

دوره ۳۲، شماره ۲، شماره پیاپی ۱۲۳، تابستان ۱۳۹۸، صفحات ۶۰-۷۸  
شناسه‌ی دیجیتال: 10.22092/wmej.2019.123678.1159

# پژوهش‌های آبخرداری

## ارزیابی تغییر مکانی کیفیت و تعیین شبکه‌ی بهینه‌ی پایش آب زیرزمینی دشت شهرکرد با روش‌های زمین‌آمار

مهدی عبدالهی منصورخانی\*

(نویسنده‌ی مسئول) \* کارشناس ارشد هیدروژئولوژی، گروه زمین‌شناسی، دانشکده علوم، دانشگاه فردوسی مشهد

حسین محمدزاده

دانشیار گروه زمین‌شناسی، دانشکده علوم، دانشگاه فردوسی مشهد

محمد امینی

استاد گروه آمار، دانشکده ریاضی، دانشگاه فردوسی مشهد

فرحناز عزیزی

دکترای هیدروژئولوژی

\*ایانامه‌ی نویسنده‌ی مسئول: mehdiab63@yahoo.com

تاریخ دریافت: ۱۹ مهر ۱۳۹۷ تاریخ پذیرش: ۲۱ اسفند ۱۳۹۷

### چکیده

منابع آب‌های زیرزمینی از با ارزش‌ترین منابع ملی، و حفاظت از کیفیت آن حیاتی است. یکی از راه‌های مناسب برای جلوگیری از آلودگی آب‌های زیرزمینی بررسی تغییرات مکانی کیفیت آن‌ها و مدیریت بهره‌برداری از منابع آب و کاربری زمین است. در این پژوهش تغییرات متغیرهای کیفی آب زیرزمینی دشت شهرکرد در مقیاس مکانی بررسی، و شبکه‌ی بهینه‌ی پایش تراز سطح ایستابی در آن ارزیابی شد. مدل‌های مختلف زمین‌آمار با نرم‌افزار Arc GIS 10.3 به داده‌های کمی و کیفی آب زیرزمینی برازش داده و بهترین مدل انتخاب شد. با توجه به معیارهای ارزیابی خطا و معیار ارزش‌یابی متقابل، تخمین‌گر کریجینگ عام با روند درجه‌ی یک و مدل کروی چهارگانه، کریجینگ عام و روند درجه‌ی یک با مدل کروی پنج‌گانه، لاگ کریجینگ معمولی با مدل نمایی، کریجینگ عام و روند درجه‌ی یک با مدل نمایی، لاگ کریجینگ معمولی با مدل کروی پنج‌گانه و کریجینگ معمولی با مدل نمایی به ترتیب برای داده‌های هدایت الکتریکی، کلسیم، کلر، منیزیم، بیکربنات، سولفات، سدیم، و نترات انتخاب شد. نقشه‌های پهنه‌بندی کیفی آب زیرزمینی نشان‌دهنده‌ی کاهش کیفیت آب در مرکز و خروجی آبخوان است. علاوه بر این، برای به‌دست‌آوردن شبکه‌ی بهینه‌ی پایش به‌روش حذف چاه‌های نالازم، ۶ چاه از ۳۵ چاه مشاهده‌ی از شبکه حذف شد. با روش اضافه‌کردن چاه، ۱۱ چاه نقطه‌ی بهینه تشخیص داده و به شبکه افزوده شد.

واژگان کلیدی: زمین‌آمار، شبکه‌ی بهینه، متغیرهای کیفی، منابع آب

## مقدمه

بررسی ویژگی‌های آب‌زمین‌شیمی در آب زیرزمینی نقشی مهم در بهره‌برداری صحیح از منابع آب دارد. گاه به‌دلیل شرایط زمانی، مکانی و اقتصادی امکان نمونه‌برداری از تمام منابع آب نیست، بنابراین بهترین راه حل به‌کار بردن روش‌های تخمینی از جمله درون‌یابی است. روش‌های درون‌یابی به دو دسته‌ی زمین‌آماری<sup>۱</sup> و معین<sup>۲</sup> تقسیم شده است. برای پیش‌بینی نقطه‌های نامعلوم در روش‌های معین بر حسب نوع درون‌یابی تابع‌های ریاضی به‌کار می‌رود، ولی در روش‌های زمین‌آماری علاوه بر تابع‌های ریاضی آمار نیز به‌کار می‌رود. روش‌های درون‌یابی تابع‌های پایه‌ی شعاعی<sup>۳</sup> (RBF)، معکوس مجذور فاصله<sup>۴</sup> (IDW)، چندجمله‌یی موضعی<sup>۵</sup> (LPI) و چندجمله‌یی عام<sup>۶</sup> (GPI) از روش‌های معین، و روش‌های کریجینگ<sup>۷</sup> و کوکریجینگ<sup>۸</sup> از جمله روش‌های زمین‌آماری است. متغیرهای کمی و کیفی آب‌های زیرزمینی در رده‌ی متغیرهای ناحیه‌یی است. روش‌های زمین‌آماری برای بررسی متغیرهای ناحیه‌یی مناسب است (په‌وئیان و همکاران، ۲۰۱۶؛ کریمی و همکاران، ۲۰۱۸). در این روش‌ها وزن داده‌ها در تخمین متغیر در نقطه‌یی خاص از منطقه، با روش‌های آماری و با در نظر گرفتن الگوی تغییرات کلی شاخص در منطقه تعیین می‌شود. تاکنون تحقیقات مختلفی در زمینه‌ی بررسی متغیرهای کمی و کیفی آب‌های زیرزمینی با روش‌های زمین‌آماری و معین انجام شده است (زهنایان و همکاران ۲۰۱۲؛ شیخی‌نارانی و همکاران ۲۰۱۳؛ خسروی و همکاران ۲۰۱۶؛ هولدار و همکاران ۲۰۱۸). برای تعیین تعداد مناسب چاه‌های مشاهده‌یی لازم در شبکه‌ی تراز ایست‌آبی در حوزه‌ی اپال کنگال<sup>۹</sup> هند روش کریجینگ به‌کاررفته است (پرکاش و سینگ ۲۰۰۰).

نتایج لیو و همکاران (۲۰۰۱) در بررسی تغییرات مکانی رطوبت خاک در ۹۹ ایستگاه چین شرقی، با کاربرد روش‌های زمین‌آماری نشان داد که مدل کروی مناسب‌ترین مدل

برازش داده شده است. دسبارتس و همکاران (۲۰۰۲) برای تخمین بهتر تراز آب‌زیرزمینی در ایالت تورنتو<sup>۱۰</sup> کانادا، از روش کریجینگ به همراه متغیر کمکی مدل ارتفاعی بهره جستند. نتایج مکینز (۲۰۰۲) نشان داد که روش کریجینگ ساده می‌تواند نتایج مؤثرتری را در تخمین و شبیه‌سازی داده‌های مؤثر بر جریان آب زیرزمینی در ایالت کلرادوی آمریکا به‌دست دهد. نتایج دیودتو و چکرلی (۲۰۰۴) با توجه به آماره‌های ارزیابی برای طبقه‌بندی میزان خاک در زمین‌های کشاورزی و برای برآورد میزان تخریب در منطقه‌ی مدیترانه، نشان‌دهنده‌ی برتری مدل کروی نیم‌تغییرنما در کریجینگ شاخص چندمتغیره بود. نتایج روبینسون و مترنیچ (۲۰۰۶) در بررسی کارایی روش‌های زمین‌آمار در جنوب غربی استرالیا با روش‌های معکوس فاصله (IDW)، کریجینگ و کوکریجینگ نشان داد که روش کریجینگ و کوکریجینگ برای شوری خاک و مواد آلی، و روش IDW برای برآورد pH مناسب است. نتایج تحقیقات تئودوسیو و لاتینوپولوس (۲۰۰۶) بر هم‌بستگی مکانی تراز آب زیرزمینی در آبخوان شبه‌جزیره‌ی چالکیکی<sup>۱۱</sup> در شمال یونان با داده‌های تراز ایست‌آبی ۳۱ چاه مشاهده‌یی اندازه‌گیری شده در می و اکتبر ۱۹۷۵ نشان داد که روش کریجینگ برای ارزیابی و به‌سازی شبکه‌ی تراز آب زیرزمینی مناسب است. نتایج پژوهش‌های کومار و رمادوی (۲۰۰۶) برای بررسی کاربرد روش زمین‌آمار در تخمین عمق آب زیرزمینی با ۶۰ داده در محلی به وسعت ۲۱۰۰ کیلومتر مربع در هند نشان داد که مدل‌های نیم‌تغییرنمای کروی، نمایی و گوسی مناسب است، و روش کریجینگ معمولی روشی مناسب برای تخمین عمق آب زیرزمینی است. گوندوگدو و جونوی (۲۰۰۷) در طرح آبیاری در مستفا کمالپاسا روش کریجینگ ساده با مدل کروی را مناسب در تخمین تغییر تراز آب زیرزمینی<sup>۱۲</sup> معرفی کردند. روش مناسب برای درون‌یابی داده‌های کیفی در تهیه‌ی نقشه‌های پهنه‌بندی کیفی آب زیرزمینی دشت تریفا<sup>۱۳</sup> در

- 1- Geostatistical
- 2- Deterministic
- 3- Radial Basis Function
- 4- Inverse distance weighted
- 5- Local Polynomial Interpolation
- 6- Global Polynomial Interpolation
- 7- Kriging
- 8- CoKriging
- 9- Upal Kongal
- 10- Toronto
- 11- Chalkidiki peninsula
- 12- Mustafakemalpassa
- 13- Triffa
- 14- Minqin

چاه‌های اکتشافی جدید که بیش‌ترین تأثیر را در افزایش دادن دقت تخمین اطلاعات در منطقه داشته باشد، اهمیت دارد. با داشتن الگوی مناسب شبکه‌ی چاه‌ها می‌توان با کم‌ترین تعداد چاه و با کم‌ترین هزینه، بیش‌ترین دقت را در تعیین متغیرهای کمی و کیفی به‌دست آورد. با توجه به این‌که تا به‌حال ارزیابی دقیقی از توزیع متغیرهای کمی و کیفی در آبخوان دشت شهرکرد انجام نگرفته است، هدف این تحقیق ارزیابی انواع روش‌های درون‌یابی و انتخاب بهترین روش و نیم‌تغییرنما برای تهیه‌ی نقشه‌های پهنه‌بندی متغیرهای کمی و کیفی آب زیرزمینی، و طراحی شبکه‌ی نمونه‌برداری و پهنه‌سازی شبکه‌ی پایش این آبخوان است. نتایج این پژوهش ممکن است نقش مهمی در مدیریت کمی و کیفی آبخوان دشت شهرکرد داشته باشد.

### مواد و روش‌ها

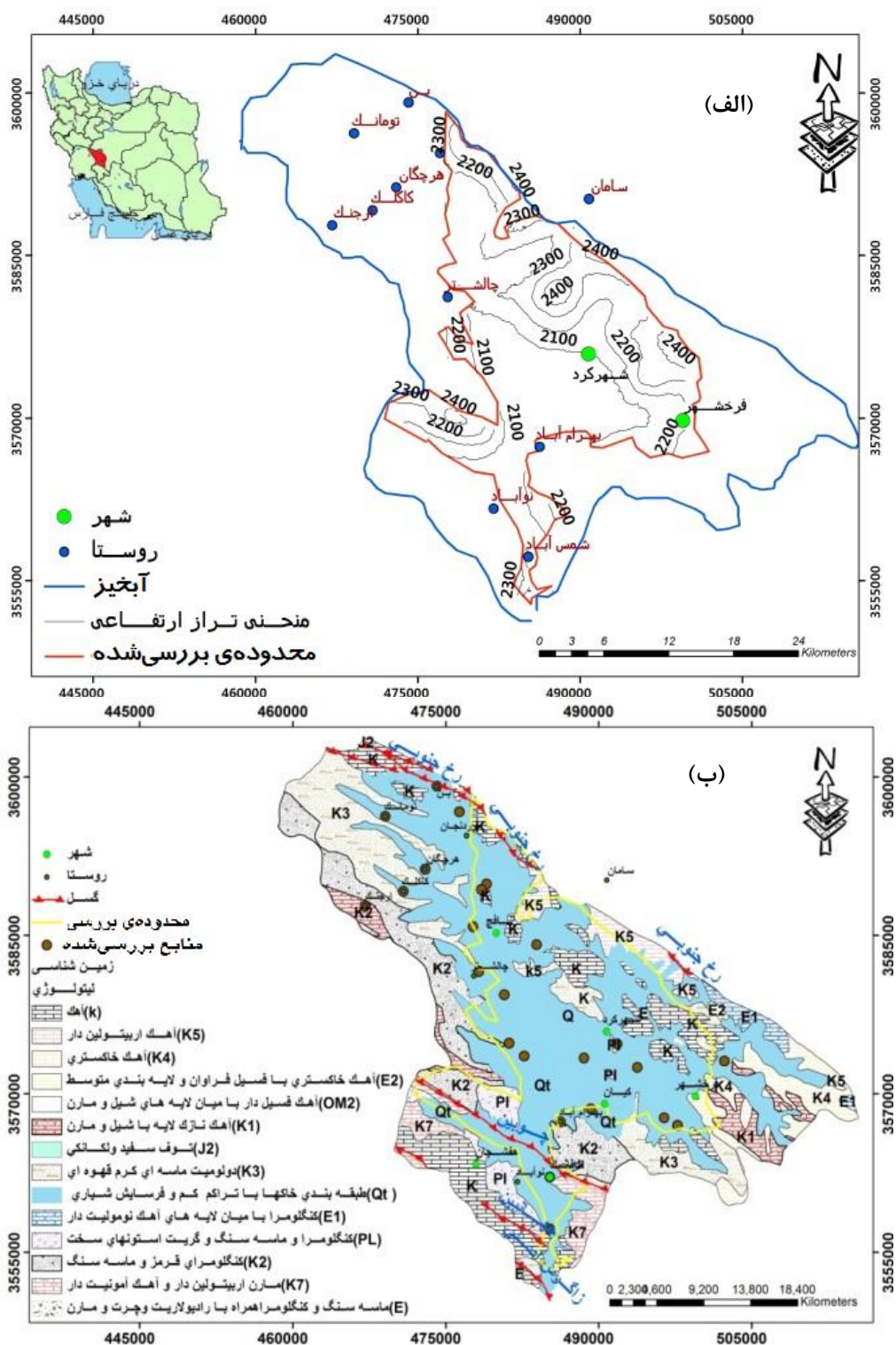
#### موقعیت جغرافیایی و زمین‌شناسی منطقه‌ی مورد مطالعه

دشت شهرکرد در استان چهارمحال و بختیاری میان طول جغرافیایی ۳۸° ۵۰' تا ۲۶° ۵۱' شرقی و عرض ۷° ۳۲' تا ۳۵° ۳۲' شمالی است. میانگین بارندگی سالانه بر اساس داده‌های ۳۰ سال اخیر (۱۳۹۶-۱۳۶۶) سازمان هواشناسی ۳۲۷ میلی‌متر، بیشینه‌ی دمای سالانه ۳۲/۸، و کمینه‌ی آن ۱۷/۱- درجه‌ی سانتی‌گراد است. روند کلی جهت جریان آب از منطقه‌ی شمالی، جنوب شرقی و غربی به سمت نواحی مرکزی، و سپس به‌صورت زه‌کش زیرزمینی از ناحیه‌ی مرکزی به سمت ناحیه‌ی خروجی دشت است (شکل ۱) این منطقه عموماً روی سازندهای آهکی کرتاسه (نئوکومین-سنومانین)، و شامل رسوب‌های آب‌زفتی قدیمی نهشته‌های تراس قدیم و جدید دوران چهارمی (کوآترن)، در پهنه‌ی سندنجان-سیرجان است. با توجه به ماهیت سنگ‌شناسی و میزان مقاومت لایه‌ها و طبقه‌های سنگی در مقابل فرسایش، نهشته‌های کربناته به‌ویژه در ناحیه‌ی جنوبی، در نقطه‌های مرتفع است، و لایه‌هایی که همراه با نهشته‌های تبخیری است به دلیل مقاومت کم‌تر در فرسایش، عموماً بخش‌های هموارتر بلندی‌ها را پوشش می‌دهند (زاهدی و واعظی پور ۱۹۹۳).

مراکش روش کریجینگ معمولی بود (فتوانی و همکاران ۲۰۰۸). سان و همکاران (۲۰۰۹) روش‌های زمین آماری را برای بررسی تغییر زمانی و مکانی عمق آب زیرزمینی در بازه‌ی زمانی ۱۹۸۱ تا ۲۰۰۳ در کویر مینکین ۱۴ چین مقایسه، و روش کریجینگ معمولی را بهترین مدل درون‌یابی داده‌ها معرفی کردند.

نتایج زهتایبان و همکاران (۲۰۱۰) با توجه به دو معیار ارزیابی ضریب همبستگی و مجذور میانگین مربع‌های خطا، نشان از برتری روش‌های زمین آماری بر روش‌های معین در بررسی و مدل‌سازی تغییرات مکانی کیفیت آب زیرزمینی آبخوان گرمسار داشت. خسروی و همکاران (۲۰۱۶) به کمک داده‌های برداشته شده از ۲۳ چاه عمیق و نیمه‌عمیق در دشت مهران، تغییر مکانی داده‌های کیفی آب زیرزمینی را بررسی کردند. صفربیرونود و همکاران (۲۰۱۸) کیفیت آب زیرزمینی دشت لرستان را به‌کمک روش‌های کریجینگ و معکوس فاصله با داده‌های کیفی ۴۰ چاه ارزیابی کردند. تحلیل روند داده‌ها نشان داد که روند تغییر متغیرهای کیفی آب زیرزمینی در دشت لرستان منطبق با جهت جریان آب است. دقت روش‌های پهنه‌بندی و تهیه‌ی نقشه‌ی تغییر کیفی آب‌های زیرزمینی به شرایط منطقه و کافی بودن داده‌هایستگی دارد. مدیریت بهینه‌ی منابع آب، نیازمند داشتن داده‌هایی با موقعیت، تعداد و پراکنش مناسب است. توزیع مکانی دقیق متغیرهای کمی و کیفی آبخوان با اندازه‌گیری متغیرها در نقطه‌به‌نقطه‌ی آبخوان امکان‌پذیر است، که معمولاً وقت‌گیر و پرهزینه است. بنابراین، ممکن است بتوان توانمندی روش‌های درون‌یابی را با توجه به داشتن مزیت‌هایی چون کاهش تعداد نمونه و افزایش دقت تخمین‌ها به‌کار گرفت.

بهره‌برداری بی‌رویه از منابع آبی استان چهارمحال و بختیاری، افت تراز آب زیرزمینی، فرونشست زمین و کاهش کیفیت آب‌های زیرزمینی از مشکلاتی است که در چند سال اخیر در آبخوان‌های این استان، به‌ویژه در دشت شهرکرد رخ داده است. مانند بیش‌تر دشت‌های کشور، تعداد و پراکنندگی شبکه‌ی چاه‌های دشت شهرکرد الگوی مناسبی ندارد، و با شبکه‌یی که هست، دقت تخمین اطلاعات در نقطه‌های مختلف کم است. از طرفی، با توجه به بودجه‌های محدود، تعیین محل‌هایی مناسب برای احداث



شکل ۱- الف، موقعیت جغرافیایی و نقشه‌ی هم‌تراز آب زیرزمینی و ب، نقشه زمین‌شناسی و منابع آبی دشت شهرکرد.

## روش تحقیق

سقف‌دار این است که مقدار سقف آن‌ها برابر با واریانس مقدار متغیر در جامعه‌ی نمونه‌برداری شده است، و شامل مدل‌های کروی<sup>۱۶</sup>، نمای<sup>۱۷</sup> و گوسی<sup>۱۸</sup> است. در مدل‌های بی‌سقف با افزایش گام  $h$ ، شاخص تغییر نیز مرتب افزایش می‌یابد، و تمایلی برای رسیدن به سقف ثابت در آن‌ها نیست. مدل خطی از مشخص‌ترین این مدل‌ها است (وبستر و اولیور ۲۰۰۷).

## بررسی ساختار و معیار همبستگی مکانی داده‌ها

در مدل‌های زمین‌آماري برای تخمین متغیرها در نقطه‌های مجهول، ارتباط بین موقعیت مکانی داده‌ها با مدل ریاضی نشان داده می‌شود. برآوردکننده‌های زمین‌آماري مقادیر مجهول را با به کار بردن نقطه‌های معلوم و یک نیم تغییرنا برآورد می‌کند. نیم تغییرنا از سه سنجی اثر قطعه‌ی  $(C0)$ ، شعاع تأثیر  $(a)$  و حد آستانه  $(C+C^0)$  تشکیل شده است (شکل ۲). مقدار نیم‌تغییرنا به ازای  $h=0$  را اثر قطعه‌ی می‌گویند، که معمولاً ناشی از خطای نمونه‌برداری یا تجزیه‌ی نمونه‌ها است. با افزایش  $h$ ، مقدار نیم‌تغییرنا تا فاصله‌ی معینی (شعاع تأثیر) زیاد می‌شود و سپس به مقدار ثابتی (حدآستانه) می‌رسد. رابطه‌ی ۱ شکل محاسبه‌ی نیم‌تغییرنا است.

$$\gamma_h = \frac{1}{2n(h)} * \sum_{i=1}^{n(h)} (x_i - x_{i+h})^2 \quad (1)$$

که در آن  $h(\gamma)$  مقدار نیم تغییرنا برای جفت نقطه‌هایی که به فاصله‌ی  $h$  از هم اند،  $n(h)$  تعداد زوج نقطه‌هایی که فاصله‌ی  $h$  از هم دارند،  $x_i$  مقدار اندازه‌گیری شده‌ی متغیر  $X$  در موقعیت  $i$  و  $x_{i+h}$  مقدار مشاهده‌شده‌ی متغیر  $X$  در موقعیت  $i+h$  است. برای بررسی مدل برازش داده‌شده به داده‌ها، معیار همبستگی مکانی به کار برده می‌شود (وبستر و اولیور ۲۰۰۷).

در این پژوهش برای پیش‌بینی پراکنش مکانی متغیرهای کمی و کیفی آب زیرزمینی از داده‌های هدایت الکتریکی (EC)، کلسیم ( $Ca^{2+}$ )، منیزیم ( $Mg^{2+}$ )، سدیم ( $Na^+$ )، بیکربنات ( $HCO_3^-$ )، سولفات ( $SO_4^{2-}$ )، کلر ( $Cl^-$ ) و نیترات ( $NO_3^-$ ) استفاده شد. این داده‌ها از تجزیه‌ی شیمیایی ۲۶ چاه نمونه‌برداری و داده‌های تراز ایست‌آبی اندازه‌گیری شده در ۳۵ چاه مشاهده‌ای در سال داده‌برداری ۲۰۱۷-۲۰۱۶ گرفته شد (شرکت آب منطقه‌ای استان چهارمحال و بختیاری ۲۰۱۷). برای بررسی پراکنش مکانی متغیرهای کیفی آب زیرزمینی دشت شهرکرد، ابتدا بهنجاربودن داده‌ها با روش کولموگوروف-اسمیرنوف بررسی شد. نیم تغییرنا می‌داده‌ها در نرم‌افزار GS+<sup>۱۵</sup> ترسیم، و بهترین مدل نیم‌تغییرنا تعیین شد.

## مدل‌های تئوری نیم تغییرنا

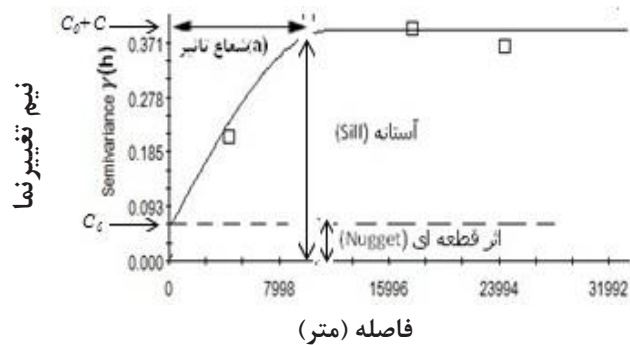
به کمک نیم تغییرنا می‌توان بسیاری از جنبه‌های تغییرپذیری متغیرهای مختلف را درک کرد. تداوم و پیوستگی متغیر در آهنگ افزایش نیم تغییرنا نسبت به مقادیر مختلف فاصله منعکس می‌شود. بنابراین، دامنه‌ی همبستگی مکانی متغیر با کمک نیم تغییرنا مشخص می‌شود. این دامنه تحت تأثیر شدت تغییرپذیری متغیر است. هر اندازه تغییرپذیری متغیر بیشتر باشد، دامنه‌ی همبستگی مکانی آن یا تداوم آن کاهش خواهد یافت. بنابراین، نیم تغییرنا، علاوه بر آن که به بررسی و شناخت ویژگی‌های ساختاری متغیر ناحیه‌ی می‌پردازد، نحوه‌ی تغییر آن را نیز بیان می‌کند. مدل‌های نیم‌تغییرنا را می‌توان به دو دسته‌ی مدل‌های سقف‌دار و بی‌سقف تقسیم کرد. مدل‌های سقف‌دار نیم‌تغییرناهایی است که مقدار آن ابتدا با افزایش فاصله، افزایش می‌یابد، و سپس به حد ثابتی که همان سقف است نزدیک می‌شود. یکی از ویژگی‌های مدل‌های

15 -Geostatistic Software (GS+)

16- Spherical Model

17-Exponential model

18-Gaussian model



شکل ۲- طرحی از نیم تغییرات (برگرفته از وبستر و اولیور ۲۰۰۷).

همبستگی مکانی بر اساس نسبت اثر قطعه‌یی به آستانه‌ی کم  $C_0/(C_0+C)$  تعیین می‌شود. با زیاد شدن مقدار  $C$ ، مقدار  $C_0$  کم می‌شود، و این یعنی اثر قطعه‌یی کمتر است. اگر این نسبت کم‌تر از ۰.۲۵ باشد یعنی داده‌ها همبستگی مکانی زیادی نشان می‌دهد. اگر این نسبت بین ۰.۲۵ تا ۰.۷۵ باشد یعنی همبستگی مکانی داده‌ها متوسط، و اگر بیش‌تر از ۰.۷۵ باشد همبستگی مکانی داده‌ها ضعیف است (رضایی و همکاران ۲۰۱۰). در این پژوهش تمامی روش‌های زمین‌آماري (کریجینگ معمولی، کریجینگ ساده، کریجینگ عام،

کریجینگ باقیمانده، لاگ کریجینگ و کوکریجینگ) و روش‌های معین (تابع پایه‌ی شعاعی، معکوس مجذور فاصله، چندجمله‌یی موضعی و چندجمله‌یی عام) (جدول ۱) ارزیابی و مقایسه شد و با توجه به آماره‌های ارزیابی نظیر ریشه‌ی میانگین مجذور خطا (RMSE)<sup>۱۹</sup>، میانگین خطای تخمین (ME)<sup>۲۰</sup>، ریشه‌ی میانگین مجذور خطای استاندارد شده (RMSS)<sup>۲۱</sup>، و میانگین خطای استاندارد (ASE)<sup>۲۲</sup> بهترین روش انتخاب شد (جدول ۲).

جدول ۱- انواع روش‌های درون‌یابی.

منبع	فرمول	روش‌های درون‌یابی	ردیف
وبستر و اولیور (۲۰۰۷)	$Z^*(x_0) - m = \sum_{i=1}^n \lambda_i [Z(x_i) - m]$	کریجینگ ساده (SK)	۱
	$Z^*(x_0) = \sum_{i=1}^n \lambda_{i1} Z(x_i)$	کریجینگ معمولی (OK)	۲
	$Z(x) = m(x) + \varepsilon(x)$	کریجینگ عام (UK)	۳ زمین آماری
		لوگ کریجینگ معمولی (LOK)	۴
	$Z(x) = Z^*(x) + \varepsilon(x)$	کریجینگ باقیمانده (RK)	۵
	$Z^*(x_0) = \sum_{i=1}^n \lambda_{i1} Z_1(x_i) + \sum_{j=1}^m \lambda_{j2} Z_2(x_j)$	کوکریجینگ (COK)	۶
وبستر و اولیور (۲۰۰۷)		تابع‌های پایه‌ی شعاعی (RBF)	۷
	$Z^*(x_i) = \sum_{i=1}^n \lambda_i Z_i \dots \lambda_i = d_i^{-\alpha}$	معکوس مجذور فاصله (IDW)	۸
	$\sum_{i=1}^N w_i [F(x_i, y_i) - Z_i]^2 = \text{Minimize}$	چند جمله‌یی موضعی (LPI)	۹ معین
		چند جمله‌یی عام (GPI)	۱۰

$Z^*(x_0)$  مقدار برآوردشده‌ی متغیر  $Z$  در نقطه‌ی نامعلوم  $x_0$ ،  $Z(x_i)$  مقدار متغیر  $Z$  در نقطه‌ی معلوم  $x_i$ ،  $\lambda_i$  مقدار وزن نسبت‌داده‌شده به متغیر  $Z$  در نقطه‌ی معلوم  $x_i$ ،  $n$  تعداد کل مشاهده‌ها،  $m$  میانگین متغیر.

- 19 - Root mean square error (RMSE)
- 20 - Mean error prediction (ME)
- 21 - Root mean square standardized error (RMSS)
- 22 - Average standard error (ASE)

جدول ۲- انواع معیارها برای ارزیابی مدل و تغییر نما.

ردیف	معادله	مقدار پذیرفتنی	منبع
۱	$ME = \frac{1}{n} \sum_{i=0}^n (Z_i - Z_i^*) \cong 0$	نزدیک صفر باشد	لی و هیپ (۲۰۱۱)
۲	$RMSE = \sqrt{\frac{(z_i - z_i^*)^2}{n}}$	هر چه مقدار آن کم تر باشد بهتر است	لی و هیپ (۲۰۱۱)
۳	$ASE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (Z_i - (\sum_{i=1}^n Z_i)/n)^2}{n}}$	هر چه مقدارش به RMSE نزدیک تر باشد بهتر است	وبستر و اولیور (۲۰۰۷)
۴	$MSE = \sqrt{\frac{(\sum_{i=1}^{N-1} \frac{Z_i - Z_i^*}{Standard\ error})}{N - 1}}$	نزدیک صفر باشد	کتاندیس (۱۹۹۷)
۵	$RMSS = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^{N-1} (\frac{Z_i - Z_i^*}{Standard\ error})^2}{N - 1}}$	هر چه به یک نزدیک تر باشد اعتبار مدل افزایش می‌یابد	کتاندیس (۱۹۹۷)

Z مقدار مشاهده‌ی متغیر، Z\* مقدار تخمینی متغیر، N تعداد کل داده‌ها.

که مقدار بهینه‌ی آن با آزمون و خطا انتخاب می‌شود. برای انتخاب مدل مناسب شاخص RSS<sup>۳۳</sup> و استحکام فضایی قوی‌تر به کار رفت، و با روش ارزش‌یابی متقابل و روش‌های ارزیابی خطا، مناسب‌ترین روش میان‌یابی از بین روش‌های زمین‌آماري و روش‌های معین انتخاب شد (لی و هیپ ۲۰۱۱؛ وبستر و اولیور ۲۰۰۷؛ کتاندیس ۱۹۹۷). نقشه‌های تخمین، خطای معیاری تخمین و پهنه‌بندی متغیرهای کمی و کیفی براساس بهترین روش درون‌یابی و با سامانه‌ی اطلاعات جغرافیایی در Arc GIS 10.3 تهیه شد. بهینه‌سازی شبکه‌ی پایش منابع آب زیرزمینی با دو روش کاهش و افزایش تعداد چاه‌ها انجام شد.

### نتایج

خلاصه‌ی آمار توصیفی متغیرهای کیفی اندازه‌گیری شده در جدول ۳ آورده شد. آماره‌ها نشان می‌دهد که برای بیش‌تر متغیرهای کیفی بررسی شده چولگی و کشیدگی زیاد، و در نتیجه توزیع فراوانی ناهنجار، اما لگاریتم داده‌ها به توزیع بهنجار (نرمال) نزدیک است. پس از بهنجار کردن داده‌ها، نیم تغییرنمای تجربی هر یک از متغیرهای کیفی ترسیم (شکل ۳)، و برای برازش بهترین مدل بر نیم تغییرنمای تجربی میزان  $C_0/(C_0+C)$  به کار برده شد. نسبت اثر قطعه‌یی به آستانه  $C_0/(C_0+C)$  در تمامی مدل‌ها، به جز مدل برازش داده شده به داده‌های  $(Ca^{2+})$  کم‌تر از ۰/۲۵ است (جدول ۳). بنابراین استحکام فضایی همه‌ی مدل‌های برازش داده شده قوی، و استحکام فضایی مدل برازش داده شده

### چگونگی برازش مدل به تغییر نما و ارزیابی اعتبار آن

برای برازش مدل تغییر نما به داده‌ها، روش‌های مختلفی از جمله روش‌های انتگرال‌گیری، روش کم‌ترین مربع‌های وزنی و روش کریجینگ جک نایف وجود دارد. در این تحقیق با توجه به توانایی‌های نرم‌افزار Arc GIS 10.3 ابتدا مدل‌های مختلف تغییر نما به داده‌های موجود برازش داده شد. برای تعیین بهترین مدل برازش داده شده در تخمین تغییر متغیر در منطقه روش جک نایف به کار برده شد. در این روش هر بار یکی از نقطه‌ها با داده‌ی معلوم کنار گذاشته می‌شود، و سپس مقدار آن داده با روش‌های زمین‌آمار تخمین زده می‌شود. اختلاف بین مقدارهای اندازه‌گیری شده و تخمین زده شده در همان نقطه خطای جک نایف است، که میانگین آن‌ها باید در حدود صفر باشد (کتاندیس، ۱۹۹۷؛ قهرمان و سپاسخواه، ۲۰۰۱؛ تئودوسیو و لاتینوپولوس، ۲۰۰۶؛ لی و هیپ، ۲۰۱۱). اهمیت انتخاب مدل مناسب و تعیین سنجه‌های دقیق بسیار است، بنابراین صحت تمام فرضیه‌ها، مدل‌های نیم‌تغییر نما و غیره به نحوی بهینه بررسی شد. بررسی اعتبار در واقع تخمین هر نقطه‌ی نمونه برداری شده در هر ناحیه با به کار بردن مقدار نمونه‌های همسایه (بی‌در نظر گرفتن مقدار خود آن نمونه) با روش کریجینگ و مقایسه‌ی مقدار تخمینی با واقعی است. با محاسبه‌ی معیارهای ME، RMSE، MSE، RMSS و مقایسه‌ی آن‌ها (جدول ۲) می‌توان بهترین مدل و تغییر نما را انتخاب کرد. در تخمین مقدار متغیر در هر نقطه، شعاع تأثیر و تعداد نقطه‌های شرکت کننده در بیضی ناهمسان گرد اهمیت دارد،

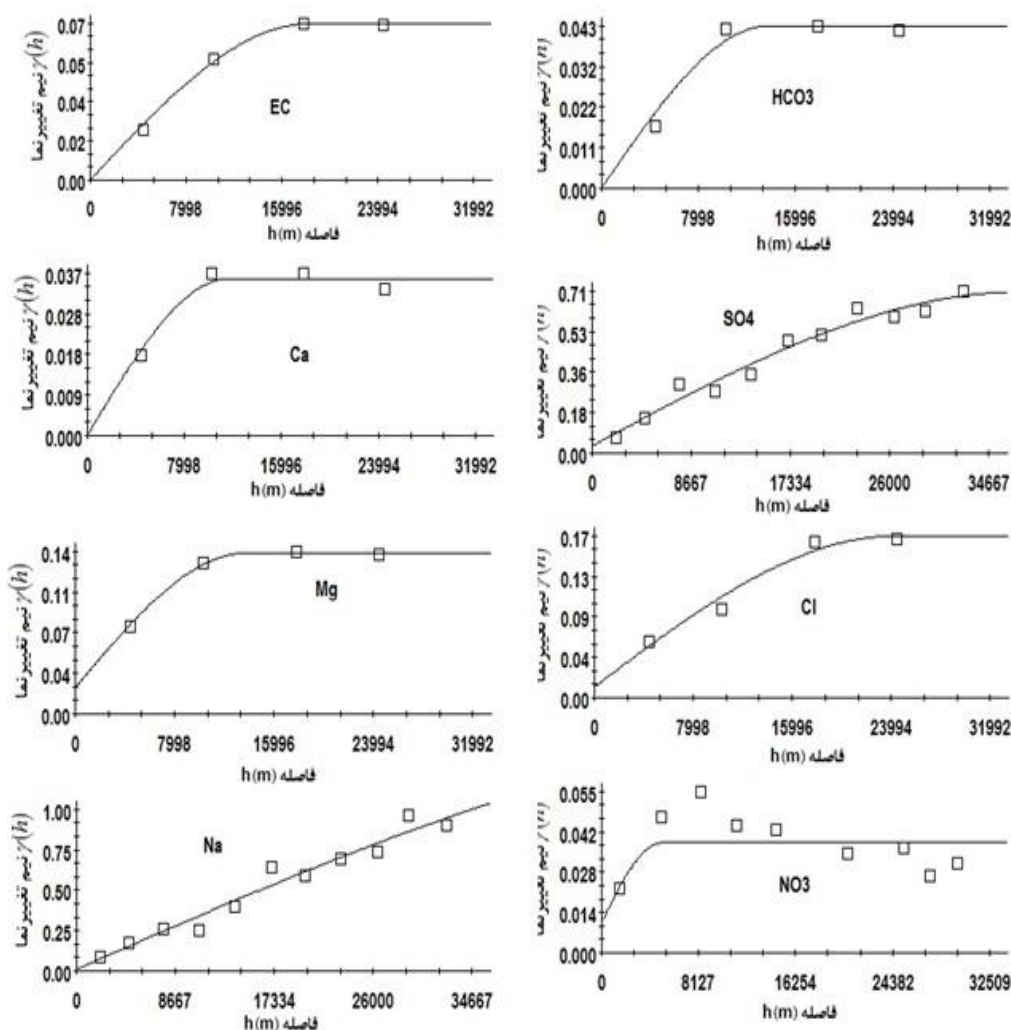
به داده‌های کلسیم،  $C_0/(C_0+C) = 0/46$  متوسط است. این نشان‌دهنده پیوستگی مکانی و دقت زیاد مدل‌های برازش داده‌شده است، که خود نقش بسزایی در افزایش دادن دقت برآورد دارد.

### جدول ۳- نتایج تجزیه آماری کیفیت آب زیرزمینی.

متغیرهای کیفی	کمینه	بیشینه	میانگین	انحراف معیار	چولگی	کشدگی
EC	۳۱۳	۸۹۲	۴۸۵	۱۳۲	۱/۴۶	۴/۹
EC*	۵/۷	۶/۷	۶/۱	۰/۲۴	۰/۸۵	۳
Ca <sup>2+</sup>	۲/۱۸	۴/۴۹	۲/۸۸	۰/۵۳	۱/۱۴	۴/۲
Ca <sup>2+</sup> *	۰/۷۷	۱/۵	۱	۰/۱۷	۰/۶۹	۳
Na <sup>+</sup>	۲/۴	۲۹	۱۰	۷	۰/۸۷	۳/۱
Na <sup>+</sup> *	۰/۹	۳/۳	۲	۰/۷	۰/۱	۱/۷
Mg <sup>2+</sup>	۰/۵۴	۳/۲	۱/۴	۰/۵۵	۱/۰۴	۴/۹
Mg <sup>2+</sup> *	۰/۶	۱/۱	۰/۲۹	۰/۳	۰/۲	۳
Cl <sup>-</sup>	۰/۲	۰/۹	۰/۴۶	۰/۱۸	۰/۷	۲/۸
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	۲/۸۴	۵/۸	۳/۷	۰/۷۴	۱/۱۸	۳/۹
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> *	۱/۰۴	۱/۷	۱/۲۹	۰/۱۸	۰/۷	۳
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	۰/۱۷	۱/۹۸	۰/۶۴	۰/۴۳	۱/۲	۴/۷
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> *	-۱/۷	۰/۶۸	۰/۶	۰/۶	۰/۲	۲/۱
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> *	۱۰/۷	۲۸	۱۸/۸	۳/۵	۰/۲۱	۲/۹

\*به کار بردن لگاریتم برای بهنجار کردن داده‌ها، مقدار EC برحسب میکروزیمنس بر سانتی‌متر ( $\mu\text{s}/\text{cm}$ ) و سایر متغیرهای کیفی برحسب میلی‌گرم بر لیتر (mg/l) است.



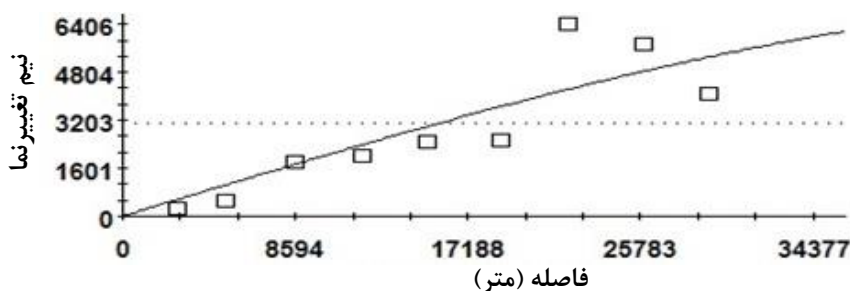


شکل ۳- نیم تغییر نماهای مربوط به متغیرهای کیفی آب های زیرزمینی.

ارزشیابی متقابل باتوجه به اطلاعات به دست آمده از نیم تغییر نما و با معادلات کریجینگ، ترسیم شد (شکل ۵). نسبت اختلاف بین مقادیر واقعی و تخمینی تراز ایست آبی برای چاه های حذفی در جدول ۴ آورده شده، که اساس انتخاب چاه های حذفی از شبکه است؛ هر چه مقدار این اختلاف در چاه ها کم تر باشد گزینه ی برای حذف از شبکه می شود. در هر بار حذف کردن مقدار RMSE محاسبه می شد و اگر کاهش چشم گیری می داشت دوباره تکرار می شد تا میزان آن ثابت شود یا افزایش یابد. مهم است که با استدلال این که دو یا چند چاه شرایط حذف از شبکه را دارند، هم زمان حذف کرده نشوند، بلکه باید نخست چاه اول جداگانه حذف کرده شود، و شبکه مجدداً تحلیل کرده شود تا تأثیر حذف آن بر میزان تخمین تراز ایست آبی چاه های دیگر مشخص شود.

#### تعیین شبکه ی بهینه

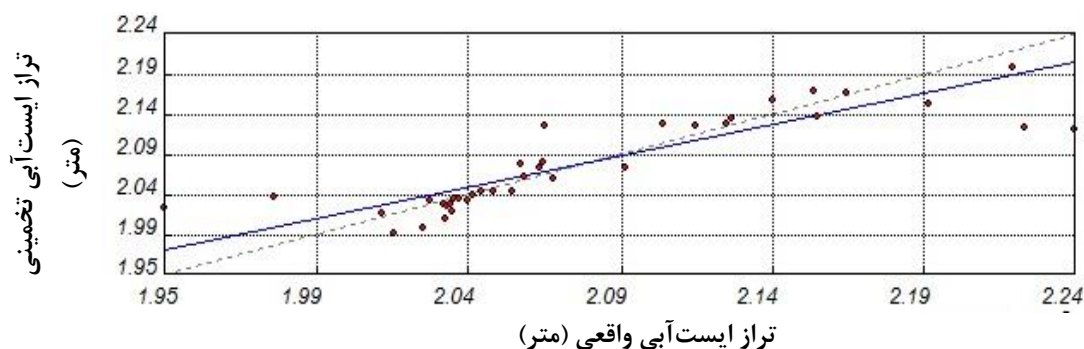
یکی از هدف های این پژوهش، بهینه سازی شبکه ی منابع برای تخمین تراز آب زیرزمینی است، تعیین کردن این که چه تعداد چاه لازم است تا تراز آب با دقت مناسب تخمین زده شود. هم اکنون تراز ایست آبی دشت شهر کرد با خواندن تراز ایست آبی در ۳۵ حلقه ی چاه مشاهده یی پایش کرده می شود. برای تعیین شبکه ی بهینه ی پایش، با روش های زمین آماری، تعدادی چاه از شبکه ی قدیم حذف و تعدادی چاه در موقعیت مکانی جدید به شبکه اضافه شد تا شبکه ی بهینه به دست آید (تئودوسیو و لاتینیپولوس ۲۰۰۶؛ قهرمان و سیاسخواه ۲۰۰۱). برای حذف چاه از شبکه، با نرم افزار GS<sup>+</sup>، ابتدا بهترین نیم تغییر نما (شکل ۴) بر اساس کم ترین میزان RSS و بهترین استحکام فضایی انتخاب، و منحنی



شکل ۴- نیم تغییرنمای شبکه‌ی تراز ایست‌آبی دشت شهرکرد.

جدول ۴- چاه‌های انتخاب شده برای حذف شدن از شبکه‌ی اندازه‌گیری ارتفاع آب در دشت شهرکرد.

ردیف	طول جغرافیایی (X)	عرض جغرافیایی (Y)	تراز ایست‌آبی واقعی	تراز ایست‌آبی تخمینی	تفاضل تراز ایست‌آبی واقعی و تخمینی
۳	۴۷۵۷۵۸	۳۵۸۶۶۳۵	۲۱۰۵/۵۹	۲۱۰۸/۷۳۶	۳/۱۴۶
۸	۴۷۸۸۴۲	۳۵۸۰۹۲۸	۲۰۶۵/۶۷	۲۰۶۲/۶۵۷	۳/۰۱۳
۹	۴۷۹۳۴۹	۳۵۸۲۰۲۳	۲۰۷۱/۴۹	۲۰۷۳/۵۱۱	۲/۰۲۱
۱۲	۴۸۱۴۷۷	۳۵۸۷۵۶۸	۲۰۹۸/۵۸	۲۰۹۷/۸۶۳	۰/۷۱۷
۱۵	۴۸۲۵۹۹	۳۵۸۲۴۷۴	۲۰۷۳/۲۱	۲۰۷۲/۵۱۵	۰/۶۹۵
۲۴	۴۸۶۲۱۹	۳۵۶۸۰۴۵	۲۰۳۱/۸	۲۰۳۰/۱۸۵	۱/۶۱۵



شکل ۵- نمودار ارزش‌یابی متقابل شبکه‌ی تراز ایست‌آبی دشت شهرکرد.

محاسبه شد. اگر مقدار RMSE از قبل بسیار کم‌تر باشد، دوباره نقشه‌ی خطای تخمین رسم می‌شود، و چاه فرضی دیگری برای مکانی که خطای آن بیش‌ترین است اضافه می‌شود. این کار تا زمانی که مقدار این معیارها کاهش یابد تکرار شد، اما زمانی که به حد ثابت رسید یا تغییر آن ناچیز شد چاه دیگری اضافه نشد. نمودار ارزش‌یابی متقابل شبکه‌ی دشت شهرکرد پس از افزودن ۱۱ نقطه به این شبکه بهینه شد (جدول ۵).

یکی از روش‌های بهینه‌سازی شبکه‌ی چاه، افزودن چاه به شبکه‌ی موجود است. چاه باید در محلی به شبکه اضافه شود که بیش‌ترین مقدار خطای حاصل از تخمین را کاهش دهد تا عمل کرد داده‌های اضافه‌شده در افزایش تخمین بهترین باشد (تئودوسیو و لاتینوپولوس ۲۰۰۶؛ قهرمان و سپاسخواه ۲۰۰۱). پس از رسم نقشه‌ی خطای تخمین در مکانی که خطا از دیگر نقطه‌ها بیش‌تر است، یک چاه اضافه شد، و مقدار تراز آب زیرزمینی با به‌کاربردن شبکه‌ی جدید به‌دست‌آمده تخمین زده، و مقدار RMSE

جدول ۵- چاه‌های انتخاب شده برای افزودن به شبکه‌ی اندازه‌گیری ارتفاع آب در دشت شهرکرد.

ردیف	طول جغرافیایی (X)	عرض جغرافیایی (Y)	تراز ایست‌آبی واقعی	تراز ایست‌آبی تخمینی	تفاضل تراز ایست‌آبی واقعی و تخمینی
۱	۴۹۲۷۲۹	۳۵۸۲۱۴۸	۲۰۷۱	۲۰۷۰	۱
۲	۴۷۵۹۲۱	۳۵۷۰۱۶۱	۲۰۴۱	۲۴۰/۵	۰/۵
۳	۴۹۵۴۶۵	۳۵۷۷۴۵۷	۲۰۷۵	۲۰۷۳/۳	۱/۷
۴	۴۸۸۳۳۱	۳۵۸۱۰۰۸	۲۰۵۲	۲۰۵۳	۱
۵	۴۸۰۹۰۴	۳۵۹۳۸۰۹	۲۱۲۴	۲۱۲۲/۹	۱/۱
۶	۴۸۸۴۲۹	۳۵۸۴۰۳۷	۲۰۵۸	۲۰۶۲/۴	۴/۴
۷	۴۹۸۷۵۷	۳۵۷۶۲۱۹	۲۱۰۷	۲۱۰۴/۹	۱/۲
۸	۴۹۹۸۶۲	۳۵۶۸۰۱۱	۲۱۱۵	۲۱۱۳/۶	۱/۴
۹	۴۸۶۵۷۲	۳۵۷۴۴۶۱	۲۰۳۵	۲۰۳۵/۱	۰/۱
۱۰	۴۷۸۵۰۹	۳۵۶۸۱۰۸	۲۰۳۶	۲۰۳۸/۱	۲/۱
۱۱	۴۸۵۴۰۰	۳۵۶۱۳۴۶	۲۰۲۰	۲۰۲۳/۸	۳/۸

تغییرنماها را برای انجام کریجینگ معمولی بر داده‌های لگاریتم هدایت الکتریکی استفاده کرد. برای به‌کاربردن کریجینگ باقیمانده با درجه‌های مختلف، ابتدا نیم تغییرنما در جهت‌های مختلف رسم شد. نیم تغییرنماهای رسم شده در جهت‌های مختلف نشان داد که در هیچ یک از جهت‌ها، منحنی‌های نیم تغییرنما به سقف نرسیده‌اند. بنابراین نمی‌توان کریجینگ باقی‌مانده را برای تخمین هدایت الکتریکی به‌کاربرد، و نیاز به روش کریجینگ عام است. در روش کریجینگ عام ابتدا روند‌های درجه‌ی یک، دو و سه از داده‌های هدایت الکتریکی آب حذف، و پس از آن بهترین مدل نیم تغییرنما با روش کریجینگ عام به هر گروه از باقیمانده‌ها برازش شد. بدین ترتیب بهترین درجه‌ی حذف روند و بهترین نیم تغییرنما برای باقیمانده‌ها انتخاب شد. تنها با روند درجه‌ی یک و مدل نیم‌تغییرنمای کروی چهارگانه می‌توان تخمین گر کریجینگ عام را به داده‌های هدایت الکتریکی برازش نمود. دلیل انتخاب این مدل نیم‌کروی چهارگانه، نزدیک‌تر بودن مقدار RMS و ASE و کم‌تر بودن مقدار  $C_0/(C_0+C)$  از مدل‌های دیگر است. این روند ارزیابی برای تمامی آنیون‌ها و کاتیون‌های بررسی شده نیز انجام گرفته است. به‌طور خلاصه، برای تعیین مناسب‌ترین روش درون‌یابی معیارهای ارزش‌یابی متقابل  $(ASE, RMSS, ME, RMSE)$  به‌کارگرفته (جدول ۶)، و روش درون‌یابی انتخاب‌شده‌ی زمین‌آماری با روش‌های درون‌یابی معین بر اساس معیارهای RMSE، ME مقایسه شد (جدول ۷).

#### نقشه‌ی تخمین

پس از رسم و برازش تغییرنمای مناسب، برای نقطه‌های نمونه‌برداری نشده مقدار کمیت تخمین زده‌شد و نقشه‌ی پهنه‌بندی متغیرهای کمی و کیفی تهیه شد. تحلیل آماری داده‌های کیفی آب‌های زیرزمینی در منطقه بیان‌گر پراش (واریانس) زیاد و چولگی مثبت داده‌ها بود. میزان چولگی و کشیدگی توزیع داده‌های هدایت الکتریکی به ترتیب برابر ۱/۴ و ۴/۹ بود، و توزیع داده‌ها بهنجار نبود. به‌طور کلی فراوانی داده‌ها برای مقدارهای کم هدایت الکتریکی، به مراتب بیش از مقادیر زیاد بود. آب‌زیرزمینی در ناحیه‌ی شمال به‌دلیل نزدیک بودن به محل تغذیه و منشأگرفتن از رسوب‌های جوش‌سنگی (کنگلومر)، هدایت الکتریکی کم و کیفیت خوبی دارد. میزان هدایت الکتریکی در منطقه‌ی مرکزی و خروجی دشت به‌دلیل برداشت بی‌رویه و عبور از رسوب‌های تبخیری افزایش یافته است. بنابراین، در کاربرد کریجینگ خطی، داده‌ها ابتدا به روش لگاریتمی بهنجار کرده شد، و سپس بهنجار بودن آن‌ها با روش کولموگروف-اسمیرنوف ارزیابی شد. مقدار چولگی و ضریب کشیدگی داده‌های لگاریتم هدایت الکتریکی با تابع توزیع لاگ بهنجار ۰/۸ و ۳/۳ بود، که بهنجار بودن داده‌های تبدیل‌شده را تأیید کرد.

روش‌های کریجینگ خطی بر داده‌ها برازش داده شد. به‌این ترتیب برای مدل کریجینگ معمولی نیم تغییرنماهای مختلف به مقادیر لگاریتم داده‌های هدایت الکتریکی برازش شد. نتایج برازش‌ها نشان داد که نمی‌توان هیچ یک از نیم

جدول ۶- خلاصه‌یی از نتایج ارزیابی متقابل و مدل‌های به‌کار گرفته‌شده برای متغیرهای کیفی آب زیرزمینی.

متغیرهای کیفی	EC	Ca <sup>2+</sup>	Na <sup>+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Cl <sup>-</sup>	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>
نیم تغییرنما	کروی چهارگانه	کروی پنج-گانه	کروی پنج-گانه	نمایی	نمایی	نمایی	کروی پنج‌گانه	نمایی
روش درون‌یابی	UK(1)	UK(1)	LOK	LOK	LOK	UK(1)	LOK	OK
ME	۰/۰۱۱	۰/۱۰	۰/۰۸	۰/۰۱	۰/۰۱۶	۰/۰۰۹	۰/۰۰۸	۰/۱۳
RMSE	۱/۱۸	۰/۵۶	۴/۶۰	۰/۵۳	۰/۱۵	۰/۸۰	۰/۲۵	۳/۳۱
ASE	۱/۷۳	۰/۵۵	۷/۵۰	۰/۵۰	۰/۱۶	۰/۶۲	۰/۲۹	۲/۹۹
MSE	۰/۰۰۳	۰/۱۴	۰/۰۲	۰/۰۰۵	۰/۰۱	۰/۰۲	۰/۰۱	۰/۰۲۱
RMSS	۰/۹۲	۱/۱۴	۰/۷۶	۰/۸۳	۱/۰۲	۱/۲۰	۱/۱۶	۱/۱۰
(RMSS) <sup>2</sup> -1	۰/۱۵	۰/۲۹	۰/۴۲	۰/۳۱	۰/۰۴	۰/۴۴	۰/۳۴	۰/۲۱
Sill(m)	۰/۹۴	۰/۱۴	۰/۷۳	۰/۱۶	۰/۱۷	۰/۴۲	۰/۶۳	۱۴/۸۳
Nugget(m)	۰/۰۶	۰/۱۲	۰/۰۰	۰/۰۳	۰/۰۳	۰/۱۴	۰/۰۰	۳/۵۹
Co/(Co+C)	۰/۱۷	۰/۴۶	۰/۰۰	۰/۱۵	۰/۱۷	۰/۲۵	۰/۰۰	۰/۲۴

جدول ۷- مقایسه‌ی روش‌های مختلف درون‌یابی با روش انتخاب‌شده‌ی زمین‌آماری برای تخمین متغیرهای کیفی.

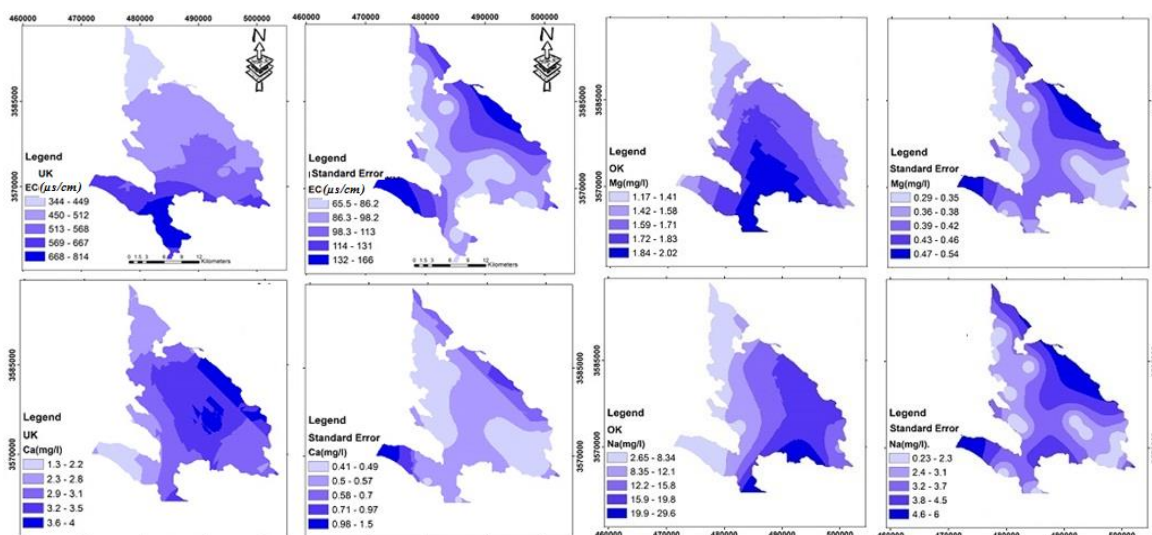
	روش درون‌یابی	UK	IDW(3)	RBF(CRS)	GPI(1)	LPI(1)
EC	ME(μs/cm)	۰/۳۵	-۸/۰۷	۰/۲۸	۰/۲۸	۲/۳
	RMSE(μs/cm)	۱۱۰	۱۳۵/۵	۱۳۸	۱۴۶	۱۷۶
Ca <sup>2+</sup>	روش درون‌یابی	UK	IDW(2)	RBF(Multiquadric)	GPI(1)	LPI(2)
	ME(mg/l)	۰/۱	۰/۰۵	۰/۰۱	۰/۰۷	۰/۰۷
	RMSE(mg/l)	۰/۵۶	۰/۶۲	۰/۵۸	۰/۵۹	۰/۶
Na <sup>+</sup>	روش درون‌یابی	LOK	IDW(1)	RBF(IMQ)	GPI(1)	LPI(2)
	ME(mg/l)	۰/۰۸	۰/۳	۰/۰۲	۰/۰۵	۰/۰۵
	RMSE(mg/l)	۴/۶	۴/۸	۴/۷	۴/۹	۵/۰۱
Mg <sup>2+</sup>	روش درون‌یابی	LOK	IDW(1)	RBF(IMQ)	GPI(1)	LPI(1)
	ME(mg/l)	۰/۰۱	۰/۰۰۲	۰/۰۲	۰/۰۰۷	۰/۰۰۴
	RMSE(mg/l)	۰/۵۳	۰/۵۵	۰/۵۵	۰/۵۸	۰/۵۷
Cl <sup>-</sup>	روش درون‌یابی	LOK	IDW(1)	RBF(TPS)	GPI(3)	LPI(1)
	ME(mg/l)	۰/۰۱۶	-۰/۰۰۹	۰/۰۱۱	۰/۰۵	۰/۰۷
	RMSE(mg/l)	۰/۱۵	۰/۷۷	۰/۷۵	۰/۵	۰/۵۵
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	روش درون‌یابی	LOK	IDW(1)	RBF(CRS)	GPI(1)	LPI(1)
	ME(mg/l)	۰/۰۰۹	۰/۰۴	۰/۰۲	۰/۰۱	۰/۰۴
	RMSE(mg/l)	۰/۷۰	۰/۷۰	۰/۷۰	۰/۸۰	۰/۸۹
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	روش درون‌یابی	LOK	IDW(1)	RBF(SWT)	GPI(3)	LPI(1)
	ME(mg/l)	۰/۰۰۸	-۰/۰۰۲	۰/۰۰۵	۰/۰۲	۰/۰۰۹
	RMSE(mg/l)	۰/۲۵	۰/۲۱	۰/۲۲	۰/۱۸	۰/۲۵
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	روش درون‌یابی	OK	IDW(3)	RBF(CRS)	GPI(1)	LPI(1)
	ME(mg/l)	۰/۱۳	۰/۱۸	۰/۲۱	۰/۰۶	۰/۲۵
	RMSE(mg/l)	۳/۳۱	۳/۳۱	۳/۳۵	۳/۷۰	۴/۲۴

CRS= completely regularized spline, SWT= spline with tension, IMQ= Inverse multi quadric, TPS= Thine plane spline

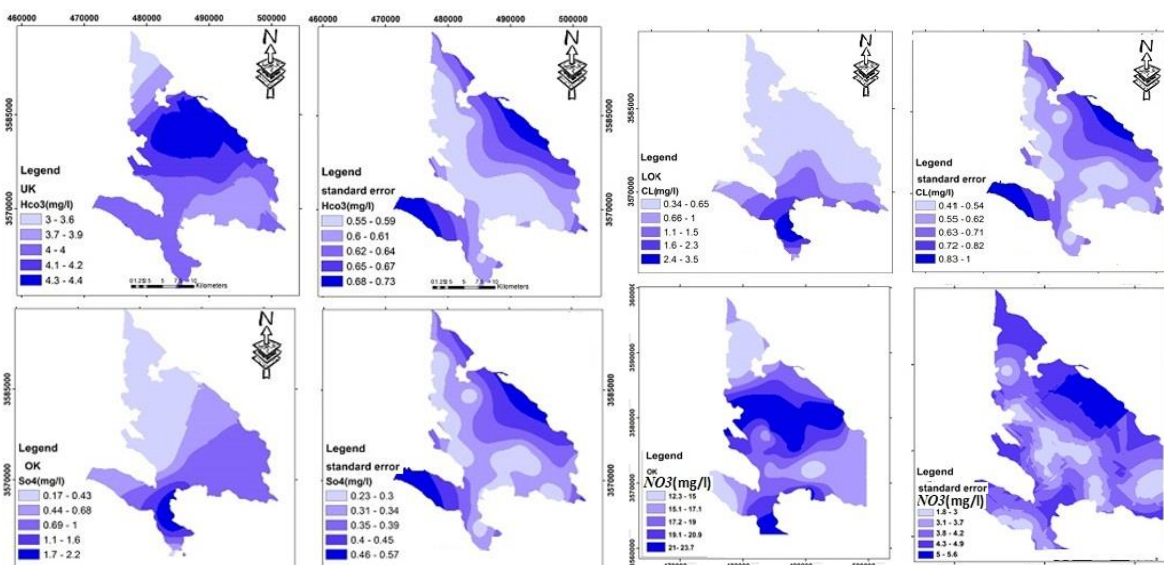
کاهش چندانی نداشت، و شبکه‌ی دشت با روش حذف چاه بهینه، و نقشه‌ی پهنه‌بندی تراز است‌آبی دشت شهرکرد با ۲۹ چاه ترسیم شد. در روش افزودن چاه‌های جدید برای بهینه‌سازی شبکه، تعدادی چاه به شبکه اضافه شده است. با توجه به این که مقدار RMSE کاهش چشم‌گیری داشت، دوباره نقشه‌ی خطای تخمین ترسیم شد، و یک چاه فرضی دیگر برای مکانی که خطایش بیش‌ترین بود، اضافه شد تا میزان خطا کاهش یابد، و این کار تا اضافه شدن ۱۱ چاه به شبکه‌ی جدید تکرار شد. مقایسه‌ی متغیرهای برازش انجام‌شده به ۴۶ چاه روش بهینه‌سازی با افزودن چاه، با متغیرهای ۲۹ چاه روش بهینه‌سازی با کاهش تعداد چاه، باعث کاهش ضریب RMS و ME و نزدیک شدن ضریب RMSS به ۱ در حالت بهینه‌سازی با افزایش تعداد چاه شد. بنابراین، نتایج جدول ۸ نشان می‌دهد که در روش بهینه‌کردن با افزایش تعداد چاه، کاهش مقدار RMSE چشمگیر بود. یکی از عوامل دخیل برای انجام محاسبه‌های دقیق داشتن داده‌های کافی و دقیق است. با روش‌های زمین‌آماري انتخاب‌شده، نقشه‌ی پهنه‌بندی و نقشه‌ی خطای استاندارد هر یک از متغیرهای کیفی (شکل‌های ۶ و ۷)، و نقشه‌های پهنه‌بندی شبکه‌ی بهینه‌ی پایش تراز است‌آبی با دو روش حذف و اضافه کردن چاه (شکل‌های ۸ و ۹) در نرم افزار ArcGIS ۱۰٫۳ تهیه شد.

نتایج نشان داد که در بین روش‌های زمین‌آماري، تخمین گر لاگ کریجینگ با کم‌ترین مقدار RMSE، و نزدیک بودن معیار RMSE به ASE، بهترین روش برای درون‌یابی متغیرهای کیفی  $(Mg^{2+})$ ،  $(Na^+)$ ،  $(SO_4^{2-})$  و  $(Cl^-)$  است و تخمین گر کریجینگ عام بهترین روش برای درون‌یابی متغیرهای کیفی  $(Ca^{2+})$ ، EC،  $(HCO_3^-)$  با کم‌ترین مقدار RMSE، و نزدیک بودن معیار RMSE به ASE است و کریجینگ معمولی با داشتن حداقل مقدار RMSE بهترین روش برای درون‌یابی  $NO_3^-$  آب‌های زیرزمینی دشت شهرکرد است. نقشه‌ی پهنه‌بندی این متغیرها با روش‌های انتخاب شده‌ی زمین‌آماري ترسیم شده است. جدول ۷ خلاصه‌ی از روش‌ها و مدل‌های به کار گرفته شده برای متغیرهای کیفی آب‌های زیرزمینی آبخوان دشت شهرکرد را نشان می‌دهد. اعتبار مدل‌ها و روش‌های درون‌یابی انتخاب شده برای پهنه‌بندی متغیرهای کیفی بسیار زیاد است، زیرا استحکام فضایی مدل انتخاب شده بسیار قوی است، و خطای روش‌های درون‌یابی انتخاب شده بسیار کم است.

روش‌های زمین‌آماري با ME و RMSE کم‌تر برتری محسوس‌ی بر روش‌های معین دارد. برای تعیین شبکه‌ی بهینه‌ی پایش، با روش‌های زمین‌آماري، تعدادی چاه از شبکه‌ی قدیم حذف و تعدادی چاه در موقعیت مکانی جدید به شبکه اضافه شد. پس از حذف ۶ چاه میزان RMS دیگر



شکل ۶. نقشه‌های تخمینی متغیرهای EC،  $Ca^{2+}$  و  $Mg^{2+}$  و  $Na^+$  (ستون چپ) و نقشه‌های خطای معیاری آن (ستون راست)



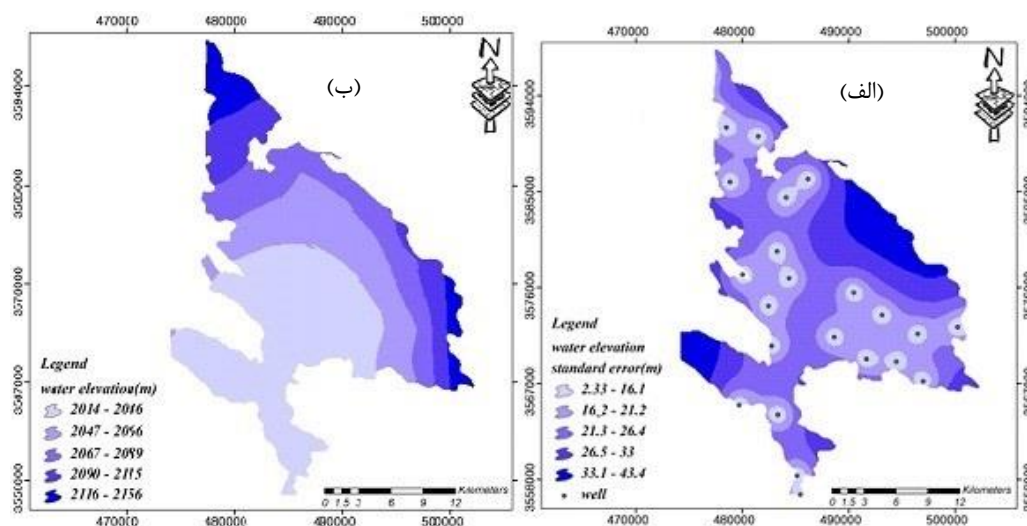
شکل ۷- نقشه‌های تخمینی متغیرهای  $\text{HCO}_3^-$ ،  $\text{SO}_4^{2-}$  و  $\text{NO}_3^-$  (ستون چپ) و نقشه‌های خطای معیاری آن (ستون راست).

جدول ۸- مقایسه‌ی نتیجه‌ی مدل به‌دست آمده براساس دو روش بهینه‌سازی با حذف و افزایش تعداد چاه.

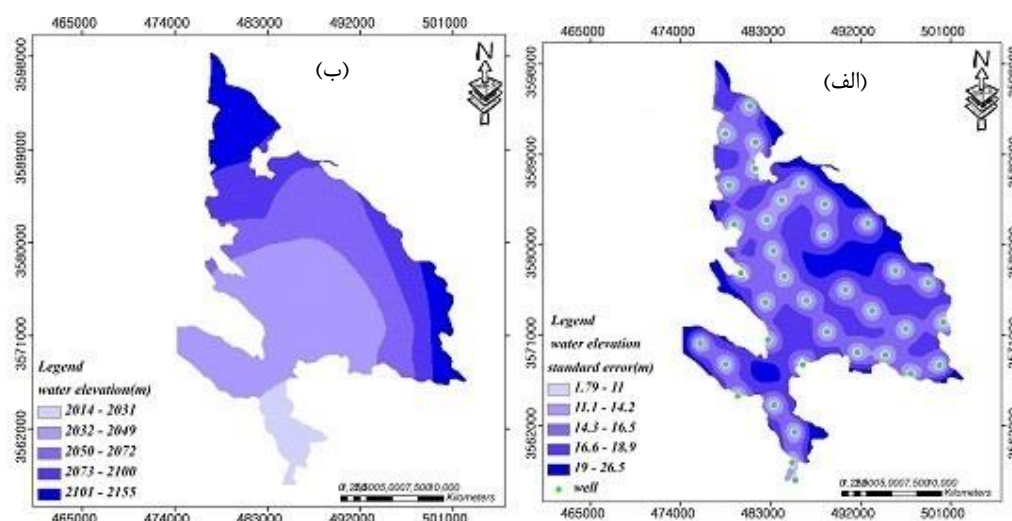
تغییرنا	RMSS	MSE	ASE	RMS	ME
کروی	۰/۵۲	۰/۰۱۵	۲۶/۵۳	۱۵/۶۲	۱/۰۹
کروی	۰/۴۵	۰/۰۰۹	۲۱/۴۳	۱۰/۸۹	۰/۶۰

\* ۶ چاه از شبکه حذف شد.

\*\* ۱۱ چاه به شبکه اضافه شد.



شکل ۸- الف) نقشه‌ی خطای معیاری تخمین ارتفاع تراز آب برای ۲۹ چاه (بهینه‌سازی با کاهش چاه) و ب) نقشه‌ی هم‌تراز تراز ایست‌آبی.



شکل ۹- الف) نقشه‌ی خطای معیاری تخمین ارتفاع تراز آب برای ۴۶ چاه (بهینه‌سازی با افزایش چاه) و ب) نقشه‌ی هم‌تراز تراز ایست‌آبی.

نزدیک‌بودن به محل تغذیه و عبور از رسوب‌های جوش‌سنگی، میزان کلسیم، منیزیم و سدیم کم است. در مرکز، حاشیه‌ی شرقی و خروجی دشت به‌دلیل اثر کانی‌های کربناته به‌صورت کربنات کلسیم و دولومیت، میزان کلسیم و منیزیم افزایش یافته است. میزان کلر از شمال به مرکز و جنوب دشت، افزایش می‌یابد، و علت افزایش آن نهشته‌های آهک‌رسی (مارنی) است. در این ناحیه شهرکرد، فرخ‌شهر، کیان و هفشجان است که نفوذ فاضلاب‌های صنعتی آن‌ها به آب‌های زیرزمینی نیز می‌تواند منجر به افزایش کلر شود. کم‌ترین خطای معیاری تخمین کلر در نزدیکی منابع آبی ۰/۴۱ الی ۰/۵۴ میلی‌گرم در لیتر است. البته در قسمت‌هایی که منابع پراکنده‌تراند در مجاورت منابع خطا بیشتر، و در حدود ۰/۵۵ تا ۰/۶۲ میلی‌گرم بر لیتر است. در قسمت‌هایی از دشت که نمونه‌ی نیست خطا بیش‌ترین (۰/۸۳ تا ۱ میلی‌گرم بر لیتر) است. در مرکز و خروجی دشت نیز میزان بی‌کربنات، با توجه به این‌که جنس سنگ‌های موجود در منطقه عمدتاً آهکی و دولومیتی است، افزایش داشته است. میزان سولفات نیز به سمت خروجی دشت افزایش داشته است. کم‌ترین خطای معیاری تخمین سولفات در نزدیکی منابع آبی ۰/۲۳ الی ۰/۳ میلی‌گرم بر لیتر است، و در قسمت‌هایی که منابع پراکنده‌تراند در مجاورت منابع خطا بیش‌تر است (در حدود ۰/۳۱ تا ۰/۳۴ میلی‌گرم بر لیتر) است. در قسمت‌هایی از دشت که نمونه‌ی نیست خطا بیش‌ترین (۰/۴۶ تا ۰/۵۷ میلی‌گرم بر لیتر) است. افزایش میزان نیترات در مرکز دشت، به‌سبب افزایش فاضلاب‌های شهری و صنعتی، نبود سامانه‌ی زه‌کشی فاضلاب، چاه‌های دفع فاضلاب خانگی روستاها و استفاده‌ی بی‌رویه از کودهای حیوانی و نیتراتی است. نقشه‌های خطای معیاری تخمین نشان می‌دهد که کم‌ترین

### بحث و نتیجه‌گیری

پایش کیفی و مدیریت صحیح منابع آب از راه‌های مناسب برای جلوگیری از آلودگی آب‌های زیرزمینی و افت تراز ایست‌آبی است. تحلیل آماری داده‌های کیفی آب‌های زیرزمینی در منطقه بیان‌گر پراش زیاد و چولگی مثبت داده‌ها بود. میزان چولگی و کشیدگی توزیع داده‌های هدایت الکتریکی به‌ترتیب ۱/۴ و ۴/۹ بود. به‌طور کلی فراوانی داده‌ها برای مقدار کم هدایت الکتریکی به‌مراتب بیش از مقدار زیاد آن بود. در بخش‌های شمالی، به‌دلیل نزدیک‌بودن به محل تغذیه و منشأ گرفتن از رسوب‌های جوش‌سنگی، هدایت الکتریکی آب‌زیرزمینی کم، و کیفیت آن خوب است. در حالی که میزان هدایت الکتریکی در بخش‌های مرکزی دشت و در خروجی آن به‌دلیل برداشت اضافه و عبور از رسوب‌های تخییری افزایش یافته است.

با توجه به معیار ارزش‌یابی متقابل و مقدار

$RMS$ ,  $ASE$ ,  $RMSS$ ,  $|RMSS^2 - 1|$ ,  $ME$  و  $C_0/(C_0+C)$  از بین مدل‌های مختلف زمین‌آماری برازش داده‌شده به داده‌های کیفی آب زیرزمینی شهرکرد، تخمین‌گر کریجینگ عام با روند درجه‌ی یک و مدل کروی چهارگانه برای داده‌های هدایت الکتریکی انتخاب شد. کریجینگ عام و روند درجه یک با مدل کروی پنج‌گانه برای داده‌های کلسیم، لاگ کریجینگ معمولی با مدل نمایی برای داده‌های کلر و منیزیم، کریجینگ عام و روند درجه یک با مدل نمایی برای داده‌های بی‌کربنات، لاگ کریجینگ معمولی با مدل کروی پنج‌گانه برای داده‌های سولفات و سدیم، کریجینگ معمولی با مدل نمایی برای داده‌های نیترات آبخوان دشت شهرکرد انتخاب و نقشه‌های پهنه‌بندی متغیرهای کیفی آب زیرزمینی رسم شد. نقشه‌های پهنه‌بندی متغیرهای کیفی نشان داد که در شمال به‌دلیل

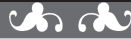
و ME کم‌تر، برتری بسیاری بر روش‌های معین دارند. نتیجه‌ی این تحقیق با سایر پژوهشگران از جمله گوندوگدو و جونی (۲۰۰۷)، فتوانی و همکاران (۲۰۰۸)، سان و همکاران (۲۰۰۹) و زهتابیان و همکاران (۲۰۱۰) مطابقت دارد، و تاییدکننده‌ی برتری روش‌های زمین‌آمار بر روش‌های معین است. این در حالی است که روبینسون و مترنیچ (۲۰۰۶) روش IDW را برای برآورد pH مناسب دانستند. افزایش شوری آب زیرزمینی دشت شهرکرد در درازمدت به سبب تغلیظ نمک‌ها بر اثر کاهش حجم آب زیرزمینی است. منطبق با جهت جریان آب‌های زیرزمینی از شمال و شمال شرقی به مرکز و خروجی دشت، کیفیت آب زیرزمینی کاهش می‌یابد. در ناحیه‌ی شمالی به دلیل نزدیک بودن به محل تغذیه و عبور آب زیرزمینی از رسوب‌های جوش سنگی، کیفیت آب بهتر است. از دلایل عمده‌ی کاهش کیفیت در مرکز و خروجی دشت، عبور آب‌های زیرزمینی از سنگ‌های آهکی، دولومیتی و مارنی، استفاده‌ی بی‌رویه از کودها و سم‌های کشاورزی، و نبود سامانه‌ی جمع‌آوری فاضلاب‌های خانگی و صنعتی است. پیشنهاد می‌شود در تخمین متغیرهای بررسی شده در دشت شهرکرد با روش‌های زمین‌آمار و به کار بردن چاه‌هایی که در بهینه‌سازی شبکه به دست آمد، سود اقتصادی و کاهش هزینه برای اندازه‌گیری سالانه‌ی ارتفاع تراز آب و سنج‌های کیفی آب زیرزمینی این دشت برآورد کرده شود.

خطای معیاری در نزدیکی منبع‌های آبی است. با دور شدن از منبع، مقدار خطا افزایش می‌یابد، و در قسمت‌هایی از دشت که نمونه‌ی نیست خطا بیش‌ترین است. برای درون‌یابی تراز آب زیرزمینی در دشت شهرکرد، مدل کوکریجینگ با متغیر کمکی شیب و نیم تغییرنمای ناهمسان‌گرد کروی انتخاب شد. برای به دست آوردن شبکه‌ی بهینه‌ی پایش دو روش حذف و اضافه کردن چاه به کار برده شد. در روش حذف، برای تعیین چاه‌های غیرضروری معیار ارزش‌یابی متقابل به کار برده شد، و با این معیار چاه‌هایی که تخمین تراز ایست‌آبی در آن‌ها با درون‌یابی از مقدارهای دیگر تراز ایست‌آبی با دقت پذیرفتنی امکان پذیر است از شبکه حذف شد. بنابراین ۶ چاه از شبکه حذف شد. در روش اضافه کردن چاه، پس از انتخاب روش کوکریجینگ نقشه‌ی تخمین ترسیم، و در جاهایی که خطا بیش‌ترین بود ۱۱ چاه اضافه شد. با هر بار اضافه شدن چاه معیار RMSE محاسبه و با مقدار قبلی آن مقایسه شد. این محاسبه تا زمانی که مقدار RMSE ثابت بماند یا تغییر چندانی نداشته باشد ادامه یافت. در این روش ۱۱ چاه به شبکه‌ی بهینه اضافه شد. اضافه کردن ۱۱ چاه در جاهایی که خطای آن بیش‌ترین بود باعث کم شدن خطا و بهینه شدن شبکه‌ی چاه‌ها شد. مقایسه‌ی روش‌های مختلف درون‌یابی با روش انتخاب‌شده‌ی زمین‌آمار نشان می‌دهد که روش‌های زمین‌آمار برگزیده شده در مقایسه با روش‌های معین، با توجه به RMSS



- Bhuiyan MAH, Bodrud-Doza M, Islam AT, Rakib MA, Rahman MS, Ramanathan AL. 2016. Assessment of groundwater quality of Lakshimpur district of Bangladesh using water quality indices, geostatistical methods, and multivariate analysis. *Environmental Earth Sciences*. 75(12): 1020-1043.
- Chahar Mahal and Bakhtiari Regional Water Company. 2017. Qualitative and quantitative statistics of Shahrekord plain. Shahrekord: Base Studies Section of Water Resources Department.
- Desbarats AJ, Logan CE, Hinton MJ, Sharpe DR. 2002. On the kriging of water table elevations using collateral information from a digital elevation model. *Journal of Hydrology*. 255(1-4): 25-38.
- Diodato N, Ceccarelli M. 2004. Multivariate indicator kriging approach using a GIS to classify soil degradation for Mediterranean agricultural lands. *Ecological Indicators*, 4(3): 177-187.
- Fetouani S, Sbaa M, Vanclooster M, Bendra B. 2008. Assessing groundwater quality in the irrigated plain of Triffa (North-east Morocco). *Agricultural Water Management*. 95(2):133-142.
- Ghahraman B, Sepaskhah A. 2001. Autographic rain-gagenetwork design for Iran by kriging. *Journal of Science and Technology*. 25(B4): 653-660.
- Gundogdu K. S, Guney I. 2007. Spatial analyses of groundwater levels using universal kriging. *Journal of Earth System Science*. 116(1): 49-55.
- Howladar MF, Rahman MM, Anas FSA, Shine FMM. 2018. A chemical and multivariate statistical approach to assess the spatial variability of soil quality for environment around the Tamabil coal stockpile, Sylhet. *Environmental Systems Research* 7(1): 19-29.
- Karami S, Madani H, Katibeh H, Marj AF. 2018. Assessment and modeling of the groundwater hydrogeochemical quality parameters via geostatistical approaches. *Applied Water Science*. 8(1): 23-36.
- Khosravi H, Karimi K, Mesbahzadeh T. 2016. Investigation of spatial structure of groundwater quality using geostatistical approach in Mehran Plain, Iran. *Pollution*. 2(1): 57-65.
- Kitanidis PK. 1997. Introduction to geostatistics: applications in hydrogeology. Cambridge University Press.
- Kumar V, Devi R. 2006. Kriging of groundwater levels- A case study. *Journal of Spatial Hydrology*. 6(1): 81-94.
- Li J, Heap A. D. 2011. A review of comparative studies of spatial interpolation methods in environmental sciences: Performance and impact factors. *Ecological Informatics*. 6(3-4): 228-241.
- Liu S, Mo X, Li H, Peng G, Robock A. 2001. Spatial variation of soil moisture in China: Geostatistical characterization. *Journal of the Meteorological Society of Japan*. Ser. II. 79(1B): 555-574.
- Mckenns SA. 2002. Simulating geological uncertainty with imprecise data for groundwater flow and advective transport modeling. Department of Geology and Geological Engineering, Colorado School of Mines Golden, Colorado U.S.A. pp. 1-15.
- Prakash MR, Singh VS. 2000. Network design for groundwater monitoring—a case study. *Environmental Geology*. 39(6): 628-632.
- Rezaei M, Davatgar N, Tajdari K, Abolpour B. 2010. Investigation the spatial variability of some important groundwater quality factors in Guilan, Iran. *Journal of Water and Soil*. 24(5):932-941. doi:10.22067/jsw.v0i0.5284.

- (In Persian).
- Robinson TP, Metternicht G. 2006. Testing the performance of spatial interpolation techniques for mapping soil properties. *Computers and Electronics in Agriculture*. 50(2): 97–108.
- Safarbeiranvand M, Amanipoor H, Battaleb-Looie S, Ghanemi K, Ebrahimi B. 2018. Quality evaluation of groundwater resources using geostatistical methods (Case study: Central Lorestan Plain, Iran). *Water Resources Management*. 32: 3611–3628. <https://doi.org/10.1007/s11269-018-2009-2>.
- Sheikhy Narany T, Ramli MF, Aris AZ, Sulaiman WNA, Fakharian K. 2013. Spatial assessment of groundwater quality monitoring wells using indicator kriging and risk mapping, Amol-Babol Plain, Iran. *Water*. 6(1): 68–85.
- Sun Y, Kang S, Li F, Zhang L. 2009. Comparison of interpolation methods for depth to groundwater and its temporal and spatial variations in the Minqin oasis of northwest China. *Environmental Modelling & Software*. 24(10): 1163–1170.
- Theodossiou N, Latinopoulos P. 2006. Evaluation and optimisation of groundwater observation networks using the kriging methodology. *Environmental Modelling & Software*. 21(7): 991–1000.
- Webster R, Oliver M. A. 2007. *Geostatistics for environmental scientists*. John Wiley & Sons.
- Zahedi M, Vaezipour C. 1993. Geological map of Shahrekord, 1: 250,000. Geological Survey of Iran, Tehran, Iran. (In Persian).
- Zehtabian Gh R, Janfaza E, Nematollahi MJ. 2010. Modeling of ground water spatial distribution for some chemical properties (Case study in the Garmsar watershed). *Iranian Journal of Range and Desert Research*. 17(1): 61–73. (In Persian).
- Zehtabian Gh R, Mohammad Asgari H, Tahmoures M. 2012. Assessment of spatial structure of groundwater quality variables based on the geostatistical simulation. *Desert*. 17(3): 215–224.



## ***Watershed Management Research***

VOL. 32, No. 2, Ser. No: 123, Summer 2019, pp:60 –78

DOI:10.22092/wmej.2019.123678.1159

### **Assessment of Groundwater Quality Spatial Distribution and Appointment Optimize Network of Shahrkord Plain Aquifer Using Geostatistical Methods**

**Mehdi Abdollahi Mansourkhani\***

(Corresponding Author) \* Master of Hydrogeology, Ferdowsi University, Mashhad, Iran

**Hossein Mohammadzade**

Associate Professor, Department of Geology, Ferdowsi University, Mashhad, Iran

**Mohamad Amini**

Professor, Department of statistic, Ferdowsi University, Mashhad, Iran

**Farahnaz Azizi**

PhD in Hydrogeology

\*Corresponding Email: mehdiab63@yahoo.com

Received: 11 October 2018      Accepted: 12 March 2019

#### **Abstract**

As the most valuable natural resources, protection and management of groundwater is vital. One of the best ways to protect groundwater resources is monitoring groundwater quality spatial variations and then managing the water resources exploitations and the land uses. In this research, the spatial distribution of groundwater quality variables and the optimize water well network with acceptable precious in Shahrkord Aquifer is evaluated. According to the cross validation and the values of error evaluation criteria, the universal kriging model with linear trend, the ordinary kriging model with exponential semiovariogram, the Log ordinary kriging model with exponential semiovariogram, the universal kriging model with linear trend with exponential semiovariogram, the log ordinary kriging model with panta spherical semiovariogram and the ordinary kriging model with exponential semiovariogram, has been selected for EC, Ca<sup>2+</sup>, Cl<sup>-</sup> and Mg<sup>2+</sup>, HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> and Na<sup>+</sup> and NO<sub>3</sub><sup>-</sup> respectively. The quality-zoning maps of the Shahrkord Aquifer have been prepared. The results from the zoning quality map indicate that the groundwater quality reduced in central parts of the aquifer. In addition, in this research, to obtain an optimum monitoring well network was applied omitting method. Out of 35 observation wells, identified and removed six wells from the network. Using adding well method identified 11 wells as optimal points and added to the network.

■ **Keywords:** Geostatistic, optimized network, quality variables, water resources ■