



Research Paper

Investigation of the Movement of Biodegradable and Non-Biodegradable Pollutants in Sediments Adjacent to the Jajroud River by Practical Experiment

Seyed Mohammadamin Banaei¹, Amirhossein Javid^{2*} and Amirhessam Hassani³

¹PhD Scholar, Department of Environmental Engineering, Faculty of Environment and Natural Resources, Science and Research Branch, Islamic Azad University, Tehran, Iran

²Professor, Department of Environmental Engineering, Faculty of Environment and Natural Resources, Science and Research Branch, Islamic Azad University, Tehran, Iran

³Assoc. Professor, Department of Environmental Engineering, Faculty of Environment and Natural Resources, Science and Research Branch, Islamic Azad University, Tehran, Iran

Article information

Received: May 10, 2021

Revised: July 10, 2021

Accepted: July 10, 2021

Keywords:

Degradable Pollution

Non-degradable Pollution

Porous Saturated Medium

Qualitative Boundary

River

*Corresponding author:

a.javid@srbiau.ac.ir



Abstract

In this study, by conducting experiments in the alluvium adjacent to the river, the effect of various biodegradable and non-biodegradable pollutants was investigated on soil pollution around the river and also river water pollution under its influence. A part of Jajroud River, between Latian and Mamlu Dam reservoirs, was selected as the research site and the wells were drilled at distances of 200, 100, and 50 m and adjacent to the river. Rhodanine tracer was used as a non-degradable pollutant and powdered milk was used as a degradable pollutant to increase the organic charge parameter (COD parameter). Uranine test was performed by measuring curve using spectrofluorescence device and COD was measured by DR6000 device according to ISO 15705 standard. The CTRAN module was also compared to evaluate the accuracy of the results from the numerical model based on the finite difference method and the commercial software GeoStudio 2007. The results showed that the travel time from the first well to the fourth well was about 14 days for both types of pollutants and the ratio of pollution concentrations in the first moment to the last moment was about 0.4 for non-degradable pollutants and about 0.55 for degradable pollutants.



Introduction

Rivers are known in many areas as the main source of drinking water directly and indirectly (after treatment). They are also used for agriculture, livestock, fish and other aquatic life. The dependence of industries on water has made it the best place to create these industries in many areas around the river. Limited water resources and the dominance of hot and semi-arid climates over a large area of the country, and the role of groundwater in the supply of water for drinking, industry and agriculture are very important. Over time and the expansion of societies and consequently the increase in the use of water resources, abnormal intrusion and occupation and change in the quality of water resources has increased. Moreover, due to the discharge of sewage and waste materials of various industries into rivers, the harmful effects of water pollution have gradually become apparent and in many industrial societies of the world, the issue of river water pollution has become more serious. Therefore, it is necessary to study the movement of pollutants in sediments adjacent to the river due to the limited surface water in the country and the importance and various uses of water in these rivers and the existence of various point pollutants around water sources and also the direct impact of surface water on groundwater sources.

Materials and Methods

Considering the advantages of using numerical methods over numerical models and analytical methods, as well as to more accurately investigate the transmission of soil contamination through groundwater, numerical method was used. The numerical model used to solve the equations of flow and pollution transfer has been developed based on the finite difference method. The basin under study in this study is around the Jajrud River upstream of the Mamlu Dam reservoir in the area of Khojir National Park, Khojir village and Sanjarion village. Mamlu Dam is located near Mamlu village and is located in the east of Tehran. In order to carry out experiments related to the transfer of pollution from the soil of the region in a row of borehole wells including four wells at different transverse distances from the river from the first ring near the river bank, the second well at a distance of 50

meters, the third well at 100 m and the fourth well at a maximum distance of 200 m from the reputation channel at a distance of 16.4 km above the dam were investigated. In the study catchment, there are two boundary conditions for the exchange of pollutant mass between the study area and the surrounding area. In this model, boundary conditions were assumed to be boundary conditions with constant concentration and boundary conditions with constant flux. The degradable pollutant used in this experiment was rhodamine, also known as sodium fluorescein. The non-degradable pollutant used was powdered milk, which was exposed to sulphuric acid. To perform the tests, the amount of non-degradable pollutant with a certain concentration (100 mg/l) was injected in the first well and the concentration in other wells was measured. To measure the concentration of sodium fluorescein, the measurement curve method was used. The wavelength value in each step was measured using the HACH spectrometer model DR6000. A spectrometer is a tool used to measure the basis properties of electromagnetic spectrum analysis. To measure the concentration of Rhodamine, a spectrofluorescence device was used (Perkin Elmer FL 6500 model, Finland). Standard Rhodamine solutions were then made with the amount of PP and PPB concentrations. The wavelength of each sample was then measured and recorded using a spectrofluorescence device, and then the samples obtained from the observation wells were inserted into the device and its wavelength was recorded. SEEP software was used to validate the experiments and modelling.

Results

Simulation of the amount of pollutant concentration following the transfer phenomenon in the aquatic environment showed that the amount of tracer concentration changes in both degradable and non-degradable pollutants was similar to each other; because the effect of chemical reaction terms has diminished. In addition, in general, the amount of decrease in the concentration of pollutants in the aquatic environment is relatively less than in soil environments, the reason is that in the aquatic environment the phenomenon of concentration reduction is only due to the diffusion

phenomenon and the amount of diffusion coefficient in this case is less than soil environments. As a result, less pollutant was emitted and its concentration did not decrease significantly. In the water environment, due to the high velocity of flow in this environment, compared with soil environments, the phenomenon of displacement occurs much faster. The simulation results of the transfer of degradable contaminants in the soil environment also showed that the concentration of this pollutant decreases by a higher percentage compared with non-degradable pollutants, which is due to chemical reactions in the soil that reduce the concentration.

Conclusion

In the present study, the flow of water in the soil environment and the spread of pollution in this environment was investigated. The results of the present numerical model were compared with commercial models based on finite element method and field results. Numerical developed using the finite difference method has a good capability in predicting water flow and pollution

transfer and propagation in surface and subsurface environments. Thus, comparing the results of the proposed numerical model with the commercial model showed that the mean square error is 0.062. Comparing the results of the proposed numerical model with the finite difference model shows the mean square error of 0.08. The superiority of the finite difference method over other methods is in the simplicity of the equations and achieving a higher degree of accuracy. The ratio of length to width of contamination increased with increasing permeability at each time point, and this indicated that with increasing permeability and soil particle size, the soil tends to move forward more than moving up and down.

Data Availability

The data used in this research are presented in the paper.

Conflicts of Interest

The authors of this article declared no conflict of interest regarding the authorship or publication of this article.



ISSN: 2476-3683

محیط زیست و مهندسی آب

Homepage: www.jewe.ir



مقاله پژوهشی

بررسی نحوه حرکت آلاینده‌های تجزیه پذیر و تجزیه ناپذیر در رسوبات مجاور رودخانه جاجرود با انجام آزمایش عملی

سیدمحمدامین بنایی^۱، امیرحسین جاوید^{۲*} و امیرحسام حسینی^۳

^۱ دانشجوی دکتری، گروه مهندسی محیط زیست، محیط زیست و منابع طبیعی، دانشگاه آزاد اسلامی واحد علوم تحقیقات، تهران، ایران
^۲ استاد، گروه مهندسی محیط زیست، محیط زیست و منابع طبیعی، دانشگاه آزاد اسلامی واحد علوم تحقیقات، تهران، ایران
^۳ دانشیار، گروه مهندسی محیط زیست، محیط زیست و منابع طبیعی، دانشگاه آزاد اسلامی واحد علوم تحقیقات، تهران، ایران

چکیده

اطلاعات مقاله

در این پژوهش با انجام آزمایش در آبرفت مجاور رودخانه به بررسی میزان تأثیر انواع آلاینده‌های تجزیه پذیر و تجزیه ناپذیر بر آلودگی خاک اطراف رودخانه و همچنین آلودگی آب رودخانه تحت تأثیر آن پرداخته شد. بخشی از رودخانه جاجرود حفاصل مخزن سد لتیان و ماملو به عنوان محل پژوهش برگزیده و چاهک‌های موردنظر در فواصل ۲۰۰، ۱۰۰، ۵۰m و در مجاورت رودخانه حفر شدند. از ردیاب رد امین به عنوان آلاینده تجزیه ناپذیر و از شیر خشک برای افزایش پارامتر بار آلی (پارامتر COD) به عنوان آلاینده تجزیه پذیر استفاده شده است. آزمایش اورانین از طریق منحنی سنج به کمک دستگاه اسپکتروفلوئورسنس و اندازه گیری COD از طریق دستگاه DR6000 مطابق استاندارد ISO 15705 صورت پذیرفت. همچنین برای بررسی دقت نتایج از مدل عددی بر اساس روش تفاضل محدود و نرم افزار تجاری GeoStudio 2007 ماژول CTRAN مقایسه صورت پذیرفت. نتایج به دست آمده نشان داد زمان پیمایش از اولین چاهک تا چهارمین چاهک، برای هر دو نوع آلاینده حدود ۱۴ day بود و نسبت غلظت آلودگی‌ها در لحظه اول نسبت به لحظه آخر برای آلاینده تجزیه ناپذیر حدود ۰/۴ و برای آلاینده تجزیه پذیر حدود ۰/۵۵ بود.

واژه‌های کلیدی:
 آلودگی تجزیه پذیر
 آلودگی تجزیه ناپذیر
 رودخانه
 حریم کیفی
 محیط متخلخل اشباع

* نویسنده مسئول:

a.javid@srbiau.ac.ir

۱- مقدمه

آب‌های سطحی و حکم فرما بودن آب‌وهوای گرم و نیمه خشک بر گستره‌ی عظیمی از مناطق کشور، نقش آب‌های زیرزمینی را نیز در تأمین آب مورد نیاز شرب، صنعت و کشاورزی، بسیار مهم نموده است. با گذشت زمان و گسترش جوامع و به تبع آن افزایش استفاده از منابع آبی، دخل و تصرف غیرطبیعی و تغییر شرایط کیفی منابع آب افزایش پیدا کرده است (Enrique et al. 2007) و افزایش

رودخانه‌ها در بسیاری از مناطق به عنوان منبع اصلی تأمین آب شرب به صورت مستقیم و غیرمستقیم (پس از تصفیه) شناخته شده‌اند. همچنین از آن‌ها برای مصارف کشاورزی و پرورش دام و ماهی و سایر آبزیان استفاده می‌شود. وابستگی صنایع به آب سبب گردیده تا در بسیاری از مناطق حریم اطراف رودخانه بهترین مکان برای ایجاد این صنایع باشد (Negahdar and Nejadiani 2017). محدود بودن منابع

منبع نقطه‌ای) و برنج (به‌عنوان یک منبع غیر نقطه‌ای) منابع کلیدی مواد مغذی در حوضه رودخانه مورد مطالعه هستند.

Wang et al. (2015) ترکیب فن‌های چند متغیره آماری، شاخص آلودگی آب (WPI) و روش آزمون دانیل را به‌منظور ارزیابی روند تغییرات زمانی و مکانی و روند کیفیت آب در رودخانه Shanchong را مورد ارزیابی قرار دادند. ۱۴ سایت‌های نمونه‌گیری به ۳ خوشه برای فصل بارانی (سایت‌های بسیار آلوده، نسبتاً آلوده و آلودگی کمتر) و ۲ خوشه برای فصل خشک (بسیار آلوده و سایت‌های با آلودگی کمتر) براساس شباهت خود و سطح آلودگی در طول دو فصل، گروه بندی شده است. نتایج نشان می‌دهد که روند اصلی آلودگی در طول انتقال از فصل خشک به فصل بارانی تشدید یافته است. در بین شاخص‌های آلودگی آب نیترژن کل بالاتر از همه پارامترهای آلودگی است.

هم‌چنین Gholizadeh et al. (2016) به ارزیابی کیفیت آب و تقسیم منابع آلودگی با استفاده از فن‌های مدل‌سازی گیرنده و PMF APCS-MLR در سه رودخانه بزرگ فلوری‌دای جنوبی پرداختند. برای این منظور، ۱۵ yr (۲۰۰۰-۲۰۱۴) مجموعه داده از ۱۲ متغیر کیفیت آب با پوشش ۱۶ ایستگاه مانیتورینگ و در حدود ۳۵۰۰۰ مشاهده مورد استفاده قرار گرفت. نتایج نشان داده است که منبع نقطه تخلیه آلودگی از عوامل انسانی با توجه به تخلیه زباله‌های کشاورزی و فاضلاب‌های خانگی و صنعتی از منابع اصلی آلودگی آب رودخانه بوده است. همچنین، متغیرهای مورد مطالعه به سه گروه از مواد مغذی (نیترژن، فسفر کل، فسفات کل، و آمونیاک)، پارامترهای منجر به تیرگی آب (کل جامدات معلق، کدورت، و کلروفیل a)، و یون‌های نمک (منیزیم، کلرید و سدیم) طبقه بندی شده‌اند. در مجموع، موضوع بررسی انتقال جریان و آلودگی در آب‌های زیرزمینی و مدل‌سازی آن‌ها به کمک روش‌های عددی و در قالب مطالعات میدانی و نتایج آزمایشگاهی، در پژوهش‌های پیشین مغفول مانده است و لذا؛ در پژوهش حاضر از روش عددی تفاضل محدود برای پیش‌بینی انتقال جریان و آلودگی به پایین‌دست رودخانه استفاده شده است که در پژوهش‌های پیشین، دقت این روش بارها مورد تأیید پژوهشگران مختلف قرار گرفته است.

تقاضای آب، بالا رفتن سطح زندگی و گسترش آلودگی منابع آب در اثر توسعه فعالیت‌های کشاورزی، شهری و صنعتی موجب ایجاد وضع نامساعد زیست‌محیطی و تشدید آلودگی منابع آب شده و مدیریت معقول و منطقی آن را بسیار دشوار و پیچیده کرده است (Wang et al. 2003). همچنین به علت تخلیه فاضلاب و مواد جامد زائد صنایع مختلف به رودخانه‌ها، اثرات زیان‌بخش آلودگی آب به تدریج نمایان گشته و در بسیاری از جوامع صنعتی دنیا مسئله آلودگی آب رودخانه‌ها صورت جدی‌تری به خود گرفته است (Parsaie et al. 2015). مضاف بر اینکه فلزات سنگین تولیدی این منابع آلاینده می‌تواند توسط رودخانه تا مسافت‌های طولانی حرکت کرده و به‌صورت غیرمستقیم از طریق حیوانات و گیاهان وارد بدن انسان گردد. از سوی دیگر، سفره‌های آب زیرزمینی نیز تحت تأثیر آلودگی خاک‌ها قرار دارند (Gandomi et al. 2020). بنابراین با توجه به محدود بودن آب‌های سطحی موجود در کشور و اهمیت و مصارف گوناگون آب این رودخانه‌ها و وجود آلاینده‌های مختلف نقطه‌ای در اطراف منابع آب و همچنین تأثیر مستقیم آب‌های سطحی بر منابع آب زیرزمینی، بررسی نحوه حرکت آلاینده‌ها در رسوبات مجاور رودخانه ضروری می‌باشد (Mirzaei and Solgi 2016).

به‌طور کلی سه روش آزمایشگاهی، تحلیلی و عددی به‌منظور بررسی موضوع توزیع آلاینده در محیط متخلخل وجود دارد: با توجه به مزایای استفاده از روش‌های عددی نسبت به مدل‌های عددی و روش‌های تحلیلی و همچنین به‌منظور بررسی واقعی‌تر انتقال آلودگی در خاک از طریق آب زیرزمینی، در این پژوهش از طریق روش عددی به بررسی این موضوع پرداخته شده است. مدل عددی مورد استفاده برای حل معادلات جریان و انتقال آلودگی، بر مبنای روش تفاضل محدود توسعه داده شده است. از جمله پژوهش‌های گذشته در مورد انتقال آلودگی در محیط خاک به کمک روش‌های عددی، می‌توان به پژوهش (Schaffner et al. 2009) اشاره نمود که آن‌ها مدل‌سازی سهم منابع نقطه‌ای و غیر نقطه‌ای آلودگی آب را در رودخانه Thachin با استفاده از یک تحلیل جریان ریاضی به‌عنوان یک روش مکمل برای رسیدگی به تخریب کیفیت آب رودخانه به دلیل آلودگی مواد مغذی در حوضه رودخانه مورد بررسی قرار دادند. نتایج این پژوهش نشان می‌دهد که پرورش ماهی (به‌عنوان یک

تهران واقع شده است. نزدیک‌ترین روستا به سد، روستای ماملو می‌باشد. به منظور انجام آزمایش‌های مربوط به انتقال آلودگی از درون خاک منطقه در یک ردیف چاه گمانه شامل چهار حلقه چاه در فواصل مختلف عرضی از رودخانه از اولین حلقه در مجاورت ساحل رودخانه، چاه دوم در فاصله ۵۰ متری، چاه سوم در فاصله ۱۰۰ m و چاه چهارم در حداکثر فاصله ۲۰۰ m از کانال آبرو در فاصله ۱۶/۴ km از بالادست سد بررسی قرار گرفته‌اند.

۲- مواد و روش‌ها

۲-۱- منطقه مورد مطالعه

حوضه مورد مطالعه در این پژوهش در اطراف رودخانه جاجرود بالادست مخزن سد ماملو در محدوده منطقه پارک ملی خجیر، روستای خجیر و نیز روستای سنجریون می‌باشد که در شکل (۱) نشان داده شده است. سد ماملو واقع در مختصات جغرافیایی ۱۱° ۳۵' ۳۵" شمالی و ۴۶° ۵۸' ۵۱" شرقی در نزدیکی روستای ماملو احداث شده است و در شرق



شکل ۱- نقشه هوایی محل‌های انجام آزمایش‌های در طول رودخانه جاجرود

Fig. 1 Aerial map of test sites along the Jajroud River

شبکه‌های یکنواخت محسوب می‌شود. چنانچه تابع تحلیلی $f(x)$ در نظر گرفته شود بسط تیلور تابع $f(x + \Delta x)$ به صورت رابطه (۱) است (Wang et al. 2003): برای تقریب تابع f در نقطه $x_0 + h$ با استفاده از بسط تیلور، رابطه (۱) برقرار است.

$$f(x_0 + h) = f(x_0) + \frac{f'(x_0)}{1!}h + \frac{f''(x_0)}{2!}h^2 + \dots + \frac{f^n(x_0)}{n!}h^n + R_n(x) \quad (1)$$

در صورت جایگزینی روابط جبری بالا در معادلات دیفرانسیلی، روابط روش تفاضل محدود برای حالت پیشرو و پس‌رو به دست می‌آید. مزیت عمده روش تفاضل محدود، سادگی آن برای گسسته سازی معادلات دیفرانسیل است. نیاز روش مذکور به استفاده از شبکه با ساختار از محدودیت‌های آن به حساب می‌آید (Fazl ali et al. 2015). در این پژوهش، پارامتر h معادل ۰/۰۲ در نظر گرفته شده است.

۲-۲- روش تفاضل محدود

روش تفاضل محدود یکی از روش‌های عددی برای حل تقریبی معادلات دیفرانسیل است. در این روش مشتق توابع با تفاضلات معادل آن‌ها تقریب زده می‌شود. اساس این روش برای حل معادلات استفاده از تقریب تابع با روش تیلور است. روش مذکور ساده‌ترین روش کاربردی، علی‌الخصوص بر روی

سپس برای $x_0 = a$ و تقسیم طرفین بر h معادله به شکل رابطه (۲) در می‌آید.

$$\frac{f(a+h)}{h} = \frac{f(a)}{h} + f'(a) + \frac{R_1(x)}{h} \quad (2)$$

که در روش تفاضل محدود یک تقریب مناسب برای این تابع به صورت رابطه (۳) خواهد بود.

$$f'(a) \approx \frac{f(a+h) - f(a)}{h} \quad (3)$$

۳-۲- مدل عددی جریان آب درون خاک

می‌شوند؛ درحالی‌که بخش‌های مکانی با استفاده از روش تفاضل مرکزی منقطع می‌شوند. بنابراین فرم منقطع شده معادله آب‌های زیرزمینی به صورت رابطه (۴) و (۵) می‌باشد (Wang et al. 2003).

$$\frac{\partial h}{\partial t} = \alpha \left(\frac{\partial^2 h}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 h}{\partial z^2} \right) \frac{h_{i,j}^{n+1} - h_{i,j}^n}{\Delta t} = \alpha \left(\frac{h_{i+1,j}^n - 2h_{i,j}^n + h_{i-1,j}^n}{\Delta x^2} + \frac{h_{i,j+1}^n - 2h_{i,j}^n + h_{i,j-1}^n}{\Delta z^2} \right) \quad (5)$$

فرم ساده‌شده رابطه (۵) به صورت رابطه (۶) می‌باشد.

$$h_{i,j}^{n+1} = \frac{\alpha \Delta t}{\Delta x^2} (h_{i+1,j}^n + h_{i-1,j}^n) + \frac{\alpha \Delta t}{\Delta z^2} (h_{i,j+1}^n + h_{i,j-1}^n) + \left(1 - \frac{2\alpha \Delta t}{\Delta x^2} - \frac{2\alpha \Delta t}{\Delta z^2} \right) h_{i,j}^n \quad (6)$$

یک مرز، با بار ثابت هیدرولیکی محسوب گردد (Enrique et al. 2007).

۲-۴-۲- شرایط مرزی با شار ثابت

این نوع مرز که شرط مرزی Neumann نامیده می‌شود، در مناطقی اتفاق می‌افتد که امکان تبادل شار در محیط ممکن نباشد و یا مقدار دبی ثابتی از جریان وارد محیط می‌شود (Niko et al. 2013).

$$\frac{\partial h_{i,j,k}}{\partial t} = Const \quad (9)$$

۳-۴-۲- شرایط مرزی تراوش آزاد

این شرط زمانی اعمال می‌شود که از تر و یا خشک بودن مرز مربوط اطلاع دقیقی وجود نداشته باشد، مانند نقاط روی شیب پایین دست سدهای خاکی. با این کار پس از هر بار به دست آوردن جواب‌ها می‌بایست حجم کنترل مورد بازبینی قرار بگیرد. در صورتی‌که بار هیدرولیکی در مرکز حجم محدود بیش از ارتفاع المان بالایی می‌باشد در این صورت این سلول، تر محسوب می‌شود که بار هیدرولیکی آن برابر با مقدار ثابتی است و در صورتی‌که بار هیدرولیکی کمتر از ارتفاع سلول متناظر باشد، اقدام به خشک نمودن و ایجاد مرز با شار عبوری صفر می‌شود (Mirzaei and Solgi 2016).

۵-۲- شرایط اولیه

با توجه به این‌که در معادله جریان آب زیرزمینی جمله مشتق مرتبه اول نسبت به زمان وجود دارد، بنابراین لازم است از منظر ریاضی وضعیت سامانه را در ابتدای دوره محاسبات و تحلیل (زمان صفر) مشخص نمود. به‌طور کلی نقش شرایط اولیه در جریان زیرزمینی، جزئی است. دلیل این امر آن است که در مسائل عملی، بار هیدرولیکی سریعاً با شرایط مرزی حوزه تعدیل می‌شود و به علت آنکه سریعاً سامانه از حالت اولیه به یک وضعیت تقریباً ثابت، متعادل با شرایط مرزی می‌رسد، غالباً می‌توان از جمله مشتق زمانی در

برای حل معادلات در این قسمت از روش صریح پیشرو و تفاضل مرکزی در مکان استفاده شده است. در این روش، بخش زمانی معادله به حالت صریح و پیشرو منقطع سازی

برای حل این معادلات می‌بایست توجه داشت که با توجه به آنکه از روش صریح برای منقطع سازی معادلات استفاده شده است، باید شرط پایداری برای کنترل پایداری معادلات رعایت گردد. به همین منظور شرط پایداری (رابطه ۷) در ابتدا کنترل می‌گردد.

$$0 < \frac{\alpha \Delta t}{dx^2} < 0.5 \quad (7)$$

۴-۲- شرایط مرزی

شرایط جریان بر روی مرزهای حوزه یا منطقه مورد مطالعه، شرایط مرزی نامیده می‌شود. منطقه‌ی مورد مطالعه یک سامانه هیدرولوژیکی می‌باشد (Karimi Sangchini et al. 2020). برای حل معادله جریان آب زیرزمینی شرایط مرزی نقشی غیرقابل‌انکار در نتایج نهایی دارد که این امر به خاطر وجود معادلات پیوستگی در آن‌هاست. این معادله باعث می‌شود که اگر در نقطه‌ای از فضای حل معادله تغییر ناهمگونی رخ دهد، این تغییرات به سرعت به سایر نقاط شبکه نیز انتقال داده شود (Shamsavaripour and Ismaili 2011). در حوضه آبریز مورد مطالعه دو شرط مرزی برای مبادله جرم آلاینده بین حوزه مورد مطالعه و حوزه اطراف آن وجود دارد. در این مدل شرایط مرزی به صورت شرایط مرزی با غلظت ثابت و شرایط مرزی با فلاکس ثابت فرض می‌شود.

۱-۴-۲- شرایط مرزی با بار هیدرولیکی ثابت

این شرط مرزی که Dirichlet نامیده می‌شود، در اعمال شرایط مرزی مربوط به مرزهای بالادست و پایین دست مورداستفاده قرار می‌گیرد. در این نوع شرایط مرزی بار هیدرولیکی المان مرزی، برابر با بار هیدرولیکی ثابت مطابق رابطه (۸) تعریف می‌شود.

$$H_{i,j,k} = Const. \quad (8)$$

از دید فیزیکی یک رودخانه، دریاچه یا هر مکان دیگری که بار هیدرولیکی در آن ثابت و معلوم باشد، می‌تواند به‌عنوان

معادله صرف نظر نمود و شکل حالت پایدار آن را برای تحلیل به کاربرد (Enrique et al. 2007).

۲-۶- انتقال آلاینده

معادله دیفرانسیلی انتقال آلودگی در حالت دوبعدی به صورت رابطه (۱۱) بیان می‌شود (Flamaki and Eskandari 2012).

$$H_{i,j,k} = \begin{cases} 0 & t < 0 \\ const & t = 0 \end{cases} \quad (10)$$

$$\frac{\partial}{\partial x} \left(D_x \frac{\partial C}{\partial x} + D_{xy} \frac{\partial C}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(D_{yx} \frac{\partial C}{\partial x} + D_y \frac{\partial C}{\partial y} \right) + \frac{\partial(v_{ax}C)}{\partial x} - \frac{\partial(v_{ay}C)}{\partial y} - \lambda R_d C = R_d \frac{\partial C}{\partial t} \quad (11)$$

حالت منفی برای کاهش غلظت در نظر گرفته می‌شود. این واکنش‌ها می‌تواند به صورت‌های مختلف رخ دهد.

۲-۶-۱- ترم جابجایی

فرآیند جابجایی، روش فیزیکی می‌باشد که در مورد چگونگی انتقال و توزیع مواد حل شده از نقطه‌ای به نقطه‌ای دیگر در آب زیرزمینی بیان می‌شود. این ترم به صورت رابطه (۱۲) بیان می‌شود.

$$\frac{\partial(vC)}{\partial x} = \frac{\partial C}{\partial t} \quad (12)$$

سرعت جابجایی ماده در محیط متخلخل همان سرعت تراوش جریان در آن محیط است. سرعت تراوش آب در درون محیط متخلخل به صورت زیر بیان می‌شود (Loushabi et al. 2020).

۲-۶-۲- انتشار مولکولی

پدیده دیگری که با آن راحت تر می‌توان رشد آلودگی در امتداد عمود بر جریان را توضیح داد انتشار مولکولی نام دارد. علت این فرآیند حرکت تصادفی مولکول‌های ماده حل شده است. در این حرکت تصادفی که ناشی از انرژی جنبشی مولکول‌ها است، ماده از منطقه‌ای با غلظت بیشتر به منطقه‌ای با غلظت کمتر منتقل می‌شود. مجموع انتشار مولکولی و پراکندگی مکانیکی را پراکندگی هیدرودینامیکی یا به طور خلاصه پراکندگی می‌نامند. مقدار ضرایب پراکندگی به صورت رابطه (۱۳) تعریف می‌شود:

$$D_{xx} = \alpha_L \frac{v_{ax}^2}{|v_a|} + \alpha_{TH} \frac{v_{ay}^2}{|v_a|} + D^* \quad (13)$$

پراکنده پذیری طولی و α_{TV} پراکنده پذیری جانبی قائم می‌باشد. این ضرایب از خصوصیات محیط انتقال می‌باشد و اگر در محیط متخلخل سرعت برابر با صفر باشد، تمامی این ضرایب صفر خواهند بود. پراکنده پذیری طولی اثر ناهمگنی را در انتشار ماده محلول در جهت جریان افقی نشان می‌دهد (Behnam et al. 2016).

۲-۶-۳- ترم واکنش

واکنش‌هایی که برای آلاینده در محیط متخلخل رخ می‌دهد، می‌تواند به نوع خود باعث افزایش و یا کاهش مقدار غلظت آلاینده در محیط گردد. حالت مثبت برای افزایش غلظت و

۲-۷- ارزیابی مدل

برای محاسبه مقدار خطا از سه نمونه مقیاس استفاده شده است که هر کدام نشان‌دهنده خطای بین دو روش می‌باشد. این معیارها به شرح روابط (۱۴) تا (۱۶) توضیح داده شده است.

$$ME = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (C_{sim} - C_{obs}) \quad (14)$$

$$RMSE = \left[\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (C_{sim} - C_{obs})^2 \right]^{0.5} \quad (15)$$

$$EF = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (C_{sim} - C_{obs})}{\sum_{i=1}^n (C_{obs} - C_{meanobs})} \quad (16)$$

که، C_{sim} : مقدار غلظت محاسبه شده به وسیله روش‌های مختلف، C_{obs} : مقدار غلظت محاسبه شده به وسیله نرم افزار و $C_{meanobs}$: میانگین مقدار متوسط غلظت محاسبه شده به وسیله نرم افزار می‌باشد.

۲-۸- مشخصات آلاینده‌ها

آلاینده تجزیه‌ناپذیر استفاده شده در این آزمایش رودامین^۱ است که به نام شیمیایی فلوئورسین سدیم^۲ معروف می‌باشد. این ماده، گرد بدون بو، قرمز نارنجی و جاذب الرطوبه است و فرمول شیمیایی آن عبارت است از: $C_{20}H_{10}Na_2O_5$. آلاینده تجزیه‌پذیر استفاده شده نیز پودر شیر خشک می‌باشد که برای آشکارسازی آن از اسیدسولفوریک استفاده شده است. این اسید از جمله اسیدهای بسیار قوی می‌باشد که با هر درصدی در آب حل می‌شود و فرمول شیمیایی آن H_2SO_4 است.

برای اجرای آزمایش‌ها مقدار آلاینده تجزیه‌ناپذیر با مقدار غلظت مشخص (۱۰۰ mg/l) در چاه اول تزریق شده است و مقدار غلظت در سایر چاه‌ها اندازه‌گیری شده است. برای اندازه‌گیری مقدار غلظت سدیم فلوئورسین از روش منحنی

¹Rhodamine

²Flourescein Sodium

ذخیره شده به صورت تابعی از فشار آب منفذی تغییر می‌کند. که نرم‌افزار این روابط را به صورت تابع پیوسته‌ای مدل‌سازی می‌کند. علاوه بر پیوسته بودن مدل‌سازی، امکان صحت‌سنجی مدل به وسیله داده‌های برداشت‌شده، از مزایای اصلی این نرم‌افزار هستند.

۳- یافته‌ها و بحث

۳-۱- صحت‌سنجی مدل جریان آب زیرزمینی

در این قسمت جهت ارزیابی مدل دوبعدی تهیه‌شده، جریان آب زیرزمینی ماندگاری در محیطی همگن و همسانی به طول ۱۵۰ متر مورد بررسی قرار گرفته است. تراز آب بالادست و پایین‌دست برابر با ۴۰ و ۰ m می‌باشد (Afzali et al. 2009). به منظور مدل‌سازی جریان زیرزمینی و تعیین تغییرات تراز سطح آزاد آب با شرایط ذکرشده، محیط فیزیکی با استفاده از المان‌های مستطیلی، شبکه‌بندی شده است و پروفیل سطح آزاد آب به دست آمده از حل عددی پس از رسیدن به حالت ماندگار، ترسیم شده است. این ترسیم نشان داده است که مدل عددی قادر به پیش‌بینی درست سطح آزاد آب و اعمال سطح تراوش آزاد در مرز پایین‌دست است. وجود فرضیات دوپویی- فرشه‌ایمر و عدم استفاده از مرز تراوش آزاد باعث می‌شود که روش‌های تحلیلی برای این آزمون جواب‌های قابل‌قبولی ارائه ندهد. مقایسه نتایج روش‌های مختلف حاکی از تطابق نسبتاً مناسب بین حل عددی مدل مربوطه و سایر پژوهش‌های انجام‌شده می‌باشد. مقدار خطا محاسبه‌شده با استفاده از معیارهای توضیح داده‌شده به ترتیب برای آماره‌های EF، RMSE و ME معادل ۰/۰۲، ۰/۳۲۱ و ۰/۱۳ mg/l بوده است. همان‌طور که مشخص است مقدار خطابه دست آمده به وسیله هرکدام از معیارها نشان‌دهنده مقدار خطا قابل‌قبولی می‌باشد که تأیید کننده صحت انجام کار می‌باشد. بنابراین مدل عددی جریان آب زیرزمینی صحت‌سنجی شده و اطمینان از عملکرد آن حاصل شده است.

۳-۲- توزیع آلاینده تجزیه‌ناپذیر در خاک

به منظور صحت‌سنجی آزمایش‌ها و مدل‌سازی‌های صورت گرفته، نتایج داده‌های میدانی و آزمایشگاهی با نرم‌افزار SEEP مقایسه قرار گرفته است که نتایج آن در شکل (۲) نشان داده شده است.

سنجه استفاده‌شده است که مقدار طول‌موج در هر گام با استفاده از دستگاه طیف‌سنج HACH مدل DR6000 اندازه‌گیری شده است. طیف‌سنج ابزاری است که برای اندازه‌گیری خصوصیات موج‌بر پایه تجزیه طیف الکترومغناطیسی کاربرد دارد. کوانتومتر دستگاه طیف‌سنجی نشری است که در آنالیز فلزات در ریخته‌گری و متالوژی و صنایع و معادن کاربرد دارد.

جدول ۱- مشخصات آلاینده‌ها

Table 1 Contaminant Properties

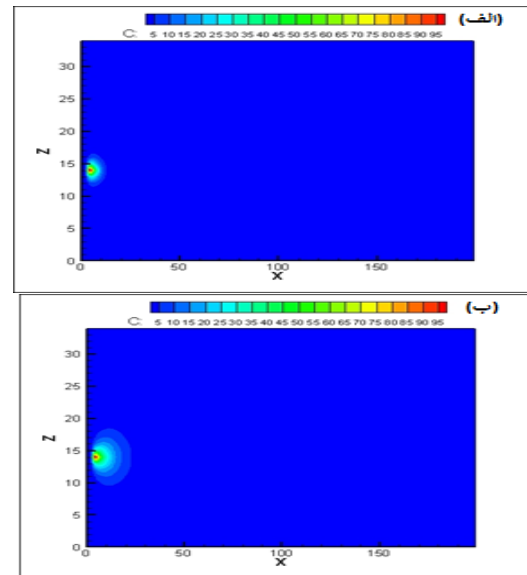
Parameter	Value	Unit
Degradable molecular diffusion coefficient	0.00005	m ² /yr
Non-Degradable molecular diffusion coefficient	0.000036	m ² /yr
Decay factor	0.00001	S ⁻¹
Contaminant hydrodynamic dispersion coefficient	0.01	m ² /yr
Longitudinal scattering coefficient of dispersion	12.3	m
Scattering transverse diffusion coefficient	1.23	m
Delay factor	1	-
Contaminant source concentration	100	mg/l

برای اندازه‌گیری غلظت رودامین، از دستگاه اسپکتروفلوئورسنس^۱ با مدل Perkin Elmer FL 6500 محصول کشور فنلاند استفاده شده است. روند به دست آوردن غلظت به این صورت می‌باشد که مقدار طول‌موج ماکزیمم مربوط به آلاینده تجزیه‌ناپذیر برداشت می‌شود. سپس محلول‌های استاندارد رودامین با مقدار غلظت‌های پی پی ام و پی پی بی ساخته می‌شود. سپس مقدار طول‌موج هر یک از نمونه‌ها با استفاده از دستگاه اسپکتروفلوئورسنس اندازه‌گیری و یادداشت می‌شود و سپس نمونه‌های به دست آمده از چاهک‌های مشاهداتی را درون دستگاه قرار داده و طول‌موج آن نیز یادداشت می‌شود. همچنین به منظور صحت‌سنجی آزمایش‌ها و مدل‌سازی‌های صورت گرفته، از نرم‌افزار SEEP استفاده شده است. این نرم‌افزار یک برنامه کلی آنالیز نشت آب است که هم جریان محیط‌های اشباع و هم غیراشباع را مدل‌سازی می‌کند. برای اینکه نتایج آنالیز به‌طور فیزیکی واقعی باشند لازم است که در مدل‌سازی آب زیرزمینی جریان غیراشباع نیز در نظر گرفته شود. در خاک‌ها، ضریب هدایت هیدرولیکی و میزان گنجایش حجمی آب، یا آب

^۱Spectrophotometer

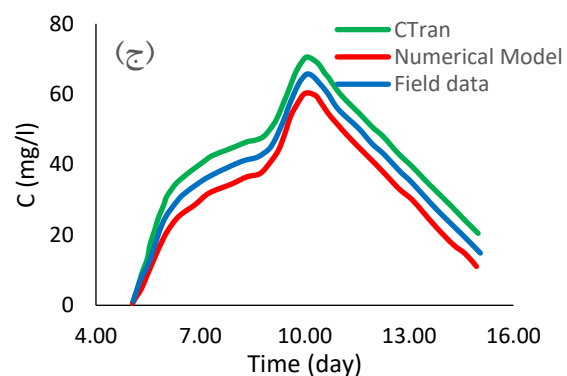
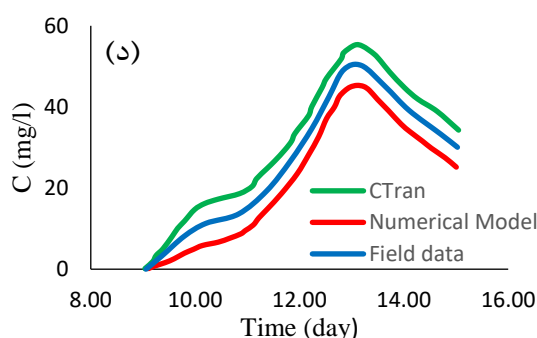
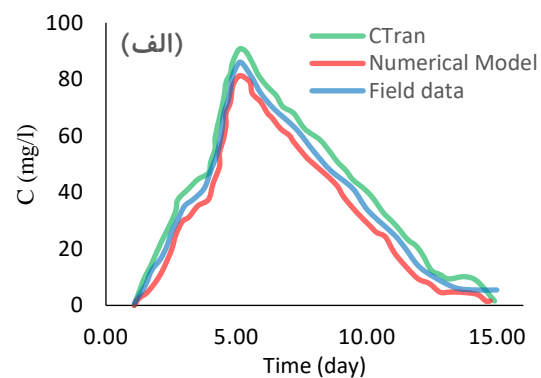
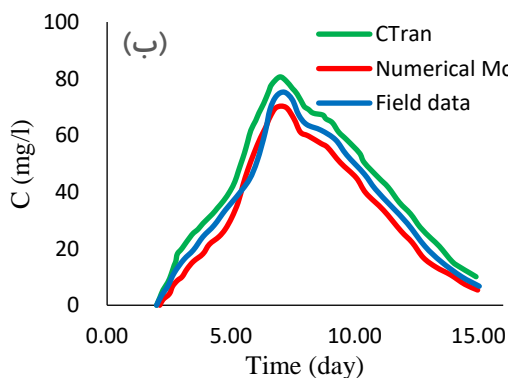
صحت اجرای مدل و آزمایش‌ها می‌باشد. به منظور درک بهتر انتقال آلودگی، ترم آلودگی توسط روش پیشنهادی و همچنین روش CTRAN در محل چاه‌ها اندازه‌گیری شده است و مقایسه روش‌های مختلف اعمال شده در محیط متخلخل، در شکل (۳) ارائه شده است.

شکل (۳) نشان می‌دهد که روش عددی همبستگی مناسبی هم با داده‌های میدانی و هم با CTRAN دارد و لذا توانایی قابل قبول روش عددی در تعیین انتقال آلودگی‌ها، مورد تأیید قرار گرفته است. همچنین نتایج نشان می‌دهد با گذشت زمان، غلظت بیشینه آلودگی‌ها کاهش می‌یابد؛ که این موضوع به پراکندگی و پخشیدگی آلودگی‌ها و برخی از واکنش‌ها در محیط متخلخل مرتبط است. زمان پیمایش از اولین چاهک تا چهارمین چاهک، حدود ۱۴ day بوده است و نسبت غلظت آلودگی‌ها در لحظه اول نسبت به لحظه آخر حدود ۰/۴ بوده است.



شکل ۲- توزیع آلودگی در محیط متخلخل پس از ۳۶ و ۷۲ hr
Fig. 2 Pollutant Distribution in porous media after 36 and 72 hr

همان‌طور که مشاهده می‌شود نتایج غلظت به دست آمده از هر سه روش تطابق قابل قبولی با یکدیگر دارد و نشان‌دهنده

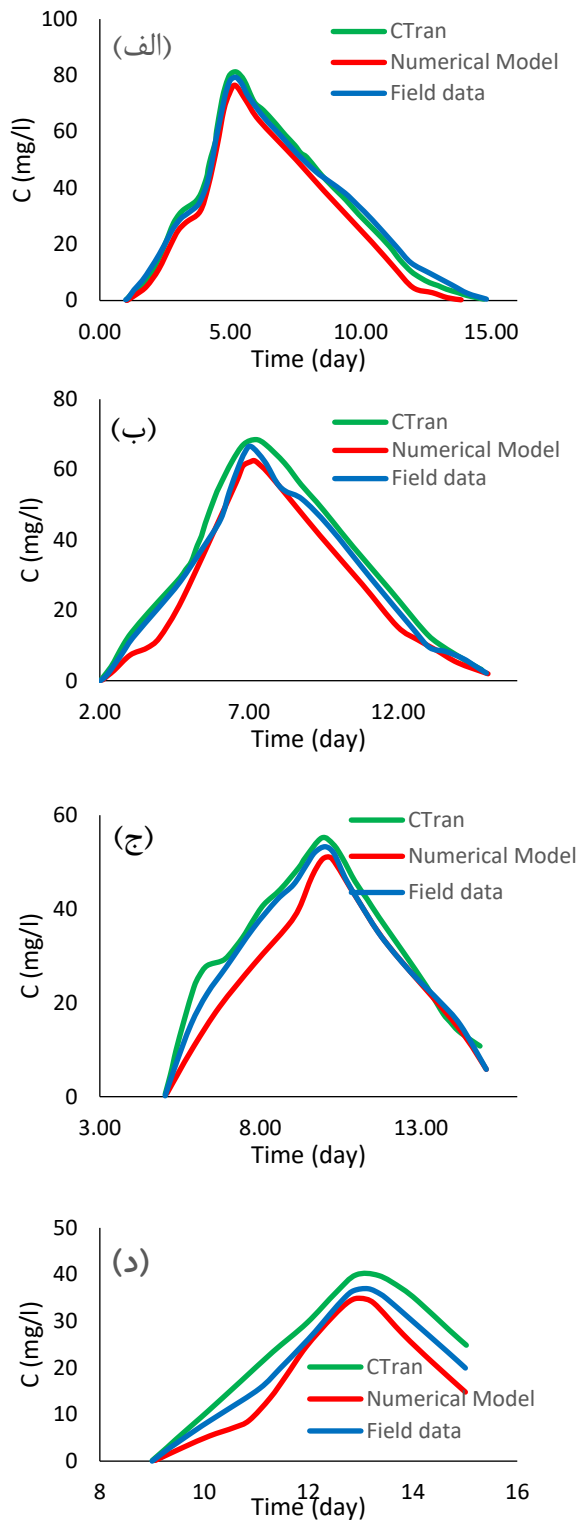


شکل ۳- نتایج مقایسه توزیع آلودگی آلاینده تجزیه‌ناپذیر در محیط متخلخل (الف) چاه اول، (ب) چاه دوم، (ج) چاه سوم، و (د) چاه آخر
Fig. 3 Comparison results of non-biodegradable pollutant distribution in porous media a) First, b) Second, c) well and d) Last well

شیمیایی می‌باشد که منجر به کاهش غلظت می‌گردد. برای این منظور ترم واکنش در معادلات تجزیه‌پذیر در نظر گرفته می‌شود. اندازه‌گیری مقدار غلظت نمونه‌های آلاینده تجزیه‌پذیر به این صورت بود که با استفاده از دستگاه

۳-۳- توزیع آلاینده تجزیه‌پذیر در خاک

برای محاسبه مقدار توده آلودگی مربوط به آلاینده تجزیه‌پذیر نیز روند مشابه قبل تکرار می‌شود با این تفاوت که مقدار غلظت در فرایند انتقال تحت تأثیر ترم‌های واکنش

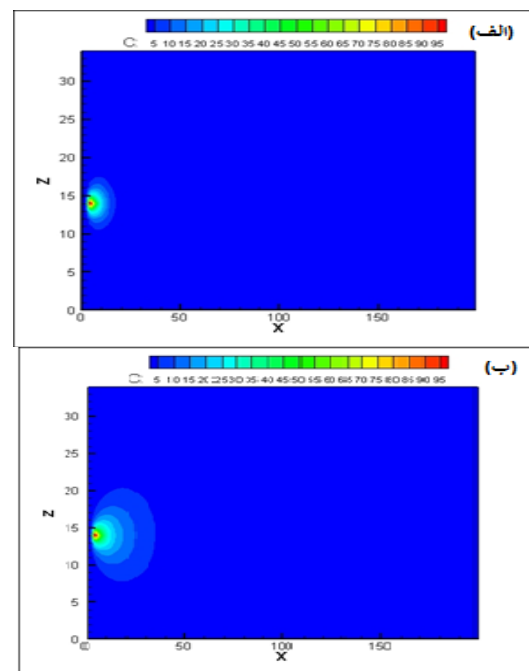


شکل ۵- نتایج مقایسه توزیع آلاینده تجزیه‌پذیر در محیط متخلخل (الف) چاه اول، (ب) چاه دوم، (ج) چاه سوم، و (د) چاه آخر

Fig. 3 Comparison results of biodegradable pollutant distribution in porous media a) First, b) Second, c) well and d) Last well

HACH و واکنش‌گر مقدار غلظت مستقیماً به دست می‌آید. در این حالت در ابتدا شیر خشک با غلظت مشخص به درون چاه ریخته شده و مانند COD، به مدت یک هفته غلظت آن در تمامی چاه‌ها نمونه‌گیری می‌شود. مقدار غلظت هر نمونه به استفاده از روش شرح داده شده اندازه‌گیری و یادداشت می‌شود.

در شکل (۴)، میزان توزیع آلودگی در محیط متخلخل به کمک نرم‌افزار SEEP و در شکل (۷)، توزیع آلودگی تجزیه‌پذیر در چاهک‌های مختلف را نشان داده است. مقایسه خروجی‌های روش عددی، روش CTRAN و داده‌های میدانی در شکل (۵) نیز تطابق بسیار خوب نتایج را نشان داده است که در مورد این آلاینده‌ها نیز، دقت و صحت مدل را تأیید می‌کند. مشابه آلاینده‌ها تجزیه‌ناپذیر، غلظت آلودگی‌ها پس از گذشت زمان کاهش می‌یابد؛ در حالی که کاهش غلظت آلاینده‌های تجزیه‌پذیر به نسبت آلاینده‌های تجزیه‌ناپذیر، کمتر بوده است. در این آزمایش، زمان پیمایش از اولین تا آخرین چاهک، ۱۴ day ثبت شده است ولی نسبت غلظت آلودگی‌ها در لحظه اول نسبت به لحظه آخر حدود ۰/۵۵ بوده است.



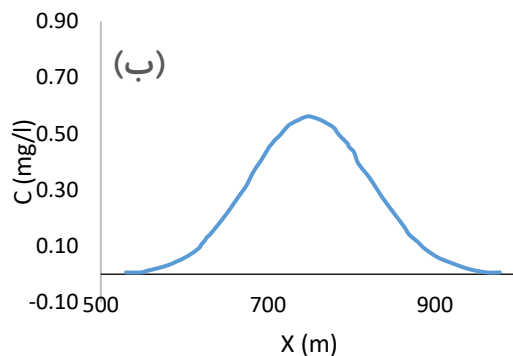
شکل ۴- توزیع آلودگی در محیط متخلخل پس از (الف) ۳۶ و (ب) ۷۲ hr

Fig. 4 Pollutant Distribution in porous media after a) 36 and b) 72 hr

آلاینده تجزیه پذیر علاوه بر پدیده پراکندگی، پدیده تجزیه و واپاشی ماده می باشد. به طوری که غلظت در این حالت حدود ۳۳٪ بیش تر کاهش پیدا کرده است که این مقدار ناشی از واکنش های شیمیایی رخ داده شده در محیط می باشد. نتایج شبیه سازی انتقال آلاینده های تجزیه پذیر در محیط خاک، نشان دهنده آن است که مقدار غلظت این آلاینده درصد بیشتری در قیاس با آلاینده تجزیه ناپذیر کاهش پیدا می کند که دلیل این امر انجام واکنش های شیمیایی در خاک می باشد که موجب کاهش غلظت می گردد.

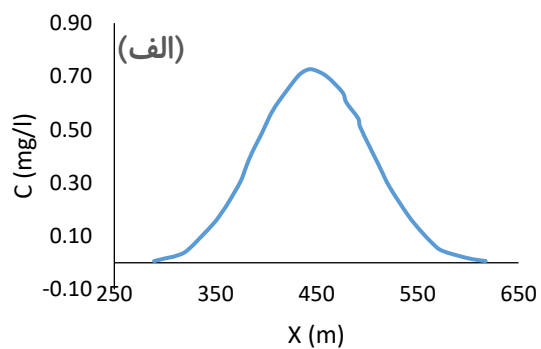
۳-۴- توزیع آلاینده تجزیه ناپذیر در رودخانه

در این قسمت از نتایج به دست آمده در انتقال آلاینده در خاک برای شبیه سازی انتقال آلاینده در آب استفاده می شود. (Kaya and Gharehbaghi 2014) به این ترتیب که مقدار غلظت آلاینده در پایین دست محیط خاکی به عنوان شرایط مرزی در رودخانه قرار داده می شود و پس از انتقال آلاینده انجام می شود. نتایج انتقال آلاینده تجزیه ناپذیر در محیط رودخانه در شکل (۶) نمایش داده شده است.



با توجه به سرعت بالا جریان در رودخانه به نسبت سرعت درون محیط خاکی، انتقال سریع تر اتفاق می افتد و به سرعت آلاینده به پایین دست می رسد. در این نوع انتقال با توجه به عدم زمان کافی و پایین بودن مقادیر ضرایب پخش، غلظت آلاینده کم تر کاهش پیدا می کند. از سوی دیگر مقدار تغییرات غلظت آلاینده تجزیه پذیر در آب مشابه تغییرات آلاینده تجزیه ناپذیر می باشد و فقط به دلیل مقدار غلظت کمتر شرایط مرزی، مقدار غلظت در پایین دست رودخانه کمتر می باشد. علت مشابهت رفتار هر دو آلاینده در ناچیز بودن مقدار ترم واکنش در رودخانه و بیشتر بودن مقدار سرعت جریان می باشد که به سرعت آلاینده جابجا می شود و زمان لازم برای اعمال واکنش ها و پخش، فراهم نمی گردد (Riahi Madvar and Ayubzadeh 2008).

تطابق بین نتایج، حاکی از صحت کارکرد مدل می باشد و اطمینان از عملکرد آن را حاصل می نماید. همان طور که نتایج نشان می دهد مقدار غلظت آلاینده مطابق با قسمت قبل در طول مسیر کاهش پیدا می کند که علت آن در

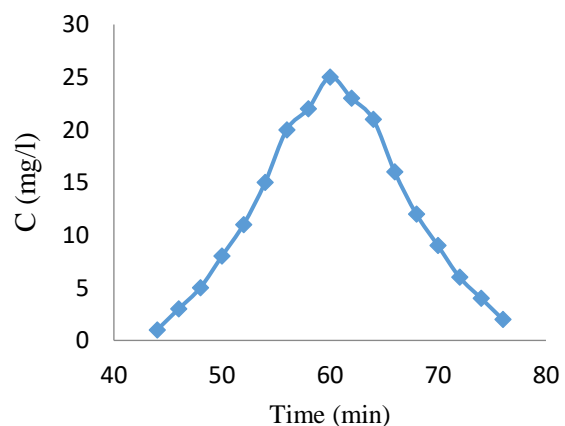


شکل ۶- انتقال آلاینده تجزیه ناپذیر بعد از مدت: الف) ۱۵ و ب) ۳۰ min

Fig. 6 Transfer of non-degradable pollutants after: a) 15 and b) 30 min

همچنین در شکل (۷)، انتقال آلاینده در سه کیلومتر پایین دست رودخانه نمایش داده شده است. همان طور که در این شکل ملاحظه می گردد با توجه به سرعت بالا جریان در رودخانه به نسبت سرعت درون محیط خاکی انتقال سریع تر اتفاق می افتد و به سرعت آلاینده به پایین دست می رسد. در این نوع انتقال با توجه به عدم زمان کافی و پایین بودن مقادیر ضرایب پخش، غلظت آلاینده کمتر کاهش پیدا می کند.

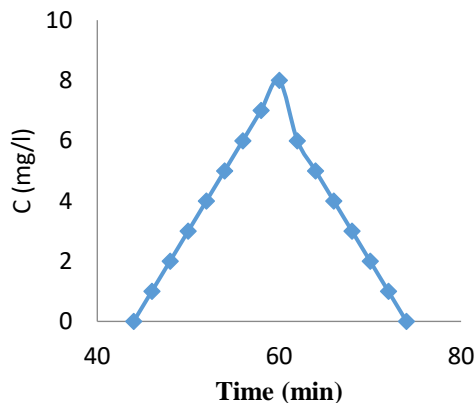
به طور کلی منبع آلاینده تجزیه ناپذیر خطراتی بیشتری را برای محیط زیست به همراه دارد و هر چه محیط متخلخل از نوع درشت دانه تر باشد این خطرات تشدید پیدا می کنند. بنابراین در محیط های بانفوذ پذیری بیشتری انتقال آلودگی



شکل ۷- انتقال آلاینده تجزیه ناپذیر در نقطه ۳ km رودخانه

Fig. 7 Transfer of non-biodegradable pollutants at a point 3 km from the river

(2013) نیز بیان شده است که میزان آلاینده‌ها در آب رودخانه با توجه به تأثیر پارامترهای مختلف بر میزان انحلال فلزات در آب رودخانه، متفاوت است. ارتباط بین پارامترهای رسوب با میزان آلاینده‌ها در رسوبات رودخانه نیز نشان داد اندازه ذرات رسوب تأثیر قابل توجهی بر توزیع مکانی و تجمع آلاینده‌ها در رسوب ندارد، درحالی‌که درصد مواد آلی با میزان تمام فلزات رابطه مثبت معنی‌داری نشان داد که این نتایج نیز با پژوهش حاضر هم‌راستا بوده است (Shamsaei and Jialni 2006).



شکل ۹- انتقال آلاینده تجزیه‌پذیر در نقطه ۳ km رودخانه

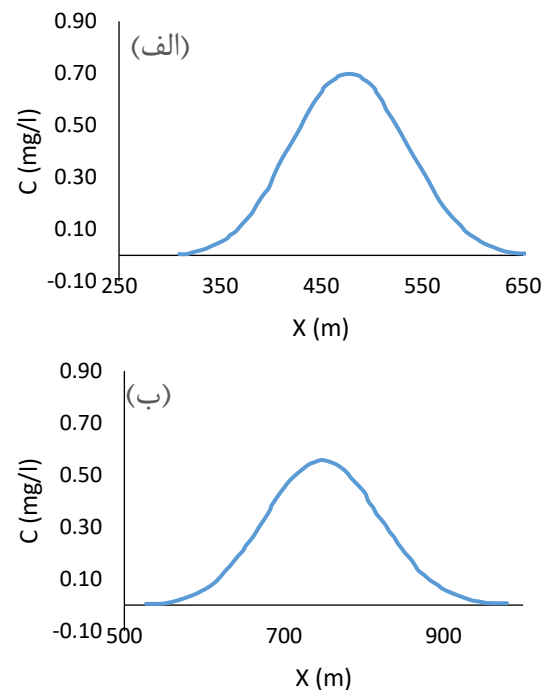
Fig. 9 Transfer of biodegradable pollutants at a point 3 km from the river

شبه‌سازی مقدار غلظت آلاینده در پی پدیده انتقال در محیط آب نشان‌دهنده آن است که مقدار روند تغییرات غلظت در هر دو آلاینده تجزیه‌پذیر و ناپذیر مشابه یکدیگر می‌باشد؛ زیرا که اثر ترم‌های واکنش‌های شیمیایی کمتر شده است. همچنین در کل مقدار کاهش غلظت آلاینده در محیط آب به نسبت کمتر از محیط‌های خاکی می‌باشد، دلیل این امر این است که در محیط آبی پدیده کاهش غلظت صرفاً ناشی از پدیده پخش می‌باشد و مقدار ضریب پخش در این حالت نسبت به محیط‌های خاکی کمتر می‌باشد. در نتیجه مقدار کمتری از آلاینده پخش می‌شود و غلظت آن کاهش چشمگیری ندارد. در محیط آب با توجه به سرعت بالای جریان در این محیط در قیاس با محیط‌های خاکی پدیده جابجایی بسیار سریع‌تر رخ می‌دهد. نتایج شبه‌سازی انتقال آلاینده‌های تجزیه‌پذیر در محیط خاک نیز، نشان‌دهنده آن است که مقدار غلظت این آلاینده درصد بیشتری در قیاس با آلاینده تجزیه‌ناپذیر کاهش پیدا می‌کند که دلیل این امر انجام واکنش‌های شیمیایی در خاک می‌باشد که موجب کاهش غلظت می‌گردد. گرچه نوع آلاینده در محیط‌های رودخانه (تجزیه‌پذیر و یا ناپذیر) در پدیده انتقال تأثیر به

سریع‌تر می‌باشد و کنترل آن در زمان‌های ابتدایی شیوع آلودگی از اهمیت بیشتری برخوردار است.

۳-۵- توزیع آلاینده تجزیه‌پذیر در رودخانه

در این قسمت نیز مشابه بخش قبلی از نتایج به‌دست‌آمده در انتقال آلاینده در خاک برای شبه‌سازی انتقال آلاینده در آب استفاده می‌شود. به این ترتیب که مقدار غلظت آلاینده در پایین‌دست محیط خاکی به‌عنوان شرایط مرزی در رودخانه قرار داده می‌شود و پس از انتقال آلاینده انجام می‌شود. نتایج انتقال آلاینده تجزیه‌پذیر در محیط رودخانه در شکل (۸) نمایش داده شده است.



شکل ۸- انتقال آلاینده تجزیه‌پذیر بعد از مدت: الف) ۱۵ و ب) ۳۰ min

Fig. 8 Transfer of degradable pollutant after: a) 15 and b) 30 min

همچنین در شکل (۹)، انتقال آلاینده در سه کیلومتر پایین‌دست رودخانه نمایش داده شده است. همان‌طور که مشاهده می‌گردد مقدار تغییرات غلظت آلاینده تجزیه‌ناپذیر در آب مشابه تغییرات آلاینده تجزیه‌ناپذیر می‌باشد و فقط به دلیل مقدار غلظت کمتر شرایط مرزی، مقدار غلظت در پایین‌دست رودخانه کمتر می‌باشد. علت مشابهت رفتار هر دو آلاینده در ناچیز بودن مقدار ترم واکنش در رودخانه و بیشتر بودن مقدار سرعت جریان می‌باشد که به سرعت آلاینده جابجا می‌شود و زمان لازم برای اعمال واکنش‌ها و پخش فراهم نمی‌گردد. این موضوع در پژوهش Niko et al.

۳- برتری روش تفاضل محدود نسبت به سایر روش‌ها در سادگی معادلات و دست یافتن به درجه دقت بالاتر می‌باشد که در نتیجه آن مقدار غلظت آلاینده با تقریب بهتری به دست می‌آید و در اثر گذشت زمان خطای گسترده‌ای در محاسبه مقدار غلظت به وجود نمی‌آید.

۴- نسبت طول به عرض آلودگی در هر مقطع زمانی با افزایش نفوذپذیری افزایش می‌یابد و این بیانگر این نکته است که با افزایش نفوذپذیری و اندازه ذرات خاک، تمایل خاک به حرکت روبه‌جلو بیشتر از حرکت به سمت بالا و پایین است.

سپاسگزاری

این پژوهش در قالب رساله دکتری انجام شده که بدین وسیله از اساتید محترم راهنما و مشاور و نظرات کارشناسی و دقیق آن‌ها تشکر می‌نمایم. همچنین از مسئولین محترم آزمایشگاه دانشکده نیز تشکر می‌نمایم.

دسترسی به داده‌ها

داده‌های استفاده شده در این مقاله همگی حاصل برداشت‌های میدانی و اندازه‌گیری دقیق صحرایی بوده است و همگی در متن مقاله ارائه شده است.

تضاد منافع نویسندگان

نویسندگان این مقاله اعلام می‌دارند که هیچ تضاد منافی در رابطه با نویسندگی و یا انتشار این مقاله ندارند.

سزایی نخواهد داشت و سرعت جریان آب در این محیط و مقدار ضریب پخش در محیط آب تعیین‌کننده خواهد بود. بایستی توجه گردد که در محیط رودخانه از مقدار ضرایب پخش کاشته می‌شود و پدیده پراکندگی حذف می‌گردد و در نتیجه آن مقدار کاهش غلظت آلاینده کمتر می‌گردد. این موضوع در پژوهش (Fazl ali et al. (2015) نیز بیان شده است که غلظت آلاینده‌های تجزیه‌ناپذیر رابطه مستقیم با محیط آن‌ها در آب یا خاک (رسوب) دارد و همچنین بیان شده است که کاهش غلظت عناصر در آب در طی حرکت عمودی در رسوب ایجاد می‌شود.

۴- نتیجه‌گیری

در پژوهش حاضر، نحوه جریان آب در داخل محیط خاک و انتشار آلودگی در این محیط مورد بررسی قرار گرفته که نتایج مدل عددی حاضر با مدل‌های تجاری بر مبنای روش اجزا محدود و نتایج میدانی مقایسه شده است و رئوس مطالب به شرح زیر می‌باشد:

۱- مدل عددی توسعه داده شده با استفاده از روش تفاضل محدود دارای قابلیت مناسبی در پیش‌بینی جریان آب و انتقال و انتشار آلودگی در محیط‌های سطحی و زیرسطحی را دارد.

۲- به طوری که مقایسه نتایج مدل عددی پیشنهادی با مدل تجاری نشان‌دهنده آن است که مقدار میانگین مربعات خطا $0/062$ می‌باشد و مقایسه نتایج مدل عددی پیشنهادی با مدل تفاضل محدود مقدار میانگین مربعات خطا $0/08$ را نشان می‌دهد.

References

- Afzali, S. H., Abedini M. J. and Monadjemi. P. (2009). Simulation of flow in porous media using coupled pressurized-free surface interconnected conduit network. *Iran Water Resour. Res.*, 5(2), 18- 29.
- Behnam, A., Gholam Alizadeh Ahangar, A., Rahmani, M. and Bamri, A. (2016). Evaluation of pollution and spatial changes of zinc, copper and nickel in soils of dry areas of Zabol-Zahedan route. *Sci. J. Soil Water Conserv. Res.*, 25(5), 201- 216.
- Enrique, S., Jacob, D., Barring, L., Christensen, O. B., Christensen, J. H., De Castro, M., Deque, M. and Jones, R. J. (2007). An inter-comparison of regional climate models for Europe. *J. Water Res.*, 81(1), 31-52.
- Fazl ali, Sh., Ebrahimi, S., Zakernia, M. and Movahedi Naini, A. (2015). Monitoring the Transfer of Kerosene and Water Transfer through Light Soil Containing Montmorillonite Nanoclay. *J. Soil Water Resour. Protect.*, 5(1), 55- 66 [In Persian].
- Flamaki, A., and Eskandari, M. (2012). Estimation of soil-water distribution coefficient of heavy metals using artificial neural networks. *J. Soil Water Resour. Protect.*, 2(1), 25- 36 [In Persian].
- Gandomi, M., Behbahaninia, A. and Farahani, M. (2020). The relationship between the

- concentration of heavy metals (lead and cadmium) in soil and seeds of wheat and risk assessment of consumption of wheat. *J. Environ. Sci. Technol.*, 19(2), 33- 46 [In Persian].
- Gholizadeh, M. H., Melesse, A. M. and Reddi, L. J. (2016). Water quality assessment and apportionment of pollution sources using APCS-MLR and PMF receptor modeling techniques in three major rivers of South Florida. *J. Water Eng.*, 56(8), 1552-1567.
- Karimi Sangchini, E., Ownegh, M., Sadoddin, A. and Yousefi Mobarhan, E. (2020). Predicting the impacts of land cover management scenarios on the run-off volume and river pollutants using the L-THIA model for the Hablehrud basin. *Watershed Manage. Res.*, 33(3), 36- 52 [In Persian].
- Kaya, B. and Gharehbaghi, A. (2014). Implicit solutions of advection diffusion equation by various numerical methods. *J. Basic Appl. Sci.*, 8(1), 381–391.
- Loushabi, M., Mazaheri, M. and Mohammadvali Samani, H. (2020). Application of the Quasi-Reversibility Method in Inverse computation of temporal and spatial pollutant concentration in time. *Iran. J. Soil Water Res.*, 51(3), 713- 726 [In Persian].
- Mirzaei, M. and Solgi, E. (2016). Evaluation of heavy metals concentration (cadmium, copper, manganese, nickel, lead and zinc) in sediments of Zayandehrood River. *J. Res. Environ. Health*, 4(4), 251- 265 [In Persian].
- Negahdar, R. and Mehdi Nejadiani, B. (2017). The effect of layered sand soil arrangement on non-reactive pollutant emission coefficient. *J. Soil Water Resour. Protect.*, 6(4), 59-74.
- Niko, M., Karimi, A., Karachian, R. and Bashi Azghadi, N. (2013). Development of long-term optimal rules for water allocation and pollution load in river-reservoir-groundwater systems: application of SVR simulation model. *Iran Water Environ. Eng.*, 11(1), 1-11.
- Parsaie, A., Haghiabi, A. and Najafian, Sh. (2015). Developing the Numerical method and MLP Model to simulation of flow over side weir. *J. Water Sci. Eng.*, 12(5), 7-20 [In Persian].
- Riahi Madvar, H. and Ayubzadeh, A. (2008). Estimation of longitudinal dispersion coefficient of pollution using adaptive neuro-inference system, *J. Water Wastewater*, 19(3), 34- 46 [In Persian].
- Schaffner, C. J. I., Konig, R. and Renner, R. (2009). The operational meaning of min-and max-entropy. *Aquacul. Res.*, 55(9), 4337-4347.
- Shahsavaripour, N. and Ismaili Sari, A. (2011). Investigation of microbial contamination of Haraz river and determination of permitted uses of river water according to international standards. *Sci. Technol. Quart.*, 13(4), 81- 94.
- Shamsaei, A. and Jialni, A. (2006). Numerical simulation of pollutant dispersion in surface water resources. *Iran Water Resour. Res.*, 2(2), 31- 38 [In Persian].
- Wang, H., Mamingi, N., Laplante, B. and Dasgupta, S. (2003) Incomplete enforcement of pollution regulation bargaining power of Chinese factories. *Environ. Resour. Econom.*, 24(3), 245–262.
- Wang, S., Chen, X., Shi, M., Zhao, L., Li, W., Chen, Y. and Li, Y. J. (2015). Absorption of whey protein isolated (WPI)-stabilized β -Carotene emulsions by oppositely charged oxidized starch microgels. *J. Int. Econom.*, 67(1), 315-322