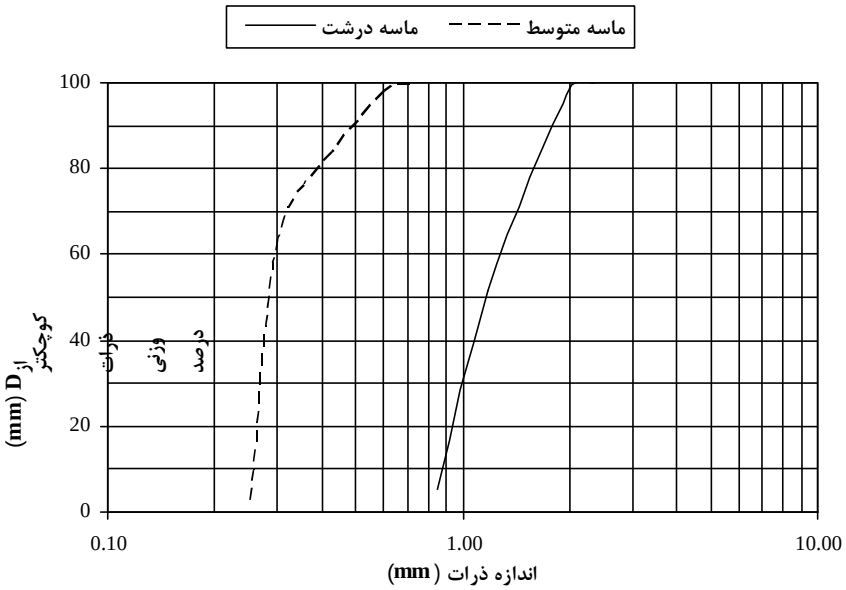
کلرید سدیم به‌عنوان آلاینده، سهولت و دقت اندازه‌گیری غلظت آن به کمک هدایت‌سنج می‌باشد. محلول کلرید سدیم با هدایت الکتریکی ۱۴ دسی‌زیمنس بر متر (در حدود ۹ گرم در لیتر) برای همه آزمایش‌ها مورد استفاده قرار گرفت. غلظت انتخابی ۹ گرم در لیتر کلرید سدیم بنا به مطالعات صورت گرفته، یک نمونه از غلظت یون کلر در شیرابه محل‌های دفن زباله و یا یک نمونه از غلظت جمع‌آوری شده یون سدیم یا یون‌های مشابه دیگر مانند پتاسیم می‌باشد(۲).

ماسه در دو اندازه متوسط و درشت برای انجام پژوهش حاضر انتخاب شد. ماسه‌ها پس از شسته و خشک شدن در کوره، به‌وسیله الک‌های استاندارد دانه‌بندی شد تا اندازه قطر ذرات و منحنی دانه‌بندی آنها به‌دست آید. سپس مقادیر D_{10}، D_{60} و ضریب یک‌نواختی ($CU=D_{60}/D_{10}$) برای ماسه‌ها محاسبه گردید. هدف از انتخاب دو اندازه متفاوت برای قطر ذرات ماسه، ایجاد اختلاف واضح در میزان هدایت هیدرولیکی (K) و سایر خصوصیات ژئوهیدرولوژی آبخوان‌های مخزن مستطیلی بوده است. چگالی ظاهری (ρ)، نسبت پوکی (e) و تخلخل (n) برای هر کدام از خاک‌های ماسه‌ای، محاسبه گردید.

فرضیه‌ها برای شبیه‌سازی انتقال املاح در آبخوان ساختگی عبارت بودند از: ۱) جهت جریان سیال افقی است، ۲) تخلخل آبخوان‌ها ثابت است و ۳) محیط متخلخل آبخوان‌ها (خاک‌های ماسه‌ای) همگن و کاملاً اشباع است. آزمایش‌ها در ضخامت‌های ۲۰ تا ۱۰۰ سانتی‌متر و با فواصل طبقات ۱۰ سانتی‌متر در هر دو آبخوان انجام گردید و در کلیه آزمایش‌ها نمونه‌برداری‌ها به دو صورت نقطه‌ای و مخلوط انجام شد. آزمایش‌ها در شرایط یکسان صورت گرفته و تنها پارامتر متغیر

[Downloaded from jcpp.iut.ac.ir on 2024-03-29]

[DOR: 20.1001.1.22518517.1387.12.46.3.7]



شکل۲. منحنی دانه‌بندی خاک آبخوان‌های ماسه‌ای درشت و متوسط

آزمایش‌ها، ضخامت آبخوان بود که به‌صورت متوالی ۱۰ سانتی‌متر در هر آزمایش افزایش می‌یافت. برای آماده کردن مخزن، ابتدا آب به داخل مخزن تا ارتفاع کمی بالاتر از ارتفاع مورد نظر اضافه می‌شد. در این هنگام مجاری ورودی و خروجی مخزن بسته بود. سپس، ماسه خشک شده به تدریج از بالای مخزن اضافه می‌شد تا به ارتفاع مورد نظر برسد. پس از ریختن حجم مشخصی از ماسه، به‌وسیله یک تخته چوبی ماسه‌ها به آرامی کوبیده می‌شدند تا به حداکثر تراکم طبیعی برسند. قبل از شروع هر آزمایش، می‌بایست از خارج شدن حباب‌های هوا مطمئن گردید تا مخزن برای انجام آزمایش‌ها آماده باشد (۱).

شدت جریان عبوری مانند تحقیقات انجام گرفته توسط آل طبا و همکاران (۳) برای همه آزمایش‌ها 9×10^{-5} متر در ثانیه انتخاب گردید و در طی آزمایش ثابت نگه داشته می‌شد.

هم‌زمان با شروع آزمایش‌ها، نمونه‌ای برای اندازه‌گیری غلظت تهیه می‌شد. اولین قرائت‌ها در زمان $t = 0$ مربوط به غلظت محلول در مخزن و آبخوان بود. سپس در فواصل زمانی تقریباً ۲ تا ۱۵ دقیقه به‌طور هم‌زمان غلظت محلول خروجی از نمونه‌گیرها اندازه‌گیری می‌شد. آزمایش‌ها تا رسیدن غلظت نمونه‌ها به غلظت نهایی۱۴ دسی‌زیمنس بر متر ادامه می‌یافت.

نتایج و بحث

مشخصات فیزیکی و هیدرولیکی آبخوان‌های ماسه‌ای شبیه‌سازی شده (ساختگی) در جدول ۱ و منحنی دانه‌بندی مواد تشکیل دهنده آنها در شکل ۲ نشان داده شده است. با توجه به این‌که آبخوان ماسه‌ای درشت، ماسه عبوری از الک ۱۰ و مانده بر الک۲۰ بوده و آبخوان ماسه ای متوسط، ماسه عبوری از الک۳۰ و مانده بر الک۵۰ بود، هر دو آبخوان از ضریب یکنواختی مناسبی برخوردارند (CU<۴). این امر، بیانگر همگنی ماسه‌های مورد استفاده در هر دو آبخوان می‌باشد.

برای هر کدام از خاک‌های ماسه‌ای استفاده شده، ۹ آزمایش در ضخامت‌های ۲۰ تا ۱۰۰ سانتی‌متر انجام شد و در هر آزمایش، به ازای هر ۱۰ سانتی‌متر ضخامت سفره، نمونه نقطه‌ای تهیه گردید به‌طوری که در آبخوان با ضخامت ۲۰ سانتی‌متر، ۲ نمونه نقطه‌ای و در آبخوان با ضخامت ۱۰۰ سانتی‌متر، ۱۰ نمونه نقطه‌ای در زمان‌های متفاوت تا رسیدن به غلظت نهایی ۱۴ دسی‌زیمنس برمتر برداشت شد.

در شکل ۳، منحنی‌های رخنه به‌دست آمده از نمونه‌های نقطه‌ای و مخلوط برای آبخوان ماسه درشت درضخامت‌های سفره ۳۰، ۴۰، و ۵۰ سانتی‌متر نشان داده شده است. شکل ۴

[Downloaded from jcpp.iut.ac.ir on 2024-03-29]

[DOR: 20.1001.1.22518517.1387.12.46.3.7]

منحنی‌های تعداد حجم آب تخلخل به‌کار رفته در ماسه متوسط در ضخامت‌های ۲۰، ۳۰ و ۴۰ سانتی‌متر را نشان می‌دهد.

در جدول ۲ برای هر دو آبخوان ماسه‌ای، متوسط مقادیر ضریب انتشارپذیری نمونه‌های نقطه‌ای هر ضخامت با مقدار ضریب انتشارپذیری به‌دست آمده از نمونه مخلوط همان ضخامت، مقایسه شده است. با توجه به نتایج به‌دست آمده به‌طور مختصر به نکات زیر اشاره می‌شود:

۱. دامنه مقادیر ضرایب انتشارپذیری به‌دست آمده از نمونه‌های نقطه‌ای برای هردو آبخوان، در محدوده نتایج به‌دست آمده از مطالعات آزمایشگاهی سایرمحققین (۰/۰۱ تا ۱ سانتی‌متر) می‌باشد.

۲. همان‌گونه که قبلاً بیان شد سعی به عمل آمد که در هر آزمایش ضخامت افزوده شده به آبخوان همانند لایه‌های پایین خود باشد. اما نتایج مقادیر ضرایب انتشارپذیری نمونه‌های نقطه‌ای که از هر لایه ۱۰ سانتی‌متری تهیه شده‌اند، نشان می‌دهد که لایه‌های خاک از لحاظ خصوصیات فیزیکی و هیدرولیکی یکسان نبوده و با هم اختلاف‌هایی دارند که موجب عدم تطابق منحنی‌های رخنه نمونه‌های نقطه‌ای لایه‌ها می‌باشد. لذا یکی از دلایل اختلاف بین مقادیر نمونه‌های نقطه‌ای هر آزمایش، عدم یک‌نواخت بودن لایه‌های آبخوان است.

۳. یکی دیگر از دلایل اختلاف بین مقادیر انتشارپذیری نمونه‌های نقطه‌ای، خطاهای اجتناب ناپذیری است که در زمان انجام آزمایش‌ها پیش می‌آید. از جمله این خطاها، می‌توان عدم یکسان بودن غلظت اولیه ماده آلاینده در محیط آبخوان، میزان غلظت بخش ورودی مدل فیزیکی در شروع آزمایش، و خطاهای زمان اندازه‌گیری نمونه‌های نقطه‌ای را نام برد. مطالعات متعدد نشان داده که حتی در یک آبخوان با ضخامت ثابت، مقدار ضریب انتشارپذیری در آزمایش‌های مختلف و یا با سرعت‌های دارسی متفاوت، یکسان به‌دست نمی‌آید (۲).

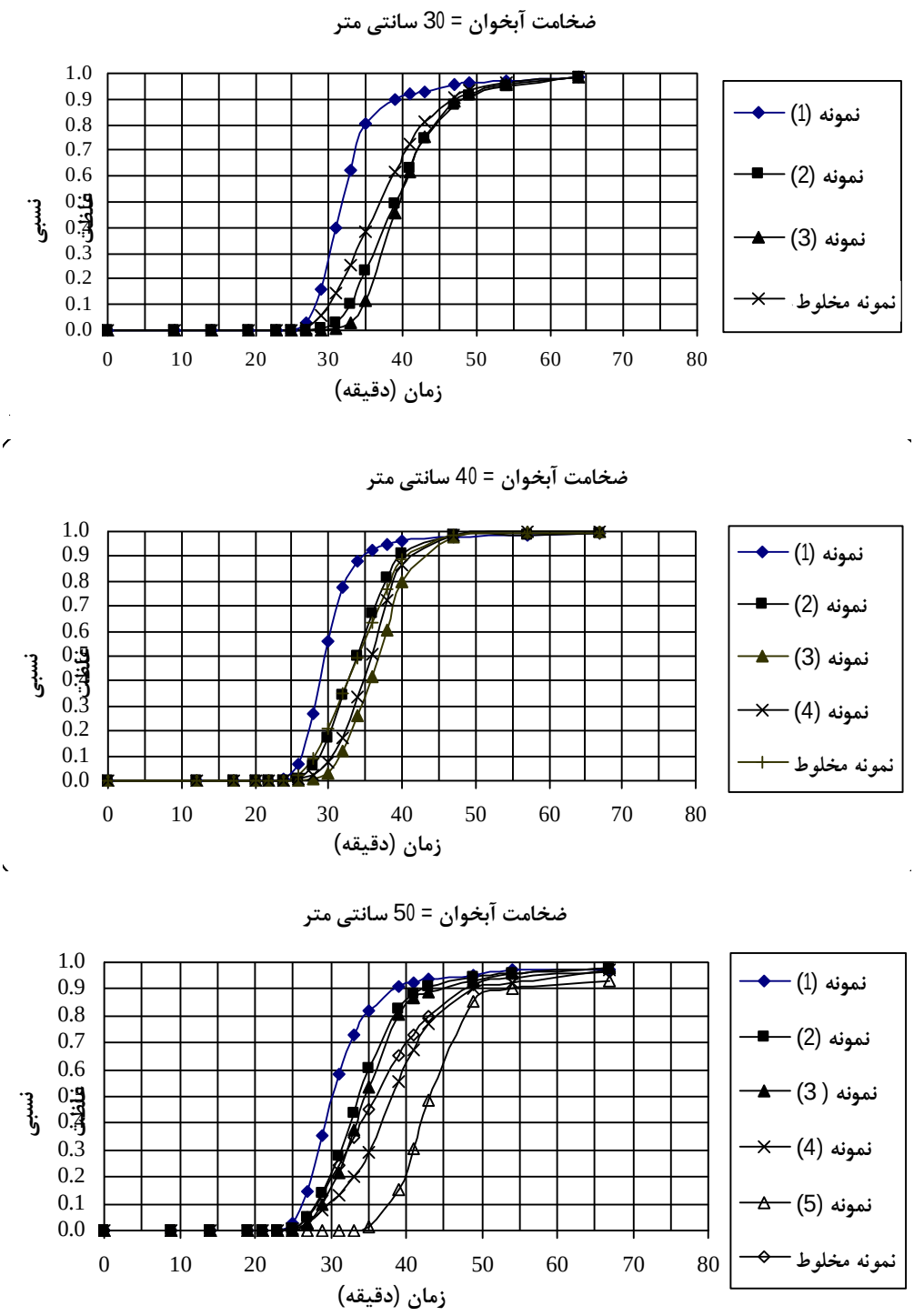
۴. در تمامی آزمایش‌های هر دو آبخوان، مقدار ضریب انتشارپذیری نمونه مخلوط از نمونه‌های نقطه‌ای بیشتر است. این نتیجه با نتایج به‌دست آمده از مطالعات پیکنس و گریساک (۱۳) نیز مطابقت دارد. از این رو، همان‌طور که این دو محقق گزارش کرده‌اند، به‌نظر می‌رسد نمونه‌گیری به‌صورت مخلوط عاملی مؤثر در به‌دست آوردن مقادیر بالای انتشارپذیری است که سایر محققین در مطالعات میدانی خود گزارش نموده‌اند. یاداوری می‌گردد که این پژوهش در مقیاس آزمایشگاهی انجام گرفته و با توجه به مقادیر بالای انتشارپذیری که در مطالعات میدانی گزارش شده است، پیش‌بینی می‌شود که در مطالعات میدانی، مقادیر انتشارپذیری به‌دست آمده از نمونه‌های مخلوط به مراتب بیشتر از متوسط مقادیر نمونه‌های نقطه‌ای باشد. محققینی که در مطالعات میدانی خود به روش نقطه‌ای نمونه‌گیری کرده‌اند مقادیر انتشارپذیری را در محدوده نتایج مطالعات آزمایشگاهی گزارش نموده‌اند. هم‌چنین یادآوری می‌شود که در مطالعات آزمایشگاهی انتقال آلاینده‌ها در آبخوان‌ها، بیشتر از خاک‌های ستونی اشباع، استفاده شده که در این شرایط با توجه به نوع مدل فیزیکی، روش نمونه‌گیری مطرح نمی‌باشد.

۵. همان‌گونه که شکل‌های ۳ و ۴ نشان می‌دهند، بین منحنی‌های نمونه‌های نقطه‌ای و مخلوط هر ضخامت و یا بین منحنی‌های تعداد حجم آب تخلخل به‌کار رفته برای نمونه‌های نقطه‌ای و مخلوط هر ضخامت، اختلاف‌های واضحی مشاهده نمی‌گردد. هر چند که منحنی‌های مربوط به نمونه‌های مخلوط نسبت به منحنی‌های نمونه‌های نقطه‌ای از چولگی بیشتری به سمت راست برخوردارند، به‌طوری که با افزایش چولگی منحنی رخنه به سمت راست، مقدار ضریب انتشارپذیری افزایش می‌یابد.

۶. با افزایش ضخامت هر دو آبخوان، مقدار ضریب انتشارپذیری به‌دست آمده از نمونه‌های مخلوط، تغییر کرده است. یکی از دلایل این تغییرات، احتمالاً متفاوت بودن خصوصیات فیزیکی و هیدرولیکی آبخوان‌ها در ضخامت‌های متفاوت می‌باشد. البته باید متذکر شد که تغییرات مشخصات

[Downloaded from jcpp.iut.ac.ir on 2024-03-29]

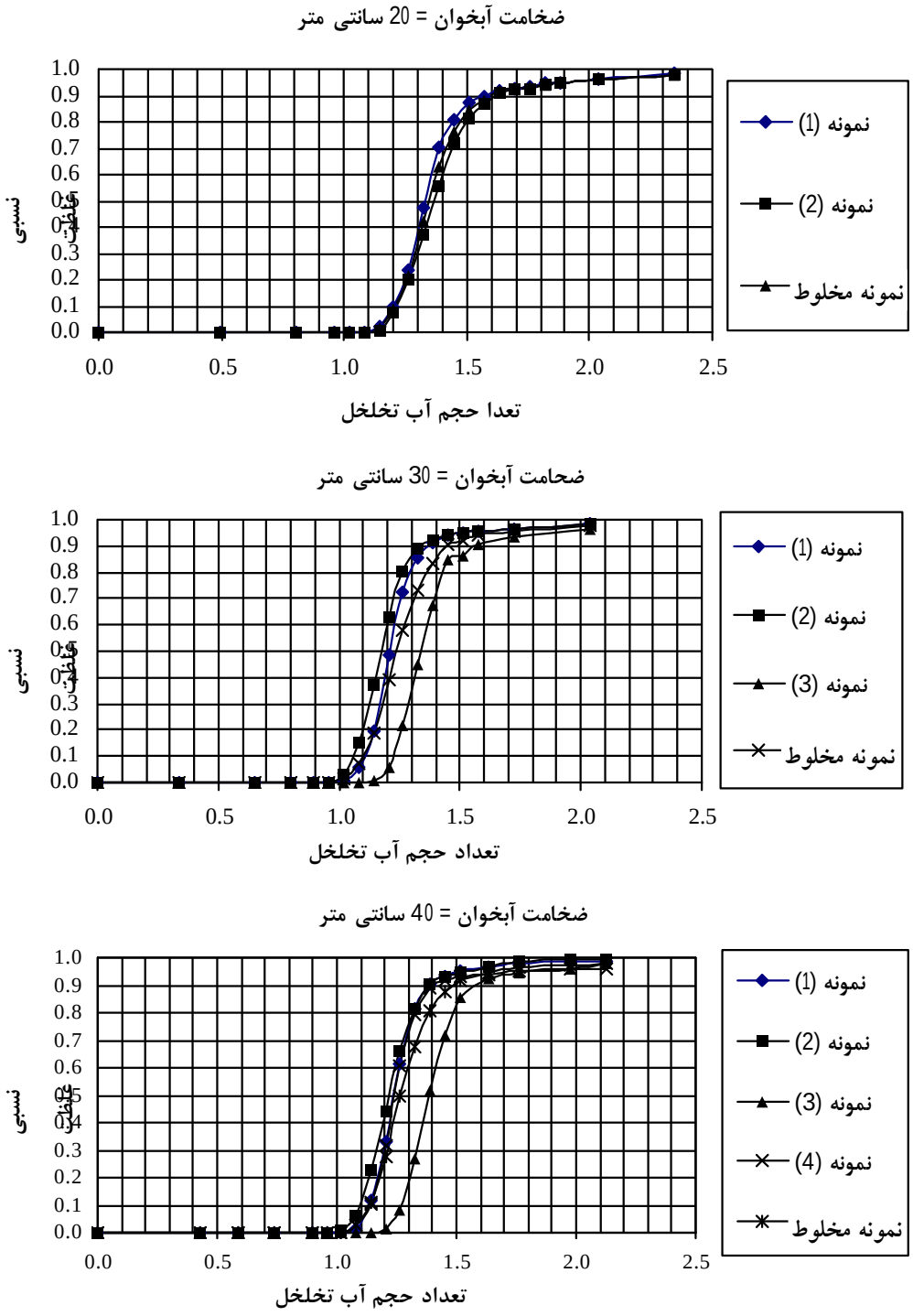
[DOR: 20.1001.1.22518517.1387.12.46.3.7]



شکل۳. منحنی‌های رخنه به‌دست آمده از نمونه‌های نقطه‌ای و مخلوط آزمایش‌های آبخوان ماسه درشت در ضخامت‌های متفاوت

[Downloaded from jcpp.iut.ac.ir on 2024-03-29]

[DOR: 20.1001.1.22518517.1387.12.46.3.7]



شکل۴. منحنی‌های تعداد حجم آب تخلخل به‌کار رفته در نمونه‌های نقطه‌ای و مخلوط از آزمایش‌های آبخوان ماسه متوسط در ضخامت‌های متفاوت

[Downloaded from jcpp.iut.ac.ir on 2024-03-29]

[DOR: 20.1001.1.22518517.1387.12.46.3.7]

آبخوان‌ها خیلی زیاد نبوده است به‌طوری که انحراف معیار متوسط ضریب انتشارپذیری نمونه‌های نقطه‌ای آبخوان در ضخامت‌های متفاوت، در هر دو آبخوان در حدود ۰/۱ می‌باشد و اگر مقادیر انتشارپذیری نمونه‌های مخلوط هر دو آبخوان با افزایش ضخامت آبخوان از روند یک‌نواختی پیروی نمی‌کند به‌نظر می‌رسد به‌خاطر خطاهای اجتناب‌ناپذیری باشد که در بند ۳ به آنها اشاره شد.

۷. گرچه پیکنس و گریساک (۱۳) به وجود رابطه‌ای منطقی بین مقادیر ضریب انتشارپذیری نمونه‌های مخلوط و متوسط نمونه‌های نقطه‌ای اشاره نکرده‌اند، در این پژوهش سعی شد که این موضوع مورد بررسی قرار گیرد. بدین منظور، مقادیر متوسط ضریب انتشارپذیری نمونه‌های نقطه‌ای و مخلوط هر دو آبخوان در ضخامت‌های متفاوت روی منحنی واحدی ارائه شد و منحنی‌های متفاوتی بر آنها برازش داده شد. منحنی نمایی، مناسب‌ترین نوع منحنی عبوری از میان داده‌ها بود. ضریب هم‌بستگی منحنی برازش داده شده برابر با ۰/۸۳، و رابطه آن به‌صورت زیر است:

$$Y= 0.15\ e^{4.19\ X} \qquad [۹]$$

که در آن: Y= ضریب انتشارپذیری به‌دست آمده از نمونه مخلوط هر ضخامت (cm)

X= متوسط ضریب انتشارپذیری به‌دست آمده از نمونه‌های نقطه‌ای هر ضخامت (cm)

نتیجه‌گیری

در مطالعات آزمایش‌های ردیابی آبخوان‌ها، معمولاً از چاه مشاهده‌ای در زمان‌های متفاوت نمونه غلظت تهیه می‌شود تا با استفاده از منحنی رخنه به‌دست آمده، مقدار ضریب انتشارپذیری آبخوان محاسبه گردد. این روش نمونه‌گیری منجر به تهیه نمونه‌ای مخلوط از یک فاصله عمودی طولانی می‌شود به‌طوری که اگر از نقاط مشخصی در بدنه چاه، نمونه‌های غلظت تهیه گردد منجر به تهیه نمونه‌های نقطه‌ای خواهد شد. در این پژوهش مقادیر انتشارپذیری آبخوان‌های ماسه‌ای درشت و متوسط در ضخامت‌های متفاوت با استفاده از هر دو روش نمونه‌برداری مخلوط و نقطه‌ای محاسبه گردید. نتایج نشان داد که مقادیر انتشارپذیری به‌دست آمده از نمونه‌های مخلوط هر دو آبخوان در تمامی ضخامت‌ها، بیشتر از مقادیر انتشارپذیری متوسط نمونه‌های نقطه‌ای بود و با تغییر ضخامت آبخوان، مقدار انتشارپذیری به‌دست آمده از نمونه مخلوط نیز تغییر می‌یافت. از این رو، می‌توان نتیجه گرفت که یکی از دلایل مقادیر بالای انتشارپذیری به‌دست آمده در مطالعات میدانی نسبت به مطالعات آزمایشگاهی، روش نمونه‌برداری این مطالعات بوده که به‌صورت مخلوط گزارش شده است.

سپاسگزاری

پژوهش حاضر با مساعدت و کمک‌های مالی دفتر تحقیقات و استانداردهای مهندسی آب سازمان آب و برق خوزستان انجام گرفته است. از این رو، نویسندگان این مقاله، از مسئولین محترم مربوطه صمیمانه تشکر و قدردانی می نمایند.

منابع مورد استفاده

۱. معروف‌پور، ع. ۱۳۸۴. بررسی اثر ضخامت خاک بر انتقال املاح در خاک‌های ماسه‌ای همگن. پایان‌نامه دکتری آبیاری و زه‌کشی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شهید چمران اهواز.

۲. معروف‌پور، ع.، ح. ع. کشکولی، ه . معاضد و ح. محمد ولی سامانی.۱۳۸۴. بررسی وابستگی انتشارپذیری خاک به ضخامت آن در خاک‌های ماسه‌ای همگن اشباع. مجله علوم دانشگاه شهید چمران (قسمت ب) ۱۴: ۱۶ - ۲۹.

3. Al-Tabbaa, A., J. M. Ayotamuno and R. J. Martin. 2000. One – dimensional solute transport in stratified sands at short travel distances. J. Hazardous Materials A73:1-15.

[Downloaded from jcpp.iut.ac.ir on 2024-03-29]

[DOR: 20.1001.1.22518517.1387.12.46.3.7]

4. Bear, J. and A.Verruijt. 1994. Modeling Groundwater Flow and Pollution. D. Reidel Pub. Co., Dordrecht, Holland.
5. Brigham, W E. 1974. Mixing equations in short laboratory columns. J. Soc. Petroleum Eng. 14: 91-99.
6. Fetter, C W. 1999. Contaminant Hydrogeology. Prentice Hall, Pub., USA.
7. Freeze, R. A. and J. A. Cherry. 1979. Groundwater. Prentice-Hall, USA.
8. Fried, J. J. 1972. Miscible pollution of ground water: A study of methodology. Proceedings of the International Symposium on Modeling Techniques in Water Resources Systems, Vol. 2, pp. 362-371, Canada, Ottawa.
9. Fried, J. J. and M. A. Combernous.1971. Dispersion in porous media. J. Hydrol. Sci. 10: 169-182.
10. Gelhar, L. W., C. Welty and K. R. Rehfeldt. 1992. A critical review of data on field scale dispersion in aquifers. Water Resour. Res. 28(7): 1955-1974.
11. Gillham, R. W. and J. A. Cherry. 1982. Contaminant migration in saturated unconsolidated geological deposits. Geological Society of America. Special Paper 189: 31-44.
12. Khan, A. and W. A. Jury. 1990. A laboratory study of the dispersion scale effect in column outflow experiments. J. Contaminant Hydrol. 5: 119-131.
13. Pickens, J. F. and G. E. Grisak. 1981a. Scale-dependent dispersion in a stratified granular aquifer. J. Water Resour. Res. 17(4): 1191-1211.
14. Pickens, J. F. and. G. E. Grisak. 1981b. Modeling of scale-dependent dispersion in hydrogeologic systems. Water Resour. Res. 17(6): 1701-1711.
15. Sudicky, E. A. and. J. A. Cherry. 1979. Field observations of tracer dispersion under natural flow conditions in an unconfined sandy aquifer. Water Pollut. Res. Can. 14: 1-17.

[Downloaded from jcpp.iut.ac.ir on 2024-03-29]

[DOR: 20.1001.1.22518517.1387.12.46.3.7]