مجله آبخوان و قنات
جلد ۲ شماره ۴ پاییز و زمستان ۱۴۰۱
شماره صفحه : ۱۳۴- ۱۲۳
http://dx.doi.org/10.22077/jaaq.2019.2223.1013

حساسیت سنجی در مدل‌سازی انتقال آلاینده‌های محلول در آب‌زیرزمینی

ناهید سادات جعفری [۱*]، سعید علیمحمدی [۲]

۱- دانشجوی کارشناسی ارشد سازه هیدرولیکی، دانشگاه شهید بهشتی تهران، ایران.
۲- دانشیار دانشگاه شهید بهشتی تهران، ایران.
*نویسنده مسئول: nahid4225205@gmail.com

چکیده

مدل‌سازی کیفی آب‌های زیرزمینی ابزاری مفید برای شناسایی چگونگی انتقال آلاینده‌ها در محیط متخلخل آبخوان است. این مدل‌ها شامل پارامترهای متعددی هستند که اغلب بر اساس مطالعات پیشین یا قضاوت کارشناسی برآورد می‌شوند، یا در بهترین شرایط بر اساس اندازه‌گیری‌های محدود میدانی برآورد می‌گردند. در نتیجه داده‌های ورودی به مدل‌های شبیه‌سازی دقیق نیستند و همراه با خطاهایی هستند و لازم است در ابتدا پارامترهای مؤثر و حساس نسبت به خروجی‌های مدل مشخص شوند. هدف این مطالعه تحلیل حساسیت پارامترهای مدل جریان و مدل انتقال آلاینده محلول در آب‌زیرزمینی و تعیین پارامترهای حساس بر انتقال آلاینده است. با استفاده از مدل‌سازی مثالی از راهنمای MT3DMS و تحلیل حساسیت به روش موضعی، پارامترهای حساس بر انتقال آلاینده محلول در آب‌زیرزمینی تعیین شده است. پارامترهای مؤثر بر غلظت آلاینده محلول از تحلیل حساسیت موضعی به ترتیب هدایت هیدرولیکی، ضریب کاهشی، تخلخل، ضریب توزیع و ضریب پخشیدگی و پارامترهای مؤثر بر زمان به ترتیب هدایت هیدرولیکی، ضریب توزیع، تخلخل، ضریب پخشیدگی و ضریب کاهشی بودند.

واژه‌های کلیدی: آب‌زیرزمینی، آلاینده محلول، تحلیل حساسیت، MOFLOW، MT3DMS

۱- مقدمه

آب‌های زیرزمینی یکی از منابع مهم و اصلی برای مصارف مختلف از جمله کشاورزی، صنعت و نیازهای شهری است ولی این منبع مهم در سال‌های اخیر با مشکلاتی از جمله افت سطح و آلودگی‌های محلول یا نامحلول دچار شده است.

با افزایش فشارهای بشر و اقلیم بر روی منابع آب، پیش-بینی‌های دقیق از حجم آب برای شیوه‌های مدیریت پایدار امری ضروری است، با این وجود عموماً، ساختار زمین‌شناسی تا حدودی شناخته شده است و اندازه‌گیرهای خصوصیات زیرسطحی یا هد آب زیرزمینی پراکنده و متمایل به داشتن خطا است، برای مقابله با این مشکلات استفاده از تکنیک‌های شبیه‌سازی یک روش مفید و قدرتمند در تعیین سناریوهای مدیریتی و طراحی برای توسعه و بهره‌برداری بهینه از منابع آب‌زیرزمینی می‌باشد. مدل‌های شبیه‌سازی سیستم آب‌زیرزمینی توانایی شبیه‌سازی پاسخ‌های سیستم به سناریوهای مدیریتی معلوم را دارند (Rojas R. et al. 2008).

مدل‌سازی آب‌زیرزمینی و تصمیم‌گیری‌های مدیریتی در این مورد، با عدم قطعیت‌هایی نشأت گرفته از آگاهی ناقص از سیستم زیرسطحی یا عدم قطعیت‌های نشأت گرفته از تغییرپذیری‌های طبیعی در فرآیندهای سیستم و شرایط میدانی، همراه شده است. در مدل‌سازی و آنالیز انتقال آلودگی در آب‌های زیرزمینی به دلیل عوامل مختلفی همچون کمبود اطلاعات و تصادفی بودن پیامدها با عدم قطعیت‌هایی مواجه هستیم. کمبود اطلاعات مربوط به خصوصیات محیط‌های متخلخل و چگونگی حرکت آب و انتقال آلاینده مورد نظر در محیط متخلخل است. تصادفی بودن پیامدها از جمله، بارش باران، تبخیر و تعرق و... شامل می‌شود. عدم قطعیت را می‌توان کمبود اطلاعات در مورد پدیده‌ها، داده‌های تعریف شده در مسئله و حل مسئله تعریف کرد. به‌صورت ساده‌تر، پیشامدهایی که ناشی از حادثه‌هایی که در واقع غیرقابل‌کنترل هستند تعریف کرد (Mays & Tung 1992).

به دلیل وجود عدم اطمینان در بیشتر کارهای پژوهشی تحقیقاتی و تأثیر بسیار این عدم اطمینان‌ها بر روی نتیجه پژوهش‌های مورد نظر، مطالعات بسیاری در زمینه تحلیل عدم قطعیت‌های موجود در پژوهش مورد نظر انجام شده است.

مهاجرانی و همکاران (۲۰۱۷) مطالعه‌ای در زمینه مدیریت منابع آب‌زیرزمینی را با استفاده از شبکه تصمیم‌گیری بیزی (BDN) ارائه داده‌اند. منطقه کردکوی در شمال شرقی ایران به‌عنوان منطقه مورد مطالعه انتخاب شده است، این منطقه بر اساس ضریب انتقال (T) و هدایت الکتریکی (EC) به سه بخش تقسیم‌بندی شده است. نتایج نشان داده است که احتمال پایین آمدن تراز سطح آب‌های زیرزمینی مناطق جنوبی در مقایسه با مناطق دیگر نسبتاً بالا است. خروج آب از مناطق شمالی و شمال غربی منطقه مورد مطالعه باید با توجه به مشکلات کفیت آب‌زیرزمینی مرتبط به آب‌های کم‌عمق زیرزمینی این دو منطقه محدود شود. توانایی شبکه تصمیم‌گیری بیزی برای در نظر گرفتن عدم اطمینان کلیدی است برای حالتی که در منابع طبیعی و انجام تجزیه‌وتحلیل مناسب در جایی که مقدار زیادی اطلاعات و داده‌های موجود مشاهداتی وجود ندارد.

ریمونتی و موری مدل‌های جریان آب‌زیرزمینی تصادفی سه‌بعدی و مدل حمل‌ونقل آلاینده برای بهینه‌سازی محدودیت‌های آب‌زیرزمینی در یک محل صنعتی در ایتالیا استفاده کرده‌اند و توزیع آلودگی آینده در این مکان تحت سناریوهای مختلف اصلاح شده است، مورد بررسی قرار داده‌اند. منطقه مورد مطالعه در مرکز ایتالیا واقع شده است و یک کارخانه شیمیایی فعال که محصولات دارویی را تولید می‌کند. در ابتدا با استفاده از یک رویکرد قطعی برای شبیه‌سازی شرایط هیدروشیمیایی کالیبره می‌شود، سپس یک شبیه‌سازی احتمالی برای پیش‌بینی غلظت آلودگی‌های آینده انجام می‌شود و در نهایت استخراج آب‌های زیرزمینی بهینه می‌شود. این رویکرد تصادفی این امکان را می‌دهد که عدم قطعیت پارامترهای هیدروژئولوژی و شیمیایی در مدل بعد از بهینه‌سازی نرخ پمپاژ چاه‌های بهره‌برداری تخمین زده شود. برای شبیه‌سازی منطقه مورد نظر از نرم‌افزار GMS از مدل شبیه‌سازی MODFLOW برای شبیه‌سازی کمی و از مدل شبیه‌سازی MT3D برای شبیه‌سازی کیفی استفاده شده است. برای نشان دادن عدم قطعیت در پارامترهای شبیه‌سازی شده از روش مونت کارلو استفاده شده است، مجموعه‌ای از مقادیر پارامترهای انتخاب شده در توزیع‌های آماری مختلف در چندین مدل اجرا می‌شوند. بر اساس مقادیر تجربی و قضاوت حرفه‌ای، برای پارامترهای دارای عدم قطعیت توزیع احتمالاتی در نظر گرفته می‌شود. در این پژوهش سناریوهایی جهت بهبود غلظت آلاینده‌ها در آینده به کار برده شده است و هر کدام توسط مدل شبیه‌سازی اجرا شدند و از نتایج به دست آمده می‌توان در بهبود شرایط منطقه مورد مطالعه استفاده کرد (Michele Remonti and Piero Mori, 2016).

هلتون در سال ۱۹۹۳ روش‌های تحلیل حساسیت و عدم قطعیت در ارزیابی عملکرد دفع زباله‌های رادیواکتیو بررسی کرده است. خلاصه روش‌ها به این صورت است: تجزیه و تحلیل دیفرانسیلی، تجزیه و تحلیل مونت کارلو، روش سطح پاسخ[1] ، تست حساسیت تبدیل فوریه است. از بین این روش‌ها، مشخص شده است که روش مونت کارلو در ارزیابی عملکرد دفع زباله‌های رادیواکتیو کاربرد بسیار گسترده‌ای دارد. این روش دارای پنج مرحله می‌باشد: انتخاب محدوده و توزیع بری هر متغیر ورودی، به وجود آوردن یک نمونه از متغیرهای ورودی، انتشار نمونه از طریق مدل تحت نظر، تجزیه و تحلیل عدم قطعیت، تجزیه و تحلیل حساسیت است. این مراحل همراه با تجزیه‌وتحلیل عملکردی به‌عنوان بخشی از ارزیابی عملکرد اولیه برای انجام جداسازی زباله‌های رادیواکتیو مورد بحث واقع‌شده‌اند (Jon C. Helton, 1993).

برای اهمیت پیش‌بینی و در نظر گرفتن عدم قطعیت در مدل‌های آب‌زیرزمینی می‌توان با استفاده از یک مثال ساده نشان داده شود و همچنین پارامترهایی که کالیبره شده‌اند، می‌توانند مدل را پایدار کنند. کالیبراسیون یک مدل آب‌زیرزمینی با روش دستی سعی و خطا کار خسته‌کننده و زمان‌بر است. به کار بردن الگوریتم‌های کالیبراسیون برای صرفه‌جویی زمان و تحلیل عدم قطعیت مناسب است. دلوتیر و همکارانش برای اثبات این موضوع پژوهشی در سال ۲۰۱۵ انجام داده‌اند، این پژوهش دارای سه بخش کلی است: ابتدا در مورد بی‌میلی مدل‌های آب‌زیرزمینی به پیشرفت‌های جدید در مدل‌های معکوس بحث شده است. سپس یک مدل مدیریت مصنوعی برای افزایش توجه کاربران و مدیران آب به اهمیت تعیین و پیش‌بینی عدم قطعیت ارائه شده و در انتها پژوهش پیشنهادهای واقع‌بینانه برای مدل‌سازی عملیاتی آب‌زیرزمینی پیشنهاد داده شده است. یکی از مشخصه‌های اصلی مدل‌های مدیریت بزرگ آب‌های زیرزمینی، زمان محاسباتی بالا است و تحلیل عدم قطعیت را به چالش می‌کشد. مدل پیش‌بینی باید همراه با تعیین عدم قطعیت مرتبط باشد. در این پژوهش از تحلیل عدم قطعیت خطی که ابزار مؤثر است، استفاده شده است. شبیه‌سازی با استفاده از مدل شبیه‌سازی MODFLOW-2005 انجام شده است. پیش و پس پردازنده با بسته Flopy Python (Bakker et al. 2013) و Qgis (QGIS 2015) از (Pryet et al. 2015) انجام می‌شود. این مدل دارای مرزهای بدون جریان به غیر از مرز جنوبی است. مقادیر پارامترها مرجع برای یک اقلیم با آب و هوای معتدل در یک حوضه رسوبی انتخاب می‌شوند. همان‌طور که در Doherty (2015) توضیح داده شده است، روش‌های متعددی برای تجزیه‌وتحلیل عدم قطعیت غیرخطی بر اساس نمونه‌گیری مونت کارلو برای مدل‌های آب‌زیرزمینی قابل استفاده است. با این حال این روش‌ها نیاز به چندین اجرای مدل دارند و در اجرا معمولاً برای به‌کارگیری مدل‌های مدیریتی با زمان اجرای طولانی، چالش‌برانگیز هستند. Hill et al. (2015) بر این باورند که وابستگی تقریباً انحصاری به روش‌های فشرده محاسباتی برای تحلیل عدم قطعیت برای مدل‌های پیچیده ناپایدار هستند. زمانی که روش‌های مونت کارلو غیرواقعی هستند، تحلیل عدم قطعیت را بر پایه مدل خطی شده انجام می‌دهد و ممکن است یک ابزار تشخیص عملیاتی فراهم آورد. در این پژوهش هم از همین روش تحلیل خطی عدم قطعیت استفاده شده است (H.Delottier et al. 2015).

با توجه به بررسی‌های انجام شده در این مطالعه به تحلیل حساسیت پارامترهای کیفی ورودی به مدل انتقال آلاینده محلول در آب‌زیرزمینی و همچنین تعیین پارامترهای مؤثر در انتقال آلاینده محلول در آب‌زیرزمینی پرداخته شده است که تا کنون تعیین درجه حساسیت پارامترهای ورودی کیفی مدل‌های شبیه‌سازی آب‌های زیرزمینی در سطح کشور انجام نشده است. این نتایج را می‌توان برای

[1] Response surface methodology

تعیین پارامترهای مهم کیفی جهت واسنجی استفاده شود.

۲-موارد و روش‌ها

۲-۱- تحلیل حساسیت

مدل‌های شبیه‌سازی کمی و کیفی استفاده شده در این مطالعه دارای عملیات ریاضی پیچیده‌ای هستند که فرایندهای فیزیکی مربوطه را با استفاده از پارامترهای متنوعی بیان می‌کنند. این پارامترهای ورودی به دلایل مختلفی از جمله خطا در اندازه‌گیری و کمبود دانش و عوامل دیگر دارای خطا و عدم قطعیت هستند، پس انتظار می‌رود خروجی این مدل‌ها دقیق نباشد. در این مواقع که با عدم قطعیت مواجه می‌شویم به‌طورمعمول تحلیل حساسیت انجام می‌شود تا درجه حساسیت خروجی‌های مدل نسبت به تغییرات پارامترهای ورودی مدل مشخص شود. تحلیل حساسیت تأثیرات تغییرات پارامترهای ورودی بر روی خروجی‌های مدل را مشخص می‌کند و علاوه بر این اطلاعاتی در مورد اهمیت نسبی پارامترهای ورودی فراهم می‌کند به‌طوری‌که کدام پارامتر ورودی مدل برای کالیبراسیون و صحت سنجی لازم و ضروری است. در این روش ابتدا تغییراتی بر روی پارامترهای ورودی انجام شده است سپس مدل را با پارامترهای تغییریافته اجرا شده است و خروجی‌ها را ثبت می‌شوند. برای توصیف احساسیت از ضریب حساسیت که به‌صورت زیر تعریف می‌شود استفاده می‌شود:

$$s_k = \left(\frac{\partial W}{\partial x_k}\right)_k \approx \frac{\Delta W}{\Delta x} \quad (۱)$$

$$= \frac{w(x_0 + \Delta x_k e_k) - W(x_0)}{\Delta x}$$

S_k: ضریب حساسیت

ΔW: تغییرات ورودی

ΔX: تغییرات خروجی (در این مطالعه غلظت ماکسیمم آلاینده محلول و زمان مربوطه)

تحلیل حساسیت به دو روش موضعی یا جامع صورت می‌گیرد. در این مطالعه از تحلیل حساسیت موضعی استفاده شده است، به صورتی که در هر قسمت مقدار یک پارامتر تغییر یافته و سپس به‌طور جداگانه هر پارامتر تغییر یافته وارد مدل می‌شود و خروجی‌های مورد نظر به دست آورده شده‌اند.

۲-۲- معادلات جریان و انتقال آلاینده در آب‌زیرزمینی

برای شبیه‌سازی منطقه مورد نظر، از مدل کمی MODFLOW و مدل کیفی MT3DMS استفاده شده است. این مدل‌ها، معادلات حاکم بر جریان و انتقال آلاینده محلول در آب‌زیرزمینی را در شرایط پایدار و ناپایدار به روش عددی تفاضل محدود حل می‌نماید. این مدل‌ها پرکاربردترین مدل‌ها در شبیه‌سازی جریان و انتقال آلاینده آب‌زیرزمینی هستند. مدل MODFLOW این مدل نخستین بار در سال ۱۹۸۴ توسط McDonald و Harbaugh در سازمان زمین‌شناسی ایالات‌متحده (USGS) تهیه شده است. این مدل به‌طور متوالی در سال‌های اخیر به‌روزرسانی شده است.

مدل سه‌بعدی انتقال آلاینده محلول که به‌صورت خلاصه MT3DMS (Modular Transport Three-Dimention Model System) نامیده می‌شود، در سال ۱۹۹۰ توسط Zheng در موسسه پاپادوپولوس و شرکا توسعه داده شده است. نرم‌افزارهای واسط مانند GMS که این دو مدل و مدل‌های دیگر را در کنار ابزارهایی مانند GIS و امکانات گرافیکی فراهم می‌نمایند، برای این‌گونه تحلیل‌ها بسیار مفید هستند.

رابطه زیر جریان آب‌زیرزمینی را در یک محیط غیرهمگن غیرهمسانگرد تحت شرایط ناپایدار در مختصات دکارتی توصیف می‌کند:

$$\frac{\partial}{\partial x}\left(K_{xx}\frac{\partial h}{\partial x}\right)+\frac{\partial}{\partial y}\left(K_{yy}\frac{\partial h}{\partial y}\right)+\frac{\partial}{\partial z}\left(K_{zz}\frac{\partial}{\partial z}\right)\pm W=Ss\frac{\partial h}{\partial t} \quad (۲)$$

K_{xx}, K_{yy} و K_{zz}: ضرایب هدایت هیدرولیکی در راستای x, y و z

h: تراز سطح آب‌زیرزمینی برحسب واحد طول

W: میزان تغذیه یا تخلیه برحسب حجم

Ss: ضریب ذخیره[1]

t: زمان

توسعه رابطه جریان آب‌زیرزمینی به فرم تفاضل محدود به کمک معادله پیوستگی امکان‌پذیر است. با فرض ثابت بودن چگالی آب‌زیرزمینی، معادله پیوستگی که بیان‌گر بیلان (تعادل) جریان برای یک سلول می‌باشد به‌صورت زیر تعریف می‌گردد.

$$\sum Q_i = S_s \times \frac{\Delta h}{\Delta t} \times \Delta v \quad (۳)$$

که در آن:

Q_i: نرخ جریان به سلول

S_s: ضریب ذخیره

ΔV: حجم سلول

Δh: تغییر سطح آب در بازه زمانی Δt

معادله حاکم بر انتقال آلودگی به‌صورت زیر بیان می‌شود:

$$\frac{\partial(\theta C^k)}{\partial t}=\frac{\partial}{\partial x_i}\left(\theta D_{ij}\frac{\partial C^k}{\partial x_i}\right)-\frac{\partial}{\partial x_i}(\theta v_i C^k)+q_s C_s^k+\sum R_n \quad (۴-۲)$$

که در آن

θ: تخلخل مواد

C^k: غلظت محلول آلاینده k

T: زمان

$X_{i,j}$: فاصله در راستای محورهای مختصات کارتزین

$D_{i,j}$: تانسور ضریب انتشار هیدرودینامیکی

V_i: سرعت آب در محیط‌های متخلخل یا سرعت جریان دارسی

q_s: نرخ جریان حجمی در واحد حجم آبخوان

Cs^k: غلظت آلاینده k جریان چاه و چشمه

$\sum R_n$: واحد واکنش شیمیایی

قسمت سمت راست رابطه (۴-۲) از چندین ترم تشکیل شده است. ترم اول پخشیدگی نام دارد، که اساس آن پخش آلاینده به دلیل حرکت آب زیرزمینی است. در این ترم هر دو حالت پخشیدگی و پخش مولکولی در نظر گرفته شده است. پخشیدگی که به دلیل اختلاف بین سرعت میانگین حرکت آب با سرعت ذرات است و پخش مولکولی که به دلیل گرادیان غلظت به وجود می‌آید. پخش مولکولی معمولاً مقدار کمی دارد و صرف‌نظر می‌شود، ولی زمانی که آب ساکن باشد یا سرعت پایینی داشته باشد، قابل توجه است. مجموع این دو اثر پخشیدگی هیدرودینامیک نام دارد، و به عنوان ضریبی به نام ضریب پخشیدگی هیدرودینامیکی نام دارد.

ترم بعدی جابجایی است، و حرکت آلاینده‌های محلول با سرعتی برابر با سرعت آب زیرزمینی نشان می‌دهد. q_i سرعت دارسی نام دارد که از رابطه زیر به دست می‌آید:

$$q_i = k_i \times \frac{\partial h}{\partial x_i} \quad (۵-۲)$$

[1]specific storage

ترم بعدی چاه و چشمه که مقدار آلاینده ورودی از چشمه یا خروجی از چاه در آبخوان بیان می‌کند. در مدل MT3DMS برای چشمه‌ها تعیین غلظت آلاینده جریان ورودی مهم می‌باشد و برای چاه‌ها غلظت آلاینده جریان خروجی برابر با غلظت آلاینده آب زیرزمینی است.

ترم آخر واکنش شیمیایی است که تغییرات جرم آلاینده ناشی از N واکنش شیمیایی را نشان می‌دهد. این ترم شامل واکنش‌های جذب تعادلی-کنترل شده (که انتقال جرم بین فاز نامحلول و خاک را بیان می‌کند)، واکنش‌های جنبشی فروپاشی رادیواکتیو مرتبه اول، واکنش‌های جنبشی مونوود و واکنش‌های جنبشی چند نوعی است.

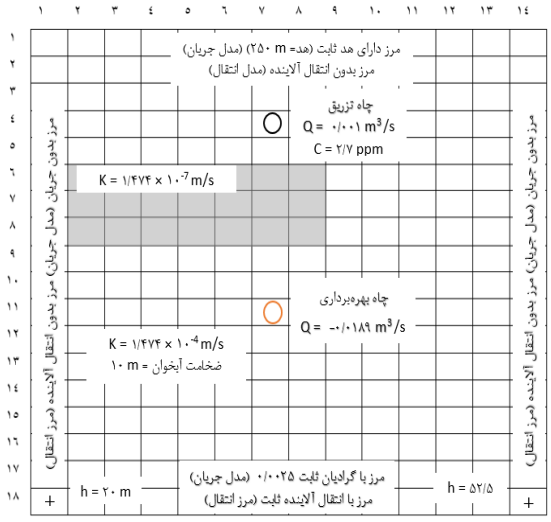
۳-نتایج تحلیل

برای تعیین درجه حساسیت پارامترها در جریان و انتقال آلاینده در آب‌زیرزمینی مثالی از راهنمای نرم‌افزار MT3DMS در نظر گرفته شده است. در این مثال یک شبکه‌بندی دارای ۲۵۲ سلول فعال دارای ابعاد ۱۰۰ متر، ضخامت شبکه‌بندی ۱۰ متر، تخلخل ثابت ۰/۳ و پخشیدگی طولی و عرضی به ترتیب ۲۰ و ۰/۲ متر در نظر گرفته شده است. جریان به‌صورت دوبعدی از مرز شمالی با تراز ثابت ۲۵۰ متر وارد و از مرز جنوبی که دارای تراز آب با گرادیان ثابت ۰/۰۲۵ از تراز آب ۲۰ متر به تراز آب ۵۲/۵ از غرب به شرق افزایش می‌یابد، خارج می‌شود. مرزهای شرقی و غربی بدون جریان ورودی و خروجی در نظر گرفته شده‌اند.

با توجه به شکل (۱)، هدایت هیدرولیکی دارای دو مقدار برای دو قسمت متفاوت در شبکه‌بندی دارد، به‌طوری‌که در قسمت تیره مشخص شده در شکل (۱) به دلیل مقدار کم هدایت هیدرولیکی نسبت به قسمت‌های دیگر شبکه‌بندی، نفوذپذیری کمی دارد. در این مثال یک چاه تغذیه با دبی ۰/۰۰۱ مترمکعب بر ثانیه و دارای غلظت ۲/۷ ppm و یک چاه بهره‌برداری با دبی ۰/۰۱۸۹ مترمکعب بر ثانیه در نظر گرفته شده است.

در این مدل فرضی جذب از نوع جذب خطی با ضریب توزیع 10^{-11} و واکنش شیمیایی از نوع جنبشی مرتبه اول با مقدار ضریب کاهش ۰/۰۰۵ در نظر گرفته شده است.

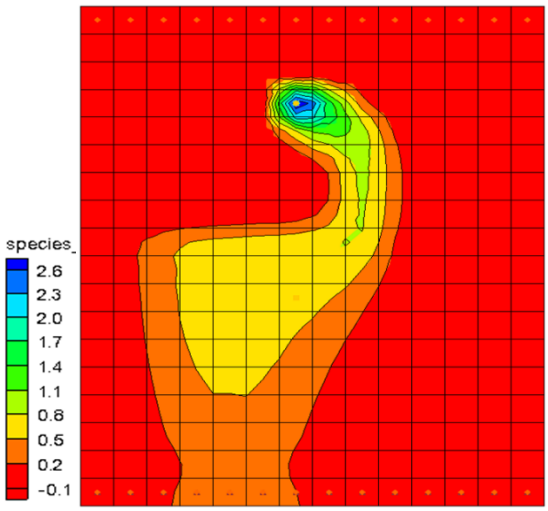
به‌منظور تحلیل حساسیت در این مسئله شش پارامتر در نظر گرفته شده است: هدایت هیدرولیکی[1] (K)، تخلخل[2] (θ)، پخش‌شدگی طولی[3] (Dl)، پخش‌شدگی عرضی[4] (Dv)، ضریب توزیع[5] (Kd)، ضریب کاهشی آلاینده حل شونده و جذب شونده[6] (λ).



شکل ۱- تصویر منطقه مثال مورد نظر شامل انتقال در یک آبخوان با شیب گرادیان زیاد

Fig1- Configuration of the test problem involving transport in a heterogeneous aquifer whith a strang regional gradient

[1]Hydraulic conductivity
[2] Porosity
[3] Longitudinal Dispersivity
[4]Ratio of horizontal transverse to longitudinal dispersivity
[5]Distribution coefficient
[6]decay rate constant

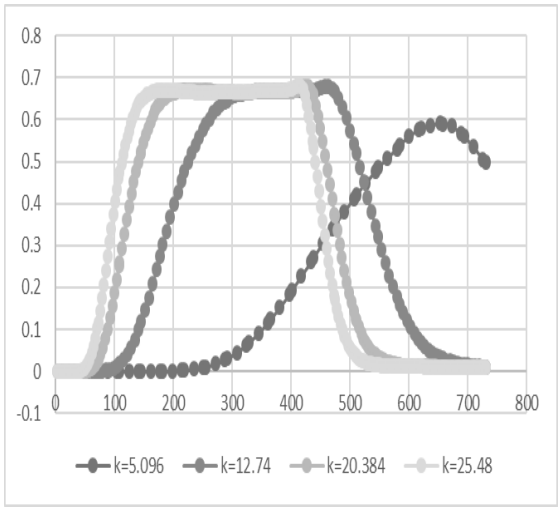


شکل ۲ –منطقه شبیه‌سازی شده در MT3DMS (روز ۳۶۵ام)

Fig2- Simulated area by using MT3DMS safeware(365 days)

ابتدا منطقه مورد نظر را با استفاده از مقدار اصلی خود پارامترهای داده شده در مثال، شبیه‌سازی شده و غلظت آلاینده محلول در چاه بهره‌برداری به دست آورده شده است. سپس بر روی پارامترهای مورد نظر به‌طور جداگانه تغییراتی اعمال شده (±۱۰۰، ±۶۰ و ۰) و مدل برای هر مقداربه‌طور جداگانه اجرا شده است. تغیرات غلظت آلاینده محلول در چاه بهره‌برداری ناشی از تغیرات پارامتر و طی مدت دو سال در قالب نمودارهای زیر آورده شده است.

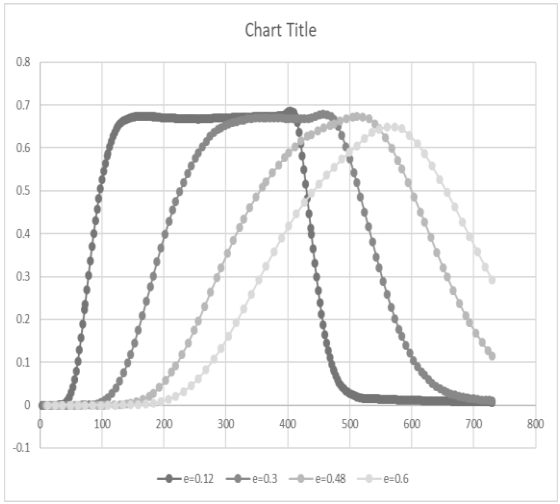
در شکل‌های (۳) تا (۸) در تمامی حالت‌ها با افزایش زمان، غلظت آلاینده محلول در چاه بهره‌برداری ابتدا افزایش و در نهایت کاهش می‌یابد.



شکل ۳- تغییرات غلظت آلاینده چاه بهره‌برداری نسبت به تغییرات هدایت هیدرولیکی

Fig3- changes in concentrations at the pumping well versus changes in Hydraulic conductivity

در شکل (۳) با افزایش مقدار هدایت هیدرولیکی سرعت حرکت آب‌زیرزمینی زیاد می‌شود و غلظت آلاینده محلول در چاه بهره‌برداری سریع‌تر به بیشترین مقدار خود می‌رسد.

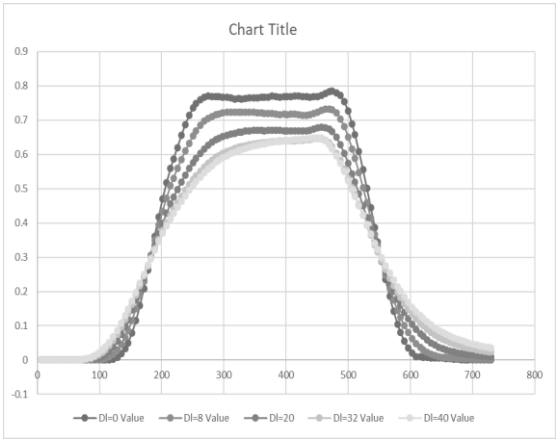


شکل ۴- تغییرات غلظت آلاینده چاه بهره‌برداری نسبت به تغییرات تخلخل

Fig4- changes in concentrations at the pumping well versus changes in Porosity

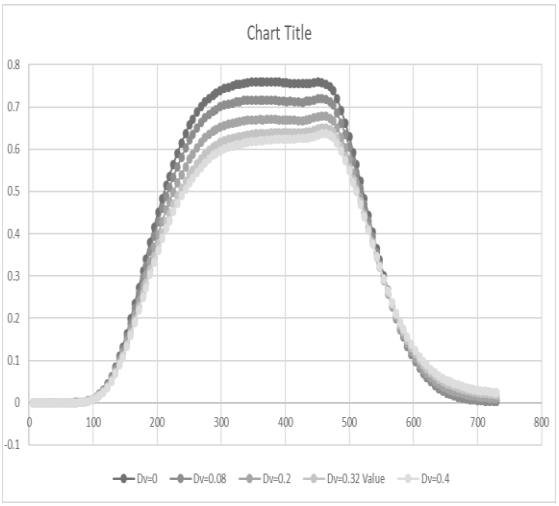
در شکل (۴) با افزایش مقدار تخلخل سرعت حرکت آب‌زیرزمینی کم شده و حرکت آلاینده محلول کند

می‌شود پس غلظت آلاینده محلول در چاه بهره‌برداری دیرتر به بیشترین مقدار خود می‌رسد.



شکل ۵- تغییرات غلظت آلاینده چاه بهره‌برداری نسبت به تغییرات ضریب پخش‌شدگی طولی

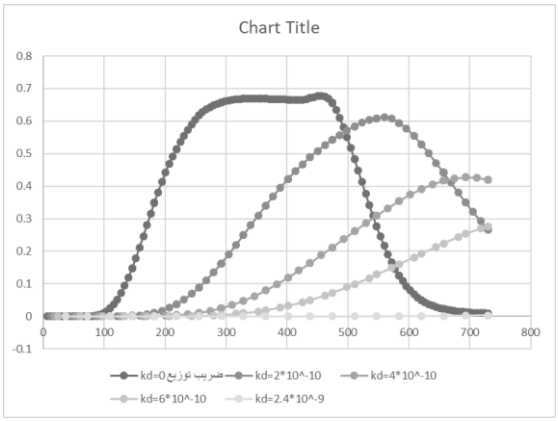
Fig5- changes in concentrations at the pumping well versus changes in Longitudinal Dispersivity



شکل ۶- تغییرات غلظت آلاینده چاه بهره‌برداری نسبت به تغییرات ضریب پخش‌شدگی عرضی

Fig6- changes in concentrations at the pumping well versus changes in Ratio of horizontal transverse to longitudinal dispersivity

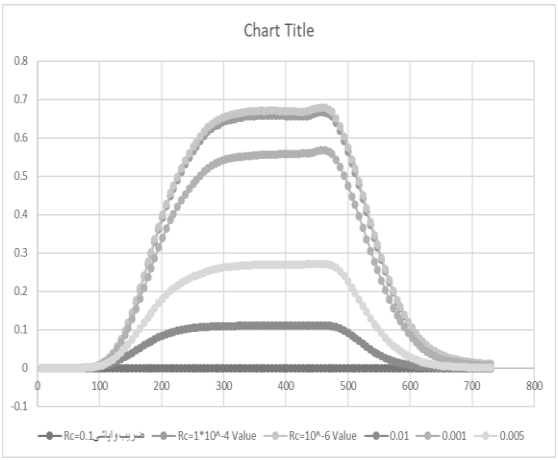
در شکل (۵) و (۶) با افزایش یا کاهش پخشیدگی زمان رسیدن به بیشترین مقدار غلظت آلاینده محلول در چاه بهره‌برداری تغییر نمی‌کند ولی با افزایش مقدار پخشیدگی غلظت ماکسیمم آلاینده محلول کاهش می‌یابد.



شکل ۷- تغییرات غلظت آلاینده چاه بهره‌برداری نسبت به تغییرات ضریب توزیع

Fig7- changes in concentrations at the pumping well versus changes in Distribution coefficient

همان‌طور که در شکل (۷) مشاهده می‌شود با افزایش ضریب توزیع زمان رسیدن غلظت آلاینده محلول در چاه بهره‌برداری بیشتر می‌شود و مقدار ماکسیمم غلظت کاهش می‌یابد.

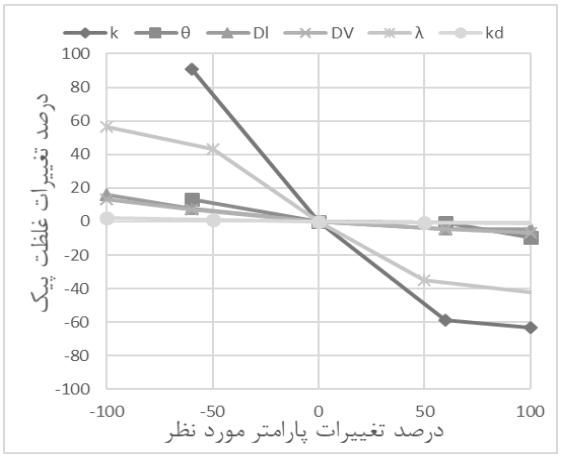


شکل ۸- تغییرات غلظت آلاینده چاه بهره‌برداری نسبت به تغییرات ضریب کاهشی

Fig8- changes in concentrations at the pumping well versus changes in decay rate constant

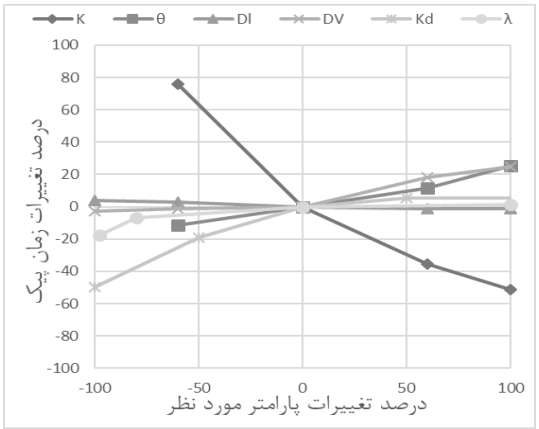
در شکل (۸) با افزایش ضریب کاهشی مقدار غلظت آلاینده محلول در چاه بهره‌برداری به شدت کاهش می‌یابد، ولی زمان رسیدن به مقدار ماکسیمم غلظت تغییری نمی‌کند.

بعد از اجرای مدل برای تمامی حالت‌ها تحلیل حساسیت موضعی برای خروجی‌های غلظت پیک و زمان رسیدن به غلظت پیک در چاه بهره‌برداری انجام شده است. نتایج مورد نظر در قالب دو گراف که نسبت تغییرات خروجی مدل (غلظت پیک و زمان مربوطه) به تغییرات پارامتر ورودی نشان داده شده به‌صورت زیر آورده شده است.



شکل ۹- تغییرات غلظت آلاینده چاه بهره‌برداری در مقابل تغییرات پارامترهای ورودی

Fig9- changes in concentrations at the pumping well versus changes in Input parameters



شکل ۱۰- تغییرات زمان در مقابل تغییرات پارامترهای ورودی

Fig10- changes in time versus changes in Input parameters

با توجه به این گراف‌ها میزان حساسیت هر پارامتر را بر خروجی مدل که زمان یا غلظت آلاینده است، محاسبه می‌شود. بدین صورت که هر چه شیب نمودار پارامتر مورد نظر بیشتر باشد حساسیت آن پارامتر بر خروجی مدل بیشتر است.

۴-نتیجه‌گیری

مسئله مورد نظر ابتدا با استفاده از مدل جریان MODFLOW و مدل انتقال MT3DMS شبیه‌سازی شده است و سپس مدل را با پارامترهای تغییریافته اجرا شده است و در هر حالت نمودار تغییرات غلظت آلاینده محلول در چاه بهره‌برداری در طی مدت دو سال به دست آورده شده است. سپس تحلیل حساسیت موضعی انجام شده به‌طوری‌که نسبت تغییرات خروجی‌های مدل نسبت به تغییرات ورودی‌های مدل برآورد شده است. با توجه به این نتایج پارامترهای مؤثر بر غلظت آلاینده محلول در چاه بهره‌برداری به ترتیب ۱) هدایت هیدرولیکی ۲) ضریب کاهشی ۳) تخلخل ۴) ضریب توزیع ۵) ضریب پخشیدگی طولی ۶) ضریب پخشیدگی عرضی می‌باشند و همچنین پارامترهای مؤثر بر زمان رسیدن به غلظت ماکسیمم در چاه بهره‌برداری به ترتیب ۱) هدایت هیدرولیکی ۲) ضریب توزیع ۳) تخلخل ۴) ضریب پخشیدگی طولی ۵) ضریب کاهشی ۶) ضریب پخشیدگی عرضی

در جدول (۱) رتبه‌بندی پارامترهای حساس بر انتقال آلاینده محلول در آب‌زیرزمینی براساس نتایج تحلیل حساسیت به روش موضعی آورده شده است. این رتبه‌بندی با توجه به شیب نمودارهای شکل ۹ و ۱۰ انجام شده است. به این صورت که هرچه شیب نمودار پارامتر مورد نظر بیشتر باشد، میزان حساسیت پارامتر مورد نظر بر خروجی (زمان یا غلظت آلاینده) مدل بیشتر است.

جدول ۱- رتبه‌بندی پارامترهای حساس

Table1- Ranking Sensitive parameters

پارامتر / خروجی	K	θ	Dl	Dv	Kd	λ
غلظت (mg/l)	۱	۳	۵	۶	۴	۲
زمان (day)	۱	۳	۴	۶	۲	۵

منابع

[1] Bakker M., Post V., Hughes J., Langevin C., Franc´es A., White J., (2013). "Enhanced FloPy scripts for constructing and running MODFLOW-based models", In: Proceedings of the 2013 MODFLOWand More Conference.

[2] Doherty J., Hunt R.J., (2009), "Two statistics for evaluating parameter identifiability and error reduction", J Hydrol 366(1):119–127.

[3] H. Delottier, A. Pryet, A. Dupuy (2016), "Why Should Practitioners be Concerned about Predictive Uncertainty of Groundwater Management Models?", Water Resources Management.

[4] Hadis Mohajerani, Majid Kholghi, Markus Casper, Abolfazl Mosaedi, Raziyeh Farmani-Amir Sadoddin, (2017), "Application of Bayesian Decision Networks for Groundwater Resources Management Under the Conditions of High Uncertainty and Data Scarcity", Water Resources Management

[5] Hill M.C., Kavetski D., Clark M., Ye M., Arabi M., Lu D., Foglia L., Mehl S., (2015), "Practical use of computationally frugal model analysis methods", Groundwater

[6] Jon C. Helton, (1993), "Uncertainty and sensitivity analysis techniques for use in performance assessment for radioactive waste disposal", Reliability Engineering & System Safety.

[7] Mays, L. W., and Y. K. Tung, (1992), "Hydrosystems Engineering and Management", McGraw-Hill, New York.

[8] Michele Remonti, Piero Mori, (2016), "The Stochastic Approach in Groundwater Modeling for the Optimization of Hydraulic Barriers", Remediation Journal.

[9] Pryet A., Atteia O., Delottier H., Cousquer Y., (2015), "Flexible Environmental Modeling with Python and Open-GIS", In: EGU General Assembly Conference Abstracts, vol 17, p 9733.

[10] Rojas, R., Feyen, L., Dassargues, A., (2008), "Conceptual model uncertainty in groundwater modeling: combining generalized likelihood uncertainty estimation and Bayesian model averaging", Water Resour. Res. 44 (12), W12418.

[11] Zheng C., Wang P., (1999), "MT3DMS, A modular three-dimensional multispecies transport model for simulation of advection, dispersion and chemical reactions of contaminants in groundwater systems", (Release DoD_3.50. A), Documentation and User's Guide.

[12] Zhu K., Cui Z., Jiang B., Yang G., Chen Z., Meng Q., Yao Y., (2013), "A DEM-based residual kriging model for estimating groundwater levels within a large-scale domain: a study for the Fuyang River Basin", Clean Techn Environ Policy 15:687–698.

Journal of Aqiufer and Qanat (semi-annual)
Vol.2, No.4, Fall & Winter, 2023
p. 123-134
http://dx.doi.org/10.22077/jaaq.2019.2223.1013

University of Birjand

Sensitivity analysis in simulating the transfer of groundwater solute pollutants

Nahid sadat jafary[1*], Saeed Alimohamadi[2]

1- Master's student in hydraulic structure, Shahid Beheshti University, Tehran,
2- Associate Professor of Shahid Beheshti University.

*** Corresponding author: nahid4225205@gmail.com**

Abstract

Groundwater is one of the main sources for supplying needs, including drinking water and agriculture.With increasing human and climate pressures on groundwater resources, accurate forecasts of groundwater flow and quality for sustainable management are essential. Underground water quality modeling is a useful tool for identifying how to transfer pollutants in a the porous aquifer. These models include several parameters that are often estimated based on previous studies or expert judgment, Or in the best cases, based on Measurements in plaeses. In conclusion, the input data to the simulation models are not accurate and are accompanied by errors, so it is necessary to first define the effective and sensitive parameters relative to the outputs of the model.In this paper, a problem with the MODFLOW-2010 and MT3DMS programs was first simulated and the desired pollutant concentrations in wells were estimated according to the parameters given over a two-year period. Sensitivity analysis for time outs and Maximum concentration has been done during these two years. According to the statistical characteristics of the outputs, effective parameters are estimated on the maximum concentration and time. The results show that the effective parameters on the concentration of solute pollutants in the wells are 1) Reduction coefficient 2) Distribution coefficient 3) Longitudinal diffusion 4) Hydraulic conductivity 5) Transverse diffusion coefficient 6) Porosity Respectively. Also effective parameters on the time associated with the maximum concentration in the well operation are 1) Hydraulic conductivity 2) Distribution coefficient 3) Porosity 4) Transverse distribution coefficient 5) Reduction coefficient 6) Longitudinal diffusion.

Keywords: Groundwater, Solute Contaminants, Sensitivity Analysis, MOFLOW, MT3DMS