



## Estimation of the Penetration Depth of the Pollution in the River Bed for Evaluation of the Self-Purification Characteristics of the Rivers by Developing a Novel Theoretical Relationship

J.Chabokpour\*, B. Dini

Civil Engineering Department, University of Maragheh, Maragheh, Iran.

**ABSTRACT:** In the current study, it was tried to determine the mechanism of the tracer penetration through the depth of the river beds to investigate the self-purification nature of the rivers. For this purpose, experimental tests were carried out, and an analytical solution was developed. The electrical conductivity sensors and sodium chloride tracer (as a conservative contaminant) were operated in the operations. Also, for the derivation of the analytical equation, a conceptual model was presented based on the hybrid cells in the series model. Then, by imposing the mass conservation to each cell of the depth column, the governing differential equation was obtained and solved. Next, the results were evaluated by the framework of the developed equation. Moreover, the applicability of the new model was checked and confirmed by the recreation of the breakthrough curves. The time parameters of the new model were extracted. Then, their variation by the other parameters was queried. It was observed that the sum of temporal parameters ( $\alpha, T_1, T_2$ ) have a reverse relationship with the vertical dispersion coefficient. On the other hand, its value has been raised by an increment of the bed depth. Furthermore, the product of the void scale and the pore velocity was used for the calculation of the vertical dispersion coefficient. Also, the magnitudes of the pore velocity and dispersivity were commuted. The results revealed that by the increase of the bed depth, the mentioned parameters were decreased.

### Review History:

Received: Oct. 31, 2020

Revised: Dec. 26, 2019

Accepted: Jan. 17, 2020

Available Online: Feb. 04, 2020

### Keywords:

Self-Purification

Penetration Depth Of The Pollution

River Bed

Analytical Model

## 1- Introduction

The self-purification characteristic of the rivers is one of the most critical issues among water engineers. Nowadays, a lot of efforts have been made for improving this characteristic to have a better quality of the diverted water. Dissolved oxygen moves from the water surface towards the river bed as a result of vertical mixing. Therefore, by an increment of the mixing intensity, the purification capability of the river would be improved. By focusing on the mentioned criterion, the investigation of the vertical mixing of the pollutions in the river bed is essential [1, 2].

The mass mixing in the bed interface is due to the pressure gradient and boundary turbulence. The contaminant transport modeling showed that the vertical dispersion coefficient in the porous beds has the most critical impact on the temporal and spatial characteristics of the exit breakthrough curves [3-6].

By careful reviewing of the literature, it can be found that still there is a lack of knowledge about the mixing mechanism of the contaminants through the porous bed. Therefore, the current study is designed to investigate the mixing mechanism from experimental and theoretical viewpoints.

## 2- Methodology

### 2.1. Experimental Apparatus

For the gathering of the experimental data series of the current study, a laboratory flume was used. A porous bed has been created inside of it with 20 cm depth. Two discharges of the 0.19 and 0.37 (l/s) have been operated. Four EC sensors have been installed along with the porous bed, and then by imposing the four initial concentrations of the 25, 45, 65, and 100 (gr/l) upstream of the porous bed, the EC data has been recorded with 2 seconds interval. The schematic view of the experimental apparatus is depicted in Fig. 1.

### 2.2. Derivation Of The Theoretical Model

For the derivation of a new theoretical model, a length unit of the porous bed has been divided into the three interconnected cells according to the method of Gosh *et al.* (2004) [7]. First cell is a convection cell, and the other cells are dispersion cells. A Gaussian type of the boundary condition was used at the flow and bed interface, and then the differential equations of each cell have been derived. By considering the exit concentration of each cell as the entrance concentration of the next cell, the final analytical solution has

\*Corresponding author's email: j.chabokpour@maragheh.ac.ir



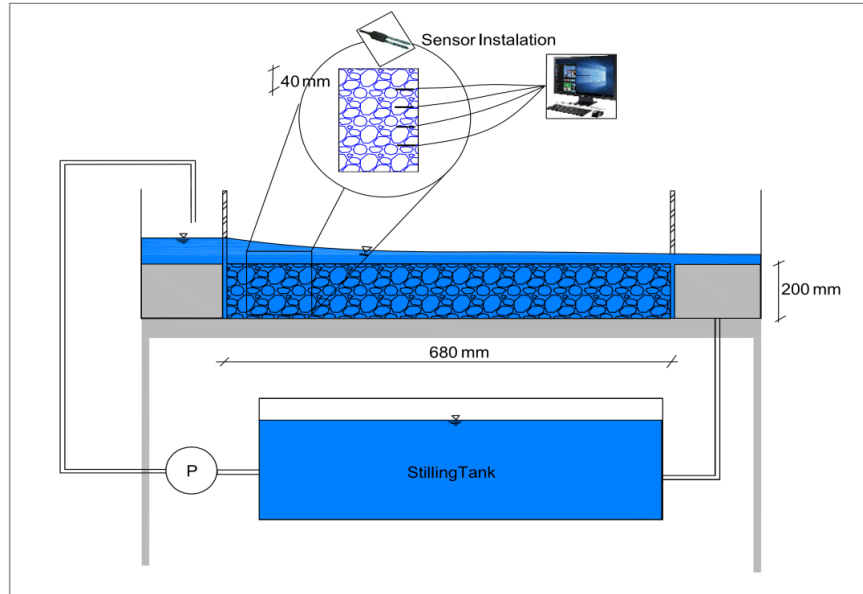


Fig. 1. General view of the experimental apparatus

been reduced to Eq. (1).  $\alpha$  is the residence time of convection cell,  $T_1$  and  $T_2$  are the residence time of dispersion cells,  $C_0$  is the entrance concentration, *Heaviside* is the step function,  $u$  average flow velocity,  $D$  is dispersion coefficient and  $X$  is the longitudinal distance from the pollution source.

The schematic view of the cell system is depicted in Fig. 2.

$$C_2(t) = \left( \frac{\text{Heaviside}(t - \alpha) \times C_0}{T_1 - T_2} \right) \times \left[ \exp\left( \frac{-T_1 \alpha^2 u^2 + 2\alpha T_1 u x + 4D\alpha^2 - 4Dt\alpha - T_1 x^2}{4D\alpha T_1} \right) - \exp\left( \frac{-T_2 \alpha^2 u^2 + 2\alpha T_2 u x + 4D\alpha^2 - 4Dt\alpha - T_2 x^2}{4D\alpha T_2} \right) \right] \quad (1)$$

### 3- Results and Discussion

By changing the electrical conductivities to the concentration using calibration equations of the designed instrument, the experimental BC curves have been acquired and depicted. In Fig. 3, an example of them is shown. As is illustrated, by an increase of the bed depth, the extracted BC curves changed to dispersive form, and the base concentration of all of them is more than zero. It means that some portion of the contaminant mass is trapped inside the bed. Therefore, the complete exit of pollution mass will take a long time.

For the simulation of the theoretical curves, firstly, it is needed to extract the dispersion coefficient at the flow and bed interface. Therefore, by coding in the MATLAB software, the longitudinal dispersion coefficient was obtained above the bed surface. Then, by operation of the framework

of Eq. (1), the particular parameters of the presented model were extracted, and the theoretical curves were depicted. As is shown in Fig. 4, it was observed that the model works perfectly. For quantifying the goodness of fit, the statistical parameters of the root mean square error (*RMSE*) and Nash-Sutcliff were computed as 0.13, and 0.8, respectively.

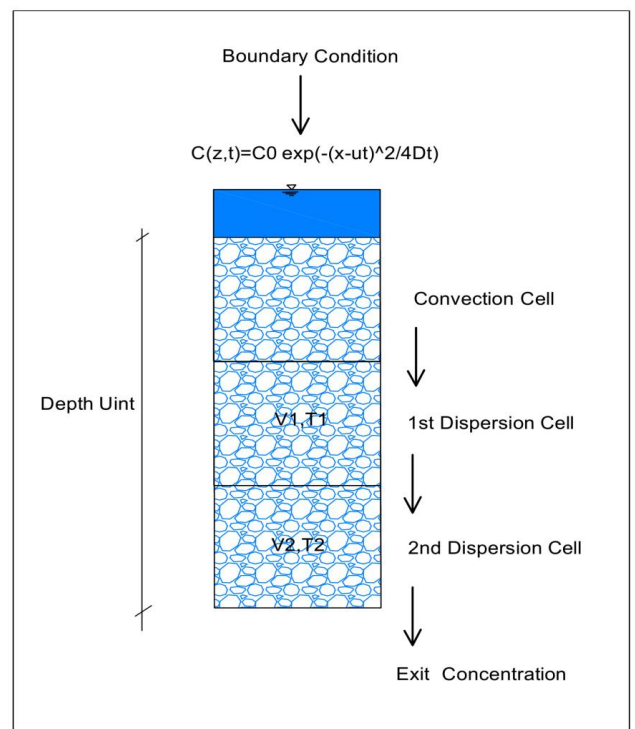


Fig. 2. Separation of each length unit of the porous bed to the three cells system

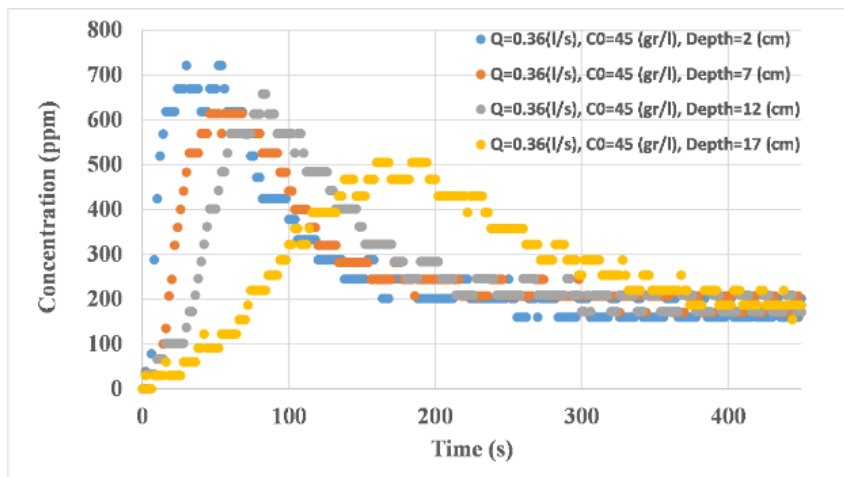


Fig. 3. Extracted BC curves from different depths of the porous bed

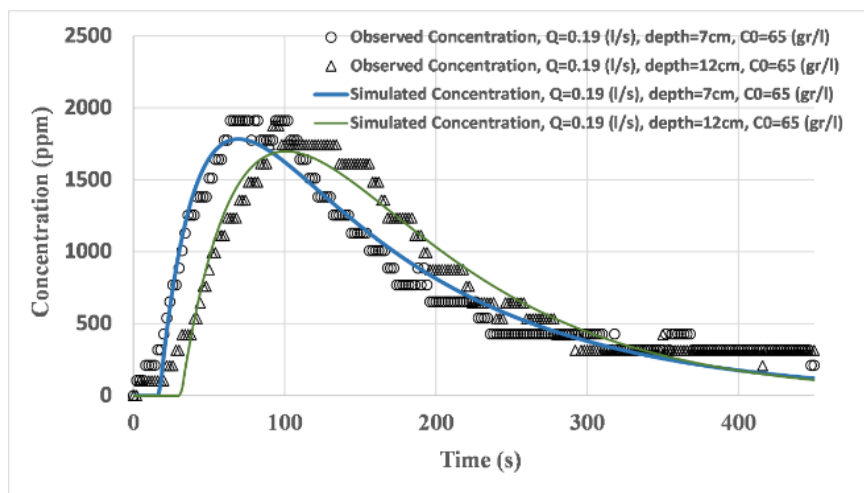


Fig. 4. Experimental BC curves at different depths versus simulated ones using the presented model

The experimental observations showed that the vertical dispersion coefficient is dependent on the flow depth over the porous bed and geometrical characteristics of the porous bed, which is directly related to the material dimensions. It is also mentioned that the turbulence characteristic of the flowing water over the bed is one of the most effective parameters in the mass penetration and motion in the porous bed [6]. As is presented in Eq. (1), the dispersive nature of the porous bed was explained using time parameters of the model ( $\alpha, T_1, T_2$ ). Therefore, it is important to interpret them using physical parameters. It is found that the  $\alpha$  parameter is only a function of the penetration velocity. But,  $T_1, T_2$  are indices of pollution propagation. It was observed that the dispersion coefficients and vertical velocities are reduced by an increment of the bed depth. Moreover, Sum of the model temporal parameters ( $\alpha + T_1 + T_2$ ) were increased by increasing the bed depth, which

relates an indirect relation with dispersion coefficients.

#### 4- Conclusion

In the present study, mass penetration through the river beds has been investigated using an experimental model. By the creation of the conceptual model of the river bed, a length unit is divided into three interconnected cells system. Governing differential equations are derived and then solved. The performance of the extracted relationship was examined using experimental data. It was found that the model works precisely and the goodness of fit parameters showed desirable values. Furthermore, the dispersion coefficients were extracted, and their variation inside the bed was discussed. It was found that there is a reverse relationship between the sum of temporal parameters of the presented model and dispersion coefficients.

## References

- [1] Nagaoka H & S. Ohgaki, Mass transfer mechanism in a porous riverbed, *Water resources research*, 24, (1990) 417–425.
- [2] Shimizu Y., T. Tsujimoto & H. Nakagawa, Experiment and macroscopic modeling of flow in highly permeable porous medium under free-surface flow, *Hydroscience and hydraulic engineering*, 8(1990), 69–78.
- [3] Voermans J. J., M. Ghisalberti, & G. N. Ivey, The variation of flow and turbulence across the sediment-water interface, *Journal of Fluid Mechanics*, 824 (2017), 413–437.
- [4] Roche, K. R., A. Li, D. Bolster, G. J. Wagner, and A. I. Packman (2019), Effects of turbulent hyporheic mixing on reach-scale transport, *Water Resources Research*, doi: 10.1029/2018WR023421.
- [5] Sherman T., K. R. Roche, D. H. Richter, A. I. Packman, and D. Bolster, A Dual Domain stochastic lagrangian model for predicting transport in open channels with hyporheic exchange, *Advances Water Resources*, 125 (2019), 57–67.
- [6] Bottacin-Busolin A., Non-Fickian dispersion in open-channel flow over a porous bed, *Water Resources Research*, 53(8) (2017), 7426–7456.
- [7] Ghosh N. C., G. C. Mishra & C. S. P. Ojha, a hybrid-cells in-series model for solute transport in a river. *J. Environmental Engineering*, 13010 (2004), 1198–1209.

### HOW TO CITE THIS ARTICLE

*J.Chabokpour, B. Dini, Estimation of the Penetration Depth of the Pollution in the River Bed for Evaluation of the Self-Purification Characteristics of the Rivers by Developing a Novel Theoretical Relationship. Amirkabir J. Civil Eng., 53 (5) (2021) 471-474*

DOI: [10.22060/ceej.2020.17304.6521](https://doi.org/10.22060/ceej.2020.17304.6521)





## تعیین عمق نفوذ آلاینده در بستر رودخانه ها به منظور ارزیابی خاصیت خودپالائی رودخانه ها با استخراج یک رابطه تحلیلی

جعفر چاپکپور\*، باقر دینی

دانشکده فنی، دانشگاه مراغه، مراغه، ایران

### تاریخچه داوری:

دریافت: ۱۳۹۸/۰۸/۱۰

بازنگری: ۱۳۹۸/۱۰/۰۵

پذیرش: ۱۳۹۸/۱۰/۲۷

ارائه آنلاین: ۱۳۹۸/۱۱/۱۵

### کلمات کلیدی:

خودپالائی

عمق نفوذ آلاینده

بستر رودخانه

مدل تحلیلی

**خلاصه:** در این تحقیق به منظور بررسی خاصیت خودپالائی رودخانه ها سعی گردید تا عمق نفوذ آلاینده در بستر رودخانه ها تعیین گردد. بدین منظور مجموعه ای از داده های آزمایشگاهی برداشت شده و یک رابطه تحلیلی برای بررسی عمق و مکانیزم نفوذ آن استخراج شد. از حسگرهای هدایت الکتریکی و ردیاب کلرید سدیم به عنوان آلاینده غیرواکنشی در انجام آزمایش ها استفاده شد و برای استخراج رابطه تحلیلی، ابتدا یک مدل مفهومی بر اساس روش سلول های ترکیبی تهیه شده و با اعمال قانون بقای جرم در یک ستون قائم از بستر رودخانه، معادله دیفرانسیل حاکم تشکیل و سپس حل گردید. نتایج آزمایشگاهی در چهارچوب رابطه استخراج شده مورد بررسی قرار گرفت و مشاهده گردید که رابطه ارائه شده به خوبی قادر به بازسازی منحنی های غلظت-زمان درون بستر می باشد. پارامترهای زمانی مدل نیز استخراج شد و روند تغییرات آن با سایر پارامترهای پژوهش مورد کاوش قرار گرفت و مشاهده شد که مجموع سه پارامتر زمانی مدل  $(T, \alpha, T_2)$  رابطه معکوس با ضریب پخشیدگی عمقی داشته و همچنین مقدار آن با افزایش عمق بستر افزایش می یابد. از حاصل ضرب پارامتر منفذ و سرعت منفذی به عنوان شاخصی برای تعیین ضریب پخشیدگی عمقی استفاده شد. همچنین مقادیر مربوط به پارامترهای سرعت، ضریب پخشیدگی عمقی و انتشارپذیری نیز در اعماق مختلف بستر محاسبه شده و مشاهده شد که مقدار تمامی آن ها با افزایش عمق بستر کاهش می یابد.

### ۱- مقدمه

موجود در سطح سنگدانه های موجود در بستر رودخانه ها انجام می شود. این خاصیت علی الخصوص در جریان های کم عمق شدت بیشتری دارد. همچنین بسترهای نفوذپذیر به دلیل داشتن فضا و سطح بیشتر به منظور چسبیدن این میکروارگانیسم ها از قابلیت بیشتری به منظور پالایش جریان در مقایسه با کانال های با بستر صاف و پوشش شده برخوردار هستند. علاوه بر موارد مذکور، تلاطم موجود در مرز محیط متخلخل می تواند به این مهم کمک نماید [۱] و [۲] ماده آلی و اکسیژن محلول که از نیازهای مهم در زمینه رشد میکروارگانیسم ها در بستر رودخانه ها هستند نیز از طریق اختلاط عمقی جریان و از سطح به عمق حرکت می نمایند. به همین منظور هر اندازه که اختلاط عمقی جریان در رودخانه شدید باشد، به همان میزان پتانسیل پالایش بستر نفوذپذیر رودخانه افزایش می یابد. با

خاصیت خودپالائی رودخانه ها نقش بسیار مهمی در بهبود کیفیت آب رودخانه ها دارد. اخیراً فعالیت های زیادی به منظور بهبود کیفیت آب توسط محیط های سنگریزه ای بستر رودخانه ها انجام شده است که یکی از مهم ترین آنها تزریق میکروارگانیسم های خاصی به بستر رودخانه ها و ماندگاری آن ها در بدنه سنگریزه ها به منظور افزایش قابلیت پالایش آب در رودخانه ها است. همچنین نیاز روزافزون به آب تصفیه شده و همچنین ورود آلاینده ها از مراکز جمعیتی به درون بستر بسیاری از رودخانه ها از مهم ترین چالش های پیش روی مهندسان آب و فاضلاب محسوب می گردد. معمولاً خودپالائی رودخانه ها توسط باکتری ها و میکروارگانیسم های

\* نویسنده عهده دار مکاتبات: mgholhaki@semnan.ac.ir



تأکید به موارد مذکور، ارزیابی کمی پخشیدگی و انتقال آلاینده ها در راستای عمقی بستر مهم است. شاید بتوان گفت که ضریب انتشار عمقی مهمترین پارامتر در انتقال جرم درون بستر متخلخل می باشد. شمیزو و همکاران (۱۹۹۰) و ناگاوکا و اوکاگی (۱۹۸۸)، با استفاده از ردیاب کلرید سدیم روشی برای تعیین ضریب انتشار عمقی آلاینده ها را ارائه نمودند. ایشان با بررسی الگوی پراکندگی ضرایب انتشار عمقی در بستر نفوذ پذیر متوجه شدند که ضرایب انتشار با افزایش عمق کاهش می یابد. همچنین ایشان با بررسی مکانیزم پخشیدگی در مرز جریان و بستر دریافتند که این مکانیزم ارتباط بسیار نزدیکی با نسبت تخلخل و شدت تلاطم موجود در مرز جریان دارد ۱ و ۲ روش های مختلفی برای مدل سازی انتقال آلاینده ها قبلاً ارائه شده است. این روش ها می تواند شامل مدل ذخیره-موقت و یا روش های مبتنی بر ارزیابی ریسک بر مبنای مفهوم منطقه تحت تأثیر باشد ۳ و ۴ برای مدل سازی دقیق مکانیزم انتقال آلاینده ها، دانش کافی در مورد نحوه ورود آلاینده ها از بدنه جریان به مرز بستر و سپس از آن منطقه به درون بستر نیاز است [۵] بوآنو و همکاران (۲۰۱۴)، جزئیات زیادی در خصوص تأثیرات بستر رودخانه ها در زمینه انتقال حرارت، آلاینده و رسوبات معلق ارائه نمودند [۶] تعدادی از محققان اعتقاد داشتند که اثر مستقیم مصالح متخلخل بستر در زمینه انتقال و پخشیدگی آلاینده ها می تواند با تعیین ضریب تبادل آلاینده ها در مرز و عمق بستر تخمین زده شود و لذا ثابت فرض نمودن ضریب تبادل جرم در تمامی عمق بستر از دیدگاه ایشان مورد تأیید نبود [۷] با لحاظ نمودن این مفهوم، تحقیقات بیشتری در این زمینه انجام گردیده و چنین نتیجه گیری گردید که میزان جرم تبدالی مابین بستر متخلخل و جریان زیاد می باشد [۸]-[۱۳]. با این وجود اکثر این مطالعات در منطقه مرزی بستر و جریان تمرکز نموده و تحقیقات خود را به عمق بستر گسترش نداده بودند. در ادامه هستر و همکاران (۲۰۱۳)، مطالعه عددی بر روی ضخامت لایه اختلاطی بستر رودخانه ها انجام دادند و نتیجه گیری نمودند که پارامتر انتشارپذیری تأثیرگذارترین پارامتر در این زمینه است [۱۴] چاندلر و همکاران (۲۰۱۶) با استفاده از یک سری فلورومتر نوین و نصب آن ها در بستر متخلخل از رودخانه، تغییرات طول اختلاط در اعماق بستر را بررسی نمودند. مقدار رینولدز برشی جریان در پژوهش ایشان در محدوده ۵ تا ۶۰۰ انتخاب شد. ایشان دریافتند که مقدار این پارامتر درون بستر ثابت

نبوده و در عین حال سایر پارامتر های هیدرودینامیکی و سرعت را نیز در مرز و درون بستر محاسبه نمودند. ایشان در نهایت یک رابطه توانی برای محاسبه طول اختلاط ارائه نمودند و ادعا نمودند که این رابطه قادر است تا عمق نفوذ آلاینده در بستر را با دقت خوبی تخمین بزند [۱۵]. تبادل جرمی آلاینده با بستر رودخانه ها با استفاده از جریان داری ایجاد شده تحت اثر گرادیان فشاری و تلاطم مرزی انجام می شود. همچنین نقش فرم های بستر رودخانه ها اعم از تلماسه (Dune) و بار (Bar) و همچنین بازه های پیچانرودی رودخانه ها در زمینه تبادل جرمی بسیار حائز اهمیت می باشد [۱۶]-[۲۲]. اختلاط ایجاد شده توسط تلاطم مرزی در بستر رودخانه ها، هم به صورت آزمایشگاهی و هم به صورت عددی مورد بررسی قرار گرفته و در گذشته اکثر محققان تبادل جرم مابین بدنه و بستر رودخانه ها را به صورت تابع خطی فرض نموده و انواع یک و دو ناحیه ای برای تبادل جرم مابین جریان و بستر ارائه نمودند [۲۳]-[۲۵]. تعدادی از محققان نیز تبادل جرم در بستر رودخانه ها بوسیله اثرات تلاطمی را با استفاده از مفهوم ضرایب مؤثر پخشیدگی توسعه دادند. البته تقریباً تمامی آن ها به تغییر ضرایب پخشیدگی با حرکت از سطح به عمق بستر رودخانه اذعان داشته اند. پژوهش های آزمایشگاهی در این خصوص توسط وورمن و همکاران (۲۰۱۷) و روچه و همکاران (۲۰۱۸) و مطالعات عددی مربوطه توسط شرم و همکاران (۲۰۱۹) انجام شده است [۲۳]-[۲۵]. مدل سازی های انجام شده توسط بوتاسین بوسولین (۲۰۱۷) نشان داد که تغییرات عمقی ضرایب پخشیدگی در بستر های متخلخل نقش اصلی در تغییر شرایط زمانی و مکانی منحنی های غلظت-زمان خروجی را دارد [۲۶] با شرایط مذکور، داشتن اطلاعات کافی و همچنین دانش به روز در زمینه نحوه انتقال و ورود آلاینده ها در بستر رودخانه ها که معمولاً مراکز جمعیتی آلاینده در اطراف آن ها وجود دارد از اهم موضوعات می باشد. بدین منظور در پژوهش حاضر سعی گردید تا مطالعه جامعی در مورد نحوه انتقال و پخشیدگی عمقی آلاینده ها در بستر های سنگریزه ای انجام شود و پارامتر های مهم و تأثیرگذار در آن مورد کنکاش قرار گیرد. با نگاهی به منابع مورد بررسی، می توان گفت که مکانیزم نفوذ جرم در رودخانه ها و ارتباط آن با پارامتر های هیدرولیکی در اعماق پائین تر به اندازه کافی مورد بررسی قرار نگرفته است؛ لذا در ادامه تحقیقات قبلی مطالعه حاضر طراحی گردید. البته خاطر نشان می سازد که در



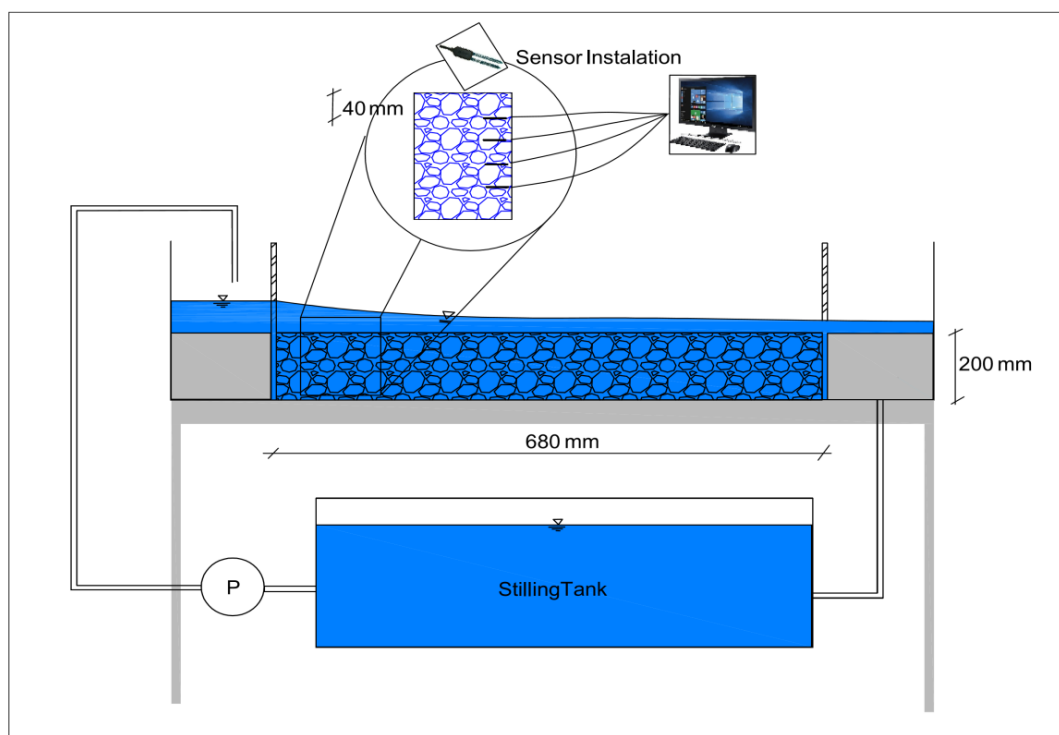
۶۸ سانتی متر بود که درون طول ۱۸۰ سانتی متری کانال ایجاد شده بود. عرض کانال نیز برابر با ۲۰ سانتی متر و برابر با عرض محیط سنگریزه ای فرض شد. کف فلوم آزمایشگاهی به منظور نصب کف الکتریکی در ابتدای کف سنگریزه ای و در فواصل ۵ سانتی متری از همدیگر نصب گردیده بودند. چهار غلظت ورودی به میزان ۲۵، ۴۵، ۶۵ و ۱۰۰ گرم بر لیتر از محلول کلرید سدیم آزمایشگاهی به صورت آبی به بالادست جریان اعمال شد و داده های هدایت الکتریکی در طول ۸ دقیقه برداشت گردید. با لحاظ کردن تعداد حسگرها و سایر پارامترهای آزمایشگاهی ۳۲ منحنی غلظت-زمان ثبت گردید. در حالت کلی حسگرهای هدایت الکتریکی به دیتا لاگر متصل شده و از طریق نرم افزار کاربردی طراحی شده برای آن ها در فواصل ۲ ثانیه ای داده های مربوطه را برداشت نموده و با استفاده از روابط واسنجی تهیه شده برای آن ها، داده ها تبدیل به داده های غلظت گردیدند. داده برداری از لحظه تزریق محلول به جریان شروع شده و با برگشت مقادیر غلظت به مقادیر غلظت پایه، جریان عمل داده برداری متوقف گردید.

بعضی از مطالعات پیشین همانند ناگاوکا و همکاران (۱۹۹۰) و چندلر و همکاران (۲۰۱۶) نتایج مطالعات به استخراج روابطی منجر شده است؛ ولی روابط ارائه شده صریح نبوده و فاقد سادگی کاربرد هستند و فرآیند حل آن ها شامل انتگرال گیری های دوگانه از پارامترهای مکانی و زمانی است. در این تحقیق سعی خواهد شد تا با استفاده از مفهوم مدل سلولی، رابطه جدید و صریحی در این زمینه استخراج شود.

## ۲- مواد و روش ها

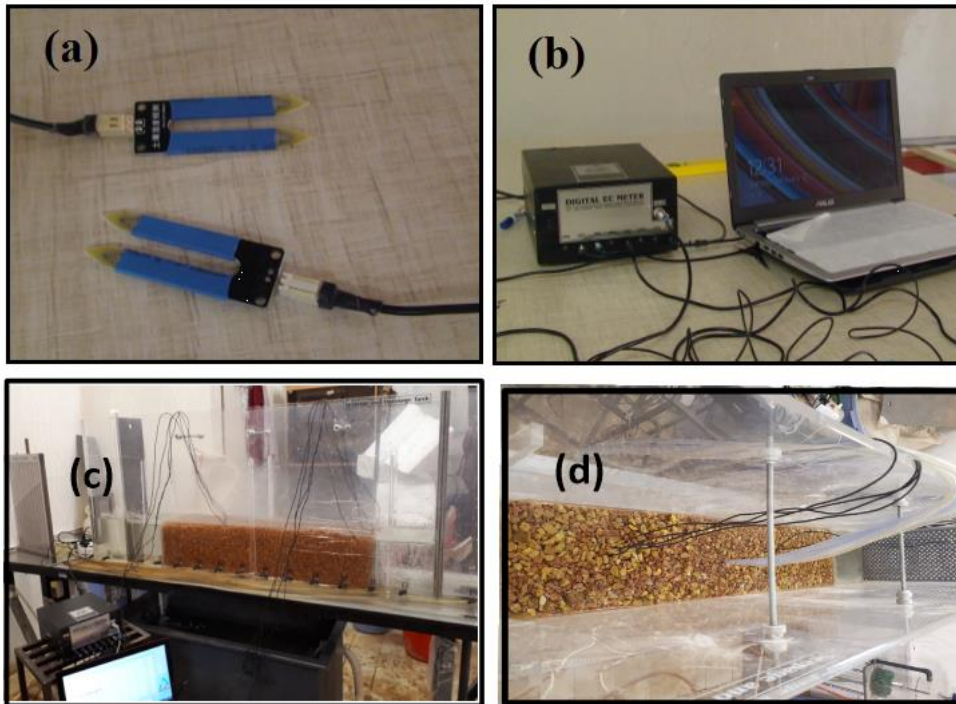
### ۲-۱- داده های آزمایشگاهی

آزمایش های تحقیق حاضر در یک بستر نفوذ پذیر سنگدانه ای با قطر متوسط ۹ میلی متر و با تخلخل ۴۲ درصد انجام گردید. طرح شماتیک ابزار فلوم آزمایشگاهی به صورت شکل ۱ بود و دو دبی ۰/۱۹ و ۰/۳۶ لیتر بر ثانیه به فلوم اعمال گردیده است. کانال آزمایشگاهی استفاده شده دارای قابلیت چرخشی جریان بود ولی به منظور کاهش اثر غلظت جریان خروجی در ابتدای فلوم، سعی گردید تا آزمایش ها به صورت یک طرفه اجرا گردند و حجم آب مخزن نیز از طریق یک ورودی جریان مجزا کنترل گردید. طول محیط متخلخل ایجاد شده



شکل ۱. شماتیک کلی فلوم آزمایشگاهی و کف نفوذپذیر استفاده شده برای داده برداری

Fig. 1. Schematic of the experimental flume and porous bed which is used in data collection



شکل ۲. (a) حسگرهای استفاده شده در ثبت داده ها، (b) دستگاه دیتالاگر و نحوه اتصال آن به کامپیوتر، (c) شمای طولی از بستر متخلخل استفاده شده در آزمایشگاه، (d) پلان بستر متخلخل و سیم های خروجی از بستر به منظور اتصال حسگرها به دیتالاگر

Fig. 2. a) EC sensors for data collection, b) Data logger and connection of it to the operating software, c) Longitudinal schematic of the porous bed, d) Plan of porous bed and Extruded wires for connection of sensors to the data logger

اعمال شده قبلاً توسط قوش (۲۰۰۱) و قوش و همکاران (۲۰۰۴) و (۲۰۰۸) و چابک پور (۲۰۱۹) استفاده شده بود [۲۷-۳۰]. در سلول اول از عمق، فقط و فقط عمل انتقال انجام شده و با لحاظ کردن زمان انتقال در سلول برابر با  $\alpha$  می توان انتظار داشت که با اضافه نمودن تابع Dirac به ابتدای شرط مرزی بالادست به صورت رابطه قوسی، رابطه زیر حاصل گردد.

$$C(\alpha, t) = \text{Dirac}(t - \alpha) \times C_0 \exp\left(-\frac{(x - ut)^2}{4Dt}\right) \quad (1)$$

که در رابطه فوق، Dirac ابع دیراک،  $\alpha$  زمان انتقال در اولین سلول،  $C_0$  لذت حداکثر تزریقی از بالای بستر،  $x$  موقعیت مکانی طولی در بالای بستر،  $u$  سرعت متوسط طولی جریان،  $t$  ارامتر زمان و  $D$  ریب پخشیدگی طولی جریان در مرز بستر هستند. با ورود غلظت از سلول اول به سلول دوم که در آن عمل انتشار انجام می شود و نیز با نوشتن تعادل جرمی مابین ورودی-خروجی و

در نرم افزار طراحی شده برای سنسور ها، این مهم در طول مدت زمان آزمایش ها و از طریق واسط گرافیکی تهیه شده برای آن کنترل شد. داده های مذکور در مقابل زمان ترسیم شده و منحنی های غلظت-زمان (رخنه) بدست آمد. شماتیک کلی فلوام آزمایشگاهی و نحوه نصب حسگرها در شکل ۱ و تصاویر واقعی آزمایشگاهی از حسگرها و نحوه بکارگیری آن ها نیز در بخش های مختلف شکل ۲ به تصویر کشیده شده اند. قابل ذکر است که نحوه ورود جریان و کارگذاری بستر سنگریزه ای به صورتی بوده که آلاینده صرفاً از بالا به آن نفوذ نموده و بستر متخلخل، هم دارای سرعت عمقی و هم دارای سرعت طولی می بود. دانستن این مهم می تواند در نحوه استخراج روابط تحلیلی بسیار حائز اهمیت باشد.

## ۲-۲- استخراج رابطه تحلیلی

به منظور استخراج رابطه تحلیلی، هر واحد عمقی از بستر رودخانه مطابق با شکل ۳، به سه سلول تفکیک گردید و در بالادست آن از یک تابع توزیع قوسی به عنوان شرط مرزی استفاده گردید. روش



$$C_2(t) = \left( \frac{Heaviside(t-\alpha) \times C_0}{T_1 - T_2} \right) \times \left[ \frac{\exp\left(\frac{-T_1\alpha^2 u^2 + 2\alpha T_1 u x + 4D\alpha^2 - 4Dt\alpha - T_1 x^2}{4D\alpha T_1}\right) - \exp\left(\frac{-T_2\alpha^2 u^2 + 2\alpha T_2 u x + 4D\alpha^2 - 4Dt\alpha - T_2 x^2}{4D\alpha T_2}\right)}{4D\alpha T_1} \right] \quad (5)$$

که در رابطه فوق نیز  $T_2$  مانماند در دومین سلول انتشاری می باشد.

### ۳- تحلیل نتایج

پس از تبدیل داده های هدایت الکتریکی به غلظت و ترسیم آن ها در مقابل زمان، منحنی های رخنه آلاینده به بستر متخلخل بدست آمد. نمونه ای از این منحنی ها در شکل ۴ نمایش داده شده است. با دقت در این نمودارها مشخص می گردد که با حرکت به عمق بستر، منحنی های رخنه حالت پخشیده تری از خود نشان می دهند و زمان رسیدن به اوج آن ها افزایش می یابد. همچنین مشخص گردید که در منحنی های برداشت شده، زمان رسیدن به غلظت پایه بسیار طولانی خواهد بود و تقریباً تمامی آن ها به یک غلظت بیشتری از پایه تمایل نموده اند. بدین صورت می توان نتیجه گیری نمود روند خروج کامل آلاینده از بستر رودخانه بسیار بیشتر خواهد بود.

رابطه (۵) با استفاده از داده های آزمایشگاهی برداشت شده و همچنین کد نرم افزاری تهیه شده در متلب مورد بررسی قرار گرفت. در مرحله اول دو پارامتر سرعت و ضریب انتشار طولی در ابتدای فلوام آزمایشگاهی در محل اولین حسگر که در مرز جریان سطحی و بستر قرار گرفته شده بود با اعمال رابطه قوسی، استخراج شد و سپس برای هر سه حسگر واقع شده در همان موقعیت طولی و در موقعیت های عمقی پائین تر، پارامترهای زمانی سه گانه مورد اشاره در رابطه (۵) استخراج شد. قابل ذکر است پارامترهای سرعت و ضریب انتشار طولی برای داده های هر سه حسگر عمقی یکسان فرض گردید. نتایج شبیه سازی نشان داد که این رابطه از قابلیت های بسیار مطلوبی برای شبیه سازی انتقال و پخشیدگی عمقی آلاینده ها در بسترهای متخلخل برخوردار است. در شکل ۵، دو نمونه از این شبیه سازی ها نشان داده شده است. به منظور ارزیابی دقیق تر، از پارامترهای آماری

ذخیره جرم آلاینده در سلول، معادله دیفرانسیل (۲) بدست می آید.

$$C(\alpha, t) = Dirac(t-\alpha) \times C_0 \exp\left(-\frac{(x-ut)^2}{4Dt}\right) \quad (2)$$

که در رابطه فوق  $T_1$  مانماند در اولین سلول انتشاری می باشد و سایر پارامترها قبلاً توضیح داده شده اند.

معادله دیفرانسیل فوق با شرط اولیه  $C_1(\alpha) = 0$  حل شده و پس از ساده سازی و مرتب سازی به صورت رابطه (۳) ارائه می شود.

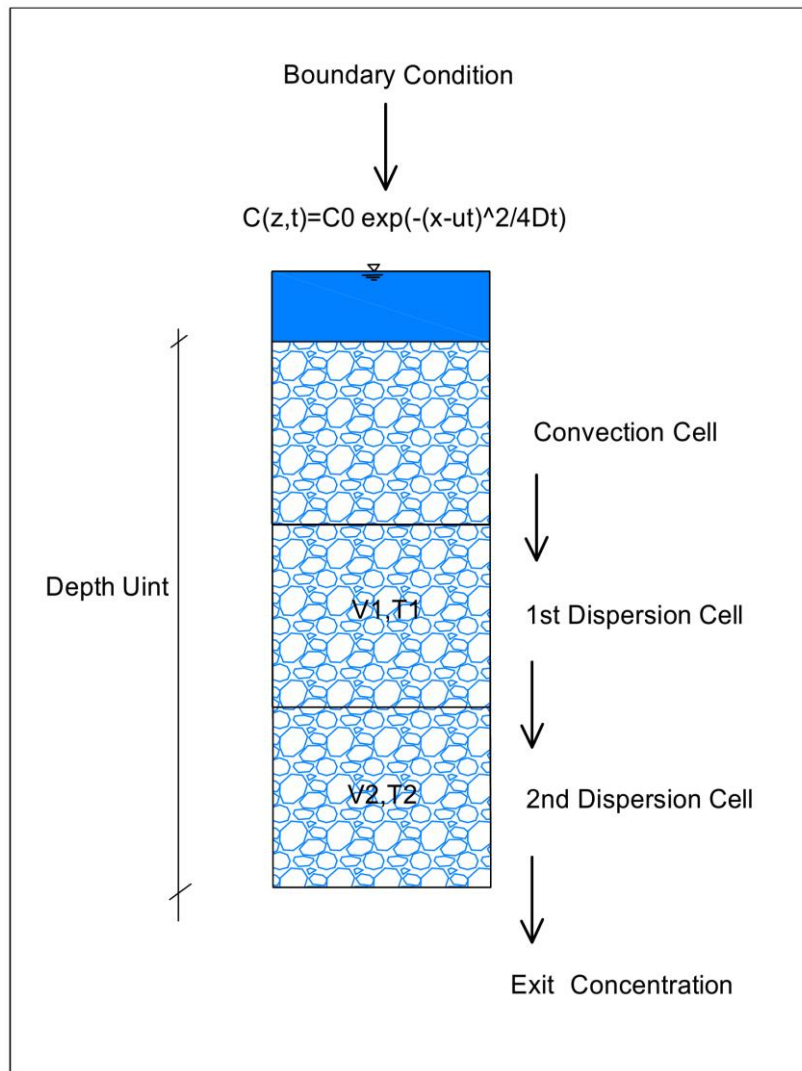
$$C_1(t) = Heaviside(t-\alpha) \times \frac{C_0 \exp\left(\frac{-T_1\alpha^2 u^2 + 2\alpha T_1 u x + 4D\alpha^2 - T_1 x^2}{4D\alpha T_1}\right) e^{\frac{t}{T_1}}}{T_1} \quad (3)$$

در رابطه فوق  $Heaviside(t-\alpha)$  ابع پله ای بوده و مقدار آن برای زمان های بزرگتر از  $\alpha$  برابر با یک و برای کوچکتر از آن برابر با صفر می باشد.

با اعمال غلظت خروجی از سلول انتشاری اول به عنوان غلظت ورودی به سلول دوم و همچنین نوشتن رابطه بقای جرمی مابین ورودی-خروجی و ذخیره، معادله دیفرانسیل (۴) حاصل می گردد. قابل ذکر است که شرط اولیه در این سلول نیز مطابق سلول پیشین به صورت  $C_2(\alpha) = 0$  حافظ می گردد.

$$\frac{dC_2(t)}{dt} + \frac{C_2(t)}{T_2} = \frac{Heaviside(t-\alpha)}{T_2} \times \frac{C_0 \exp\left(\frac{-T_1\alpha^2 u^2 + 2\alpha T_1 u x + 4D\alpha^2 - T_1 x^2}{4D\alpha T_1}\right) e^{\frac{t}{T_1}}}{T_1} \quad (4)$$

و پس از حل معادله دیفرانسیل فوق، غلظت خروجی از واحد عمق بستر به صورت رابطه (۵) بدست می آید.

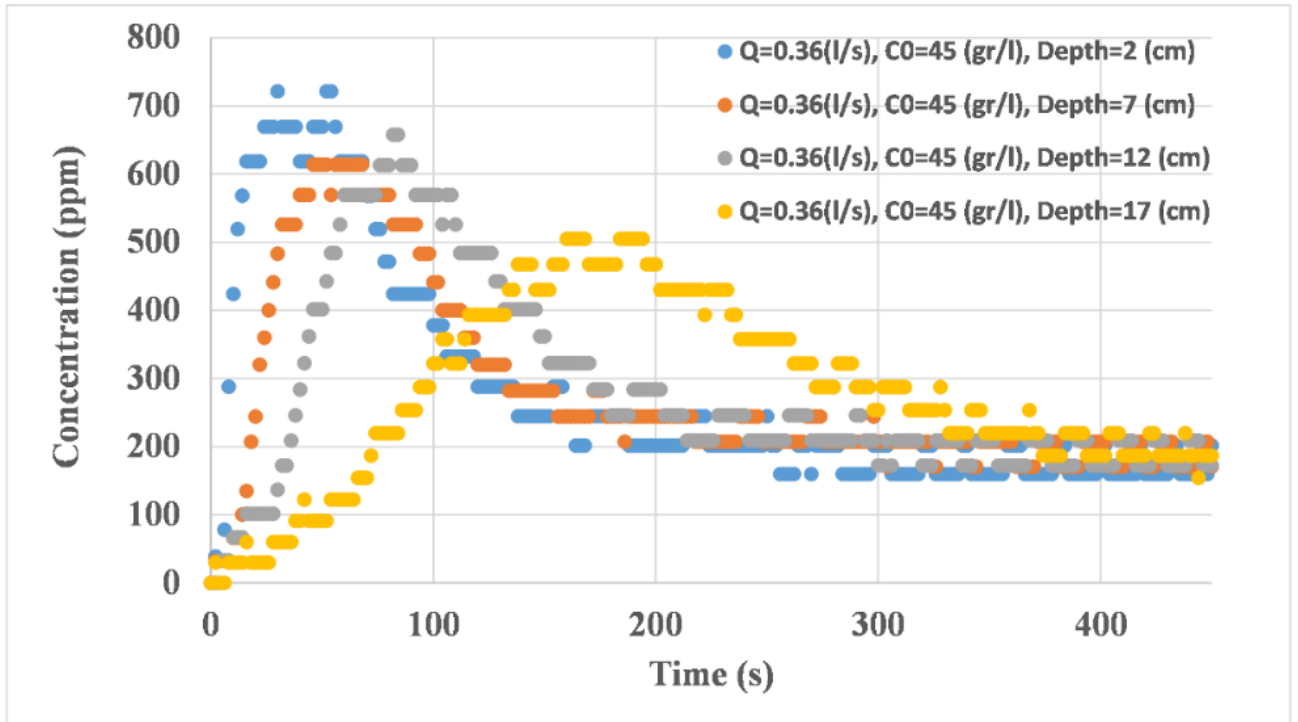


شکل ۳. شماتیک سلول های در نظر گرفته شده به منظور استخراج رابطه تحلیلی  
**Fig. 3. Schematic of the interconnected cells for derivation of the analytical solution**

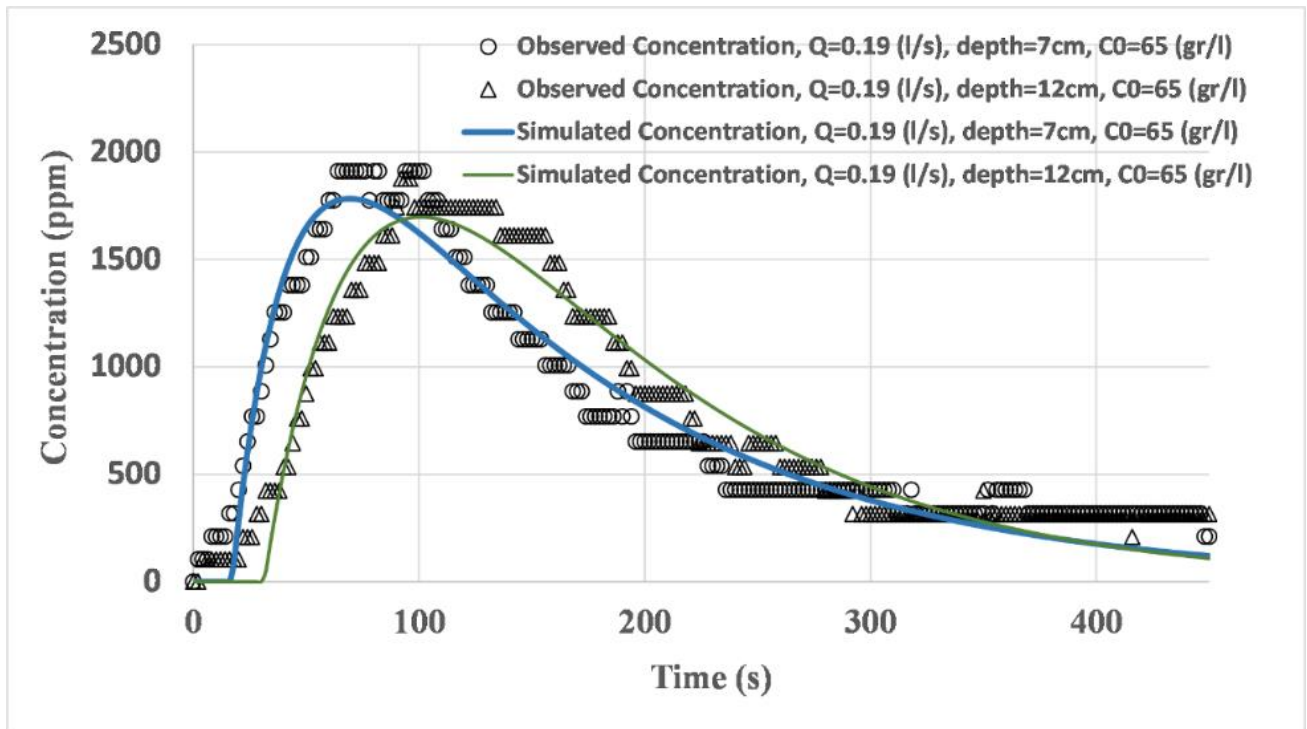
رابطه استخراج شده (رابطه (۵))، پارامتر عمق از رابطه حذف شده و پارامترهای انتقال و انتشار توسط سه پارامتر زمانی  $(\alpha, T_1, T_2)$  مشخص می شوند.

می توان گفت که پارامتر زمانی  $\alpha$  رفاً مربوط به انتقال آلاینده بوده و نمایه سرعت منفذی عمقی است ولی دو پارامتر  $T_1, T_2$  مشخصه ای از پخشیدگی عمقی آلاینده ها هستند. بررسی های انجام شده نشان داده اند که ضریب انتشار عمقی با حرکت از کف بستر به عمق محیط متخلخل کاهش می یابد (شکل ۶-ا)، همچنین مقدار سرعت عمقی جریان نیز با حرکت به عمق بستر متخلخل کاهش یافته است (شکل ۶-ب). حاصل تقسیم ضریب انتشار به سرعت جریان، پارامتر انتشارپذیری نامیده شده و مقادیر آن نیز محاسبه و

تطابق منحنی نیز استفاده گردید و مقدار متوسط شاخص RMSE برابر با ۰/۱۳، مقدار شاخص نش-ساتکلیف برابر با ۰/۸ بدست آمد. مشاهدات آزمایشگاهی نشان می دهد که ضرایب انتشار عمقی آلاینده در بستر سنگریزه ای تابعی از عمق جریان بر روی بستر، اندازه منافذ بستر که آن نیز به نوبه خود تابع اندازه مصالح بستر می باشد و مشخصات تلاطمی جریان درون منافذ و در مرز جریان و بستر متخلخل می باشند. در میان پارامترهای فوق الذکر، پخشیدگی تلاطمی در مرز جریان و بستر مهم ترین مشخصه تعیین کننده مکانیزم انتقال جرم در بستر متخلخل می باشد [۱۰] همچنین قابل اشاره است که به دلیل کاهش نوسانات سرعت در اعماق بستر، پخشیدگی و شدت تلاطم حاصله نیز کاهش پیدا نموده و در نتیجه مقدار ضرایب انتشار نیز کاهش پیدا نموده است. همان طور که مشخص است در



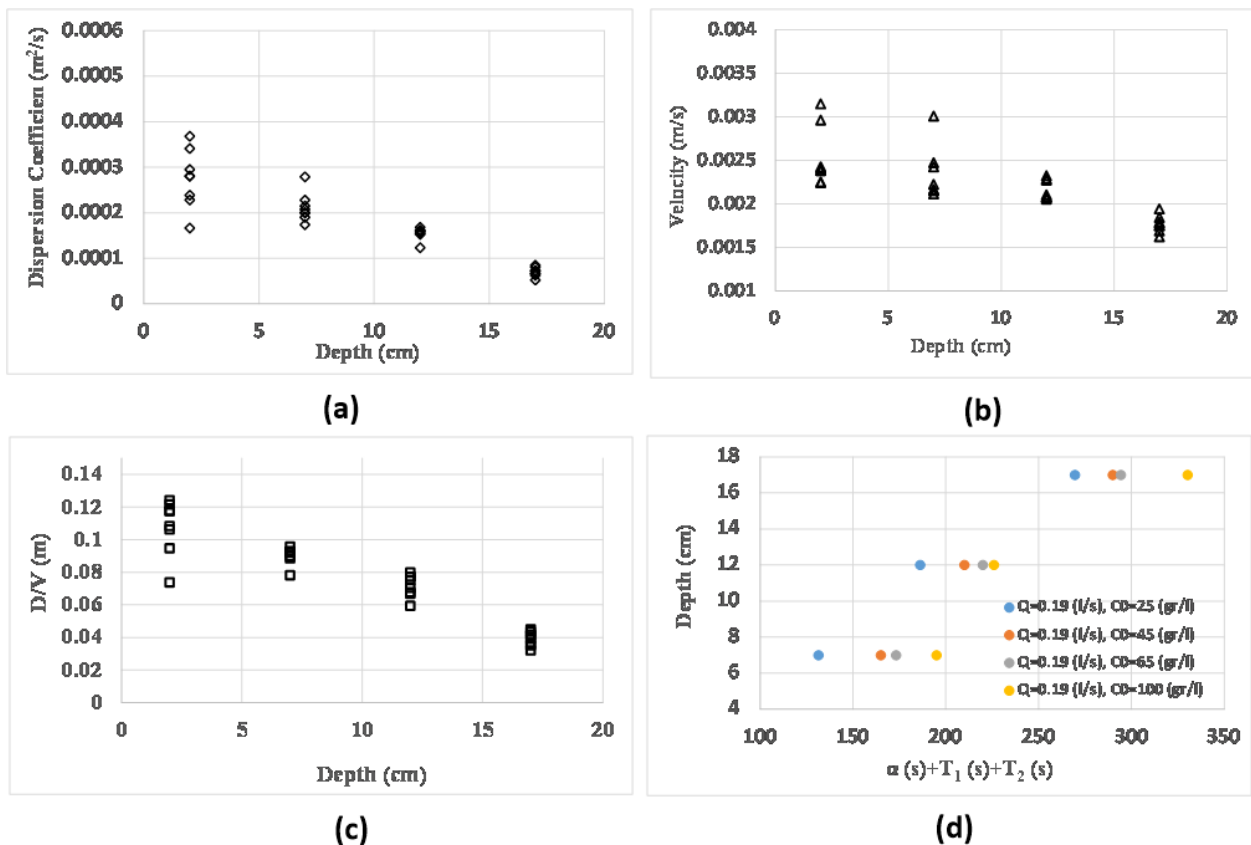
شکل ۴. منحنی های غلظت-زمان استخراج شده در اعماق مختلف از بستر متخلخل  
Fig. 4. Extracted BC curves at different depths of the porous bed



شکل ۵. منحنی های غلظت-زمان آزمایشگاهی و شبیه سازی آن ها توسط مدل تحلیلی ارائه شده  
Fig. 5. Experimental and simulated BC curves using the presented theoretical model

شده در مقابل تعداد دیگری از پارامترهای انتشار ترسیم شده است. مشخص گردید که بر اساس شکل ۷-a، ضریب پخشیدگی رابطه معکوس با مجموع پارامترهای زمانی داشته و بر اساس شکل ۷-b، عدد پکلت رابطه مستقیم با مجموع سه پارامتر زمانی مذکور دارد. یکی از روش‌های مرسوم در تعیین پارامترهای انتقال و پخشیدگی آلاینده‌ها در اکوسیستم‌های مختلف، گشتاور گیری زمانی و مکانی از داده‌های غلظت-زمان برداشتی است. به دلیل اینکه داده‌های برداشت شده به صورت غلظت-زمان هستند، لذا گشتاور گیری زمانی در اولویت بوده و از طریق منحنی‌های آزمایشگاهی محاسبه می‌شود. این گشتاورها از مراتب مختلف هستند و گشتاور زمانی مرتبه  $n$  نسبت به ابتدا به صورت رابطه (۶) محاسبه شده و گشتاور زمانی

در مقابل عمق بستر سنگریزه ای ترسیم گردیده است (شکل ۶-c). مشاهده می‌گردد که مقدار این پارامتر نیز روند کاهشی از خود نشان می‌دهند. پارامترهای زمانی مربوط به رابطه استخراج شده نیز نشان می‌دهند که مجموع سه پارامتر زمانی مذکور  $\alpha, T_1, T_2$  (وند افزایشی (با افزایش عمق بستر) از خود نشان می‌دهند. که می‌توان گفت این پارامترها رابطه معکوس با ضریب انتشار عمقی دارند. ارزیابی تک تک پارامترهای زمانی انتشار نیز نشان می‌دهد که پارامتر  $T_1$  وند افزایشی از خود نشان داده و همچنین پارامتر  $T_2$  حرکت به سمت عمق بستر مقدار یکنواخت تری از خود نشان می‌دهد. در شکل ۷، مجموع پارامترهای زمانی مدل تحلیلی استخراج



شکل ۶. (a) مقادیر ضرایب انتشار عمقی در مقابل عمق بستر، (b) مقادیر سرعت عمقی در مقابل عمق بستر، (c) مقادیر ضرایب انتشار پذیری در مقابل عمق بستر و (d) مقادیر مربوط به جمع پارامترهای زمانی مدل در مقابل عمق بستر

Fig.6. a) dispersion coefficients versus bed depth, b) magnitudes of the vertical velocity versus bed depth, c) values of the dispersivity parameter versus bed depth, d) values of the sum of model parameters versus bed depth

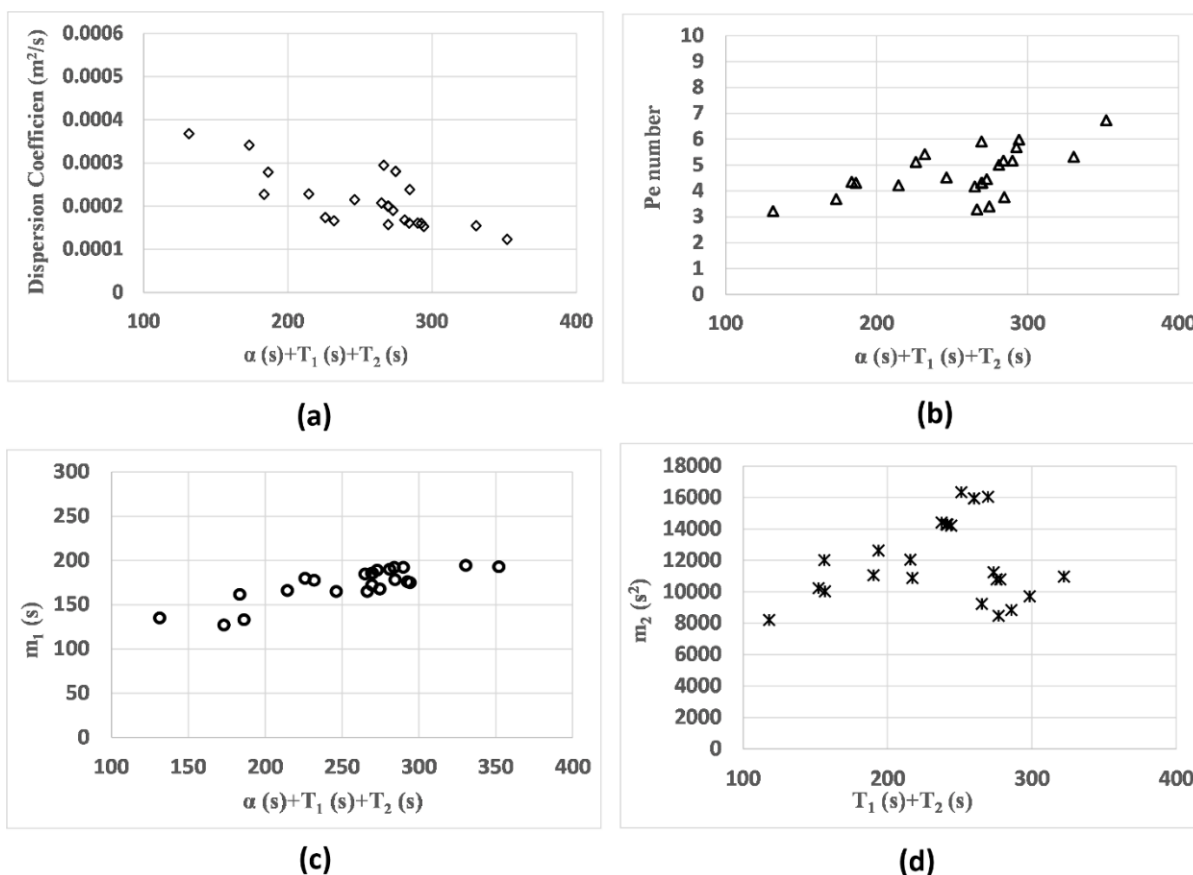
در قسمت (c) شکل ۷، گشتاور مرکزی مرتبه اول در مقابل مجموع سه پارامتر زمانی مدل ترسیم شده و مشخص گردید که این دو، رابطه مستقیم افزایشی با همدیگر دارند که به نوعی از لحاظ فیزیکی قابل تفسیر است، چون با افزایش عمق بستر سرعت منفذی کمتر شده و زمان پیمایش آلاینده نیز به واسطه آن می بایستی کاهش یابد.

در بخش (d) شکل ۷ نیز گشتاور مرکزی مرتبه دوم در مقابل مجموع دو پارامتر زمانی مدل که شاخصی از پخشیدگی آلاینده هستند  $T_1, T_2$  ترسیم شده است. مشاهده می شود که در اینجا نیز روند افزایشی و مستقیم مابین این دو پارامتر وجود دارد؛ ولی پراکندگی نقاط در آن بیشتر می باشد. اصلی ترین دلیلی که می توان برای آن ارائه نمود این است که با بالا رفتن درجه گشتاورها، مقادیر

مرتبه  $n$  نسبت به میانگین نیز طریق رابطه (۷) قابل محاسبه هستند. همچنین قابل ذکر است که واحد این گشتاورها از جنس زمان به توان مرتبه آن است و هر کدام از آنها مشخصات خاصی از بستر را تعیین می نماید. گشتاور مرتبه اول نمایه ای از سرعت منفذی بوده و گشتاور مرتبه دوم نیز نمایه ای از ضریب پخشیدگی عمقی است [۵]

$$\mu_n^* = \frac{\mu_n}{\mu_0} = \frac{\int_0^\infty t^n C(t) dt}{\int_0^\infty C(t) dt} \quad (6)$$

$$m_n = \frac{1}{\mu_0} \int_0^\infty (t - \mu_1^*)^n C(t) dt \quad (7)$$



شکل ۷. (a) مقادیر ضرایب انتشار عمقی در مقابل مجموع پارامترهای زمانی مدل استخراج شده، (b) مقادیر عدد پکلت در مقابل مجموع پارامترهای زمانی مدل استخراج شده، (c) مقادیر گشتاور مرکزی مرتبه اول در مقابل مجموع پارامترهای زمانی مدل استخراج شده و (d) مقادیر گشتاور مرکزی مرتبه دوم در مقابل مجموع پارامترهای زمانی مدل استخراج شده

Fig. 7. a) Values of the vertical dispersion coefficients versus sum of temporal parameters of the model, b) Pe number versus sum of temporal parameters of the model, c) central 1st order moments versus sum of temporal parameters of the model, and d) central 2nd order moments versus sum of temporal parameters of the mode



میان منافذ متصور شد. در نتیجه، سرعت منفذی طولی در هر عمق را می توان به عنوان نیروی انتقال دهنده آلاینده درون بستر انتخاب کرد. با این کار، در عمل نیاز به ابزار های پیچیده اندازه گیری نوسانات سرعت درون منافذ نخواهیم داشت. علاوه بر آن بنا بر یافته های ناگاوک و اوگاکی (۱۹۹۰) ضریب تناسب مابین ضریب انتشار عمقی و سرعت متوسط طولی، پارامتر منفذ  $B$  است که از رابطه (۸) محاسبه می گردد.

$$B = \frac{2n^2}{3(1-n)}d \quad (8)$$

که در آن  $n$  مقدار تخلخل مصالح بستر بوده و  $d$  قطر متوسط مصالح است. در نتیجه می توان رابطه (۹) را نوشت:

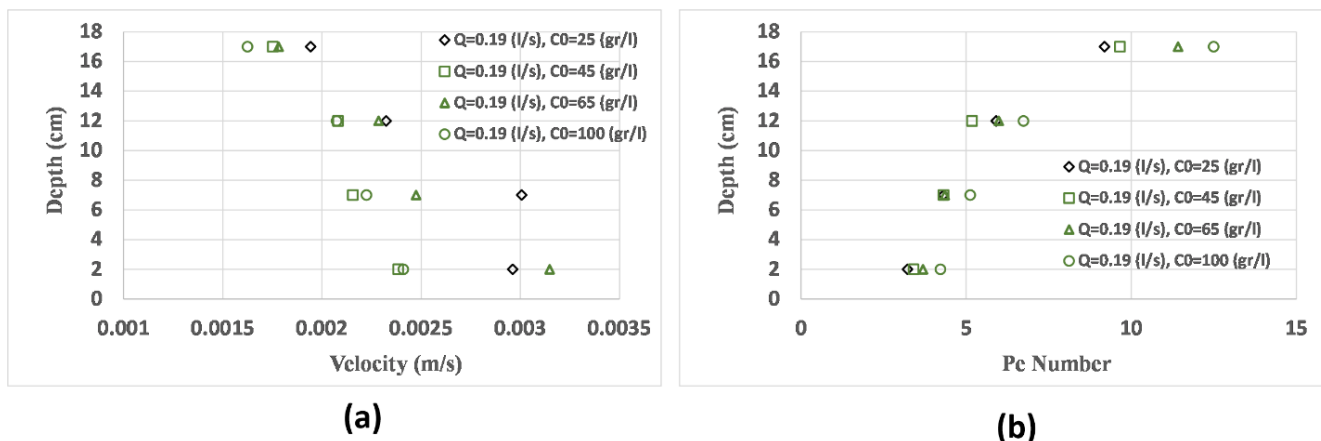
$$D_m = aB \times u_{x(m-1)} + b \quad (9)$$

که در روابط فوق  $a$  و  $b$  ضرایب رابطه می باشند. به منظور استخراج ضرایب رابطه فوق، مابین پارامتر های محاسباتی فوق رگرسیون خطی برقرار شده و در شکل ۹- $b$  نمایش داده شد. همان طور که مشخص گردیده است، مقدار  $aB$  از آزمایش های تحقیق حاضر برابر با ۰/۱۱ بوده و مقدار  $b$  نیز برابر با ۰/۰۰۳- محاسبه شده است. همچنین باید اشاره گردد که برای محاسبه ضریب پخشیدگی از رابطه (۹) می بایست از اطلاعات معلوم لایه قبلی استفاده گردد. به بیان دیگر برای محاسبه ضریب پخشیدگی لایه سوم باید از سرعت متوسط طولی در لایه دوم استفاده نمود. اندیس  $m$  ورد اشاره در این رابطه مابین این مفهوم می باشد. پارامتر منفذ محاسبه شده نیز قطر متوسط بر اساس میلی متر منظور شده است. پارامتر منفذ در زمینه محاسبه طول اختلاط در مرز جریان و بستر نیز کارائی داشته و قبلاً اشاره شده است که مقدار آن در اعماق پائین بستر دو برابر پارامتر منفذ می باشد. محاسبات پژوهش حاضر نیز نتیجه مشابهی را بدست آورده و مقدار طول اختلاط در عمق ۱۷ سانتی متری از بستر متخلخل ۲/۲ برابر پارامتر منفذ محاسبه گردید. در حالت کلی می توان نتیجه گیری نمود که در نزدیکی مرز جریان و بستر، انتقال عمقی جرم آلاینده تابعی از پخشیدگی تلاطمی بوده که می تواند با استفاده از حاصل ضرب شدت تلاطم طولی در مرز بستر و پارامتر منفذ بستر متخلخل مدل سازی شود. علاوه بر آن در مناطق عمیق تر بستر متخلخل، انتقال آلاینده تحت تأثیر گردابه های

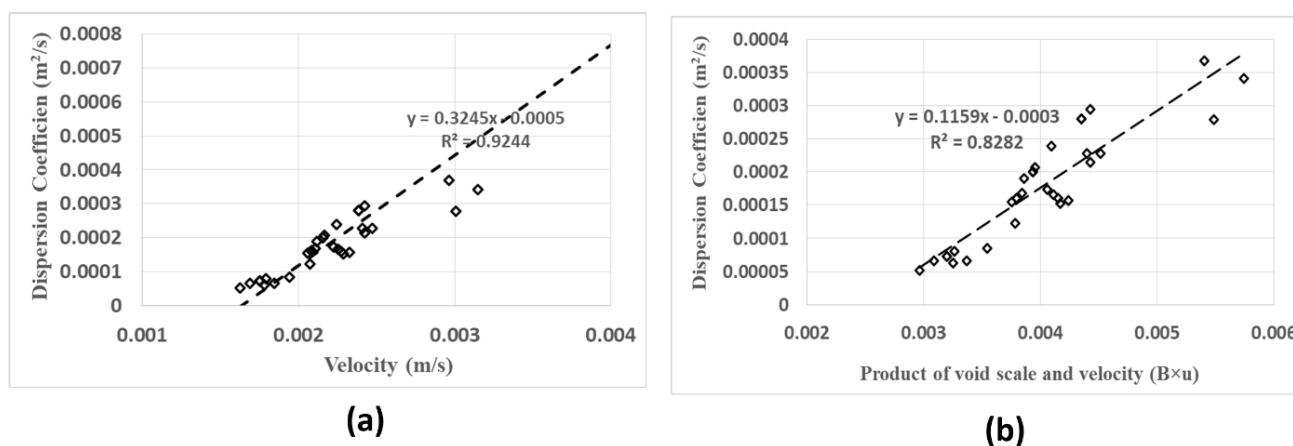
مربوط به آن ها با توان درجه گشتاور بزرگتر شده و کوچکترین اختلافات در گشتاور مرتبه اول در گشتاور های مرتبه بالاتر، اختلافات بزرگتری را نشان می دهد.

در شکل ۸- $a$ ، مقادیر سرعت در مقابل عمق بستر (تحت اثر غلظت های مختلف) ترسیم گردیده شده است. همان طور که مشخص است، با افزایش عمق بستر مقدار سرعت جریان کاهش یافته؛ ولی تغییر غلظت آلاینده تزریقی اثر چندانی را در میزان سرعت منفذی نشان نداده است. تحقیقات پیشین (ناگاوکا و اوگاکی (۱۹۸۸)) اشاره نموده اند که روند کاهش سرعت در بسترهای متخلخل به صورت نمائی می باشد. یافته های تحقیق حاضر نشان داد که به نظر می رسد در صورتی که برداشت داده تا اعماق بیشتری انجام شود، فرآیند کاهش با تابع نمائی بهتر نشان داده خواهد شد و سرعت های استخراج شده در اعماق ۱۲ و ۱۷ سانتی متری نشانگر آن می باشند. ولی در اعماق بالاتر از ۱۲ سانتی متری بستر، این روند بیشتر به صورت خطی بروز نموده است. در قسمت (b) این شکل نیز مقادیر عدد پکلت در مقابل عمق بستر ترسیم شده است و مشخص گردید که با افزایش عمق بستر مقادیر عدد پکلت نیز افزایش یافته است. این عدد مابین نسبت دو عمل انتقال به انتشار است و طبق رابطه  $P_e = \frac{zu}{D}$  محاسبه می گردد. که در آن  $z$ اصله عمقی بوده،  $D$  ضریب پخشیدگی و  $u$  نیز مقدار سرعت است. نتایج امر نشان دهنده این است که میزان پارامتر های انتقالی جریان به نسبت ضرایب پخشیدگی در راستای عمقی افزایش پیدا کرده و در نتیجه اعداد پکلت نیز افزایش پیدا نموده اند. همچنین مشاهده گردید که مقدار عدد پکلت در عمق ۱۷ سانتی متری پراکندگی بیشتری به نسبت سایر اعماق دارد. به نظر می رسد که با حرکت به عمق بستر اثر فرآیند های اتفاقاتی در زمینه عبور آلاینده ها از منافذ بستر بیشتر شده و این مهم در عدد پکلت که از ترکیب پارامتر های فوق حاصل می شود، بروز پیدا می نماید.

در شکل ۹- $a$ ، مقادیر سرعت در مقابل ضرایب انتشار ترسیم شد و نتیجه گیری گردید که مقادیر ضرایب انتشار به طور خطی با افزایش سرعت افزوده شده و مابین مقادیر آن و مقادیر سرعت رابطه خطی برقرار است. سرعت عمقی عامل اصلی انتقال جرم در راستای عمقی است و می تواند همان نقش نوسانات سرعت طولی را در پخشیدگی عمقی آلاینده ایفاء نماید. در میان منافذ بستر متخلخل معمولاً تلاطم زیادی وجود داشته و به همین دلیل می توان جریان یکنواختی را در



شکل ۸. (a) مقادیر سرعت در مقابل عمق بستر، (b) مقادیر عدد پکلت در مقابل عمق بستر  
 Fig. 8. a) Velocity values versus bed depths, b) Pe numbers versus bed depths

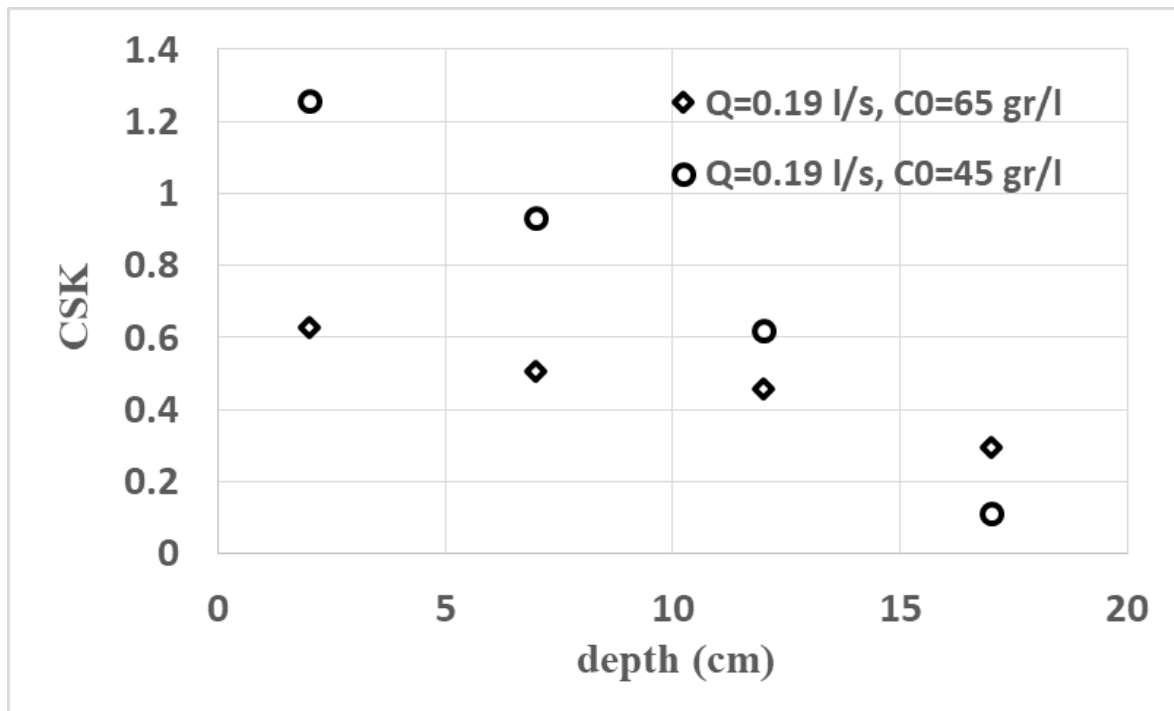


شکل ۹. (a) مقادیر سرعت در مقابل ضریب پخشیدگی، (b) حاصل ضرب سرعت در پارامتر منفذ در مقابل ضریب پخشیدگی  
 Fig 9. a) Velocity magnitudes versus dispersion coefficients, b) Product of velocity and pore number versus dispersion coefficient

بستر، در دو بازوی منحنی رخنه تقارن بیشتری مشاهده شده است؛ ولی داده های برداشتی هیچگاه نشانگر مقادیر منفی نیز نبوده است (شکل ۱۰). محققان قبلی با تکیه به منحنی های رخنه برداشت شده از رودخانه ها اشاره کرده بودند که با افزایش فاصله طولی، مقادیر ضرایب چولگی به یک میل می نماید [۲۹]؛ ولی مشاهده شد که برای پخشیدگی عمقی درون بستر رودخانه ها، مقدار این ضریب به اعدادی بسیار کمتر از یک (در حدود ۰/۱) نیز رسیده است. به بیان دیگر می توان اشاره کرد که منحنی های برداشتی برای راستای عمقی متقارن تر از انتشار طولی است.

شدیدتری در داخل محیط متخلخل بوده و ضریب انتشار می تواند از حاصلضرب سرعت متوسط طولی در پارامتر منفذ محاسبه گردد. علاوه بر این، در اعماق پائین تر بستر متخلخل، سرعت متوسط طولی برای تخمین طول اختلاط نیز می تواند بکار رود.

به منظور بررسی تقارن منحنی های رخنه مشاهداتی، ضرایب چولگی نیز برای آن ها استخراج شد و مشاهده شد که با افزایش عمق بستر، ضرایب چولگی منحنی ها روند کاهشی داشته و به نوعی می توان گفت که منحنی ها حالت متقارن تری به خود گرفته اند. با علم به این نکته که ضریب چولگی برابر با صفر به معنای تقارن کامل منحنی های رخنه می باشد می توان گفت که با حرکت به عمق



شکل ۱۰. مقادیر مربوط به ضریب چولگی در مقابل عمق بستر برای تعدادی از منحنی های رخنه  
 Fig. 10. Values of the Skewness coefficients versus bed depth for several BC curve

#### ۴- نتیجه گیری

در پژوهش حاضر مکانیزم انتقال عمقی جرم آلاینده در بستر های متخلخل با استفاده از یک مدل آزمایشگاهی مورد بررسی قرار گرفت. به منظور بررسی دقیق تر، پس از ایجاد یک مدل مفهومی از نحوه انتقال عمقی آلاینده، معادله دیفرانسیل حاکم تشکیل و با اعمال شرط مرزی بالادست به صورت تابع قوسی حل گردید. از محلول کلرید سدیم به عنوان ردیاب به منظور شناسایی مکانیزم نفوذ آلاینده در بستر رودخانه ها استفاده شد و داده های برداشت شده توسط حسگرها پس از آنالیز های اولیه تبدیل به منحنی های غلظت-زمان مشاهده ای گردید. سپس در چهارچوب رابطه تحلیلی استخراج شده، پارامتر های آن استخراج و سپس منحنی های تحلیلی تولید گردید. نتایج مبین کارائی مطلوب رابطه استخراج شده بوده و پارامتر های آماری نکوئی برازش نیز همین نتیجه را نشان دادند. علاوه بر آن، ضرایب انتشار عمقی درون بستر نیز اندازه گیری شده و ارتباط آن با شرایط هیدرولیکی جریان منفذی مورد کنکاش قرار گرفت. مقادیر سرعت منفذی جریان تحت شرایط مختلف استخراج شده و ارتباط آن با ضرایب پخشیدگی عمق آلاینده و پارامتر های زمانی مدل تحلیلی

استخراج شده بررسی گردید و چنین نتیجه گیری گردید که ضریب پخشیدگی عمقی رابطه مستقیم با سرعت طولی منفذی جریان داشته و رابطه عکس با مجموع پارامتر های زمانی مدل حاضر  $\alpha, T_1, T_2$  دارد. همچنین از پارامتر منفذ به عنوان ابزاری به منظور محاسبه طول اختلاط استفاده گردید و مشاهده گردید که اعماق پائین بستر متخلخل، طول اختلاط  $2/2$  برابر پارامتر منفذ می باشد.

#### مراجع

- [1] H. Nagaoka and S. Ohgaki, Mass transfer mechanism in a porous riverbed, Water resources research, 24, (1990) 417-425.
- [2] Y. Shimizu, T. Tsujimoto and H. Nakagawa, Experiment and macroscopic modelling of flow in highly permeable porous medium under free-surface flow, Hydroscience and hydraulic engineering, 8(1990), 69-78.
- [3] D. C. McAvoy, P. Masscheleyn, C. Peng, S. W. Morrall, A. B. Casilla, J. M. U. Lim, and E. G. Gregorio, Risk assessment approach for untreated wastewater using the QUAL2E water quality model, Chemosphere, 52(2003),

- Resources Research, 43(2007), W01421.
- [14] E. T. Hester, K. I. Young, and M. A. Widdowson, Mixing of surface and groundwater induced by riverbed dunes: Implications for hyporheic zone definitions and pollutant reactions, *Water Resources Research*, 49(2013), 5221–5237.
- [15] I. D. Chandler, I. Guymer, J. M. Pearson, and R. van Egmond, Vertical variation of mixing within porous sediment beds below turbulent flows, *Water Resources Research*, 52(2016), 3493–3509.
- [16] F. Boano, C. Camporeale, R. Revelli, and L. Ridolfi, Sinuosity-driven hyporheic exchange in meandering rivers, *Geophysical Research Letters*, 33(2006) (18), L18, 406.
- [17] D. Tonina, and J. M. Buffington, Hyporheic exchange in gravel bed rivers with pool-riffle morphology: Laboratory experiments and three-dimensional modeling, *Water Resources Research*, 43(1) (2007), W01, 421.
- [18] A. Marion, A. I. Packman, M. Zaramella, and A. Bottacin-Busolin, Hyporheic flows in stratified beds, *Water Resources Research*, 44(9) (2008), W09,433.
- [19] A. Bottacin-Busolin, and A. Marion, Combined role of advective pumping and mechanical dispersion on time scales of bed form-induced hyporheic exchange, *Water Resources Research*, 46(8) (2010), W08,518.
- [20] A. Marzadri, D. Tonina, A. Bellin, G. Vignoli, and M. Tubino, Semianalytical analysis of hyporheic flow induced by alternate bars, *Water Resources Research*, 46(7) (2010), W07,531.
- [21] B. A. Kiel, and B. M. Cardenas, Lateral hyporheic exchange throughout the Mississippi River network, *Nature Geoscience*, 7(6) (2014), 413–417.
- [22] X. Chen, M. B. Cardenas, and L. Chen, Hyporheic Exchange Driven by Three-Dimensional Sandy Bed Forms: Sensitivity to and Prediction from Bed Form Geometry, *Water Resources Research*, 54(6) (2018), 4131–4149.
- [23] J. J. Voermans, M. Ghisalberti, and G. N. Ivey, The variation of flow and turbulence across the sediment-water interface, *Journal of Fluid Mechanics*, 824 (2017), 55–66.
- [4] R. L. Runkel, One dimensional transport with inflow and outflow (OTIS): A solute transport model for streams and rivers, U.S. Geological Survey Rep., 98-4018, (1998), 73 pp.
- [5] J. Chabokpour, A. Samadi, and M. Merikhi, Application of method of temporal moments to the contaminant exit breakthrough curves from rockfill media. *Iran Journal of Soil and Water research*, 49(3) (2018):629-640. (In Persian)
- [6] F. Boano, J. W. Harvey, A. Marion, A. I. Packman, R. Revelli, L. Ridolfi, and A. Worman, Hyporheic flow and transport processes: Mechanisms, models, and biogeochemical implications, *Reviews of Geophysics*, 52, (2014) 603–679.
- [7] J. S. Fries, Predicting interfacial diffusion coefficients for fluxes across the sediment-water interface, *Journal of hydraulic engineering*, 133 (2007), 267–272.
- [8] A. Marion, M. Bellinello, I. Guymer, and A. I. Packman, Effect of bed form geometry on penetration of nonreactive solute into a streambed, *Water Resources Research*, (2002), 38(10), 1209.
- [9] A. I. Packman, and M. Salehin, Relative roles of stream flow and sedimentary conditions in controlling hyporheic exchange, *Hydrobiologia*, (2003), 494, 291–297.
- [10] A. I. Packman, M. Salehin and M. Zaramella, Hyporheic exchange with gravel beds: basic hydrodynamic interactions and induced advective flows, *Journal of hydraulic*, (2004), 130, 647–656.
- [11] J., Ren, and A. I. Packman, Stream-subsurface exchange of zinc in the presence of silica and kaolinite colloids, *Environmental Science & Technology*, 38 (2004), 6571–6581.
- [12] K. J. Rehg, A. I. Packman, and J. Ren, Effects of suspended sediment characteristics and bed sediment transport on streambed clogging, *Hydrological Processes*, 19 (2005), 413–427.
- [13] D. Tonina, and J. M. Buffington, Hyporheic exchange in gravel bed rivers with pool-riffle morphology: Laboratory experiments and three-dimensional modelling, *Water*

- [27] J. Chabokpour, Application of Hybrid Cells in Series Model in the Pollution Transport through Layered Material. *Pollution*. 5(3) (2019):473-486.
- [28] N. C. Ghosh, Study of solute transport in a river. PhD thesis, I I T. Roorkee, India, (2001).
- [29] N. C. Ghosh, G. C. Mishra and C. S. P. Ojha, a hybrid-cells in-series model for solute transport in a river. *J Environmental Engineering*, 13010 (2004), 1198–1209.
- [30] N.C. Ghosh, G.C. Mishra, M. Kumarasamy, Hybrid-cells-in-series model for solute transport in streams and relation of its parameters with bulk flow characteristics, *Journal of Hydraulic Engineering*, 134(2008):497–502.
- 413–437.
- [24] Roche, K. R., A. Li, D. Bolster, G. J. Wagner, and A. I. Packman (2019), Effects of turbulent hyporheic mixing on reach-scale transport, *Water Resources Research*, 0(ja), doi:10.1029/2018WR023421.
- [25] T. Sherman, K. R. Roche, D. H. Richter, A. I. Packman, and D. Bolster, A Dual Domain stochastic lagrangian model for predicting transport in open channels with hyporheic exchange, *Advances Water Resources*, 125(2019), 57–67.
- [26] A. Bottacin-Busolin, Non-Fickian dispersion in open-channel flow over a porous bed, *Water Resources Research*, 53(8) (2017), 7426–7456.

چگونه به این مقاله ارجاع دهیم

*J.Chabokpour, B. Dini, (2021). Estimation of the Penetration Depth of the Pollution in the River Bed for Evaluation of the Self-Purification Characteristics of the Rivers by Developing a Novel Theoretical Relationship. Amirkabir J. Civil Eng., 53(5): 2117-2130.*

DOI: [10.22060/ceej.2020.17304.6521](https://doi.org/10.22060/ceej.2020.17304.6521)

