

مطالعه آزمایشگاهی و عددی جابجایی و پراکندگی آلودگی در رودخانه‌های با بستر سنگریزه‌ای

یعقوب آژدان^۱، علیرضا عمادی^{۲*}، جعفر چابک‌پور^۳، رسول دانشفراز^۴

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

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

۳- استادیار دانشکده فنی و مهندسی، دانشگاه مراغه

۴- دانشیار دانشکده فنی و مهندسی، دانشگاه مراغه

* مسئول مکاتبات، پست الکترونیکی: emadia355@yahoo.com

چکیده

ارزیابی کیفیت آب رودخانه‌ها در راستای تامین سلامت و پایداری محیط زیست، از مهمترین اهداف مدل‌های فیزیکی و ریاضی انتقال آلاینده‌ها در رودخانه‌ها است. در این پژوهش با انجام آزمایش‌های ماده ردیاب و با استفاده از مدل عددی OTIS نسبت به شبیه‌سازی انتقال مواد محلول اقدام شد. این مدل برای پارامترهای معلوم و مشخص جریان و همچنین با استفاده از غلظت منبع ماده آلاینده در مرز بالادست، منحنی رخنه را در مقاطع پایین دست رودخانه پیش‌بینی می‌نماید. آزمایش‌های این پژوهش در یک فلوم آزمایشگاهی به طول، عرض و عمق (۱۲، ۱/۲، ۰/۸) متر انجام شد. شیب‌های ۰/۰۰۴ و ۰/۰۰۷ و دبی‌های ۷/۵، ۱۱/۵ و ۱۵/۵ لیتر بر ثانیه برای انجام آزمایش‌ها انتخاب گردید و در هر یک از آزمایش‌ها، ماده ردیاب شامل جرم مشخصی از محلول کلرید سدیم در بالادست فلوم به صورت آبی تزریق شده و سپس منحنی‌های رخنه بر اساس سنجش هدایت الکتریکی جریان در خط مرکزی و در مقاطع مختلف پایین دست محل تزریق، رسم شد. برای بررسی تطابق منحنی‌های رخنه مشاهداتی و شبیه‌سازی شده، از شاخص‌های آماری شامل جذر میانگین مربع خطا، نش-سات‌کلیف و متوسط خطای مطلق استفاده گردید و با مقایسه منحنی‌های رخنه اندازه‌گیری شده و شبیه‌سازی شده، مقادیر ضریب پراکندگی طولی در بازه‌های مختلفی از طول بستر محاسبه گردیدند و بعد از تجزیه و تحلیل نتایج، مشخص گردید که، برای یک شیب طولی و دبی ثابت، با افزایش فاصله از محل تزریق مقدار ضریب پراکندگی افزایش می‌یابد، همچنین برای شیب ثابت نیز رابطه تغییرات دبی و ضریب پراکندگی مسقیم بوده ولی در دبی‌های یکسان با افزایش شیب طولی مقدار ضریب پراکندگی کاهش می‌یابد.

واژه‌های کلیدی: انتقال آلودگی، ضریب پراکندگی طولی، ماده ردیاب، منحنی رخنه، مدل عددی OTIS

Experimental and Numerical Study of Advection- Dispersion of Pollutant in a Gravel Bed Rivers

Y Azhdan¹, AR Emadi^{*2}, J Chabokpour³, R Daneshfaraz⁴

¹Ph.D. Student of Water Structures Engineering, Sari Agricultural Sciences and Natural Resources University, Sari, Iran

²Assoc. Prof., Dept. of Water Engin., Sari Agricultural Sciences and Natural Resources University, Sari, Iran

³Assist. Prof., Faculty of Engineering, University of Maragheh, Maragheh, Iran

⁴Assoc. Prof., Faculty of Engineering, University of Maragheh, Maragheh, Iran

*Corresponding Author, Email: emadia355@yahoo.com

Abstract

Water quality assessment of rivers, in order to insure human health and environmental sustainability, is one of the most important purposes of the physical and numerical models of solute transport in rivers. In this research, some tracer experiments were done and also the numerical model of OTIS was used to simulate solute transport. This model predicts the solute BT curve for a given hydraulic and geometrical parameters at downstream sections of river with respect to concentration of pollutant resource at upstream boundary condition. The experiments were conducted in a flume with length, width and depth of 12, 1.2 and 0.8m. Two longitudinal slopes of 0.004 and 0.007 and three discharges of 7.5, 11.5 and 15.5 (l/s) were selected for the experiments. A given mass of NaCl solution was instantaneously injected into upstream of the flume and then the breakthrough curves were plotted based on the measured electric conductivity values along the centerline of the flume for the different sections at downstream of the injection point. To assessment the goodness of the simulated and observed BT curves, the statistical indices including the root mean square error (RMSE), Nash and Sutcliffe (NS) and mean absolute error (MAE) were extracted. With comparison of the observed BT curves with the numerical results (obtained with OTIS), the longitudinal dispersion coefficient values in different reach of flume were calculated. Analysis of the results showed that for a constant longitudinal slope and discharge, by increasing the distance from the injection location, the coefficient of dispersion was increased. Also, for constant slope, with enhancing the discharge rate, the dispersion coefficient was increased but for a given discharges, the dispersion coefficient was decreased with increasing the longitudinal -slope.

Keywords: Breakthrough Curve - Longitudinal Dispersion Coefficient- OTIS- Solute Transport - Tracer Experiment

مقدمه

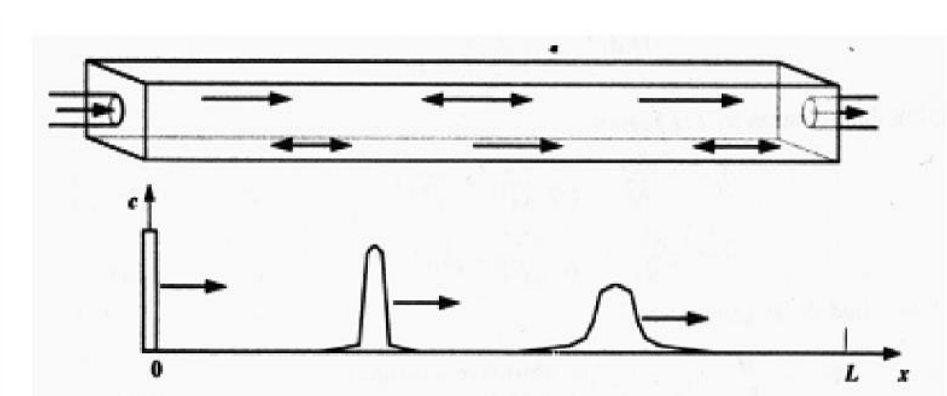
معادله فوق شامل عبارت‌های جابجایی^۲ و پراکندگی^۳ می‌باشد که در این رابطه: C : غلظت متوسط ماده آلاینده (ماده ردیاب) در مقطع عرضی، t : مدت زمان سپری شده بعد از تزریق آلودگی، z, y, x : به ترتیب جهت‌های طولی، عرضی و عمقی، u, v, w : به ترتیب مؤلفه‌های سرعت متوسط در جهت‌های z, y, x و D_x, D_y, D_z : به ترتیب ضرایب پراکندگی در جهت‌های x, y و z می‌باشند. با ورود آلودگی به رودخانه، ماده آلاینده تحت تأثیر جابجایی و پراکندگی قرار می‌گیرد که فرآیندهای جابجایی و پراکندگی ابر آلودگی را در جهت‌های عرضی، عمقی و راستای طولی جریان توسعه می‌دهند. در شکل ۱ انتشار آلودگی در رودخانه یک بعدی بطور شماتیک نشان داده شده است. ضریب پراکندگی طولی یکی از فاکتورهای مهم برای توصیف انتقال مواد محلول در آبراهه‌ها و رودخانه‌ها بوده که مقدار آن عموماً از آزمایش‌های ماده ردیاب قابل تخمین است. تخمین دقیق ضریب پراکندگی طولی در بسیاری از موضوعات هیدرولیک کاربردی مانند مهندسی رودخانه، مهندسی محیط زیست، طراحی آبگیر و خور و ارزیابی ریسک تخلیه آلاینده‌های خطرناک به رودخانه‌ها ضروری می‌باشد. تیلور (۱۹۵۴) هنگامی که معادله یک بعدی پراکندگی را برای جریان آرام^۴ در لوله‌ها استخراج می‌کرد، به مفهوم ضریب پراکندگی طولی اشاره نموده و مقدار این ضریب را برای

در قرن اخیر آلودگی محیط‌زیست، یک نگرانی عمومی را به وجود آورده است. آلودگی‌های حاصل از دفع زباله‌ها، پساب‌ها، فاضلاب‌ها به داخل دریاچه‌ها، آب‌های ساحلی و رودخانه‌ها، از دغدغه‌های مهم جوامع بشری برای حفظ محیط‌زیست است. هنگامی که آلاینده‌ای همراه با مواد مذکور به داخل آب رها شود، به علت حرکت مولکولی، تلاطم و غیر یکنواختی سرعت در سطح مقطع جریان، آلودگی سریعاً در آب پخش و همراه با جریان آب جابجا می‌شود. مکانیسم پخش و حرکت آلاینده‌ها در آب بخش مهمی از دانش محیط‌زیست است که تاکنون پژوهش‌های زیادی در موضوع‌های مرتبط با آن صورت گرفته است. معادله حاکم بر پدیده جابجایی و پراکندگی آلودگی در رودخانه‌ها، معادله جابجایی-پراکندگی^۱ (ADE) است که از نوع معادلات دیفرانسیل جزئی سهموی بوده و از ترکیب معادله‌ی پیوستگی و قانون اول فیک به دست می‌آید. این معادله کاربردهای فراوانی در شبیه‌سازی پدیده‌های مهندسی آب دارد که از جمله می‌توان به شبیه‌سازی انتقال رسوب و انتشار آلودگی در رودخانه‌ها اشاره کرد. برای جریان در حالت سه بعدی که پخش ماده آلاینده در اثر فرآیند انتشار مولکولی و جابجایی انجام می‌شود معادله جابجایی-پراکندگی به صورت زیر بیان می‌شود: [۱]

$$\frac{\partial c}{\partial t} + u \frac{\partial c}{\partial x} + v \frac{\partial c}{\partial y} + w \frac{\partial c}{\partial z} = D_x \frac{\partial^2 c}{\partial x^2} + D_y \frac{\partial^2 c}{\partial y^2} + D_z \frac{\partial^2 c}{\partial z^2}$$

³ Dispersion⁴ Laminar flow¹ Advection- dispersion equation² Advection

جریان آشفته^۵ در لوله‌ها را به صورت معادله‌ای ارائه داد. الدر (۱۹۵۹) نتایج تیلور برای جریان در لوله‌ها را به مجاری روباز توسعه داد.



شکل ۱- تزریق آنی آلودگی و انتشار آلودگی در رودخانه یک بعدی (چاپرا ، ۱۹۹۷).

انجام گرفته توسط کاشفی‌پور و فالکنر، فیشر، سئو و چونگ و دنگ و همکاران، برتری مدل ارائه شده توسط آنان را نشان داد. والیس و همکاران (۲۰۰۷) با استفاده از شبکه عصبی پرسپترون چند لایه به پیش‌بینی ضریب پراکندگی طولی در یک آبراهه کوچک پرداختند. ایشان آموزش و صحت‌سنجی مدل را با داده‌های انتشار یافته توسط سایر محققان انجام داد، و از ۱۸ آزمایش ماده ردیاب رودخانه مورد مطالعه نیز برای تست کارایی روش خود استفاده نمودند. آنها نتایج پیش‌بینی شبکه عصبی پرسپترون چند لایه را با نتایج روش مختلف مورد مقایسه قرار دادند.

کاشفی‌پور (۲۰۰۷) با استفاده از شبکه عصبی مصنوعی و با بکارگیری پارامترهای بدون

کاشفی‌پور (۲۰۰۲) با حل عددی معادلات سنت و نانت^۶ با استفاده از الگوی تفاضل محدود ضمنی مرکزی به همراه روش یک در میان اندازه شبکه متغیر اقدام به ارزیابی مدلی به نام FASTER کرد که این مدل برای تخمین پارامترهای هیدرولیکی معادله جابجایی-پراکندگی به کار می‌رود. واگنر و همکاران (۲۰۰۲) به آنالیز تشخیص دینامیکی مدل ذخیره موقت برای انتقال مواد محلول در رودخانه‌ها پرداختند. آنان یک روش جدید تحت عنوان (DIMA)^۷ بر پایه‌ی تحلیل حساسیت منطقه‌ای^۸ ارائه نمودند. تیفور و سینگ (۲۰۰۵) به مدل‌سازی ضریب پراکندگی طولی در رودخانه‌های طبیعی با استفاده از شبکه عصبی مصنوعی (ANN) اقدام نمودند. مقایسه نتایج مطالعه‌ی آنان با تحقیقات

^۷ Dynamic identifiability analysis

^۸ Regional sensitivity analyze

^۵ Turbulent flow

^۶ Saint- Venant equations

سبب بهبود تخمین ضریب پراکندگی طولی رودخانه‌ها می‌شود. ایشان همچنین نتیجه‌گیری کردند که مدل‌های ناشی از داده‌کاوی نسبت به مدل‌های تجربی و مدل‌های عصبی-فازی و برنامه ریزی ژنتیک نسبت به مدل‌های شبکه عصبی کارایی بیشتری دارند.

در این پژوهش با استفاده از آزمایش‌های ماده ردیاب مکانیسم جابجایی و پراکندگی آلودگی در رودخانه‌های بستر سنگریزه‌ای بررسی شده و سپس با بکارگیری مدل عددی OTIS^{۱۰} کارائی مدل مذکور در پیش‌بینی منحنی‌های رخنه و ضریب پراکندگی طولی در بازه‌های مختلف از آبراهه مورد ارزیابی قرار می‌گیرد.

مواد و روش‌ها

فلوم آزمایشگاهی

آزمایش‌ها در یک فلوم آزمایشگاهی شیب‌پذیر با مقطع مستطیلی به طول ۱۲ متر، عرض ۱/۲ متر و عمق ۰/۸ متر و تحت شرایط جریان ماندگار و یکنواخت انجام شد. فلوم آزمایشگاهی دارای شاسی و کف فلزی بوده و دیواره‌های آن از جنس پلکسی گلاس می‌باشد. برای تأمین دبی از یک عدد پمپ با حداکثر دبی ۵۲ لیتر در ثانیه استفاده گردید. تنظیم دبی خروجی از موتور پمپ توسط شیر اهرمی تعبیه شده روی لوله رانش پمپ انجام می‌شد. آب از منبع ذخیره اصلی موازی کانال به منبع ابتدای کانال پمپاژ شده و در آنجا با عبور از آرام‌کننده (دو صفحه مشبک) وارد کانال می‌شود. به منظور جلوگیری از تلاطم جریان در ابتدای کانال به ویژه در دبی‌های بالا از یک عدد صفحه شناور روی سطح آب

بعدها هیدرولیکی و هندسی جریان، اقدام به پیش‌بینی ضریب انتشار طولی در مجاری روباز نمود. وی در نهایت با مقایسه نتایج خود با نتایج سنو و چونگ و کاشفی‌پور و فالکنر به این نتیجه رسید که مدل پیشنهادی وی از دقت بالاتری (حدود ۱۴ درصد) برخوردار است. ریاحی مدوار و همکاران (۲۰۰۷) با استفاده از سیستم استنتاج فازی-عصبی انطباقی به تخمین ضریب پراکندگی طولی پرداختند. نتایج آنان نشان داد شبکه عصبی-فازی از دقت مناسبی در پیش‌بینی این ضریب برخوردار است.

صدقی اصل (۲۰۱۰) اقدام به محاسبه ضریب پراکندگی طولی با استفاده از روش گشتاورهای مکانی و زمانی برای آلودگی رودامین در محیط-های پاره‌سنگی طویل نمود و در نهایت به کارایی بالای این روش‌ها نسبت به روش‌های پیچیده‌تر حل تحلیلی اشاره نمود.

سماهای (۲۰۱۳) با به‌کارگیری الگوریتم ژنتیک بر روی داده‌های میدانی رابطه‌ی تجربی را برای برآورد ضریب پراکندگی طولی در رودخانه‌های مئاندری (غیر مستقیم) ارایه نمود. صفیا مداه و همکاران (۲۰۱۵) اقدام به ارایه مدلی تحت عنوان روش ماتریس انتقال خطی (TLM)^۹، به منظور پیش‌بینی پراکندگی طولی آلودگی در آبراهه‌های طبیعی نمودند. سلطانگرد فرامرزی و همکاران (۲۰۱۵) با بکارگیری روش‌های هوش مصنوعی معادلات تجربی متعدد را برای تخمین ضریب پراکندگی طولی مورد بررسی قرار دادند و نتیجه تحقیقات آنها نشان داد که استفاده از روش‌های عصبی-فازی و برنامه‌ریزی ژنتیک

¹⁰ One dimensional transport with inflow and storage

⁹ Transmission-line matrix method

سنسورهای شماره ۲ و ۳ در فاصله ۲/۱۵ متری از محل تزریق و به ترتیب در داخل مجرای اصلی و ناحیه نگهداشت، سنسورهای ۴ و ۵ در فاصله ۵/۱۵ متری از محل تزریق و به ترتیب در داخل مجرای اصلی و ناحیه نگهداشت جریان و سنسورهای ۶ و ۷ در فاصله ۸/۱۵ متری از محل تزریق و به ترتیب در داخل مجرای اصلی و ناحیه نگهداشت جریان نصب شدند. جهت بررسی ضریب پراکندگی، طول بستر سنگریزه‌ای به ۳ بازه تقسیم شد، بطوریکه فاصله سنسور ۲ تا سنسور ۴ به عنوان بازه ۱ و فاصله سنسور ۴ الی ۶ به عنوان بازه ۲ انتخاب شد، همچنین با ادغام نمودن دو بازه مذکور، فاصله سنسور ۲ تا سنسور ۶ نیز به عنوان بازه ۳ انتخاب شد. در شکل ۲ طرح شماتیک فلوم آزمایشگاهی، مجرای اصلی و ناحیه نگهداشت جریان (بستر سنگریزه‌ای کف کانال) و محل قرار گیری سنسورها نشان داده شده است. برای اندازه‌گیری منحنی‌های رخنه از محلول کلرید سدیم به عنوان ماده ردیاب استفاده شد. غلظت مشخصی از کلرید سدیم به صورت محلول و 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، و سپس هدایت الکتریکی جریان توسط سنسورهای هدایت سنج الکتریکی در فواصل زمانی یکنواخت ۴ ثانیه و در وسط مقاطع عرضی کانال اصلی اندازه‌گیری شد. به منظور عدم تاثیر هدایت الکتریکی آب برگشتی بر نتایج در هر مرحله از آزمایش غلظت پایه از نتایج ثبت شده برای هر گام زمانی کسر گردید. سپس غلظت محلول کلرید سدیم با استفاده از منحنی کالیبراسیون هدایت الکتریکی متناظر محاسبه شد. آزمایشات این تحقیق در دو نوع شیب ۰/۰۰۴ و ۰/۰۰۷ و برای سه دبی ۷/۵، ۱۱/۵ و ۱۵/۵ لیتر در ثانیه انجام شد. سپس با استفاده از مدل عددی OTIS و منحنی‌های رخنه مشاهداتی ضریب پراکندگی طولی در فواصل ۲/۱۵، ۵/۱۵ و ۸/۱۵ متری از محل تزریق آلاینده محاسبه گردید.

استفاده شد. جریان آب پس از عبور از طول کانال به مخزنی در انتهای کانال تخلیه می‌شود. اندازه-گیری دبی جریان ورودی به کانال توسط دبی-سنج صوتی نصب شده بر روی لوله مکش پمپ صورت گرفت. جهت اندازه‌گیری عمق جریان از عمق سنج مکانیکی نقطه‌ای با دقت ۰/۱ میلی‌متر که بر روی شاسی که بر روی کانال نصب شده است و امکان حرکت در راستای طولی و عرضی جریان را دارد، انجام شد. شیب کانال مورد آزمایش با استفاده از جک هیدرولیکی قابل تغییر بوده که در این پژوهش آزمایش‌ها در ۲ شیب ۰/۰۰۴ و ۰/۰۰۷ انجام شد.

مصالح سنگریزه‌ای

برای انجام آزمایش‌ها، ابتدا نسبت به تهیه حجم مشخصی از مصالح رودخانه‌ای از واحدهای تولیدی شن و ماسه جهت ایجاد بستر سنگریزه‌ای در داخل کانال اقدام شد. مصالح مورد نظر پس از حمل به محوطه آزمایشگاه جهت پاکسازی ذرات خاک موجود بر روی آنها مورد شست و شو قرار گرفت و سپس مصالح شسته شده به داخل کانال حمل و نسبت به ایجاد بستر سنگریزه‌ای به ضخامت متوسط ۱۱ سانتیمتر، عرض ۱/۲ متر و طول ۸ متر اقدام شد. دانه‌بندی مصالح مورد استفاده با استفاده از روش الک در آزمایشگاه مکانیک خاک انجام شد. بعد از انجام دانه‌بندی مشخص گردید که محدوده قطر مصالح مورد استفاده در این تحقیق بین ۴/۷۵ الی ۱۹ میلی‌متر بود.

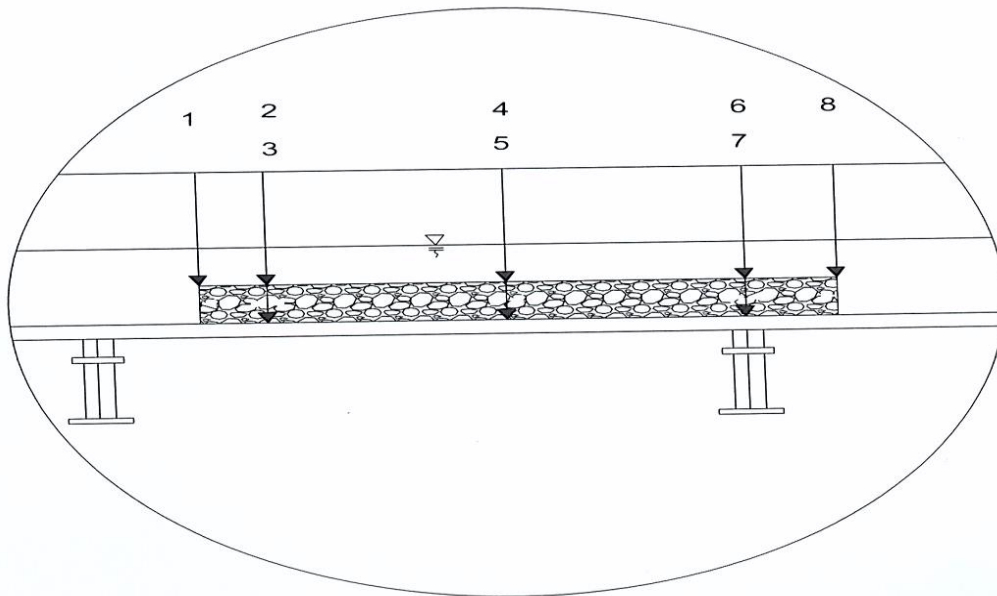
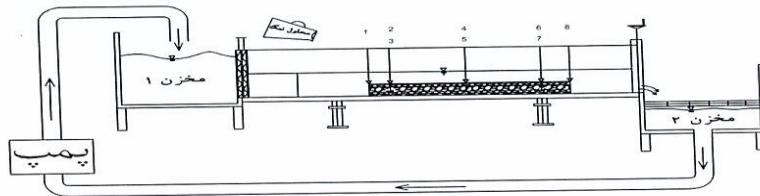
تجهیزات اندازه‌گیری

بعد از ایجاد بستر سنگریزه‌ای در داخل کانال، ابتدا محل تعیبه سنسورهای اندازه‌گیری هدایت الکتریکی مشخص گردید، بطوریکه سنسورهای شماره ۱ و ۸ به ترتیب در ابتدا و انتهای بستر سنگریزه‌ای و در داخل کانال اصلی (ناحیه اصلی جریان) نصب شدند.

مدل OTIS

یک مدل ریاضی شبیه‌سازی است که به منظور مشخص کردن انتقال و زوال مواد محلول در آبراهه‌ها و رودخانه‌ها مورد استفاده قرار می‌گیرد. معادله حاکم در

این مدل در واقع همان معادله جابجایی و پراکندگی کلاسیک بوده که با اضافه نمودن عبارتهایی قادر به محاسبه ذخیره موقت، جریان جانبی، ضریب زوال مرتبه اول و ضریب نرخ جذب می‌باشد.



شکل ۲- طرح شماتیک فلوم آزمایشگاهی و بستر سنگریزه‌ای.

ارزیابی ضریب پراکندگی محاسباتی

بهترین مدل به لحاظ تامین کمینه جذر میانگین مربع خطاها و متوسط خطای مطلق و همچنین مقدار قابل قبول برای شاخص نش و سات کلیف انتخاب گردید.

برای بررسی نتایج بدست آمده از مدل OTIS از شاخص‌های آماری شامل جذر میانگین مربع خطا^{۱۱} (RMSE)، شاخص نش - سات کلیف^{۱۲} (NS) و متوسط خطای مطلق^{۱۳} (MAE) استفاده شد. با توجه به مقادیر شاخص‌های محاسبه شده

¹³ Mean absolute error

¹¹ Root mean square error

¹² Nash-Sutcliffe model efficiency coefficient

$$NS = 1 - \frac{\sum_{i=1}^N (C_{obs,i} - C_{sim,i})^2}{\sum_{i=1}^N (C_{obs,i} - \bar{C}_{obs,i})^2} \quad [۳]$$

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{N} \left[\frac{\sum_{i=1}^N (C_{sim,i} - C_{obs,i})^2}{(\max C_{sim,i} - \min C_{obs,i})^2} \right]} \quad [۲]$$

۰/۰۰۴ و دبی ۱۱/۵ لیتر بر ثانیه و در فواصل طولی مشخص از محل تزریق نشان می‌دهد.

با افزایش شیب فلوم از ۰/۰۰۴ به ۰/۰۰۷ و تزریق محلول نمک به جرم ۴۰۰ گرم، منحنی‌های رخنه کلرید سدیم در فاصله‌های ۲/۱۵، ۵/۱۵ و ۸/۱۵ اندازه‌گیری شد. شکل-های ۷، ۶ و ۸ منحنی‌های رخنه مشاهداتی و شبیه‌سازی شده برای شیب ۰/۰۰۷ و دبی ۱۱/۵ لیتر بر ثانیه را در فواصل طولی مشخص از محل تزریق نشان می‌دهد.

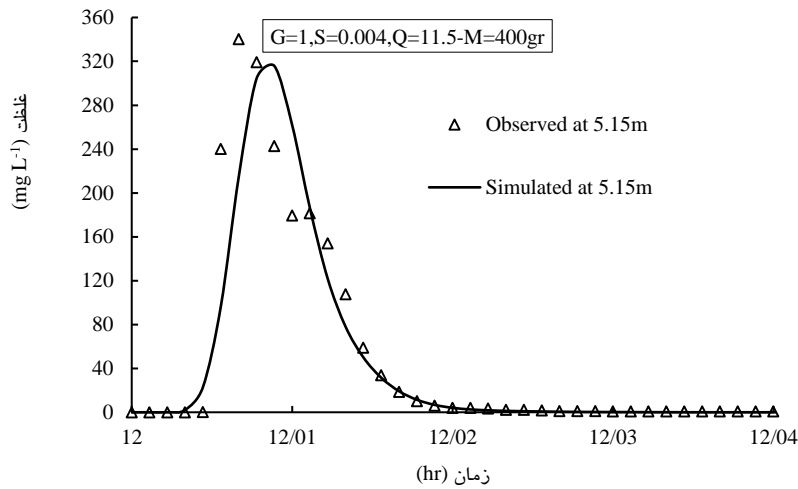
$$MAE = \frac{\sum_{i=1}^N |C_{obs,i} - C_{sim,i}|}{N} \quad [۴]$$

در روابط بالا پارامترهای C_{sim} غلظت شبیه‌سازی شده، C_{obs} غلظت مشاهداتی و N تعداد داده‌ها می‌باشند.

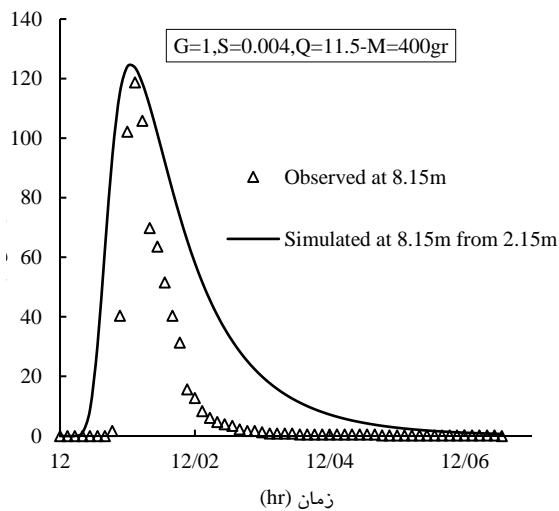
نتایج و بحث

در شکل ۳، با معرفی نمودن منحنی رخنه در فاصله ۲/۱۵ متری به عنوان شرط مرزی بالادست برای مدل OTIS، ضریب پراکندگی طولی برای بازه ۱، یعنی در فاصله ۵/۱۵ متری از محل تزریق، ۰/۰۳ متر مربع بر ثانیه محاسبه شد. در شکل ۴ برای بازه ۲، با توجه به منحنی رخنه در فاصله ۵/۱۵ متری به عنوان شرط مرزی بالادست، مقدار ضریب پراکندگی در فاصله ۸/۱۵ متری، ۰/۳ متر مربع بر ثانیه محاسبه گردید. در شکل ۵ برای بازه ۳ نیز با تعیین منحنی رخنه در فاصله ۲/۱۵ متری به عنوان شرط مرزی بالادست، مقدار ضریب پراکندگی در فاصله ۸/۱۵ متری از محل تزریق، ۰/۲ متر مربع بر ثانیه محاسبه شد.

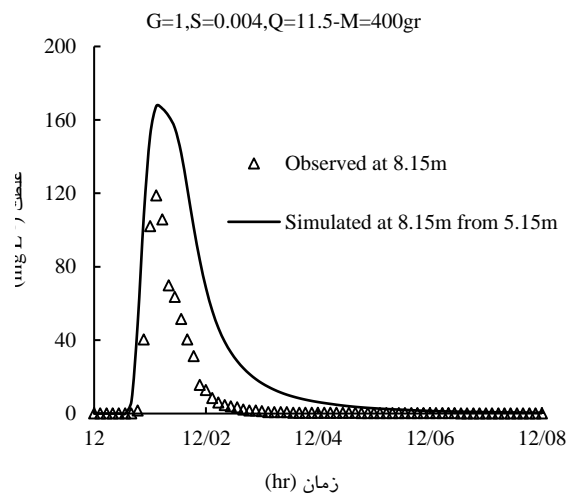
به منظور انجام آزمایشات ماده ردیاب، طول بستر سنگریزه‌ای ایجاد شده در فلوم آزمایشگاهی، به سه بازه با فواصل ۲/۱۵، ۵/۱۵ و ۸/۱۵ متری از محل تزریق تقسیم شد. با استفاده از مدل OTIS و معرفی منحنی‌های رخنه اندازه‌گیری شده در ابتدای هر بازه به عنوان شرط مرزی بالادست، منحنی‌های رخنه در انتهای هر بازه باز تولید شدند، با مقایسه منحنی‌های رخنه بازتولید شده با منحنی‌های رخنه اندازه‌گیری شده در انتهای بازه‌ها مقدار ضریب پراکندگی برای هر بازه محاسبه گردید. شکل-های ۳، ۴ و ۵ منحنی‌های رخنه کلرید سدیم را به ازای شیب



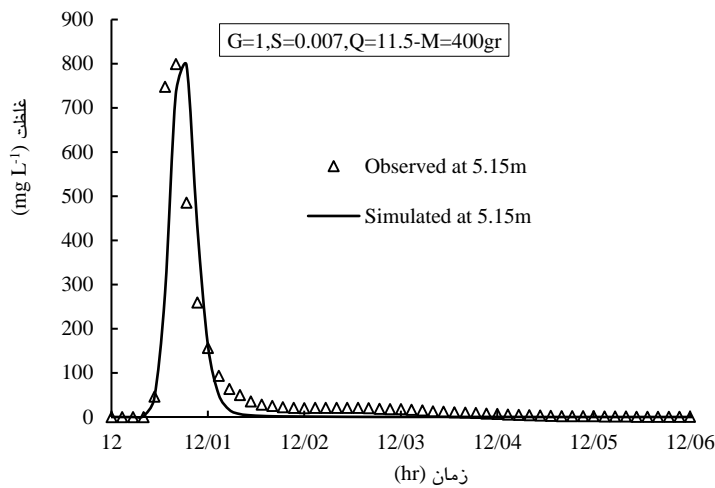
شکل ۳- منحنی‌های رخنه مشاهداتی و شبیه‌سازی شده کلرید سدیم در انتهای بازه ۱ از روی منحنی رخنه اندازه‌گیری شده در فاصله ۲/۱۵ متری به عنوان شرط مرزی بالادست برای شیب ۰/۰۰۴ و دبی ۱۱/۵ لیتر بر ثانیه.



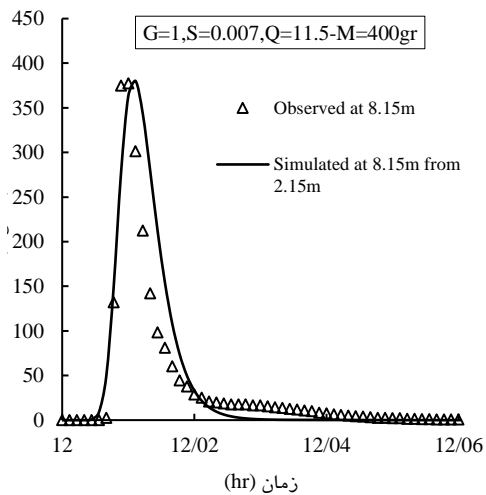
شکل ۵- منحنی‌های رخنه مشاهداتی و شبیه‌سازی شده کلرید سدیم در انتهای بازه ۳ از روی منحنی رخنه اندازه‌گیری شده در فاصله ۲/۱۵ متری به عنوان شرط مرزی بالادست برای شیب ۰/۰۰۴ و دبی ۱۱/۵ لیتر بر ثانیه.



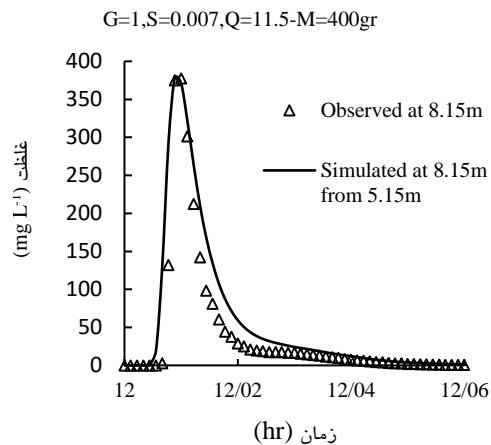
شکل ۴- منحنی‌های رخنه مشاهداتی و شبیه‌سازی شده کلرید سدیم در انتهای بازه ۲ از روی منحنی رخنه اندازه‌گیری شده در فاصله ۵/۱۵ متری به عنوان شرط مرزی بالادست برای شیب ۰/۰۰۴ و دبی ۱۱/۵ لیتر بر ثانیه.



شکل ۶- منحنی‌های رخنه مشاهداتی و شبیه‌سازی شده کلرید سدیم در انتهای بازه ۱ از روی منحنی رخنه اندازه‌گیری شده در فاصله ۲/۱۵ متری به عنوان شرط مرزی بالادست برای شیب ۰/۰۰۷ و دبی ۱۱/۵ لیتر بر ثانیه.



شکل ۸- منحنی‌های رخنه مشاهداتی و شبیه‌سازی شده کلرید سدیم در انتهای بازه ۳ از روی منحنی رخنه اندازه‌گیری شده در فاصله ۲/۱۵ متری به عنوان شرط مرزی بالادست برای شیب ۰/۰۰۷ و دبی ۱۱/۵ لیتر بر ثانیه.



شکل ۷- منحنی‌های رخنه مشاهداتی و شبیه‌سازی شده کلرید سدیم در انتهای بازه ۲ از روی منحنی رخنه اندازه‌گیری شده در فاصله ۵/۱۵ متری به عنوان شرط مرزی بالادست برای شیب ۰/۰۰۷ و دبی ۱۱/۵ لیتر بر ثانیه.

برای دستیابی به مقادیر دقیق ضریب پراکندگی طولی به ازای دبی و شیب مشخص، با استفاده از منحنی‌های زمانی غلظت و مدل عددی OTIS با تکنیک سعی و خطا مقدار ضریب پراکندگی در فاصله‌های مختلف از محل تزریق محاسبه شد. برای انتخاب مقادیر مناسب ضریب پراکندگی از شاخص‌های آماری شامل جذر میانگین مربع خطاها (RMSE)، شاخص نش - سات کلیف (NS) و متوسط خطای مطلق (MAE) استفاده شد. و در نهایت با توجه به مقادیر مورد قبول شاخص‌های

محاسبه شده، ضریب پراکندگی انتخاب شد. جدول ۲ نتایج شاخص‌های آماری محاسبه شده را نشان می‌دهد.

با توجه به مقادیر ضریب پراکندگی محاسبه شده، مشخص می‌گردد که به ازای شیب طولی ۰/۰۰۷، مشابه با شیب طولی ۰/۰۰۴، با افزایش فاصله از محل تزریق مقدار این ضریب افزایش می‌یابد. با مقایسه مقادیر ضریب پراکندگی محاسباتی در شیب ۰/۰۰۷ با نتایج ضریب پراکندگی محاسباتی در شیب ۰/۰۰۴، مشخص می‌گردد که با افزایش شیب مقدار ضریب پراکندگی در بازه‌های متناظر کاهش یافته است. این امر ناشی از تأثیر بیشتر جابجایی با توجه به افزایش سرعت ناشی از افزایش شیب در انتقال آلودگی بوده و در نتیجه مقدار ضریب پراکندگی کاهش می‌یابد. در جدول ۱ خلاصه نتایج شامل مشخصات هیدرولیکی و ضرایب پراکندگی محاسبه شده در دبی و شیب‌های مختلف نشان داده شده است.

جدول ۱- مشخصات هیدرولیکی و ضریب پراکندگی محاسباتی در دبی و شیب‌های مختلف.

ضخامت بستر (m)	مساحت محاسباتی ناحیه اصلی جریان (m ²)	عمق محاسباتی جریان (m)	ضریب پراکندگی طولی در بازه ۳ (m ² s ⁻¹)	ضریب پراکندگی طولی در بازه ۲ (m ² s ⁻¹)	ضریب پراکندگی طولی در بازه ۱ (m ² s ⁻¹)	مساحت واقعی ناحیه اصلی جریان (m ²)	دبی (Ls ⁻¹)	شیب طولی
۰/۱۱	۰/۰۴۵	۰/۰۳۷	-	-	۰/۰۰۱	۰/۰۷	۷/۵	۰/۰۰۴
۰/۱۱	۰/۰۷	۰/۰۵۸	-	۰/۱	-	۰/۰۷	۷/۵	۰/۰۰۴
۰/۱۱	۰/۰۵	۰/۰۴۲	۰/۰۳۲	-	-	۰/۰۷	۷/۵	۰/۰۰۴
۰/۱۱	۰/۰۸	۰/۰۶۷	-	-	۰/۰۳	۰/۰۸	۱۱/۵	۰/۰۰۴
۰/۱۱	۰/۰۹۸	۰/۰۸۲	-	۰/۳	-	۰/۰۸	۱۱/۵	۰/۰۰۴
۰/۱۱	۰/۰۹۵	۰/۰۷۹	۰/۲	-	-	۰/۰۸	۱۱/۵	۰/۰۰۴
۰/۱۱	۰/۰۹	۰/۰۷۵	-	-	۰/۰۹۵	۰/۰۹	۱۵/۵	۰/۰۰۴
۰/۱۱	۰/۰۹۲	۰/۰۷۷	-	۰/۲۹	-	۰/۰۹	۱۵/۵	۰/۰۰۴
۰/۱۱	۰/۱۳	۰/۱۱	۰/۳۵	-	-	۰/۰۹	۱۵/۵	۰/۰۰۴
۰/۱۱	۰/۰۴۵	۰/۰۳۷	-	-	۰/۰۰۱۱	۰/۰۵۸	۷/۵	۰/۰۰۷
۰/۱۱	۰/۰۵۸	۰/۰۴۸	-	۰/۰۳	-	۰/۰۵۸	۷/۵	۰/۰۰۷
۰/۱۱	۰/۰۴	۰/۰۳۳	۰/۰۰۵	-	-	۰/۰۵۸	۷/۵	۰/۰۰۷
۰/۱۱	۰/۰۵۵	۰/۰۴۶	-	-	۰/۰۲۵	۰/۰۶۸	۱۱/۵	۰/۰۰۷

۰/۰۰۷	۱۱/۵	-۰/۰۶۸	-	۰/۲	-	-۰/۰۵۷	-۰/۰۶۸	۰/۱۱
۰/۰۰۷	۱۱/۵	-۰/۰۶۸	-	۰/۰۸	-	-۰/۰۵	-۰/۰۶	۰/۱۱
۰/۰۰۷	۱۵/۵	-۰/۰۷۸	۰/۰۴۴	-	-	-۰/۰۵۷	-۰/۰۶۸	۰/۱۱
۰/۰۰۷	۱۵/۵	-۰/۰۷۸	-	۰/۱۵	-	-۰/۰۶۵	-۰/۰۷۸	۰/۱۱
۰/۰۰۷	۱۵/۵	-۰/۰۷۸	-	-	۰/۱۶	-۰/۰۶۱	-۰/۰۷۳	۰/۱۱

جدول ۲- شاخص های آماری بکار رفته برای بررسی دقت منحنی های رخنه پیش بینی شده.

شیب طولی	دبی (Ls^{-1})	شماره بازه	RMSE	NS	MAE
۰/۰۰۴	۷/۵	۱	۰/۱۳۶	۰/۵۲	۹/۲۹
۰/۰۰۴	۷/۵	۲	۰/۱۳۸	۰/۴۳	۷/۱۴
۰/۰۰۴	۷/۵	۳	۰/۱۰۴	-۰/۷۹	۳/۲۹
۰/۰۰۴	۱۱/۵	۱	۰/۰۸۴	-۰/۸۷	۷/۸۱
۰/۰۰۴	۱۱/۵	۲	۰/۱۷۴	-۰/۵۴	۱۴/۶۷
۰/۰۰۴	۱۱/۵	۳	۰/۲۱۵	-۰/۰۳	۱۷/۱۹
۰/۰۰۴	۱۵/۵	۱	۰/۱۲۴	-۰/۴۵	۱۱/۳۸
۰/۰۰۴	۱۵/۵	۲	۰/۱۲۷	-۰/۲۷	۵/۲۰
۰/۰۰۴	۱۵/۵	۳	۰/۲۴	-۲/۱۹	۱۴/۵۰
۰/۰۰۷	۷/۵	۱	۰/۱۵۱	-۰/۴۳	۳۸/۲۰
۰/۰۰۷	۷/۵	۲	-۰/۰۸	-۰/۸۲	۹/۶۴
۰/۰۰۷	۷/۵	۳	۰/۱۰۹	-۰/۵۹	۱۹/۰۱
۰/۰۰۷	۱۱/۵	۱	۰/۰۸۵	-۰/۷۴	۲۰/۲۷
۰/۰۰۷	۱۱/۵	۲	۰/۰۷۴	-۰/۸۴	۱۱/۱۲
۰/۰۰۷	۱۱/۵	۳	۰/۰۸۰	-۰/۸۲	۱۲/۵۲
۰/۰۰۷	۱۵/۵	۱	-۰/۱	-۰/۶۷	۲۹/۷۸
۰/۰۰۷	۱۵/۵	۲	۰/۰۹۳	-۰/۷۷	۱۴/۴۱
۰/۰۰۷	۱۵/۵	۳	۰/۱۳۹	-۰/۴۵	۲۴/۴۶

نتیجه گیری کلی

اندازه گیری شده اند، باز تولید شدند. نتایج نشان داد که منحنی های رخنه اندازه گیری شده و شبیه سازی شده دارای شکل و روند مشابهی بوده و مقدار غلظت اوج (حداکثر) با توسعه آلودگی در جهت پایین دست کاهش می یابد. برای بررسی میزان انطباق منحنی های اندازه گیری شده و شبیه سازی شده از شاخص های آماری شامل جذر میانگین مربعات خطا، شاخص نش- سات- کلیف و متوسط خطای مطلق استفاده شد. تجزیه و تحلیل نتایج حاصل از اندازه گیری

در این تحقیق فرآیند جابجایی و پراکنندگی آلودگی در رودخانه های با بستر سنگریزه ای مورد بررسی قرار گرفت. با توجه به اندازه گیری منحنی های رخنه کلرید سدیم در مقاطع مختلف فلوم آزمایشگاهی، برای شبیه سازی آن ها مدل عددی یک بعدی انتقال آلاینده در آبراهه های طبیعی (OTIS) انتخاب شد. با استفاده از این مدل، منحنی های رخنه که در مقاطع مختلف

منحنی‌های رخنه با منحنی‌های رخنه محاسباتی حاصل از به کارگیری مدل OTIS برای دو شیب ۰/۰۰۴ و ۰/۰۰۷ و در دبی‌های ۷/۵، ۱۱/۵ و ۱۵/۵ نشان داد که برای یک شیب طولی و دبی ثابت با افزایش فاصله از محل تزریق، مقدار ضریب پراکندگی افزایش پیدا می‌کند. همچنین در یک شیب ثابت نیز با افزایش دبی، مقدار ضریب پراکندگی روند افزایشی داشته، ولی در دبی‌های یکسان و فقط با افزایش شیب طولی مقدار ضریب پراکندگی کاهش پیدا می‌کند.

منابع مورد استفاده

- Chapra SC, 1997. Surface Water-Quality Modeling. McGraw-Hill Series in Water Resource and Environmental Engineering, New York, NY, USA.
- Chanson H, 2004. Environmental Hydraulics of Open Channel Flow. Elsevier Butterworth- Heinemann, London.
- Deng ZQ, Singh VP and Bengtsson L, 2001. Longitudinal dispersion coefficient in straight rivers. Journal of Hydraulic Engineering 127(11): 919-927.
- Deng ZQ, Bengtsson L, Singh VP and Adrian DD, 2002. Longitudinal dispersion coefficient in single-channel streams. Journal of Hydraulic Engineering ASCE, 128(10): 901-916.
- Elder JW, 1959. The dispersion of marked fluid in turbulent shear flow. Journal of Fluid Mechanics 5: 544-560.
- Ezadinia E, Saadatpour A and Heidarpour, 2016. Estimating longitudinal dispersion coefficient of pollutant in open channel flows using artificial neural networks. Journal of Water and Soil Science-University of Tabriz 26:225-238
- Fischer HB, 1968. Methods for predicting dispersion coefficients in natural streams with application to lower reaches of the Green and Duwamish rivers. Washington. US. Geological Survey Professional Paper 582 -A.
- Fischer HB, List EJ, Koh, RCY, Imberger J and Brooks NH, 1979. Mixing in Inland and Coastal Waters. Academic Press New York: 104-138.
- Kashefipour M, 2007. Prediction of longitudinal dispersion coefficient in natural rivers using artificial neural networks. Iranian Journal of Hydraulic 3: 15-25.
- Liu H, 1977. Predicting dispersion coefficient of streams. Journal of Environment Engineering Division 103(1): 59-69.
- Mahmoodian Shooshtari M, 2010. Principles of Flow in Open Channels. Shahid Chamran University Press, Ahvaz, Iran.
- Meddah S, Saidane A, Hadjel M and Hireche O, 2015. Pollutant dispersion modeling in natural streams using the transmission line matrix method. Journal of Water 7: 4932-4950.
- Riahi Madvar H and Ayyoubzadeh SA, 2007. Estimating longitudinal dispersion coefficient of pollutant using adaptive neuro-fuzzy inference system. Isfahan Journal of Water and Wastewater 19(3):34-46.
- Sahay RR, 2013. Predicting longitudinal dispersion coefficients in sinuous rivers by genetic algorithm. Journal Hydrology Hydromech 61(3): 214-221.
- Sedghi-Asl M, 2010. Investigation of the limits of the Dupuit analogue for steady gradually varied flow through coarse porous media. Ph.D. Thesis. Irrigation and reclamation department. University of Tehran.
- Soltangerd-Faramarzi S, Taghizadeh R and Ghasemi M, 2015. Estimation of dispersion coefficient in rivers with different data mining methods. Iranian Water and Soil Research Journal 46(3):385-394.
- Tayfur G and Singh VP, 2005. Predicting longitudinal dispersion coefficient in natural streams by artificial neural network. Journal of Hydraulic Engineering 131(11): 991-1000.
- Taylor GI, 1953. Dispersion of soluble matter in solvent flowing slowly through a tube. Proc Royal Soc London Ser. A, 219:186-203.
- Taylor GI, 1954. The dispersion of matter in turbulent flow through a pipe. Proc Royal Soc London Ser. A, 223:446-468.
- Wagener T, Camacho LA and Wheeler HS, 2002. Dynamic identifiability analysis of the transient storage model for solute transport in rivers. Journal of Hydroinformatics 4(3): 199-211.

- Wallis SG, Piotrowski A, Rowinski PM and Napiorkowski JJ, 2007. Prediction of dispersion coefficients in a small stream using artificial neural networks. Proceeding of the 32nd IAHR Congress, Venice, Paper B2b-083-O.
- Zaramella M, Marion A, Lewandowski j and Nutzmam G, 2016. Assessment of transient storage exchange and advection-dispersion mechanisms from concentration signatures along breakthrough curves. Journal of Hydrology 538: 794-801.