

Estimation of Transient Storage Parameters for Simulation of Pollution Transport in the Gravel Bed Rivers

YAGHOUB AZHDAN¹, ALIREZA EMADI^{2*}, JAFAR CHABOKPOUR³, RASOUL DANESHFARAZ⁴

1. Ph.D. Candidate of water structures engineering, Sari Agricultural Sciences and Natural Resources University, Sari, Iran

2. Associate Professor, Department of Water Engineering, Sari Agricultural Sciences and Natural Resources University, Sari, Iran

3. Assistant Professor, Faculty of Engineering, University of Maragheh, Maragheh, Iran

4. Associate Professor, Faculty of Engineering, University of Maragheh, Maragheh, Iran

(Received: Oct. 31, 2017- Revised: June. 3, 2018- Accepted: June. 9, 2018)

ABSTRACT

This research was conducted to test how to exchange mass between the main channel and the stagnant areas of the stream. The transient storage differential equations were selected as the governing equations for simulation of advection- diffusion of pollution in river flow. The experiments were conducted in a gravel bed flume, with length, width and depth of 12, 1.2 and 0.8m, respectively. Three longitudinal slopes of 0.001, 0.004 and 0.007 and three discharges of 7.5, 11.5 and 15.5 (l/s) were selected for the experiments. The numerical model of OTIS-P was used to estimate the four parameters of the transient storage model. Then the observed breakthrough curves were regenerated at the same locations of measured points. Goodness of fit was estimated with the root mean square error (RMSE), Nash and Sutcliffe model efficiency coefficient (NS) and the mean absolute error (MAE). The comparisons revealed that the OTIS-P model (with RMSE between 0.031- 0.118 and Nash- Sutcliffe between 0.48-0.9) could be employed successfully for estimation transient storage parameters. Finally, the reliability of the estimated parameters of the transient storage model was confirmed by the non-dimensional Dam-kohler number.

Keywords: Tracer Experiments, Mass Exchange, Breakthrough Curve, OTIS-P

برآورد پارامترهای مدل ذخیره موقت برای شبیه‌سازی انتقال آلودگی در رودخانه‌های بستر سنگریزه‌ای

یعقوب آزدان^۱، علیرضا عمادی^{۲*}، جعفر چابک‌پور^۳، رسول دانشفرآز^۴

۱. دانشجوی دکتری سازه‌های آبی، گروه مهندسی آب، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی ساری، ساری، ایران

۲. دانشیار، گروه مهندسی آب، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی ساری، ساری، ایران

۳. استادیار، دانشکده فنی و مهندسی، دانشگاه مراغه، مراغه، ایران

۴. دانشیار، دانشکده فنی و مهندسی، دانشگاه مراغه، مراغه، ایران

(تاریخ دریافت: ۱۳۹۶/۸/۹ - تاریخ بازنگری: ۱۳۹۷/۳/۱۳ - تاریخ تصویب: ۱۳۹۷/۳/۱۹)

چکیده

این تحقیق برای آزمون نحوه تبادل جرم مابین مجرای اصلی و مناطق راکد جریان در آبراهه‌های روباز انجام گرفت. معادلات دیفرانسیلی ذخیره-موقت به‌عنوان معادلات اساسی حاکم بر انتقال و پراکندگی آلودگی انتخاب شده و آزمایش‌های این پژوهش در یک فلوم آزمایشگاهی به طول، عرض و ارتفاع (۱۲، ۱/۲ و ۰/۸) متر و بر روی یک بستر سنگریزه‌ای انجام شد. شیب‌های ۰/۰۰۱، ۰/۰۰۴ و ۰/۰۰۷ و دبی‌های ۷/۵، ۱۱/۵ و ۱۵/۵ لیتر بر ثانیه برای انجام آزمایش‌ها انتخاب گردید. برای تخمین پارامترهای چهارگانه این معادلات، از مدل عددی OTIS-P استفاده شده و سپس منحنی‌های رخنه مشاهداتی در نقاط مختلف اندازه‌گیری باز تولید شدند. انطباق منحنی‌های رخنه پیش‌بینی‌شده و اندازه‌گیری شده توسط شاخص‌های جذر میانگین مربع خطاها، ضریب کارایی نش - ساتکلیف و متوسط خطای مطلق بررسی شد. حاصل تحقیق بیانگر دقت بالای مدل عددی OTIS-P با مقادیر RMSE بین ۰/۰۳۱ تا ۰/۱۱۸ و شاخص نش - ساتکلیف (Nash-Sutcliffe) بین ۰/۴۸ تا ۰/۹۷ در تخمین پارامترهای مدل ذخیره موقت می‌باشد. در نهایت اعتبار پارامترهای برآورد شده مدل ذخیره موقت با استفاده از عدد بدون بعد دام-کلور تأیید شد.

واژه‌های کلیدی: آزمایش‌های ماده ردیاب، تبادل جرم، منحنی رخنه، OTIS-P

مقدمه

در طی سال‌های اخیر با توجه به رشد روزافزون جمعیت و گسترش فعالیت‌های صنعتی و انسانی مثل تخلیه مستقیم فاضلاب شهری و پساب‌های کارخانجات صنعتی به داخل رودخانه‌ها، کشاورزی و پرورش آبزیان، بخشی از منابع آب در دسترس بشر آلوده شده و در نتیجه پیش‌بینی کیفیت آب رودخانه‌ها جهت تأمین مطمئن آب مورد نیاز شرب و کشاورزی یکی از اقدامات بسیار مهم در مطالعات زیست‌محیطی و منابع آب می‌باشد. یکی از مواردی که انتقال ماده آلاینده در رودخانه‌ها را تحت تأثیر قرار می‌دهد، وجود نواحی ماندابی یا نواحی نگهداشت موقت^۱ است. در رودخانه‌های طبیعی، مناطق ماندابی با ناهمواری‌های بستر و دیواره رودخانه مرتبط می‌باشند. این مناطق به عنوان نواحی ساکن بیرونی مشهور می‌باشند که مقداری از آب و آلودگی را تله‌اندازی نموده و سپس آن را

تدریجی آزاد می‌نمایند. در آبراهه‌های طبیعی نواحی ساکن ممکن است در طول کناره (سواحل) و بستر رودخانه وجود داشته باشد (شکل ۱). موانع بزرگ، درختان و بقایای آن‌ها، سنگ‌های بزرگ و شکل‌های بستر مثال‌هایی از نواحی ساکن می‌باشند. نواحی ساکن جانبی در نتیجه وجود پوشش گیاهی در سواحل رودخانه (سیلاب دشت)، آبشکن‌های احداث‌شده در دیواره رودخانه و درختان مستغرق در سیلاب، به‌وجود می‌آیند. در منابع مختلف از این نواحی به عنوان نواحی نگهداشت موقت نیز یاد می‌شود که تبادل جرم بین آن‌ها و کانال اصلی به‌کندی صورت می‌گیرد (Chanson 2004).

وقتی که یک پالس ماده آلاینده در آبراهه طبیعی حرکت می‌کند، بخشی از جرم ماده حل‌شده وارد نواحی ماندابی یا ذخیره شده و در نتیجه غلظت ماده حل‌شده در کانال اصلی کاهش می‌یابد. بعد از این که ماده حل‌شده به‌طور کامل از آبراهه عبور کرد، نواحی نگهداشت موقت به عنوان منبعی از ماده حل‌شده در آبراهه عمل نموده و در نتیجه جرمی از ماده آلاینده که در این نواحی به‌طور موقتی ذخیره شده بود، به کانال اصلی برمی‌گردد و موجب ایجاد یک دنباله پیش‌رونده در پروفیل

* نویسنده مسئول: emadia355@yahoo.com

(رابطه ۱)

$$\frac{\partial C}{\partial t} + \frac{Q}{A} \frac{\partial C}{\partial x} = \frac{1}{A} \frac{\partial}{\partial x} \left(AD \frac{\partial C}{\partial x} \right) + \frac{q_L}{A} (C_L - C) + \alpha (C_s - C)$$

$$\frac{dC_s}{dt} = \alpha \frac{A}{A_s} (C - C_s) \quad \text{(رابطه ۲)}$$

در روابط فوق، A: مساحت مقطع عرضی کانال اصلی $[L^2]$ ، A_s : مساحت مقطع عرضی ناحیه ذخیره $[L^2]$ ، C: غلظت ماده حل‌شده در کانال اصلی C_L ، غلظت ماده حل‌شده در جریان ورودی جانبی $[M/L^3]$ ، C_s : غلظت ماده حل‌شده در ناحیه نگهداشت $[M/L^3]$ ، D: ضریب پراکندگی $[L^2/T]$ ، Q: دبی جریان $[M/L^3]$ ، q_L : دبی در واحد عرض جریان ورودی جانبی $[L^2/T]$ ، t: زمان $[T]$ ، X: فاصله از محل تزریق آلودگی $[L]$ و α : ضریب تبادل جرم بین ناحیه اصلی جریان و ناحیه ذخیره $[1/T]$ می‌باشد.

در برخی منابع نسبت مساحت ناحیه ذخیره به مساحت ناحیه اصلی جریان با ضریب β تعریف می‌گردد. ضریب ثابت دیگری با عنوان پارامتر مبادله که با زمان حضور ماده آلاینده در ناحیه نگهداشت در ارتباط است با نماد T نشان داده می‌شود.

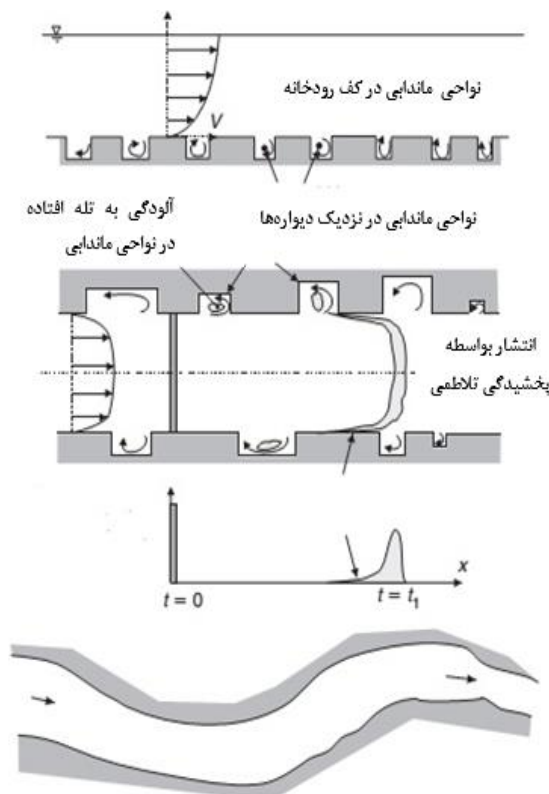
$$\beta = \frac{A_s}{A} \quad \text{(رابطه ۳)}$$

$$T = \frac{\beta}{\alpha} \quad \text{(رابطه ۴)}$$

Taylor (1954) هنگامی که معادله یک‌بعدی پراکندگی را برای جریان آرام^۱ در لوله‌ها استخراج می‌کرد، به مفهوم ضریب پراکندگی طولی اشاره نمود. با توسعه نتایج Taylor (1954) از لوله‌ها به مجاری روباز، رابطه‌ای برای محاسبه ضریب پراکندگی طولی پیشنهاد گردید (Elder, 1959).

Bencala and Walters (1983) با شبیه‌سازی انتقال مواد محلول در رودخانه‌ی کوهستانی یوآس^۲ با استفاده از معادله یک‌بعدی جابجایی-پراکندگی و مقایسه‌ی نتایج آن با نتایج آزمایش ردياب، مشاهده کردند که بین منحنی‌های رخنه شبیه‌سازی و اندازه‌گیری شده عدم تطابق فاحشی وجود دارد. Seo and Cheong (2001) با حل معادله یک‌بعدی جابجایی-پراکندگی برای پیش‌بینی غلظت آلودگی در رودخانه‌ها، به عدم انطباق بین نتایج حل تحلیلی و داده‌های مشاهداتی پی بردند. نتایج آنان نشان داد که در جریان‌های طبیعی به دلیل نامنظم بودن مسیر جریان، مناطق ماندابی^۳ در کنار فرم بستر، در پیچ رودخانه‌ها، در بین مصالح درشت‌دانه بستر و یا حفره‌های جدار رودخانه تشکیل می‌شود.

زمانی غلظت مشاهداتی می‌گردد. در چنین مواردی به کارگیری معادله جابجایی-پخش کلاسیک برای شبیه‌سازی انتقال ماده حل‌شده در این نوع آبراهه‌ها با یک‌سری اشکالاتی همراه است. لذا برای شبیه‌سازی دقیق فرآیند انتقال ماده حل‌شده در چنین محیط‌هایی باید اصلاحاتی در معادله مذکور انجام شود و عباراتی را جهت لحاظ نمودن تأثیر نواحی نگهداشت موقت به این معادله اضافه نمود.



شکل ۱. نواحی ماندابی در کف و نزدیک کناره‌های رودخانه (Chanson, 2004)

یکی از مدل‌های بسیار متداول برای شبیه‌سازی انتقال آلودگی در رودخانه‌های دارای نواحی ماندابی، مدل ذخیره موقت می‌باشد که در منابع مختلف به آن اشاره شده و به‌طور گسترده در کارهای میدانی و آزمایشگاهی مورد استفاده قرار می‌گیرد (Busolin, 2010). این مدل توسط Bencala and Walters (1983) ارائه شده است (روابط ۱ و ۲). اگرچه فرمول‌های مشابه با آن نیز در مطالعات قبلی که توسط Hays et al. (1966)، Thackston and Krenkel (1967)، Sabol, Valentine and Wood (1977)، and Schnelle (1970)، Valentine and Wood (1979a,b)، and Nordin (1978)، Nordin and Troutman (1980) و Tsai and Holley (1979) انجام شده است، دیده می‌شود.

1. Laminar Flow
2. Uvas
3. Transient Storage Zone

از دو رودخانه اقدام به آزمون دقت نرم‌افزار تهیه‌شده برای این منظور نمودند و در نهایت راهکار جدیدی برای نحوه تفسیر پارامترهای انتقال و انتشار ارائه نمودند.

Masoud Rana *et al.* (2017) تأثیر سازه‌های داخل رودخانه‌ای و همچنین تغییرات جریان بر روی معادلات ذخیره موقت را مورد بررسی قرار دادند. آنان با بکارگیری یک سری سرریز و شبیه‌سازی رودخانه‌های دارای سدهای پاره‌سنگی و با تزریق مداوم محلول کلرید سدیم به عنوان ماده ردیاب، جابجایی و پراکندگی آلودگی را جهت تخمین پارامترهای مدل ذخیره موقت در رودخانه‌های با شرایط مذکور مورد مطالعه قرار دادند. آنان نتیجه‌گیری کردند که با افزایش تعداد سرریزها، پارامترهای مساحت ناحیه اصلی جریان و مساحت ناحیه ذخیره‌ای افزایش یافته ولی مقدار ضریب تبادل جرم کاهش می‌یابد.

با دقت در مطالعات صورت گرفته مشخص می‌گردد که محققان قبلی بیشتر به کاربرد معادله‌ی جابجایی- پراکندگی کلاسیک در رودخانه‌ها و یا ارزیابی مدل‌های ارائه شده برای ذخیره موقت پرداخته‌اند. با توجه به اینکه دقت معادله‌ی جابجایی- پراکندگی کلاسیک در پیش‌بینی انتقال آلودگی در رودخانه‌های بستر سنگریزه‌ای بنا به شرایط فیزیک مسئله، کمتر می‌باشد لذا می‌بایست از مدل ذخیره موقت جهت پیش‌بینی انتقال آلودگی در رودخانه‌های با شرایط مشابه استفاده شود. شرط استفاده از مدل ذخیره موقت، تخمین پارامترهای آن بوده که در کارهای قبلی کمتر مورد توجه قرار گرفته است. هدف از تحقیق حاضر تخمین پارامترهای مدل ذخیره موقت بوده که برای نیل به این مهم منحنی‌های رخنه در مقاطع مختلفی از طول کانال آزمایشگاهی اندازه‌گیری و سپس مقادیر پارامترهای مدل ذخیره موقت با استفاده از مدل عددی OTIS-P برآورد گردید. ارزیابی دقت مدل عددی OTIS-P در مقایسه با نتایج آزمایشگاهی و نیز بررسی قابلیت اطمینان پارامترهای برآورد شده مدل ذخیره موقت از دیگر اهداف تحقیق جاری است.

مواد و روش‌ها

فلوم آزمایشگاهی و ابزارهای اندازه‌گیری

برای انجام آزمایش‌های این پژوهش از یک فلوم آزمایشگاهی با مقطع مستطیلی، به طول ۱۲ متر، عرض ۱/۲ متر و عمق ۰/۸ متر استفاده گردید. فلوم آزمایشگاهی دارای شاسی و کف فلزی بوده و دیواره‌های آن از جنس پلکسی‌گلاس می‌باشد. آب ورودی به فلوم از طریق یک عدد پمپ با حداکثر دبی ۵۲ لیتر در ثانیه تأمین گردید. تنظیم و برقراری دبی موردنظر در فلوم با استفاده

(2013) Wlostoski *et al.* با مطالعات آزمایشگاهی مشخص کردند که در منحنی‌های رخنه اندازه‌گیری شده، پارامترهای مدل ذخیره موقت تحت تأثیر روش تزریق است. آنها همچنین نشان دادند که کدام بخش از منحنی‌ها شامل این اطلاعات می‌باشد.

Parsaie *et al.* (2014) به ارزیابی مدل‌های ارائه شده برای نگهداشت موقت پرداختند. آنان سه مدل ذخیره موقت (TS)، مدل جابجایی- پراکندگی اصلاح‌شده (MADE) و مدل کسر جزئی^۱ جابجایی- پراکندگی (FRADE) را برای شبیه‌سازی معادله جابجایی- پراکندگی در رودخانه‌هایی با ناحیه ماندابی بکار برده و نتیجه‌گیری کردند که مدل جابجایی- پراکندگی اصلاح‌شده، از دقت بیش‌تری برخوردار می‌باشد. Meddah *et al.* (2015) مدلی تحت عنوان روش ماتریس انتقال خطی (TLM)^۲، به‌منظور پیش‌بینی ضریب پراکندگی طولی آلودگی در آبراهه‌های طبیعی ارائه نمودند. آنان با مقایسه نتایج مدل خود با داده‌های آزمایشگاهی حاصل از رودخانه سورن، شاهد تطابق و نتایج مطلوب مدل شده و در نتیجه مدل ارائه شده را برای تعیین ضریب پراکندگی در کانال‌های طبیعی پیشنهاد نمودند. Barati Moghaddam *et al.* (2017) به حل عددی معادله جابجایی- پراکندگی با لحاظ نواحی نگهداشت موقت^۳ در حالت وجود جریان غیرماندگار^۴ در رودخانه‌های با مقطع نامنظم پرداختند. آنان از روش حجم کنترل^۵ و روش کوئیک^۶ به دلیل پایداری بالا و خطاهای تقریب کم در گسسته‌سازی مکانی معادلات جابجایی- پراکندگی استفاده نمودند.

Ward *et al.* (2016) با بررسی پژوهش‌های پیشین در زمینه معادلات ذخیره-موقت نتیجه‌گیری نمودند که عدم قطعیت زیادی در مورد تخمین پارامترهای این معادلات مشاهده شده است که این امر باعث عدم استفاده مطمئن از پارامترهای استخراج‌شده در رودخانه‌ها می‌گردد. با این وجود متأسفانه این عدم قطعیت توسط محققان پیشین مورد گزارش قرار نگرفته است. ایشان سعی نمودند تا با استفاده از یک نرم‌افزار که به مدل عددی OTIS لینک شده بود و همچنین با استفاده از روش مونت- کارلو اقدام به بررسی عدم قطعیت پارامترهای مدل مزبور نمایند. این محققان با استفاده از داده‌های صحرایی برداشت‌شده

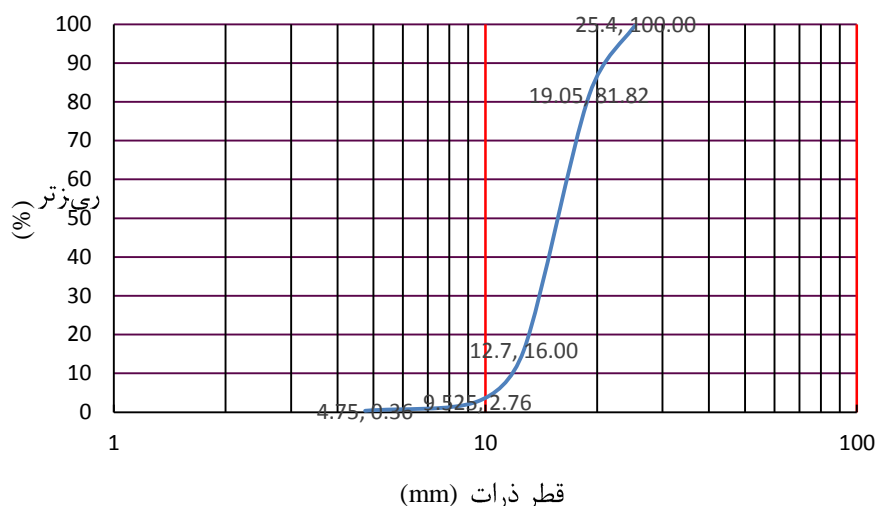
1. Fractional Calculus
2. Transmission-line matrix method
3. Transient Storage
4. Unsteady
5. Finite Volume
6. Quick

توضیح است که با افزایش عمق جریان، سهم جریان سطحی در انتقال آلودگی بیشتر بوده و به دلیل تبادل جرم کمتر تأثیر ناحیه ذخیره در منحنی‌های رخنه آزمایشگاهی مشهود نمی‌باشد.

آماده‌سازی بستر

برای آماده‌سازی بستر سنگ‌ریزه‌ای حجم مشخصی از مصالح رودخانه‌ای از یک واحد تولیدی شن و ماسه تهیه شد. مصالح مورد نظر پس از حمل به محوطه آزمایشگاه جهت پاک‌سازی ذرات خاک موجود بر روی آنها مورد شست و شو قرار گرفت. مصالح شسته شده به داخل کانال حمل و نسبت به ایجاد بستر سنگ‌ریزه‌ای به ضخامت تقریبی ۱۱ سانتیمتر، عرض ۱/۲ متر و طول ۸ متر اقدام شد. دانه‌بندی مصالح مورد استفاده با روش الک در آزمایشگاه مکانیک خاک انجام شد. شکل (۲) منحنی دانه‌بندی مصالح بکار رفته را نشان می‌دهد. با توجه به منحنی دانه‌بندی، دامنه قطر ذرات بکار رفته از ۴/۷۵ تا ۱۹/۰۵ میلی‌متر متغیر بوده و قطر متوسط ذرات برابر با ۱۶ میلی‌متر می‌باشد. برای انتخاب قطر ذرات مورد نظر در این تحقیق پیش-آزمایش‌هایی انجام و مشخص گردید که در صورت استفاده از مصالح درشت‌تر تبادل جرم آلودگی ما بین محیط متخلخل و بدنه اصلی جریان سریع بوده و به علت تخلخل بالای محیط، آلودگی از داخل آن مستقیماً به پایین‌دست هدایت شده و امکان ذخیره موقت فراهم نمی‌شود. در صورتی که ذرات ریزتر در بستر قرار گیرد با توجه به تبادل جرم بسیار کند بین دو محیط، مدت زمان عبور کامل ماده ردیاب از انتهای فلوم طولانی شده و در نتیجه با توجه به سیکل بسته آزمایش‌ها جرم برگشتی به ابتدای کانال مقادیر هدایت الکتریکی ثبت‌شده توسط حسگرها را تحت تأثیر قرار خواهد داد.

از شیر اهرمی نصب‌شده بر روی لوله رانش پمپ انجام می‌شد. آب از منبع ذخیره اصلی که به موازات فلوم و در تراز پایین‌تر نسبت به آن قرار گرفته است، به مخزن ابتدای کانال پمپاژ شده و با عبور از صفحات مشبک که به عنوان آرام‌کننده جریان ایفای نقش می‌کنند، وارد کانال می‌شود. با توجه به اینکه با افزایش دبی جریان نوسان سطح آب در ورودی فلوم مشهود بود برای اجتناب از این امر و جلوگیری از تلاطم جریان در ابتدای کانال، از یک عدد صفحه شناور روی سطح آب استفاده شد. جریان آب پس از عبور از طول کانال به مخزنی در انتهای کانال تخلیه می‌شود. اندازه‌گیری دبی جریان ورودی به کانال توسط دبی‌سنج صوتی نصب‌شده بر روی لوله مکش پمپ صورت گرفت. برای اندازه‌گیری عمق جریان از عمق‌سنج مکانیکی نقطه‌ای با دقت ۰/۱ میلی‌متر که بر روی شاسی در بالای کانال نصب شده است و امکان حرکت در راستای طولی و عرضی جریان را دارد، استفاده شد. شیب کانال مورد آزمایش با استفاده از جک هیدرولیکی قابل تغییر بوده که در این پژوهش آزمایش‌ها در ۳ شیب ۰/۰۰۱، ۰/۰۰۴ و ۰/۰۰۷ و تحت شرایط جریان پایدار و یکنواخت انجام شد. با توجه به شیب و دبی‌های مورد بررسی، عمق جریان از ۴/۷۴ سانتی‌متر در دبی ۷/۵ لیتربرثانیه و شیب ۰/۰۰۷ تا عمق ۸/۰۵ سانتی‌متر در دبی ۱۵/۵ لیتربرثانیه و شیب ۰/۰۰۱ متغیر می‌باشد. در این تحقیق نسبت عمق جریان به عمق بستر رسوبی بین ۰/۴۳۱ و ۰/۷۳۲ بوده و در خصوص معیار انتخاب عمق جریان به عمق بستر رسوبی ذکر این نکته ضروری می‌باشد که با توجه به پیش‌آزمایش‌های انجام شده و اندازه‌گیری منحنی‌های رخنه مشخص گردید که در جریان‌های کم‌عمق تبادل جرم آلودگی بین محیط متخلخل بستر و بدنه اصلی جریان وجود داشته و بر همین اساس محدوده دبی جریان ورودی به کانال مشخص شد. لازم به



شکل ۲. منحنی دانه‌بندی مصالح بکار رفته در بستر کانال آزمایشگاهی

شد. برای تهیه محلول کلرید سدیم جرم ۴۰۰ گرم نمک در ۴ لیتر آب به‌طور کامل حل شد. سپس محلول تهیه‌شده به صورت آبی در فاصله ۱/۳ متری از ابتدای بستر سنگریزه‌ای برای یک دبی مشخص و به ازای شیب مورد نظر به داخل کانال تزریق گردید. هدایت الکتریکی جریان توسط سنسورهای هدایت‌سنج الکتریکی در گام‌های زمانی یکسان (۴ ثانیه) و در خط مرکزی کانال اندازه‌گیری شد. سپس غلظت محلول کلرید سدیم با استفاده از منحنی کالیبراسیون هدایت الکتریکی متناظر محاسبه شد. آزمایش‌های این تحقیق در سه شیب ۰/۰۰۱، ۰/۰۰۴ و ۰/۰۰۷ و برای سه دبی ۷/۵، ۱۱/۵ و ۱۵/۵ لیتر در ثانیه انجام شد. محدوده سرعت متوسط جریان در آزمایش‌ها بین ۰/۰۶۸ و ۰/۱۳۴ متر بر ثانیه بوده و رژیم جریان زیر بحرانی- متلاطم زیر می‌باشد. با توجه به منحنی‌های رخنه اندازه‌گیری شده و با استفاده از مدل عددی OTIS-P پارامترهای مدل ذخیره موقت شامل ضریب پراکندگی طولی، ضریب تبادل جرم بین آبراهه اصلی و ناحیه ذخیره، مساحت مقطع عرضی ناحیه ذخیره و مساحت مقطع عرضی کانال اصلی در بازه‌های مورد مطالعه برآورد گردید.

آزمایش‌های ماده ردیاب

بعد از آماده‌سازی بستر سنگریزه‌ای در داخل کانال برای انجام آزمایش‌های ماده ردیاب، ابتدا محل‌های نصب سنسورها جهت اندازه‌گیری هدایت الکتریکی مشخص گردید. برای انجام این کار از ۳ عدد سنسور که در فواصل ۲/۱۵ متر، ۵/۱۵ متر و ۸/۱۵ متر از محل تزریق و در داخل بدنه اصلی جریان نصب شدند، استفاده گردید. به منظور تخمین پارامترهای مدل ذخیره موقت، طول بستر سنگریزه‌ای به سه بازه تقسیم شد، به‌طوری‌که فاصله سنسور اول تا سنسور دوم به عنوان بازه ۱، فاصله سنسور اول تا سنسور سوم به عنوان بازه ۲ و فاصله سنسور دوم تا سنسور سوم نیز به عنوان بازه شماره ۳ انتخاب شد. طول بازه‌های شماره ۱ و ۳ برابر ۳ متر بوده ولی طول بازه ۲ با ادغام بازه ۱ و ۲ برابر ۶ متر اختیار می‌گردد. شکل (۳) تصویر کانال آزمایشگاهی و بستر سنگریزه‌ای را با جانمایی سنسورهای هدایت‌سنج الکتریکی نشان می‌دهد. برای اندازه‌گیری منحنی-های رخنه از محلول کلرید سدیم به عنوان ماده ردیاب استفاده



شکل ۳. کانال آزمایشگاهی با بستر سنگریزه‌ای و جانمایی سنسورهای اندازه‌گیری هدایت الکتریکی

شبیه‌سازی

مدل عددی OTIS برای شبیه‌سازی انتقال آلودگی در آبراهه‌ها بکار می‌رود. معادله‌ی حاکم بر مدل، معادله ذخیره موقت می‌باشد. این معادله به فرم دو معادله دیفرانسیلی بوده که فرایند-های فیزیکی دخیل در انتقال مواد محلول در آبراهه‌ها را توصیف می‌کنند. معادله‌ی مذکور با استفاده از روش تفاضل محدود ضمنی کرانک - نیکلسون حل می‌شود. مدل OTIS-P^۱ نسخه تکمیلی مدل عددی OTIS بوده که با استفاده از روش الگوریتم بهینه‌سازی حداقل مربعات غیرخطی، مجموعه‌ی مقادیر بهینه پارامترهای مدل ذخیره موقت را به نحوی تعیین می‌کند که تفاضل مربعات بین منحنی‌های رخنه مشاهداتی و شبیه‌سازی شده حداقل شده و تطابق بین دو منحنی حاصل گردد. در این تحقیق منحنی‌های رخنه در ابتدا و انتهای هر بازه و مقادیر اولیه برای پارامترهای مدل ذخیره موقت به مدل OTIS-P معرفی شدند. مدل مذکور با توجه به منحنی رخنه ابتدای بازه و مقادیر اولیه پارامترهای مدل، منحنی رخنه را در انتهای بازه پیش‌بینی می‌کند. در صورت عدم تطابق مناسب منحنی رخنه پیش‌بینی با منحنی رخنه اندازه‌گیری شده، این فرآیند با انتخاب اتوماتیک مقادیر جدید پارامترهای مدل ذخیره موقت توسط مدل OTIS-P تا حصول حداقل تفاضل مربعات بین دو منحنی رخنه مشاهداتی و پیش‌بینی ادامه یافته و مقادیر نهایی پارامترها استخراج می‌گردد.

عدد دام‌کولر^۲

عدد دام‌کولر یک عدد بدون بعد است که بیانگر نرخ تبادل جرم بین آبراهه اصلی و ناحیه ذخیره بوده و به شکل زیر تعریف می‌شود.

$$DaL = \alpha \left(1 + \frac{A}{A_s}\right) \frac{L}{u} \quad (\text{رابطه } ۵)$$

که پارامترهای بکار رفته در آن شامل: L : طول بازه، α : ضریب تبادل جرم بین ناحیه اصلی و ناحیه ذخیره، A : مساحت ناحیه اصلی جریان، A_s : مساحت ناحیه ذخیره و U : سرعت متوسط جریان می‌باشد. عدد دام‌کولر یک شاخص ارزیابی قابل اعتماد برای پارامترهای برآورد شده مدل ذخیره موقت می‌باشد. (Wagner and Harvey, 1997; Fernald *et al.*, 2001; Ramaswami *et al.*, 2005; Jin *et al.*, 2009) برای اطمینان از اعتبار پارامترهای مذکور مقدار عدد دام‌کولر می‌بایست در محدوده ۰/۱ الی ۱۰ باشد. در این پژوهش اعتبار پارامترهای پیش‌بینی شده با شاخص دام‌کولر مورد بررسی و ارزیابی قرار گرفت (Barati *et al.*, 2016; Zaramella *et al.*, 2017a) Moghaddam *et al.*, 2017a)

شاخص‌های ارزیابی عملکرد مدل

برای انتخاب ترکیب مناسبی از پارامترهای برآورد شده جهت شبیه‌سازی غلظت، از شاخص‌های ارزیابی شامل جذر میانگین مربع خطا^۳ (RMSE)، ضریب کارایی نش - ساتکلیف^۴ (NS) و متوسط خطای مطلق^۵ (MAE) استفاده شد روابط (۶، ۷، ۸).

1. Damkohler Index
2. Root Mean Square Error
3. Nash-Sutcliffe Model Efficiency Coefficient
4. Mean Absolute Error

1. One- dimensional Transport with Inflow and Storage

به شرط مرزی بالادست و پارامترهای برآورد شده مدل ذخیره موقت، بدست آمده است.

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{N} \left[\frac{\sum_{i=1}^N (C_{sim,i} - C_{obs,i})^2}{(\max C_{sim,i} - \min C_{obs,i})^2} \right]} \quad (\text{رابطه ۶})$$

$$DC = 1 - \frac{\sum_{i=1}^N (C_{obs,i} - C_{sim,i})^2}{\sum_{i=1}^N (C_{obs,i} - \bar{C}_{obs,i})^2} \quad (\text{رابطه ۷})$$

$$MAE = \frac{\sum_{i=1}^N |C_{obs,i} - C_{sim,i}|}{N} \quad (\text{رابطه ۸})$$

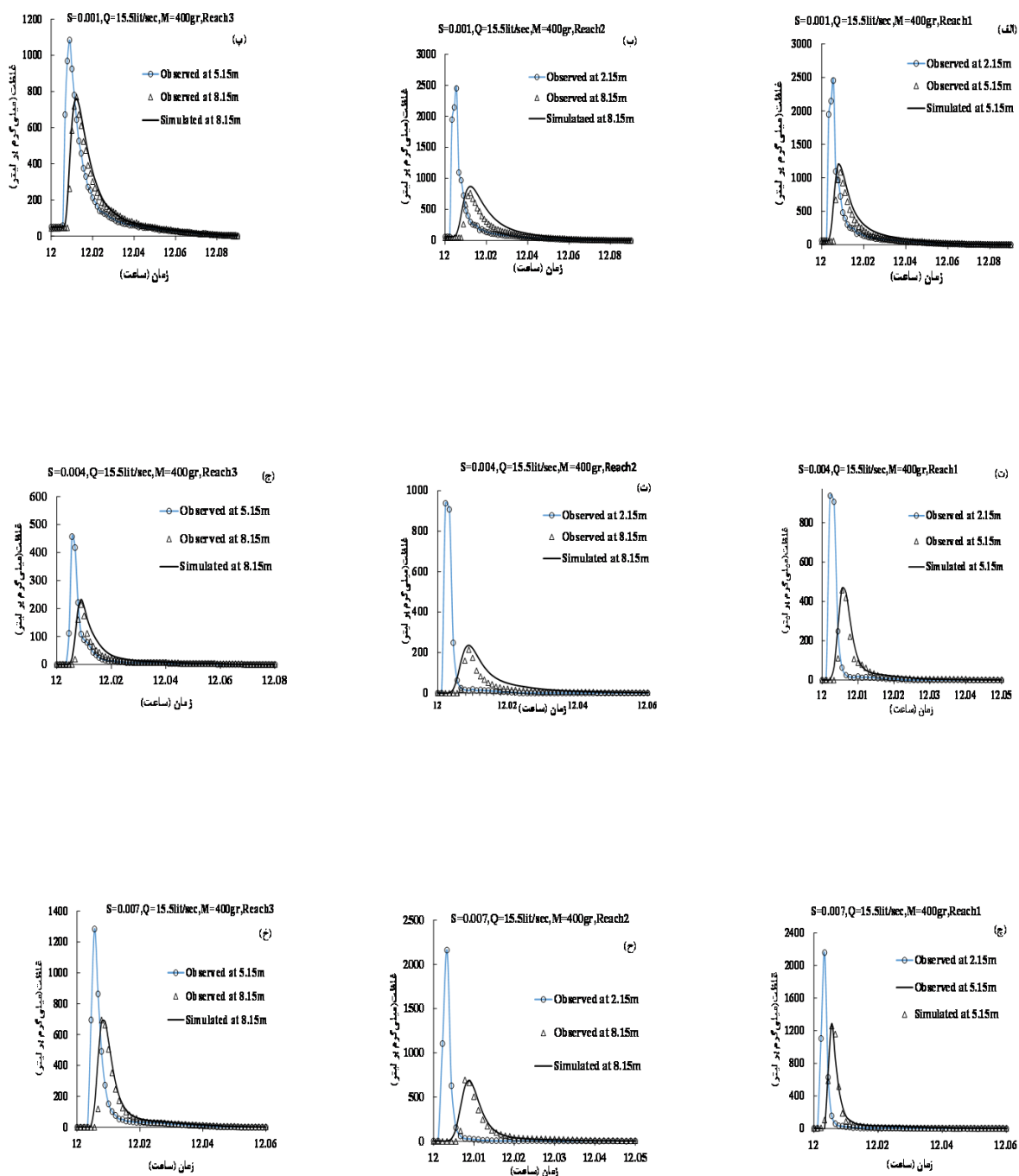
با بررسی نمودارهای شکل (۴) همان‌طور که انتظار می‌رفت، با افزایش فاصله از محل تزریق مقدار غلظت ماکزیمم در جهت پایین‌دست جریان کاهش می‌یابد که علت این کاهش غلظت در نتیجه گسترش ابر آلودگی به واسطه جابجایی در جهت طولی و پراکندگی در جهت‌های مختلف می‌باشد. مهمترین ویژگی که در منحنی‌های داده‌های آزمایش‌های ماده ردیاب مشهود است این است که منحنی‌های مذکور نامتقارن بوده به طوری که بازوی بالارونده منحنی‌ها دارای شیب تندی بوده ولی بازوی پایین‌رونده کشیده می‌باشد که علت این امر ناشی از تله افتادن بخش عمده‌ای از آلودگی در فضای بین ذرات شن و رهاسازی تدریجی آن می‌باشد.

با مقایسه پروفیل‌های زمانی غلظت شبیه‌سازی شده با منحنی‌های زمانی غلظت آزمایشگاهی، تطابق بین دو منحنی مشهود است. این موضوع نشان‌دهنده دقت قابل قبول در تخمین پارامترهای مدل ذخیره موقت جهت شبیه‌سازی غلظت آلودگی می‌باشد. برای بررسی تطابق نتایج شبیه‌سازی با داده‌های آزمایشگاهی از شاخص‌های ارزیابی شامل جذر میانگین مربع خطاها (RMSE)، معیار نش - ساتکلیف (NS) و متوسط خطای مطلق (MAE) استفاده شد. در جدول (۱) مقادیر محاسباتی شاخص‌های ارزیابی در شیب‌های مختلف مورد آزمایش و دبی ۱۵/۵ لیتر بر ثانیه ارائه شده است. به عنوان نمونه برای آزمایش ردیاب با شیب طولی ۰/۰۰۱ و دبی ۱۵/۵ لیتر بر ثانیه، شاخص جذر میانگین مربعات خطاها برابر ۰/۰۴، ضریب کارایی نش - ساتکلیف و متوسط خطای مطلق به ترتیب ۰/۹۷ و ۱۴/۰۷ محاسبه شد.

در روابط بالا پارامترهای $C_{obs,i}$ ، $C_{sim,i}$ و $\bar{C}_{obs,i}$ به ترتیب برابر با میانگین غلظت مشاهداتی، غلظت شبیه‌سازی و مشاهداتی بوده، و همچنین پارامترهای $\max C_{sim,i}$ و $\min C_{obs,i}$ به ترتیب برابر با ماکزیمم غلظت شبیه‌سازی و منیمم غلظت مشاهداتی و N تعداد داده‌ها می‌باشد.

نتایج و بحث

به منظور انجام آزمایش‌های ماده ردیاب بعد از آماده‌سازی بستر سنگریزه‌ای در داخل کانال آزمایشگاهی، محلول کلرید سدیم در بالادست به صورت آبی تزریق و منحنی‌های رخنه در مقاطع از پیش مشخص شده با اندازه‌گیری هدایت الکتریکی ترسیم گردید. در شکل (۴) منحنی‌های رخنه مشاهداتی در فواصل ۲/۱۵، ۵/۱۵ و ۸/۱۵ متری و شبیه‌سازی شده در فواصل ۵/۱۵ و ۸/۱۵ متری به ازای شیب‌های ۰/۰۰۱، ۰/۰۰۴ و ۰/۰۰۷ و دبی ۱۵/۵ لیتر بر ثانیه نشان داده شده است. با توجه به شکل (۴)، هر یک از نمودارهای (الف تا خ) دارای سه سری داده بوده که دو سری از آنها داده‌های آزمایشگاهی حاصل از آزمایش ماده ردیاب و یک سری مربوط به داده‌های پیش‌بینی می‌باشد. داده‌های آزمایشگاهی سری اول (نمودار آبی‌رنگ) که از آنها به عنوان شرط مرزی بالادست در هر بازه استفاده گردید. سری دوم داده‌های آزمایشگاهی (با علامت مثلث توخالی) در هر نمودار مربوط به انتهای هر بازه می‌باشد. نمودار مشکی‌رنگ نیز مربوط به سری سوم داده‌ها یا همان داده‌های پیش‌بینی بوده که با توجه



شکل ۴. غلظت مشاهداتی و شبیه‌سازی شده کلرید سدیم در فواصل مختلف (بازه ۱، ۲ و ۳) از محل تزریق برای شیب‌های ۰/۰۰۱، ۰/۰۰۴، ۰/۰۰۷ و دبی‌های ۱۱/۵ و ۱۵/۵ لیتر بر ثانیه

جدول ۱. شاخص‌های ارزیابی استفاده شده برای بررسی تطابق منحنی‌های رخنه شبیه‌سازی و آزمایشگاهی

شماره بازه	شیب	دبی (لیتر بر ثانیه)	RMSE	Nash- Sutcliffe	MAE
۱	۰/۰۰۱	۱۵/۵	۰/۰۷۸	۰/۸۲۵	۴۶/۸۶
۲	۰/۰۰۱	۱۵/۵	۰/۱۱۷۸	۰/۶۶	۵۹/۸۷
۳	۰/۰۰۱	۱۵/۵	۰/۰۴	۰/۹۷	۱۴/۰۷
۱	۰/۰۰۴	۱۵/۵	۰/۰۴۹	۰/۸۹	۶/۳۶

۲	۰/۰۰۴	۱۵/۵	۰/۱۱	۰/۴۸	۱۱/۸
۳	۰/۰۰۴	۱۵/۵	۰/۰۶۶	۰/۸۱	۶/۹۷
۱	۰/۰۰۷	۱۵/۵	۰/۰۳۱	۰/۹۶	۱۴/۱۲
۲	۰/۰۰۷	۱۵/۵	۰/۰۵۶	۰/۹	۱۲/۸۸
۳	۰/۰۰۷	۱۵/۵	۰/۰۵۹	۰/۸۹	۱۰/۹۸

جریان مقدار ضریب تبادل جرم کاهش می‌یابد. یعنی اینکه تبادل جرم بین محیط متخلخل و بدنه اصلی جریان در نتیجه افزایش دبی به کندی صورت می‌گیرد. با توجه به مقادیر ارائه شده در جدول (۲)، در مورد مساحت ناحیه اصلی جریان و مساحت ناحیه ذخیره و بررسی تغییرات این دو پارامتر نسبت به دبی جریان مشاهده گردید که در یک شیب مشخص با افزایش دبی، مساحت ناحیه اصلی جریان افزایش می‌یابد. اما در یک دبی ثابت با افزایش شیب طولی مسیر، مساحت ناحیه اصلی جریان کاهش می‌یابد. به طوری که حداکثر مقدار A برابر با ۰/۰۹۵ مترمربع در شیب ۰/۰۰۱ و دبی ۵/۵ و حداقل مقدار آن برابر ۰/۰۳ مترمربع در شیب ۰/۰۰۴ و ۰/۰۰۷ به ازای دبی ۷/۵ لیتر بر ثانیه می‌باشد. در مورد مساحت ناحیه ذخیره یا نگهداشت هم می‌توان اظهار داشت که با افزایش دبی مقدار آن در شیب‌های مختلف کاهش یافته است، مضافاً اینکه مقادیر β بدست آمده در این پژوهش بین ۰/۱ و ۰/۷۲ قرار دارد که با نتایج سایر محققان (Bencala and Walters, 1983; Bencala, 1984; Harvey et al., 1996; Fernald et al; 2001) ضریب β در کارهای صحرایی بین ۰/۰۰۱ و ۱ متغیر است مطابقت دارد. با بررسی تغییرات β و دبی جریان در شیب‌های مورد پژوهش مشخص گردید که با افزایش دبی، نسبت مساحت ناحیه ذخیره به مساحت ناحیه اصلی جریان کاهش می‌یابد. به منظور بررسی قابلیت اطمینان پارامترهای برآورد شده مدل ذخیره موقت، عدد دام-کولر برای کلیه آزمایش‌ها محاسبه گردید. مقدار این عدد بین ۰/۳۲ و ۱/۵ متغیر است که در محدوده قابل قبول گزارش شده توسط سایر محققان برای اطمینان از اعتبار پارامترهای برآورد شده قرار دارد.

با انتخاب ترکیب‌های مختلفی از پارامترهای مدل ذخیره موقت، شاخص‌های ارزیابی مشخص شده در جدول (۱) محاسبه و مورد مقایسه قرار گرفت. مجموعه‌ای از پارامترهای مدل که با ترکیب آنها حداقل مقدار شاخص‌های متوسط خطای مطلق و جذر میانگین مربع خطا و حداکثر مقدار معیار نش-ساتکلیف حاصل می‌شد، انتخاب گردید. در جدول (۲) مقادیر پارامترهای برآورد شده مدل ذخیره موقت شامل مساحت ناحیه اصلی جریان، مساحت ناحیه ذخیره یا نگهداشت، ضریب پراکندگی طولی، ضریب تبادل جرم بین آبراهه اصلی و ناحیه ذخیره و پارامتر مبادله جرم در دبی‌ها و شیب‌های مختلف برای هر بازه ارائه شده است. با توجه به جدول (۲)، مقدار ضریب پراکندگی طولی بین ۰/۰۰۰۱ تا ۰/۳ مترمربع بر ثانیه متغیر بوده و حداقل مقدار ضریب پراکندگی برابر با ۰/۰۰۰۱ مترمربع بر ثانیه در شیب ۰/۰۰۷ و دبی ۷/۵ لیتر بر ثانیه می‌باشد. با بررسی روند تغییرات ضریب پراکندگی در آزمایش‌های انجام شده، می‌توان نتیجه‌گیری کرد که در یک شیب و دبی ثابت، با افزایش فاصله از محل تزریق مقدار ضریب پراکندگی افزایش یافته و مقدار آن در بازه ۳ بیشتر از بازه ۱ و ۲ است. با مقایسه ضریب پراکندگی در بازه‌های مختلف و تحت شیب و دبی‌های متعدد، مشخص می‌گردد که در یک شیب ثابت با افزایش دبی یا سرعت متوسط جریان، مقدار ضریب پراکندگی افزایش می‌یابد. ولی در دبی یکسان با افزایش شیب، مقدار ضریب پراکندگی روند کاهشی از خود نشان می‌دهد.

مقایسه نتایج بدست آمده برای ضریب تبادل جرم نشان می‌دهد که مقدار آن از ۰/۰۰۲۱۶ تا ۰/۰۱۵ متغیر بوده و حداقل مقدار آن در شیب ۰/۰۰۱ و دبی ۱۵/۵ اتفاق می‌افتد. با بررسی نتایج محاسبات می‌توان نتیجه گرفت که با افزایش دبی

جدول ۲. پارامترهای مدل ذخیره موقت در هر بازه به ازای شیب و دبی‌های مورد آزمایش

شماره بازه	شیب	دبی (لیتر بر ثانیه)	A (m ²)	D (m ² /sec)	A _s (m ²)	α (1/sec)	T(sec)
۱	۰/۰۰۱	۷/۵	۰/۰۶	۰/۰۹	۰/۰۲۸۴۲	۰/۰۱۰۰۲	۴۷/۲۷
۲	۰/۰۰۱	۷/۵	۰/۰۷	۰/۱۷	۰/۰۱۳۲۸۵	۰/۰۰۴۲۷۷	۴۴/۳۷
۳	۰/۰۰۱	۷/۵	۰/۰۸	۰/۱۹	۰/۰۱۵۸۶۵	۰/۰۰۴۴۷۹	۴۴/۲۷

۱	۰/۰۰۱	۱۱/۵	۰/۰۹	۰/۱۲	۰/۰۲۷۳۶۷	۰/۰۰۵۴۳۷	۵۵/۹۳
۲	۰/۰۰۱	۱۱/۵	۰/۰۸۵	۰/۱۳	۰/۰۱۴۲۸۲	۰/۰۰۳۸۱۱	۴۴/۰۸
۳	۰/۰۰۱	۱۱/۵	۰/۰۶۵	۰/۱۲	۰/۰۱۱۲۷۵	۰/۰۰۳۹۴۸	۴۳/۹۳
۱	۰/۰۰۱	۱۵/۵	۰/۰۹۵	۰/۱۴	۰/۰۳۴۸۶۱	۰/۰۰۹۱۱۳	۴۰/۲۶
۲	۰/۰۰۱	۱۵/۵	۰/۰۹۵	۰/۲	۰/۰۰۹۸۴۸	۰/۰۰۲۱۶۲	۴۷/۹۴
۳	۰/۰۰۱	۱۵/۵	۰/۰۶۸۸۶۱	۰/۲۱	۰/۰۰۷۹۸۶	۰/۰۰۲۵۵۸	۴۵/۳۳
۱	۰/۰۰۴	۷/۵	۰/۰۳	۰/۰۰۰۱	۰/۰۲۱۶۰۲	۰/۰۱۵۳۱۵	۴۷/۰۱
۲	۰/۰۰۴	۷/۵	۰/۰۴	۰/۰۱۳	۰/۰۱۹۳۲۶	۰/۰۱۲۵۰۳	۳۸/۶۴
۳	۰/۰۰۴	۷/۵	۰/۰۵	۰/۰۷۵	۰/۰۲۴۸۲۱	۰/۰۱۲۸۳۸	۳۸/۶۶
۱	۰/۰۰۴	۱۱/۵	۰/۰۵۵۵	۰/۰۲۴۶	۰/۰۲۱۶۲۴	۰/۰۰۶۲۹	۶۱/۸۶
۲	۰/۰۰۴	۱۱/۵	۰/۰۶۵	۰/۰۶	۰/۰۱۵۳۸۲	۰/۰۰۶۹۱۱	۳۴/۲۴
۳	۰/۰۰۴	۱۱/۵	۰/۰۷۵	۰/۳	۰/۰۱۷۹۹۵	۰/۰۰۷۰۰۷	۳۴/۲۴
۱	۰/۰۰۴	۱۵/۵	۰/۰۷	۰/۰۷۵	۰/۰۳۱۸۵۲	۰/۰۱۲۴۸۳	۳۶/۴۵
۲	۰/۰۰۴	۱۵/۵	۰/۰۷۵	۰/۱۵	۰/۰۳۸۸۲۴	۰/۰۱۳۳۹۱	۳۸/۶۵
۳	۰/۰۰۴	۱۵/۵	۰/۰۷	۰/۱۶	۰/۰۳۵۸۶۷	۰/۰۱۳۱۳۴	۳۹/۰۱
۱	۰/۰۰۷	۷/۵	۰/۰۵	۰/۰۰۰۱	۰/۰۳۴۱۹۸	۰/۰۰۹۵۹۴	۷۱/۲۸
۲	۰/۰۰۷	۷/۵	۰/۰۳۵	۰/۰۰۱	۰/۰۲۰۴۲۸	۰/۰۰۸۷۱۲	۶۶/۹۹
۳	۰/۰۰۷	۷/۵	۰/۰۴۳	۰/۰۱۹۴	۰/۰۲۵۹۲۲	۰/۰۰۸۹۶۷	۶۷/۱۰
۱	۰/۰۰۷	۱۱/۵	۰/۰۴۵۲	۰/۰۲۷	۰/۰۱۲۷۶۸	۰/۰۰۷۵۵۳	۳۷/۳۳
۲	۰/۰۰۷	۱۱/۵	۰/۰۴۸	۰/۰۵۵	۰/۰۱۳۷۱۸	۰/۰۰۶۶۴۲	۴۳/۰۳
۳	۰/۰۰۷	۱۱/۵	۰/۰۵۵	۰/۱۱	۰/۰۱۸۵۸۴	۰/۰۰۸۱۰۹	۴۱/۶۷
۱	۰/۰۰۷	۱۵/۵	۰/۰۵۳	۰/۰۴	۰/۰۱۴۳۲۸	۰/۰۰۸۸۹۱	۳۰/۴۰
۲	۰/۰۰۷	۱۵/۵	۰/۰۰۶	۰/۱۱	۰/۰۱۴۹۸۸	۰/۰۰۷۴۹۹	۳۳/۳۱
۳	۰/۰۰۷	۱۵/۵	۰/۰۰۶	۰/۱۵	۰/۰۱۵۳۵۳	۰/۰۰۷۶۸۲	۳۳/۳۱

نتیجه‌گیری کلی

در این تحقیق پدیده جابجایی و پراکندگی آلودگی در رودخانه‌های با بستر سنگریزه‌ای مورد بررسی قرار گرفت. آزمایش‌های ماده ردیاب برای دبی‌های ۷/۵، ۱۱/۵ و ۱۵/۵ لیتر بر ثانیه و شیب طولی ۰/۰۰۱، ۰/۰۰۴ و ۰/۰۰۷ تکرار شد. با اندازه‌گیری منحنی‌های غلظت-زمان در بازه‌های مختلف و با استفاده معکوس از مدل OTIS-P پارامترهای مدل ذخیره موقت برآورد گردید. با استفاده از پارامترهای تخمینی مدل و مشخصات هندسی و هیدرولیکی جریان و بکارگیری مدل عددی OTIS منحنی‌های غلظت-زمان در انتهای هر بازه پیش‌بینی گردید. با توجه به ظاهر منحنی‌های غلظت-زمان مشاهداتی و پیش‌بینی به علت تأثیر محیط متخلخل در ذخیره یا نگهداشت آلودگی و رهاسازی تدریجی آن منحنی‌های مذکور نامتقارن و دارای چولگی به راست می‌باشند. البته لازم به ذکر است که علاوه بر میزان ذخیره در محیط متخلخل، زبری ناشی از حضور سنگ‌ریزه‌ها در کف کانال و سایر پارامترهای هیدرولیکی و هندسی آبراهه (مانندری بودن مسیر و ...) در شکل منحنی‌های رخنه و پارامترهای مدل ذخیره موقت تأثیرگذار می‌باشند. برای

بررسی تطابق منحنی‌های رخنه پیش‌بینی‌شده با منحنی‌های رخنه اندازه‌گیری شده از شاخص‌های ارزیابی شامل جذر میانگین مربع خطاها (RMSE)، معیار نش-ساتکلیف (NS) و متوسط خطای مطلق (MAE) استفاده شد. نتایج بدست آمده برای شاخص‌های مذکور حاکی از تطابق مناسب منحنی‌های پیش‌بینی و آزمایشگاهی داشت. بعد از تعیین پارامترهای مدل ذخیره موقت روند تغییرات آنها مورد بررسی قرار گرفت. در مورد ضریب پراکندگی طولی مشخص شد که در یک شیب دبی ثابت، با افزایش فاصله از محل تزریق مقدار ضریب پراکندگی افزایش می‌یابد. با مقایسه ضریب پراکندگی در بازه‌های مختلف و تحت شیب و دبی‌های متعدد، مشخص می‌گردد که در یک شیب ثابت با افزایش دبی یا سرعت متوسط جریان مقدار ضریب پراکندگی افزایش می‌یابد، ولی در دبی یکسان با افزایش شیب مقدار ضریب پراکندگی روند کاهشی از خود نشان می‌دهد. نتایج بدست آمده برای ضریب تبادل جرم نشان داد که با افزایش دبی جریان مقدار ضریب تبادل جرم کاهش می‌یابد. یعنی اینکه تبادل جرم بین محیط متخلخل و بدنه اصلی جریان در نتیجه افزایش دبی به کندی صورت می‌گیرد. با بررسی

قرار دارد. با توجه به تحلیل حساسیت انجام شده مشخص گردید که تأثیر مساحت ناحیه اصلی جریان و ضریب پراکندگی در پیش‌بینی منحنی رخنه بیشتر از ضریب تبادل جرم و مساحت ناحیه ذخیره می‌باشد. ضرایب بدست آمده برای آبراهه‌های طبیعی با نسبت $\frac{h_w}{D_{50}} = (3 - 5)$ ، $\frac{h_w}{h_s} = (0.431 - 0.372)$ و ضریب زبری مانینگ 0.33 توصیه می‌شود. از عدد بدون بعد دام-کولر به عنوان شاخص ارزیابی قابلیت اطمینان پارامترهای تخمینی مدل ذخیره موقت استفاده شد. با توجه به مقادیر بدست آمده برای این معیار پارامترهای مدل از اعتبار مطمئنی در پیش‌بینی منحنی‌های رخنه برخوردار هستند.

REFERENCES

- Barati Moghaddam, M., Mazaheri, M. and Samani, J. M. V. (2017). Numerical solution to advection-dispersion equation with transient storage zones, considering unsteady flow in irregular cross section rivers. *Irrigation Sciences and Engineering*, pp. 99-117. (In Farsi).
- Bencala, K.E. (1984). Interactions of solutes and streambed sediment: 2. A dynamic analysis of coupled hydrologic and chemical processes that determine solute transport. *Water Resources Research*, 20, 1804-1814.
- Bencala, K.E. and Walters, R.A. (1983). Simulation of solute transport in a mountain pool-and riffle stream: a transient storage model. *Water Resource Research*, 19(3), 718-724.
- Busolin, A.B. (2010). Transport of solutes in streams with transient storage and hyporheic exchange. Ph.D. thesis, University of Padova.
- Chanson, H. (2004). Environmental hydraulics of open channel flow. First Edition. Elsevier Butterworth-Heinemann Linacre House. Jordan Hill. Oxford.
- Elder, J.W. (1959). The dispersion of marked fluid in turbulent shear flow. *Journal of Fluid Mechanics*, 5, 544-560.
- Fernald, A.G., Wigington, P. and Landers, D.H. (2001). Transient storage and hyporheic flow along the Willamette River, Oregon: field measurements and model estimates. *Water Resources Research*, 37(6), 1681-1694.
- Harvey, J.W., Wagner, B.J. and Benkala, K.E. (1996). Evaluating the reliability of the stream traces approach to characterize stream subsurface water exchange. *Water Resources Research*, 32(8), 2441-2451.
- Hays, J.R., Krenkel, P.A. and Schnelle, K.B. (1966). Mass transport mechanisms in open-channel flow. *Sanitary and Resources Engineering*. Tech.Rep.8, Vanderbilt University, Nashville, Tennessee.
- Jin, L., Siegel, D.I., Lautz, L.K. and Otz, M.H. (2009). Transient storage and downstream solute transport in nested stream reaches affected by beaver dams. *Hydrological Process*, 23: 2438-2449.
- Masoud Rana, S.M., Scott, D.T. and Hester, E.T. (2017). Effects of in-stream structures and channel flow rate variation on transient storage. *Journal of Hydrology*, 548, 157-169.
- Meddah, S., Saidane, A., Hadjel, M. and Hireche, O. (2015). Pollutant dispersion modeling in natural streams using the transmission line matrix method. *Water Journal*, 7(9), 4932-4950.
- Nordin, C.F. and Troutman, B.M. (1980). Longitudinal dispersion in rivers: The persistence of skewness in observed data. *Water resources Research*, 16(1), 123-128.
- Parsaie, A., Ahmadi, M.M. and Qaderi, K. (2014). Numerical model of contaminant transport in rivers with dead zone using fractional calculus. *International Bulletin of Water Resources & Development*. Vol (II). No. (02)- PP.56-65. (In Farsi).
- Ramaswami, A., Milford, J.B. and Small, M.J. (2005). Integrated environmental modeling: pollutant transport, fate and risk in the environmental, *J. Wiley*.
- Sabol, G.V. and Nordin, C.F. (1978). Dispersion in rivers as related to storage zones. *J. Hydraul. Div. ASCE*, 104, 695-708.
- Seo, I.W. and Cheong, T.S. (2001). Moment-Based calculation of parameters for the storage zone model for river dispersion. *Journal of Hydraulic Engineering*, 127(6), 453-465.
- Taylor, G.I. (1954). The dispersion of matter in turbulent flow through a pipe. *Proc. R. Soc. London Ser. A* 223, 446-468.
- Thackston, E.L. and Krenkel, A.M. (1967). Longitudinal mixing in natural streams. *Journal of the Sanitary Engineering Division*. 93, 67-90.
- Thackston, E.L. and Schnelle, K.B.J. (1970). Predicting effects of dead zones on stream mixing. *Journal of the Sanitary Engineering Division*, 96(2), 319-331.
- Tsai, Y.H. and Holly, R.R. (1979). Temporal and spatial moment for longitudinal mixing in prismatic channels with storage in separation zones. *Hydraulic Engineering*.

مقادیر محاسبه‌شده برای مساحت ناحیه اصلی جریان و مساحت ناحیه ذخیره و تغییرات این دو پارامتر با دبی جریان مشخص گردید که در یک شیب مشخص، با افزایش دبی مساحت ناحیه اصلی جریان افزایش می‌یابد اما در یک دبی ثابت، با افزایش شیب طولی مسیر مساحت ناحیه اصلی جریان کاهش می‌یابد. مساحت ناحیه ذخیره یا نگهداشت نیز با افزایش دبی در شیب‌های مورد آزمایش این پژوهش روند کاهشی را نشان داد. برای اطمینان از مقادیر محاسباتی مساحت ناحیه اصلی جریان و ناحیه ذخیره، ضریب β برای کلیه آزمایش‌ها محاسبه گردید که مقادیر حاصل در محدوده β توصیه‌شده توسط محققان قبلی

- Valentine, E.M., and Wood, I.R. (1977). Longitudinal dispersion with dead zones. *J. Hydraul. Div. ASCE*, 103,975-990.
- Valentine, E.M., and Wood, I.R. (1979a). Experiment in longitudinal dispersion with dead zones. *J. Hydraul. Div. ASCE*, 105,999-1016.
- Valentine, E.M., and Wood, I.R. (1979b). Dispersion in rough rectangular channels. *J. Hydraul. Div. ASCE*, 105, 1537-1553.
- Ward, A.S., Keller C.A., Mason S.J.K., Wagener, T., McIntyre, N., McGlynn, B., Runkel, R.L. and Payn, R.A. (2016). A software tool to assess uncertainty in transient-storage model parameters using Mont Carlo simulations. *Freshwater Science* 36(1), 195-217.
- Wagner, B.J. and Harvey, J.W. (1997). Experimental design for estimating parameters of rate-limited mass transfer: Analysis of stream tracer studies, *Water Resources Research*, 33, 1731-1741.
- Wlostoski, A.N., Gooseff, M.N. and Wagner, T. (2013). Influence of constant rate versus slug injection experiment type on parameter identifiability in a 1-D transient storage model for stream solute transport. *Water Resources Research*, 49(2), 1184-1188.
- Zaramella, M., Marion, A., Lewandowski, j. and Nutzmann G. (2016). Assessment of transient storage exchange and advection-dispersion mechanisms from concentration signatures along breakthrough curves. *Journal of Hydrology*, 538, pp. 794-801.