مرتع و آبخیزداری، مجله منابع طبیعی ایران
دوره ۶۹، شماره ۴، زمستان ۱۳۹۵
ص ۱۰۶۲-۱۰۴۳

تاریخ دریافت: ۱۳۹۴/۱۱/۰۴
تاریخ تصویب: ۱۳۹۵/۰۴/۰۶

بررسی عددی اعمال سناریوهای کمی و کیفی بر آبخوان دشت خزل استان همدان با مدل‌های MODFLOW و MT3DMS

❖ **رسول قبادیان،** دانشیار گروه مهندسی آب، دانشکده کشاورزی، دانشگاه رازی کرمانشاه، ایران.

❖ **زینب بهرامی***،کارشناس ارشد، گروه مهندسی آب، دانشکده کشاورزی، دانشگاه رازی کرمانشاه، ایران.

چکیده

افزایش بهره برداری همراه با دوره‌های خشکسالی، باعث بیلان منفی دشت خزل واقع در استان همدان شده است. مقدار افت از سال ۷۹ تا ۸۹ به میزان ۵/۸ متر برآورد شده است. با توجه به قابلیت بالای GMS در استفاده از GIS و همچنین لایه‌بندی دقیق آبخوان در این تحقیق به منظور بررسی نوسانات سطح آب زیرزمینی دشت خزل از آن استفاده شد. بدین ترتیب که مدل کمی آبخوان با کد MODFLOW در بسته ترم‌افزار مذکور تهیه و در دو حالت جریان ماندگار (مهرماه ۱۳۸۸) و جریان غیرماندگار (از آبان‌ماه ۱۳۸۸ تا مردادماه ۱۳۸۹) واسنجی و در شهریورماه ۱۳۸۹ صحت‌سنجی شد. سپس با مدل کالیبره شده تأثیر اجرای طرح تغذیه مصنوعی آبخوان به مدت ۵ ماه از اواخر مهر تا اواخر اسفند (توسط ۳۱چاه تزریق) بررسی شد. نتایج نشان داد با پاسخ مثبت آبخوان، حداکثر میزان بالا آمدگی سطح آب زیر زمینی دشت به مقدار ۱۹ سانتی‌متر در فروردین ماه بود. در ادامه مدل کیفی آبخوان با کد MT3DMS تهیه و برای همان دوره‌ی شبیه‌سازی جریان، با کالیبراسیون مقادیر ضریب پراکندگی طولی مواد آبخوان و ضریب توزیع (به روش سعی و خطا) واسنجی شد. مقادیر ضریب همبستگی (۰/۹۸)، شیب خط رگرسیون (۱/۰۰۷۹)، میانگین خطا (۴/۵۶) و جذر میانگین مربعات خطا (۳/۳۶٪) نشان از واسنجی مناسب مدل کیفی برای شبیه‌سازی انتشار آلودگی و اعمال سناریوهای مختلف دارد. انتشار آلودگی چاه‌های فاضلاب به عنوان یک سناریو ارزیابی شد. نتایج نشان داد شعاع تأثیر چاه‌های فاضلاب در نقاط مختلف حدود ۱۵۰ تا ۲۰۰ متر می‌باشد.

واژگان کلیدی: آب زیرزمینی، شبیه‌سازی کمی و کیفی،MODFLOW، MT3DMS.

* نویسنده مسئول: شماره تماس: ۹۸۹۱۸۷۵۳۳۰۶۴+
Email: bahrami_zeynab@yahoo.com

۱. مقدمه

در بسیاری از کشورهای خشک جهان از جمله ایران اصلی‌ترین منبع تأمین آب، ذخایر آب زیرزمینی است. افزایش بی‌رویهٔ جمعیت در کشور، محدودیت منابع آب‌های سطحی و بهره‌برداری بیش از اندازه از آبخوان‌ها علاوه بر افت شدید سطح آب در آبخوان‌ها، به علت فعالیت‌های کشاورزی، صنعتی و شهری آلاینده‌های مختلفی به آبخوان‌ها تحمیل می‌شود. برای جلوگیری از ادامهٔ افت کمی و کیفی، مدیریت بهره‌برداری و حفاظت از آب‌های زیرزمینی باید به عنوان یک اصل و پایه در برنامه‌ریزی‌های کشور قرار گیرد. با توجه به کاهش سرانه‌ی مصرفی آب در ایران و افت کمی و کیفی منابع آبی (به خصوص منابع آب زیرزمینی) می‌توان گفت در حال مواجه شدن با یک بحران آبی هستیم. یک راه‌حل اساسی برای کنترل و مقابله با بحران آب، سازگاری با کم‌آبی یعنی استفادهٔ بهینه از منابع آب و افزایش بهره‌وری آب و به‌عبارتی دیگر اصلاح الگوی مصرف و مدیریت بهینهٔ منابع آب (سطحی و زیرزمینی) است. لازمهٔ مدیریت صحیح منابع آب، شناخت کمی و کیفی آن‌هاست [۱و۶].

به منظور شناخت کمی و کیفی منابع آب، بهترین گزینه استفاده از مدل‌های شبیه‌ساز رفتار آب‌های زیرزمینی است. اگر مدل یک سامانهٔ درست و دقیق آب زیرزمینی، بازگوکنندهٔ واکنش‌های واقعی سامانه در اثر تغییرات باشد، وسیلهٔ با ارزشی برای پیش‌بینی‌ها و برنامه‌ریزی‌های مدیریت منابع آب زیرزمینی خواهد بود. فعالیت‌های مدل‌سازی آب زیرزمینی به دو منظور انجام می‌گردد: الف) پیش‌بینی[1] که وضعیت آیندهٔ آبخوان را پیش‌بینی می‌نماید. ب) تفسیر سامانه[2] که به مواردی همچون تعیین مرزهای آبخوان، میزان آب موجود در سامانه و میزان نفوذ می‌پردازد [۸].

در رابطه با شبیه‌سازی کمی و کیفی آب‌های زیرزمینی در داخل و خارج کشور تحقیقاتی متعددی انجام شده است. از جمله یک مطالعه نشان داد برای شبیه‌سازی کمی و کیفی با مدل‌های MODFLOW و MT3DMS ، می‌توان مدل GMS را با الگوریتم GA-PSO ترکیب کرده که مدل نهایی در هر منطقه با توجه به اطلاعات زمین‌شناسی و هواشناسی متفاوت است و می‌توان مدل را برای آنالیز داده‌های واقعی به کار برد و نتایج رضایت بخشی دریافت کرد [۳].

در تحقیقی به منظور بررسی آلودگی آب زیرزمینی در نواحی مرکزی دلتای رود نیل(الغربیای مصر)، ابتدا جریان در حالت ماندگار و سپس در حالت غیرماندگار و ۳ بعدی (در یک دورهٔ ۲۰ ساله) با مدل MODFLOW شبیه‌سازی و در ادامه وضعیت کیفیت آب زیرزمینی منطقه با مدل MT3DMS ارزیابی شد. برای صحت‌سنجی مدل کمی از داده‌های اندازه‌گیری سطح آب در جنوبی‌ترین قسمت قاهره و قسمت مرکزی آبخوان دلتای رود نیل و برای صحت‌سنجی مدل کیفی از نتایج آنالیز هیدروشیمیایی نمونه‌های آب کانال، زهکش و آب زیرزمینی استفاده شد. با شبیه‌سازی غلظت آلودگی حاصل از یک منبع نقطه‌ای بعد از ۵، ۱۰، ۱۵ و ۲۰ سال نتایج نشان دادکه این آبخوان ازنظر آلودگی آسیب‌پذیر بوده و فعالیت‌های انسانی دلیل عمدهٔ بسیاری از مشکلات آلودگی آب است [۵].

در یک مطالعه در ترکیه، انتقال آلاینده‌ی اکریلونیتریل (AN) ناشی از نشت ۳ تانک (خسارت دیده در زلزلهٔ آگوست ۱۹۹۹ ترکیه) در کارخانهٔ تولید فیبرهای مصنوعی پلیمری واقع در ساحل جنوبی دریای مارمارای ترکیه مدل‌سازی شد. ابتدا جریان غیرماندگار ۲ و ۳ بعدی آبخوان باز با مدل جریان آب زیرزمینی MODFLOW شبیه‌سازی و در ادامه با مدل MT3DMS انتشار آلایندهٔ مورد نظر در محل نشت مدل‌سازی شد. مدل‌های جریان و آلودگی ابتدا با استفاده از داده‌های مشاهده‌ای ارتفاع سطح آب و غلظت در ۲۶۶ روز اول واسنجی و با استفاده از داده‌های مشاهده‌ای ۵۴۰ روز

[1] Prediction
[2] Interpretation

باقی‌مانده، صحت‌سنجی شدند. در کل مدل جریان قوی‌تر از مدل آلودگی بود. بر طبق نتایج، جهت جریان آب زیرزمینی از جنوب به شمال دریا بود. مقادیر سرعت آب زیرزمینی در نواحی با نفوذپذیری بالا در حدود ۰/۲۵ متر در روز و در نواحی با نفوذپذیری کم برابر ۰/۰۱۵ متر در روز برآورد شد. نتایج نشان داد، سیستم تصفیه و پمپاژ در مناطقی با نفوذپذیری بالا برای بازسازی سایت مؤثر بوده و اندازهٔ صافی‌ها در مناطقی با نفوذپذیری بالا به علت رقیق شدن آلاینده‌ها در اثر تغذیهٔ طبیعی کمتر بود [۱۲].

در تحقیقی غلظت کل مواد جامد محلول (TDS) به‌عنوان شاخص کیفیت آب آبخوان با استفاده از مدل های MODFLOW و MT3DMS در دو سناریوی تغذیه مستقیم و غیرمستقیم شبیه‌سازی و در شرایط ماندگار و غیرماندگار واسنجی شد. هدایت هیدرولیکی و آبدهی ویژه در مدل جریان و انتشارپذیری طولی و عرضی و ضریب پخشیدگی مولکولی در شبیه‌سازی انتقال املاح واسنجی گردید. نقاط مشاهده‌ای شامل هفت چاه آب شرب بود. نتایج حاکی از قابلیت بالای مدل در شبیه‌سازی غلظت TDS بود. روش‌های تغذیهٔ مستقیم و غیرمستقیم به ترتیب حدود ۴ و ۲ متر به طور متوسط سطح ایستایی را افزایش می‌دهد. همچنین تأثیر انتقال آلاینده با غلظت ۲۰۰۰ میلی‌گرم در لیتر تقریباً در فاصله ۵۰۰ متری وجود دارد [۱۰].

به جهت شبیه‌سازی انتقال نیترات در آبخوان شاهرود، ابتدا مدل جریان MODFLOW در یک دورهٔ سه ساله (پایدار و ناپایدار) واسنجی و صحت‌سنجی و در ادامه انتقال آلایندهٔ نیترات با مدل MT3DMS شبیه‌سازی شد. نتایج نشان داد که جهت جریان آب زیرزمینی و هدایت هیدرولیکی منطقه، بیشترین تأثیر را در انتقال آلاینده نیترات دارند. وجود منطقه با هدایت هیدرولیکی کمتر در غرب و مخروط افت ناشی از تمرکز بالای چاه‌ها در جنوب منطقه شهری، مانع از گسترش آلودگی نیترات در این جهات و به عبارت دیگر از سمت منطقه شهری به سمت پایین دست می‌شود. غلظت نیترات در فاضلاب ورودی به آبخوان در مناطق مختلف شهر از ۷۰ تا ۴۵۰ میلی‌گرم بر لیتر متغیر است و در آب برگشتی زمین‌های کشاورزی در حدود ۲۰۰ میلی‌گرم بر لیتر محاسبه شده است. با توجه به حجم آب برگشتی کشاورزی، هر ساله حدود ۱۵۲ کیلوگرم نیترات در هر هکتار از زمین‌های کشاورزی دشت شاهرود فروشویی می‌شود. بر اساس نتایج مدل‌سازی، فاضلاب ورودی از منطقهٔ شهری شاهرود بیشترین تأثیر را در افزایش میزان غلظت نیترات در منابع آب زیرزمینی دارد [۱۳].

در پژوهشی در ارومیه تأثیر افزایش راندمان آبیاری بر روی منابع آب زیرزمینی دشت ارومیه با مدل MODFLOW بررسی شد. مدل آب زیرزمینی دشت ارومیه برای سال‌های آبی ۷۲-۱۳۷۱ و ۸۰-۱۳۷۹ مورد واسنجی و ارزیابی قرار گرفته بود. تأثیر افزایش راندمان آبیاری با کاهش نرخ تغذیه به میزان ۲۰، ۴۰ و ۶۰ درصد در مدل دشت ارومیه مورد مطالعه قرار گرفت. نتایج نشان داد که سطح آب با کاهش نرخ تغذیه به میزان ۲۰، ۴۰ و ۶۰ درصد به ترتیب ۲۵، ۵۰ و ۷۵ سانتی‌متر پایین می‌آید. هم‌چنین نتایج نشان داد که مناطقی از شرق و قسمت‌هایی از مناطق میانی دشت با مشکل زه‌کشی مواجه خواهند شد. مدل نشان داد که بسیاری از مشکلات ناخواسته می‌تواند با اعمال روش‌های نوین آبیاری به جای روش‌های سنتی و افزایش راندمان آبیاری برطرف گردد [۲].

در یک مطالعه به منظور بررسی تأثیر سرپوش بر انتقال شیرابهٔ زباله از مدل آزمایشگاهی و مدل ریاضی استفاده شد. مدل فیزیکی یک مخزن پلاستیکی حاوی مجموعه‌ای از ماسه درشت تا ریز در کف مخزن لایه‌ای خاک، ۶ چاهک مشاهده‌ای و تعدادی آبپاش بود. از کلرید سدیم به عنوان ماده ردیاب استفاده شد و گودال دفن ردیاب در وسط مخزن قرار گرفت. مرحلهٔ اول بدون سرپوش بر روی مدفن ردیاب (انتقال و انتشار) و مرحله دوم از سرپوش شیشه‌ای نشکن (فقط مکانیزم انتشار و

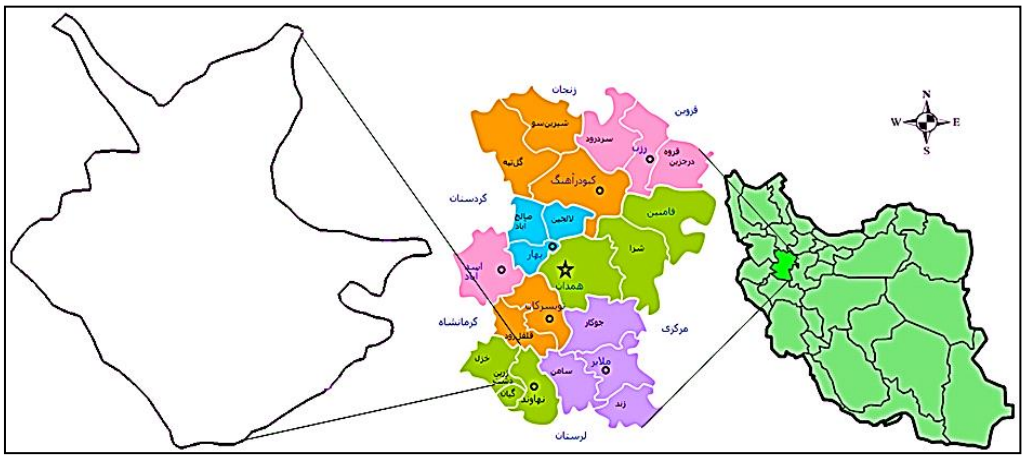
پخشیدگی) استفاده شد. در طول آزمایش تغییرات غلظت نسبت به زمان در آب خاک اطراف چاهک‌ها به‌دست آمد و سپس با استفاده از کد نرم‌افزاری MODFLOW و MT3DMS اقدام به شبیه‌سازی حرکت کلرید سدیم شد. با مقایسهٔ نتایج به‌دست آمده، وجود سرپوش (لایهٔ غیرقابل نفوذ) بر روی مدفن زباله، باعث کاهش قابل توجه انتقال آلودگی از مدفن به آبخوان فرضی می‌شود [۴].

هدف از این تحقیق تفسیر کمی و کیفی سامانهٔ آبخوان دشت خزل می‌باشد که در واقع شامل دو قسمت شبیه‌سازی سطح آب زیرزمینی در آبخوان و ارزیابی رفتار آبخوان در پخش و انتقال آلاینده‌های احتمالی می‌باشد. نتایج این نوع تحقیقات می‌تواند به عنوان راه‌کارهایی جهت مدیریت وکنترل بحران کمی و کیفی منابع آب زیرزمینی استفاده شود. به عنوان مثال می‌توان با پیش‌بینی نوسانات سطح آب زیرزمینی در نقاط مختلف دشت، محل‌های مناسب را برای تغذیهٔ مصنوعی آبخوان شناسایی و از افت بی‌رویهٔ سطح ایستابی و اثرات بعد از آن جلوگیری به عمل آورد. همچنین می‌توان با تکیه بر نتایج بررسی‌های کیفی آب (نحوهٔ پخش و انتقال آلودگی‌ها) راهکارهای مناسب را جهت کنترل پخش و انتقال جبههٔ آلودگی ارائه داد.

۲. روش شناسی

۱,۲. منطقهٔ مورد مطالعه

منطقهٔ مورد مطالعه بین طول‌های شرقی "۳ '۰ °۴۸ و "۴۳ '۱۴ °۴۸ وعرض‌های شمالی "۵۷ '۱۳ °۳۴ و"۵۵ '۲۴ °۳۴ در دشت نهاوند واقع در استان همدان قرار دارد (شکل۱). وسعت محدودهٔ مورد مطالعه ۱۹۱۹۸/۸ هکتار است. بر طبق اطلاعات زمین‌شناسی، آبخوان دشت خزل از نوع نیمه تراوشی (Convertible) است.



شکل۱. موقعیت استان همدان، دشت خزل در نهاوند و دشت خزل

۲,۲. معادلات حاکم بر جریان آب زیرزمینی

برای استخراج معادلهٔ دیفرانسیلی جریان آب زیرزمینی، باید معادلهٔ پیوستگی را با معادلهٔ حرکت دارسی، ترکیب نمود. سپس با قبول فرضیاتی برای هدایت هیدرولیکی و وضعیت هندسی آبخوان، معادلهٔ حاصل را برای حالت‌های خاص با قابلیت کنترل بیشتر نوشت. در حالت کلی معادلهٔ جریان آب زیرزمینی در آبخوان محصور ناهمگن و ناهمسان در شرایط جریان

غیرماندگار با در نظر گرفتن توابع تولید و مصرف به صورت رابطهٔ ۱ و در شرایط مشابه در آبخوان باز به شکل رابطهٔ ۲ می‌باشد:

$$\frac{\partial}{\partial x}\left(K_x\frac{\partial h}{\partial x}\right)+\frac{\partial}{\partial y}\left(K_y\frac{\partial h}{\partial y}\right)+\frac{\partial}{\partial z}\left(K_z\frac{\partial h}{\partial z}\right)\pm\frac{q_s}{\Delta x.\Delta y.\Delta z}=S_s\frac{\partial h}{\partial t} \quad (۱)$$

$$\frac{\partial}{\partial x}\left(K_x h\frac{\partial h}{\partial x}\right)+\frac{\partial}{\partial y}\left(K_y h\frac{\partial h}{\partial y}\right)+\frac{\partial}{\partial z}\left(K_z h\frac{\partial h}{\partial z}\right)=S_y\frac{\partial h}{\partial t} \quad (۲)$$

که در آن، S_s ضریب ذخیره‌ی ویژه، S_y ضریب آبدهی ویژه، K_x، K_y و K_z به ترتیب هدایت هیدرولیکی در جهت محورهای x، y و z بر حسب $(L.T^{-1})$ ، h بار هیدرولیکی در هر نقطه از آبخوان برحسب (L) ، $\pm q_s$ میزان آب اضافه یا برداشت شده از آبخوان توسط منبع تولید یا مصرف (L^3T^{-1}) و Δx، Δy و Δz ابعاد سلول‌های شبکه (L) است. رابطهٔ ۱ در صورت همگن و همسان بودن آبخوان و شرایط جریان ماندگار و عدم وجود منابع تولید و مصرف به صورت معادلهٔ معروف لاپلاس ساده می‌شود. رابطهٔ ۲ معادلهٔ غیرخطی بوزینسک بوده که حل تحلیلی آن مشکل است، بنابراین با استفاده از فرضیات دوپویی به معادلهٔ خطی تبدیل می‌شود. لازم به ذکر است که معادلات فوق در شرایط مختلف جریان و آبخوان به شکل‌های متفاوتی نوشته می‌شود [۷]. پیچیدگی سیستم آبخوان، غیرهمگنی تشکیلات زمین‌شناسی، مقادیر مختلف پمپاژ و تغذیه در زمان‌های متفاوت و ... باعث می‌شوند که برای حل معادلات جریان آب زیرزمینی، مدل‌های عددی جایگزین مدل‌های تحلیل شوند. روش‌های عددی مدل‌سازی آب زیرزمینی به پنج گروه، روش تفاضل‌های محدود[1]، روش اجزاء محدود[2]، روش معادلهٔ انتگرال مرزی، روش تفاضل‌های محدود جامع (IFD)[3] و روش اجزاء تحلیلی تقسیم می‌شوند. مدل MODFLOW جریان آب‌های زیرزمینی را به روش تفاضل محدود مرکز شبکه که براساس بسط سری تیلور می‌باشد، مدل‌سازی می‌کند [۸].

۳,۲. معادلات حاکم بر انتقال و پخش آلودگی در آب زیرزمینی

انتقال ماده را همراه با حرکت آب‌زیرزمینی که تابع قانون دارسی است، انتقال همرفتی یا جابه‌جایی می‌نامند و پراکندگی هیدرودینامیکی نتیجهٔ پراکندگی مکانیکی یا هیدرولیکی (اختلاط مکانیکی) و پخشیدگی مولکولی است. با استفاده از معادلهٔ پیوستگی جرم و با در نظر گرفتن شرایط جذب و دفع سطحی، معادلهٔ انتشار آلودگی (شار آلودگی در اثر انتقال و پراکندگی) به صورت زیر استخراج می‌شود:

$$D_x\frac{\partial^2 C}{\partial x^2}+D_y\frac{\partial^2 C}{\partial y^2}+D_z\frac{\partial^2 C}{\partial z^2}-U\frac{\partial C}{\partial x}-lR_dC=R_d\frac{\partial C}{\partial t} \quad (۳)$$

که در آن، $\frac{\partial^2 C}{\partial x^2}$ و $\frac{\partial^2 C}{\partial y^2}$ و $\frac{\partial^2 C}{\partial Z^2}$ ترم‌های پراکندگی مربوط به مادهٔ حل شده و $\frac{\partial C}{\partial x}$ ترم جابه‌جایی است (C غلظت آلاینده $(M.L^{-3})$)، l ثابت واپاشی $[T^{-1}]$، R_d عامل کندسازی یا تأخیر[4] (رابطهٔ ۴) و D_x ضریب پراکندگی طولی (L^2T^{-1}) ، D_y ضریب پراکندگی جانبی افقی (L^2T^{-1}) و D_z ضریب پراکندگی جانبی عمودی (L^2T^{-1}) بوده و با فرض یک بعدی بودن جریان از معادلات ۵ محاسبه می‌شوند:

$$R_d=1+\frac{r_b}{n}K_d \quad (۴)$$

[1] Finite Difference Method
[2] Finite Element Method
[3] Integrated Finite Difference
[4] Retardation Factor

که در آن، ρ_b جرم مخصوص ظاهری محیط متخلخل خشک $[M/L^3]$، K_d ضریب توزیع[1] و بیانگر شدت جذب مادهٔ حل شده از محلول توسط ذرات جامد در محیط و به بیانی شیب نمودار ایزوترم سطحی خطی می‌باشد $[L^3/M]$.

$$D_x = a_L u + D^* \quad (۵)$$

$$D_y = a_{TH} u + D^* \quad (۶)$$

$$D_z = a_{TV} u + D^* \quad (۷)$$

که در آن‌ها a_L پراکنده‌پذیری طولی[2] (L)، a_{TH} پراکنده‌پذیری جانبی افقی[3] (L)، a_{TV} پراکنده‌پذیری جانبی قائم[4] (L)، u همان v_{ax} (سرعت واقعی یا تراوشی در جهت x) $(L.T^{-1})$ و D^* ضریب پخشیدگی مولکولی است [۷].

مدل‌های ریاضی در آلودگی آب‌های زیرزمینی به دو صورت تحلیلی و عددی انجام می‌شود. با این که روش دقیق حل معادلات روش تحلیلی می‌باشد، ولی پیچیدگی سامانهٔ آبخوان، غیرهمگنی سازندهای زمین‌شناسی، برداشت و تغذیه‌های متفاوت چه به صورت طبیعی و چه مصنوعی و به خصوص وجود آلاینده‌های مختلف باعث می‌شوند که حل تحلیلی معادلات به جز در شرایط ساده و حالت خاص، امکان‌پذیر نباشد. معمولاً حل عددی با سه نگرش اولرین[5]، لاگرانژین[6] و تلفیق اولرین-لاگرانژین انجام می‌شود. مدل MT3DMS معادلهٔ انتشار آلودگی را به روش تلفیقی اولرین-لاگرانژین حل می‌کند که برای تقریب زدن معادلات از سه روش خطوط مشخصه[7]، روش اصلاح شدهٔ خطوط مشخصه[8] و روش هیبرید خطوط مشخصه[9] استفاده می‌کند [۸].

[1] Distribution Coefficien
[2] Longitudinal Dispersivity
[3] Horizontal Transverse Dispersivity
[4] Vertical Transverse Dispersivity
[5] Eulerian Method
[6] Lagrangian Method
[7] Method of characteristics (MOC)
[8] Modified method of characteristics (MMOC)
[9] Hybrid method of characteristics (HMOC)

۴,۲. اطلاعات مورد نیاز در مدل‌سازی کمی آبخوان

اطلاعات لازم به جهت مدل‌سازی آب‌زیرزمینی در یک آبخوان به دو دستهٔ کلی داده‌های منابع‌آب–هواشناسی و پارامترهای هیدرودینامیکی، توپوگرافی و زمین‌شناسی تقسیم می‌شود. داده‌های منابع‌آب-هواشناسی شامل داده‌های منابع آب‌زیرزمینی، داده‌های هواشناسی و داده‌های منابع آب سطحی تقسیم می‌شود [۸]. داده‌های منابع آب زیرزمینی در این تحقیق شامل عمق سطح آب زیرزمینی اندازه‌گیری شده در ۱۵ پیزومتر در سطح دشت و دبی برداشت از ۳۳۶ چاه (شامل ۲۹۰ حلقه چاه عمیق، ۳۰ حلقه چاه نیمه عمیق و ۱۶ دهنه قنات فعال) که متوسط برداشت به ازای مصارف کشاورزی، شرب و صنعت به ترتیب ۳۸/۴۳، ۱۰/۵۳ و ۳/۲ لیتر در ثانیه می‌باشد. لازم به ذکر است که با استفاده از اطلاعات مربوط به سطح آب اندازه‌گیری شده در پیزومترهای سطح دشت در طی سال‌های ۸۹-۱۳۷۹ هیدروگراف واحد آبخوان رسم شد که نشان دهندهٔ ۵/۸ متر افت سطح آب زیرزمینی است (شکل۲).

داده‌های هواشناسی استفاده شده در این تحقیق شامل ریزش‌های جوی (بارندگی ماهانه برحسب میلی‌متر)، دمای میانگین ماهانه (برحسب درجه‌ی سانتی گراد) و تبخیر-تعرق پتانسیل ماهانه (برحسب میلی‌متر) بود. از داده‌های هواشناسی برای محاسبهٔ نرخ تغذیهٔ آب‌های زیرزمینی از بارش استفاده می‌شود.

داده‌های مربوط به دبی و اشل رودخانه‌های واقع در یک دشت از مهم‌ترین اطلاعات لازم در ساخت لایه‌های اطلاعاتی مدل مفهومی می‌باشد. در این تحقیق از داده‌های مذکور در محل رودخانه‌های گاماسیاب، قلقل رود و سراب رود استفاده شد (شکل ۳). داده‌های توپوگرافی و زمین‌شناسی استفاده شده در این تحقیق شامل تراز سطح زمین (نقشهٔ توپوگرافی سطح زمین)، تراز سنگ کف (نقشهٔ هم ضخامت که در این تحقیق بین

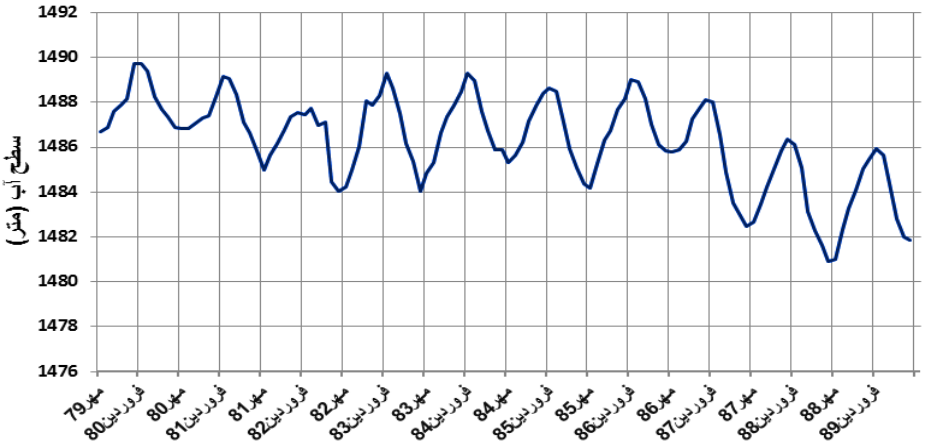
۲۵ تا بیش از ۳۰۰ متر بود) و اطلاعات لوگ‌های حفاری (سه حلقه چاه اکتشافی و لوگ حفاری ۱۵ پیزومتر) بود.

۵,۲. اطلاعات مورد نیاز در مدل‌سازی کیفی آبخوان

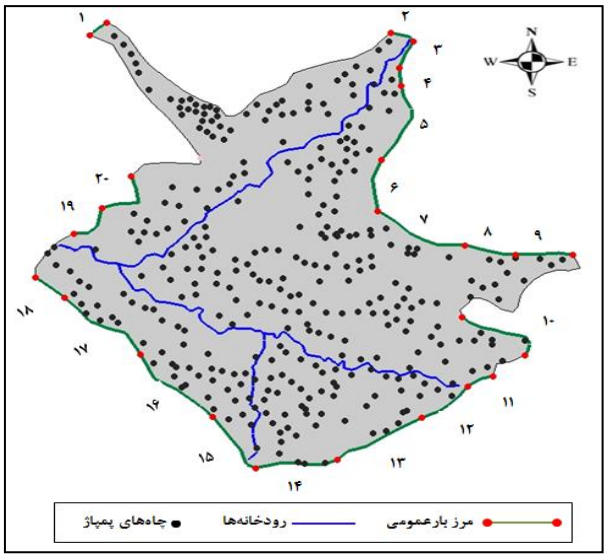
در مدل‌سازی کیفی آب‌های زیرزمینی دو دستهٔ کلی داده استفاده می‌شود: داده‌های هیدروژئولوژیکی و هیدروژئوشیمی منطقه و داده‌های مشاهداتی. دستهٔ اول خود شامل پارامترهای زمین شناسی، پارامترهای فیزیکی و شیمیایی (شامل هدایت هیدرولیکی، ضریب ذخیره و آبدهی ویژه، تخلخل، ضریب پراکندگی و ضریب توزیع می‌باشد که جز تخلخل بقیهٔ پارامترها در طی فرآیند واسنجی مدل‌های کمی و کیفی، کالیبره می‌شوند) و پارامترهای تنش‌زای آلودگی می‌باشد. داده‌های مشاهداتی که در مرحلهٔ واسنجی استفاده می‌شوند، همان نقاط کنترل و شاهد (غلظت پارامتر کیفی مورد نظر در چاه‌های نمونه برداری کیفی) هستند. در این تحقیق نمونه‌برداری کیفی از ۱۲ چاه کشاورزی در پایان خردادماه وپایان شهریورماه سال ۱۳۸۹ استفاده شد.

۶,۲. مدل‌سازی کمی آبخوان دشت خزل

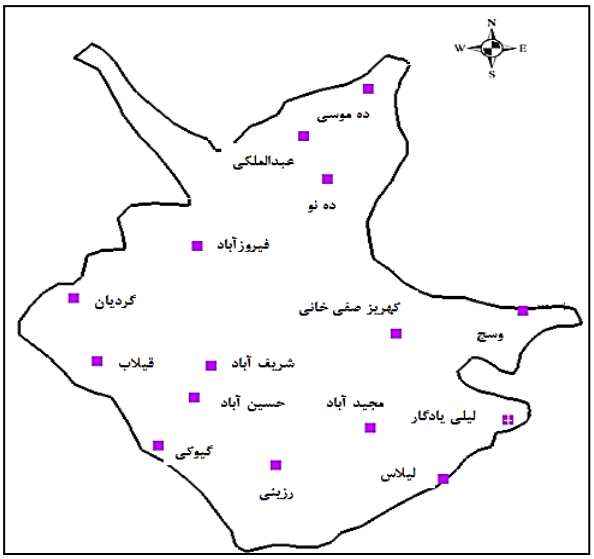
در این تحقیق بعد از انتخاب واحد زمانی یک روز به عنوان گام زمانی شبیه‌سازی جریان (در حالت غیرماندگار) و واحد ppm برای غلظت (در مدل کیفی) مراحل مدل‌سازی به این ترتیب شروع شد: ساخت مدل مفهومی، لایه‌بندی طبقات زمین، شبکه‌بندی آبخوان و ساخت مدل شبیه‌ساز جریان MODFLOW. در این تحقیق مدل مفهومی جریان شامل سه لایهٔ اطلاعاتی عوامل مؤثر در جریان (Source& Sink) (شامل مرزهای بار عمومی، چاه‌ها و رودخانه‌ها، شکل ۳)، تغذیه (Recharge) (با در نظر گرفتن تغذیه از طریق بارش و تغذیه از طریق آب برگشتی حاصل از آبیاری در واحد سطح دشت نرخ تغذیهٔ دشت به دست می‌آید) و اطلاعات چاه‌های مشاهده‌ای (Observation) (شکل ۴) است. با استفاده از اطلاعات لوگ‌های حفاری سه چاه اکتشافی و ۱۵ پیزومتر موجود در منطقه، طبقات زمین به نحوی لایه‌بندی شدند که ترکیب این لایه‌ها از ۸ نوع خاک بود (شکل ۵). در این تحقیق، شبکه‌بندی افقی منظم بر روی دشت، شامل ۷۰ ردیف و ۷۰ ستون است؛ که البته شامل ۱۹۷۱ سلول فعال با ابعاد ۳۱۰×۳۱۵ مترطراحی شد. شبکه‌بندی عمودی یکنواخت نیست و شامل ۵ لایه بود. در شکل ۶ شبکه‌بندی افقی منظم و عمودی نامنظم نشان داده شده است. برای ساخت مدل جریان، شرایط جریان (ماندگار و یا غیرماندگار)، شرایط اولیه (سطح آب زیرزمینی در شهریور ماه ۱۳۸۸ برای حالت ماندگار و سطح آب زیرزمینی در مهرماه ۱۳۸۸ برای حالت غیرماندگار) و نوع شرایط مرزی(مرز بار عمومی، رودخانه، چاه و...)، نوع بستهٔ جریان (پکیج LPF)، تقسیم‌بندی دوره‌های تنش (۱۱ دورهٔ تنش در حالت غیرماندگار از مهر ۸۸ تا مرداد ۸۹) و گام‌های زمانی(یک روز)، انتخاب محاسبه‌گر برای حل سیستم‌های معادلات بوسیله روش‌های تکرار (PCG2) و تنظیمات مربوط به پکیج جریان انتخابی و روش محاسبه‌گر انتخابی به مدل معرفی شد. مدل کمی آبخوان ابتدا برای شرایط جریان ماندگار در مهرماه ۱۳۸۸ ساخته و اجرا شد و با کالیبراسیون مقادیر پارامترهای هدایت هیدرولیکی و ضریب کونداکتنس (بستر رودخانه و مرزها)، به روش سعی و خطا (مقایسهٔ سطح آب شبیه‌سازی شده با اندازه‌گیری شده در محل ۱۵ پیزومتر) واسنجی مدل انجام شد. در ادامه با اعمال شرایط غیرماندگاری جریان، مدل کمی غیرماندگار تهیه شد که با کالیبراسیون ضریب آبدهی ویژه و ضریب ذخیرهٔ ویژه، به روش سعی و خطا، مدل واسنجی شد.



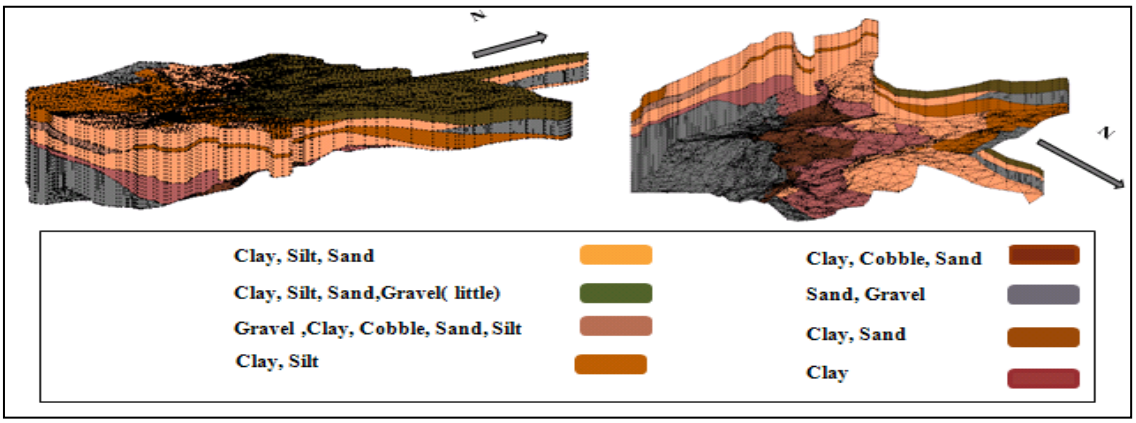
شکل۲. هیدروگراف واحد آبخوان دشت خزل در طی سال-های ۸۹-۱۳۷۹



شکل۳. لایهٔ اطلاعاتی Source & Sink.



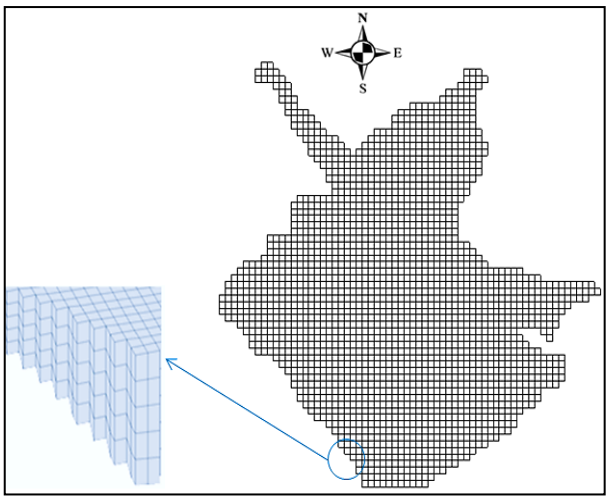
شکل۴. موقعیت پیزومترها در سطح دشت خزل



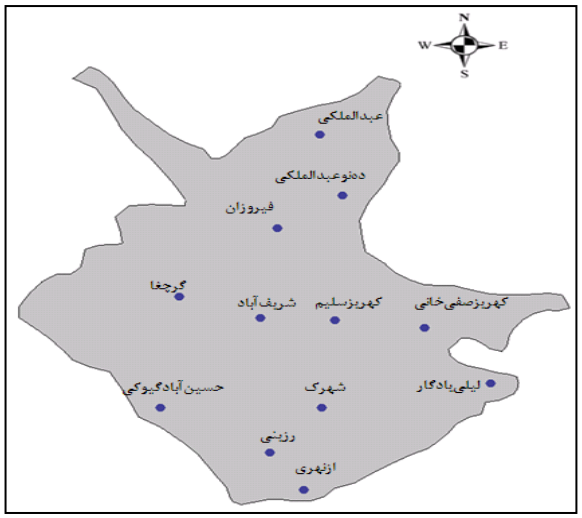
شکل ۵. لایه‌بندی آبخوان در محدودهٔ مورد مطالعه (مدل Solid)

۷,۲. مدل‌سازی کیفی آبخوان

در مدل‌سازی کیفی آبخوان، در ابتدا باید قابلیت شبیه‌سازی آلودگی و مشخصات آلودگی برای مدل مفهومی تعریف شود. در این تحقیق با اعمال تغییرات لازم در مدل مفهومی جریان، مدل مفهومی آلودگی تهیه شد. برای این منظور لایهٔ اطلاعاتی نقاط کنترل کیفی به مدل مفهومی اولیه اضافه شد (شکل۷). در ضمن شرایط مرزی و اولیهٔ غلظت با توجه به توزیع مکانی غلظت املاح، اعمال شد. در این آبخوان تغذیه و تخلیهٔ مواد محلول در سامانهٔ کیفی منطبق بر مرزهای جریان در نظر گرفته شد. چنانچه چاه‌های پمپاژ و نواحی تغذیه در سطح دشت، به عنوان شرایط مرزی داخلی برای مدل کیفی تعریف شوند، کافیست در لایه‌های اطلاعاتی مربوط به آن‌ها، مقادیر غلظت به مدل ارائه شود. شبکه‌بندی مکانی مدل کیفی نمی‌تواند مستقل از شبکه‌بندی مکانی مدل کمی باشد. بنابراین با اتمام ساخت مدل مفهومی و شبکه‌بندی مکانی، باید مدل شبیه‌ساز آلودگی MT3DMS ساخته شود. بعد از تعریف مشخصات آلودگی ۱۱ دورهٔ تنش با گام زمانی ۱۲ ساعت (نیم روز)، که دوره‌های تنش ۳۰ ، ۲۹ و ۳۱ روزه به ترتیب به ۶۰، ۵۸ و ۶۲ گام زمانی مساوی تقسیم شد. مدل MT3DMS به این ترتیب ساخته شد: انتخاب شبیه‌ساز آلودگی (حل معادلات انتقال با روش‌های عددی)، انتخاب شبیه‌ساز پراکندگی آلودگی (که به این منظور ضرایب پراکندگی طولی و ضرایب پراکندگی جانبی افقی و قائم به مدل معرفی شد) و انتشار آلودگی با در نظر گرفتن شرایط جذب و دفع سطحی (اعمال ضریب توزیع یا جذب سطحی و ضریب تجزیه به مدل).



شکل ۶. شبکه‌بندی افقی وعمودی آبخوان



شکل ۷. موقعیت چاه‌های نمونه‌برداری کیفی در دشت

۳. نتایج

۱,۳. نتایج شبیه‌سازی جریان ماندگار

بعد از ساخت و اجرای مدل کمی در حالت جریان ماندگار (مهرماه ۱۳۸۸)، کالیبراسیون مدل به منظور بهینه کردن پارامترهای هدایت هیدرولیکی مواد آبخوان و ضریب توانایی مرز برای عبور جریان در مرزهای بار عمومی و بستر رودخانه‌ها انجام شد. به این ترتیب که با تغییر مکرر مقادیر مربوط به هدایت هیدرولیکی و ضریب توانایی جریان در مرزهای بار عمومی و بستر رودخانه‌ها، هر بار مدل اجرا و سطح آب شبیه‌سازی شده با سطح آب اندازه‌گیری شده در محل پیزومترها مقایسه شد؛ تا در

نهایت به ازای مقادیر مشخصی از پارامترهای فوق بیشترین همبستگی به وجود آمد (روش سعی و خطا). مقادیر کالیبره شدهٔ (بهینه) این پارامترها در جداول شمارهٔ ۱ و ۲ ارائه شده است.

جدول۱. مقادیر کالیبره شدهٔ ضرایب هدایت هیدرولیکی، آبدهی ویژه، ذخیره ویژه و پراکندگی طولی و تخلخل مواد آبخوان

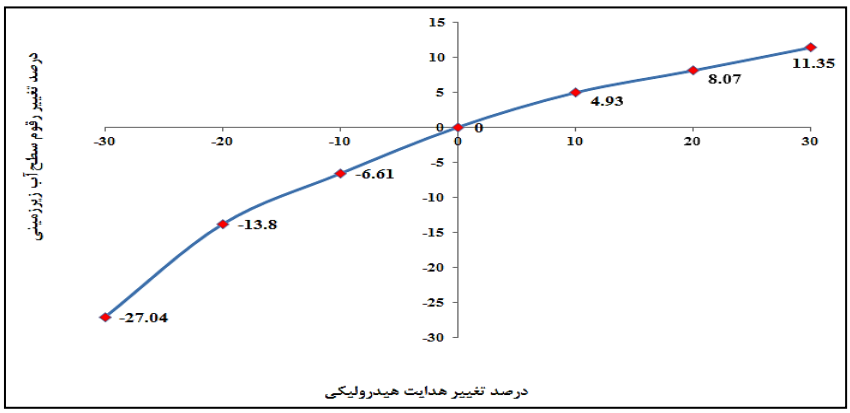
ماده	K(m/d)	S_y	$S_s(1/m)$	$D_L(m^2/day)$	n(%)
Clay, Cobble, Sand	۳۲/۷	۰/۳	۰/۰۰۱۲۳	۵	۳۳
Sand, Gravel	۴۸/۵	۰/۲۶	۰/۰۰۰۰۲	۱۲/۸۶	۳۴
Clay, Sand	۱۱/۴	۰/۱۵	۰/۰۰۱۳۲	۱۰/۲۴	۳۷
Clay	۲/۸۷	۰/۰۳	۰/۰۰۲۴۵	۲۶/۲۳	۴۲
Clay, Silt, Sand	۱۷	۰/۰۷	۰/۰۰۰۳۶	۱۲/۵۴	۳۸
Clay, Silt, Sand,Gravel(little)	۳۵	۰/۰۹	۰/۰۰۰۰۸	۴۵/۸	۳۷
Gravel ,Clay, Cobble, Sand, Silt	۳۲	۰/۱۱	۰/۰۰۰۳۶۴	۱۰/۷۹	۳۵
Clay, Silt	۵/۸	۰/۰۵	۰/۰۰۲۸	۱۵/۸۷	۴۴

جدول ۲. مقادیر کالیبره شدهٔ ضریب توانایی مرز عمومی و بستر برای عبور جریان آب

نوع شرط مرزی		مقدار ضریب توانایی مرز در عبور جریان $(m^2/d/m)$
بستر رودخانه	قلقل رود	۳۹/۰۶
	سراب رود	۰/۷۳۳
	گاماسیاب	۰/۹۵۸
مرز بار عمومی	مرز ۱و۶	۱۰۰
	مرز ۲، ۳، ۴, ۵، ۱۳، ۱۰، ۱۴، ۱۵ و ۱۸	۵ - ۱۵
	مرز ۷، ۸، ۹، ۱۶ و ۱۷	۵۰۰ - ۶۰۰
	مرز ۱۱، ۱۲ و ۱۹	۲۵- ۸۵
	مرز ۲۰	۱۱۰

البته قبل از تغییرات پارامترهای فوق، آنالیز حساسیت انجام شد که نتیجهٔ آنالیز حساسیت هدایت هیدرولیکی در شکل ۸ آورده شده است. با توجه به شکل ۸ با افزایش هدایت هیدرولیکی، متوسط رقوم سطح آب‌زیرزمینی در آبخوان افزایش و با کم شدن آن، رقوم سطح ایستابی کاهش می‌یابد که بیشترین تغییرات سطح ایستابی کاهش ۲۷/۰۴ درصدی آن در اثر کاهش ۳۰ درصدی هدایت هیدرولیکی بود. با توجه به نتایج سطح آب محاسباتی و مشاهداتی (جدول ۳)، کمترین اختلاف ۷+ سانتی‌متر در محل پیزومتر حسین‌آبادسرکان و بیشترین اختلاف ۱/۶۶+ متر در محل پیزومتر مجیدآباد است. میانگین خطای نسبی در برآورد عمق آب زیرزمینی در دشت مذکور ۶/۱۲ درصد و حداکثر خطای نسبی که مربوط به پیزومتر مجیدآباد است ۴۸/۸ درصد محاسبه گردید. این اختلاف به دلایل متعددی اتفاق می‌افتد از جمله: خطای ابزاری و انسانی در اندازه‌گیری سطح آب در محل پیزومترها، خطا در مدل‌سازی (منظور از خطا در مدل‌سازی، تقریب زدن بعضی از پارامترهای تأثیر گذار بر

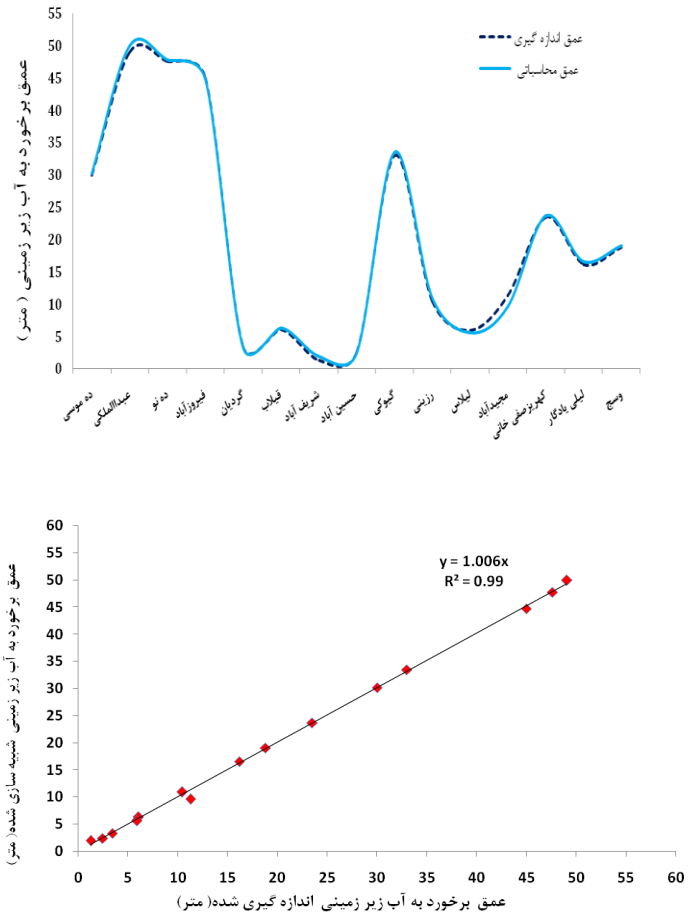
سطح آب‌زیرزمینی است). به منظور اطمینان از اینکه تفاوت معنی‌داری بین مقادیر مشاهداتی و محاسباتی وجود ندارد همان‌گونه که در شکل(۹) نشان داده شده است مقادیر عمق آب زیرزمینی محاسبه شده در مقابل مقادیر اندازه‌گیری شده در محل پیزومترها ترسیم شد. ضریب همبستگی ۰/۹۹ دقت بالای شبیه‌سازی با مدل می‌باشد. در شکل‌های ۱۰ و ۱۱ نقشهٔ خطوط سطح ایستابی مشاهداتی و محاسباتی در مهرماه آورده شده است. می‌توان گفت جهت کلی حرکت آب‌زیرزمینی در آبخوان خزل از جنوب شرقی به شمال غربی است. با مقایسهٔ شکل‌های ۱۰و ۱۱، دقت بالای مدل کمی در شبیه‌سازی جریان آب‌زیرزمینی مشخص می‌شود.



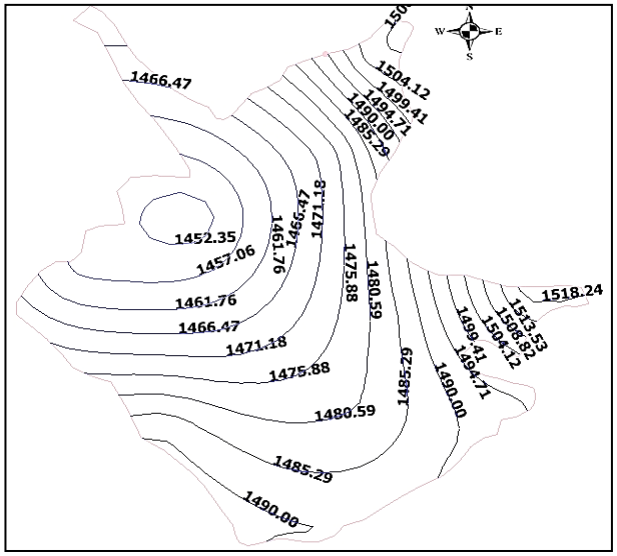
شکل۸. نمودار آنالیز حساسیت هدایت هیدرولیکی

جدول۳. نتایج سطح آب محاسباتی و مشاهداتی در مهرماه ۱۳۸۸ (جریان ماندگار)

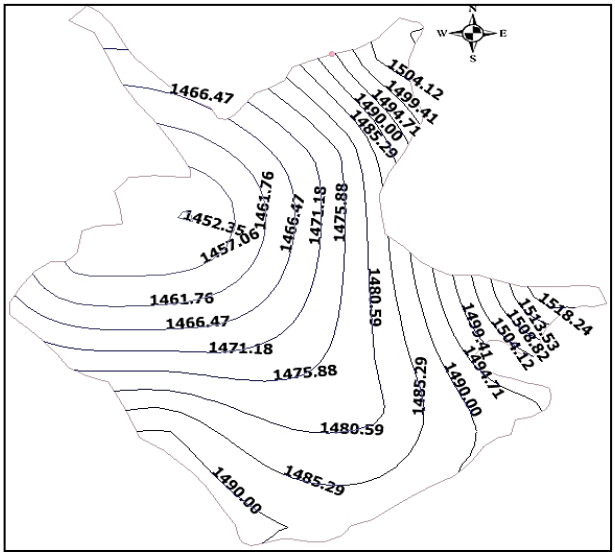
نام پیزومتر	سطح آب مشاهداتی	سطح آب محاسباتی	اختلاف (متر)
ده موسی	۱۵۰۷/۹	۱۵۰۷/۷	-۰/۲
عبدالملکی	۱۴۷۹/۵۴	۱۴۷۸/۶	-۰/۹۴
ده نو	۱۴۷۴/۵	۱۴۷۴/۳	-۰/۲
فیروزآباد	۱۴۴۹/۰۸	۱۴۴۹/۳	+۰/۲۲
گردیان	۱۴۵۷/۵۹	۱۴۵۷/۶۹	+۰/۱
قیلاب	۱۴۶۹/۵	۱۴۶۹/۲۴	-۰/۲۶
شریف آباد	۱۴۷۰/۲	۱۴۶۹/۵۸	-۰/۶۲
حسین آباد	۱۴۷۷/۵۳	۱۴۷۷/۶	+۰/۰۷
گیوکی	۱۴۹۱/۵۶	۱۴۹۱/۰۶	-۰/۵
رزینی	۱۴۸۲/۹۶	۱۴۸۲/۴۷	-۰/۴۹
لیلاس	۱۴۹۰/۳۸	۱۴۹۰/۷	+۰/۳۲
مجید آباد	۱۴۷۹/۶۴	۱۴۸۱/۳	+۱/۶۶
کهریز صفی خانی	۱۴۸۷/۱۲	۱۴۸۶/۹۲	-۰/۲
لیلی یادگار	۱۴۹۱/۴۶	۱۴۹۱/۰۶	-۰/۴
وسج	۱۵۲۴/۱۵	۱۵۲۳/۹	-۰/۲۵



شکل۹. مقایسهٔ نتایج عمق آب زیر زمینی مشاهداتی و محاسباتی در مهرماه ۱۳۸۸ (جریان ماندگار



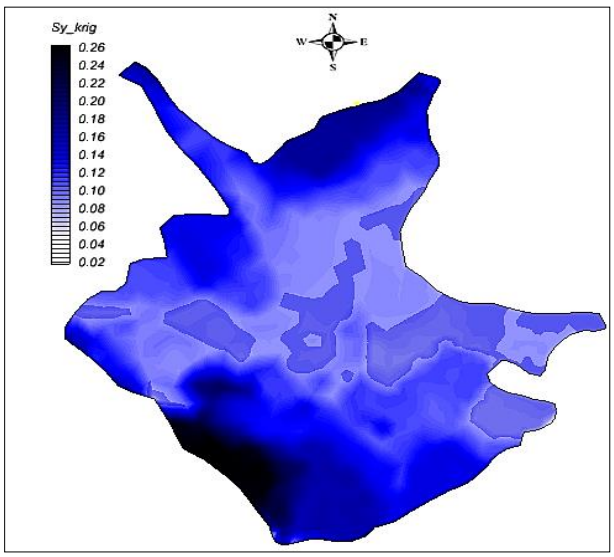
شکل۱۰. نقشهٔ خطوط سطح ایستابی محاسباتی (مهرماه ۱۳۸۸)



شکل۱۱. نقشهٔ خطوط سطح ایستابی مشاهداتی (مهرماه ۱۳۸۸)

۲,۳. نتایج شبیه‌سازی جریان غیرماندگار

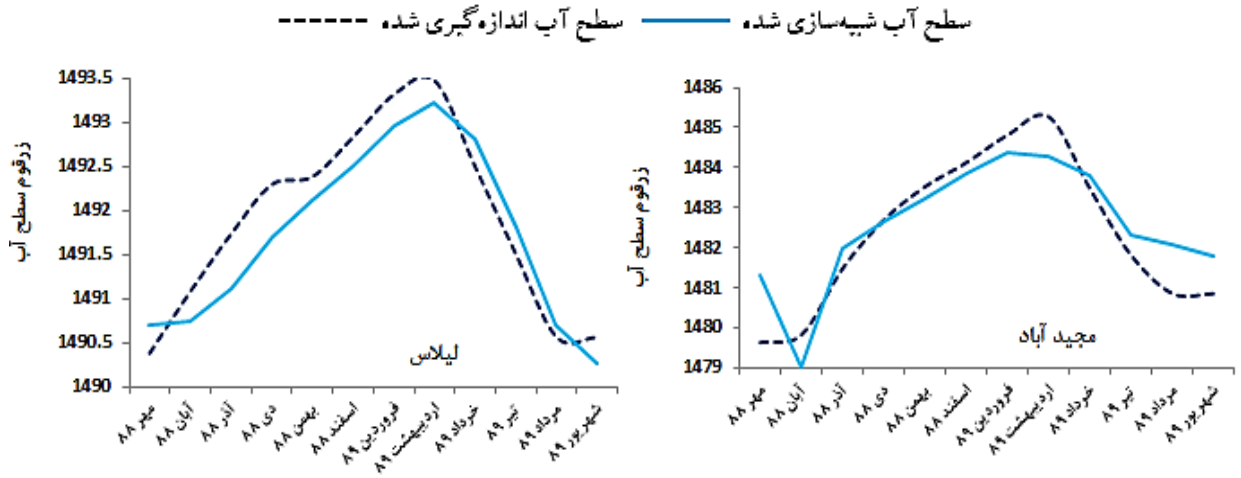
بعد از واسنجی مدل در حالت ماندگار، مدل غیرماندگار (با شرط اولیهٔ سطح آب شبیه‌سازی شده در مهرماه) ساخته و اجرا شد و با روش مشابه حالت ماندگار (آزمون و خطا) با مقایسهٔ سطح آب مشاهداتی و محاسباتی در محل ۱۵ پیزومتر در طول بازهٔ زمانی شبیه‌سازی مدل به وسیلهٔ ضریب آبدهی ویژه و ضریب ذخیرهٔ ویژه، واسنجی شد. مقادیر کالیبره شدهٔ دو پارامتر مذکور در جدول ۱ آورده شده است. در ادامه نقشهٔ مربوط به پهنه‌بندی مقادیر کالیبره شدهٔ ضریب آبدهی ویژه نشان داده شده است (شکل ۱۲). حداکثر مقدار آبدهی ویژه ۰/۳ و حداقل مقدار آن ۰/۰۳ است. همانطوری که در شکل ۱۲ نشان داده شده است، بیشترین مقدار ضریب آبدهی ویژه در نواحی جنوب غربی و تا حدودی در نواحی شمال شرق دشت می‌باشد.



شکل ۱۲. نقشهٔ مربوط به تغییرات ضریب آبدهی ویژه در دشت

با واسنجی مدل در حالت جریان غیرماندگار، مقادیر سطح آب شبیه‌سازی شده با مدل MODFLOW با مقادیر سطح آب اندازه‌گیری شده در محل پیزومترها، در ماه‌های مختلف مقایسه و مقادیر ضریب همبستگی، شیب خط رگرسیون و میانگین خطا در ماه‌های دورهٔ واسنجی در جدول ۴ آورده شده است. همچنین این بررسی‌ها در محل هر پیزومتر در طول مدت زمان شبیه‌سازی به طور جداگانه انجام شد (جدول ۵). البته به علت حجم بالای نتایج گرافیکی مقایسهٔ سطح آب محاسباتی و مشاهداتی تنها در محل دو پیزومتر آورده شده است (شکل۱۳). با توجه به جدول ۴ و ۵، می‌توان گفت که شبیه‌سازی در طول بازهٔ زمانی موفق بوده است و مدل توانسته با دقت بالایی سطح آب زیرزمینی را شبیه‌سازی کند. بیشترین میانگین خطا در محل پیزومتر عبدالملکی برابر ۹۰ سانتی-متر است و کمترین مقدار آن در محل پیزومتر شریف‌آباد معادل ۱۰ سانتی‌متر است. اختلاف بین سطح آب شبیه‌سازی و اندازه‌گیری شده به علت خطای مدل‌سازی (خطا در تقریب پارامترهای ورودی مدل) است. البته خطای ابزاری و انسانی در قرائت سطح آب پیزومترها نیز بی‌تأثیر نیست. علت تفاوت ضرایب همبستگی ماهانه و ضرایب همبستگی در محل پیزومترها این است که: خطای مدل‌سازی در طول کل بازهٔ زمانی

یک ساله (در محل هر پیزومتر) نسبت به یک ماه (در کل سطح آبخوان) نمود بیشتری پیدا می‌کند؛ همچنین دامنهٔ تغییرات سطح آب در کل آبخوان از گستردگی بالایی برخوردار است. از نتایج سطح آب شبیه‌سازی شده در شهریورماه (خارج از بازه‌های زمانی) به جهت صحت‌سنجی مدل استفاده شد. که ضریب همبستگی داده‌ها برابر R^2 =۰/۹۸۶ و شیب خط رگرسیون برابر y=۱/۰۰۰۴x شد.



شکل ۱۳. مقایسهٔ سطح آب شبیه‌سازی و اندازه‌گیری شده در محل دو پیزومتر در طول دورهٔ مدل‌سازی

جدول۴. نتایج آماری مقایسهٔ سطح آب محاسباتی و مشاهداتی آبخوان در ماه‌های مدل‌سازی

ماه‌های سال۸۹-۸۸	ضریب همبستگی (R^2)	معادله خط رگرسیون	میانگین خطا (cm)
آبان	۰/۹۹۳۳	y=۰/۹۹۹۸x	-۳۶
آذر	۰/۹۹۱۵	y=۰/۹۹۹۴x	-۹۰
دی	۰/۹۹۳۷	y=۱/۰۰۰۳x	+۴۰
بهمن	۰/۹۹۲۴	y=۰/۹۹۹۵x	-۶۶
اسفند	۰/۹۹۰۱	y=۰/۹۹۹۶x	-۵۵
فروردین	۰/۹۸۹۳	y=۰/۹۹۹۶x	-۵۳
اردیبهشت	۰/۹۹۳۵	y=۱/۰۰۰۱x	+۱۰
خرداد	۰/۹۹۲۴	y=۰/۹۹۹۹x	-۱۲
تیر	۰/۹۸۸۸	y=۰/۹۹۹۵x	-۶۸
مرداد	۰/۹۸۷۳	y=۰/۹۹۹۷x	-۵۰

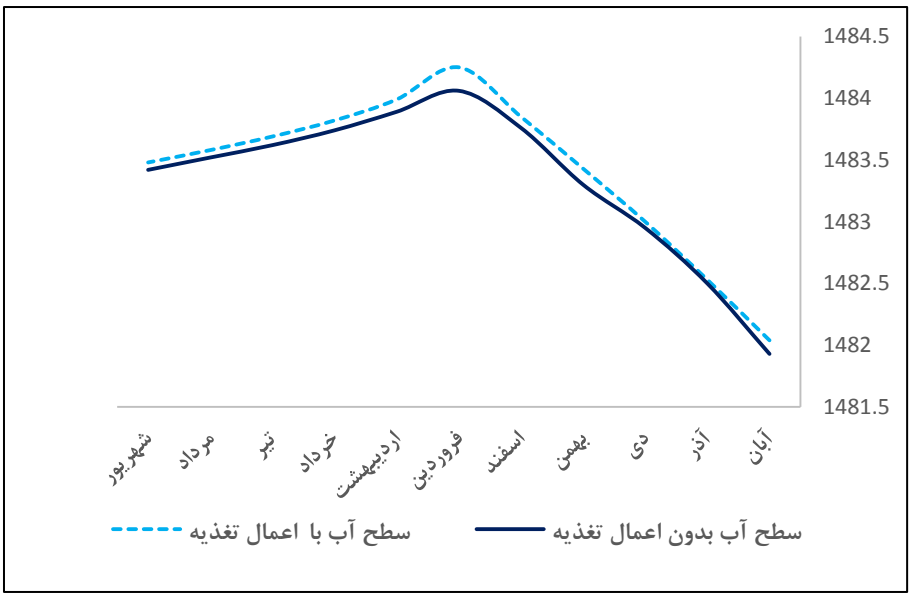
جدول ۵. نتایج آماری مقایسهٔ سطح آب مشاهداتی با محاسباتی در پیزومترها در زمان مدل‌سازی

نام پیزومتر	ضریب همبستگی (R^2)	معادله خط رگرسیون	میانگین خطا (cm)
ده موسی	۰/۸۴	y=۰/۹۹۹۸x	-۳۶
عبدالملکی	۰/۷۱۲	y=۰/۹۹۹۴x	-۹۰
ده نو	۰/۸۱	y=۱/۰۰۰۳x	+۴۰
فیروزآباد	۰/۶۷۲	y=۰/۹۹۹۵x	-۶۶
گردیان	۰/۸۱	y=۰/۹۹۹۶x	-۵۵
قیلاب	۰/۷۷۲	y=۰/۹۹۹۶x	-۵۳
شریف‌آباد	۰/۷۶	y=۱/۰۰۰۱x	+۱۰
حسین‌آباد	۰/۸۹	y=۰/۹۹۹۹x	-۱۲
گیوکی	۰/۸۴۳	y=۰/۹۹۹۵x	-۶۸
رزینی	۰/۷۵۳	y=۰/۹۹۹۷x	-۵۰
لیلاس	۰/۸۸۴	y=۰/۹۹۹۹x	-۱۷
مجیدآباد	۰/۷۱۳	y=۱/۰۰۰۱x	+۲۰
کهریزصفی‌خانی	۰/۵۲۳	y=۰/۹۹۹۹x	-۱۷
لیلی‌یادگار	۰/۸۸۳	y=۰/۹۹۹۶x	-۵۵
وسج	۰/۸۸	y=۱/۰۰۰۲x	+۲۸

۳،۳. بررسی تأثیرات کمی اجرای تغذیهٔ مصنوعی بر سفرهٔ آب زیرزمینی (سناریوی کمی)

تغذیهٔ مصنوعی آبخوان‌ها به عنوان راهبردی برای تقویت و توسعهٔ منابع آب زیرزمینی و جبران زیان‌های وارده به آن‌ها جهت ذخیره‌سازی و به‌هنگام کردن جریان‌های سطحی به شمار می‌آید [۱۱]. محققان علوم آب هزینهٔ پروژه‌های سدسازی تغذیهٔ مصنوعی را در جهان مطالعه نموده و با رسم منحنی‌های لگاریتمی هزینه‌ها در مقابل حجم رواناب قابل ذخیره به این نتیجه رسیده‌اند که برای حجم‌های کمتر از ۳۰ میلیون متر مکعب، اجرای پروژه‌های تغذیهٔ مصنوعی از نظر اقتصادی به صرفه‌تر از سدسازی می‌باشد. روش‌های کلی تغذیهٔ مصنوعی عبارتند از: سطحی (نفوذ دادن) و زیرزمینی(تزریق کردن) [۹ و ۱۱]. در این پروژه ۳۱ چاه تزریق با دبی ثابت ۱۵ لیتر در ثانیه (تزریق در ماه‌های خاموش بودن چاه‌های پمپاژ از اواخر مهر تا اواخر اسفند سال ۱۳۸۸ انجام شد) جهت اعمال طرح تغذیهٔ مصنوعی در مدل منظور شد به گونه‌ای که پراکنش خوبی در کل منطقه به خصوص در نقاطی با نفوذپذیری مناسب داشتند.

نتایج متوسط سطح آب شبیه‌سازی شده با اعمال طرح تغذیهٔ مصنوعی در ماه‌های مختلف با حالت بدون تغذیه مقایسه و نتایج در شکل ۱۴ آورده شده است. نتایج بیانگر پاسخ مثبت آبخوان به طرح تغذیه بوده و کمترین مقدار افزایش سطح آب ۳ سانتی‌متر در آذرماه و بیشترین مقدار ۱۹ سانتی‌متر در فروردین ماه می‌باشد. نتایج در محل پیزومترها با هم مقایسه و در جدول۶ آورده شده است. سطح آب در محل پیزومترهای گیوکی، قیلاب، لیلاس و وسج به علت قرارگیری در نواحی مرزی و نسبتاً مرتفع و اغلب با نفوذپذیری کم (خاک لوم رسی)، در اثر تغذیه هیچ گونه تغییری نکرده است. از طرفی بیشترین میزان افزایش سطح آب در اثر تغذیه ۲۶ و ۲۰ سانتی‌متر در طول دورهٔ ۱۱ ماهه به ترتیب در محل پیزومترهای مجیدآباد و شریف‌آباد به علت قرار گرفتن در جهت شیب غالب منطقه (جنوب شرقی به شمال غربی) و مجاورت با رودخانه‌های حرم رود و گاماسیاب و نفوذپذیری مناسب اتفاق افتاده است.



شکل۱۴. تأثیر اجرای طرح تغذیهٔ مصنوعی بر سطح آب زیرزمینی در طول بازهٔ شبیه‌سازی

جدول۶. مقایسهٔ سطح آب زیرزمینی در محل پیزومترها در دو حالت اعمال طرح تغذیه و عدم اجرای آن طرح

نام پیزومتر	سطح آب با اعمال تغذیه(m)	سطح آب بدون اعمال تغذیه(m)	بالاآمدگی سطح آب (cm)
حسین آباد سرکان	۱۴۷۸/۱	۱۴۷۸	۱۰
ده نو	۱۴۷۷/۳۸	۱۴۷۷/۲۶	۱۲
ده موسی	۱۵۰۹/۹۴	۱۵۰۹/۹	۴
رزینی	۱۴۸۶/۰۶	۱۴۸۶	۶
شریف آباد	۱۴۷۱/۳۳	۱۴۷۱/۱۳	۲۰
عبدالملکی	۱۴۸۱/۶۶	۱۴۸۱/۴۸	۱۸
قیلاب	۱۴۶۹/۸۹	۱۴۶۹/۸۸	۱
کهریزصفی خانی	۱۴۸۶/۳۵	۱۴۸۶/۱۹	۱۶
فیروز آباد	۱۴۵۱/۲۵	۱۴۵۱/۱۵	۱۰
گردیان	۱۴۵۸/۱۹	۱۴۵۸/۱۵	۴
گیوکی	۱۴۹۱/۲۹	۱۴۹۱/۲۸	۱
لیلی یادگار	۱۴۹۳/۳۵	۱۴۹۳/۲۸	۷
لیلاس	۱۴۹۰/۷۳	۱۴۹۰/۷۳	۰
مجید آباد	۱۴۸۳/۴۴	۱۴۸۳/۱۸	۲۶
وسج	۱۵۲۲/۴	۱۵۲۲/۴	۰

۴,۳. نتایج شبیه‌سازی کیفی

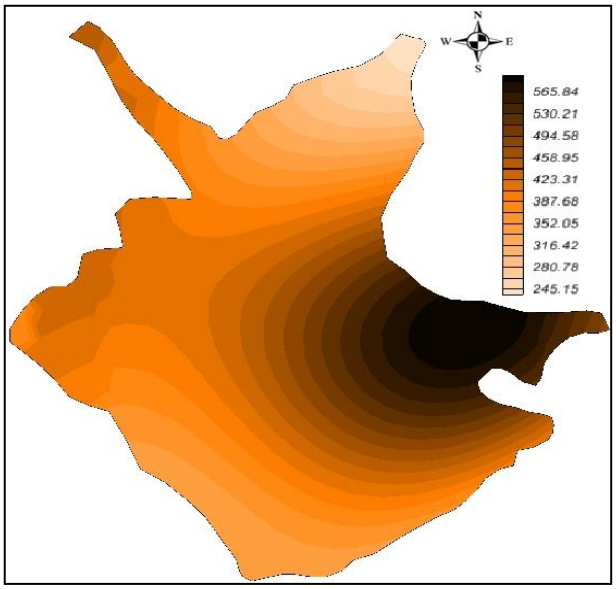
بعد از تهیهٔ مدل کیفی آبخوان، با در نظر گرفتن غلظت TDS در مهرماه ۱۳۸۸ به عنوان شرط اولیه، مدل اجرا شد. مقادیر غلظت شبیه‌سازی شدهٔ پارامتر مورد نظر (TDS) در محل ۱۲ چاه نمونه‌برداری با مقادیر اندازه‌گیری شدهٔ آن در خردادماه ۱۳۸۹ مقایسه شد. با روش سعی و خطا و با تغییر مکرر مقادیر ضریب پراکندگی طولی و ضریب توزیع، هر بار مدل اجرا و نتایج محاسباتی با مشاهداتی مقایسه شد. با واسنجی مدل، مقادیر کالیبره شدهٔ ضریب توزیع (مقدار کالیبره شدهٔ ضریب توزیع در این تحقیق برابر m^3/kg ۰/۰۰۲ می‌باشد) و ضریب پراکندگی طولی به دست آمد که درجدول ۱ ارائه شده است. در جدول ۷ مقادیر شبیه‌سازی و اندازه‌گیری شدهٔ غلظت TDS را در محل ۱۲ چاه نمونه‌برداری نشان می‌دهد. با مقایسهٔ نتایج محاسباتی با مشاهداتی، دقت بالای مدل کیفی در شبیه‌سازی مشخص می‌شود. در این تحقیق بعد از واسنجی مدل و انجام آنالیزهای آماری، مقدار ضریب همبستگی برابر R^2 = ۰/۹۸، شیب خط رگرسیون برابر x ۱/۰۰۷۹ =y، مقدار میانگین خطا برابر۳/۳۶٪ و RMSE برابرppm ۴/۵۶ به دست آمد. نتایج غلظت شبیه‌سازی و اندازه‌گیری شدهٔ TDS (در خردادماه ۱۳۸۹) در شکل‌های ۱۵و ۱۶ آورده شده است که الگوی روند کلی تغییرات غلظت املاح در هر دو یکسان است. تمرکز غلظت املاح در نواحی شرق و جنوب شرقی دشت قرار دارد.

۵,۳. تأثیر فاضلاب چاه‌های جذبی بر آب زیرزمینی (سناریوی کیفی)

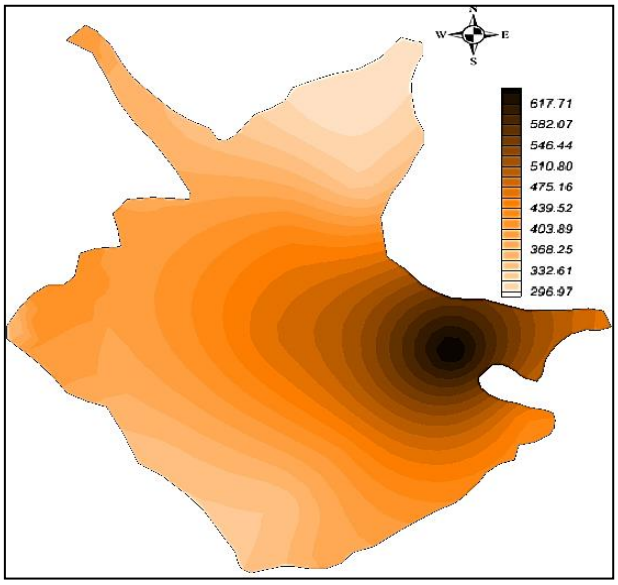
یکی از منابع آلودگی نقطه‌ای مؤثر در منطقه، چاه‌های فاضلاب روستایی می‌باشد. در این تحقیق تعداد ۴۱ حلقه چاه فاضلاب در محدودهٔ روستاهای دشت با غلظت TDS حدود ۱۹۲۰ppm در نظر گرفته شدند. بعد از کالیبراسیون مدل کیفی آبخوان، شبیه‌سازی انتشار آلودگی در محل چاه‌های فاضلاب انجام شد.

جدول۷. نتایج غلظت‌های محاسباتی و مشاهداتی TDS(ppm)

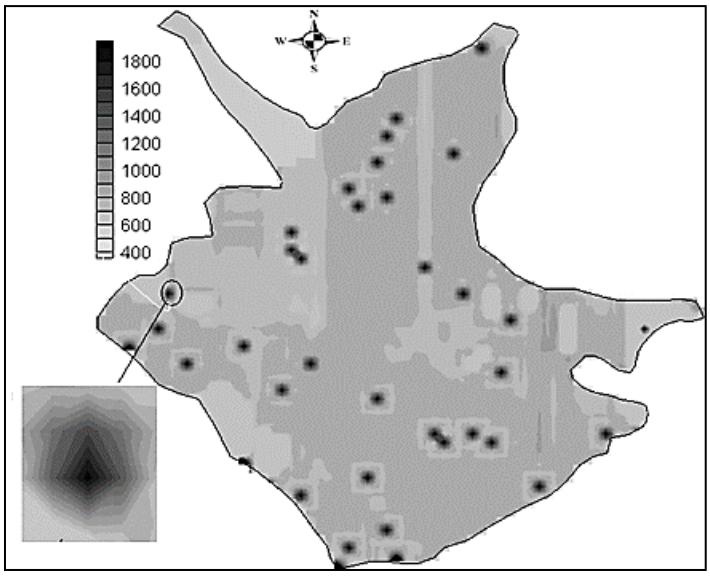
نام چاه نمونه‌برداری	غلظت محاسباتی(ppm)	غلظت مشاهداتی(ppm)	اختلاف (ppm)
لیلی‌یادگار	۴۳۴/۸	۴۳۷/۷۶	-۲/۹۶
کهریزصفی‌خانی	۶۵۵/۶۲	۶۶۷/۵۵	-۱۱/۹۳
ازنهری	۳۷۴/۷۸	۳۷۶/۳۲	-۱/۵۴
عبدالملکی	۳۱۰/۶۴	۲۸۲/۲۴	+۲۸/۴
گرچغا	۴۱۵/۰۱	۴۱۷/۹۲	-۲/۹۱
کهریزسلیم	۵۵۴/۴۳	۵۲۰	+۳۴/۴۳
شریف‌آباد	۴۶۹/۴	۴۷۵/۱۵	-۵/۷۵
ده‌نو عبدالملکی	۳۱۹/۳	۳۱۶/۱۶	+۳/۱۴
حسین‌آباد (گیوکی)	۳۵۳/۴	۳۴۳/۰۴	+۱۰/۳۶
رزینی	۳۳۸/۶۹	۳۳۱/۵۲	+۷/۱۷
فیروزان	۴۲۵/۶۹	۴۲۸/۸	-۳/۱۱
شهرک	۴۱۴/۸	۴۱۵/۳۶	+۰/۵۶



شکل ۱۵. توزیع مکانی غلظت TDS (بر حسب ppm) شبیه‌سازی شده



شکل ۱۶. توزیع مکانی غلظت TDS (بر حسب ppm) اندازه‌گیری شده



شکل۱۷. وضعیت تأثیر آلایندهٔ نقطه‌ای (چاه‌های فاضلاب) بر غلظت TDS آب زیرزمینی (برحسب ppm)

پس از اجرای مدل توزیع غلظت محاسباتی در اطراف محل چاه فاضلاب یا همان منبع تزریق نقطه‌ای قابل مشاهده است. فاصله از محل چاه فاضلاب یا همان منبع نقطه‌ای غلظت را که از آن فاصله به بعد غلظت تغییرات نداشت و مقدار آن برابر با همان مقادیر اولیه قبل از تزریق بود به عنوان شعاع تأثیر در نظر گفته شد. با توجه به شرایط جذب و دفع سطحی و تجزیهٔ یکسان در کل آبخوان میزان شعاع تأثیر این چاه‌های فاضلاب تقریباً یکسان و در حدود ۲۰۰-۱۵۰ متر بعد از یک سال بوده است. البته این مقدار در جهت جریان آب زیرزمینی بیشتر است. شکل ۱۷ وضعیت تأثیر این نوع آلاینده را بر آبخوان نشان می‌دهد. با توجه به شکل مذکور چاه‌های فاضلاب در مدت زمان یک سال، شعاع ۱۵۰ تا ۲۰۰ متری اطراف خود را تحت تأثیر انتشار آلودگی قرار می‌دهند. بنابراین با توجه به اینکه در منطقهٔ مورد نظر چند وقت یک‌بار، چاه‌های فاضلاب تخلیه می‌شود؛ می‌توان محدودهٔ مجاز برای حفاری چاه‌های پمپاژ یا برعکس محدودهٔ مجاز برای حفاری چاه‌های فاضلاب را تعیین کرد. در نواحی مرتفع که البته سرعت جریان آب زیرزمینی بیشتر از سایر نواحی است، انتقال آلاینده‌ها تحت تأثیر فرآیند همرفت قرار دارد و پراکندگی آلودگی بسیار ناچیز می‌باشد (مثل امین‌آباد).

۴. بحث و نتیجه گیری

دشت خزل واقع در شهرستان نهاوند به لحاظ کشت محصولات استراتژیک و تأمین بخش عمده‌ای از آب مصرفی کشاورزی و شرب منطقه، حائز اهمیت است. با توجه به بیلان منفی و طرح ممنوعیت توسعهٔ بهره‌برداری از آب‌های زیرزمینی دشت نهاوند، مطالعات کمی و کیفی آب‌های زیرزمینی در دشت خزل نهاوند الزامی و مهم است. مدل جریان ماندگار (مهرماه ۱۳۸۸) و غیرماندگار (از آبان‌ماه ۱۳۸۸ تا مردادماه ۱۳۸۹) اجرا و با کالیبرهٔ ضرایب هدایت هیدرولیکی وضرایب توانایی مرزهای بار عمومی و بستر رودخانه‌ها در عبور جریان در حالت ماندگار ومقادیرآبدهی ویژه و ذخیرهٔ ویژه در حالت غیرماندگار واسنجی و در شهریورماه ۱۳۸۹ صحت‌سنجی شد. ضریب همبستگی معیار مناسبی برای ارزیابی دقت مدل‌های آب زیرزمینی است؛ در این تحقیق مقادیر ضریب همبستگی بین مقادیر عمق برخورد به آب زیر

زمینی شبیه‌سازی و اندازه‌گیری شده، شیب خط رگرسیون و میانگین خطا در ماه‌های مختلف دورهٔ شبیه‌سازی در محل ۱۵ پیزومتر موجود، حاکی از کارآمد بودن مدل کمی در شبیه‌سازی جریان آب زیر زمینی بود. همچنین اعمال طرح تغذیهٔ مصنوعی بر روی مدل کمی، بیانگر پاسخ مثبت آبخوان به اجرای این‌گونه طرح‌ها به‌خصوص در مناطق پیزومتر مجیدآباد و شریف‌آباد بود.

در ادامه مدل کیفی آبخوان تهیه و در همان دورهٔ شبیه‌سازی جریان، اجرا و با کالیبرهٔ مقادیر ضریب پراکندگی طولی مواد آبخوان و ضریب توزیع (به روش سعی و خطا) با ضریب همبستگی ۰/۹۸ واسنجی شد. آنالیز آماری نشان‌دهندهٔ مناسب بودن مدل کیفی برای شبیه‌سازی انتشار آلودگی بود. همچنین انتشار آلودگی فاضلاب چاه‌های جذبی به عنوان یک سناریو ارزیابی شد که با توجه به شعاع تأثیر چاه‌های فاضلاب (حدود ۱۵۰ تا ۲۰۰ متر)، می‌توان محدودهٔ ایمن حفاری چاه‌های پمپاژ را مشخص کرد.

References

[1] Alizadeh, A. (2010). Principles of Applied Hydrology, The twenty-third edition, Astan Qods Razavi Press (In Persian).

[2] Behmanesh, J., Rezaei, H. and Jonubi, R. (2014). Effect of modern irrigation and drainage networks on Urmia groundwater. Journal of Soil and Water Conservation, 20(3): 241-251(In Persian).

[3] Deb Barma, S. (2010). Development of Groundwater Management Model Linking GMS With GA-PSO-Based Hybrid Algorithm. International Journal of Engineering Science and Technology,2(12), 7297-7300.

[4] Gholami, Sh. and Noori, M. (2014). Simulation contamination in groundwater From landfill covered pollutants. The first national conference planning, environmental protection and sustainable development, Hamedan, Community Environmental Assessment Hegmataneh (In Persian).

[5] Ghoraba, S.M., Zeydan, B.A. and Rashwan, I.M.H. (2013). Solute transport modeling of the groundwater for quaternary aquifer quality management in Middle Delta, Egypt. Alexandria Engineering Journal, 152, 197-207.

[6] Kardavani, P. (2006). Geohydrology, 2ed Edition, University of Tehran press (In Persian).

[7] Mahmoodian Shooshtari, M. (2010). Hydraulics of Groundwater, University of Chamran press (In Persian).

[8] Ministry of Power. Guidelines for mathematical modelling of groundwater. Publication No. 337 (a) (In Persian).

[9] Ministry of Power. (November 2005). Standard Guide of artificial recharge of groundwater. Publication No. 150N (In Persian).

[10] Moazed, H., Lalehzari, R., Haghighi, B., Ansari Samani, F.(2013). Comparison of methods for the disposal of agricultural drainage and its effect on the rate of mass transfer in porous media. The second International Conference on Modelling plants, water, soil and air(In Persian).

[11] Rezaei, M., Sargazi, A. (2010). Effects of Artificial Recharge on the Gohar Kooh Aquifer. Journal of Earth Sciences, 19(76): 99-106 (In Persian).

[12] Şengör, S.S. and Ünlü, K.(2013). Modeling contaminant transport and remediation at an acrylonitrile spill site in Turkey. Journal of Contaminant Hydrology, 150, 77-92.

[13] Valizadeh, M. and Jafari, H. (2014). Simulation of Transfer of nitrate pollution in Shahrood Aquifer. Journal of Geochemistry, 3(1): 393-402 (In Persian).