



دانشگاه گولستان و منابع طبیعی گانج

نشریه پژوهش‌های حفاظت آب و خاک

جلد بیست و دوم، شماره ششم، ۱۳۹۴

<http://jwsc.gau.ac.ir>

## تحلیل عدم قطعیت پارامتری مدل MODFLOW توسط روش GLUE (مطالعه موردی: دشت بیرجند)

بهاره سادات همراز<sup>۱</sup>، ابوالفضل اکبرپور<sup>۲</sup> و \*محسن پوررضا بیلندی<sup>۳</sup>

<sup>۱</sup> دانش‌آموخته کارشناسی ارشد گروه مهندسی آب، دانشگاه بیرجند، دانشجویار گروه مهندسی عمران، دانشگاه بیرجند،

<sup>۲</sup> استادیار گروه مهندسی آب، دانشگاه بیرجند

تاریخ دریافت: ۹۳/۱۰/۲۷؛ تاریخ پذیرش: ۹۴/۳/۱۷

### چکیده

**سابقه و هدف:** مدل‌سازی آب‌های زیرزمینی اغلب با عدم قطعیت‌های به وجود آمده به دلیل آگاهی ناقص از سیستم زیرسطحی یا عدم قطعیت‌های نشأت گرفته از تغییرپذیری‌های طبیعی در فرآیندهای سیستم مدل و شرایط میدانی، همراه است. بررسی عدم قطعیت در مدل‌سازی آب‌های زیرزمینی در سه منبع اصلی آن یعنی عدم قطعیت پارامتری، عدم قطعیت مدل مفهومی و عدم قطعیت داده‌های مشاهده‌ای صورت پذیرفته است. تاکنون پژوهش‌های کمی در زمینه بررسی عدم قطعیت در مدل جریان آب‌های زیرزمینی در کشور انجام گرفته و مطالعات در این زمینه مختص به روش‌های آماری بوده است. با توجه به اهمیت منابع آبی در کشور و ضرورت بررسی عدم قطعیت به منظور دستیابی به نتایج قابل اعتماد، در این پژوهش عدم قطعیت پارامترها در مدل جریان آب‌های زیرزمینی با استفاده از یک روش شبیه‌سازی مبتنی بر مونت کارلو، در منطقه‌ای خشک بررسی گردید.

**مواد و روش‌ها:** ابتدا مدل مفهومی سیستم آب‌های زیرزمینی دشت بیرجند واقع در خراسان جنوبی، با استفاده از اطلاعات و داده‌هایی مانند توپوگرافی، داده‌های چاه‌های مشاهده‌ای و بهره‌برداری، تغذیه، ضرایب هیدرودینامیکی آبخوان، ارتفاع سنگ کف تهیه گردید. سپس مدل MODFLOW کدنویسی شده در Matlab برای شبیه‌سازی جریان آب‌های زیرزمینی دشت، اجرا گردید. پس از واسنجی اولیه مدل در حالت ماندگار، به منظور بررسی عدم قطعیت پارامترهای مدل در حالت غیرماندگار، دو سناریو تعریف گردید. تحلیل عدم قطعیت در سناریو اول، با در نظر گرفتن هدایت هیدرولیکی به عنوان یکی از مهم‌ترین منابع اصلی عدم قطعیت صورت پذیرفت. بدین منظور با توجه به نتایج واسنجی اولیه این پارامتر، سطح آبخوان به ۱۷ ناحیه همگن مطالعاتی تقسیم گردید و عدم قطعیت پارامتر هدایت هیدرولیکی در مدل MODFLOW توسط روش GLUE ارزیابی شد. در سناریو دوم با در نظر گرفتن جبهه‌های ورودی به آبخوان، تأثیر پارامتر تغذیه به عنوان پارامتر دوم بر عدم قطعیت پارامتر هدایت هیدرولیکی و عدم قطعیت کل مدل، توسط روش GLUE برآورد گردید.

**یافته‌ها:** نمودارهای پسین پارامترهای هدایت هیدرولیکی در ۱۷ منطقه همگن مطالعاتی آبخوان و تغذیه در ۹ جبهه ورودی به آبخوان دشت و همچنین محدوده اطمینان ۹۵ درصد عمق سطح ایستابی شبیه‌سازی شده به عنوان

\* مسئول مکاتبه: [mohsen.pourreza@birjand.ac.ir](mailto:mohsen.pourreza@birjand.ac.ir)

خروجی‌های اصلی این پژوهش به‌دست آمد. به‌منظور کمی‌سازی، معیارهای ارزیابی عدم قطعیت محاسبه گردید و با انجام تحلیل حساسیت جامع مدل، مناطق حساس آبخوان به تغییر پارامترهای هدایت هیدرولیکی و تغذیه تعیین گردید.

**نتیجه‌گیری:** فرارگرفتن حدود ۸۶ درصد مشاهدات در محدوده‌های اطمینان ۹۵ درصد، مؤکد کارایی مؤثر روش *GLUE* و همچنین تابع درست‌نمایی استفاده شده در برآورد عدم قطعیت پارامتری در مدل شبیه‌سازی سطح آب زیرزمینی می‌باشد.

**واژه‌های کلیدی:** عدم قطعیت، جریان آب‌های زیرزمینی، دشت بیرجند، مدل *GLUE, MODFLOW*

### مقدمه

در مدل شبیه‌سازی آب‌های زیرزمینی منابع بسیاری سبب ایجاد انحراف نتایج پیش‌بینی شده از مقادیر واقعی کمی هستند که بیان‌کننده عدم قطعیت در سیستم منابع آب‌های زیرزمینی است. از جمله این منابع می‌توان به داده‌های محدود هیدرولوژیکی منطقه مورد مطالعه، عدم شناخت کافی از مقادیر پارامترهای مدل مانند ضرایب هیدرودینامیکی سفره آب‌های زیرزمینی، عدم دقت در داده‌های ورودی تغذیه و تخلیه به سیستم، عدم تعریف مناسب شرایط مرزی و اولیه در سیستم، اشاره کرد. ارزیابی موفقیت‌آمیز منابع عدم قطعیت منجر به شبیه‌سازی معتبر و پایدار است (31). با این وجود تاکنون، معمولاً در مدل‌سازی آب‌های زیرزمینی کمی‌سازی عدم قطعیت کم‌تر در نظر گرفته شده و تنها به واسنجی مدل اکتفا شده است.

به‌منظور مطالعه منابع ایجادکننده عدم قطعیت آب‌های زیرزمینی یا مدل‌های شبیه‌سازی هیدرولوژیکی، طبقه‌بندی‌های مختلفی از سوی پژوهشگران ارائه گردیده است. به‌طور کلی، با توجه به فرآیندهای منطقی مدل‌سازی آب‌های زیرزمینی و تقسیم‌بندی بسیاری از پژوهشگران، منابع عدم قطعیت به سه دسته تقسیم شده است (13)، که شامل عدم قطعیت پارامترهای مدل (مانند مطالعات فین و

همکاران (2001)، هرار و همکاران (2003)، فین و کرز (2006)، وو و همکاران (2011) و هه و همکاران (2013)، عدم قطعیت مدل مفهومی (یا ساختار مدل) (مانند مطالعات رفسگارد و همکاران (2006)، ترودبورگ و همکاران (2007)، روجاس و همکاران (2008)، و عدم قطعیت داده‌های مشاهده‌ای (مانند مطالعات ترودبرگ و همکاران (2010)) است (5, 8, 6, 30, 10, 21, 27, 23, 28).

به‌دلیل اهمیت پیش‌بینی و کمی‌سازی منابع عدم قطعیت، روش‌های متعددی وجود دارد که در میان آن‌ها روش تخمین عدم قطعیت بر اساس درست‌نمایی تعمیم‌یافته (*GLUE*)<sup>۱</sup> که نخستین بار توسط بون و باینلی (1992) توسعه‌یافته، را می‌توان نام برد (3).

*GLUE*، از جمله آنالیزهای احتمالاتی بر پایه شبیه‌سازی‌های مونت‌کارلو است که با تکیه بر اصل همسانی نتایج<sup>۲</sup> سری مختلف پارامترها در روند واسنجی و فرض عدم وجود یک سری پارامتر بهینه منحصر بفرد (یکتا) به‌عنوان پارامترهای واسنجی شده در شبیه‌سازی، منجر به تعیین مجموعه‌ای از سری پارامترهای بهینه مدل و توزیع‌های احتمالاتی مربوط به آن‌ها، می‌گردد (2). در این روش با در نظر گرفتن

1- Generalized Likelihood Uncertainty Estimation  
2- Equifinality

پژوهشگران بر روی عدم قطعیت مدل مفهومی، استفاده از روش *GLUE* در مطالعات عدم قطعیت مدل‌های مفهومی آب‌های زیرزمینی توسعه یافت، از این نمونه می‌توان به مطالعات روجاس و همکاران (2008 و 2010) و سینگ و همکاران (2010) اشاره نمود (23, 24, 26). روجاس و همکاران (2008 و 2010) در پژوهشی رویکردی جامع برای ترکیب *GLUE* و مدل میانگین بیزی<sup>3</sup> (*BMA*) برای ارزیابی عدم قطعیت پیش‌بینی مدل، نشأت گرفته از هر سه منبع ساختار، مشاهدات و پارامترها، ارائه نموده و نیاز به در نظر گرفتن مدل‌های مفهومی جایگزین در مطالعات برای در نظرگیری عدم قطعیت پارامترها، را نتیجه گرفتند (23, 24). سینگ و همکاران (2010)، به ارزیابی مقایسه‌ای چهار روش مدل میانگین *GLUE*، *MLBMA*<sup>4</sup> با *KIC*<sup>5</sup> (مدل میانگین بیزی با بیشینه درست‌نمایی با معیار اطلاعات کاشیاپ)، *MLBMA* با *BIC* (معیار اطلاعات بیزی) و مدل‌های میانگین بر پایه *AIC*<sup>6</sup> (معیار اطلاعات آکائیکه)) به منظور کمی‌سازی تأثیر عدم قطعیت ساختار مدل بر مدل‌های پیش‌بینی آب‌های زیرزمینی پرداختند (26).

تاکنون کمی‌سازی عدم قطعیت در مطالعات آب‌های زیرزمینی در کشور، مختص روش‌های آماری بوده است بنابراین با توجه به اهمیت منابع آب‌های زیرزمینی در کشور و همچنین اهمیت ارزیابی و کمی‌سازی عدم قطعیت برای دستیابی به پیش‌بینی‌های صحیح و قابل اعتماد از جریان آب‌های زیرزمینی در این پژوهش، از یک روش مبتنی بر شبیه‌سازی مونت کارلو، *GLUE*، به منظور تعیین عدم قطعیت پارامتر هدایت هیدرولیکی استفاده گردید. همچنین با

ترکیبات مختلفی از پارامترها و تأثیر برهمکنش بین آن‌ها، تحلیل حساسیت مدل به صورت جامع و نه مبتنی بر تغییر یک پارامتر در آن واحد<sup>1</sup> که در اکثر روش‌های معمول وجود دارد، صورت می‌گیرد. از این روش برای برآورد عدم قطعیت در مدل‌سازی زیست‌محیطی، شامل مدل‌های بارش-رواناب، اکوسیستم‌های جنگلی، مدل‌های جریان آب‌های زیرزمینی، مدل‌های کیفیت فاضلاب‌های سطحی شهری استفاده شده است (13).

روش *GLUE* به طور گسترده برای نشان دادن عدم قطعیت پارامتری در سیستم‌های هیدرولوژیکی آب سطحی مورد استفاده قرار گرفته است و عموماً، کارایی آن در سیستم آب‌های زیرزمینی محدود و مطالعات کمی در این زمینه انجام شده است. بوکلی و همکاران (1995) این روش را برای بررسی حرکت آلاینده‌ها در یک مدل آب زیرزمینی، مورد مطالعه قرار دادند (4). فین و همکاران (2001) با استفاده از روش *GLUE* عدم قطعیت پارامتر هدایت هیدرولیکی را در یک ناحیه تسخیر چاه<sup>2</sup> فرضی در *MODFLOW* ارزیابی نمودند (5) و مورسه و همکاران (2003) به مقایسه دو روش مونت کارلو استاندارد و *GLUE* برای ارزیابی عدم قطعیت پارامترهای ورودی در نواحی تسخیر چاه در مدل آب زیرزمینی *MODFLOW* و *MODPATH* پرداختند (20). هاسان و همکاران (2008) در مطالعه‌ای به استفاده از این روش در تجزیه و تحلیل نتایج یک مدل احتمالاتی آب‌های زیرزمینی پرداختند (9). در این پژوهش توانایی روش *GLUE* برای کاهش تأثیر انتخاب توزیع‌های اولیه پارامترهای ورودی هدایت هیدرولیکی و تغذیه در مدل آب زیرزمینی *FEFLOW* بر روی نتایج مدل به دست آمد. در سال‌های اخیر و با توجه بیش‌تر

3- Bayesian Model Averaging

4- Maximum Likelihood Bayesian Model Averaging

5- Kashyap Information Criteria

6- Akaike Information Criterion

1- Once at time

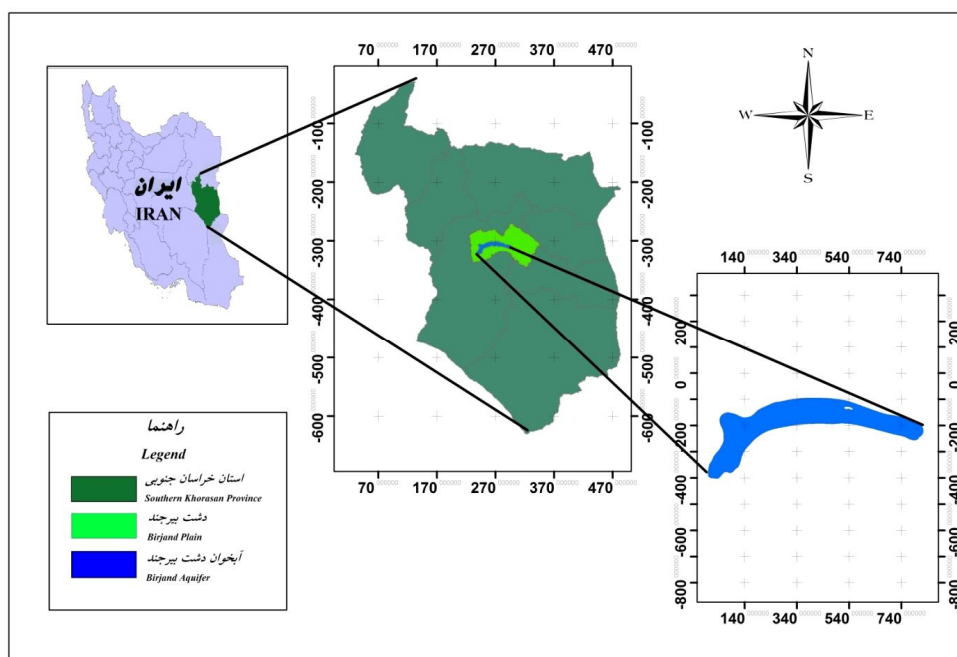
2- Well capture zone

۳۱۵۵ کیلومتر مربع بوده، که ۱۸۴۵ کیلومتر دشت و بقیه را ارتفاعات تشکیل می‌دهد. این دشت حالت کشیده داشته و تمامی پیرامون آن را ارتفاعات و بخش مرکزی را آبخوان آبرفتی تشکیل می‌دهد. از شرق به ارتفاعات مؤمن‌آباد و سیستان، از جنوب به کوه‌های باقران و کوه رج، از شمال به ارتفاعات شاه‌ناصر و اسفدن و بند دره و از غرب به ارتفاعات چنگ‌در و گرونک محدود می‌شود. دشت بیرجند طبق طبقه‌بندی‌های اقلیمی جز مناطق خشک محسوب می‌شود. از نظر توپوگرافی حداکثر ارتفاع حوضه از سطح دریا ۲۷۸۷ متر در ارتفاعات شمالی منطقه (کوه بند دره) و حداقل ارتفاع نیز ۱۱۸۰ متر در خروجی دشت (منطقه فدشک) می‌باشد.

در نظر گرفتن جبهه‌های ورودی، تأثیر تغذیه به‌عنوان پارامتر دوم و شرایط مرزی بر عدم قطعیت پارامتری و همچنین عدم قطعیت کل مدل، برای مدل جریان آب‌های زیرزمینی دشت بیرجند در حالت غیرماندگار اعمال شد.

### مواد و روش‌ها

**منطقه مورد مطالعه:** منطقه مورد مطالعه دشت بیرجند است که در قسمت شمالی ارتفاعات باقران با مختصات تقریبی ۳۲ درجه و ۳۴ دقیقه تا ۳۳ درجه و ۸ دقیقه عرض جغرافیایی و ۵۸ درجه و ۴۱ دقیقه تا ۵۹ درجه و ۴۴ دقیقه طول جغرافیایی قرار گرفته است (شکل ۱). حوضه آبریز بیرجند دارای وسعت



شکل ۱- موقعیت مکانی استان خراسان جنوبی، دشت بیرجند و آبخوان دشت بیرجند.

Figure 1. Location of Southern Khorasan province, Birjand Plain and Birjand Aquifer.

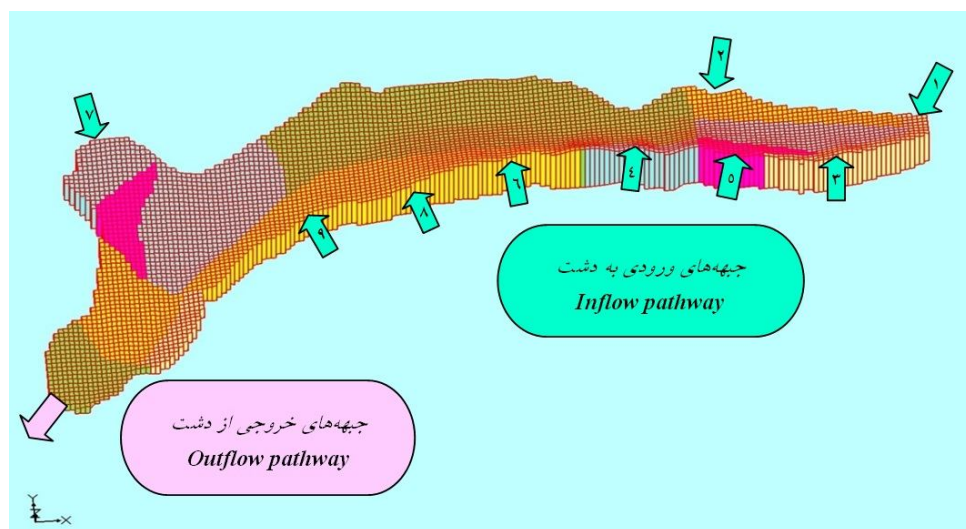
و اطلاعات موجود، ۲) تعیین و آزمون داده‌های مشاهده‌ای، ۳) تعیین هندسه آبخوان، ۴) تخمین ضرایب هیدرودینامیکی آبخوان، ۵) شناسایی و تعیین منابع تخلیه و تغذیه سیستم جریان آب‌های زیرزمینی،

مدل مفهومی آب‌های زیرزمینی: اولین قدم در مدل‌سازی ساخت یک مدل مفهومی از سیستم زیرسطحی است. تعیین مدل مفهومی دشت، در شش مرحله انجام پذیرفت (11): ۱) جمع‌آوری همه داده‌ها

آبخوان در چاه‌های مشاهده‌ای، داده‌های چاه‌های بهره‌برداری (دبی پمپاژ، عمق حفاری، اسکرین‌گذاری)، عمق چاه‌های مشاهده‌ای، نقشه توپوگرافی سطحی، نقشه سنگ‌کف آبخوان می‌باشند. تعیین هندسه آبخوان، با استفاده از نقشه‌های زمین‌شناسی و توپوگرافی صورت گرفت. مقادیر اولیه ضرایب هیدرودینامیکی آبخوان شامل هدایت هیدرولیکی و آبدهی ویژه، به ترتیب مقادیری بین ۳ تا ۶۰ متر بر روز و ۰/۰۳ تا ۰/۱۳۵، از غرب به شرق دشت را دارا می‌باشند. آبخوان دشت دارای ۹ جبهه ورودی (از ۱ به ۹ حجم آب ورودی بیش‌تر می‌شود) و یک جبهه خروجی می‌باشد که در شکل ۲ مشخص شده است.

۶) ادغام نتایج مراحل قبل برای دستیابی به مدل مفهومی.

آبخوان دشت بیرجند یک لایه و آزاد با ضخامت متغیر بین ۵ تا ۲۲۵ متر است. عمیق‌ترین قسمت آبخوان واقع در شرق دشت با ضخامتی متغیر بین ۱۵۰ تا ۲۲۵ متر است. مدل‌سازی آبخوان با توسعه مدل مفهومی و جمع‌آوری داده‌های مورد نیاز انجام پذیرفت. داده‌های مورد نیاز شامل: نقشه زمین‌شناسی منطقه (ورقه ۱:۲۵۰۰۰۰ بیرجند)، تصاویر ماهواره‌ای، مختصات جغرافیایی پیزومترها و چاه‌های بهره‌برداری، داده‌های تراز چاه‌های مشاهده‌ای در سطح زمین، گزارش‌های موجود (ژئوفیزیک، هیدرولوژی، هیدروژئولوژی، میزان تغذیه، داده‌های هیدروشیمی



شکل ۲- جبهه‌های ورودی و خروجی آبخوان دشت بیرجند.

Figure 2. Inflow and outflow pathways of the Birjand aquifer.

بوزینسک با در نظر گرفتن عبارت تغذیه و تخلیه R برای آبخوان‌های آزاد است:

$$\frac{\partial}{\partial x} \left( \frac{K_x \partial h^2}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left( \frac{K_y \partial h^2}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left( \frac{K_z \partial h^2}{\partial z} \right) = 2S_y \frac{\partial h}{\partial t} - 2R \quad (1)$$

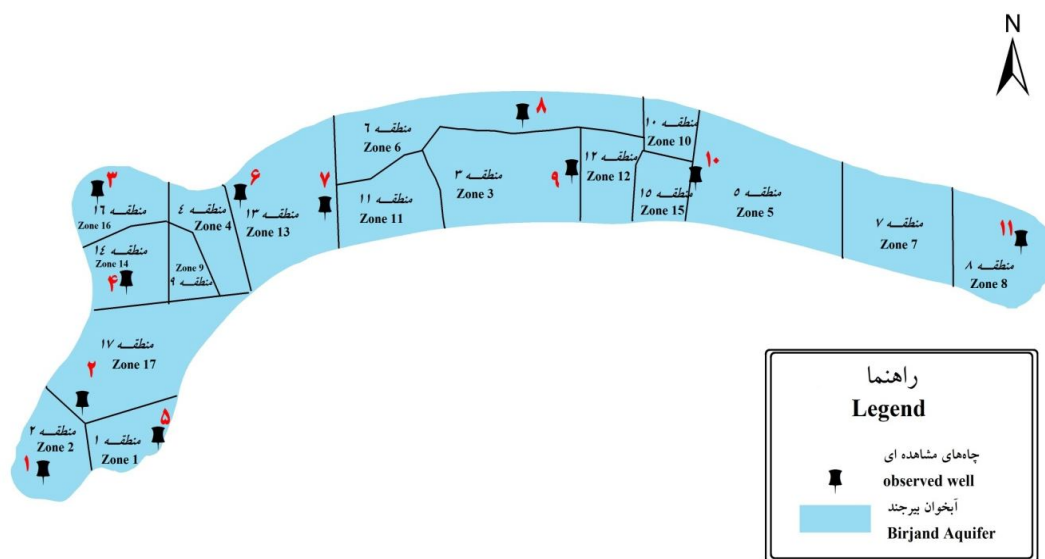
مدل آب‌های زیرزمینی: در این پژوهش مدل آب‌های زیرزمینی دشت بیرجند، با استفاده از مدل ریاضی MODFLOW کدنویسی شده در Matlab، ایجاد گردید. MODFLOW یک مدل سه‌بعدی تفاضل محدود برای شبیه‌سازی سطح آب‌های زیرزمینی در دو حالت جریان ماندگار و غیرماندگار است. معادله حاکم استفاده شده، معادله خطی شده

گردید. با توجه به نتایج واسنجی اولیه هدایت هیدرولیکی مدل و نقشه‌های سازند زمین‌شناسی، آبخوان دشت به ۱۷ منطقه همگن مطالعاتی تقسیم گردید (شکل ۳). در ادامه و به منظور تحلیل عدم قطعیت پارامتر هدایت هیدرولیکی مدل در ۱۷ منطقه مطالعاتی در حالت غیرماندگار برای پنج سال آبی ۸۷-۹۲ از روش *GLUE* استفاده گردید، همچنین با در نظر گرفتن ۹ جبهه ورودی، تأثیر تغذیه به‌عنوان پارامتر دوم با استفاده از این روش نیز به‌عنوان سناریوی دوم برآورد گردید. بنابراین عدم قطعیت پارامتری طی دو سناریو، با در نظر گرفتن ۱۷ پارامتر در سناریو اول و ۲۶ پارامتر در سناریو دوم انجام پذیرفت.

که در آن،  $k_x$ ،  $k_y$  و  $k_z$  مؤلفه‌های تانسور هدایت هیدرولیکی،  $S_y$  آبدهی ویژه و  $h$  بار پتانسیل و  $R$  تغذیه و تخلیه است.

برای حل این معادلات از روش شبکه‌بندی تفاضل محدود در *MODFLOW* استفاده شده است.

شبکه‌بندی مدل از ۹۴ ستون و ۳۴ سطر با فواصل یکسان ۵۰۰ در ۵۰۰ متر تشکیل شده است که ۱۰۷۷ سلول آن فعال در نظر گرفته شد. شرایط مرزی و شرایط اولیه آبخوان، مقادیر تغذیه و تخلیه به مدل و اطلاعات پمپاژ ۱۹۰ چاه به مدل وارد گردید. یازده چاه به‌عنوان چاه‌های مشاهده‌ای در دشت موجود است و مدل‌سازی برای حالت ماندگار برای سال آبی ۸۹-۹۰ انجام پذیرفت. واسنجی اولیه مدل در حالت ماندگار توسط روش واسنجی خودکار *PEST* انجام



شکل ۳- موقعیت چاه‌های مشاهده‌ای و مناطق مطالعاتی در آبخوان دشت بیرجند.

Figure 3. Location of the observation wells and zonation of hydraulic conductivity in the Birjand aquifer.

مقادیر نادرست برای پارامترها بتوان توسط مدل بار هیدرولیکی مطابق مقادیر مشاهده‌ای به‌دست آورد. این وضعیت به دلیل عدم وجود جواب‌های منحصر به فرد از واسنجی یک سیستم چندپارامتری است به طوری که با اعمال شرایط متفاوت، ممکن است برآزش خوب

روش *GLUE* در تخمین عدم قطعیت: در یک مدل آب‌های زیرزمینی، تعریف و مشخص کردن صحیح پارامترها در طی واسنجی، به منظور جلوگیری از وضعیت انحرافی ضروری است. وضعیت انحرافی در واسنجی مدل به حالتی گفته می‌شود که با انتخاب

مبتنی بر مونت‌کارلو، که از جمله کاراترین روش‌ها، روش نمونه‌گیری مربع لاتین می‌باشد (19). در این پژوهش ۳۰۰۰۰ مجموعه با استفاده از روش نمونه‌گیری مربع لاتین تولید گردید.

**گام سوم:** تعریف تابع درست‌نمایی، در مطالعات قبلی در زمینه عدم قطعیت توابع زیادی در این خصوص ارائه گردید: حداکثر باقی‌مانده مطلق، واریانس معکوس خطا با ضریب شکل، مدل خطای خودهمبسته گوسی، معیارهای کارایی نش ساتکلیف با ضریب شکل  $N$  و تبدیل‌نمایی واریانس خطا با ضریب شکل  $N$ ، تابع حداکثر درست‌نمایی، حداقل میانگین مربعات خطا، میانگین مجذور مربعات خطا نرمال شده (12, 18, 29, 7, 3, 15).

در مطالعات آب‌های زیرزمینی، فین و همکاران (2001) و مورسه و همکاران (2003) از تابع هدفی بر پایه مجموع مربعات خطای وزن‌دهی شده و واریانس داده‌های مشاهده‌ای استفاده کردند (20, 5). هاسان و همکاران (2008) از دو تابع واریانس معکوس خطا و تبدیل‌نمایی واریانس خطا ارائه شده توسط بون و باینلی (1992) و فریر و همکاران (1996) استفاده نمودند (7, 3, 9). معیار مورد استفاده در این پژوهش به‌منظور تقریب عدم اطمینان ناشی از پارامترهای مدل آب‌های زیرزمینی، میانگین مجذور مربعات خطای وزن‌دهی شده است. این معیار از رابطه ۲ به‌دست می‌آید:

$$L(\theta_i|O) = \sum_{i=1}^m \text{RMSE} \times w_i = \sum_{i=1}^m \left( \frac{\sum_{j=1}^n (O_j - Y(\theta_i))^2}{n} \right) \times w_i \quad (2)$$

که در آن،  $w_i$  وزن نسبی اختصاص داده شده به چاه مشاهده‌ای  $i$  بر اساس ناحیه‌بندی تیسن،  $m$  تعداد چاه‌های مشاهده‌ای،  $O_j$  مقادیر تراز مشاهداتی در

دیگری بین داده‌های مشاهده‌ای و محاسبه‌ای برقرار گردد. بنابراین اغلب یافتن یک سری منحصر به فرد پارامترهای بهینه غیرممکن است و سری‌های مختلف پارامترها دارای نتایج یکسانی در روند واسنجی بوده و نمی‌توان یک سری پارامتر یکتا را به‌عنوان پارامترهای واسنجی شده در شبیه‌سازی به‌کار برد (2). در صورت یافتن سری بهینه در دوره واسنجی، عدم قطعیت پارامترها سبب می‌شود که شبیه‌سازی برای دوره‌ای خارج از دوره واسنجی کم‌تر مورد اطمینان باشد (3). بنابراین استفاده از روش‌های تعیین عدم قطعیت به‌منظور تعیین مجموعه‌ای از پارامترهای برتر به جای در نظرگیری تنها یک سری پارامتر، در شبیه‌سازی مدل آب‌های زیرزمینی ضروری است.

روش  $GLUE$  از جمله روش‌های متداول در زمینه بررسی عدم قطعیت است که به‌دلیل سادگی در اجرای آن و عدم نیاز به فرضیات پیچیده به یکی از پرکاربردترین روش‌ها در برآورد عدم قطعیت مدل‌های شبیه‌سازی تبدیل شده است، هر چند این روش به‌دلیل نیاز به تعداد بالای اجرای مدل، روشی زمان‌بر است. مراحل اصلی این روش، در این پژوهش بدین صورت می‌باشد:

**گام اول:** تعیین محدوده اولیه پارامترها (توزیع پیشین پارامترها)، این محدوده می‌تواند توسط هر نوع توزیع احتمالاتی تعریف گردد، اما در مطالعات پیشین بیش‌تر از توابع توزیع یکنواخت استفاده گردیده است (1). محدوده اولیه در نظر گرفته شده برای پارامتر هیدرولیکی در ۱۷ منطقه ( $K_1$  تا  $K_{17}$ )، بین ۱ تا ۱۳۰ متر بر روز و برای پارامتر تغذیه در ۹ جبهه ورودی ( $Rch_1$  تا  $Rch_9$ )، بین ۰/۰۰۰۱ تا ۰/۰۳ مترمکعب بر روز تعیین گردید.

**گام دوم:** تولید  $N$  مجموعه از پارامترهای تصادفی از محدوده اولیه تعیین شده در گام ۱، توسط روش‌های

که در آن،  $L_{\omega}(\theta_i)$  درست‌نمایی نرمال شده برای  $i$  امین مجموعه پارامترهای ورودی  $(\theta_i)$  و  $N$  تعداد مجموعه‌های پارامتر قابل قبول است.

**گام ششم:** نتایج با رسم حدود اطمینان ۹۵ درصد و محاسبه معیارهای ارزیابی عدم قطعیت و همچنین رسم توزیع‌های پسین پارامترها و تحلیل حساسیت نهایی مدل به دست می‌آید. به منظور به کمیت در آوردن و ارزیابی میزان عدم قطعیت از معیارهایی استفاده می‌گردد که معیارهای استفاده شده در پژوهش عبارت است از:

**معیار  $PCI$ :** درصد قرارگیری داده‌های اندازه‌گیری شده در محدوده اطمینان ۹۵ درصد ( $CI 95\%$ ) (16):

$$PCI_{95\%} = \frac{nH_{observed}^{CI}}{N} \times 10 \quad (4)$$

که در آن،  $nH_{observed}^{CI}$  تعداد مشاهدات قرار گرفته در محدوده اطمینان و  $N$  تعداد کل مشاهدات است.

**معیار  $ARIL_{CI}$ :** پهنای نرمال شده محصور بین حد بالا و حد پایین تراز محاسباتی در سطح اطمینان  $CI$  که به صورت زیر تعریف می‌گردد (14):

$$ARIL_{CI} = \frac{1}{n} \sum \frac{Limit_{upper,t} - Limit_{lower,t}}{H_{Obs,t}} \quad (5)$$

که در آن،  $Limit_{Upper,t}$  و  $Limit_{Lower,t}$  حد بالا و پایین محدوده اطمینان ۹۵ درصد برای  $t$  امین ماه شبیه‌سازی است و  $n$  تعداد گام‌های زمانی و  $H_{Obs,t}$  بار هیدرولیکی مشاهده شده است. هرچه فاکتور  $p$  به ۱۰۰ درصد و فاکتور  $ARIL$  به ۰ نزدیک‌تر باشد شبیه‌سازی‌ها مناسب‌تر خواهند بود.

**معیار  $NUE_{CI}$ :** با توجه به رفتار متفاوت این دو شاخص و لزوم جمع‌بندی نتایج، از شاخصی جدیدی به عنوان شاخص کل عدم قطعیت استفاده گردید (22).

زمان  $j$ ،  $Y(\theta_j)$  مقادیر تراز شبیه‌سازی شده برای سری  $i$  ام پارامترها در زمان  $j$ ،  $n$  تعداد مشاهدات تراز آب زیرزمینی.

**گام چهارم:** انتخاب حد آستانه برای پذیرش مجموعه پارامترهای قابل قبول<sup>۱</sup>. بدین معنا که چنانچه معیار درست‌نمایی تابع هدف کم‌تر از آستانه مورد نظر باشد، مجموعه پارامتر مورد نظر رد خواهد شد (مجموعه‌های غیرقابل قبول). بنابراین در مجموعه پارامترهایی که تابع هدف بیش‌تر از حد آستانه باشد، مجموعه پارامترها باقی مانده و به عنوان قابل قبول شناخته می‌شوند. دو روش اصلی برای تعریف مقدار حد آستانه برای مجموعه پارامتر قابل قبول وجود دارد، می‌توان از انحراف مجاز خاصی از بالاترین مقدار احتمال در نمونه استفاده نمود یا به عنوان درصد ثابتی از تعداد کل شبیه‌سازی‌ها تعریف شده است.

در این پژوهش، با توجه به نتیجه مطالعات لی و همکاران (2010)، برای در نظر گرفتن حد آستانه، ۱ درصد از بهترین شبیه‌سازی‌ها به عنوان شبیه‌سازی‌های برتر در نظر گرفته شد. بنابراین از مجموع ۳۰۰۰۰ مجموعه تولید شده، ۳۰۰ مجموعه به عنوان مجموعه‌های قابل قبول در نظر گرفته شد (17).

**گام پنجم:** محاسبه مقادیر درست‌نمایی برای مجموعه پارامترهای قابل قبول. در این مرحله مقادیر درست‌نمایی برای مجموعه پارامترهای قابل قبول، مجدداً مقیاس می‌شوند (رابطه ۳) تا تابع توزیع تجمعی ( $CDF$ ) از خروجی مدل به دست آید بدین صورت که مجموع درست‌نمایی تجمعی همه مجموعه‌های قابل قبول برابر یک باشد.

$$L_{\omega}(\theta_i) = \frac{L(\theta_i|O)}{\sum_{i=1}^N L(\theta_i|O)} \quad (3)$$



مهم‌ترین خروجی مدل آب‌های زیرزمینی در محیط *MATLAB* به‌دست آمد. نتایج، حاصل از خروجی‌های برتر مدل و پارامترهای متناظر با آن‌ها می‌باشد.

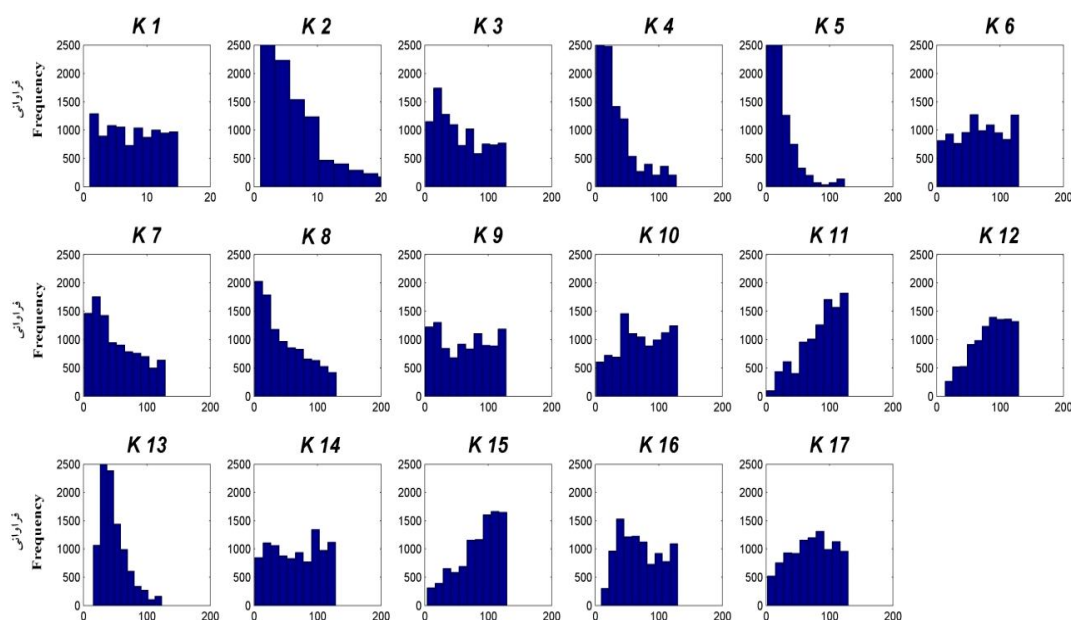
عدم قطعیت پارامتر هدایت هیدرولیکی: با توجه به محدوده اولیه پارامترها، هیستوگرام فراوانی پارامتر هدایت هیدرولیکی در ۱۷ ناحیه مطالعاتی، برگرفته از بهترین سری پارامترهای مدل که منجر به بهترین شبیه‌سازی‌ها شده‌اند، به‌دست آمد (شکل ۴). همچنین به‌منظور مقایسه محدوده پیشین و پسین هر پارامتر، نمودار جعبه‌ای آن‌ها رسم گردید (شکل ۵). نمودارهای جعبه‌ای از مهم‌ترین ابزارهایی است که می‌تواند تفاوت رفتاری پارامترها را در محدوده پسین آن‌ها آشکار سازد.

این شاخص تجمیع دو شاخص قبلی می‌باشد و هرچه که مقدار بیشتری را نمایش دهد، روند مطلوب‌تری را نمایندگی می‌کند:

$$NUE_{CI} = \frac{PCI}{ARIL_{CI}} \quad (6)$$

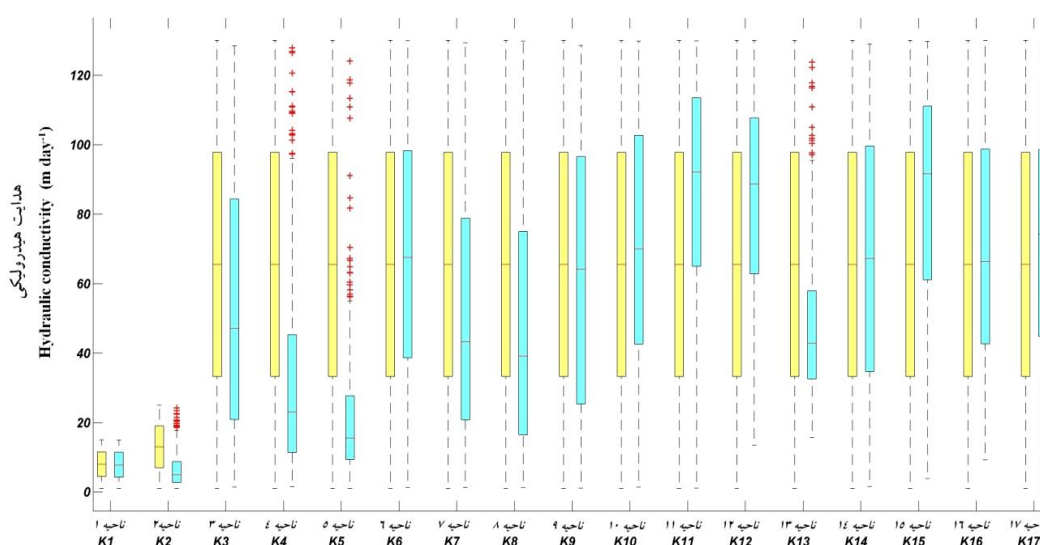
### نتایج و بحث

تعیین عدم قطعیت پارامتری در این پژوهش طی دو سناریو صورت گرفت، در سناریو اول فقط عدم قطعیت پارامتر هیدرولیکی برآورد گردید. در سناریو دوم با در نظر گرفتن جبهه‌های ورودی، علاوه بر عدم قطعیت هدایت هیدرولیکی، عدم قطعیت تغذیه به‌عنوان پارامتر دوم در نظر گرفته شد. در هر دو سناریو، پس از اتصال الگوریتم عدم قطعیت *GLUE* به مدل *MODFLOW*، عمق سطح آب شبیه‌سازی شده طی ۳۰۰۰۰ بار تکرار به‌عنوان



شکل ۴- هیستوگرام فراوانی پارامتر پسین هدایت هیدرولیکی در ۱۷ ناحیه.

Figure 4. Frequency histograms of posterior Hydraulic conductivity parameters in the 17 Zones.

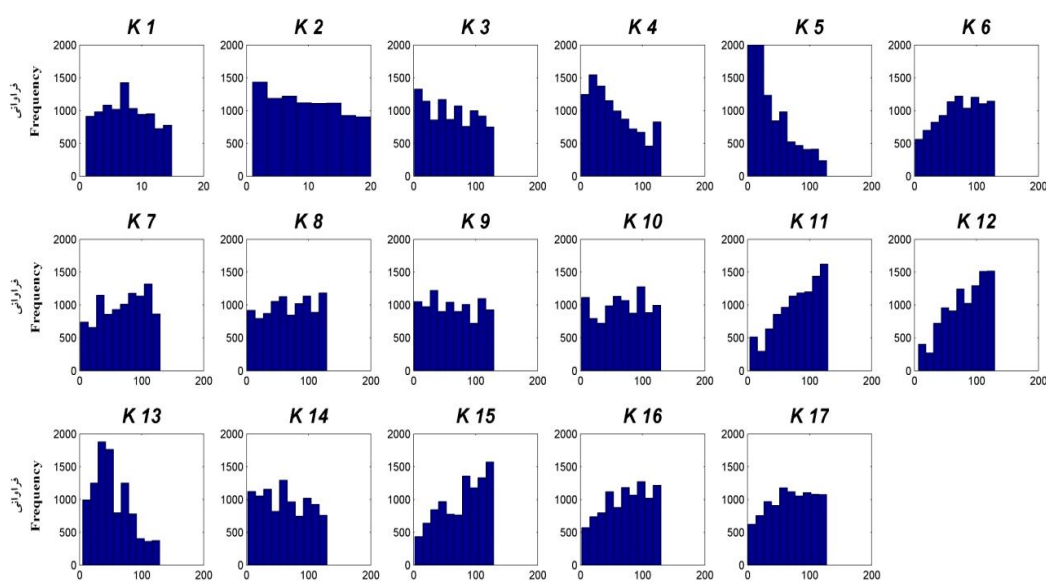


شکل ۵- نمودار جمعی‌ای محدوده پارامترهای پسین و پیشین هدایت هیدرولیکی در ۱۷ ناحیه مطالعاتی، نمودارهای زرد رنگ محدوده پیشین پارامتر و نمودارهای آبی رنگ محدوده پسین پارامتر را نشان می‌دهد.

Figure 5. Box plots of posterior and prior hydraulic conductivity parameter ranges in the 17 Zones, The yellow plots represent the prior parameter ranges and the blue plots represent the posterior parameter ranges.

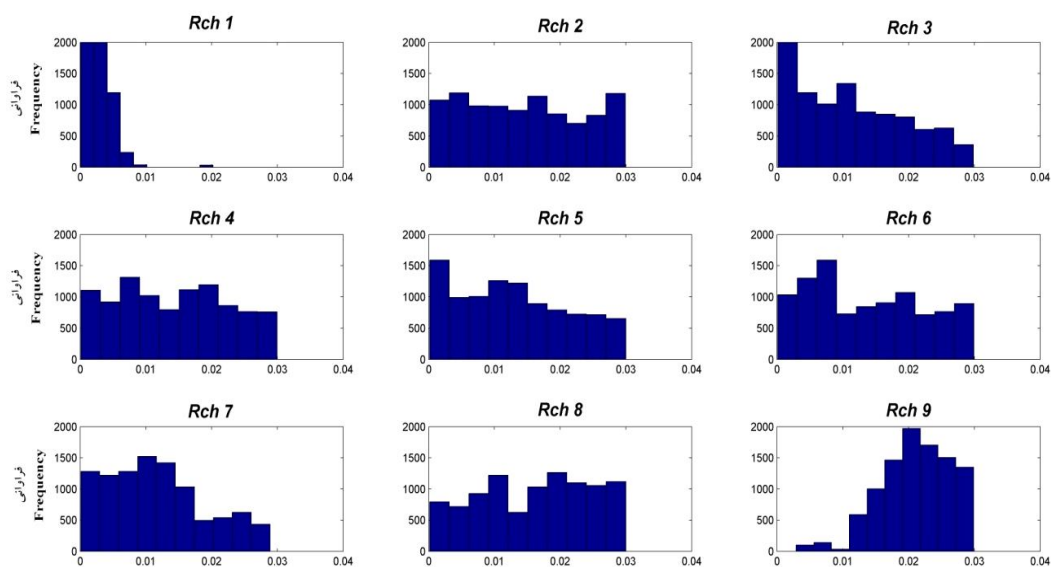
توزیع پسین مشابه توزیع پیشین نیز می‌تواند توجیه‌کننده حساسیت کم پارامتر مذکور باشد. عدم قطعیت پارامتر هدایت هیدرولیکی با در نظرگیری جبهه‌های ورودی به دشت: به‌منظور در نظر گرفتن تأثیر همزمان عدم قطعیت پارامتر هدایت هیدرولیکی و جبهه‌های ورودی به دشت، پارامتر تغذیه در ۹ جبهه ورودی به‌عنوان پارامترهای نوع دوم در نظر گرفته شد و در مجموع با داشتن ۲۶ پارامتر (پارامتر هدایت هیدرولیکی در ۱۷ ناحیه و پارامتر تغذیه در ۹ جبهه ورودی)، عدم قطعیت مدل آب‌های زیرزمینی برآورد گردید. بنابراین با توجه به محدوده اولیه پارامترها، هیستوگرام فراوانی پارامتر هدایت هیدرولیکی در ۱۷ ناحیه مطالعاتی (شکل ۶) و هیستوگرام پارامتر تغذیه در ۹ جبهه ورودی به دشت برگرفته از بهترین سری پارامترهای مدل که منجر به بهترین شبیه‌سازی‌ها شده‌اند، به‌دست آمد (شکل ۷).

تخمین پارامترها می‌تواند شاخصی برای ارزش مدل استنباط شود، در حالی‌که شکل توزیع پسین پارامترها می‌تواند درجه تخمین عدم قطعیت را نشان دهد. بنابراین برای تعیین عدم قطعیت پارامترهای یک مدل از توزیع پسین آن‌ها استفاده می‌شود. توزیع‌های تیز شکل با مقدار حداکثر مربوط به پارامترهایی است که در مدل درست شناخته شده‌اند، در حالی‌که توزیع‌های مسطح نشان‌دهنده عدم قطعیت بیشتر پارامترهای مدل است (14). به‌طورکلی پارامترهایی که توزیع پسین آن‌ها دارای نقطه اوج تقریباً مشخص بوده و دنباله‌های راست و چپ آن نیز احتمالات کوچکی را اشغال کرده باشند به‌خوبی توسط مدل تخمین زده می‌شوند. پارامترهایی که توزیع پسین آن‌ها منوط به یکی از دو دنباله می‌باشد نیز می‌تواند دال بر کوچک بودن محدوده اولیه و یا بالا بودن تأثیر باقی منابع خطا (داده‌های ورودی و یا ساختار مدل مفهومی) تولید شوند. همچنین پارامترهای دارای



شکل ۶- هیستوگرام فراوانی پارامتر پسین هدایت هیدرولیکی در ۱۷ ناحیه.

Figure 6. Frequency histograms of posterior Hydraulic conductivity parameters in the 17 Zones.



شکل ۷- هیستوگرام فراوانی پارامتر پسین تغذیه در ۹ جبهه ورودی.

Figure 7. Frequency histograms of posterior of Recharge parameters in the 9 inflow path.

نش‌ساتکلیف استفاده گردید. همان‌طور که در جدول مشهود است، سه سری متفاوت از پارامترهای مدل شبیه‌سازی، دارای معیارهای خطای برابر است که مؤکد لزوم بررسی عدم قطعیت در مدل شبیه‌سازی آب‌های زیرزمینی است.

اصل همسانی نتایج در شبیه‌سازی مدل *MODFLOW*: برای نشان دادن اصل یکسانی نتایج، نمونه‌ای از مجموعه پارامترهایی متفاوتی که دارای عملکرد یکسانی در مدل هستند در جدول ۱ ارائه گردید. در این جدول به‌منظور بررسی عملکرد مدل از معیار خطای مجموع مربعات خطا و معیار خطای

جدول ۱- نمونه‌ای از اصل یکسانی نتایج در شبیه‌سازی مدل MODFLOW

Table 1. An example of the equifinality in MODFLOW model simulations.

مجموعه ۳	مجموعه ۲	مجموعه ۱	پارامتر	مجموعه ۳	مجموعه ۲	مجموعه ۱	پارامتر
set 3	set 2	set 1	Parameter	set 3	set 2	set 1	Parameter
49.55	111.46	112.30	$K_{14} (m \text{ day}^{-1})$	2.50	8.75	5.28	$K_1 (m \text{ day}^{-1})$
24.74	10.94	36.33	$K_{15} (m \text{ day}^{-1})$	5.06	5.86	7.55	$K_2 (m \text{ day}^{-1})$
86.73	47.96	104.65	$K_{16} (m \text{ day}^{-1})$	41.10	53.92	50.79	$K_3 (m \text{ day}^{-1})$
53.22	123.02	124.76	$K_{17} (m \text{ day}^{-1})$	119.67	4.27	33.47	$K_4 (m \text{ day}^{-1})$
0.0018	0.0089	0.002	$Rch_1 (m^3 \text{ day}^{-1})$	20.00	66.53	78.68	$K_5 (m \text{ day}^{-1})$
0.0114	0.0264	0.0041	$Rch_2 (m^3 \text{ day}^{-1})$	69.29	111.36	41.44	$K_6 (m \text{ day}^{-1})$
0.0144	0.0080	0.0035	$Rch_3 (m^3 \text{ day}^{-1})$	120.55	100.94	64.79	$K_7 (m \text{ day}^{-1})$
0.0165	0.0158	0.0251	$Rch_4 (m^3 \text{ day}^{-1})$	54.05	125.27	110.31	$K_8 (m \text{ day}^{-1})$
0.0071	0.0015	0.0002	$Rch_5 (m^3 \text{ day}^{-1})$	65.61	33.15	95.51	$K_9 (m \text{ day}^{-1})$
0.0232	0.0240	0.0090	$Rch_6 (m^3 \text{ day}^{-1})$	89.20	98.02	82.58	$K_{10} (m \text{ day}^{-1})$
0.0148	0.0091	0.0062	$Rch_7 (m^3 \text{ day}^{-1})$	56.93	98.38	50.22	$K_{11} (m \text{ day}^{-1})$
0.0258	0.0242	0.0208	$Rch_8 (m^3 \text{ day}^{-1})$	57.11	76.25	124.64	$K_{12} (m \text{ day}^{-1})$
0.0182	0.0215	0.0268	$Rch_9 (m^3 \text{ day}^{-1})$	83.83	37.63	58.45	$K_{13} (m \text{ day}^{-1})$
0.99	0.99	0.99	NS	3.46	3.46	3.46	RMSE

انتهای بازه متمرکز شده است، که نشان‌دهنده حساسیت مدل به پارامتر هدایت هیدرولیکی در این نواحی است (نواحی ۲، ۳، ۴، ۵، ۷، ۸، ۱۱، ۱۲، ۱۳، ۱۵، ۱۶). هدایت هیدرولیکی در سایر نواحی توزیعی متمایل به یکنواخت دارد. با اعمال پارامتر تغذیه و مقایسه توزیع پارامترها در هر دو سناریو (مقایسه شکل‌های ۴ و ۶)، مشاهده می‌شود که پارامترهای هدایت هیدرولیکی در نواحی ۱ و ۶ ( $K_6$  و  $K_1$ ) با اعمال تغذیه توزیعی تقریباً نرمال پیدا کرده‌اند. این دو منطقه هر دو تحت جریان مستقیم ورودی یا خروجی دشت نیستند.

از طرفی توزیع پارامترهای هدایت هیدرولیکی در نواحی ۸ و ۲ ( $K_8$  و  $K_2$ ) که در معرض جریان جبهه ورودی به دشت ( $K_8$ ) و قرارگرفتن در خروجی دشت ( $K_2$ ) با اعمال تغذیه، از حالت غیریکنواخت به یکنواخت تغییر کرده است. همچنین در پارامترهای  $K_7$  و  $K_{16}$ ، توزیع چگالی از انتهای بازه به ابتدای بازه تغییر کرده است، که این امر به دلیل قرار گرفتن این دو ناحیه در معرض بیش‌ترین حجم جریان‌های ورودی است.  $K_7$  تنها ناحیه‌ای قرار گرفته تحت سه جبهه جریان ورودی است و  $K_{16}$  تحت‌تأثیر بیش‌ترین

**تحلیل حساسیت مدل:** تحلیل حساسیت جزء مراحل اساسی مدل‌سازی است که به وسیله تغییر در پارامترهای مدل و بررسی تأثیر این تغییر بر خروجی مدل، انجام می‌شود. شیوه رایج در تحلیل حساسیت با تغییر فقط یک پارامتر ورودی، تغییرات بر روی خروجی مدل بررسی می‌شود. در روش *GLUE* و سایر آنالیزهای احتمالاتی بر پایه شبیه‌سازی‌های مونت‌کارلو، به دلیل در نظر گرفتن ترکیبات مختلفی از پارامترها و تأثیر برهمکنش بین آن‌ها، تحلیل حساسیت مدل به صورت جامع و نه مبتنی بر تغییر یک پارامتر در آن واحد که در اکثر روش‌های معمول وجود دارد، صورت می‌گیرد. در این روش‌ها با توجه به شکل توزیع پارامتر، درجه حساسیت آن بررسی می‌گردد به طوری که پارامتری که تابع توزیع آن یکنواخت‌تر بوده و دامنه تغییرات آن به دامنه اولیه نزدیک‌تر باشد، حساسیت مدل نسبت به آن پارامتر کم‌تر است.

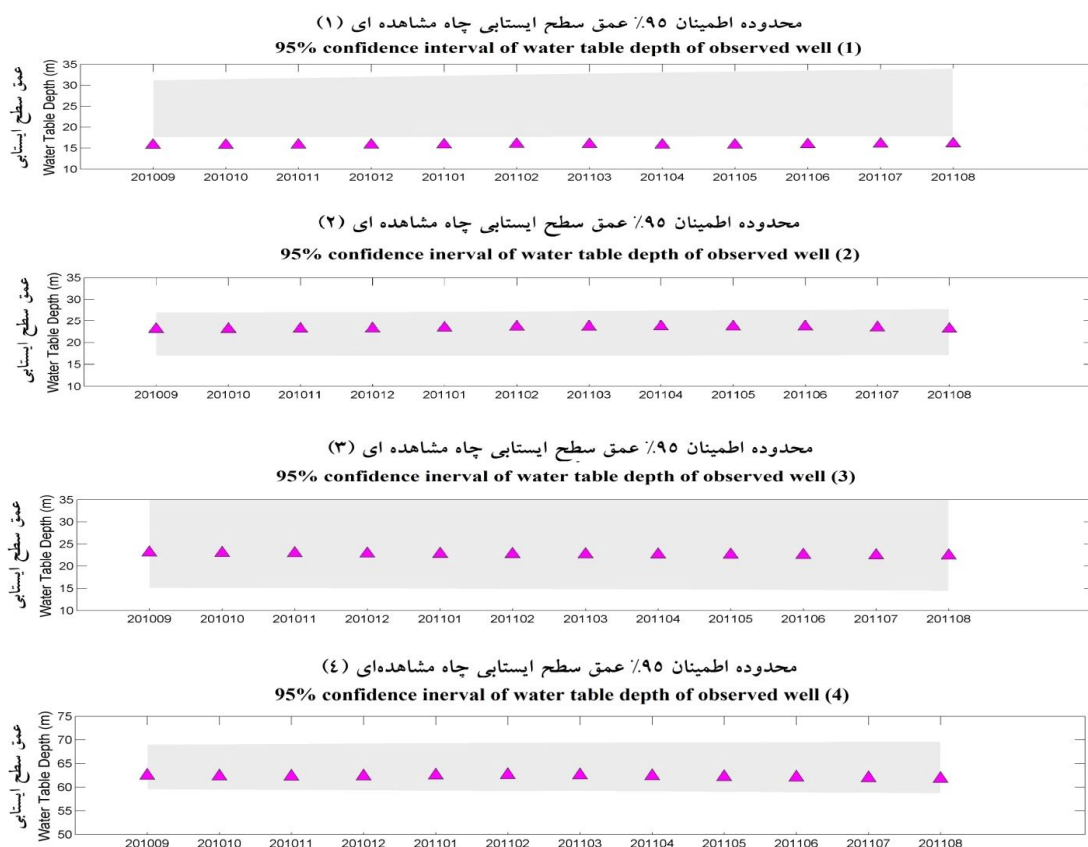
با توجه به شکل توزیع پارامترها در سناریو بدون در نظر گرفتن تغذیه (شکل ۴)، بیش‌تر پارامترها دارای توزیعی غیریکنواخت که چگالی توزیع در ابتدا یا

۹۵ درصد، ۲/۵ درصد حدود بالا و پایین عمق سطح ایستابی شبیه‌سازی شده برای چاه‌های مشاهده‌ای، به‌عنوان شبیه‌سازی‌های پرت کنار گذاشته شدند و محدوده اطمینان ۹۵ درصد خروجی مدل به‌دست آمد. از مجموع ۱۱ چاه مشاهده‌ای تعداد ۱۰ چاه، داده‌های مشاهده‌ای آن‌ها در این محدوده قرار گرفت که شکل ۸ محدوده ۹۵ درصد اطمینان و تعداد مشاهدات قرار گرفته در آن را نشان می‌دهد.

به‌منظور به‌کمیت درآوردن و ارزیابی میزان عدم قطعیت از معیارهای  $ARIL$  و  $P_{95\%}$  و  $NUE$  استفاده گردید که در جدول ۲ ارائه گردید:

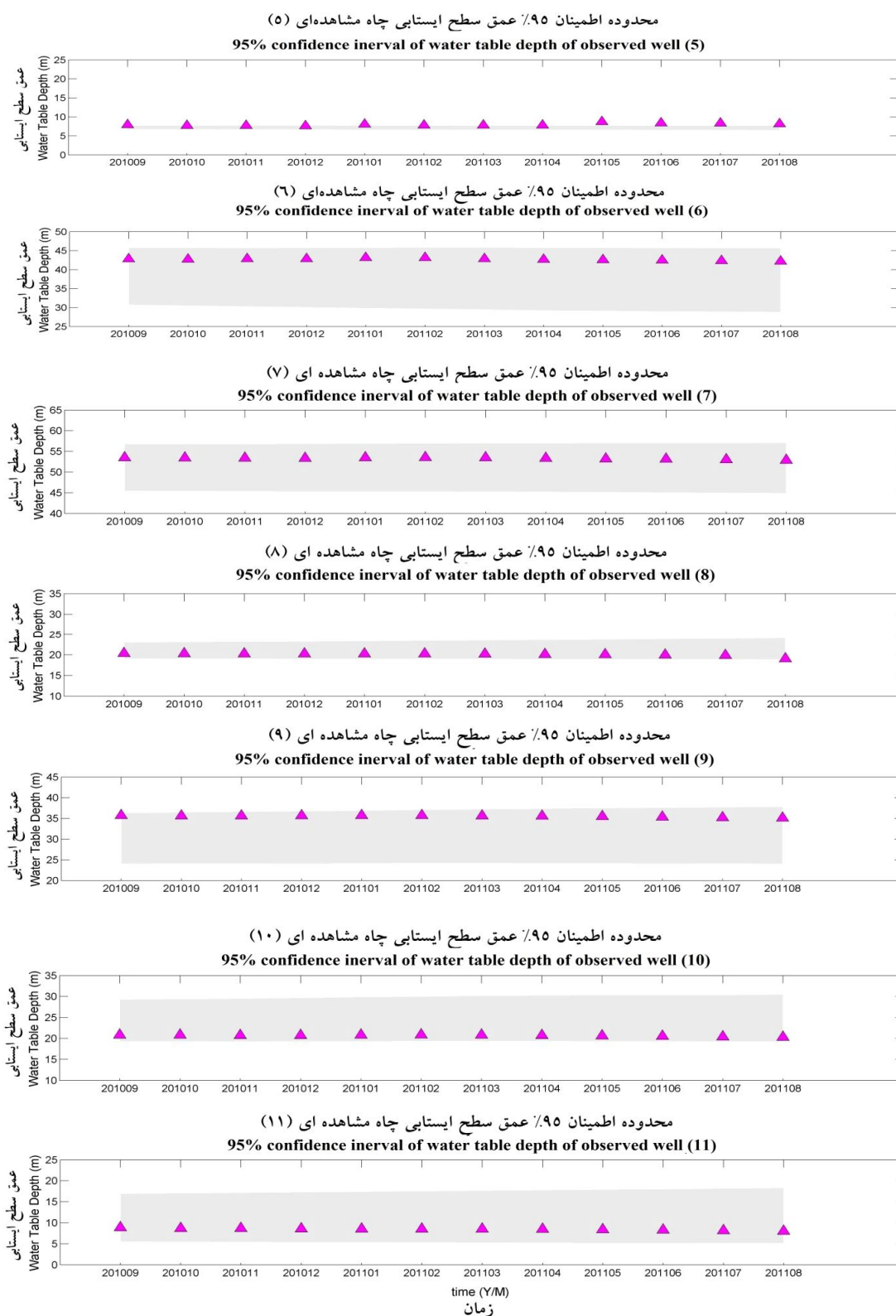
جریان جبهه ورودی است. پارامترهای  $K_9$  و  $K_{10}$  و  $K_{14}$  در هر دو حالت، دارای توزیع‌های یکنواختی هستند که بیانگر حساسیت مدل نسبت به پارامتر هدایت هیدرولیکی و تغذیه در این نواحی است. به‌طور کلی همه نواحی حساس به پارامتر هدایت هیدرولیکی، با اعمال تغذیه، توزیع پارامترها حالت یکنواخت‌تری پیدا کرده است و از تندی شیب آن‌ها کاسته شده است.

با توجه به توزیع پارامترهای تغذیه در ۹ جبهه ورودی به آبخوان (شکل ۷)، دو پارامتر  $Rch_v$  و  $Rch_h$  حساس‌ترین نواحی به تغییر پارامترهای تغذیه هستند. محدوده اطمینان مقادیر عمق سطح ایستابی شبیه‌سازی شده: برای تعیین محدوده اطمینان



شکل ۸- محدوده اطمینان ۹۵٪ شبیه‌سازی شده تحت عدم قطعیت پارامترها توسط روش  $GLUE$  (بخش سایه‌خورده محدوده اطمینان و مثلث‌ها داده‌های مشاهده‌ای می‌باشد).

Figure 8. 95% confidence interval of simulation due to parameter uncertainty calculated by  $GLUE$ , (solid gray shows the confidence interval and the solid triangles represent the obser.



ادامه شکل ۸-

Continue Figure 8.

جدول ۲- مقادیر معیارهای *ARIL* و  $P_{95\%}$  و *NUE* در ارزیابی عدم قطعیت پارامتری.

Table 2. Indices values of *ARIL* and  $P_{95\%}$  and *NUE* in assessing parametric uncertainty.

		شاخص‌ها						شاخص‌ها						چاه مشاهده‌ای Observed wells
		چاه مشاهده‌ای Observed wells			چاه مشاهده‌ای Observed wells			Indices			Indices			
		<i>ARIL</i>			<i>NUE</i>			$P_{95\%}$			<i>ARIL</i>			
<i>NUE</i>	سناریو ۱ Scenario1	سناریو ۲ Scenario2	سناریو ۱ Scenario1	سناریو ۲ Scenario2	سناریو ۱ Scenario1	سناریو ۲ Scenario2	سناریو ۱ Scenario1	سناریو ۲ Scenario2	سناریو ۱ Scenario1	سناریو ۲ Scenario2	سناریو ۱ Scenario1	سناریو ۲ Scenario2	سناریو ۱ Scenario1	سناریو ۲ Scenario2
11.22	16.49	100	100	0.0089	0.0060	0	0	0	0	0	0	0.011	0.0099	1
28.88	38.70	100	92	0.0035	0.0024	12.32	20.98	100	100	100	100	0.0081	0.0048	2
10.38	2.67	100	17	0.0096	0.0062	5.63	10.71	100	100	100	100	0.0178	0.0093	3
12.68	21.80	100	100	0.0079	0.0046	12.54	33.13	100	100	100	100	0.0080	0.0030	4
11.25	40.52	100	100	0.0089	0.0025	54.13	25.18	50	25	0.0009	0.0009	0.0009	0.0009	5
						8.08	12.67	100	100	100	100	0.0124	0.0079	6

تعریف گردید: در سناریو اول، مدل جریان آب‌های زیرزمینی دشت با ۳۰۰۰۰ سری پارامتر هدایت هیدرولیکی تولید شده برای ۱۷ منطقه همگن مطالعاتی اجرا گردید. در سناریو دوم علاوه بر پارامتر هدایت هیدرولیکی، با در نظر گرفتن جبهه‌های ورودی به دشت به‌عنوان پارامتر دوم، ۳۰۰۰۰ سری پارامترهای هدایت هیدرولیکی و تغذیه اعمال گردید. نتایج شبیه‌سازی حاصل از هر دو سناریو با داده‌های مشاهده‌ای توسط معیار درست‌نمایی طبقه‌بندی گردید. ۱ درصد از بهترین شبیه‌سازی‌ها به‌عنوان بهترین نتایج شبیه‌سازی در نظر گرفته شد و پارامترهای متناظر با آن به‌عنوان بهترین پارامترها تلقی گردید. محدوده‌های اطمینان ۹۵ درصد شبیه‌سازی با استفاده از بهترین سری پارامترها به‌دست آمده، در برگزیده حدوداً ۸۶ درصد مشاهدات می‌باشد که این امر مؤکد کارایی روش *GLUE* در برآورد عدم قطعیت پارامترها است. با رسم توزیع پسین پارامترها و مقایسه محدوده توزیع پیشین و پسین هر پارامتر، می‌توان این‌طور استنباط نمود که تقریباً بیش‌تر نواحی نسبت به پارامتر هدایت هیدرولیکی حساس می‌باشند. با اعمال تغذیه، مناطقی که تحت تأثیر مقادیر بیش‌تری از جریان ورودی بودند، تغییرات قابل‌توجهی با تغییر چگالی در توزیع پارامترها از خود نشان دادند که نشانگر اهمیت تغذیه در این نواحی است.

نکته دارای اهمیت از این جدول این است که چون عدم قطعیت ناشی از پارامترها یکی از منابع عدم قطعیت کل مدل‌سازی می‌باشد، بنابراین می‌توان نتیجه گرفت که مقادیر کم فاکتور  $P$  برای چاه مشاهده ۱ و ۵ و ۹، به‌علت بالا بودن سهم خطای ناشی از دو منبع دیگر یعنی داده‌های ورودی و ساختار مدل می‌باشد. در دو چاه ۵ و ۹ با در نظر گرفتن تغذیه، مقدار این فاکتور بیش‌تر شده است، که نشان‌دهنده تأثیر پارامتر تغذیه در این دو ناحیه است اما برای چاه شماره ۱ در هر دو سناریو مقدار آن ثابت بوده است، که می‌توان این‌طور استنباط نمود که ساختار مدل یا داده‌های ورودی در این ناحیه نیاز به بازبینی و تصحیح دارد.

### نتیجه‌گیری

در این پژوهش به‌منظور تعیین عدم قطعیت مدل جریان آب‌های زیرزمینی دشت بیرجند از روش *GLUE*، که تاکنون مطالعات کمی با استفاده از این روش در مطالعات آب‌های زیرزمینی صورت پذیرفته است، استفاده گردید. ابتدا پس از تهیه مدل مفهومی، مدل آب‌های زیرزمینی دشت با استفاده از مدل عددی *MODFLOW* در *Matlab* اجرا گردید و پارامترهای آن در حالت ماندگار واسنجی گردید. سپس به‌منظور تعیین عدم قطعیت و محدوده‌های اطمینان نتایج شبیه‌سازی شده مدل در حالت غیرماندگار، از روش *GLUE* استفاده گردید. بدین منظور دو سناریو

### منابع

1. Beven, K. 2001. Rainfall-runoff modelling: The primer. Wiley-Blackwell, England.
2. Beven, K. 2006. A manifesto for the equifinality thesis. *J. Hydrol.* 320: 18-36.
3. Beven, K., and Binley, A. 1992. The future of distributed models: Model calibration and uncertainty prediction. *Hydrol. Processes.* 6: 279-298.
4. Buckley, K.M., Binley, A., and Beven, K. 1995. Calibration and predictive uncertainty estimation of groundwater quality models: application to the Twin Lake Tracer Test. *Groundwater Quality Management: Proceedings of the GQM 3 Conference Held in Tallinn, Estonia, September 1993, IAHS Publ.* 220: 205-214.
5. Feyen, L., Beven, K.J., De Smedt, F., and Freer, J. 2001. Stochastic capture zone delineation within the generalized likelihood uncertainty estimation methodology: conditioning on head observations. *Water Resour. Res.* 37: 3. 625-638.



6. Feyen, L., and Caers, J. 2006. Quantifying geological uncertainty for flow and transport modeling in multi-modal heterogeneous formations. *Adv. Water Res.* 29: 912-929.
7. Freer, J., Beven, K., and Ambrose, B. 1996. Bayesian estimation of uncertainty in runoff prediction and the value of data: an application of the GLUE approach. *Water Resour. Res.* 32: 7. 2161-2173.
8. Harrar, W.G., Sonnenborg, T.O., and Henriksen, H.J. 2003. Capture zone, travel time and solute transport predictions using inverse modeling and different geological models. *J. Hydrol.* 11: 536-548.
9. Hassan, A.E., Bekhit, H.M., and Chapman, J.B. 2008. Uncertainty assessment of a stochastic groundwater flow model using GLUE analysis. *J. Hydrol.* 362: 89-109.
10. He, X., Sonnenborg, T.O., Jorgensen, F., Høyer, A.S., Møller, R.R., and Jensen, K.H. 2013. Analyzing the effects of geological and parameter uncertainty on prediction of groundwater head and travel time. *J. Model Hydrol. Earth Syst. Sci.* 17: 3245-3260.
11. Izady, A., Davary, K., Alizadeh, A., Ziaei, A.N., Alipoor, A., Joodavi, A., and Brusseau, M.L. 2014. A framework toward developing a groundwater conceptual model. *Arab. J. Geosci.* 7: 3611-3631.
12. Izady, A., Davary, K., Alizadeh, A., Ziaei, A.N., Akhavan, S., Alipoor, A., Joodavi, A., and Brusseau, M.L. 2015. Groundwater conceptualization and modeling distributed SWAT-based recharge for semi-arid agricultural Neishaboor plain. *Iran. Hydrogeol. J.* 23: 1. 47-68.
13. JiChun, W.U., and XianKui, Z. 2013. Review of the uncertainty analysis of groundwater numerical simulation. *J. Chine. Sci. Bull.* 25: 3044-3052.
14. Jin, X., XU, C.Y., Zhang, Q., and Sing, V.P. 2010. Parameter and modeling uncertainty simulated by GLUE and a formal Bayesian method for a conceptual hydrological model. *J. Hydrol.* 383: 147-155.
15. Keesman, K., and van Straten, G. 1989. Identification and prediction propagation of uncertainty in models with bounded noise. *Int. J. Control.* 49: 6. 2259-2269.
16. Li, L., Xia, J., Xu, C.Y., Chu, J., and Wang, R. 2009. Analyze the sources of equifinality in hydrological model using GLUE methodology. *Hydroinformatics in Hydrology, Hydrogeology and Water Resources, Proceedings of Symposium JS.4 at the Joint IAHS & IAH Convention, Hyderabad. India. IAHS Publ.* 331: 130-138.
17. Li, L., Xi, J., Xu, C.Y., and Singh, V.P. 2010. Evaluation of the subjective factors of the GLUE method and comparison with the formal Bayesian method in uncertainty assessment of hydrological models. *J. Hydrol.* 390: 210-221.
18. Makowski, D., Wallach, D., and Tremblay, M. 2002. Using a Bayesian approach to parameter estimation: comparison of the GLUE and MCMC methods. *Agronomie.* 22: 191-203.
19. McKay, M.D., Beckman, R.J., and Conover, W.J. 1979. Comparison of three methods for selecting values of input variables in the analysis of output from a computer code. *Technometrics.* 21: 2. 239-245.
20. Morse, B.S., Pohll, G., Huntington, J., and Rodrigues-Castillo, R. 2003. Stochastic capture zone analysis of arsenic-contaminated well using the generalized likelihood uncertainty estimator (GLUE) methodology. *Water Resour. Res.* 39: 1151.
21. Refsgaard, J.C., VanderSluijs, J.P., Brown, J., and Keur, P. 2006. A framework for dealing with uncertainty due to model structure error. *Adv. Water Res.* 29: 1586-1597.
22. Rahnama, B., Naseri, M., Zahraie, B. 2014. Identifying Optimized structure and uncertainty analysis of monthly Water Balance Model. *IWRJ.* 8: 14. 77-86. (In Persian)
23. Rojas, R., Feyen, L., and Dassargues, A. 2008. Conceptual model uncertainty in groundwater modeling: Combining generalized likelihood uncertainty estimation and Bayesian model averaging. *Water Resour. Res.* 44: 1-16.
24. Rojas, R., Kahunde, S., Peeters, L., Batelaan, O., Feyen, L., and Dassargues, A. 2010. Application of a multimodel approach to account for conceptual model and scenario uncertainties in groundwater modeling. *J. Hydrol.* 394: 416-435.

25. Romanowicz, R., Beven, K.J., and Tawn, J. 1994. Evaluation of predictive uncertainty in non-linear hydrological models using a Bayesian approach, P 297-317. In: V. Barnett and K.F. Turkman (eds.), *Statistics for the Environment: Water Related Issues*. Wiley, New York.
26. Singh, A., Mishra, S., and Ruskauff, G. 2010. Model averaging techniques for quantifying conceptual model uncertainty. *Ground Water*. 48: 701-715.
27. Trolborg, L., Refsgaard, J.C., Jensen, K.H., and Engesgaard, P. 2007. The importance of alternative conceptual models for simulation of concentrations in a multi-aquifer system. *Hydrogeol. J.* 15: 843-860.
28. Trolborg, M., Nowak, W., Tuxen, N., Bjerg, P.P., Helmig, R., and Binning, P.J. 2010. Uncertainty evaluation of mass discharge estimates from a contaminated site using a fully Bayesian framework. *Water Res. Research*, 46: 12. 552.
29. Wang, X., He, X., Williams, J.R., Izaurrealde, R.C., and Atwood, J.D. 2005. Sensitivity and uncertainty analyses of crop yields and soil organic carbon simulated with EPIC. *Trans. ASAE*. 48: 3. 1041-1054.
30. Wu, J., Le, L., and Tang, T. 2011. Bayesian Analysis for Uncertainty and Risk in a Groundwater Numerical Model's Predictions. *Hum. Eco. Risk Asses.* 17: 1310-1331.
31. Zeng, X.K., Wang, D., and Wu, J.C. 2012. Sensitivity analysis of the probability distribution of groundwater level series based on information entropy. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment*. 26: 345-356.

Gorgan University of Agricultural  
Sciences and Natural Resources

*J. of Water and Soil Conservation, Vol. 22(6), 2016*  
<http://jwsc.gau.ac.ir>

## Assessment of parameter uncertainty of *MODFLOW* model using *GLUE* method (Case study: Birjand plain)

B.S. Hamraz<sup>1</sup>, A. Akbarpour<sup>2</sup> and \*M. Pourreza-Bilondi<sup>3</sup>

<sup>1</sup>M.Sc. Graduate, Dept. of Water Engineering, University of Birjand, <sup>2</sup>Associate Prof., Dept. of Civil Engineering, University of Birjand, <sup>3</sup>Assistant Prof., Dept. of Water Engineering, University of Birjand

Received: 01/17/2015; Accepted: 06/07/2015

### Abstract

**Background and Objectives:** Groundwater modeling often is associated with uncertainty caused by incomplete knowledge of the underlying system or uncertainty due to natural variability in system processes and field conditions. Uncertainty in groundwater modeling has been evaluated in three main sources as parameter uncertainty, conceptual uncertainty and input uncertainty. So far, there are few studies for assessing groundwater uncertainty in the country and quantifying uncertainty has been limited to statistical methods. Due to the importance of the water resources in the country and the necessity of estimating the uncertainty in order to achieve reliable results, in this study, parameter uncertainty of an arid region's groundwater flow model was assessed by using a Monte Carlo-based simulation technique.

**Materials and Methods:** First, conceptual groundwater model of Birjand plain, located in the southern province, was developed based on collecting all available data, including topography, observed and withdrawal wells information, recharge information, hydrodynamic properties, surface elevation data. Then, the *MATLAB*-based *MODFLOW* model was used to simulate the groundwater flow. After initial calibration in steady state, for assessing parameter uncertainty in transient mode two scenarios were defined. Uncertainty analysis in the first scenario was performed by assuming the hydraulic conductivity as one of the major contributors to the model uncertainty. So the aquifer was divided into 17 homogenized zones according to initial calibration results and the parameter uncertainty was assessed using *GLUE*. In the second scenario, nine recharge zones were additionally considered as second parameters and their influence on hydraulic conductivity and total uncertainty were estimated by *GLUE*.

**Results:** Posterior parameter plots of hydraulic conductivity in 17 homogeneous regions and recharge in nine inflow pathways and also, 95% confidence intervals for the simulated water table depth, were obtained as main results. The indices, as criteria for the comparison, were used to quantify the goodness of uncertainty performance and the sensitive regions were specified by implementing global sensitivity analysis of the model.

**Conclusion:** Results indicate up to 86% of observed data bounded in the 95% confidence intervals that is emphatic the performance of the *GLUE* and the likelihood function in the assessment of parameter uncertainty in groundwater simulation model.

**Keywords:** Uncertainty, Groundwater flow, Birjand plain, *MODFLOW* model, *GLUE*

---

\* Corresponding Author; Email: mohsen.pourreza@birjand.ac.ir