

## Experimental Study of the Solute Transport towards Groundwater and Surface Water

ZAHRA SALIMI<sup>1</sup>, ALI MAHDAVI MAZDEH<sup>1\*</sup>, BIJAN NAZARI<sup>1</sup>

1. Faculty of Agriculture and Natural Resources, Imam Khomeini International University, Qazvin, Iran.

(Received: Sep. 9, 2019- Revised: Dec. 25, 2019- Accepted: Jan. 8, 2020)

### ABSTRACT

The study of infiltrated solutes and their pathways toward the rivers is very important in water quality studies of rivers and groundwaters well as the management of fertilizers and pesticides in the farms. In this research, the transport of infiltrated solutes toward the connected groundwater and surface water was experimentally studied. The concentration of solutes and the discharges were measured separately in the groundwater and surface water, using a creative modification in the current experimental model of 150 cm length, 70 cm high and 20 cm width. Potassium permanganate was used to observe the pollutant cloud movement and sodium chloride was used to measure the amount of transported solute. Potassium permanganate was injected in places of 15, 35, and 55 cm far from the river while NaCl was injected in places of 15, 35, and 65 cm far from the river. In all experiments, the hydraulic head difference was 33 mm in the model. The tracer study showed that the capillary zone affects solute transport and the tracer starts to move horizontally above the groundwater table. When the NaCl injection starts, due to changes in the boundary condition, the river discharge decreases while the groundwater discharge increases. Continuous measurement of EC in groundwater and surface water showed that the river is affected more than the groundwater by receiving 60% of the injected salt.

**Keywords:** Surface Water, Groundwater, GW-SW Interaction, Pollutant Transport.

## مطالعه آزمایشگاهی انتقال املاح به سمت آب سطحی و زیرزمینی

زهرا سلیمی<sup>۱</sup>، علی مهدوی مزده<sup>۱\*</sup>، بیژن نظری<sup>۱</sup>

۱. دانشکده کشاورزی و منابع طبیعی، دانشگاه بین المللی امام خمینی (ره)، قزوین، ایران.

(تاریخ دریافت: ۱۳۹۸/۶/۱۸ - تاریخ بازنگری: ۱۳۹۸/۱۰/۴ - تاریخ تصویب: ۱۳۹۸/۱۰/۱۸)

### چکیده

مطالعه چگونگی ورود مواد آلاینده به درون آب زیرزمینی و نحوه انتقال آن از آب زیرزمینی تا رودخانه نقش مهمی در مطالعات کیفی رودخانه‌ها و آب‌های زیرزمینی و همچنین مدیریت مصرف کود و سموم شیمیایی در سطح مزارع دارد. در این پژوهش نحوه حرکت املاح نفوذیافته به خاک به سمت آب زیرزمینی و آب سطحی متصل به آن به صورت آزمایشگاهی مطالعه شده است. بدین منظور با ایجاد یک تغییر نوآورانه در مدل آزمایشگاهی موجود به ابعاد عرض ۲۰ سانتی‌متر، ارتفاع ۷۰ سانتی‌متر و طول ۱۵۰ سانتی‌متر، امکان اندازه‌گیری غلظت ماده آلاینده و دبی به صورت جداگانه در رودخانه و آب زیرزمینی فراهم شد. آزمایش‌ها در دو بخش تزریق ماده ردیاب (محلول پرمنگنات پتاسیم) برای مشاهده نحوه گسترش و پیشروی ابر آلودگی و تزریق محلول سدیم کلرید برای بررسی مقدار انتقال املاح انجام شد. پرمنگنات پتاسیم در فواصل تزریق ۱۵، ۳۵ و ۵۵ سانتی‌متر از رودخانه و محلول سدیم کلرید در سه فاصله ۱۵، ۳۵ و ۶۵ سانتی‌متر از بستر رودخانه تزریق شد. در کلیه آزمایش‌ها گرادیان هیدرولیکی ۰/۰۳ برقرار بود. آزمایش‌های ردیاب نشان داد که یکی از عوامل موثر بر انتقال املاح، ناحیه کاپیلاری می‌باشد که سبب شروع حرکت افقی در بالای سطح آب زیرزمینی می‌شود. همچنین در آزمایش‌های تزریق محلول سدیم کلرید، با شروع تزریق به دلیل تغییر در شرایط مرزی، مقدار دبی رودخانه کاهش و دبی آب زیرزمینی افزایش یافت. از طرفی با اندازه‌گیری مداوم EC آب زیرزمینی و رودخانه مشخص شد که رودخانه بیشتر از آب زیرزمینی تحت تاثیر ورود املاح قرار خواهد گرفت؛ به طوری که در حدود ۶۰ درصد نمک تزریق شده وارد رودخانه و ۴۰ درصد آن وارد آب زیرزمینی می‌شود.

**واژه‌های کلیدی:** آب سطحی، آب زیرزمینی، اندرکنش آب‌های سطحی و زیرزمینی، انتقال و انتشار آلودگی.

### مقدمه

سال ۱۹۶۰ آغاز یکپارچه در نظر گرفتن آب‌های زیرزمینی و سطحی می‌باشد (Sophocleous 2002). در دهه‌های اخیر کارهای عددی و مطالعات صحرایی زیادی برای کمی‌سازی اثر متقابل آب‌های سطحی و زیرزمینی به هم پیوسته انجام شده است. برخی از محققین رودخانه‌ها را به عنوان عامل آلوده‌کننده آب‌های زیرزمینی و بعضی به عنوان دریافت‌کننده آلودگی از آب‌های زیرزمینی معرفی نموده‌اند (Puckett et al. 2008). به عنوان مثال بررسی ارتباط متقابل و اثرات آب‌های سطحی بر آب‌های زیرزمینی دشت بستان‌آباد نشان داد که در ایستگاه دیزناب (ورودی دشت) که در پایین‌دست رودخانه قرار گرفته، رودخانه به عنوان تغذیه‌کننده آب زیرزمینی می‌باشد اما در ایستگاه بستان‌آباد (خروجی دشت) وضعیت معکوس شده و رودخانه توسط آب زیرزمینی تغذیه می‌شود (Sheibani and Hamdi pour 2015). در مطالعات انجام‌شده به خوبی مفاهیم و مکانیسم، فرآیند انتقال املاح و همچنین کارهای انجام‌شده به صورت صحرایی و مدل‌سازی مرور شده است و در مورد زمینه‌های تحقیقاتی مورد

حفاظت کیفی از منابع آب‌های سطحی و زیرزمینی از موضوعات بسیار مهم در دنیا می‌باشد. آب‌های سطحی و زیرزمینی در سطح حوضه‌های آبریز به صورت یک سیستم یکپارچه می‌باشند. این ارتباط نقش مهمی را در انتقال آلودگی حاصل از زمین‌های کشاورزی و پساب‌های صنعتی ایفا می‌کند، بدین ترتیب که املاح حاصل از فعالیت‌های کشاورزی به درون زمین نفوذ کرده و در صورتی که حرکت آن به سمت آب زیرزمینی نباشد، تحت تاثیر گرادیان هیدرولیکی آب زیرزمینی به سمت رودخانه‌ها حرکت کرده و بسته به شرایط مختلف موجود در محل اتصال آب سطحی و زیرزمینی، میزان املاح ورودی به رودخانه‌ها و آب زیرزمینی متفاوت خواهد بود. فهم شرایط انتقال املاح از سطح مزرعه به آب‌های زیرزمینی و سطحی نقش مهمی در مدیریت و حفاظت کیفی منابع آب دارد. به عنوان مثال تعیین اثر فاصله مزارع بر میزان املاح انتقال‌یافته به رودخانه‌ها می‌تواند نقش مهمی در مطالعات خودپالایی رودخانه‌ها داشته باشد.

تحت تاثیر تغییرات هدایت هیدرولیکی بستر رودخانه در طول بستر آن مورد بررسی قرار گرفت (Tang et al. 2017). نتایج آن‌ها نشان داد که تفاوت بین حالت‌های مختلف ناچیز است و اثر تغییرات مکانی مشخصات بستر آبراه اهمیت کمتری از تغییرات مکانی مشخصات هیدرولیکی آبخوان دارد.

یکی دیگر از فاکتورهای موثر بر تبادل آب سطحی و زیرزمینی برداشت آب از چاه‌ها می باشد. با استفاده از مدل آبخوان دره Alpine در ایتالیا، اثر برداشت آب از چاه‌ها بر دبی رودخانه مورد بررسی قرار گرفت (Stefania et al. 2018). نتایج نشان داد که ۸۰ درصد آبی که از چاه‌ها توسط پمپاژ در طی دو سال در پایین دست برداشت شده است، از جریان پایه رودخانه اصلی تامین شده است. در نتیجه برداشت آب از چاه، ورود آب رودخانه به آب زیرزمینی را افزایش می دهد.

در مطالعه‌ای در خلیج مکزیک ترکیبی از داده‌های هیدرولوژی، کانی‌شناسی، شیمیایی، گاز محلول و همچنین داده‌های ایزوتوپیک، برای تعیین فرآیندهای موثر در انتقال و انتشار نیترا در بستر پنج آبراه در آمریکا، مورد استفاده قرار گرفت (Puckett et al. 2008). برای انجام این کار دو تا پنج مقطع عرضی از هر رودخانه برای نمونه‌برداری انتخاب شد. در هر مقطع عرضی نیز از سه تا پنج نقطه آن از عمق ۰/۳ تا سه متر نمونه-برداری آب انجام شد. در دو رودخانه شرایط به گونه‌ای بود که نیترا از رودخانه وارد بستر می‌شد و غلظت نیترا در داخل رودخانه کاهش می‌یافت اما در سه رودخانه دیگر به صورت برعکس بود؛ یعنی نیترا از آب زیرزمینی وارد رودخانه می‌شد. نتایج آن‌ها همچنین نشان داد که در آبخوان‌های با شیب هیدرولیکی کم، سیلاب‌ها نقش مهمی در میزان انتقال املاح در اندرکنش آب سطحی و زیرزمینی بازی می‌کنند.

اگرچه مطالعات میدانی انجام‌شده اطلاعات دقیق‌تری از شرایط موجود می‌دهد، اما معمولاً گرانتر هستند و پارامترهای زیادی در بر دارند؛ به طوری که تفسیر دقیق اندازه‌گیری‌ها را مشکل می‌سازد اما مطالعات آزمایشگاهی، داده‌های کنترل شده‌ای در اختیار می‌گذارند که ارزانتر هستند و تفسیر آن‌ها بسیار ساده‌تر می‌باشد. متأسفانه با وجود کارهای عددی و صحرایی زیاد، کارهای آزمایشگاهی کمی در این زمینه انجام شده است (Spanoudaki et al. 2015) که در ادامه در مورد کارهای آزمایشگاهی موجود صحبت خواهد شد.

تفاوت چگالی املاح تزریقی با آب زیرزمینی می تواند نقش مهمی در الگوی انتقال و انتشار املاح داشته باشد. اثر چگالی‌های مختلف بر الگوی انتقال و انتشار املاح در ناحیه اشباع و غیر اشباع در یک مدل آزمایشگاهی پرشده از ماسه مورد تحقیق قرار گرفت

نیاز آتی بحث شده است (Fleckenstein et al. 2010; Sophocleous 2002). با وجود مطالعات مختلف انجام‌شده، فهم ما در زمینه دینامیک فرآیندهای انجام‌شده در حد فاصل آب سطحی و زیرزمینی هنوز ضعیف است (Fleckenstein et al. 2010; Krause et al. 2014).

مطالعات میدانی زیادی بر اساس پایش آلاینده‌ها مورد استفاده قرار گرفته است تا انتقال املاح به آب‌های زیرزمینی و سطحی مورد بررسی قرار گیرد. به عنوان مثال از اندازه‌گیری  $^{222}\text{Rn}$  برای تخمین ورود آب زیرزمینی به رودخانه‌ها و دریاچه‌ها در رودخانه زرد استفاده شد (Yi et al. 2018). در مطالعه‌ای دیگر از ردیاب‌های طبیعی مختلف نظیر گرما،  $^{222}\text{Rn}$  و هدایت الکتریکی استفاده شد تا تبادل جریان بین رودخانه و آب زیرزمینی در مقیاس نقطه‌ای و همچنین منطقه‌ای در رودخانه‌ای در چین مورد بررسی قرار گیرد (Xie et al. 2016). نتایج آن‌ها نشان داد که  $^{222}\text{Rn}$  با دقت بهتری در مقیاس نقطه‌ای نسبت به دما، تبادل جریان را تخمین می‌زند و در مقیاس منطقه‌ای روش ارزیابی مواد شیمیایی رودخانه، بهتر عمل می‌کند. در تحقیقی دیگر با مرور بر کارهای مختلف انجام‌شده، تکنیک‌های جدید و مدرن برای بررسی اندرکنش آب سطحی و زیرزمینی در سطح مزرعه‌ای بیان شده است (Krause et al. 2014). انتقال نیترا و حشره‌کش‌ها در یک آبخوان کم عمق و رودخانه مرتبط با آن در کارولینا مورد بررسی قرار گرفت (Puckett and Hughes 2005). نتایج آن‌ها نشان داده که مقدار نیترا با افزایش عمق و سن (مدت زمان ماند)، کاهش می‌یابد اما نیترازدایی عامل اصلی این کاهش نیست. داده‌های هیدرولوژی و شیمیایی برداشت‌شده نشان می‌دهد که تبادل شیمیایی در بازه ۰/۷ متری کف آبراه اتفاق می‌افتد. همچنین آن‌ها گزارش نمودند که آب زیرزمینی بیشترین اثر خود را در زمان‌هایی که دبی رودخانه پایین است، دارد و سبب کاهش غلظت نیترا و سموم کشاورزی در داخل آبراه می‌شود اما برعکس هنگام پر آبی جریان زیرسطحی کم‌عمق اثر غالب را داشته و باعث افزایش غلظت نیترا و سموم کشاورزی می‌شود. در مطالعه‌ای عددی بهترین مکان موانع عمودی برای کمینه کردن انتقال املاح از زمین‌های کشاورزی در ماسه به سمت زهکش‌ها تعیین شد (Eltarabily and Negm 2015). این تکنیک در کم-کردن میزان ورود مواد آلاینده به رودخانه می‌تواند موثر باشد.

یکی از عوامل مهم هدایت هیدرولیکی، بستر رودخانه است. با توجه به اهمیت آن، اثر عوامل مختلف بر هدایت هیدرولیکی بستر رودخانه مرور شد و نقش آن‌ها بر تبادل رودخانه و آب زیرزمینی بررسی شد (Naganna et al. 2017). در یک مطالعه توسط مدل عددی، تبادل جریان بین آب زیرزمینی و رودخانه

در این تحقیق سعی شد تا با ایده‌ای نوآورانه امکان بررسی آزمایشگاهی اثر متقابل آب زیرزمینی و سطحی ایجاد شود. به این ترتیب برای اولین بار می‌توان به صورت دقیق و در شرایط کنترل-شده نحوه تقسیم شدن آلودگی در حد فاصل آب سطحی و زیرزمینی را مورد مطالعه قرار داد. بدین ترتیب که به کمک یک فلوم آزمایشگاهی مقطع عرضی یک رودخانه به همراه زمین‌های بالادست به صورت آزمایشگاهی شبیه‌سازی می‌شود. لازم به توضیح است که این سیستم آزمایشگاهی به گونه‌ای طراحی شده است که می‌توان دبی جریان و همچنین غلظت املاح خروجی از آب سطحی و زیرزمینی را به صورت جداگانه اندازه‌گیری کرد. با انجام تزریق از فاصله‌های مختلف از مقطع اصلی رودخانه، اثر فاصله مزرعه از رودخانه بر میزان املاح ورودی به آب زیرزمینی و رودخانه مورد بررسی قرار خواهد گرفت.

## مواد و روش‌ها

### طراحی مدل آزمایشگاهی

برای شبیه‌سازی آزمایشگاهی حرکت مواد آلاینده از سطح زمین به آب زیرزمینی و رودخانه، از یک مدل فیزیکی از پیش ساخته در آزمایشگاه هیدرولیک دانشگاه بین‌المللی امام خمینی (ره) استفاده شد. شکل (۱) الگوی شماتیک این مجموعه آزمایشگاهی را نشان می‌دهد که در محفظه اصلی این مجموعه، خاک ریخته می‌شود و دارای عرض ۲۰ سانتی‌متر، ارتفاع ۷۰ سانتی‌متر و طول ۱۵۰ سانتی‌متر است. در بدنه خارجی محفظه، ۱۴ پیژومتر برای قرائت تراز سطح آب وجود دارد که فاصله آن‌ها از یکدیگر ۱۰ سانتی‌متر است. لوله‌های پیژومتر خارج شده از بدنه محفظه توسط لوله‌هایی شیشه‌ای به یک تابلو مدرج متصل شدند که امکان قرائت ارتفاع سطح آب در هریک از پیژومترها را فراهم می‌کرد.

برای محافظت مدل آزمایشگاهی از نیروهای وارده از طرف آب و شن موجود در محفظه، از دو الوار به همراه گیره استفاده شد که این الوارها در فاصله ۱۶ سانتی‌متری از کف مدل آزمایشگاهی قرار گرفتند. برای تعیین نقطه مبنا، سطح صفحه قرائت پیژومترها در نقطه تقاطع با الوار نصب شد و به این ترتیب نقطه مبنا و صفر کف مدل آزمایشگاهی در تراز الوارها تعیین و اندازه‌گیری شد. در دو انتهای اول و آخر مجموعه، دو محفظه به طول ۲۰ سانتی‌متر وجود داشت که به وسیله یک دیواره مشبک برای ورود و خروج آب به تانک اصلی متصل شدند. محفظه‌های ورودی و خروجی دارای طول، عرض و ارتفاع به ترتیب ۲۰، ۲۰ و ۷۰ سانتی‌متر بودند. آب از یک مخزن به محفظه ورودی پمپاژ شده و دبی جریان ورودی توسط یک شیر بای‌پس کنترل شد.

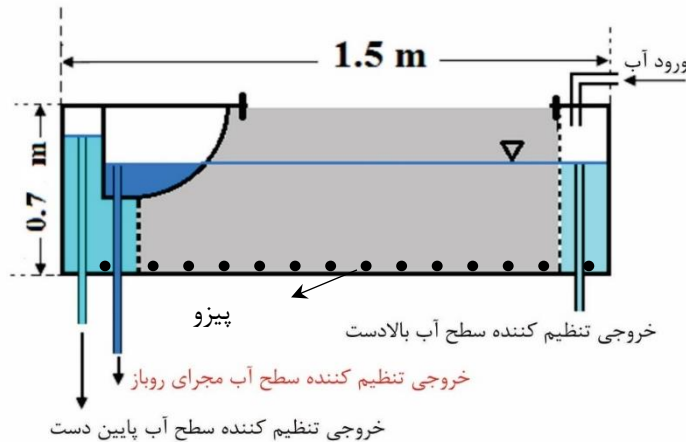
(Simmons et al. 2002). نتایج آن‌ها نشان داد که هنگامی که چگالی محلول تزریقی با آب زیرزمینی تفاوتی نداشته باشد و یا این تفاوت کم باشد، الگوی پخش املاح با حالتی که تفاوت بین چگالی‌ها متوسط و یا زیاد باشد، بسیار تفاوت خواهد داشت. املاحی که چگالی متوسط و به بالا داشته باشند برعکس املاح با چگالی کم، با رسیدن به سطح آب زیرزمینی تحت تاثیر نیروی ثقل به صورت شاخه شاخه به داخل آن نفوذ می‌کنند. در آن تحقیق چگالی ۱/۰۶ گرم بر سانتی‌متر مکعب، چگالی متوسط در نظر گرفته شد.

ابراهیمی و همکاران از یک مدل آزمایشگاهی برای اندازه‌گیری میزان انتقال آب زیرزمینی بین یک مرداب و آب ساحلی در شرایط جذر و مدی استفاده نمود (Ebrahimi et al. 2007). این آزمایش در واقع مدلی آزمایشگاهی از یک مرداب واقعی به همراه آب‌های ساحلی آن واقع در دورست در انگلیس بوده است. با انجام آزمایش‌های مختلف رفتار انتقالی ردیاب در شرایط مختلف مورد بررسی دقیق قرار گرفت.

در تحقیق دیگری اسپارکس به کمک آزمایش و مدل‌سازی عددی دینامیک اثر متقابل آب سطحی و زیرزمینی را مورد مطالعه قرار داد (Sparks et al. 2013). فلوم آزمایش‌های جزر و مدی واقع در دانشگاه کاردیف برای انجام این آزمایش‌ها مورد استفاده قرار گرفت. برای شبیه‌سازی ماده متخلخل از یک اسفنج مخصوص استفاده شد که در واقع شبیه‌سازی ساحل‌های کناری رودخانه را انجام می‌داد. سپس نتایج آزمایش‌های تزریق ردیاب و اندازه‌گیری‌ها برای واسنجی مدل (DIVAST-SG (Depth Int. Velocities and Solute Transport with Surface Water and Groundwater) استفاده شد. در واقع به کمک این آزمایش اثر جذر و مد در رودخانه بر انتقال املاح در خاکریزهای کناری مورد بررسی قرار گرفت. اگرچه این چنین آزمایش‌هایی اطلاعات ارزشمندی در خصوص اثر متقابل آب سطحی و زیرزمینی در اختیار می‌گذارد اما برای بررسی انتقال املاح از اراضی کشاورزی به سمت آب زیرزمینی و رودخانه‌های پایین‌دست مناسب نیستند اما مدل آزمایشگاهی ونگ و همکاران اطلاعات مناسبی در مورد آبشویی نیترات می‌دهد. آن‌ها با استفاده هم‌زمان از یک شبیه‌ساز باران و یک فلوم آزمایشگاهی با سطح ۵/۳ متر مربع، فرآیند تجمع و آبشویی نیترات در رواناب سطحی و آب زیرزمینی را مورد ارزیابی قرار دادند (Wang et al. 2015). به کمک این مجموعه آزمایشگاهی آن‌ها می‌توانستند تغییرات زمانی نیترات موجود در رواناب و نفوذ کرده به آب زیرزمینی را در خروجی ثبت نمایند، اما مجموعه آزمایشگاهی آن‌ها قادر به در نظر گرفتن اثر متقابل آب سطحی و زیرزمینی نبوده است.

جابه‌جایی این لوله به طرف بالا و پایین، محل سرریز آب محفظه که همان تراز سطح آب در هریک از محفظه‌ها است، تنظیم شود.

همان‌طور که در شکل (۱) دیده می‌شود، در محفظه‌های ورودی و خروجی یک لوله در مرکز هر محفظه تعبیه شد تا با



شکل ۱- نمای شماتیک مدل آزمایشگاهی

استوانه در تماس با آب قرار داده شد تا آب از طریق سوراخ‌های کف استوانه، به خاک نفوذ کند. به مدت ۳۰ دقیقه پس از قرار دادن استوانه در ظرف حاوی آب، با توجه به متوقف شدن حرکت صعودی آب و پایدار شدن سیستم، ارتفاع صعود هر گروه اندازه‌گیری شد که در نهایت دانه بندی ۰/۷۴ تا ۱/۴ میلی‌متر که صعود مؤثری در حدود ۵ سانتی‌متر داشت، به عنوان قطر مناسب خاک انتخاب شد.

از محلول سدیم کلرید و پرمنگنات پتاسیم به‌عنوان مواد آلاینده استفاده شد. آزمایش‌ها در ابتدا برای مشاهده و بررسی کیفی گسترش ابر آلودگی با تزریق محلول رنگی پرمنگنات پتاسیم و در مرحله دوم برای بررسی کمی مقدار ورود آلاینده به آب زیرزمینی و رودخانه با استفاده از محلول سدیم کلرید انجام شد. در سیستم تزریق مورد استفاده، ماده رنگی یا محلول نمک از مخزن مورد نظر به داخل یک گالن ۲۰ لیتری که در ارتفاع ثابت نصب شده بود، پمپاژ شده و سه شیلنگ از بدنه گالن خارج شد تا سطح آب داخل گالن را همواره ثابت نگه دارند. در واقع شیلنگ‌ها نقش سرریزهای گالن را داشتند تا از نوسانات دبی تزریق در اثر تغییر هد و همچنین نوسانات برق جلوگیری کنند و یک شیلنگ دیگر به عنوان شاهد در مکانی بالاتر از شیلنگ‌های تخلیه‌کننده، نصب شد تا در صورت افزایش هد آب بیشتر از سطح سه شیلنگ، ماده رنگی از شلنگ شاهد خارج و آزمایش متوقف شود. ماده آلاینده نیز به صورت ثقلی و با هد استاتیکی ثابت وارد مجموعه می‌شد.

به منظور اشباع کردن سیستم و افزایش حداکثری ذخیره آب در مجموعه، قبل از هر آزمایش سیستم به مدت ۲۴ ساعت

با توجه به اینکه دانه‌بندی خاک مورد استفاده برای شبیه‌سازی بستر رودخانه و زمین‌های منتهی به رودخانه از سوراخ‌های صفحه مشبک ریزتر بود، لذا برای جلوگیری از شسته شدن خاک، از توری فلزی با سوراخ‌های کوچکتر از قطر ذرات خاک برای پوشاندن صفحه مشبک استفاده شد. حدود ۳۰۰ کیلوگرم خاک داخل محفظه بین دو صفحه مشبک ریخته شد. مسئله مهم بعدی در ساخت مدل آزمایشگاهی، جداکردن جریان خروجی رودخانه شبیه‌سازی شده از جریان خروجی آب زیرزمینی بود. ایجاد این قسمت برای بررسی میزان ورود املاح به آب سطحی و زیرزمینی و همچنین بررسی هیدرولیک اندرکنش آب سطحی و زیرزمینی ضروری بود. بدین منظور یک قطعه L شکل از جنس پلکسی‌گلس شفاف به ضخامت یک سانتی‌متر ساخته و در محفظه خروجی آب (پایین دست) نصب شد. این قطعه دقیقاً در محل برخورد کف رودخانه به صفحه مشبک در خروجی نصب شد.

انتخاب دانه‌بندی مناسب، مهمترین گام در شروع آزمایش‌ها می‌باشد. در مطالعات پیشین از خاک‌های با میانگین قطر ذرات ۰/۵ میلی‌متر به بالا استفاده شده است. از آنجایی که مقدار کاپیلاریته خاک در انتقال و انتشار آلودگی موثر است، از این رو برای به حداقل رساندن اثر آن و بررسی صرف انتقال و انتشار طولی و عرضی آلودگی، دانه‌بندی انتخاب شده باید کمترین مقدار کاپیلاریته را داشته باشد. برای انتخاب دانه‌بندی مناسب، سه دانه‌بندی مختلف از ماسه سیلیس شماره D11 کارخانه فیروزکوه، با هم مقایسه شدند. به نحوی که حدود ۰/۵ کیلوگرم از هر دانه‌بندی درون یک استوانه مدرج ریخته و سطح زیرین

زیرزمینی و کل در طول مدت آزمایش با بازه‌های زمانی تقریباً ثابت، ثبت شد. به منظور اطمینان از ثابت بودن دبی تزریقی در طول مدت آزمایش، دبی تزریق نیز با فواصل زمانی مشخص اندازه‌گیری شد. همچنین پس از شروع تزریق، تغییرات ارتفاع آب در پیژومترها به صورت پیوسته ثبت شد تا تغییرات احتمالی سطح ایستابی ثبت و کنترل شود. برای شبیه‌سازی ماده آلاینده، از محلول سدیم کلرید با غلظت ۱۰ گرم در لیتر (چگالی ۱/۰۱ گرم بر سانتی‌متر مکعب) در همه آزمایش‌ها استفاده شد. در حین نمونه‌برداری دبی خروجی در سه حالت دبی رودخانه، دبی آب زیرزمینی، دبی مجموع رودخانه و زیرزمینی در بازه‌های زمانی تقریباً یکسان اندازه‌گیری شدند.

## نتایج و بحث

### مطالعه الگوی پراکنش ماده تزریق‌شده

آزمایش‌های انتشار ماده رنگی با تزریق محلول رنگی پرمنگنات پتاسیم در سه فاصله ۱۵، ۳۵ و ۵۵ سانتی‌متر از رودخانه و در شرایط یکسان هیدرولیکی مجموعه انجام و دبی تزریق در ابتدا و انتهای آزمایش اندازه‌گیری شد. متوسط دبی تزریق برای فاصله ۱۵، ۳۵ و ۵۵ سانتی‌متری به ترتیب ۶/۴، ۶/۵ و ۶/۷ سانتی‌متر مکعب بر ثانیه بود. بنابراین متوسط و انحراف معیار تزریق انجام‌شده به ترتیب ۶/۵ و ۰/۱۵ بود. نحوه انتقال و انتشار ماده رنگی با عکس‌برداری در فاصله‌های زمانی منظم بررسی شد. به عنوان نمونه برای هر یک از فاصله‌های تزریق، دو نمونه عکس یکی مربوط به شکل‌گیری ابتدایی و دیگری در زمان تکمیل شدن گسترش ابر آلودگی در شکل (۲) آورده شده است.

شکل (۲-۱) و (۲-۱b) تصاویر مربوط به زمان ۰۲:۳۵ و ۸۷:۲۰ (ثانیه: دقیقه)، بعد از آغاز تزریق را برای فاصله ۱۵ سانتی‌متری نشان می‌دهد. به همین ترتیب تصاویر مربوط به زمان‌های ۰۷:۵۰ و ۷۷:۵۰ بعد از آغاز تزریق برای فاصله ۳۵ سانتی‌متر در شکل (۲-۲) و (۲-۲b) و در نهایت شکل (۲-۳) و (۳-۳b)، تصاویر مربوط به گسترش ابر آلودگی در زمان‌های ۰۱:۰۰ و ۶۳:۳۰ بعد از شروع تزریق را برای فاصله ۵۵ سانتی‌متر نشان می‌دهد. این شکل‌ها نشان می‌دهد که حرکت ماده رنگی در ناحیه غیر اشباع و بالای سطح ایستابی را می‌توان به دو بخش تقسیم نمود. در بخش بالایی ماده رنگی تزریق‌شده به صورت عمودی به سمت پایین حرکت می‌کند اما در نزدیکی سطح آب زیرزمینی، دارای حرکت افقی می‌باشد. همان‌طور که مشاهده می‌شود، ماده رنگی در بالا و پایین سطح ایستابی وجود دارد. مشاهده آزمایشگاهی نشان داد که توسعه ماده رنگی در بالای سطح ایستابی و در پایین آن تقریباً به موازات هم صورت می‌گیرد. این مسئله مربوط به

به صورت پیوسته روشن می‌ماند. یکی دیگر از عوامل ایجاد خطا، تغییر سطح آب در مخزن اصلی بود. با توجه به اینکه در حین انجام آزمایش، خروجی آب زیرزمینی و آب رودخانه به بیرون از سیستم تخلیه می‌شدند، سطح آب در داخل مخزن اصلی دائماً در حال تغییر بود که این تغییرات موجب تغییر هد آب در دهانه‌ی مکش پمپ شده و در نهایت تاثیر خود را بر روی مقدار دبی آب پمپاژ شده می‌گذارد. به منظور جلوگیری از این خطا با نصب یک شناور در مخزن اصلی آب، مقدار تراز سطح آب ثابت نگه داشته شد. اندازه‌گیری دبی به صورت وزنی و با استفاده از یک ترازوی دیجیتال با دقت ۰/۵ گرم انجام شد.

### آزمایش‌های تزریق با ماده رنگی

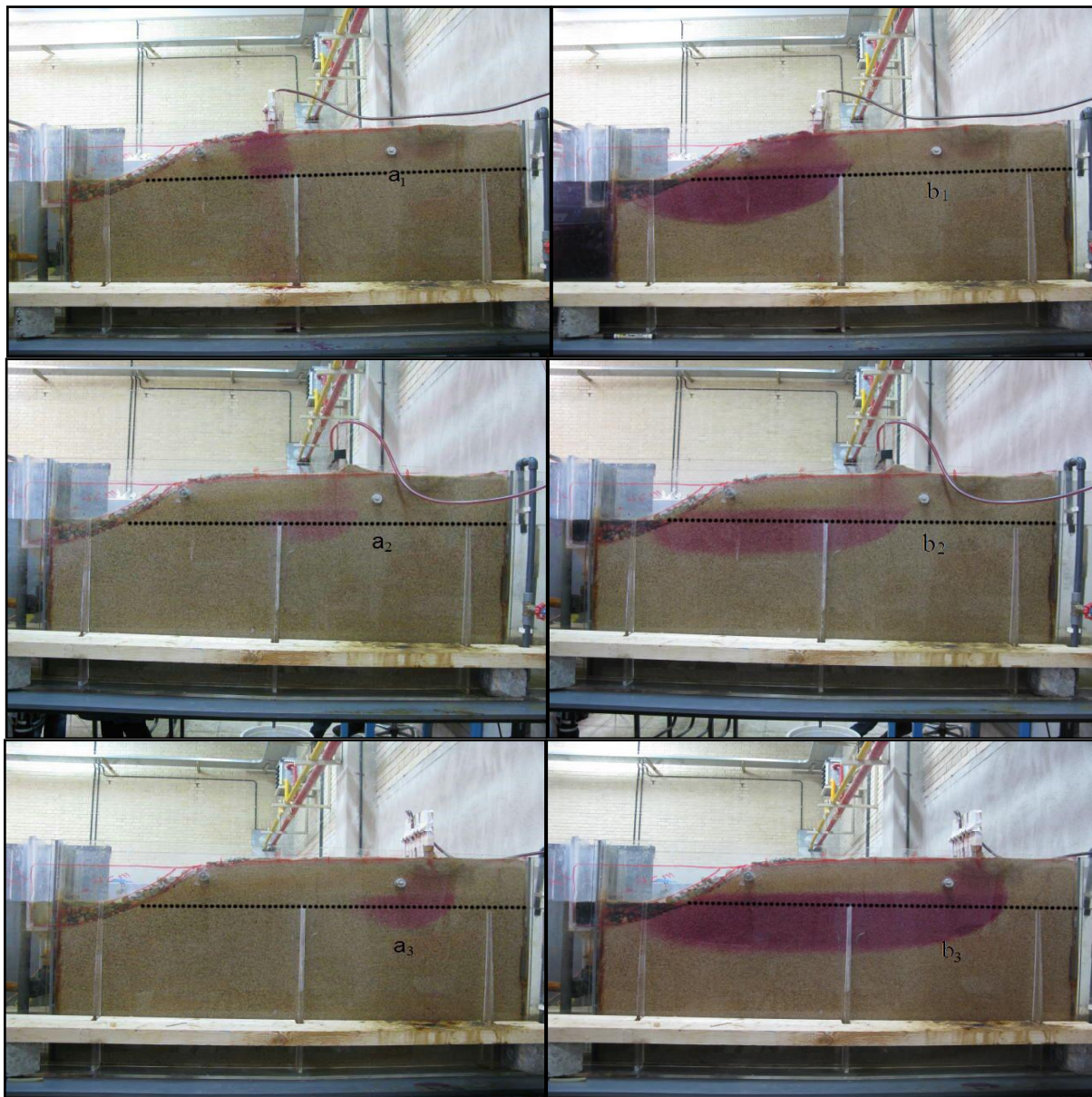
در ابتدا به منظور فهم بهتر روند گسترش و پخش آلودگی و همچنین بررسی سرعت پخش و زمان رسیدن ماده رنگی به مرز بین آب سطحی و زیرزمینی، سه سری آزمایش تزریق ماده رنگی در مکان‌های مختلف با فواصل ۱۵، ۳۵ و ۵۵ سانتی‌متری از رودخانه انجام شد. آلاینده رنگی شامل ۱۰ گرم پرمنگنات پتاسیم در ۲۰ لیتر آب تهیه و به داخل خاک تزریق شد. این غلظت از ماده رنگی سبب تغییر قابل صرف نظر در چگالی می‌شود (۱/۰۰۰۵ گرم بر سانتی‌متر مکعب). بدین منظور ابتدا اختلاف هد ۳۳ میلی‌متر ایجاد شد که با توجه به طول مدل آزمایشگاهی، متوسط گرادپان هیدرولیکی برابر ۰/۰۳ بود. سپس نازل تزریق در هر آزمایش در یکی از مکان‌های مذکور قرار گرفت و با دبی  $6/5 \text{ cm}^3/\text{sec}$  تزریق انجام شد. انجام تزریق توسط یک مخزن متصل به لوله سوراخ‌دار با فاصله‌های یک سانتی‌متر انجام می‌شد تا تزریق در عرض مدل آزمایشگاهی به طور یکنواخت انجام شود. دبی تزریق نیز به گونه‌ای تنظیم شد که از نفوذپذیری خاک مورد آزمایش کمتر باشد. در فواصل زمانی مشخص، از نیمرخ طولی مدل آزمایشگاهی عکس‌برداری شد. تجزیه و تحلیل این عکس‌ها اثر فاصله منبع آلودگی از رودخانه و نحوه انتشار آن به سمت رودخانه و آب زیرزمینی را نشان خواهد داد.

### آزمایش‌های تزریق سدیم کلرید

این سری از آزمایش‌ها برای بررسی تاثیر فاصله مکانی منبع آلاینده از رودخانه بر میزان آلودگی واردشده به آب زیرزمینی و رودخانه انجام شد. ابتدا مطابق روش گفته‌شده فوق با تنظیم هدهای بالادست و پایین‌دست روی اعداد ۳۸۵ و ۳۵۲ میلی‌متر، اختلاف هد ۳۳ میلی‌متر و به عبارت دیگر گرادپان هیدرولیکی متوسط ۰/۰۳ ایجاد شد. سپس تزریق نمک در مکان‌های ۱۵، ۳۵ و ۶۵ سانتی‌متری از رودخانه مدل‌سازی شده، انجام شد. میزان EC در رودخانه و آب زیرزمینی و همچنین دبی رودخانه، آب

تحقیق از مواد درشت‌دانه استفاده شد تا در آن لایه کاپیلاری ضخامت بسیار پایینی داشته باشد اما با این وجود، همان‌طور که در تصاویر مشخص است، ناحیه کاپیلاری در نحوه انتقال مواد آلاینده تاثیر گذاشته است. به علاوه با دور شدن فاصله تزریق از رودخانه، نقش این ناحیه پررنگ‌تر می‌شود.

تاثیر ناحیه کاپیلاری است و نشان می‌دهد که حرکت افقی مواد آلاینده قبل از رسیدن به ناحیه اشباع آغاز می‌شود و این با فرض کلی که در مدل‌های انتقال آلودگی مطرح می‌شود، همخوانی ندارد. نتایج این تحقیق با نتایج تحقیقات قبلی مطابقت دارد (Abit et al. 2008; Mahdavi Mazdeh and Wohnlich 2019). نکته مهمی که بایستی به آن توجه شود این است که در این



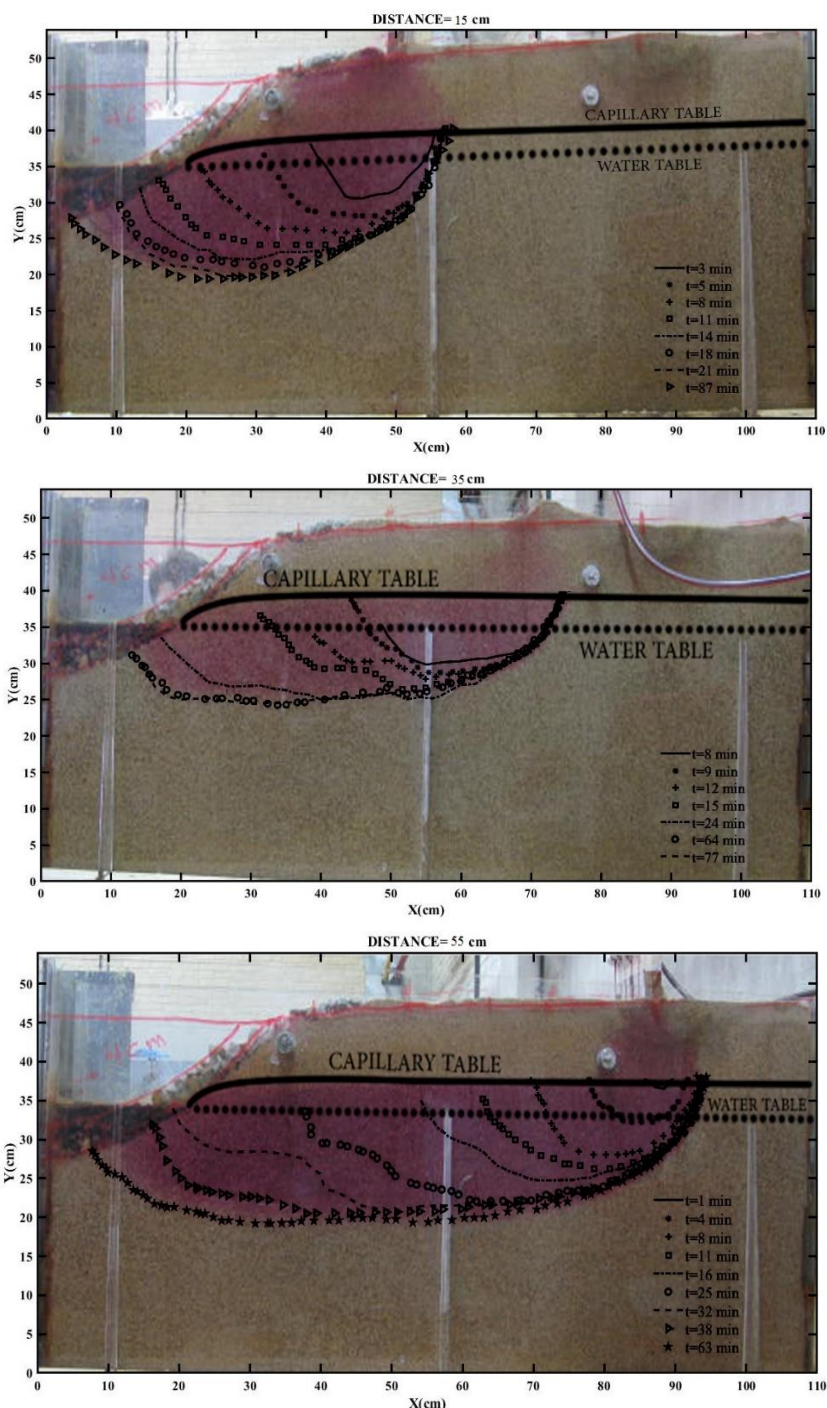
شکل ۲- انتشار ابر آلودگی برای آزمایش‌های مکان اول، دوم و سوم برای زمان‌های ابتدا تزریق تا انتهای گسترش ابر آلودگی

سرعت انتشار آلودگی در راستای عمودی و افقی محاسبه شد و نتایج آن در شکل (۴) آورده شده است. با توجه به این شکل، برای مکان اول تزریق، سرعت پیشروی افقی پس از ۳ دقیقه از شروع تزریق برابر با ۵/۹۶ میلی‌متر بر دقیقه است اما با پیشروی ماده ردیاب و پخش عمودی آلاینده، سرعت پیشروی افقی

به منظور بررسی بهتر نحوه انتقال و انتشار و همچنین مشاهده تغییرات زمانی ابر آلودگی مربوط به تزریق در فاصله‌های مختلف، گسترش ابر آلودگی مربوط به زمان‌های مختلف برای هر یک از فاصله‌های تزریق، استخراج شد که نتایج آن در شکل (۳) آورده شده است. در ادامه با کمک این شکل، تغییرات زمانی

می‌رسد. همچنین سرعت پیشروی افقی ماده آلاینده در تزریق از مکان سوم، به‌صورت نزولی بوده و از مقدار  $4/53$  میلی‌متر بر دقیقه برای ۱ دقیقه پس از آغاز تزریق به‌سرعت  $2/04$  میلی‌متر بر دقیقه در زمان ۳۸ دقیقه پس از تزریق رسیده است.

گسترش آلاینده کاهش یافته و به  $2/22$  میلی‌متر بر دقیقه در زمان ۲۱ دقیقه می‌رسد. مکان دوم تزریق، سرعت‌های پیشروی افقی از  $3/21$  میلی‌متر در دقیقه برای زمان ۹ دقیقه پس از شروع تزریق به  $2/41$  میلی‌متر بر دقیقه برای ۲۴ دقیقه پس از تزریق



شکل ۳- تحلیل گسترش ابر آلودگی آزمایش با فاصله ۵۵ سانتی‌متر از دیواره مدل آزمایشگاهی در فواصل زمانی مختلف از زمان تزریق تا ثابت شدن ابر آلودگی

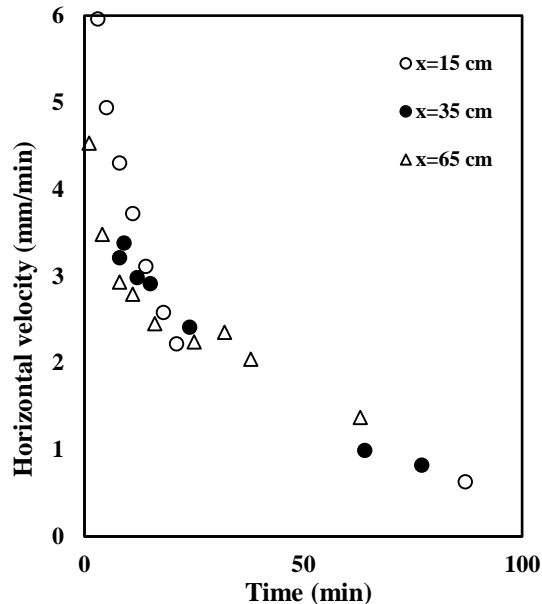
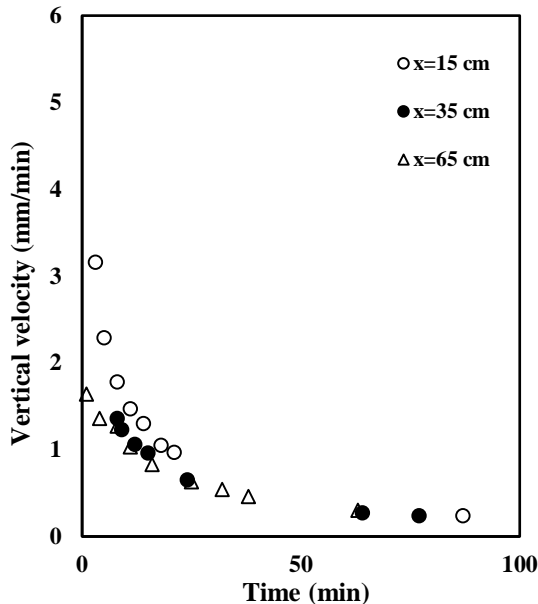
واضح است، این مسئله در جهت قائم به دلیل حضور لایه اشباع و در جهت افقی به علت حضور رودخانه در پایین‌دست می‌باشد. در نتیجه با نزدیک شدن ماده رنگی به این دو مرز و متعادل شدن

بنابراین با توجه به شکل (۴) می‌توان نتیجه گرفت که به طور کلی با گسترش ابر آلودگی و به مرور زمان، سرعت پیشروی افقی و عمودی کاهش خواهد یافت. همان‌طور که در شکل (۳)



این را می توان به افزایش گرادیان هیدرولیکی در نزدیکی رودخانه، حضور جریان های شعاعی در نزدیکی رودخانه و همچنین غیرهمگنی مواد داخل مدل آزمایشگاهی نسبت داد.

با آن ها، سرعت نفوذ عمودی و افقی کاهش می یابد. نکته دیگری که از شکل های (۳ و ۴) قابل استنباط است، این می باشد که در زمان های ابتدایی تزریق (مثلا ۸ دقیقه)، سرعت های افقی و عمودی با افزایش فاصله منبع آلاینده از رودخانه کاهش می یابد.



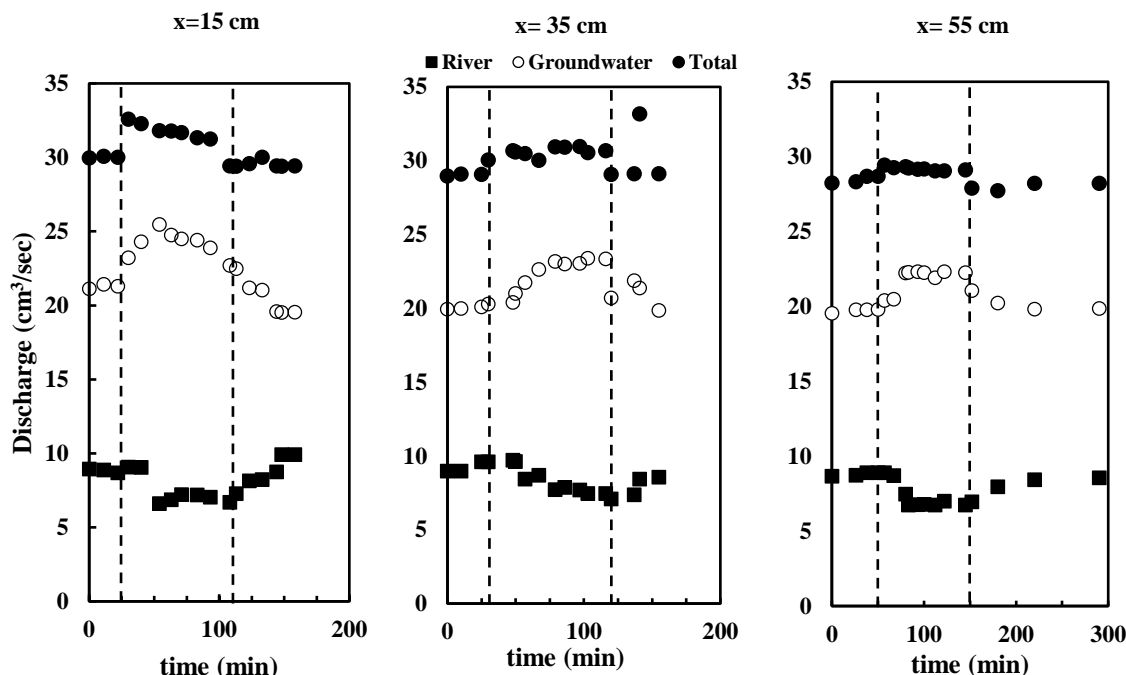
شکل ۴- مقایسه سرعت پیشروی عمودی و افقی در آزمایش تزریق ماده رنگی

که در شکل (۵) دیده می شود، در تزریق در تمامی فاصله ها روند مشابهی وجود دارد؛ بدین ترتیب که تزریق موجب کاهش دبی رودخانه و افزایش دبی آب زیرزمینی شد که در ادامه پس از بررسی جز به جز هر یک از آزمایش ها، در مورد علت آن بحث خواهد شد. با توجه به شکل (۵)، کمی پس از شروع تزریق محلول سدیم کلرید برای آزمایش تزریق با فاصله مکانی ۱۵ سانتی متر، دبی رودخانه از مقدار ۸/۹ سانتی متر مکعب بر ثانیه به حدود ۶/۹ سانتی متر مکعب بر ثانیه کاهش یافت و با قطع تزریق در زمان ۱۰۸ دقیقه پس از آغاز آزمایش، دبی رودخانه یک روند افزایشی را برای رسیدن به دبی اولیه خود طی کرد. از طرف دیگر، دبی آب زیرزمینی نیز از مقدار ۲۱/۲۹ سانتی متر مکعب بر ثانیه به مقدار متوسط ۲۴/۵ سانتی متر مکعب بر ثانیه افزایش یافت. در طول آزمایش ها برای کنترل دقت اندازه گیری دبی، دبی خروجی از رودخانه و خروجی از آب زیرزمینی به صورت جداگانه و یکبار هم به صورت همزمان مجموع آن ها اندازه گیری می شد. در واقع به این صورت یک نوع تکرار در اندازه گیری انجام می شد. سپس این دو عدد با هم مقایسه می شد تا دقت اندازه گیری دبی مشخص شود. نتایج نشان داد که در آزمایش تزریق محلول سدیم کلرید در مکان اول، به طور متوسط ۰/۱۶ درصد خطا در اندازه گیری دبی وجود داشت که این عدد نشان دهنده دقت مناسب اندازه گیری ها می باشد.

#### بررسی تاثیر تزریق بر دبی رودخانه و آب زیرزمینی

برای بررسی کمی جزئیات گسترش و پخش آلودگی در مدل آزمایشگاهی، آزمایش تزریق نمک انجام شد. در این آزمایش، از محلول سدیم کلرید به عنوان ردیاب، استفاده شد. برای این کار سه آزمایش مجزا برای تزریق از مکان هایی با فواصل ۱۵، ۳۵ و ۶۵ سانتی متری از بستر رودخانه طراحی شد. در هر سه آزمایش، اختلاف هد در بالادست و پایین دست ۳۳ میلی متر در نظر گرفته شد و تزریق پس از به تعادل رسیدن سیستم آغاز شد. به این ترتیب گرادیان هیدرولیکی ۰/۰۳ مانند آزمایش های قبل برقرار شد. مقادیر دبی جریان و EC در زمان های قبل از تزریق، حین تزریق و پس از انجام تزریق محلول سدیم کلرید در رودخانه و آب زیرزمینی به صورت جداگانه اندازه گیری شد.

در شکل (۵) داده های دبی اندازه گیری شده از رودخانه در مقابل زمان طی شده بر حسب دقیقه برای تزریق محلول سدیم کلرید در آزمایش های با فاصله مکانی ۱۵، ۳۵ و ۶۵ سانتی متری رودخانه آورده شده است. دبی متوسط تزریق محلول سدیم کلرید در این آزمایش ها به ترتیب ۴/۲۶، ۴/۴۶ و ۴/۰۶ سانتی متر مکعب بر ثانیه و بنابراین دبی متوسط و انحراف معیار تزریق انجام شده در آزمایش ها به ترتیب ۴/۲۶ و ۰/۲ بود. در این شکل زمان شروع با پای تزریق نیز با خط چین نشان داده شده است. همان طور



شکل ۵- نتایج اندازه‌گیری دبی رودخانه در مکان اول، دوم و سوم تزریق محلول سدیم کلرید

مرکزی افزایش یابد. این مسئله سبب می‌شود که آب ورودی از مرز بالادست (سمت راست) بیشتر به سمت آب زیرزمینی هدایت شود و سهم رودخانه را از آب زیرزمینی کاهش دهد. بیشتر بودن چگالی ماده تزریق‌شونده می‌تواند این اثر را تشدید کند. با توجه به نتایج Simmons et al. (2002)، چگالی نمک تزریق‌شده  $1/01$  گرم بر سانتی‌متر مکعب در تحقیق حاضر در محدوده جریان با چگالی کم است که تفاوت کمی با جریان بدون تفاوت چگالی خواهد داشت. از طرف دیگر اگرچه سهم رودخانه از آب زیرزمینی کاهش می‌یابد اما همان‌طور که از آزمایش تزریق ردیاب مشخص است (شکل ۳)، بخش بیشتر ماده تزریق‌شده (از بالا) وارد رودخانه شده و در نتیجه آلودگی بیشتری وارد آن می‌شود.

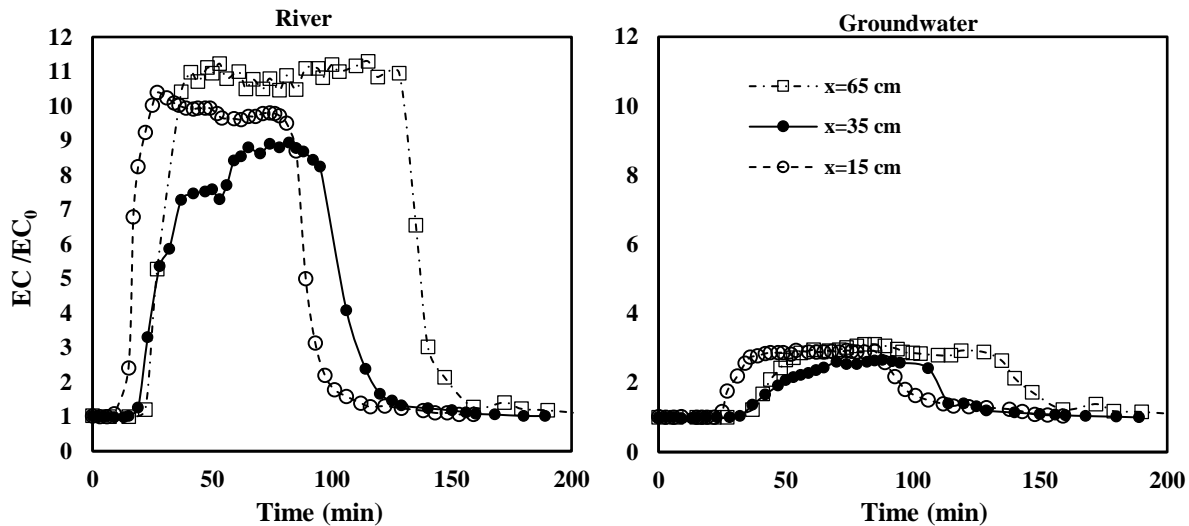
**بررسی تاثیر تزریق بر تغییرات EC در رودخانه و آب زیرزمینی**  
در بخش قبل میزان تغییرات دبی آب زیرزمینی و رودخانه در اثر تزریق محلول سدیم کلرید به عنوان ماده آلاینده، بررسی شد. برای بررسی میزان ماده آلاینده ورودی به آب زیرزمینی و رودخانه در مدل آزمایشگاهی و همچنین بررسی تأثیر مکان تزریق ماده آلاینده بر میزان انتقال آلاینده به آب زیرزمینی، علاوه بر بررسی دبی، میزان EC از خروجی‌های رودخانه و آب زیرزمینی با فواصل زمانی منظم اندازه‌گیری شد. EC های اندازه‌گیری‌شده از خروجی رودخانه و آب زیرزمینی بر اساس دمای آب تصحیح شدند. با توجه به اینکه خروجی‌های رودخانه و آب زیرزمینی تا انتهای انجام آزمایش به خارج از سیستم ریخته می‌شد، از این رو مقدار

به همین ترتیب برای آزمایش تزریق در مکان دوم (فاصله ۳۵ سانتی‌متر از بستر رودخانه) نیز پس از شروع تزریق محلول سدیم کلرید، دبی رودخانه از مقدار متوسط  $9/3$  سانتی‌متر مکعب بر ثانیه به مقدار متوسط  $7/5$  سانتی‌متر مکعب بر ثانیه کاهش یافت و با قطع تزریق در زمان ۱۲۰ دقیقه پس از آغاز آزمایش، دبی رودخانه یک روند افزایشی را برای رسیدن به دبی اولیه خود طی کرد اما دبی آب زیرزمینی از مقدار متوسط  $20$  سانتی‌متر مکعب بر ثانیه به مقدار متوسط  $23$  سانتی‌متر مکعب بر ثانیه افزایش یافت. به شکل مشابهی در هنگام تزریق در مکان سوم (با فاصله ۵۵ سانتی‌متر از بستر رودخانه) نیز دبی رودخانه از مقدار  $8/9$  سانتی‌متر مکعب بر ثانیه به مقدار متوسط  $6/7$  سانتی‌متر مکعب بر ثانیه کاهش یافت و با قطع تزریق در زمان ۱۵۲ دقیقه پس از آغاز آزمایش، دبی رودخانه یک روند افزایشی را برای رسیدن به دبی اولیه خود طی کرد. دبی آب زیرزمینی نیز از مقدار متوسط  $19/8$  سانتی‌متر مکعب بر ثانیه به حدود  $22/3$  سانتی‌متر مکعب بر ثانیه افزایش یافت.

همان‌طور که ذکر شد در تمام آزمایش‌ها در اثر تزریق دبی، آب رودخانه کاهش و دبی آب زیرزمینی افزایش یافت. در بالای سطح ایستابی، یک نوار باریک چند سانتی‌متری نزدیک به اشباع وجود دارد که با شروع تزریق به سرعت اشباع می‌شود و شکل سطح آب زیرزمینی را تغییر می‌دهد و در ناحیه تزریق یک برآمدگی کوچک به وجود می‌آید که سبب می‌شود فشار در ناحیه

در شکل (۶)، آغاز آزمایش از زمان تزریق محلول سدیم کلرید در نظر گرفته شده است. مقدار EC آب شهری درون مدل آزمایشگاهی برای آزمایش‌های با فاصله تزریق ۱۵، ۳۵ و ۶۵ سانتی‌متر به ترتیب ۰/۴۶، ۰/۵ و ۰/۴۴ و مقدار EC محلول تزریق به ترتیب ۱۴/۲۱، ۱۳/۱۶ و ۱۵/۵۷ میلی‌زیمنس بر سانتی‌متر بود.

EC پس از رسیدن به تعادل در سیستم ثابت باقی‌ماند و پس از قطع تزریق تا رسیدن به مقدار اولیه EC کاهش یافت. نسبت تغییرات EC آب خروجی از رودخانه و آب زیرزمینی به هدایت الکتریکی اولیه (EC<sub>0</sub>) در اثر تزریق در مکان تزریق با فاصله ۱۵، ۳۵ و ۶۵ سانتی‌متر از رودخانه برای زمان‌های مختلف در شکل (۶) به صورت مجزا آورده شده است. باید توجه داشت که



شکل ۶- تغییرات EC رودخانه و آب زیرزمینی پس از تزریق محلول سدیم کلرید در مکان اول، دوم و سوم

فواصل زمانی مشخص می‌شود که زمان رسیدن ماده آلاینده به رودخانه و آب زیرزمینی با فاصله تزریق نسبت خطی دارد؛ یعنی با دو برابر شدن فاصله، زمان رسیدن ماده آلاینده نیز دو برابر خواهد شد. این مسئله نشان می‌دهد که عامل اصلی کنترل‌کننده حرکت نمک در این آزمایش، پدیده انتقال می‌باشد که با توجه به درشت‌دانه بودن مواد و بالابودن سرعت جریان در محیط متخلخل، منطقی می‌باشد. در خاک‌های ریزدانه‌تر انتظار می‌رود که پدیده انتشار نقش مهمتری ایفا کند و در فاصله‌های طولانی، مواد ورودی به آب زیرزمینی بیشتر شود. علت تاخیر بیشتر در رسیدن املاح به خروجی آب زیرزمینی به دو علت است؛ یکی فاصله بیشتر طی شده و دیگری تانک انتهایی مدل آزمایشگاهی که به منظور تامین هد ثابت پایین دست می‌باشد. در نتیجه، نمک پس از ورود به تانک باید مسیری را طی کند تا به خروجی برسد که سبب تاخیر بیشتر خواهد شد. در طراحی برای تحقیقات آتی پیشنهاد می‌شود که تانک پایین دست تا حد امکان کوچک‌تر در نظر گرفته شود تا اثر کمتری داشته باشد.

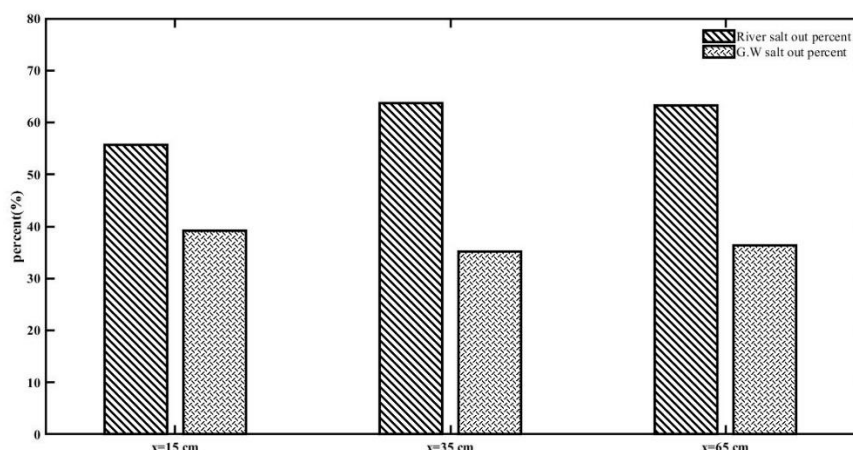
زمان قطع تزریق برای فاصله‌های ۱۵، ۳۵ و ۶۵ سانتی‌متر به ترتیب ۷۱، ۸۵ و ۱۰۰ دقیقه می‌باشد. همان‌طور که انتظار می‌رود با قطع تزریق مقدار هدایت الکتریکی کاهش می‌یابد تا به

همان‌طور که در شکل (۶) قابل مشاهده است، به کمک روش آزمایشگاهی پیشنهاد شده به خوبی تغییرات هدایت الکتریکی در رودخانه و آب زیرزمینی اندازه‌گیری شد. در نتیجه این روش می‌تواند به صورت موثری در مطالعات آزمایشگاهی اندرکنش آب سطحی و زیرزمینی مورد استفاده قرار گیرد. با توجه به شکل (۶)، چه در رودخانه و چه در آب زیرزمینی، کلرید سدیم با افزایش فاصله تزریق در زمان دیرتری به رودخانه و آب زیرزمینی می‌رسد. همان‌طور که در تأثیر تزریق بر دبی بحث شد، افزایش و کاهش دبی بیشتر مرتبط به تغییرات توزیع فشار در اثر تزریق است اما نمک تزریق شده تحت تأثیر پدیده انتقال و انتشار باید طول مدل آزمایشگاهی را طی کند تا به خروجی مدل آزمایشگاهی برسد، در نتیجه زمان تأثیر طولانی‌تر خواهد بود. برای آزمایش با فاصله تزریق ۱۵ سانتی‌متر پس از گذشت ۹ دقیقه از آغاز تزریق، ماده آلاینده به رودخانه رسیده و مقدار EC آب رودخانه شروع به افزایش می‌کند. این در حالی است که این زمان برای فاصله‌های ۳۵ و ۶۵ سانتی‌متر به ترتیب ۱۵ و ۲۲ دقیقه می‌باشد. همچنین زمان رسیدن سدیم کلرید به آب زیرزمینی طولانی‌تر از رودخانه بوده و برای فواصل ۱۵، ۳۵ و ۶۵ سانتی‌متر به ترتیب ۲۵، ۳۲ و ۳۷ دقیقه می‌باشد. با توجه به

در تمامی آزمایش‌ها مقدار درصد نمک خارج شده از رودخانه همواره بیشتر از درصد نمک خارج شده از آب زیرزمینی است. از طرفی در آزمایش تزریق نمک در فاصله ۱۵ سانتی‌متر (نزدیکترین مکان به رودخانه)، مقدار زهکشی نمک از آب زیرزمینی افزایش یافته و می‌توان نتیجه گرفت که در فواصل نزدیک به رودخانه، درصد نفوذ مواد آلاینده به آب زیرزمینی افزایش خواهد یافت و فاصله از رودخانه به صورت معکوس بر درصد ورود آلاینده بر آب زیرزمینی تاثیر خواهد گذاشت. تزریق از بالا با اشباع کردن ناحیه غیر اشباع نزدیک به سطح ایستابی، باعث تغییر در توزیع فشار شده و موجب می‌شود که جریان به سمت آب زیرزمینی هدایت شود. هنگامی که محل تزریق بسیار به رودخانه نزدیک باشد، بخش بیشتری از نمک تزریق شده وارد آب زیرزمینی می‌شود زیرا در فواصل بسیار نزدیک به رودخانه، شیب گرادیان هیدرولیکی بیشتر بوده و همچنین جریان شعاعی سبب افزایش سرعت نفوذ عمقی و افقی می‌شود. به علاوه نزدیکی زیاد به رودخانه از یک طرف و ضخامت کم لایه غیر اشباع و دبی نسبتاً زیاد تزریق از طرف دیگر، سبب می‌شود که در تعادل هیدرولیکی بین آب سطحی و زیرزمینی تغییر ایجاد شود. با دقت در شکل (۲)  $b_1$ ،  $b_2$  و  $b_3$  که حالت نهایی ردیاب تزریق شده را نشان می‌دهد، تایید می‌کند که نفوذ عمقی در حالتی که محل تزریق بسیار نزدیک به رودخانه است، از حالات دیگر بسیار بیشتر می‌باشد. به علاوه مطالعات تاثیر تزریق بر دبی هم نشان داده بود که بیشترین تاثیر بر دبی آب زیرزمینی در فاصله نزدیک بوده و از  $21/3$  به  $24/5$  سانتی‌متر مکعب بر ثانیه رسیده بود.

مقدار اولیه خود یعنی هدایت الکتریکی آب شهری نزدیک شود. نکته قابل توجه در شکل (۶) این است که شیب بالا رفتن و پایین آمدن هدایت الکتریکی در رودخانه بسیار بیشتر از آب زیرزمینی است. به طور کلی شیب منحنی تغییرات غلظت با زمان، تحت تاثیر پدیده‌های تاخیردهنده انتقال نظیر، انتشار، پخشیدگی، جذب و غیره می‌باشد. با توجه به اینکه نمک سدیم کلرید تحت تاثیر فرآیندهای شیمیایی دیگر نمی‌باشد، لذا دلیل این امر را می‌توان به طول بیشتر طی شده در آب زیرزمینی و در نتیجه پخشیدگی بیشتر نسبت داد. البته همان‌طور که قبلاً هم اشاره شد، وجود تانک تنظیم‌کننده هد در پایین دست نیز اثر معنی داری خواهد داشت زیرا حجم این تانک از آب ذخیره شده در رودخانه بیشتر می‌باشد و در نتیجه زمان تاخیر و پخشیدگی بیشتری ایجاد می‌کند. به علاوه می‌تواند باعث کاهش هدایت الکتریکی قرائت شده شود که در شکل (۶) مشهود است. به منظور حذف اثر مخزن پایین دست، نرمال کردن نتایج و مقایسه دقیق‌تر، در ادامه با کمک بیلان جرمی، میزان کل نمک ورودی به آب زیرزمینی و رودخانه مورد مقایسه قرار گرفت.

در شکل (۷) نمودار بیلان درصد نمک خارج شده از آب زیرزمینی و رودخانه برای آزمایش‌های مکان اول، دوم و سوم رسم شده است. برای ترسیم این نمودار، مقدار دبی‌های آب زیرزمینی و رودخانه به تفکیک برای زمان‌هایی که EC اندازه‌گیری شده است، درون‌یابی شد. سپس با تبدیل EC به TDS با اعمال ضریب  $0/65$ ، مقدار نمک خروجی از آب زیرزمینی و رودخانه به صورت تجمعی و انتگرال‌گیری عددی محاسبه شد. باتوجه به شکل (۷)،



شکل ۷- درصد خروج نمک از آب زیرزمینی و رودخانه برای آزمایش‌های تزریق محلول سدیم کلرید در مکان‌های اول، دوم و سوم

بررسی اندرکنش آب سطحی و زیرزمینی که از لحاظ هیدرولیکی به هم پیوسته هستند، پرداخته شد. این تغییر امکان اندازه‌گیری مواد آلاینده وارد شده به رودخانه و آب زیرزمینی را به صورت جداگانه مهیا ساخت. نتایج نشان داد که این روش می‌تواند به

## نتیجه‌گیری

هدف از این پژوهش مطالعه آزمایشگاهی چگونگی ورود مواد آلاینده به درون آب زیرزمینی و نحوه انتقال آن از آب زیرزمینی رودخانه بود. با یک تغییر مبتکرانه در مدل آزمایشگاهی به

تحت تأثیر ورود املاح، افزایش خواهند یافت. ثانیاً با افزایش فاصله محل تزریق آلاینده از رودخانه، مدت زمان ماند نمک در رودخانه به مقدار کمی افزایش می‌یابد اما مقدار بیشینه آن تغییر چندانی نمی‌کند. این مسئله در مورد آب زیرزمینی نیز صادق بود. تغییر خطی زمان رسیدن نمک به آب زیرزمینی و رودخانه با فاصله نشان داد که انتقال از طریق پخشیدگی نقش موثرتری داشت که با توجه به درشت‌دانه بودن مصالح مصرفی، منطقی می‌باشد. در تحقیقات بعدی استفاده از مدل آزمایشگاهی طولانی‌تر به همراه مواد ریزدانه‌تر می‌تواند اطلاعات مفیدی در زمینه اندرکنش آب سطحی و زیرزمینی مهیا سازد. در نهایت بررسی بیلان جرمی نشان داد که در حدود ۶۰ درصد نمک تزریق‌شده، وارد رودخانه می‌شود. در نتیجه به طور کلی در شرایطی که آب زیرزمینی و رودخانه از لحاظ هیدرولیکی به هم پیوسته بوده و گرادیان هیدرولیکی به سمت رودخانه باشد، بیشتر املاح نفوذیافته از اراضی کشاورزی وارد رودخانه شده و مقدار کمتری از آن وارد آب زیرزمینی می‌شود.

### سپاس‌گزاری

این پروژه با حمایت مالی مرکز مطالعات و همکاری‌های علمی بین‌المللی، وزارت علوم، تحقیقات و فناوری انجام شده است.

### REFERENCES

- Abit, S. M., Amoozegar, A., Vepraskas, M. J., and Niewoehner, C. P. (2008). "Solute transport in the capillary fringe and shallow groundwater: Field evaluation." *Vadose Zone Journal*, Soil Science Society, 7(3), 890–898.
- Ebrahimi, K., Falconer, R. A., and Lin, B. (2007). "Flow and solute fluxes in integrated wetland and coastal systems." *Environmental Modelling and Software*, 22(9), 1337–1348.
- Eltarabily, M. G. A., and Negm, A. M. (2015). "Numerical Simulation of Fertilizers Movement in Sand and Controlling Transport Process via Vertical Barriers." *International Journal of Environmental Science and Development*, 6(8), 559–565.
- Fleckenstein, J. H., Krause, S., Hannah, D. M., and Boano, F. (2010). "Groundwater-surface water interactions: New methods and models to improve understanding of processes and dynamics." *Advances in Water Resources*, 33(11), 1291–1295.
- Krause, S., Boano, F., Cuthbert, M. O., Fleckenstein, J. H., and Lewandowski, J. (2014). "Understanding process dynamics at aquifer-surface water interfaces: An introduction to the special section on new modeling approaches and novel experimental technologies." *Water Resources Research*, 50(2), 1847–1855.
- Mahdavi Mazdeh, A., and Wohnlich, S. (2019). "Experimental study on velocity and flow patterns in the capillary fringe." *Grundwasser*, Springer Berlin Heidelberg, 24(1) 65-72.
- Naganna, S. R., Deka, P. C., Ch, S., and Hansen, W. F. (2017). "Factors influencing streambed hydraulic conductivity and their implications on stream-aquifer interaction: a conceptual review." *Environmental Science and Pollution Research*, Springer Berlin Heidelberg, 24(32), 24765–24789.
- Puckett, L. J., and Hughes, W. B. (2005). "Transport and Fate of Nitrate and Pesticides." *Journal of Environment Quality*, 34(6), 2278.
- Puckett, L. J., Zamora, C., Essaid, H., Wilson, J. T., Johnson, H. M., Brayton, M. J., and Vogel, J. R. (2008). "Transport and Fate of Nitrate at the Ground-Water/Surface-Water Interface." *Journal of Environment Quality*, 37(3), 1034.
- Sheibani, F. and Hamdi Pour, M. (2015). Investigation on Ground water-surface water interaction in Bostan-Abad, 9<sup>th</sup> Conference in Environment World Day, University of Tehran, Iran.
- Simmons, C. T., Pierini, M. L., and Hutson, J. L. (2002). "Laboratory investigation of variable-density flow and solute transport in unsaturated - Saturated porous media." *Transport in Porous Media*, Kluwer Academic Publishers, 47(2), 215–244.
- Sophocleous, M. (2002). "Interactions between groundwater and surface water: The state of the

- science.” *Hydrogeology Journal*, 10(1), 52–67.
- Spanoudaki, K., Bockelmann-evans, B., Schaefer, F., Kampanis, N., Stamou, A., and Falconer, R. (2015). “Experimental and numerical modelling of surface water-groundwater flow and pollution interactions under tidal forcing.” *EGU General Assembly 2015*, 2012–2013.
- Sparks, T. D., Bockelmann-Evans, B. N., and Falconer, R. a. (2013). “Laboratory Validation of an Integrated Surface Water—Groundwater Model.” *Journal of Water Resource and Protection*, 05(04), 377–394.
- Stefania, G. A., Rotiroti, M., Fumagalli, L., Simonetto, F., Capodaglio, P., Zanotti, C., and Bonomi, T. (2018). “Modeling groundwater/surface-water interactions in an Alpine valley (the Aosta Plain, NW Italy): the effect of groundwater abstraction on surface-water resources.” *Hydrogeology Journal*, Springer Berlin Heidelberg, 26(1) 147–162.
- Tang, Q., Kurtz, W., Schilling, O. S., Brunner, P., Vereecken, H., and Hendricks Franssen, H. J. (2017). “The influence of riverbed heterogeneity patterns on river-aquifer exchange fluxes under different connection regimes.” *Journal of Hydrology*, 554.
- Wang, H., Gao, J., Li, X., Zhang, S., and Wang, H. (2015). “Nitrate Accumulation and Leaching in Surface and Ground Water Based on Simulated Rainfall Experiments.” *Plos One*, 10(8), e0136274.
- Xie, Y., Cook, P. G., Shanafield, M., Simmons, C. T., and Zheng, C. (2016). “Uncertainty of natural tracer methods for quantifying river-aquifer interaction in a large river.” *Journal of Hydrology*, Elsevier, 535, 135–147.
- Yi, P., Luo, H., Chen, L., Yu, Z., Jin, H., Chen, X., Wan, C., Aldahan, A., Zheng, M., and Hu, Q. (2018). “Evaluation of groundwater discharge into surface water by using Radon-222 in the Source Area of the Yellow River, Qinghai-Tibet Plateau.” *Journal of Environmental Radioactivity*, Elsevier, 192, 257–266.