

Numerical simulation of pollutant flow path in groundwater of Birjand plain

Afsaneh Farpoor¹ | Ali Shahidi^{*2} | Abolfazl Akbarpur³

1. Ph.D. Student of Water Resources, University of Birjand. E-mail: afsane.farpoor@gmail.com

2. Corresponding Author, Associate Prof., Dept. of Water Science and Engineering, University of Birjand. E-mail: ashahidi@birjand.ac.ir

3. Professor, Dept. of Civil Engineering, University of Birjand. E-mail: akbarpour@birjand.ac.ir

Article Info

Article type:
Research Full Paper

Article history:
Received: 11.22.2020
Revised: 03.11.2022
Accepted: 03.16.2022

Keywords:
Contamination transfer,
GMS,
Groundwater flow,
MODFLOW,
MODPATH

ABSTRACT

Background and Objectives: Groundwater reserves in Iran is one of the main sources of water supply that in recent decades, the emergence of factors such as development, increased groundwater extraction and drought has reduced the quantity and quality of these resources. Therefore, proper management should be done to protect and sustain these valuable reserves and to avoid further negative consequences as much as possible. Lack of proper management in the operation of Birjand aquifer, the necessary conditions for subsidence, an irreparable accident, provides this plain. Therefore, given the importance of these valuable reserves, appropriate strategies for the sustainability of these resources should be considered. By increasing awareness about the quality of groundwater in this area and simulating the transfer of potential contaminants in these waters, we can understand the direction and speed of contamination transfer, determine the areas that are at risk of groundwater pollution in the coming years. Identification and analysis of aquifer status were evaluated in order to evaluate the effects of management scenarios.

Materials and Methods: At first, numerical modeling of Birjand aquifer was performed. MODFLOW numerical simulation of Birjand aquifer area was performed in two permanent and non-permanent modes in 2011. Then the hydraulic conductivity calibration was performed on the mentioned date and validated for two years 2012 and 2013. Then, the necessary scenarios for the project, considering different points for wastewater discharge and artificial feeding, were defined. Finally, the effects of increase and decrease of 20% harvest on pollutant movement were investigated using MODPATH.

Results: The calibration results show that the observed and calculated mid-level error (RMSE) is 1.071 meters, which is desirable. Also, the level calculated by the model indicates the movement of groundwater in the direction of the dominant slope of the region, ie from east and northeast to west and southwest. Also, the way particles move corresponds to the groundwater gradient and in the general direction from east to west. The length of motion of the particle at a given time in the eastern part of the aquifer is less than the western part.

Conclusion: The results showed that the statistical parameters of mean error (ME), mean error (MAE) and root mean square error (RMSE) were 0.09, 0.944 and 1.071 m for the model in unstable conditions, respectively.

The simulation period of 1095 days for validation has been estimated at - 0.158, 1.639 and 2.438 meters, respectively. Therefore, the model can be used for prediction. The results of the applied scenarios of increase and decrease of 20% of Birjand groundwater abstraction do not show a significant difference in 10,000 days of groundwater hydraulic flow and movement of pollutant particles, but the artificial feeding scheme has a significant effect on how are transported pollutant particles. Therefore, due to the problems in Birjand groundwater, it is necessary to implement an artificial recharging plan for this city.

Cite this article: Farpoor, Afsaneh, Shahidi, Ali, Akbarpur, Abolfazl. 2022. Numerical simulation of pollutant flow path in groundwater of Birjand plain. *Journal of Water and Soil Conservation*, 28 (4), 101-122.



© The Author(s).

DOI: 10.22069/jwsc.2022.19708.3514

Publisher: Gorgan University of Agricultural Sciences and Natural Resources

شبیه‌سازی عددی مسیر جریان آلاینده در آب زیرزمینی دشت بیرجند

افسانه فرپور^۱ | علی شهیدی*^۲ | ابوالفضل اکبرپور^۳

۱. دانشجوی دکتری منابع آب، دانشگاه بیرجند. رایانامه: afsane.farpoor@gmail.com
۲. نویسنده مسئول، دانشیار گروه علوم و مهندسی آب، دانشگاه بیرجند. رایانامه: ashahidi@birjand.ac.ir
۳. استاد گروه مهندسی عمران، دانشگاه بیرجند. رایانامه: akbarpour@birjand.ac.ir

اطلاعات مقاله	چکیده
نوع مقاله: مقاله کامل علمی-پژوهشی	سابقه و هدف: ذخایر آب زیرزمینی در ایران یکی از اصلی‌ترین منابع تأمین آب است که در چند دهه اخیر بروز عواملی هم‌چون توسعه، افزایش استحصال از آب زیرزمینی و خشک‌سالی موجب کاهش کمیت و کیفیت این منابع شده است. از این رو باید مدیریت صحیحی برای حفاظت و پایداری از این ذخایر ارزشمند صورت گیرد و تا حد ممکن از بروز پیامدهای منفی بیش‌تر جلوگیری شود. عدم مدیریت درست در بهره‌برداری از آبخوان بیرجند، شرایط لازم برای فرونشست، حادثه‌ای غیرقابل اصلاح، این دشت را فراهم می‌کند. از این رو با توجه به اهمیت این ذخایر ارزشمند باید راهبردهای مناسبی در جهت پایداری این منابع مورد بررسی قرار گیرد. با افزایش آگاهی در مورد کیفیت آب‌های زیرزمینی این منطقه و شبیه‌سازی انتقال آلودگی‌های احتمالی موجود در این آب‌ها می‌توان به جهت و سرعت انتقال آلودگی پی برده، مناطقی را که در سال‌های آینده با خطر آلودگی آب‌های زیرزمینی مواجه می‌شوند، تعیین کرد. شناسایی و تحلیل وضعیت آبخوان در جهت ارزیابی اثرات اجرای سناریوهای مدیریتی مورد بررسی قرار گرفت.
تاریخ دریافت: ۱۳۹۹/۰۹/۰۲ تاریخ ویرایش: ۱۴۰۰/۱۲/۲۰ تاریخ پذیرش: ۱۴۰۰/۱۲/۲۵	
واژه‌های کلیدی: انتقال آلودگی، جریان آب زیرزمینی، GMS، MODFLOW، MODPATH	مواد و روش‌ها: در ابتدا مدل‌سازی عددی آبخوان بیرجند انجام شد. محدوده آبخوان بیرجند در دو حالت ماندگار و غیرماندگار در سال ۱۳۹۰ با استفاده از مدل MODFLOW شبیه‌سازی شد. سپس واسنجی هدایت هیدرولیکی در تاریخ مذکور انجام گردید و برای دو سال ۱۳۹۱ و ۱۳۹۲ صحت‌سنجی شد. سپس سناریوهای لازم جهت اجرا پروژه، در نظر گرفتن نقاط مختلف به منظور تخلیه فاضلاب و تغذیه مصنوعی، تعریف شد. در آخر اثرات احیا، افزایش و کاهش ۲۰ درصدی برداشت بر حرکت آلاینده با استفاده از مدل MODPATH بررسی شد.
	یافته‌ها: نتایج حاصل از کالیبراسیون نشان می‌دهد که خطای میان تراز (RMSE) مشاهده شده و محاسبه شده ۱/۰۷۱ متر است که مطلوب است. هم‌چنین تراز محاسبه شده توسط مدل نشان‌دهنده حرکت آب‌های زیرزمینی در جهت شیب غالب منطقه یعنی از شرق و شمال شرقی

به غرب و جنوب غربی است. هم چنین نحوه حرکت ذرات منطبق بر گرادیان آب های زیرزمینی و در جهت کلی شرق به غرب است. طول حرکت ذره در زمان معین در قسمت شرقی آبخوان کم تر از قسمت غربی آن است.

نتیجه گیری: نتایج نشان داد مقادیر پارامترهای آماری میانگین خطا (ME)، میانگین مطلق خطا (MAE) و ریشه میانگین مربعات خطا (RMSE) به ترتیب ۰/۰۹، ۰/۹۴۴ و ۱/۰۷۱ متر برای مدل در شرایط غیرماندگار بود هم چنین این مقادیر برای دوره شبیه سازی ۱۰۹۵ روزه به منظور صحت سنجی، به ترتیب ۰/۱۵۸-، ۱/۶۳۹ و ۲/۴۳۸ متر برآورد شده است؛ بنابراین، می توان مدل را برای پیش بینی مورداستفاده قرار داد. حاصل نتایج سناریوهای اعمالی افزایش و کاهش ۲۰ درصدی برداشت از آب زیرزمینی بیرجند تفاوت قابل توجهی در مدت ۱۰,۰۰۰ روز در جریان هیدرولیکی آب زیرزمینی و حرکت ذرات آلاینده نشان نمی دهد اما طرح تغذیه مصنوعی تأثیر فراوانی در نحوه انتقال ذرات آلاینده می گذارد. بنابراین با توجه به مشکلات موجود در آب زیرزمینی بیرجند اجرای طرح تغذیه مصنوعی برای این شهر الزامی است.

استناد: فرپور، افسانه، شهیدی، علی، اکبرپور، ابوالفضل (۱۴۰۰). شبیه سازی عددی مسیر جریان آلاینده در آب زیرزمینی دشت بیرجند. پژوهش های حفاظت آب و خاک، ۲۸ (۴)، ۱۰۱-۱۲۲.

DOI: 10.22069/jwsc.2022.19708.3514



© نویسندگان.

ناشر: دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان

مقدمه

آب‌های زیرزمینی بخش مهمی از منابع آبی مورداستفاده برای شرب و سایر مصارف متنوع بشر را تشکیل می‌دهند و حفاظت از کیفیت آب‌زیرزمینی امری بسیار مهم است؛ با توجه به افزایش آلودگی‌ها، محافظت از کیفیت آب‌زیرزمینی به چالشی بزرگ در سطح جهانی تبدیل شده است و دهه‌های اخیر آلودگی آب‌های زیرزمینی تحت‌تأثیر فعالیت‌های انسانی مشکلات متعددی را به بار آورده است. مدل‌سازی عددی آب‌زیرزمینی ابزاری مهم برای مدیریت منابع آب در آبخوان‌ها می‌باشد. این مدل‌ها می‌توانند برای تخمین پارامترهای هیدرولیکی و همچنین مدیریت منابع آب و پیش‌بینی چگونگی تغییر یک آبخوان در مقابل تغییرات آب و هوایی و پمپاژ استفاده شوند (۲۰). از آنجایی که آب‌های زیرزمینی در معرض آلودگی‌های شدید قرار دارند، استراتژی‌های مؤثر برای مدیریت و حفاظت منابع آب‌های زیرزمینی برای اجتناب از اثرات محیطی برگشت‌ناپذیر مانند کاهش شدید کیفیت این آب‌ها و نابودی آن‌ها لازم است (۱۴). از این رو مدل‌سازی انتقال و سرانجام آلودگی‌های مختلف در آب‌های زیرزمینی در سال‌های اخیر موردتوجه زیادی قرار گرفته است. در اثر همین افزایش توجه، مدل‌های عددی مختلفی برای تحلیل چگونگی حرکت آلودگی در آب‌های زیرزمینی توسعه‌یافته است. امروزه استفاده از مدل‌ها برای به تصویر کشیدن واقعیات و فهم بهتر آن‌ها و همچنین اتخاذ تصمیمات درست در مورد هر پدیده‌ای بسیار متداول شده است. مدل‌های شبیه‌سازی جریان آب‌های زیرزمینی یکی از این مدل‌هاست که مورداستفاده قرار می‌گیرند و دقت و صحت نتایج آن‌ها نیز به اثبات رسیده است (۱۳).

مدل آب‌زیرزمینی در واقع فرم ساده‌شده‌ای از یک سیستم واقعی آب‌های زیرزمینی است که به‌طور

تقریبی همبستگی بین عمل و عکس‌العمل هیدرودینامیکی را در یک سیستم ارائه می‌دهد (۱) و (۲). در ایران تاکنون از روش مدل‌سازی در مطالعات مختلفی بهره گرفته شده است. برای مثال مشهدی و همکاران (۲۰۱۰) در مطالعه موردی آبخوان امام‌آباد اراک به بررسی و مدل‌سازی آلودگی آب‌های زیرزمینی در اثر مجاورت با محل دفن زباله پرداختند، بعد از نمونه‌گیری از خاک و آب چاه‌های شرب، آبخوان را با نرم‌افزار MODFLOW شبیه‌سازی کردند. نتایج نشان داد که منطقه موجود از پتانسیل آلودگی بالایی برخوردار بوده و در صورت عدم کنترل و رفع آلودگی آبخوان با مشکلات جدی از جمله آلودگی چاه‌های آب شرب روبرو خواهند شد (۱۷). شجاعی و سامانی (۲۰۱۱) پژوهشی در راستای بهینه‌سازی روش پمپاژ و تصفیه برای پاک‌سازی آب‌های زیرزمینی آلوده به نفت را با استفاده از نرم‌افزارهای MODFLOW و MODPATH انجام گرفته است که یک منبع آلودگی نقطه‌ای فرضی به آبخوان بررسی شده وارد شد و ابرآلودگی ناشی از این منبع به‌دست آمد و سناریوهای مختلف پاک‌سازی آلودگی موردبررسی قرار گرفت (۲۱). قلی‌زاده و سامانی میزان تبادل آب‌های سطحی و زیرزمینی با آنالیز تحلیلی و عددی زون‌گیرش را بررسی کردند که هندسه زون‌گیرش و سهم رودخانه در تأمین دبی پمپاژ نسبت به پارامترهای کنترل‌کننده آن مورد مطالعه قرار گرفت، نتایج نشان داد که با کاهش فاصله بین چاه و رودخانه، دبی ورودی به چاه در سفره‌های آزاد به‌صورت خطی و در سفره‌های تحت‌فشار به‌صورت تصاعدی افزایش می‌یابد (۱۱). در این مطالعه پس از شبیه‌سازی آبخوان، حریم کمی و کیفی نسبت به نیترات برای چاه‌های تأمین‌کننده آب آشامیدنی در یکی از دشت‌های استان فارس انجام شده است. بانژاد و همکاران (۲۰۱۳)، با استفاده از نرم‌افزار Modflow

و همکاران (۲۰۰۷) با استفاده از مدل‌سازی عددی حرکت آب زیرزمینی، ناحیه گیرش چاه‌های شرب را تعیین کردند. این اطلاعات برای تحلیل ریسک آلودگی و شناسایی مناطقی که دارای اولویت برای پایش هستند به کار گرفته شد (۱۸ و ۲۲). هنگ سنگ و همکاران (۲۰۱۹) از دو کد نرم‌افزاری MODFLOW و MODPATH به منظور مدیریت تغذیه آبخوان استفاده کردند. ایشان بیان نمودند اگرچه رویکرد مدل‌سازی زمینه‌های دقیقی را ارائه نمی‌کند اما یک ابزار مدیریتی است و بینش‌های کلیدی را ارائه می‌دهد که در سامانه‌های آبخوان با ویژگی‌های مشابه قابل اجرا هستند (۱۷).

انصاری‌فر و همکاران طی پژوهشی به شبیه‌سازی رفتار هیدرولیکی آبخوان ساحلی گرگان پرداختند. نتایج نشان داد بیش‌ترین و کم‌ترین میزان خطا در فصول زمستان و تابستان مطابق با کم‌ترین و بالاترین سطح آب دریا بوده و نشان‌دهنده تأثیر قابل توجه دریا بر رفتار هیدرولیکی آبخوان ساحلی است (۶).

انصاری‌فر و همکاران (۲۰۱۹) نیز طی پژوهشی به تفسیر داده‌های گمانه و روش حل معکوس برای تخمین هدایت هیدرولیکی و آبدهی ویژه برای آبخوان محصور نشده بندرگز واقع در شمال ایران با در نظر گرفتن عدم دسترسی به داده‌های آزمایش پمپاژ پرداختند (۵).

بررسی کمیت و کیفیت آب‌های زیرزمینی دشت بیرجند به دلیل تأمین بخش عمده‌ای از آب کشاورزی و آشامیدنی از اهمیت خاصی برخوردار است. با دانستن کیفیت آب‌های زیرزمینی این منطقه و شبیه‌سازی انتقال آلودگی‌های احتمالی موجود در این آب‌ها می‌توان:

- به جهت و سرعت انتقال آلودگی پی برد.
- مناطقی را که در سال‌های آینده با خطر آلودگی آب‌های زیرزمینی مواجه می‌شوند را تعیین کرد.

به شبیه‌سازی عددی جریان و انتقال آلودگی در آب‌های زیرزمینی آبخوان دشت نهاوند پرداختند و به این نتیجه دست یافتند که تراز محاسبه‌شده توسط مدل نشان‌دهنده حرکت آب‌های زیرزمینی در جهت شیب غالب منطقه یعنی جنوب شرقی به شمال غربی است. در نهایت از کد عددی MODPATH که انتقال توده‌ای ذرات را شبیه‌سازی می‌کند برای تخمین مسیر حرکت آلودگی و هم‌چنین مبدأ آلودگی استفاده نمودند (۵). اکبرپور و همکاران (۲۰۱۱)، با استفاده از نرم‌افزار WHEAM2000 به مدل‌سازی عددی آب زیرزمینی دشت بیرجند پرداختند و نواحی حفاظتی برای تک‌تک چاه‌ها مورد مطالعه را محاسبه نمودند، ایشان به این نتایج دست یافتند که میزان دبی بهره‌برداری و هدایت هیدرولیکی نقش به‌سزایی در اندازه و شعاع حفاظتی در محدوده شهر بیرجند داشته است، به طوری که بالا بودن دبی و هدایت هیدرولیکی در برخی چاه‌ها باعث بالا رفتن شعاع حفاظتی گشته است (۳). فرپور و همکاران بررسی وضعیت کیفی دشت بیرجند پرداختند. این پژوهش از مدل عددی به‌منظور پیش‌بینی وضعیت کروم آبخوان در آینده انجام شد. نتایج نشان داد کاهش و افزایش برداشت ۵٪ از چاه‌های بهره‌برداری طی سال‌های متمادی تأثیر قابل توجهی بر غلظت کروم موجود در آب زیرزمینی نخواهد داشت و باید تمهیدات مدیریتی خاص مانند تغذیه مصنوعی را اعمال کرد (۸ و ۹). وولو و همکاران (۱۹۹۵)، به توصیه حریم کیفی با استفاده از روش تحلیلی آب زیرزمینی برای چاه‌های موجود در بروکلین پارک در مینسوتای آمریکا پرداختند. این کار با شبیه‌سازی جریان پایدار در آبخوان فرانکونیوا-آیرونتون-گالسویل و سطح آب زیرزمینی انجام شد. در نهایت حریم کیفی به روش معکوس^۱ برای چاه‌های موجود تعیین شد (۲۴). تورلی و کلندر هم‌چنین نوبه

دشت حرکت می‌کنیم شیب آن کم‌تر و سطح زمین حالت مسطح دارد. سفره آب زیرزمینی دشت از نوع آزاد و ناهمگن است. آبخوان دشت بیرجند با مساحت ۲۶۵ کیلومترمربع و متوسط ضخامت اشباع ۳۰ متر، در مختصات عرض جغرافیایی ۳۴° و ۳۲° تا ۸° و ۳۳° شمالی و طول جغرافیایی ۴۱° و ۵۸° تا ۴۴° و ۵۹° شرقی در استان خراسان جنوبی واقع گردیده است. وسعت کل حوزه آبخیز دشت بیرجند در حدود ۳۴۰۸ کیلومترمربع است (شکل ۱).

بوده که از این میزان حدود ۱۳۸۳ کیلومترمربع را دشت و بقیه را ارتفاعات تشکیل می‌دهد.

- برای جلوگیری از انتشار بیشتر آلودگی اقداماتی نظیر کاهش و افزایش برداشت و یا تغذیه مصنوعی را انجام داد.
- به خصوصیات هیدرولیکی ساختار زمین‌شناسی، تراز سطح آب‌های زیرزمینی، مقدار تغذیه آب‌های زیرزمینی از طریق بارش و میزان تخلیه از این منابع پی برد.

مواد و روش‌ها

دشت بیرجند براساس طبقه‌بندی‌های اقلیمی جزء مناطق خشک محسوب می‌شود. شیب زمین در قسمت‌های شرقی زیاد و هرچه به قسمت‌های غربی



شکل ۱- موقعیت جغرافیایی منطقه مورد مطالعه.

Figure 1. Geographical location of the study area.

سیستم جریان عبارت است از:

فرم کلی معادله بر جریان آب زیرزمینی از دیدگاه

$$\frac{\partial}{\partial x} (k_x \frac{\partial h}{\partial x}) + \frac{\partial}{\partial y} (k_y \frac{\partial h}{\partial y}) + \frac{\partial}{\partial z} (k_z \frac{\partial h}{\partial z}) = \frac{s_s \partial h}{\partial t} + R \quad (1)$$

در آبخوان‌های آزاد ضخامت لایه اشباع با تغییر ارتفاع سطح آب زیرزمینی تغییر می‌کند. برای حل معادله جریان در این حالت دوپویی (۱۸۶۳) فرضیاتی را وضع کرد که عبارت‌اند از:

که در آن، k_x ، k_y و k_z مؤلفه‌های تانسور هدایت هیدرولیکی، h بار پتانسیل، S_s ظرفیت ویژه و R مؤلفه تغذیه‌کننده یا تخلیه‌کننده (به ترتیب با علامت مثبت یا منفی) آبخوان می‌باشند (۲۳).

الف) جریان افقی است. معادله‌ای که بر اساس فرضیات دوپویی و معادله پیوستگی در شرایط وجود جریان سه‌بعدی و ماندگار استخراج گردیده عبارت است از:

$$\frac{\partial}{\partial x} \left(h \frac{\partial h}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(h \frac{\partial h}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(h \frac{\partial h}{\partial z} \right) = \frac{S_y}{k} \frac{\partial h}{\partial t} \quad (2)$$

به خود h کوچک باشد می‌توان معادله بوزینسک را خطی نمود. در این حالت می‌توان عمق متغیر جریان اشباع را با ضخامت میانگین b جایگزین نمود و آنگاه به دست می‌آید:

$$\frac{\partial^2 h}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 h}{\partial y^2} + \frac{\partial^2 h}{\partial z^2} = \frac{S_y}{bk} \frac{\partial h}{\partial t} \quad (3)$$

اضافه نمود. معادله خطی شده بوزینسک با در نظر گرفتن عبارت تغذیه/تخلیه R برای آبخوان‌های آزاد در حالت سه‌بعدی به صورت زیر است:

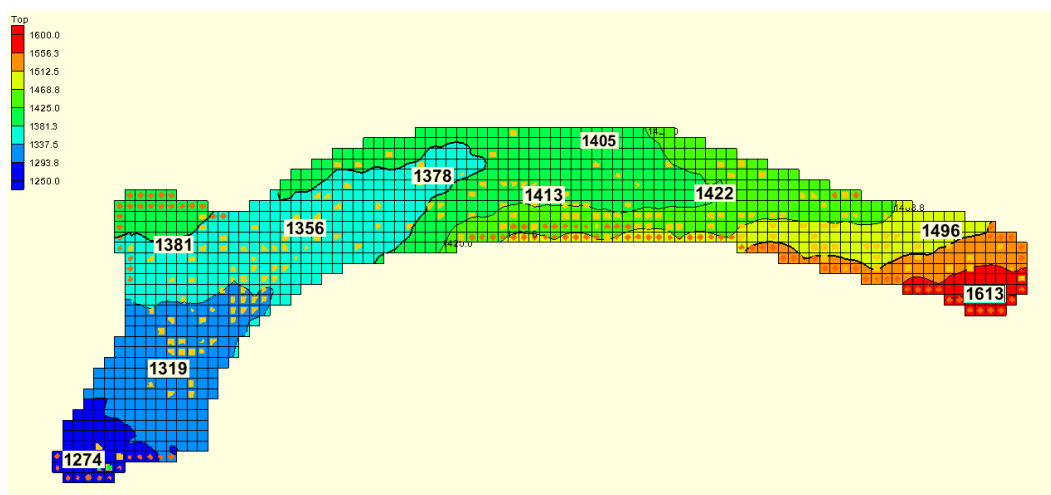
$$\frac{\partial}{\partial x} \left(\frac{k_x \partial h^2}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(\frac{k_y \partial h^2}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(\frac{k_z \partial h^2}{\partial z} \right) = 2S_y \frac{\partial h}{\partial t} \quad (4)$$

- میزان تغذیه (شامل تغذیه از بارش و تغذیه ناشی از برگشتی شرب، کشاورزی و صنعت است)
 - داده‌های چاه‌های بهره‌برداری (دبی پمپاژ، عمق حفاری، اسکرین‌گذاری)
 - عمق چاه‌های مشاهده‌ای
 - داده‌های قابلیت انتقال و مقاومت عرضی
 - نقشه توپوگرافی سطحی
- نقشه سنگ کف آبخوان در شکل‌های ۲ و ۳ تغییرات توپوگرافی و سنگ کف را در آبخوان بیرجند بعد از اجرای مدل مشاهده می‌شود. عدد ارتفاعی برای توپوگرافی و سنگ کف از ناحیه شرقی به غرب و جنوب‌غربی آبخوان کم می‌شود و در ناحیه زهکش به کم‌ترین مقدار خود می‌رسد.

که در آن، k نفوذپذیری و S_y آبدهی ویژه است. رابطه ۲ معادله دیفرانسیل جزئی غیرخطی بوزینسک است که به دلیل غیرخطی بودن حل آن به وسیله روش‌های تحلیلی مشکل است. وقتی که تغییرات مکانی h نسبت

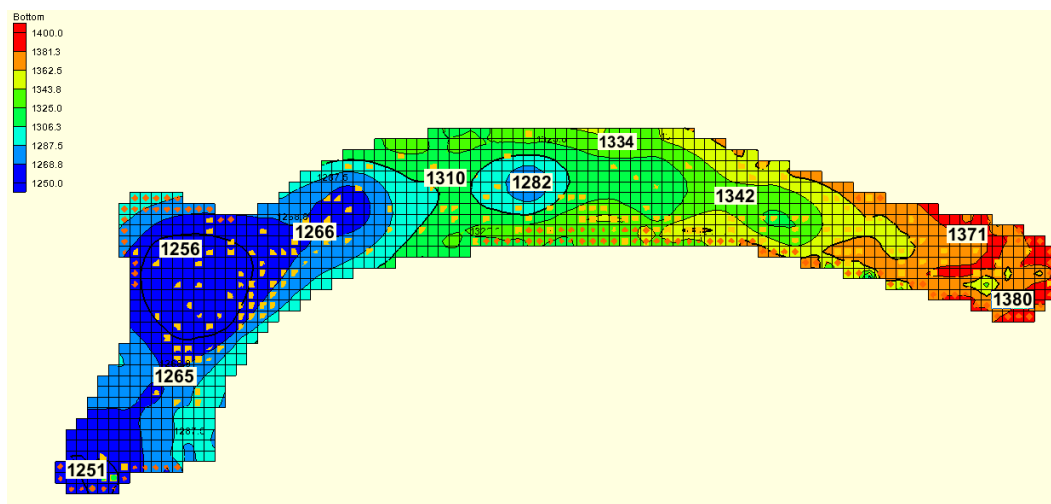
در صورتی که منبع تغذیه‌کننده یا تخلیه‌کننده و یا نشت در آبخوان وجود داشته باشند، می‌توان نرخ تغذیه یا تخلیه یا عبارت نشت را به سمت راست معادله حاکم

- برای حل این معادلات از روش تفاضل محدود در GMS استفاده شده است.
- برای ایجاد مدل جریان (مدل کمی) در نرم‌افزار GMS از روش مدل مفهومی استفاده شده است. اطلاعات موردنیاز جهت تهیه مدل مفهومی شامل موارد زیر است:
- نقشه زمین‌شناسی (ورقه ۱:۲۵۰۰۰۰ بیرجند)
- عکس‌های ماهواره‌ای
- مختصات جغرافیایی پیزومترها و چاه‌های بهره‌برداری
- داده‌های تراز چاه‌های مشاهده‌ای در سطح زمین
- گزارش‌های موجود (ژئوفیزیک، هیدرولوژی، هیدروژئولوژی)



شکل ۲- تغییرات توپوگرافی مدل شده.

Figure 2. Modeled topographic changes.



شکل ۳- تغییرات سنگ بستر مدل شده.

Figure 3. Modeled bedrock changes.

در مدل‌سازی جریان معمولاً از مرزهای با هد ثابت (هد مشخص) یا به عبارت دیگر از نوع شرط مرزی دیریکله استفاده می‌شود.

بلکه آب ورودی برآورد شده به آبخوان ناشی از جبهه‌های ورودی آب‌زیرزمینی به صورت شارژ یا تغذیه سطحی به مدل وارد شده است. بدین‌منظور ابتدا مقاطع جبهه‌های ورودی به همراه حجم آب عبوری از هر کدام را که به صورت فایل GIS ذخیره شده فراخوانده، پس‌از آن در مرزهای آبخوان

برای بررسی شرایط مرزی آبخوان در نرم‌افزار GMS، گزینه‌های زیر برای تعریف مرز مدل وجود دارد:

۱- مرز بدون جریان

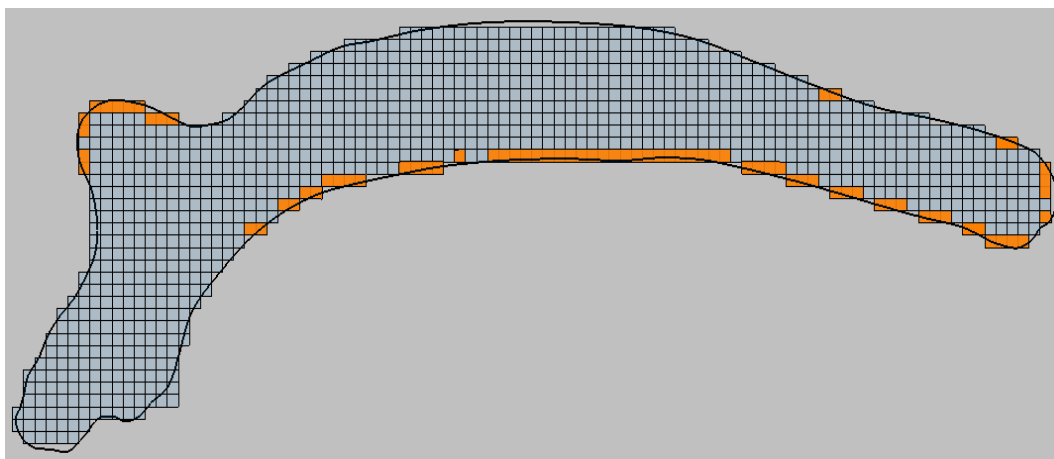
۲- مرز با هد ثابت

۳- مرز با هد کلی یا GHB

در بعضی مدل‌سازی‌ها از مرزهای GHB برای تعیین شرایط مرزی استفاده می‌شود. در این مطالعه از این‌گونه مرزها استفاده نشده است.

به‌عنوان نرخ شارژ به سلول‌های متناظر با مقاطع وارد می‌شود. شکل ۴ سلول‌های مبین شرایط مرزی آبخوان را نشان می‌دهد.

پلی‌گون‌های متناظرشان ظاهر می‌شود. حجم عبوری از هر مقطع را بر تعداد سلول‌های آن تقسیم نموده و پس از تقسیم بر مساحت یک سلول، مقدار آن



شکل ۴- شرایط مرزی آبخوان.

Figure 4. Aquifer boundary conditions.

محاسبه‌ای و مشاهده‌ای، نمودار مقادیر باقی‌مانده (مقدار مشاهده‌ای از مقدار محاسبه‌ای کم می‌شود) در مقابل داده‌های مشاهده‌ای و بیلان تهیه‌شده توسط مدل، استفاده می‌شود.

هدف از واسنجی به حداقل رساندن خطا یا معیار واسنجی است. سه روش معمول برای نشان دادن معیار واسنجی عبارت‌اند از:

- میانگین خطا: عبارت است از میانگین اختلاف بین بار هیدرولیکی مشاهده‌شده (h_m) با بار هیدرولیکی شبیه‌سازی شده (h_s).

$$ME = \frac{\sum_{i=1}^n (h_m - h_s)_i}{n}$$

- میانگین مطلق خطا: عبارت است از مقدار میانگین قدرمطلق اختلاف بار هیدرولیکی شبیه‌سازی شده با بار هیدرولیکی مشاهده شده.

مرحله واسنجی، مهم‌ترین و مشکل‌ترین عمل در مطالعات مدل‌سازی است. واسنجی عبارت است از فرآیند پیدا کردن مجموعه‌هایی از شرایط مرزی، تنش‌ها و پارامترهای هیدروژئولوژیک به‌طوری‌که نتایج به‌دست‌آمده از مدل به‌صورت بسیار نزدیکی بر مقادیر مشاهده‌ای در صحرا برازش پیدا کند (۱۶). واسنجی در مدل موردنظر در سال ۱۳۹۰ اجرا گردید.

برای ارزیابی نتایج واسنجی از امکانات نرم‌افزار GMS مانند هدف واسنجی، میانگین خطا (ME)، میانگین مطلق خطا (MAE)، ریشه میانگین مربعات خطاها (RMSE)، نمودار پراکندگی بین داده‌های

(۵)

که در آن، n تعداد پیژومترهاست. اندازه‌گیری ME ساده و آسان است ولی معیار مناسبی نیست، چرا که اختلاف میانگین‌های مثبت و منفی با هم جمع جبری شده و اثر یکدیگر را خنثی می‌کنند. از این رو ME پایین، الزاماً نشان‌دهنده یک واسنجی خوب نیست.

$$MAE = \frac{\sum_{i=1}^n |(h_m - h_s)_i|}{n} \quad (6)$$

اختلاف‌های بین بار هیدرولیکی شبیه‌سازی شده با بار هیدرولیکی مشاهده شده.

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (h_m - h_s)_i^2}{n}} \quad (7)$$

افزایش یافت، یعنی تعداد دوره تنش و گام‌های زمانی دو برابر شد. داده‌های ورودی موردنیاز برای سال دوم مانند دبی چاه‌ها و نرخ تغذیه برابر سال اول مدل‌سازی فرض شد، به عبارت دیگر مقادیر تخلیه و تغذیه در سال دوم تکرار شد. تنها جهت بررسی میزان خطای مدل، مقادیر سطح آب مشاهداتی پی‌زومترها برای سال‌های ۹۱ و ۹۲ به مدل اضافه شد

معادلات حاکم بر حرکت آلاینده پایستار در سفره آب‌زیرزمینی همراه با اندرکنش آب سطحی در حالت سه‌بعدی برای محیط متخلخل غیرایزوتروپ در جریان غیردائمی مطابق رابطه زیر می‌باشد:

$$\frac{\partial}{\partial x} \left(D_x \frac{\partial C_a}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(D_y \frac{\partial C_a}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(D_z \frac{\partial C_a}{\partial z} \right) - V_x \frac{\partial C_a}{\partial x} - V_y \frac{\partial C_a}{\partial y} - V_z \frac{\partial C_a}{\partial z} - \frac{Q_{ss}}{\rho} (C_a - C_{ss}) = \frac{\partial C_a}{\partial t} \quad (8)$$

خارج می‌شود. اغلب حرکت آلاینده مابین آب سطحی و آب‌زیرزمینی در قالب چشمه و چاه، $(C_a - C_{ss})$ و $\frac{Q_u}{\rho}$ در معادله حرکت آلاینده وارد می‌گردد. فرآیند پخشیدگی مولکولی در یک محیط متخلخل اشباع را نمی‌توان از فرآیند پخشیدگی مکانیکی جدا کرد. بنابراین جمع این دو فرآیند به‌عنوان یک پارامتر که ضریب پخشیدگی هیدرودینامیکی است نامیده می‌شود. این ضریب را می‌توان با استفاده از روابط زیر محاسبه نمود.

$$D_L = \alpha_L v_i + D^* \quad (9)$$

$$D_T = \alpha_T v_i + D^* \quad (10)$$

$$D_V = \alpha_V v_i + D^* \quad (11)$$

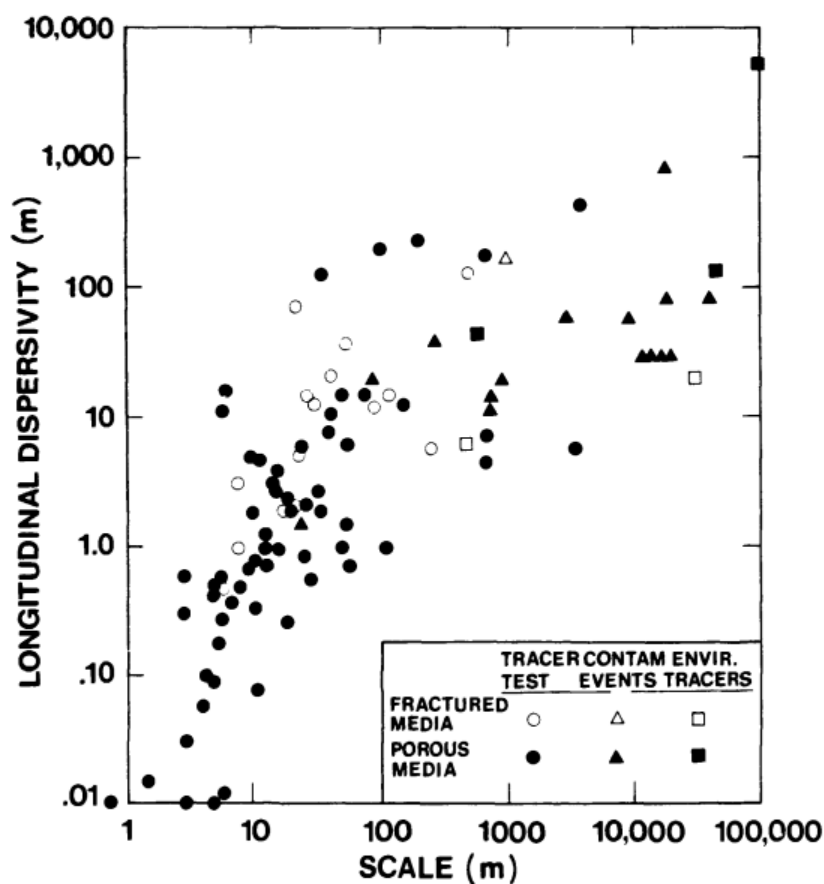
- ریشه میانگین مربعات خطا: ریشه میانگین مربعات خطا با انحراف معیار برابر است با جذر میانگین مربع

انتخاب هر یک از معیارهای خطای فوق‌الذکر بر مقادیر پارامترهای انتخابی برای مدل کالیبره شده، مؤثر است (۴). در صورتی که خطاها به صورت نرمال توزیع شده باشند، خطای RMSE بهترین معیار خطا می‌باشد. برای صحت‌سنجی، پس از کالیبره کردن مدل، برای اطمینان از قابلیت مدل برای پیش‌بینی سطح آب در آینده، باید مدل در شرایط زمانی متفاوت نسبت به دوره شبیه‌سازی مورد امتحان قرار گیرد و یا به عبارتی دیگر صحت‌سنجی شود. صحت‌سنجی بدین صورت انجام شد که به مدل اصلی داده‌های سال بعد افزوده شده و طول دوره شبیه‌سازی به ۲ سال

که در آن، C_a غلظت آلاینده پایستار در سفره آب زیرزمین D_x, D_y, D_z و V_x, V_y, V_z به ترتیب ضرایب پخشیدگی هیدرودینامیکی و سرعت جریان در راستای x, y و z می‌باشند. معمولاً بردار سرعت از حل معادلات حاکم بر جریان حاصل می‌گردد. Q_{ss} میزان دبی حجمی در واحد حجم لایه آبدار می‌باشد که به سیستم آب‌زیرزمینی وارد یا از آن خارج می‌شود. ρ تخلخل محیط متخلخل و C_{ss} غلظت آلاینده است که از طریق چشمه و چاه به آب‌زیرزمینی وارد یا از آن

است. بنابراین برای به دست آوردن ضریب پخشیدگی هیدرودینامیکی و به دنبال آن حل معادلات حاکم بر حرکت آلاینده به مقادیر ضرایب دیسپرسیویته نیاز است. گل‌هار (۱۹۸۶) یک نمودار ارائه داد که براساس داده‌های بیش‌تر و طول‌های مسیر جریان بزرگ‌تر به‌دست آمده بود. داده‌های اضافی در نمودار گل‌هار به این نکته اشاره می‌کنند که رابطه بین α_L و طول مسیر جریان به مراتب پیچیده است. با توجه به نمودار گل‌هار می‌توان مشاهده نمود که با توجه به نوع و ساختار خاک، رابطه بین α_L و طول مسیر جریان بین ۰/۰۱ تا ۱۰ متغیر است (۱۰).

که در آن،
 $D_V D_T D_L$: ضریب پخشیدگی هیدرودینامیکی
 طولی، عرضی و عمقی ($L^2 T^{-1}$)
 $\alpha_V \alpha_T \alpha_L$: دیسپرسیویته دینامیکی طولی، عرضی و عمقی (L)
 V_i : سرعت متوسط خطی در جهت i ($L T^{-1}$)
 ضریب α خاصیتی از محیط متخلخل را نشان می‌دهد که دیسپرسیویته دینامیکی یا به شکل ساده دیسپرسیویته نامیده می‌شود. در مسائل عملی معمولاً پخشیدگی مولکولی در مقایسه با پخشیدگی مکانیکی در درجه دوم اهمیت بوده و قابل صرف‌نظر کردن



شکل ۵- نمودار مقادیر اندازه‌گیری شده پخشیدگی طولی در آزمایشات صحرائی (۱۰).

Figure 5. Graph of measured longitudinal dispersion values in field experiments (10).

معمولاً در مسائل حرکت آلاینده‌ها پایستار ضریب پخشیدگی طولی بیش‌ترین تأثیر را در حل معادلات حاکم دارد. بزرگی ضریب پخشیدگی طولی به مقیاس مسأله و طول مسیر طی شده توسط جریان بستگی دارد. با توجه به نوع و دانه‌بندی خاک و مقیاس مسأله و با استفاده از نمودار گل‌هار می‌توان رابطه بین α_L و طول مسیرهای جریان را تشخیص داد.

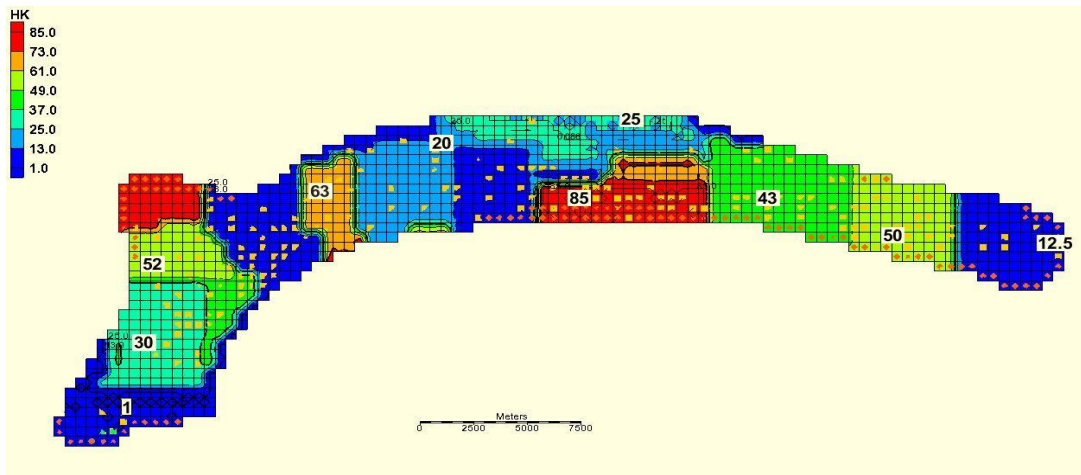
مدل‌های شبیه‌سازی انتقال آلاینده برای حل معادلات حاکم بر حرکت آلاینده نیاز به ضرایب دیسپرسیویته دارد. این ضرایب دیسپرسیویته طولی، عرضی و عمقی هستند. معمولاً در مسائل حرکت آلاینده‌های پایستار ضریب دیسپرسیویته طولی بیش‌ترین تأثیر را در حل معادلات حاکم دارد. همان‌گونه که قبلاً ذکر شد طبق مطالعات انجام شده، بزرگی ضریب دیسپرسیویته طولی به مقیاس مسأله و طول مسیر طی شده توسط جریان بستگی دارد. یکی از راهکارهایی که از طریق آن می‌توان طول مسیرهای جریان را تخمین زد استفاده از مدل MODPATH است. مدل MODPATH یک بسته نرم‌افزاری پس پردازشی ردیابی ذرات است که توسط سازمان زمین‌شناسی آمریکا ارائه گردیده است. روش ردیابی ذرات به نوعی شکلی از مدل‌سازی حرکت آلاینده است که در آن فقط حرکت جرمی آب زیرزمینی بررسی می‌شود. این روش تنها فرآیند انتقال را بررسی می‌کند و فرآیندهای پخشیدگی، پراکندگی و واکنش شیمیایی را در نظر نمی‌گیرد. (۱۹) در واقع هدف از ایجاد این مدل محاسبه مسیرهای سه‌بعدی جریان با استفاده از نتایج شبیه‌سازی‌های حالات ماندگار و ناماندگار مدل MODFLOW است. زیرمدل MODPATH از یک روش ردیابی ذرات نیمه تحلیلی برای محاسبه مسیرهای جریان استفاده می‌کند. با استفاده از روش ردگیری ذرات از یک سلول به سلول دیگر تا رسیدن به یک شرط مرزی مثل رودخانه، چشمه، چاه و یا ارضاء دیگر ضوابط موجود

ادامه می‌یابد. مدل MODPATH معمولاً در تلفیق با MODFLOW به‌کار می‌رود. در نتیجه معمولاً باید بسته‌های نرم‌افزاری به‌کار رفته در مدل شبیه‌ساز جریان را در مدل MODPATH نیز وارد کنیم. به‌علت این که مدل کمی در حالت ناماندگار اجرا شدند باید در قسمت گزینه‌های مربوط روش ردیابی ذرات دوره‌های تحریک و گام‌های زمانی شروع و خاتمه شبیه‌سازی را وارد کنیم.

نتایج و بحث

به‌علت حجم بسیار زیاد داده‌های موردنیاز برای شبیه‌سازی، احتمال از قلم افتادن تعدادی از آن‌ها یا تعریف گزینه‌ها و پارامترهای متناقض و نامناسب زیاد است. هدف کنترل‌کننده مدل کاوش در میان داده‌های ورودی و گزارش دادن خطاهای واضح یا مشکلات پنهانی موجود بر سر راه اجرای مدل است. معمولاً در اولین اجرا برازش مناسبی بین بار هیدرولیکی محاسبه‌شده و اندازه‌گیری شده به دست نخواهد آمد. به‌منظور دست یافتن به یک برازش رضایتمند باید خطاهای احتمالی موجود در فرآیند مدل‌سازی شناسایی و تا حد ممکن دفع و مدل کالیبره شود.

در واسنجی و تصحیح هدایت هیدرولیکی، میزان k توسط مدل براساس روابط حاکم بین قابلیت انتقال T ، ارتفاع مطلق سنگ کف و سطح ایستابی برای هر سلول محاسبه شده است و باید برای کالیبره شدن مدل، تغییراتی را به‌صورت محلی در آن ایجاد نمود. ابتدا پلی‌گون هدایت هیدرولیکی را به قسمت‌های کوچک‌تر تقسیم نموده و طبق گزارش‌های موجود و نظر کارشناسان، مقدار هدایت هیدرولیکی را به هر منطقه اختصاص می‌دهیم. برای کالیبره کردن پیزومترها از روش سعی و خطا با تغییر موضعی مقادیر K استفاده شد. شکل ۶ هدایت هیدرولیکی دشت را پس از تصحیح نشان می‌دهد.



شکل ۶- هدایت هیدرولیکی دشت پس از تصحیح (متر بر روز).

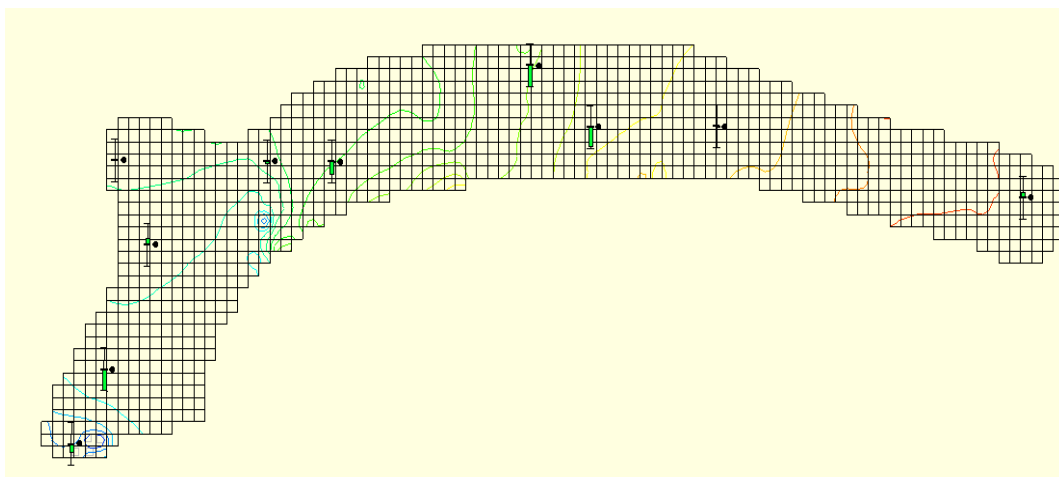
Figure 6. Hydraulic guidance of the plain after correction.

مقادیر انواع خطاها پس از واسنجی نهایی برای شکل ۸ موقعیت چاه‌های پیزومتر در منطقه را نشان می‌دهد. کل دوره شبیه‌سازی در شکل ۷ مشاهده می‌شود.

Error Summary	
Trans. Head	
Mean Error:	0.090
Mean Abs. Error:	0.944
Root Mean Sq. Error:	1.071

شکل ۷- مقادیر انواع میانگین خطا برای کل دوره شبیه‌سازی (بر حسب متر).

Figure 7. Values of different types of mean error for the whole simulation period (in meters).



شکل ۸- موقعیت پیزومترها در سطح آبخوان.

Figure 8. Position of piezometers at the aquifer.

شکل‌های ۹ و ۱۰ به ترتیب مقادیر انواع میانگین خطا کل دوره شبیه‌سازی ۷۳۰ روز و ۱۰۹۵ روز را نشان می‌دهند. ملاحظه می‌گردد که مقدار خطا در مدل جدید نسبت به مدل اصلی افزایش داشته است.

Error Summary	
Trans. Head	
Mean Error:	-0.158
Mean Abs. Error:	1.639
Root Mean Sq. Error:	2.438

شکل ۹- مقادیر انواع میانگین خطا برای کل دوره شبیه‌سازی ۱۰۹۵ روزه.

Figure 9. Values of different types of mean error for the whole simulation period of 1095 days.

Error Summary	
Trans. Head	
Mean Error:	-0.036
Mean Abs. Error:	1.438
Root Mean Sq. Error:	2.157

شکل ۱۰- مقادیر انواع میانگین خطا برای کل دوره شبیه‌سازی ۷۳۰ روزه.

Figure 10. Values of different types of mean error for the whole simulation period of 730 days.

در بیان آبخوان، هدف از محاسبه بیان آب‌های زیرزمینی دشت بیرجند تعیین مقادیر ورودی، مصرفی و ذخیره آب در آبخوان دشت است. بدین منظور از مدل‌سازی آب‌های زیرزمینی دشت با استفاده از کد MODFLOW و بیان جریان گنجانده‌شده در نرم‌افزار GMS برای محاسبه بیان آب‌زیرزمینی برای سال آبی ۹۱-۹۰ استفاده شده است. جدول ۱ بیان محاسبه‌شده توسط آبخوان را نشان می‌دهد.

با توجه به این‌که در مدل مورد استفاده برای صحت‌سنجی، هد محاسبه‌شده در انتهای سال اول که خود دارای خطاست، به‌عنوان هد اولیه سال دوم مورد استفاده قرار گرفته، روند افزایش خطا در سال دوم تندتر شده و این قابل پیش‌بینی بود، بنابراین مقداری از خطای حاصله قابل‌اغماض است و می‌توان مدل را برای پیش‌بینی مورد استفاده قرار داد.

جدول ۱- بیلان محاسبه شده توسط مدل.

Table 1. Water balance calculated by the model.

دبی (میلیون مترمکعب در سال) Q (mcm/year)	
	ورودی Flow in
۲۰۵/۱۷۲	ذخیره Storage
۳۶/۷	هد ثابت Constant heads
۰	چاه‌ها Wells
۰	زهکش Drains
۲۸/۶۲	تغذیه Recharge
۲۷۰/۳۶	جمع
	خروجی Flow out
۱۷۰/۸۴۹	ذخیره Storage
۱۸/۹۳	هد ثابت Constant heads
۷۹/۴۴	چاه‌ها Wells
۱/۱۴۱	زهکش Drains
۰	تغذیه Recharge
۲۷۰/۳۷	جمع

قابل توجه در مدل، گسترش عرضی و طولی زون‌گیرش است که دلیل آن را می‌توان شکل کشیده، عرض کم دشت، عدم وجود رودخانه دائمی در سطح دشت و هم‌چنین جنس نسبتاً ریزدانه رسوبات تشکیل‌دهنده دانست. در شرایط عادی، زون‌گیرش

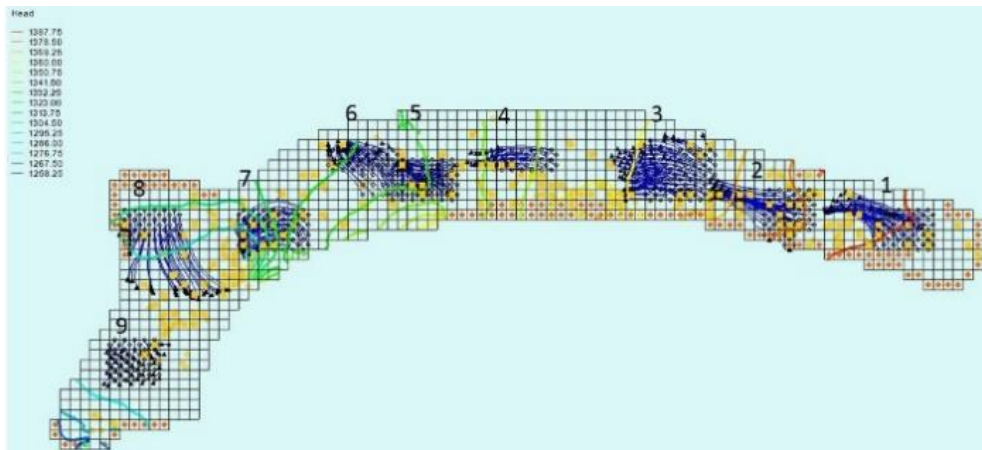
جهت ردیابی ذرات ۹ نقطه به‌عنوان نقاط تخلیه فاضلاب در سطح دشت در نظر گرفته شد تا تعیین شود در مدت زمان ۱۰۰۰۰ روز آلاینده چه مسافتی را طی می‌کند. برای سه حالت برداشت نرمال و ۲۰ درصد افزایش و کاهش برداشت مدل اجرا شد. نکته

روز آینده در نظر گرفته شد. همان‌طور که در شکل مشاهده می‌شود نحوه حرکت ذرات منطبق بر گرادیان آب‌های زیرزمینی و در جهت کلی شرق به غرب است. همان‌طور که در تصاویر مشاهده می‌شود طول حرکت ذره در زمان معین در قسمت شرقی آبخوان کم‌تر از قسمت غربی آن است. دلیل این امر ضخامت بیش‌تر لایه آبدار است. در ناحیه میانی و غربی، جریان هیدرولیکی که از سمت رشته‌کوه باقران وارد آب‌زیرزمینی می‌شود باعث حرکت سریع‌تر آب‌زیرزمینی و هم‌چنین ذرات آلاینده می‌شود. لازم به ذکر است نقاط نارنجی در شبکه‌بندی نشان‌دهنده شرایط مرزی آبخوان و نقاط زردرنگ محل چاه‌های بهره‌برداری است. ابتدای حرکت ذره با دایره و انتهای حرکت آن با مثلث و طول حرکت با خطوط آبی نشان داده شده است. شکل ۱۱ حرکت ذرات آلاینده از محل دفن زباله در حالتی ست که تغییری در برداشت از آبخوان رخ نداده است. شکل ۱۲ سناریو افزایش ۲۰ درصد برداشت از چاه‌های بهره‌برداری و شکل ۱۳ کاهش برداشت ۲۰ درصدی از چاه‌های بهره‌برداری را نشان می‌دهد. به دلیل این‌که شرکت آب منطقه‌ای خراسان رضوی کشاورزان این استان را موظف به کاهش برداشت از چاه‌های کشاورزی نموده است و این عدد از ۱۰ تا ۳۰ درصد نسبت به ده سال اخیر متفاوت است. بنابراین افزایش و کاهش ۲۰ درصدی برای انجام این پژوهش در نظر گرفته شد.

چاه‌ها در جهت خلاف شیب جریان آب‌زیرزمینی ناحیه‌ای گسترش می‌یابد ولی تحت تأثیر مرزهای تغذیه‌ای می‌تواند منحرف شود و با الگوی جریان محلی منطبق شود.

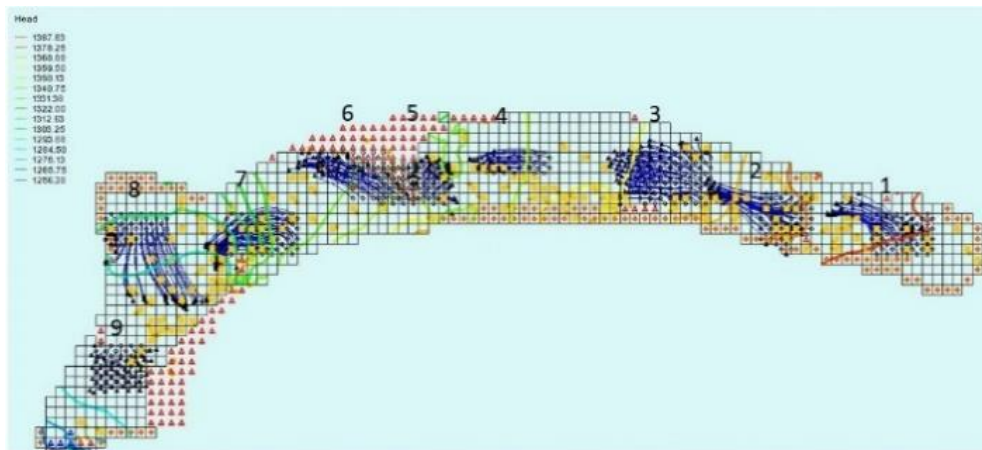
شبیه‌سازی انتقال آلودگی با مدل MODPATH به تراز محاسبه‌شده آب‌زیرزمینی و تخلخل آبخوان نیاز دارد. تراز آب محاسبه‌ای توسط مدل MODFLOW در حالت ماندگار محاسبه‌شده است. با استفاده از مدل MODPATH مسیر حرکت ذرات، طول مسیر و زمان حرکت و ناحیه گیرش آن‌ها محاسبه و مشخص می‌شود. تعیین مسیر حرکت ذرات در طول زمان و به دو روش پیشرو (Forward) و پس‌رو (Backward) انجام می‌گردد (۱۷). به‌طورکلی می‌توان گفت در روش پیشرو، مبدأ شروع حرکت ذرات، سلول یا سلول‌های انتخاب شده است و در روش پس‌رو سلول یا سلول‌های انتخاب‌شده به‌عنوان مقصد ذرات انتخاب می‌شوند.

طبق شبیه‌سازی حرکت ذرات شیرابه از محل دفن زباله به درون آبخوان به روش پیشرو، با در نظر گرفتن تعداد ۹ مکان توزیع (روی سطح ایستابی) میزان تخلخل ۰/۳، مبدأ (تعریف‌شده به‌وسیله کاربر (مانند محل دفن پسماند تصفیه‌خانه آب شرب)) و مقصد (محاسبه‌شده به‌وسیله مدل) برای هر سلول موردنظر، ردیابی ذرات با استفاده از مدل MODPATH، در حالت ماندگار به روش پیشرو انجام‌شده و نتایج در شکل ۶ ارائه‌شده است. زمان انتقال بین ۱۰۰۰۰



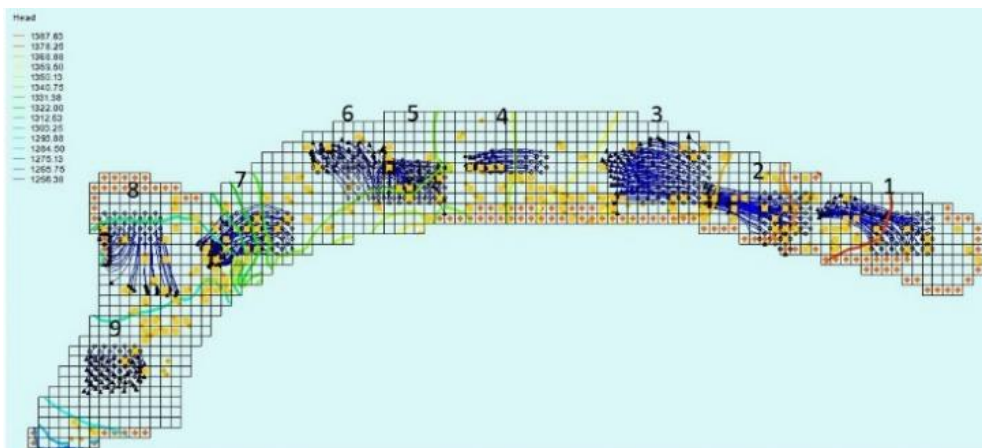
شکل ۱۱- شبیه‌سازی مسیر جریان ذرات قرار گرفته در ۹ ناحیه انتخابی.

Figure 11. Simulation of particle flow path located in 9 selected areas.



شکل ۱۲- شبیه‌سازی مسیر جریان ذرات قرار گرفته در ۹ ناحیه انتخابی با اعمال سناریو افزایش ۲۰ درصد برداشت از چاه‌های بهره‌برداری.

Figure 12. Simulation of particle flow path located in 9 selected areas by applying the scenario of 20% increase in extraction from exploitation wells.

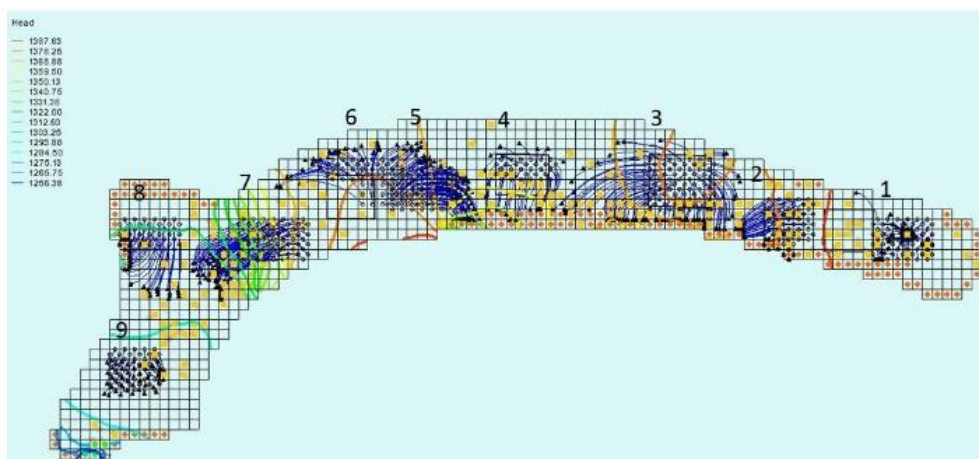


شکل ۱۳- شبیه‌سازی مسیر جریان ذرات قرار گرفته در ۹ ناحیه انتخابی با اعمال سناریو کاهش ۲۰ درصد برداشت از چاه‌های بهره‌برداری.

Figure 13. Simulation of particle flow path located in 9 selected areas by applying a scenario of 20% reduction in harvest from exploitation wells.

دارای شماره ۴ در اشکال است، بهترین مکان برای تخلیه پساب تصفیه‌خانه آب شرب و یا پساب صنعتی است. زیرا علاوه بر فاصله زیاد سطح آب از توپوگرافی پس از رسیدن آلاینده موردنظر به محیط اشباع در مدت‌زمان ۱۰۰۰۰ روز کم‌ترین مسیر را طی می‌کند. و همچنین فاصله کم‌تری با منطقه شهری بیرجند دارد. شرایط ۱۰۰۰ روز آینده به‌غیراز برداشت از چاه‌های بهره‌برداری با شرایط حال حاضر یکسان فرض شده است. بنابراین در صورت افزایش تغذیه و کاهش آن میزان حرکت آلاینده تغییر خواهد کرد. و سایر محل‌های دفن زباله مسیر طولانی‌تری نسبت به این مکان طی می‌کنند در نتیجه مکان مناسبی برای تخلیه پساب طولانی‌مدت یا ساخت شهرک‌های صنعتی نخواهند بود. در شکل ۱۴ مشاهده می‌شود مسیر حرکت ذرات در اثر اعمال سناریو تغذیه مصنوعی به‌طورکلی تغییر کرده است. تغذیه مصنوعی در نواحی شماره ۱، ۲، ۳ و ۴ اجرا شده است. و تغذیه حدود ۰/۰۱ متر در روز در نظر گرفته شده است. همان‌طور که ملاحظه می‌گردد اعمال سناریو تغذیه مصنوعی تغییر قابل‌توجهی در انتقال مواد آلاینده و دور کردن آلاینده‌های مختلف از محل برداشت چاه‌ها خواهد داشت. بنابراین پروژه کاهش یا افزایش برداشت بر آبخوان دشت بیرجند به دلیل کاهش ذخیره آبخوان در هر سال نتیجه‌بخش نخواهد بود که نتایج پژوهش‌های اکبرپور و همکاران (۲۰۱۱) و فرپور و همکاران (۲۰۱۶ و ۲۰۱۸) این موضوع را تأیید می‌کنند (۳، ۸ و ۹). تغذیه مصنوعی علاوه بر افزایش سطح ایستابی تأثیر شگرفی بر حرکت آلاینده‌ها در آبخوان خواهد داشت.

همان‌طور که در شکل‌های ۱۲ و ۱۳ مشاهده می‌شود منطقه ۱ در اثر افزایش برداشت نسبت به کاهش آن مسیر کوتاه‌تری را طی می‌کند دلیل آن نیز وجود جریان هیدرولیکی از سمت رشته‌کوه باقران است که افزایش برداشت موجب خروج حجم آب و آلاینده از چاه‌ها خواهد شد و چاه‌ها مانع گسترش ذرات آلاینده به سمت غرب می‌شوند. در نقطه شماره ۲ نیز این امر حاکم است. ناحیه شماره ۳ در منطقه شهری بیرجند واقع شده است و چاه‌های شرب در این ناحیه واقع شده‌اند. افزایش برداشت نسبت به کاهش آن مسیر کم‌تری را طی می‌کند و اما توسط چاه‌های بهره‌برداری برداشت می‌شود. در ناحیه شماره ۴ تفاوت قابل‌توجهی در مسیر انتقال آلاینده مابین عدم‌تغییر برداشت و افزایش و کاهش برداشت مشاهده نشد. در ناحیه ۵ و ۶ تفاوت خاصی میان برداشت بدون تغییر و کاهش برداشت ملاحظه نمی‌شود اما در سناریو افزایش برداشت شاهد خشک شدن سلول‌های فعال ناحیه شمال شرق آبخوان بیرجند هستیم. ناحیه ۷ و ۹ نیز در حالت افزایش و کاهش برداشت آلاینده مسیر بیش‌تری را نسبت به حالت نرمال طی می‌کند. و در ناحیه ۹ کم‌ترین طول انتقال آلاینده مشاهده شد دلیل این موضوع هدایت هیدرولیکی بسیار کم این ناحیه است. ناحیه شماره ۸ سناریو کاهش برداشت نسبت به حالت بدون تغییر و افزایش برداشت مسیر کوتاه‌تری را طی می‌کند و همچنین در حالت افزایش برداشت سلول‌های شمال غرب آب دچار خشکی شده است. با توجه به مسیر حرکت ذره در آبخوان در ۹ نقطه انتخابی، محل دفن زباله فرضی که در ناحیه میانی واقع شده است و



شکل ۱۴- شبیه‌سازی مسیر جریان ذرات قرارگرفته در ۹ ناحیه انتخابی با اعمال سناریو تغذیه مصنوعی در نقاط مختلف.

Figure 14. Simulation of particle flow path located in 9 selected areas by applying artificial feeding scenario in different places.

رشته‌کوه باقران به سمت میانه آبخوان روانه می‌شود موجب تسریع حرکت آب‌زیرزمینی و ذرات آلاینده خواهد شد. از مدل‌سازی انتقال آلودگی می‌توان در جهت تعیین مکان تخلیه زباله صنعتی و پساب تصفیه‌خانه آب شرب که دارای غلظت بالای کروم و نیترات است، استفاده نمود. همچنین می‌توان میزان برداشت از آب‌زیرزمینی در نواحی میانی و غربی آبخوان را کاهش داد تا حرکت آلاینده در آبخوان با سرعت کم‌تری نسبت به گذشته انجام شود. و یا اعمال سناریو تغذیه مصنوعی تغییر قابل‌توجهی در انتقال مواد آلاینده و دور کردن آلاینده‌های مختلف از محل برداشت چاه‌ها خواهد داشت.

تقدیر و تشکر

نویسندگان از دانشگاه بیرجند جهت حمایت در مراحل مختلف پژوهش، تقدیر و تشکر می‌نمایند.

داده‌ها و اطلاعات

مبنای داده‌ها و اطلاعات مقاله حاضر از آب منطقه‌ای خراسان جنوبی تهیه و در دانشگاه بیرجند تجزیه و تحلیل گردیده است.

نتیجه‌گیری کلی

در این پژوهش با استفاده از داده‌های زمین‌شناسی و هیدرولوژیکی موجود، مدل عددی جریان و انتقال آلودگی آبخوان آزاد دشت بیرجند با به‌کارگیری کدهای عددی MODFLOW و MODPATH موجود در نرم‌افزار GMS تهیه شد. نتایج کالیبراسیون مدل عددی جریان آب‌زیرزمینی تهیه‌شده با کد MODFLOW نشان داد که این مدل کاملاً قابل‌اطمینان است و می‌توان در تهیه مدل انتقال آلودگی مورد استفاده قرار گیرد. به‌منظور ارزیابی واسنجی، از امکانات نرم‌افزار GMS مانند مقدار میانگین خطا (ME)، مقدار میانگین مطلق خطا (MAE) و ریشه میانگین مربعات خطا (RMSE) استفاده شد. که مقادیر این پارامترهای آماری به ترتیب ۰/۰۹، ۰/۹۴۴ و ۱/۰۷۱ متر برای مدل در شرایط غیرماندگار بود. نتایج شبیه‌سازی انتقال آلودگی انجام‌شده توسط مدل MODPATH مشخص نمود که ذرات آلاینده در قسمت شرقی با سرعت کمتری نسبت به نواحی غربی و میانی آبخوان حرکت می‌کند. زیرا ضخامت لایه آبدار در شرق آبخوان بیش‌تر از دیگر نواحی است و جریان هیدرولیکی که از

تعارض منافع

در این مقاله، تعارض منافع وجود ندارد و این مسأله مورد تأیید همه نویسندگان است.

نویسنده سوم مقاله، نظارت مشترک در بررسی نتایج و کنترل نهایی مقاله می باشد.

اصول اخلاقی

نویسندگان اصول اخلاقی را در انجام و انتشار این اثر علمی رعایت نموده‌اند و این موضوع مورد تأیید همه آن‌ها می‌باشد.

حمایت مالی

این مقاله تحت حمایت مالی دانشگاه بیرجند در قالب پژوهانه نویسنده مسئول مقاله انجام گردیده است.

مشارکت نویسندگان

مشارکت نویسندگان در این مقاله به شرح زیر است: مشارکت افسانه فرپور به عنوان نویسنده اول مقاله تهیه داده‌ها، تفسیر و تحلیل داده‌ها و نگارش نسخه اولیه مقاله می‌باشد. مشارکت علی شهیدی به‌عنوان نویسنده مسئول مقاله، نظارت و راهنمایی بر روند تحقیق، بررسی و کنترل نتایج و ویرایش نهایی متن مقاله می‌باشد. مشارکت ابوالفضل اکبرپور به‌عنوان

منابع

1. Akbapour, A., Ghoochanian, E., and Behrooz, E. 2019. Assessment scenarios of water resources management in arid areas (Case Study: Birjand Plain, Iran). *Journal of Hydrosociences and Environment*. 3: 6. 52-62.
2. Akbarpour, A., Aghahoseinali, A., and Azizi, M. 2010. Groundwater exploitation management of Mokhtaran plain using the mathematical model of finite differences in GMS environment. 9th Iran Hydraulic Conference, Tehran, Iran Hydraulic Association, Tarbiat Modares University. (In Persian). 5: 7. 93-114.
3. Akbarpour, A., Etebari, B., and Barzanoni, S. 2011. Groundwater modeling in order to determine the quality of drinking water wells (Birjand case study). Fourth Water Resources Management Conference. (In Persian)
4. Anderson, M., and Woessner, W. 1991. Applied groundwater modeling simulation of flow and advective transport. Academic press. USA. first edition. 6: 5. 202-218.
5. Ansarifa, M.M., Salarijazi, M., Ghorbani, Kh., and Kaboli, A.R. 2019. Spatial estimation of aquifer's hydraulic parameters by a combination of borehole data and inverse solution. *Bulletin of Engineering Geology and the Environment*. 79: 1-4.
6. Ansarifa, M.M., Salarijazi, M., Ghorbani, Kh., and Kaboli, A. R. 2020. Simulation of groundwater level in a coastal aquifer . *Marine Georesources & Geotechnology*. 38: 3. 257-265.
7. Banzhad, H., Mohebzade, H., Ghobadi, M., and Heidari, M. 2013. Numerical simulation of flow and pollution transfer in groundwater A case study of Nahavand plain aquifer. *Journal of Water and Soil*, 2: 23. 57-43. (In Persian)
8. Farpour, A., Ramezini, Y., and Akbarpour, A. 2016. Qualitative simulation of Birjand plain nitrate using numerical model. Fourth International Conference on Applied Research in Agricultural Sciences. Tarbiat Modares University. Tehran. (In Persian). 4: 8. 103-117.
9. Farpour, A., Ramezini, Y., and Akbarpour, A. 2018. Numerical simulation of the trend of chromium changes in the aquifer of Birjand plain. *Iranian Journal of Irrigation and Drainage*. 5: 12. 1216-1203. (In Persian)
10. Gelhar, L.J., and Axness, C.L. 1983. Three-dimensional stochastic analysis of macrodispersion in aquifers. *Water Resources Research*. 19: 1. 161-180.

11. Gholizade, H., and Samani, A. 2012. Investigation of surface and groundwater exchange by numerical analysis of well intake zone. National Conference on Water and Wastewater Engineering. March 30-8. Kerman. (In Persian)
12. Groundwater Quality Determination Instruction. 2013. Vice President for Strategic Planning and Supervision, Journal No. 621. (In Persian)
13. Harbaugh, A.W. 2005. The U.S. Geological Survey Modular Groundwater Model (MODFLOW). U.S. Geological Survey, Reston, Virginia. 18: 2. 131-149.
14. Harden, RW. 2000. Brazing Regional Water Planning Area, Carrizo-Wilcox Ground Water Flow Model and Simulation Results. Associates Inc. 6: 1. 93-115.
15. Heng Zhang, Yongxin Xu and Thokozani Kanyerere. 2019. A modelling approach to improving water security in a drought-prone area, West Coast, South Africa. Physics and Chemistry of the Earth. pp. 1474-7065.
16. Kersic, N. 1997. Quantitative Solution in Hydrology and Groundwater Modeling. Lewis Publishers. 461p.
17. Mashhadi, L., and Baghvand, A. 2010. Investigation and modeling of pollution caused by landfill waste on groundwater (Case study of Amanabad aquifer). The fourth conference and specialized exhibition of environmental engineering. Tehran. Faculty of Environment, University of Tehran. 19: 3. 45-60.
18. Nobre, R.C.M., Filho, R., Mansur, W.J., Nobre, M.M.M., and Cosenza, C.A.N. 2007. Groundwater Vulnerability and Risk Mapping Using GIS, Modeling and a Fuzzy Logic Tool. Journal of Contaminant Hydrology. 94: 3-4. 277-92.
19. Pollock, D.W. 1994. User's guide for MODPATH/MODPATH-PLOT, Version3: a particle tracking post-processing package for MODFLOW, the U.S. Geological Survey finite-difference groundwater flow model. Open-File Report 94-464, U.S. Geological Survey. 6: 2. 32-51.
20. Rejli, C., Rauber, M., and Huggenberger, P. 2003. Analysis of aquifer heterogeneity within a well capture zone. comparison of model data with field experiment: a case study from the river Wiese, Switzerland, Aquat. 65: 111-128.
21. Shojaie, A., and Samani, A. 2011. Optimization of pumping and treatment methods for groundwater treatment, Shiraz University, Master Thesis in Hydrology. 10: 4. 216-232. (In Persian)
22. Thorley, M., and Callander, P. 2005. Christchurch city groundwater model. Environment Canterbury Report U05/53. 10p.
23. Wang, H.F., and Anderson, P. 1988. Introduction to Groundwater Modeling: Finite Difference and Finite Element Methods. Academic Press, San Diego. 237p.
24. Wuolo, R.W., Dahlstrom, D.J., and Fairbrother, M.D. 1995. Wellhead protection area delineation using the analytic element method of ground water modeling. Groundwater. 33: 1. 71-83.