

## بررسی عدم قطعیت مدل مفهومی در مدل‌سازی آب زیرزمینی (مطالعه موردی: آبخوان نجف‌آباد حوضه گاوخونی)

مهسا جباری ملایری<sup>۱</sup>، سامان جوادی<sup>۲\*</sup>، سعیده سامانی<sup>۳</sup>، عباس روزبهانی<sup>۴</sup>

۱. دانشجوی دکتری منابع آب، پردیس ابوریحان، دانشگاه تهران، پاکدشت

۲. دانشیار گروه مهندسی آب، پردیس ابوریحان، دانشگاه تهران، پاکدشت

۳. استادیار، عضو هیئت علمی پژوهشکده مطالعات و تحقیقات منابع آب، مؤسسه تحقیقات آب، تهران

۴. دانشیار گروه مهندسی آب، پردیس ابوریحان، دانشگاه تهران، پاکدشت

(تاریخ دریافت ۱۹/۰۶/۱۴۰۰، تاریخ پذیرش ۱۱/۱۱/۱۴۰۰)

### چکیده

مدل‌سازی آب زیرزمینی مبنایی برای تجزیه و تحلیل کمی و کیفی منابع آب زیرزمینی است که ارزیابی موفقیت‌آمیز این منابع به شبیه‌سازی پایدار و قابل اعتماد آن بستگی دارد. چون مدل‌های آب زیرزمینی تقریبی از واقعیت هستند. بنابراین، نمی‌توان از طریق مدل‌سازی خصوصیات یک سیستم را به طور کامل تعیین کرد. از این رو، ذاتاً همه مدل‌ها درجه‌ای از عدم قطعیت دارند و در نتیجه، وجود عدم قطعیت در مدل آب زیرزمینی، تصمیم‌گیری‌های مدیریتی در رابطه با آن را با خطر شکست مواجه می‌کند. هدف از این تحقیق، توضیح شیوه‌ای برای شناخت کمی عدم قطعیت در مدل‌سازی آب زیرزمینی است و اینکه چگونه عدم قطعیت مدل می‌تواند به عنوان یک ابزاری برای فهم بهتر سیستم مدل‌شده به کار رفته و اطلاعات لازم را برای کمک به تصمیم‌گیری آگاهانه‌تر در اختیار گذارد. بررسی کمی عدم قطعیت در مدل‌سازی آب زیرزمینی در محدوده مطالعاتی نجف‌آباد واقع در استان اصفهان انجام شد سه مدل مفهومی، به وسیله موقعیت‌های مختلف زمین‌شناسی، تغذیه و مرزهای مدل برای آبخوان نجف‌آباد تهیه شد. مدل‌های مفهومی در حالت پایدار و برای سال آبی ۱۳۹۷-۱۳۹۸ توسعه داده و با استفاده از داده‌های مشاهداتی سطح آب و اسنجی شدند. همه مدل‌ها، با استفاده از داده‌های سطح آب موجود سال ۱۳۹۷-۱۳۹۸، صحت‌سنجی شدند. مدل‌ها به طور قابل قبولی سطح آب در آبخوان را شبیه‌سازی کردند. برای انتخاب بهترین مدل از روش معیار انتخاب مدل (AIC، AIC<sub>c</sub>، BIC و KIC) استفاده شد. نتایج نشان داد مدل ۱ با بیشترین وزن و کمترین عدم قطعیت به عنوان بهترین مدل معرفی شد.

**واژه‌های کلیدی:** مدل‌سازی آب زیرزمینی، عدم قطعیت مدل مفهومی، روش معیار انتخاب مدل، نجف‌آباد.

## مقدمه

نخستین و مهم‌ترین مرحله در توسعه مدل آب زیرزمینی، ساخت یک مدل مفهومی برای سیستم آبخوان است. یک مدل مفهومی نماینده‌ای از سیستم هیدروژئولوژیکی است که بیانگر چگونگی رفتار و عملکرد آن سیستم و دربرگیرنده تفسیرهای کیفی و ذهنی است. مدل‌های مفهومی اساس مدل‌های عددی انتقال و جریان آب زیرزمینی هستند و در فرایند مدل‌سازی به طور ضمنی دقیق و منحصر به فرد فرض می‌شوند [۱]. عدم قطعیت مدل مفهومی همواره در مدل‌سازی آب‌های زیرزمینی دست‌کم گرفته و یا نادیده گرفته شده است [۲]. توسعه یک چارچوب قوی از مدل مفهومی بخش مهمی در کاهش عدم قطعیت در مدل آب زیرزمینی است [۳]. محدودیت اقتصادی و تکنیک‌های اکتشافی باعث شده است تا اطلاعات کافی از ساختار منطقه مطالعاتی (مانند ضخامت آبرفتی، نوع آبخوان) به دست نیاید. از این‌رو، مدل عددی آب زیرزمینی روی یک مدل مفهومی ناقص ساخته می‌شود [۴ و ۵]. روش میانگین‌گیری مدل با ترکیب کردن تعدادی از مدل‌ها بر محدودیت‌های مدل منفرد غلبه می‌کند و یک پیش‌بینی از مدل جدید به صورت واحد ارائه می‌دهد [۶]. روش‌های مختلفی برای محاسبه احتمال و وزن مدل برای بررسی پیچیدگی مدل از جمله: میانگین‌گیری بیزی<sup>۱</sup>، معیار انتخاب مدل<sup>۲</sup> و تصمیم‌گیری چندمعیاره<sup>۳</sup> وجود دارد [۷].

انگلهارت و همکاران (۲۰۱۴) هفت مدل مفهومی را واسنجی کردند که در آن تعدادی از پارامترها از صفر تا ۳۰ به طور فزاینده‌ای افزایش یافت. مدل‌ها با AIC، AICc، BIC و KIC رتبه‌بندی شدند. نتایج نشان داد تمامی این معیارها مدل‌های ۱ و ۷ را غیر قابل قبول در نظر گرفتند. براساس AIC و AICc مدل ۴ با ۱۵ پارامتر واسنجی شده به عنوان مدل مطلوب انتخاب شد. معیار BIC نیز مدل ۲ را انتخاب کرد که یک مدل ساده با ۵ پارامتر واسنجی شده است. مدل انتخاب‌شده توسط معیار KIC نیز مدل ۳ با ۱۰ پارامتر واسنجی شده است [۸]. لوکجان و همکاران (۲۰۱۶) به مطالعه دو منبع

عدم قطعیت مدل مفهومی جریان آب زیرزمینی برای حوضه‌های (HYB) پرداختند [۹]. سامانی و همکاران (۲۰۱۷) به منظور تعیین عدم قطعیت ناشی از پیچیدگی مدل و شناخت اینکه چگونه پیچیدگی بر عدم قطعیت مدل در آبخوان عجب‌شیر واقع در آذربایجان شرقی ایران تأثیر می‌گذارد. آنها از معیار KIC و روش تصمیم‌گیری چندمعیاره (MCDM) استفاده کردند [۷]. نتایج پژوهش آنها نشان داد کیفیت داده‌ها و برآورد پارامتر اولویت بیشتری نسبت به درجه پیچیدگی مدل دارد. توحید المصطفی و همکاران (۲۰۲۰) رویکرد ارزیابی عدم قطعیت چندمدلی بیزین<sup>۴</sup> برای بررسی هم‌زمان ساختار مدل مفهومی، داده ورودی و پارامترهای یک مدل جریان آب زیرزمینی را ارائه دادند. در این چارچوب بیزی، الگوریتم دریم<sup>۵</sup> با میانگین‌گیری بیزی ترکیب شده است. چهار مدل مفهومی جایگزین در نظر گرفتند. نتایج این تحقیق نشان داد رویکرد ارائه‌شده پیش‌بینی‌های مطمئن‌تری از مدل می‌دهد [۱۰].

هدف از این بررسی، توضیح شیوه‌ای برای شناخت کمی عدم قطعیت در مدل‌سازی آب زیرزمینی است و اینکه چگونه عدم قطعیت مدل می‌تواند به عنوان یک ابزاری برای درک بهتر سیستم مدل شده به کار رفته و اطلاعات لازم را برای کمک به تصمیم‌گیری آگاهانه‌تر را در اختیار گذارد. از این‌رو، هدف کلی این پژوهش برآورد عدم قطعیت‌های همراه با توسعه مدل از طریق جمع‌آوری نتایج از تعریف چندین مدل مفهومی است. علاوه بر این، امید است که یک بینش کلی در رابطه با کاربرد استفاده از یک مجموعه مدل جایگزین در مدیریت دنیای واقعی آبخوان فراهم کند. در این پژوهش به بررسی عدم قطعیت‌های همراه با توسعه مدل از طریق تعریف چند مدل جایگزین پرداخته شده است. محدوده مطالعاتی نجف‌آباد واقع در استان اصفهان به منظور مطالعات جامع هیدروژئولوژی و مدل‌سازی انتخاب شد. سه مدل مفهومی به وسیله موقعیت‌های مختلف تغذیه و مرزهای مدل برای آبخوان تهیه شد. برای انتخاب بهترین مدل در میان مدل‌های جایگزین از روش معیار انتخاب مدل استفاده شد و عملکرد مدل‌ها با نگرش به این روش مورد

4. Integrated Bayesian Multi-model Uncertainty Estimation Framework (IBMUEF)  
5. Differential Evolution Adaptive Metropolis (DREAM)

1. Bayesian Model Averaging (BMA)  
2. Information Criterion (IC)  
3. Multiple-criteria decision-making (MCDM)

بارش سالانه در ارتفاعات و در دشت به ترتیب ۱۹۵ و ۱۵۳/۷ میلی متر است. محدوده مطالعاتی نجف آباد دارای دو ایستگاه تبخیرسنجی است که میزان تبخیر سالانه در دشت و ارتفاعات به ترتیب ۲۲۶۲/۲ و ۲۱۹۹/۲ میلی متر است [۱۱].

#### شرایط زمین شناسی

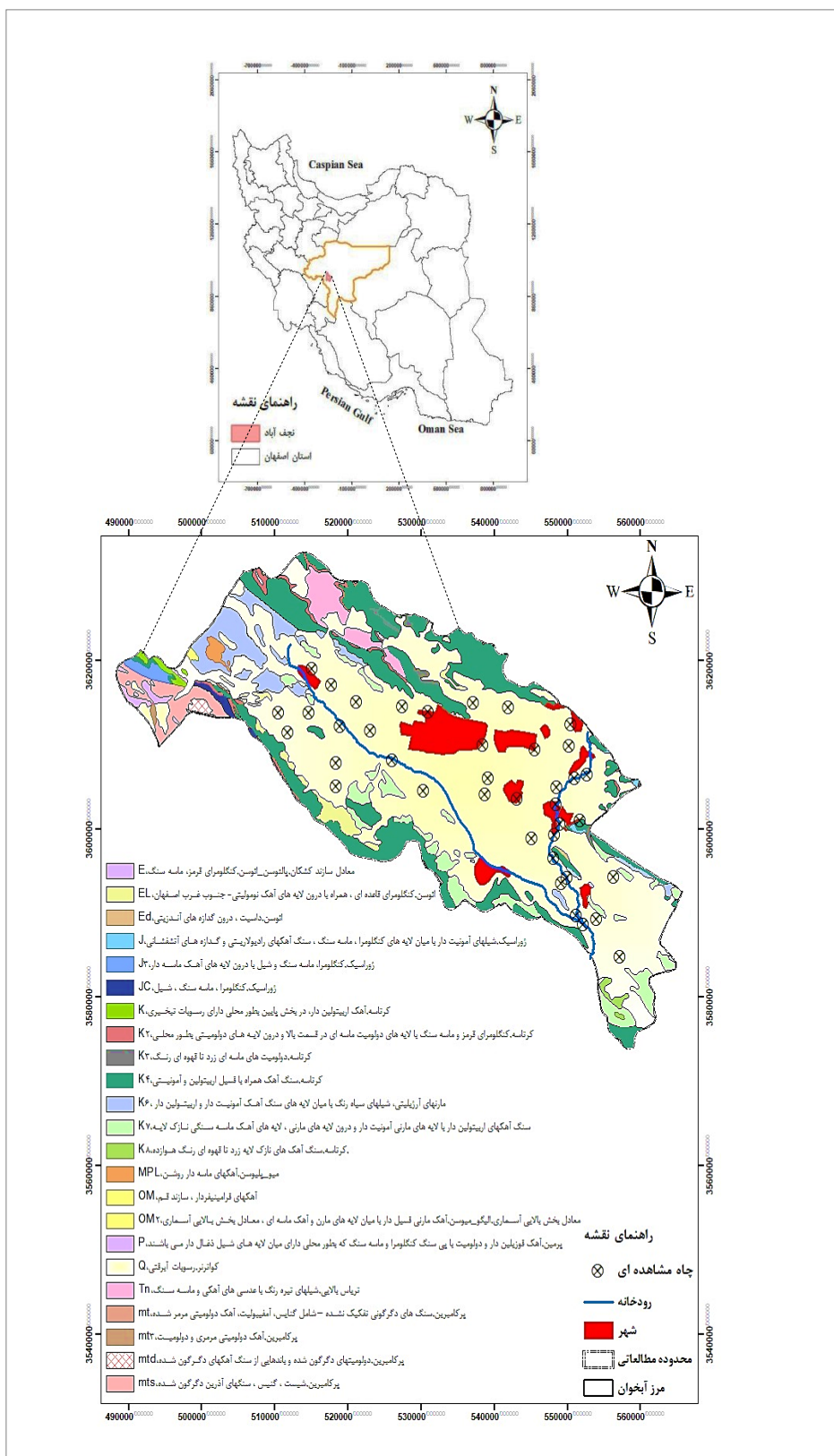
بیشتر منطقه نجف آباد از مارف الیگومیوسن و در بعضی نقاط شیب های کراتاسه فوقانی تشکیل داده است و آبرفتی که روی این تشکیلات قرار گرفته است، از نظر ضخامت و نسبت به نفوذپذیری در نقاط مختلف شهرستان کاملاً متفاوت است. از شهر نجف آباد به طرف غرب تا حدود ملک آباد و جلال آباد ضخامت آبرفت نسبتاً کم و حدود ۵۰ متر است. دانه ریز بودن و وجود رس فراوان در آبرفت این منطقه باعث کمبود آب شده است، ولی حاشیه شمالی کوه جلال آباد، آبرفت های دانه درشت به صورت نوار باریکی بر اثر رسوبگذاری سیل های قدیمی به وجود آمده است، آبرفتی نسبتاً خوب دارد و از لحاظ کیفیت شیمیایی آب این منطقه برای شرب و کشاورزی مناسب است. ساختمان دشت در محدوده مطالعاتی نجف آباد به صورت یک ناودیس با امتداد محوری شمال غربی- جنوب شرقی است که به تدریج توسط رسوبات آبرفتی پر شده و آبخوان در آن ایجاد شده است. براساس اطلاعات حاصل از چاه های حفر شده در منطقه، ضخامت نهشته های غیرپیوسته در مرکز دشت افزایش یافته و به ۲۰۰ متر هم می رسد [۱۲]. بررسی چاه نگار چاه های اکتشافی و بهره برداری نشان داده است جنس سنگ کف از شیست و شیل دوران دوم زمین شناسی است. این نوع از سنگ ها در گروه سنگ های شکل پذیر قرار می گیرند که فاقد آبگذری لازم هستند. از این رو، امکان انتقال آب با توجه به شرایط زمین شناسی سنگ کف آبخوان نجف آباد وجود ندارد [۱۳ و ۱۴].

بررسی قرار گرفت و بهترین مدل که کمترین عدم قطعیت را دارد، انتخاب شد.

#### مشخصات منطقه مطالعاتی

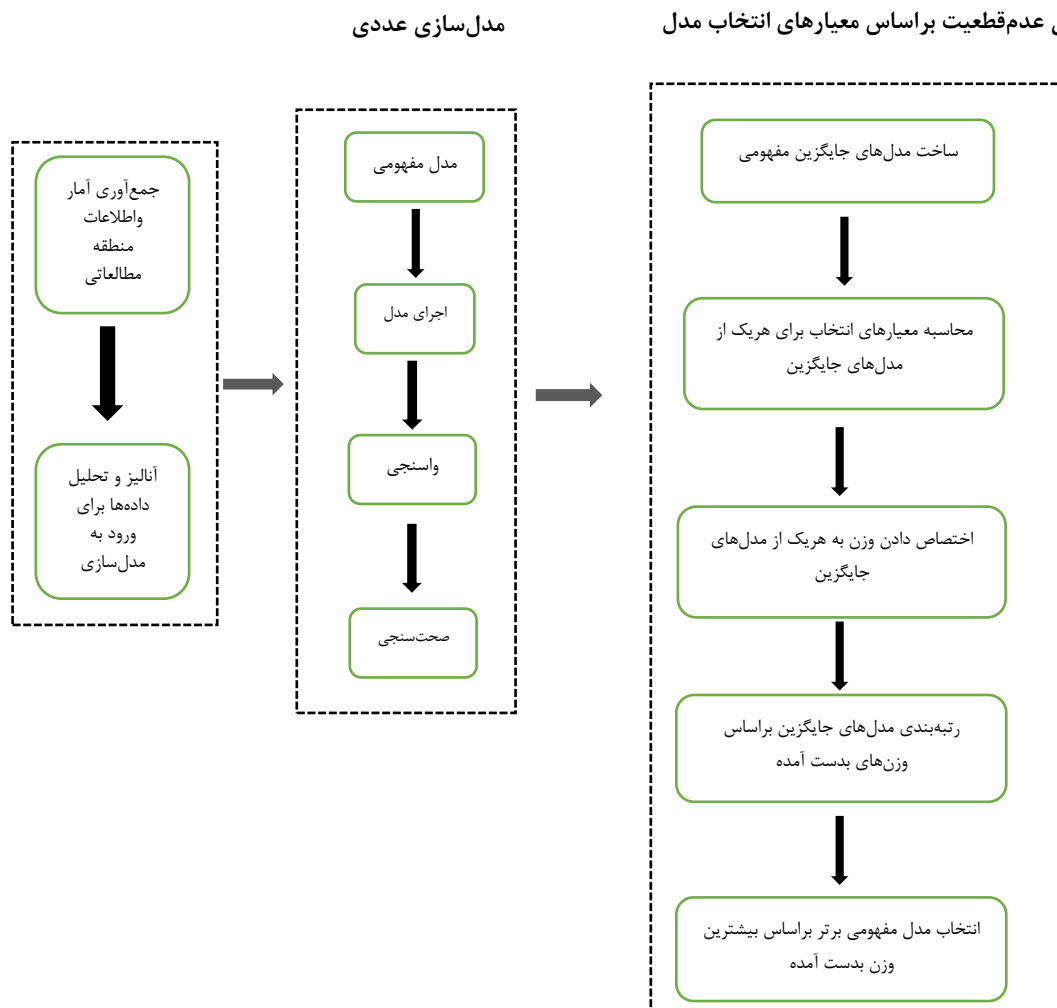
##### موقعیت

حوضه آبریز گاوخونی شامل ۲۱ محدوده مطالعاتی است که محدوده مطالعاتی نجف آباد در قسمت مرکزی این حوزه و در استان اصفهان واقع شده است (شکل ۱). وسعت این دشت کم و بیش برابر ۱۷۵۴/۹ کیلومتر مربع است که ۶۷۹/۲ کیلومتر مربع آن را ارتفاعات و ۱۰۷۵/۷ کیلومتر مربع را دشت تشکیل می دهد. ۹۵ درصد از سطح دشت، آبخوان آبرفتی با مساحتی حدود ۹۴۱ کیلومتر مربع فقط آبخوان آزاد در این حوضه است که از لحاظ هیدروژئولوژیکی و با توجه به مشخصات هیدرودینامیکی لایه آبدار، آبخوان به دو بخش دره نجف آباد و محدوده لنجان سفلی تقسیم بندی می شود. محدوده دره نجف آباد که بخش مرکزی و غربی حوضه را در بر دارد، با توجه به کمبود تغذیه آبخوان، آبخوان از لحاظ کمی و کیفی در وضعیت نامناسبی قرار دارد. اما در لنجان سفلی به دلیل اینکه تغذیه آبخوان از طرف رودخانه و جریان برگشتی آب کشاورزی صورت می گیرد، وضعیت بهتری دارد. مهم ترین منبع تأمین آب سطحی منطقه رودخانه زاینده رود است که به طول ۳۶ کیلومتر از آن عبور می کند. دریافت آب از رودخانه به طور غیرمستقیم و از طریق شبکه انجام می شود. متوسط دمای سالانه در ارتفاعات محدوده نجف آباد ۱۳/۸ و در دشت ۱۵/۴ درجه سانتی گراد است. مرتفع ترین نقطه با ارتفاع ۲۹۵۳ متر در شمال غرب محدوده و حداقل ارتفاع ۲۰۶۹ متر از سطح دریا در ناحیه شمال غربی در مجاورت زاینده رود واقع است. رودخانه زاینده رود از بخش جنوبی این محدوده وارد شده و از بخش شمال شرقی خارج می شود. همچنین، بر اساس گزارش بیان آب منطقه ای سال ۱۳۹۷-۱۳۹۸، میانگین



شکل ۱. موقعیت آبخوان نجف آباد در حوضه گاوخونی

مواد و روش ها



شکل ۲. روندنمای اجرای پژوهش

با  $k=1, \dots, K$  در نظر گرفته می شود. معیارهای انتخاب مدل

به ترتیب زیر تعریف می شوند:

$$AIC_k = -2\ln[L(\hat{\theta}_k|D)] + 2N_k \quad (1)$$

$$AIC_{ck} = -2\ln[L(\hat{\theta}_k|D)] + 2N_k + \frac{2N_k(N_k + 1)}{N - N_k - 1} \quad (2)$$

$$BIC_k = -2\ln p(D|\hat{\theta}_k, M_k) + N_k \ln N \quad (3)$$

$$KIC = -2\ln[L(\hat{\theta}_k|D)] - 2\ln p(\hat{\theta}_k) + N_k \ln(N/2\pi) + \ln|\bar{F}_k| \quad (4)$$

$\hat{\theta}_k$ : حداکثر تشابهات از برآورد  $\theta_k$  است؛  $-2\ln[L(\hat{\theta}_k|D)]$ : منفی لگاریتم تشابهات (Negative log likelihood) یا (NLL) نامیده می شود که برای همه معیارها مشترک است و میزان تناسب بین داده های پیش بینی شده و مشاهده شده را اندازه گیری می کند. هرچه این عبارت

معیار انتخاب مدل<sup>۱</sup>

رتبه بندی مدل های مفهومی براساس معیارهای انتخاب از جمله معیار اطلاعات آکایکی<sup>۲</sup> [۱۵]، معیار اطلاعات آکایکی اصلاح شده<sup>۳</sup> [۱۶]، معیار اطلاعات بیزین<sup>۴</sup> [۱۷ و ۱۸] و معیار اطلاعات کشیپ<sup>۵</sup> [۱۹] انجام می شود تا بهترین مدل مفهومی انتخاب شود. این معیارها بر اساس نظریه آماری هستند و مدل های پیچیده را به روش های مختلف بررسی می کنند تا بین توانایی برآزش داده ها و پیچیدگی مدل تعادل ایجاد شود. مجموعه ای از  $K$  مدل جایگزین با تعداد پارامترهای  $N_k$ ،  $D$ : مجموعه داده،  $N$ : تعداد مشاهدات و  $\theta_k$

1. Information criterion (IC)
2. The Akaike Information criterion (AIC)
3. The Akaike Information Corrected criterion (AIC<sub>C</sub>)
4. The Bayesian information criterion (BIC)
5. The kashyap information criterion (KIC)

برای محاسبه مقدار تشابه ادغام‌شده مدل مفهومی، روش BMA می‌تواند به دو طبقه‌بندی وسیع تقسیم شود.

۱. معیار انتخاب مدل بر اساس روش BMA (IC-) (BMA).

۲. روش مونت کارلو بر اساس روش BMA (MC\_BMA)، [۲۷]؛ از جمله روش‌هایی موجود در برآورد مونت کارلو می‌توان به روش برآورد احتمالات مدل از طریق میانگین حسابی یا AME و برآورد احتمالات مدل از طریق میانگین هارمونیک یا HME نام برد [۲۸].

محاسبه احتمال مدل مبتنی بر معیار انتخاب مدل

احتمال پسین مدل  $p(M_k|D)$  از طریق معادلات ۹-۱۱ محاسبه می‌شود [۲۶]:

$$P(D|M_k) \approx \exp\left(-\frac{1}{2} IC_k\right) \quad (9)$$

$$\Delta IC_k = IC_k - IC_{\min} \text{ and } IC_{\min} = \min_k \{IC_k\} \quad (10)$$

$$p(M_k|D) = \frac{\exp\left(-\frac{1}{2} \Delta IC_k\right) p(M_k)}{\sum_{l=1}^k \exp\left(-\frac{1}{2} \Delta IC_l\right) p(M_l)} \quad (11)$$

IC: می‌تواند AIC، AIC<sub>C</sub>، BIC و KIC باشد.

### توسعه مدل عددی

#### ساخت مدل

بر اساس ویژگی‌های منطقه مطالعاتی در آبخوان نجف‌آباد، ۳ مدل مفهومی عددی سه‌بعدی با تفاضل محدود با استفاده از MODFLOW توسعه داده شده است. بر اساس داده‌های موجود و شرایط هیدروژئولوژیکی حوضه آبخوان نجف‌آباد در ۱۲۷ ردیف، ۸۶ ستون و به صورت تک‌لایه با ۱۰۹۲۲ سلول فعال در نظر گرفته شده است. در آبخوان نجف‌آباد با توجه به اطلاعاتی که از مطالعات پایه آب‌های زیرزمینی منطقه در دسترس است و از طرف دیگر، به دلیل استفاده از شبکه رستری GIS و اینکه معمولاً در مدل‌سازی آب‌های زیرزمینی ابعاد سلول‌ها با توجه به مساحت آبخوان از ۲۵۰ متر تا ۲ کیلومتر در نظر می‌گیرند. به طوری که برای آبخوان‌های با مساحت بیش از ۸۰۰ کیلومترمربع، ابعاد سلول‌ها ۵۰۰ در ۵۰۰ در نظر گرفته می‌شود [۱۱]. آبخوان نجف‌آباد مساحتی بیش از ۹۰۰ کیلومترمربع دارد، از این‌رو ابعاد سلول‌ها ۵۰۰

کوچک‌تر باشد، تناسب بهتری دارد.  $N_k$ : تعداد پارامترها؛ احتمال پیشین پارامتر  $\theta_k$ :  $F_k = F_k/N$ ; ماتریس اطلاعات فیشر است.

$$F_{k,ij} = -\frac{1}{N} \frac{\partial^2 \ln p(D|\theta_k, M_k)}{\partial \theta_i \partial \theta_j} \Big|_{\theta_k = \hat{\theta}_k} \quad (5)$$

از این‌رو، می‌توان KIC را به صورت زیر بازنویسی کرد:

$$KIC_k = -2 \ln \left[ L(\hat{\theta}_k|D) \right] - 2 \ln p(\hat{\theta}_k) - N_k \ln(2\pi) + \ln |F_k| \quad (6)$$

ترم فیشر در روش KIC باعث می‌شود که این روش، در برخی موارد، مدل‌های متمایزی از روش BIC را انتخاب کند [۲۰].

KIC<sub>K</sub> به عنوان یک قانون تصمیم‌گیری بهینه برای رتبه‌بندی مدل‌ها به کار گرفته شده است [۲۶ و ۲۷]. مدلی که بالاترین رتبه را دارد مربوط به KIC<sub>min</sub> است. یعنی حداقل KIC را دارد. KIC<sub>k</sub> هنگامی که پایگاه داده محدود است و یا کیفیت پایینی دارد، توجیهی برای انتخاب یک مدل دقیق با پارامترهای متعدد محسوب می‌شود [۲۳].

### احتمال مدل

از آمار بیزی برای مقایسه مدل‌ها با درجه پیچیدگی متفاوت استفاده می‌شود. در این روش احتمالات پسین مدل که مقادیر عددی غیر منفی هستند و مجموع آن‌ها برابر با یک است، برای برآورد آن نیاز به احتمال مدل پیشین دارند که احتمال مدل پیشین یا اینکه می‌تواند برای همه مدل‌ها برابر در نظر گرفته شود [۲۴ و ۲۵]. با استفاده از دانش متخصص تعیین می‌شود.

بر اساس قانون بیز احتمال پسین برای مدل  $M_k$  به این صورت محاسبه می‌شود [۲۶]:

$$p(M_k|D) = \frac{p(D|M_k) p(M_k)}{\sum_{l=1}^K p(D|M_l) p(M_l)} \quad (7)$$

$$p(D|M_k) = \int p(D|\theta_k, M_k) p(\theta_k|M_k) d\theta_k \quad (8)$$

مجموعه پارامتر همراه با مدل،  $M_k, \theta_k$  تشابه حاشیه‌ای یا ادغام‌شده مدل  $p(D|M_k)$  است و  $M_k$  احتمال پیشین مدل  $p(M_k)$ :

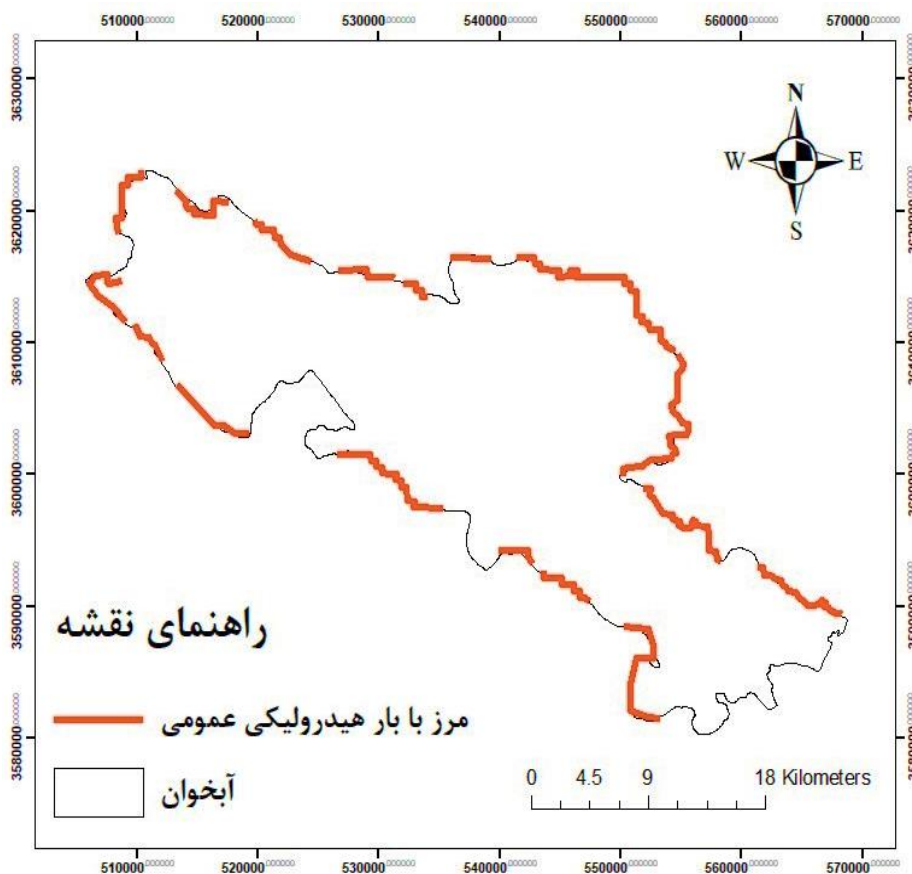
احتمال پیشین پارامتر و:  $p(\theta|M_k)$

و پارامتر مدل است.  $k$  احتمال مشترک مدل

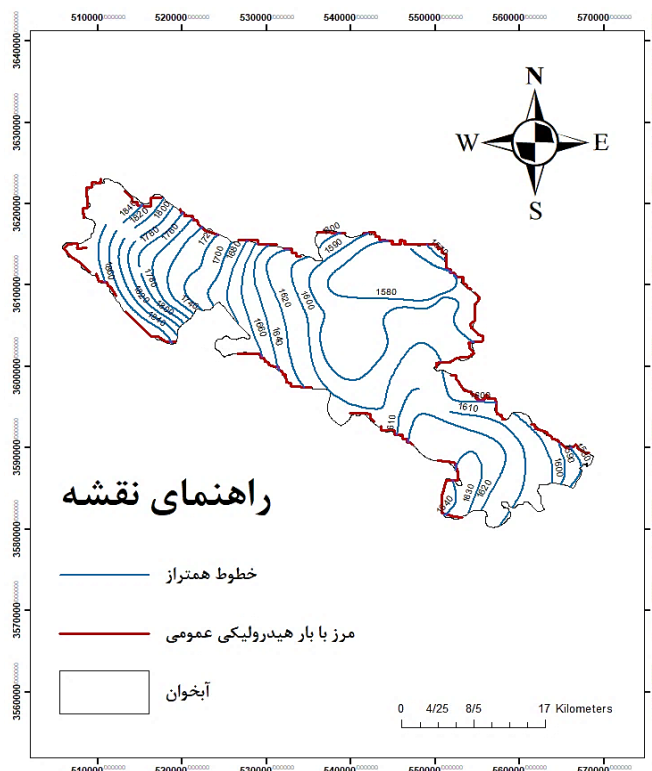
$$p(D|\theta_k, M_k)$$

سنگ بستر از داده‌های مربوط به لوگ چاه‌های اکتشافی و بهره‌برداری که به سنگ رسیده‌اند، استفاده شده و به صورت درون‌یابی برای همه سلول‌ها تعریف شده است. از بسته چاه در MODFLOW برای شبیه‌سازی ۹۷۲۳ چاه بهره‌برداری استفاده شده است. درخور یادآوری است اراضی کشاورزی در محدوده مورد نظر معمولاً دارای ابعاد وسیعی هستند که منبع آبی هریک نیز در موقعیت همان اراضی قرار دارد. از این‌رو، میزان برگشت آب حاصل از آبیاری و یا سایر مصارف در خود شبکه و سلول مورد تخلیه لحاظ شده است. براساس اطلاعات آماربرداری مجموع تخلیه منابع آب زیرزمینی در محدوده بیلان ۸۸۵/۷ میلیون مترمکعب است که از این میزان ۸۶۰/۲ میلیون مترمکعب از آن در بخش کشاورزی مصرف می‌شود [۱۱].

۵۰۰ در نظر گرفته شده است. مدل‌سازی در شرایط ماندگار و از مهر سال آبی ۱۳۹۷-۱۳۹۸ است. داده‌های موجود در این سال، معتبر و کافی بود و کلیه داده‌های مربوط به چاه‌های مشاهده‌ای و بهره‌برداری، شرایط مرزی، تغذیه و رودخانه با بسته‌های موجود در نرم‌افزار وارد شدند. ۵۲ حلقه چاه مشاهده‌ای برای قرائت سطح آب زیرزمینی در سراسر محدوده آبخوان حفر شده است که از این تعداد به دلیل نبود اطلاعات و مشکل دار بودن برخی از چاه‌ها، ۴۰ چاه در نظر گرفته شده است. از آنجا که آبخوان از نوع آزاد است. از این‌رو، توپوگرافی سطح زمین برای مدل به عنوان بالاترین سطح تعریف و ضخامت آبرفت در حداکثر مقدار ۱۴۰ متر و متوسط ضخامت آن ۶۰ متر در نظر گرفته شد [۱۱]. از فایل‌های DEM مربوط به منطقه مطالعاتی برای لایه توپوگرافی استفاده شد. برای تولید لایه



شکل ۳. موقعیت مرزهای ورودی به آبخوان



شکل ۴. نقشه خطوط هم‌تراز آب زیرزمینی

فرضیات مرزی به کاررفته در مرز درست نباشد و یا بر اثر رسیدن اثر استرس‌ها، مرزها رفتار غیرواقعی نشان دهند، نتایج مدل کمتر تحت تأثیر قرار خواهد گرفت.

در آبخوان نجف‌آباد براساس مطالعات بیلان سال ۱۳۹۷-۱۳۹۸، ۱۴ جبهه ورودی و ۳ جبهه خروجی در نظر گرفته شده است. بیشترین شیب هیدرولیکی در بخش شمال غربی آبخوان وجود دارد و به سمت جنوب و شرق آبخوان از میزان شیب هیدرولیکی کاسته می‌شود. همچنین، در این آبخوان به دلیل برداشت زیاد از منابع آب زیرزمینی و ایجاد مخروط افت در منطقه جریان آب زیرزمینی خروجی از آبخوان وجود ندارد (شکل ۳).

براساس چاه‌های مشاهده‌ای موجود در محدوده آبخوان خطوط هم‌پتانسیل آب زیرزمینی ترسیم و به عنوان تراز آب زیرزمینی اولیه وارد مدل شد (شکل ۴).

در قسمت‌هایی از دشت که تغذیه‌ای صورت نمی‌گرفت با توجه به خطوط تراز پی‌زومترها و نیز نقشه‌های جهت جریان، مرز فاقد جریان یا نفوذناپذیر در نظر گرفته شد.

در مدل ۱ رودخانه زاینده‌رود از طریق بسته تغذیه برای مدل تعریف شده است (شکل ۵).

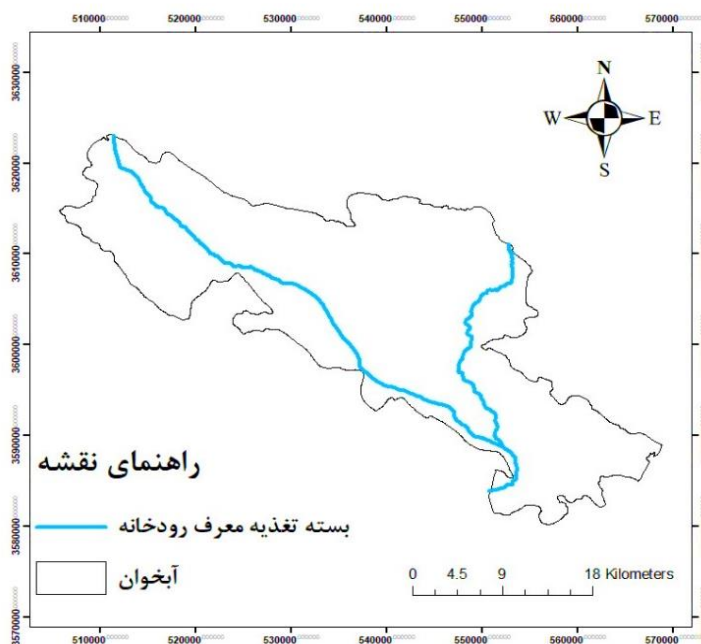
### مدل مفهومی ۱

#### شرایط مرزی مدل

انتخاب صحیح شرایط مرزی از حساس‌ترین مراحل در طراحی مدل است. مرزها به دو گروه قابل تقسیم هستند، یکی مرزهای فیزیکی که قابل رؤیت بوده و به طور دائم بر الگوی جریان مؤثرند این مرزها بر اساس شناخت از سیستم جریان آب زیرزمینی انتخاب می‌شوند (مانند خطوط تقسیم آب). در منطقه مطالعه‌شده، رودخانه در مدل‌های جایگزین با بسته چاه و تغذیه تعریف شد. در مدل مفهومی شماره ۱ یک از بسته GHB استفاده شده است. علت استفاده از مرز نوع GHB این است که به خلاف مرز با بار مشخص، سطح آب در این نوع مرز ثابت نیست و ممکن است با رسیدن اثر استرس‌های داخلی به مرز، سطح آب تغییر کند. دبی جریان ورودی یا خروجی با توجه به گرادیان هیدرولیکی در مرز و گذردهی یا کنداکتانس سلول مرزی تغییر می‌کند. از طرف دیگر، حساسیت بارهای هیدرولیکی محاسباتی مدل به پارامتر مرزی نوع GHB کمتر از سایر مرزها است. بنابراین، اگر

1. General Head Boundary Package





شکل ۵. بسته رودخانه تعریف شده در مدل ۱

پارامتر هدایت هیدرولیکی آبخوان برای مدل جریان آب زیرزمینی دشت نجف آباد براساس داده های موجود از هیدرولوژی، زمین شناسی و آزمایش های پمپاژ به دست آمد. در مدل مفهومی ۱، داده های هدایت هیدرولیکی به صورت درونی یابی وارد مدل شد. برای انجام این کار، ابتدا یک ناحیه برای کل محدوده مدل تعریف شد و مقدار پارامتر هدایت هیدرولیکی برای این ناحیه، یک در نظر گرفته شد. سپس، با تعیین ضریب تغییر<sup>۱</sup> برای این ناحیه داده های هدایت هیدرولیکی به صورت نقاط وارد مدل شده و با استفاده از روش درونی یابی مثلثی<sup>۲</sup> در مدل برای کل ناحیه تعریف شدند (شکل ۶).

## مدل مفهومی ۲

### شرایط مرزی مدل

شرایط مرزی در مدل مفهومی ۲ شبیه به مدل ۱ است.

### تغذیه

در مدل مفهومی مدل ۲ در بسته تغذیه به صورت ناحیه بندی تعریف شده (شکل ۷) و در این مدل رودخانه زاینده رود به صورت بسته چاه برای مدل تعریف شده است (شکل ۸).

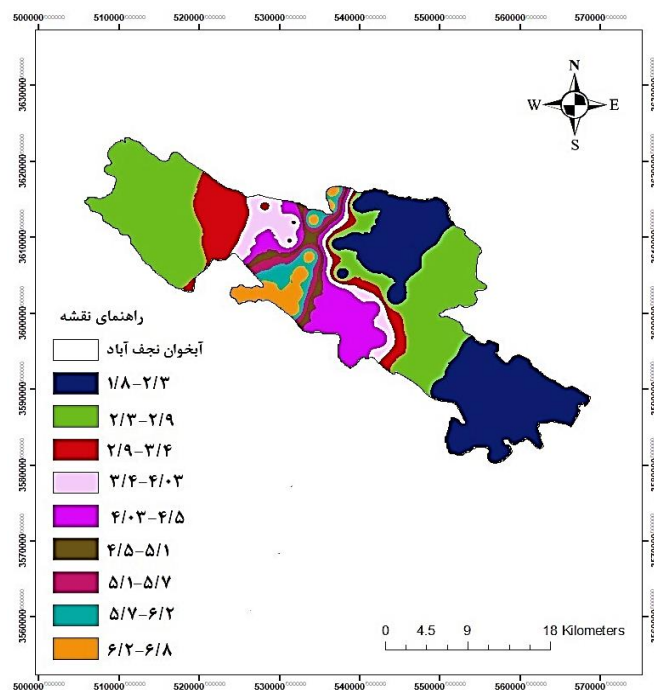
### تغذیه

تغذیه ناشی از جریان های ورودی آب زیرزمینی و تغذیه ناشی از ریزش های جوی و آب برگشتی کشاورزی از مهم ترین منابع تغذیه کننده دشت نجف آباد به شمار می روند. با توجه به وضعیت توپوگرافی سطح زمین که دارای شیب کمی است و نیز به دلیل اینکه در بیشتر قسمت های آبخوان، زمین کشاورزی وجود دارد. از این رو، بخش قابل توجهی از باران مازاد در آبخوان نفوذ می کند. میزان نفوذ از بارندگی بر سطح دشت ۲۹/۴ میلی متر و حجمی معادل ۳۰ میلیون مترمکعب در سال است. در این محدوده چون گستره دشت بیشتر از پهنه آبخوان آبرفتی است از این رو، حجم آب نفوذ یافته با توجه به مساحت آبخوان سطحی به حجم نفوذ در آبخوان تبدیل شد. بنابراین، میزان نفوذ حاصل از بارندگی در آبخوان ۲۶ میلیون مترمکعب در سال محاسبه شده است. این حجم با تقسیم بندی آبخوان برای مدل مفهومی ۱ وارد نرم افزار مدل سازی شد.

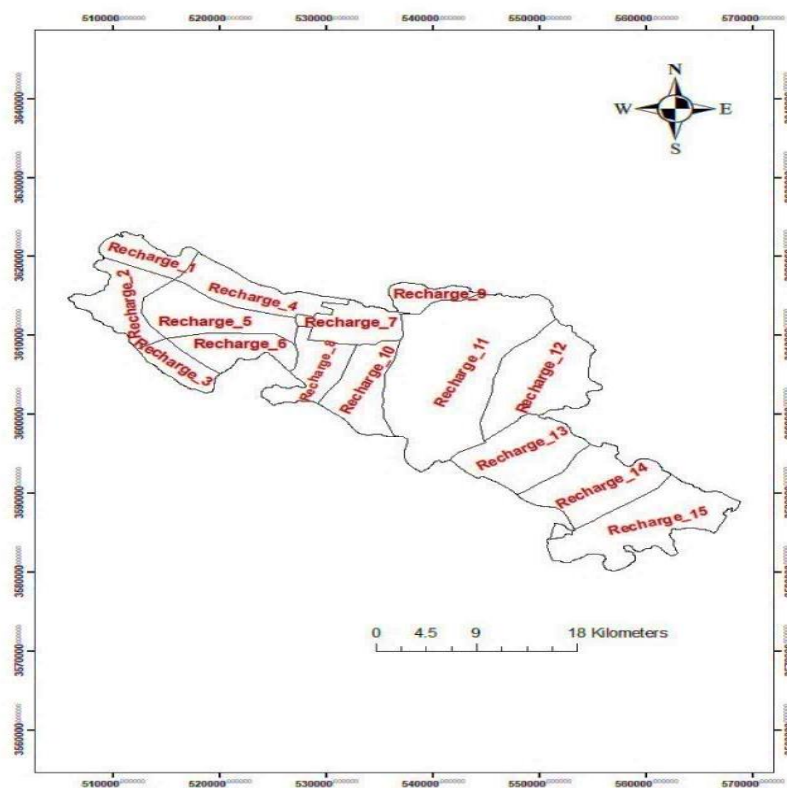
### هدایت هیدرولیکی

از بارزترین پارامترهای ایجاد کننده عدم قطعیت در مدل سازی، داده های هیدرولیکی است که باید به شکل مطلوب منطقه بندی شوند [۱۱ و ۲۹]. برآوردهای اولیه از

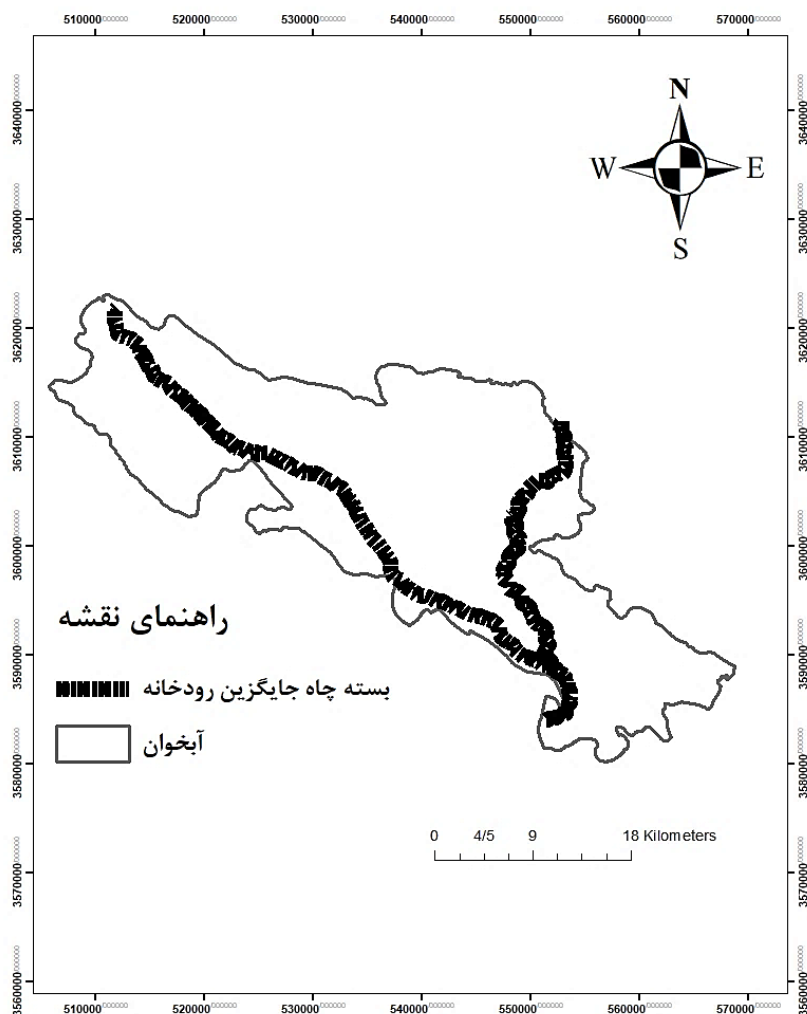
1. Zone Multiplier  
2. Triangular



شکل ۶. پارامتر هدایت هیدرولیکی درون یابی شده در مدل مفهومی ۱



شکل ۷. بستۀ تغذیۀ تعریف شده در مدل ۲



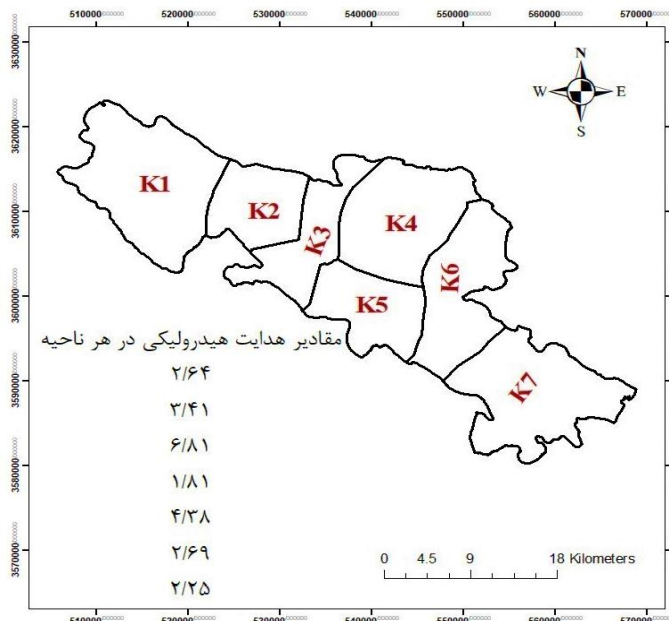
شکل ۸. پارامتر رودخانه در قالب بسته چاه در مدل مفهومی ۲

### مدل مفهومی ۳

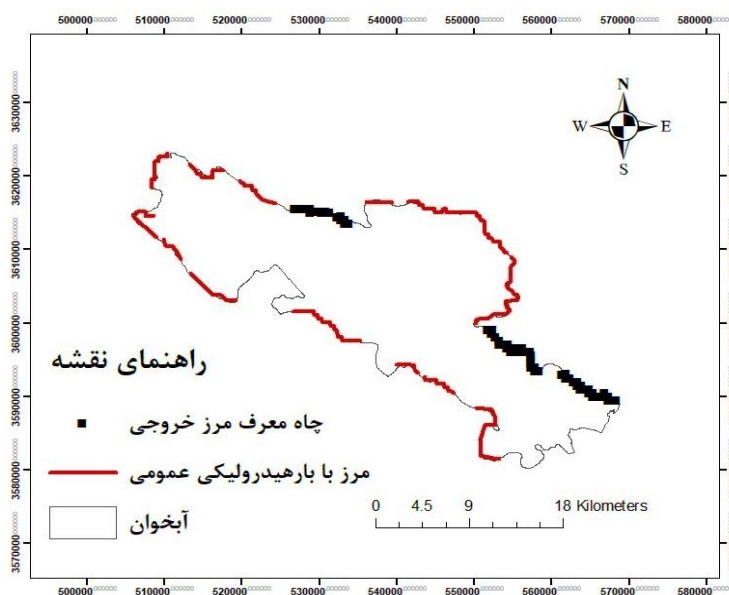
مدل مفهومی ۳ ناحیه بندی هدایت هیدرولیکی و تغذیه شبیه مدل ۲ است. در این مدل بسته GHB در مرزهای خروجی به صورت بسته چاه تعریف شده است (شکل ۱۰). در تعریف بسته چاه برای این مدل سعی بر آن شد که در سلول هایی که پیش تر برای آن ها بسته چاه بهره برداری تعریف شده است، دوباره بسته چاه تعریف نشود. این چاه ها به صورت چاه تغذیه برای مدل تعریف شده اند. در این مدل همچون مدل ۱، رودخانه از طریق بسته تغذیه تعریف شد.

### هدایت هیدرولیکی

در مدل ۲ برای مشخص کردن هدایت هیدرولیکی آبخوان از روش زون بندی استفاده شد. در این مدل برای منطقه بندی هدایت هیدرولیکی از اطلاعات مربوط به لاگ حفاری چاه ها، جدول های استاندارد هدایت هیدرولیکی و آزمون های پمپاژ استفاده و بر اساس این اطلاعات محدوده مورد مطالعه به هفت ناحیه، تقسیم شد. این ناحیه بندی ها در شکل ۹ ارائه شده است. در این تقسیم بندی ناحیه سوم بیشترین مقدار هدایت هیدرولیکی را در مقادیر اولیه به خود اختصاص داده است. کمترین مقدار هدایت هیدرولیکی مربوط به ناحیه چهارم است.



شکل ۹. پارامتر هدایت هیدرولیکی در مدل مفهومی ۲



شکل ۱۰. مرزهای ورودی به مدل مفهومی ۳

### واسنجی مدل

پس از ساخت و طراحی مدل، برای اینکه مدل قابلیت تولید داده‌های مشاهده‌شده را داشته باشد، مدل باید واسنجی شود. داده‌های متنوعی برای تهیه مدل، محاسبه و گردآوری می‌شود که با تغییر داده‌های یادشده در حد مجاز می‌توان به مقادیری دست پیدا کرد که امکان شبیه‌سازی آبخوان توسط آن‌ها میسر شود. مدل‌های جریان جایگزین آب زیرزمینی برای حالت پایدار و با

استفاده از داده‌های مشاهداتی یکسان واسنجی شدند. از هر دو روش واسنجی دستی و اتوماتیک برای رسیدن به مجموعه پارامتر بهینه برای مدل‌ها استفاده شد. واسنجی اتوماتیک از طریق UCODE صورت گرفت. UCODE از رگرسیون غیر خطی برای تعیین یک بردار پارامتر بهینه،  $b$ ، با هدف به حداقل رساندن تابع هدف،  $S(b)$  استفاده می‌کند (رابطه ۱۲).

$$S(b) = \sum_{i=1} w_i [h_m - h_s]^2 \quad (12)$$

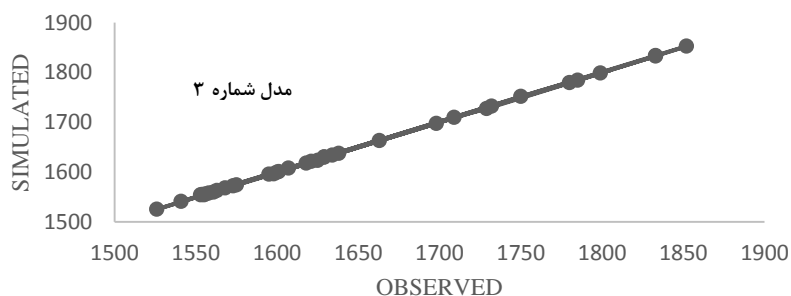
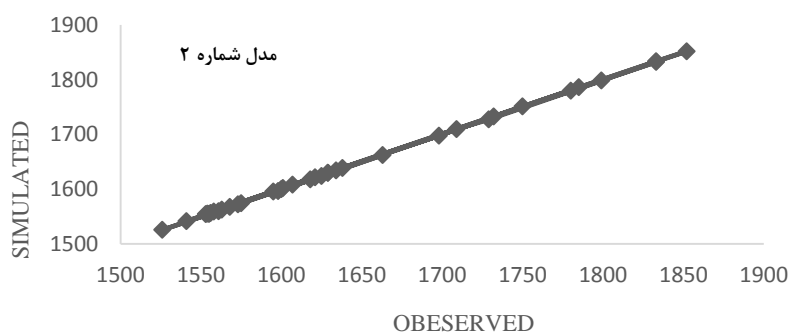
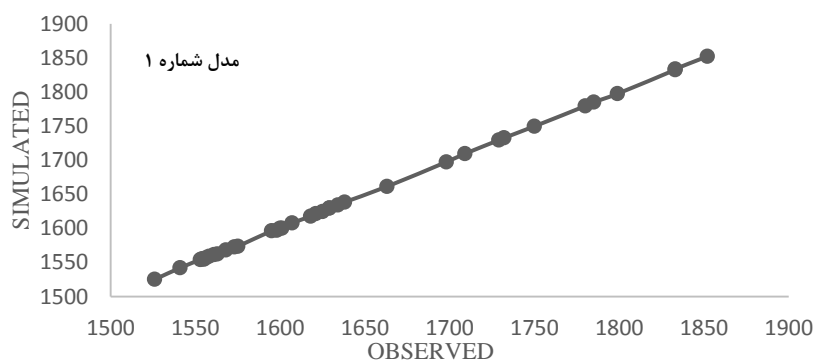
است (شکل ۱۱). ارزیابی جزئی تر از خطای مدل واسنجی شده از طریق توزیع مکانی تفاوت سطح آب مشاهداتی و محاسباتی انجام می شود. در شکل ۱۲ توزیع مکانی باقی مانده سطح آب مشاهداتی و محاسباتی برای هر سه مدل مفهومی آمده است. نتایج کالیبراسیون مدل به صورت کمی و کیفی ارزیابی شده است. هدف از ارزیابی کمی بررسی کیفیت کالیبراسیون در رابطه با برازش بین بارهای هیدرولیکی شبیه سازی شده و مشاهداتی است. معمولاً اگر مدل آب زیرزمینی شرط زیر را داشته باشد، یک مدل کالیبره شده در نظر گرفته می شود [۳۰].

$h_m$  سطح آب مشاهداتی،  $h_s$  سطح آب محاسباتی و  $w$  وزن داده های مشاهداتی می باشد. در مدل  $w=1$  تعریف شده است. با استفاده از واسنجی حالت پایدار سعی بر ایجاد شرایط سطح آب برای سال آبی ۱۳۹۷-۱۳۹۸ (سالی که سیستم آب زیرزمینی نزدیک به حالت شبه پایدار قرار دارد) توسط مدل شد.

### یافته ها

#### نتایج واسنجی

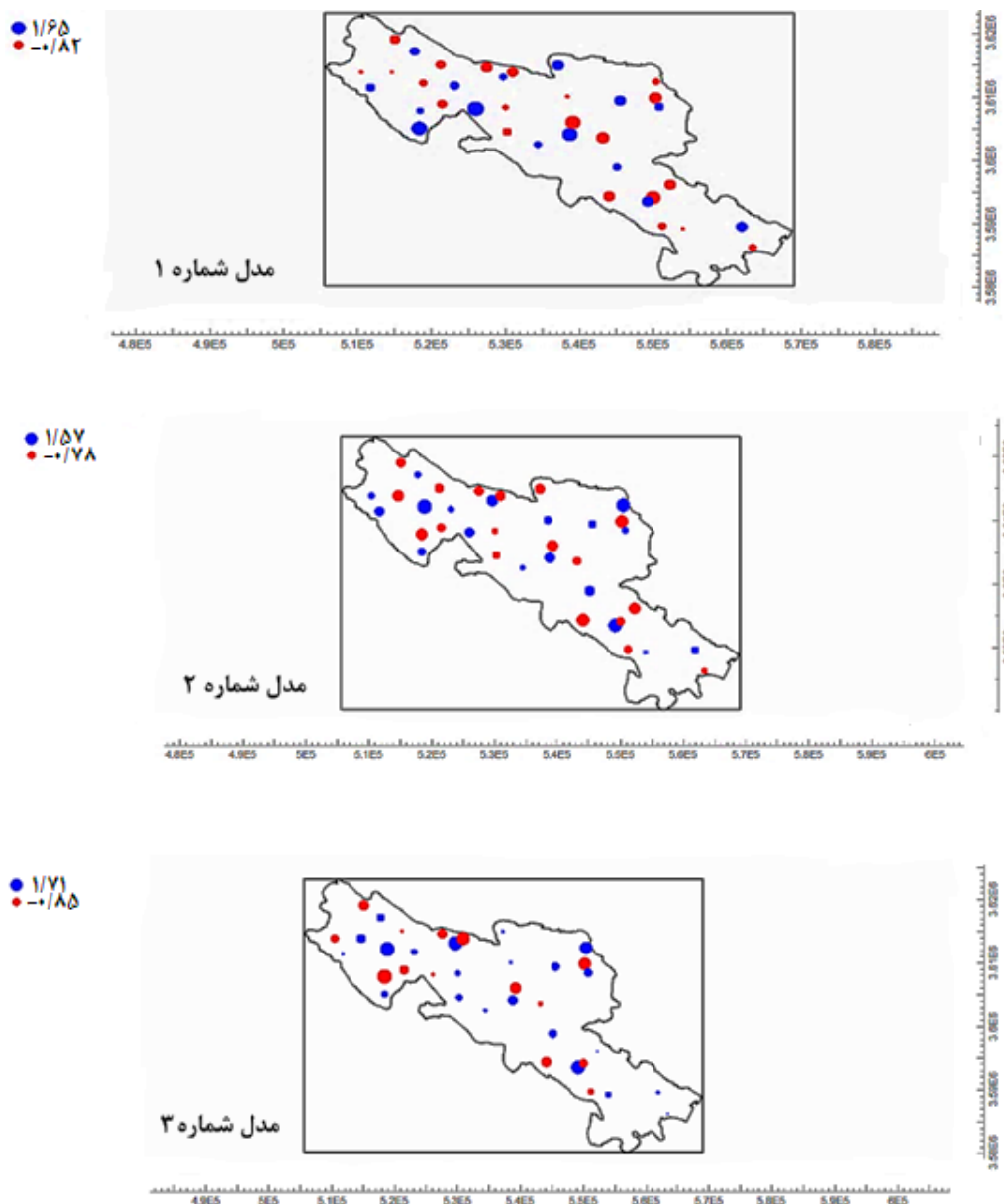
نتایج واسنجی مدل به صورت کمی ارزیابی شده است. هدف از ارزیابی کمی، بررسی کیفیت واسنجی در رابطه با برازش بارهای هیدرولیکی شبیه سازی شده و مشاهداتی



شکل ۱۱. برازش بار هیدرولیکی مشاهداتی و محاسباتی در مدل های مفهومی جایگزین

نشان می‌دهد باقی‌مانده‌های مثبت و منفی یک توزیع کاملاً تصادفی دارند و پراکندگی مناسبی دارند. بنابراین، نمایانگر این هستند که در مدل خطای درخور توجهی وجود ندارد.

باقی‌مانده‌های مثبت و منفی از تفاوت داده‌های شبیه‌سازی و محاسباتی دارای یک توزیع کاملاً تصادفی باشند. توزیع مکانی باقی‌مانده سطح آب مشاهداتی و محاسباتی برای هر سه مدل مفهومی آمده است. شکل ۱۲



شکل ۱۲. توزیع مکانی تفاوت سطح آب مشاهداتی و محاسباتی؛ نقاط آبی: هد مشاهداتی؛ نقاط قرمز: هد شبیه‌سازی شده

و تخلیه و... است که این ترکیب منجر به کمینه کردن خطاها بین سطح آب مشاهداتی و محاسباتی طی دوره واسنجی می‌شود. ترکیب نهایی زمانی مقبولیت می‌یابد که کاربر بدون تغییر مقادیر هدایت هیدرولیکی و ضریب ذخیره و درصد نفوذ آب بارندگی در دوره زمانی دیگری که

### صحت‌سنجی مدل

صحت‌سنجی فرایندی است که طی آن مدل از نظر پارامترهای به‌دست‌آمده از مرحله واسنجی ارزیابی شده می‌شود. واسنجی مدل به دست آوردن ترکیبی از پارامترهای مختلف (ضرایب هیدرودینامیک، مقادیر تغذیه

نجف آباد سعی شد با تغییر مجاز برخی پارامترهای قابل تغییر (مثل مقادیر پمپاژ) اختلاف جزئی که در برخی چاه های مشاهده ای وجود داشت، برطرف شود. مطلوب ترین وضعیت این است که مدل واسنجی شده یک عملکرد خوب در صحت سنجی نشان دهد. از خطای جذر میانگین مربعات<sup>۱</sup> برای ارزیابی دقت صحت سنجی استفاده می شود [۳۱ و ۳۲]. در جدول ۱ RMSE در حالت واسنجی و رتبه بندی مدل های مفهومی برای حالت صحت سنجی آمده است.

می تواند قبل یا بعد از زمان واسنجی باشد به نتایج قابل قبول برسد. از سوی دیگر، زون بندی نهایی و شرایط مرزی دوره واسنجی طی دوره صحت سنجی باید ثابت بماند. صحت سنجی در واقع آزمون ضرایب هیدرودینامیک به دست آمده از واسنجی مدل است. برای اطمینان مدل ساخته شده در آبخوان دشت نجف آباد نتایج واسنجی اتوماتیک دشت برای میانگین داده های سطح آب در سال آبی ۱۳۹۷-۱۳۹۸ در حالت پایدار مورد صحت سنجی قرار گرفتند. طی فرایند صحت سنجی مدل آب زیرزمینی دشت

جدول ۱. نتایج کالیبراسیون و صحت سنجی مدل های مفهومی

شماره مدل	۱	۲	۳
کالیبراسیون RMSE	۰/۷۹	۰/۸۱	۰/۸۳
صحت سنجی RMSE	۰/۷۷	۰/۸۱۵	۰/۸۱
رتبه بندی مدل براساس RMSE صحت سنجی	۱	۲	۳

تحقیق از روش معیارهای انتخاب مدل استفاده شده است. براساس روش  $AIC_C$ ،  $AIC$  و  $BIC$  بیشترین وزن مدل به مدل ۱ به ترتیب با وزن های ۰/۹۷۸، ۰/۹۹۹ و ۰/۹۹۵ تعلق گرفته است. این وزن ها بیانگر آن است که سهم بقیه مدل ها در میانگین گیری مدل پایین است. براساس  $KIC$  هم مدل ۱ بیشترین وزن را دارد که به این معناست این مدل در پیش بینی های نهایی سهم خواهد بود. در واقع، می توان گفت مدلی که بیشترین وزن را دارد کمترین عدم قطعیت را هم خواهد داشت (جدول ۲).

**بررسی عدم قطعیت مدل مفهومی**

در تعیین عدم قطعیت مدل مفهومی نیاز به وزندهی به مدل های جایگزین است. شیوه های متعددی برای تعیین وزن مدل در علوم آماری و هیدرولوژی وجود دارد. هدف اصلی تعیین وزن یک وزندهی به پیش بینی مجموعه مدل های مفهومی بر اساس عملکردشان است و منجر به یک پیش بینی متوسط از مجموعه مدل ها با تصویر واقعی تر از وضعیت آیندل سیستم می شود. این شیوه وزندهی برای محاسبه احتمال پسین مدل ها یا همان وزن مدل به نتایج کالیبراسیون و احتمال پیشین مدل ها نیاز دارد. در این

جدول ۲. وزن تعلق گرفته به مدل های مفهومی با استفاده از روش معیار انتخاب مدل

شماره مدل	۱	۲	۳
$AIC_{wts}$	۰/۹۷۸۳	۰/۰۲۱۴۵	۰/۰۰۰۲۴۳۸
$AIC_C wts$	۰/۰۹۹۹۹	۰/۰۰۰۰۰۰۰۴۹۵	۴/۸۷E-31
$BIC wts$	۰/۹۹۵۵	۰/۰۰۴۴۸۰	۲/۱۴E-6
$KIC_{wts}$	۰/۵۴۹۴	۰/۴۴۹۸	۰/۰۰۰۷۰۳۹

زیرزمینی فقط توسط یک مدل مفهومی نشان داده می شود. از این رو، نتایج شبیه سازی براساس ساختار یک مدل، اشتباه خواهد شد، چرا که احتمال دیگر مدل های

**بحث و نتیجه گیری**

عدم قطعیت مدل مفهومی آب زیرزمینی در تحلیل عدم قطعیت مرسوم و متداول مدل سازی آب های زیرزمینی به اندازه کافی مورد توجه نبوده است. معمولاً سیستم آب های

1. Root-Mean-Square Error (RMSE)

- [4]. Wu J.Ch , & Zeng X. Review of the uncertainty analysis of groundwater numerical simulation. Chinese Science Bulletin. 2013; 58(25): 3044-3052.
- [5]. Zeng X, Wu J, Wang D, Zhu X-, & Long Y. Assessing Bayesian model averaging uncertainty of groundwater modeling based on information entropy method. Journal of Hydrology. 2016; 538: 689-704. doi:10.1016/j.jhydrol.2016.04.038
- [6]. Parrish M. A , Moradkhani H, & DeChant C. M. Toward reduction of model uncertainty: Integration of Bayesian model averaging and data assimilation. WATER RESOURCES RESEARCH. 2012; 48. doi:10.1029/2011WR011116
- [7]. Samani S, Asghari Moghaddam A, & Ye M. Investigating the effect of complexity on groundwater flow modeling uncertainty. Stoch Environ Res Risk Assess. 2018; 32(3): 643-659. doi:10.1007/s00477-017-1436-6
- [8]. Engelhardt I, De Aguinaga J, Mikat H, Schu'th C, & Liedl R. Complexity vs. simplicity: groundwater model ranking using. Ground Water. 2014; 52:573-583. doi:10.1111/gwat.12080
- [9]. Lukjan A, Swasdi S, & Chalermyanont T. Importance of Alternative Conceptual Model for Sustainable Groundwater Management of the Hat Yai Basin, Thailand. Procedia Engineering, 2016; 154: 308 – 316.
- [10]. Touhidul Mustafa S. Md , Nossent J, Ghysels G, Huysmans M. Integrated Bayesian Multi-model approach to quantify input, parameter and conceptual model structure uncertainty in groundwater modeling. Journal of Hydrology. 2020; https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2020.104654
- [11]. Malmir M, Javadi S, Moridi A, Neshat A, & Razdar B. A new combined framework for sustainable development using the DPSIR approach and numerical modeling. Geoscience Frontiers. 2021;12(4).doi.org/10.1016/j.gsf.2021.101169.
- [12]. Zayandab Consulting Engineers, updating the balance of water resources in the case study of Gavkhooni catchment in 2011-2012, Volume 5: Water Resources Assessment, Appendix 6: Water Resources Balance Report Najafabad Case Study (4206). 2015. (In Persian)
- [13]. Holder J. J. E. Olsen and Philip Z. Experimental determination of subcritical crack growth parameters in sedimentary rock: Geophysical Research Letters 2001; 28(4): 599-602

مفهومی نادیده گرفته شده است. در این پژوهش از یک رویکرد مبتنی بر بیزی استفاده شده است. سه مدل جریان آب زیرزمینی در آبخوان نجفآباد براساس داده‌های سال ۱۳۹۷-۱۳۹۸ واسنجی و صحت‌سنجی شدند. از روش معیارهای انتخاب مدل برای بررسی عدم قطعیت مدل‌ها استفاده شد. براساس وزن‌های به‌دست‌آمده برای هر یک از مدل‌ها، رتبه‌بندی صورت گرفت. مدل ۱ به عنوان مدلی که کمترین عدم قطعیت را دارد؛ معرفی شد، چراکه مدل ۱ بیشترین وزن را دارد. وزن مدل ۱ برای معیارهای AIC و BIC نزدیک به ۱ است و این نشان از آن دارد که براساس این دو معیار، مدل ۱ عدم قطعیت پایینی دارد. درخصوص معیار KIC که معیار مینا در بررسی عدم قطعیت جریان آب زیرزمینی است؛ مدل ۱ وزن بیشتری نسبت به دو مدل دیگر دارد و نشان از انتخاب مدل ۱ به عنوان مدل برتر دارد. همچنین، از قابل قبول بودن نتایج کالیبراسیون در سه مدل مفهومی می‌توان نتیجه گرفت که برای ارزیابی قطعیت مدل، اعتماد به چگونگی برازش کافی نیست و نیاز به مدل‌های مفهومی جایگزین است. با توجه به مدل‌های مفهومی جایگزین، اعتماد به یک مدل مفهومی منفرد در فرایند مدل‌سازی منجر به ایجاد نتایج غیر صحیح و در نهایت، تصمیم‌های مدیریتی در رابطه با آن مدل با خطر شکست مواجه خواهد شد. نتایج این پژوهش این مهم را بیان می‌کند که توجه به عدم قطعیت مدل مفهومی تا چه حد می‌تواند حائز اهمیت باشد و در گزارش‌های مدل‌سازی به موضوع عدم قطعیت مدل مفهومی دقت نظر باید داشت تا نتایج حاصل از مدل‌سازی با کمترین عدم قطعیت همراه باشد.

#### منابع

- [1]. Neuman S.P, Maximum likelihood Bayesian averaging of uncertain model predictions. Stochastic Environmental Research and Risk Assessment. 2003; 17(5): 291-305.
- [2]. Rojas R, F. L. Conceptual model uncertainty in groundwater modeling: Combining generalized likelihood uncertainty estimation and Bayesian model averaging. Water Resour Res. 2008; 44: W12418.
- [3]. Brendecke C. Comments on Model Uncertainty Memo. For consideration by the Eastern Snake Hydrologic Modeling Committee. 2009.



- [14]. Singhal B. B. S. and Gupta R. P. Applied Hydrogeology of Fractured Rocks. Springer Publication. 2010; United States.
- [15]. Akaike H. A new look at the statistical model identification. IEEE Trans Automat Contr. 1974; 19: 716–723.
- [16]. Hurvich C.M, and Tsai C.L. Regression and time series model selection in small samples. Biometrika. 1989;76(2): 297-307.
- [17]. Rissanen, J., Modeling by shortest data description. Automatica 1978; 14(5): 465-471.
- [18]. Schwarz G. Estimating the dimension of a model. The annals of statistics.1978;6(2):461-464.
- [19]. Kashyap R.L. Optimal choice of AR and MA parts in autoregressive moving average models. IEEE Transactions on Pattern Analysis and Machine Intelligence. 1982; (2): 99-104.
- [20]. Ye M, Meyer PD, Neuman SP. On model selection criteria in multi model analysis. Water Resour Res. 2008a; doi:10.1029/2008WR006803.
- [21]. Carrera J and Neuman S.P. Estimation of aquifer parameters under transient and steady state conditions: 2. Uniqueness, stability, and solution algorithms. Water Resources Research. 1986b; 22(2): 211-227.
- [22]. Samper F.J, & Neuman Sh.P. Estimation of spatial covariance structures by adjoint state maximum likelihood cross validation: 1. Theory. Water Resources Research. 1989a; 25(3): 351-362.
- [23]. Carrera J. and Neuman S.P. Estimation of aquifer parameters under transient and steady state conditions: 1. Maximum likelihood method incorporating prior information. Water Resources Research. 1986a; 22(2): 199-210.
- [24]. Ye M, Meyer PD, Neuman SP. On model selection criteria in multi model analysis. Water Resour Res. 2008a; doi:10.1029/2008WR006803.
- [25]. Ye M, Neuman S.P, Meyer P.D, Pohlmann K. Sensitivity analysis and assessment of prior model probabilities in MLBMA with application to unsaturated fractured tuff. Water Resources Research. 2005; 41(12).
- [26]. Ye M , Neuman S. P, Meyer P. D. Maximum likelihood Bayesian averaging of spatial variability models in unsaturated fractured tuff. Water Resour Res. 2004; 40: W05113.
- [27]. Kass R.E, and Raftery A.E. Bayes factors. Journal of the American statistical association 90; 1995: (430)773-795.
- [28]. Liu P, Elshall A.S , Ye M , Beerli P, Zeng X, Lu D and Tao Y. Evaluating marginal likelihood with thermodynamic integration method and comparison with several other numerical methods. Water Resources Research. 2016.
- [29]. Hill C.M, Tiedeman C.R. Effective Groundwater Model Calibration: With Analysis of Data, Sensitivities, Predictions, and Uncertainty. John Wiley & Sons, Inc., Hoboken, New Jersey. 2007; 455 pp.
- [30]. Hill M.C. Methods and guidelines for effective model calibration: with application to UCODE, a computer code for universal inverse modeling, and MODFLOW, a computer code for inverse modeling with MODFLOW: U.S.Geological Survey Water-Resources Investigations Report; 1998: 98-4005
- [31]. Diks C.G.H, Vrugt J.A. Comparison of point forecast accuracy of model averaging methods in hydrologic applications, Stochastic Environmental Research and Risk Assessment. 2010; 24: 809-820.
- [32]. Duan Q, Ajami N, Gao X, and Sorooshian S. Multi-model ensemble hydrologic prediction using Bayesian model averaging. Advances in Water Resources. 2007; 30(5): 1371–1386.