

ویژگی های کیفی آب، روش های کریجینگ و کوکریجینگ بر روش IDW ارجحیت دارند. در نهایت با استفاده از روش کوکریجینگ - به عنوان بهترین روش میان یابی - نقشه های پهنه بندی ویژگی های آب زیرزمینی در محیط GIS تهیه گردید. واژه های کلیدی: عامل های کیفی آب زیرزمینی، پراکنش مکانی، درون یابی مکانی، ارزیابی متقابل و پهنه بندی

### مقدمه

شناخت کیفیت و کمیت آب های زیرزمینی، به عنوان یکی از مهمترین و آسیب پذیرترین منابع تامین آب در دهه های اخیر، یک امر کاملاً بدیهی است [۱۳]. آب های زیرزمینی، به عنوان بخش مهمی از آب های تجدیدپذیر جهان به حساب می آیند. محاسبه منابع آب جهانی نشان می دهد که منابع زیرزمینی چیزی در حدود ۶٪ درصد از کل منابع آب و ۶۰ درصد از منابع آب تجدید پذیر قابل دسترس را به خود اختصاص می دهد [۱۶]. آب های زیرزمینی در قیاس با آب های سطحی دارای مزیت های مختلفی مانند کیفیت بالاتر، آلودگی کمتر هستند. در مناطق خشک و نیمه خشک در اغلب موارد که آب های سطحی به میزان خیلی کم دیده می شوند، آب های زیرزمینی قابل دسترس می باشند [۱۳] اما متأسفانه میزان بهره برداری بی رویه از منابع آب زیرزمینی از یک سو و آلوده کردن سفره های زیرزمینی از طرف دیگر، در زمره مسائلی است که در دهه های جاری با آن به کرات روبرو هستیم. لذا هدف از این پژوهش، ارزیابی دقت روش های درون یابی مکانی شامل روش های کریجینگ و کوکریجینگ و تابع معکوس فاصله وزن دار (IDW<sup>۱</sup>) به منظور مدل سازی تغییرات مکانی کیفیت آب زیرزمینی می باشد.

امروزه به طور وسیعی از روش های مختلف زمین آماری برای پیش بینی تغییرات مکانی کیفیت آب زیرزمینی استفاده می شود. صفری [۱]، شبکه پایش آب زیرزمینی را با استفاده از روش های زمین آماری در دشت چمچمال در غرب ایران تعیین نمود. وی از روش کریجینگ برای برآورد تغییرات مکانی سطح آب زیرزمینی در سطح دشت استفاده نمود. نتایج نشان داد که روش مناسب زمین آماری در برآورد یک متغیر، به نوع متغیر و عوامل منطقه ای تاثیر گذار بر آن بستگی دارد و نمی توان روش منتخب در یک منطقه را

## بررسی روش های درون یابی مکانی جهت تعیین تغییرات مکانی ویژگی های کیفی آب های زیرزمینی دشت

### رفسنجان

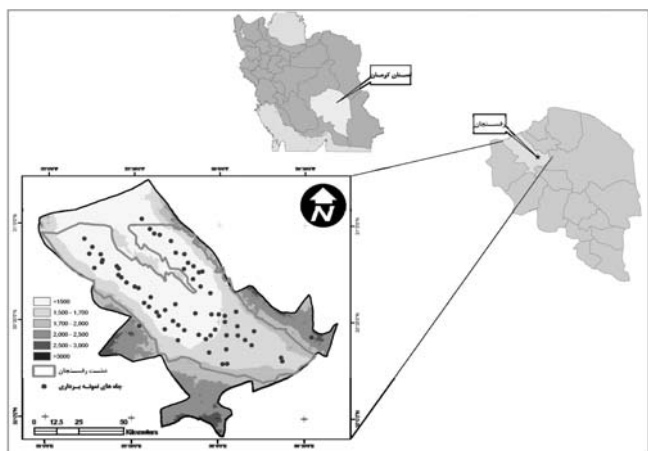
روح الله تقی زاده مهرجردی<sup>۱</sup>، مجتبی زارعیان جهرمی<sup>۲</sup>، شهلا محمودی<sup>۳</sup>، احمد حیدری<sup>۴</sup> و فریدون سرمدیان<sup>۵</sup>  
 تاریخ دریافت: ۸۶/۱۰/۱۰ تاریخ پذیرش: ۸۷/۱۰/۲۵

### چکیده

آب های زیرزمینی از منابع مهم بهره برداری در مناطق خشک و نیمه خشک می باشند. لذا به منظور حفظ کیفیت آب های زیرزمینی اطلاع از پراکنش مکانی و زمانی آن ها حائز اهمیت می باشد. هدف از این پژوهش ارزیابی دقت روش های درون یابی مکانی جهت پیش بینی پراکنش مکانی برخی ویژگی های کیفی آب زیرزمینی نظیر کل املاح محلول (TDS)، غلظت یون سدیم (Na<sup>+</sup>)، شوری (EC)، نسبت جذب سدیم (SAR)، غلظت یون کلر (Cl<sup>-</sup>) و غلظت یون سولفات (SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>) می باشد. بدین منظور از اطلاعات مربوط به ۶۵ نمونه چاه شاهد دشت رفسنجان استفاده شد و روش های تابع معکوس فاصله وزن دار، کریجینگ و کوکریجینگ مورد بررسی قرار گرفت. پس از نرمال سازی داده ها اقدام به ترسیم واریوگرام گردید، بمنظور انتخاب مدل مناسب برای برازش بر روی واریوگرام تجربی از مقدار RSS کمتر و استحکام ساختار فضایی قوی تر استفاده شد. سپس با استفاده از فن ارزیابی متقابل و استفاده از RMSE، مناسبترین روش میان یابی انتخاب شد. نتایج نشان داد که برای پهنه بندی

- ۱- نویسنده مسئول و دانشجوی دکتری مهندسی علوم خاک پردیس کشاورزی و منابع طبیعی، دانشگاه تهران Rh\_Taghizade@yahoo.com
- ۲- دانشجوی کارشناسی ارشد گروه بیابان زدائی پردیس کشاورزی و منابع طبیعی، دانشگاه تهران
- ۳- استاد گروه مهندسی علوم خاک پردیس کشاورزی و منابع طبیعی، دانشگاه تهران
- ۴- استادیار گروه مهندسی علوم خاک پردیس کشاورزی و منابع طبیعی، دانشگاه تهران
- ۵- دانشیار گروه مهندسی علوم خاک پردیس کشاورزی و منابع طبیعی، دانشگاه تهران

1- Inverse Distance Weighting



شکل ۱ - موقعیت منطقه مورد مطالعه، مدل رقومی ارتفاع و پراکنش چاه های نمونه برداری

رفسنجان (تهیه شده از سازمان آب منطقه ای استان کرمان) استفاده گردید. پس از نرمال سازی داده ها، جهت پهنه بندی ویژگی های کیفی آب از روش IDW و دو روش زمین آماری (کریجینگ و کوکریجینگ) استفاده گردید. به منظور ارزیابی روش های درون یابی از آزمون ارزیابی متقابل استفاده شد و در نهایت براساس بهترین روش میان یابی و به کار گیری سامانه اطلاعات جغرافیایی (GIS) اقدام به تهیه نقشه های مورد نظر گردید.

#### بررسی فرضیه ایستایی

برای بررسی این فرضیه چندین روش وجود دارد:

۱. ابتدا یک چند جمله ای درجه دوم به داده ها به طور جداگانه برازش و بر روی باقیمانده، توزیع نرمال برازش داده می شود. در صورت عدم نرمال بودن بایستی عملیات حذف روند را انجام داد.
۲. با برازش توزیع بروی هر یک از داده ها، در صورت  $u$  شکل بودن تابع نیازی به عملیات حذف روند وجود ندارد.
۳. استفاده از پنجره های شناور: در این روش در هر یک از پنجره ها مقدار آماره میانگین و انحراف از معیار اندازه گیری شده که در صورت عدم تفاوت معنی دار نیازی به عملیات حذف روند وجود ندارد.

#### روش های میان یابی

##### روش کریجینگ

کریجینگ عبارت از یک روش برآورد زمین آماری است که بر پایه میانگین متحرک وزن دار استوار می باشد. به طوری که می توان گفت این روش بهترین برآوردکننده خطی نارایب<sup>۱</sup> می باشد. این برآوردکننده به صورت زیر تعریف می شود:

$$Z^*(x) = \sum_{i=1}^n \lambda_i z(x_i) \quad (3)$$

که در آن  $Z^*(x_i)$  عیار برآوردی،  $\lambda_i$  وزن یا اهمیت کمیت وابسته به نمونه  $i$  ام و  $z(x_i)$  مقدار متغیر اندازه گیری شده می باشد. این نوع کریجینگ را کریجینگ خطی می نامند زیرا ترکیب خطی از  $n$  داده است

به سایر مناطق تعمیم داد. نظری و همکاران [۵]، از روش زمین آمار در بررسی تغییرات مکانی کیفیت آب زیرزمینی در دشت بالارود استفاده کرد. نتایج این پژوهشگران نشان داد مدل کروی بهترین مدل جهت برازش بر روی واریوگرام تجربی متغیرهای شوری، کلر و سولفات می باشد. ایستاک و کوپر [۱۲]، روش کریجینگ را در برآورد عناصر سنگین مورد استفاده قرار دادند. آن ها به این نتیجه رسیدند که روش یاد شده بهترین برآوردکننده خطی نارایب سرب می باشد. دیگوستینو و همکاران [۸]، به بررسی تغییرات زمانی و مکانی نترات به کمک روش های کریجینگ و کوکریجینگ در آب های زیرزمینی پرداختند. نتایج آن ها نشان داد که روش کوکریجینگ باعث افزایش دقت در برآورد غلظت نترات شده است. ریزو و موزر [۱۳]، زمین آمار را برای تجزیه و تحلیل کیفیت آب های زیرزمینی مورد استفاده قرار دادند. در این رابطه آن ها نمایه های کیفیت شامل کلر، سولفات، سدیم، کلسیم و شوری را مورد بررسی قرار دادند. آن ها جمعیت میکروبی را به عنوان متغیر کمکی در روش کوکریجینگ مورد استفاده قرار دادند، نتایج این پژوهشگران نشان داد که روش کوکریجینگ دارای دقت مناسبی در برآورد کیفیت آب های زیرزمینی می باشد. احمد [۶]، روش کریجینگ را برای برآورد TDS در آب های زیرزمینی مورد استفاده قرار داد و دقت این روش را در برآورد مقادیر غلظت املاح محلول مناسب تشخیص داد. گاوس و همکاران [۱۱]، آلودگی آب های زیرزمینی بنگلادش را از نظر عناصر سنگین مورد بررسی قرار دادند. آن ها برای برآورد غلظت آرسنیک و تهیه نقشه ریسک خطر از روش کریجینگ گسسته استفاده کردند. فینک و همکاران [۱۰]، از کریجینگ ساده برای برآورد تغییرات سطح آب در کشور هلند استفاده نموده و آن را روشی مناسب برای پایش و تهیه نقشه سطح آب زیرزمینی معرفی کردند. بارکا و پاسارلا [۷]، برای تهیه نقشه خطر نترات در دو حد آستانه ۱۰ و ۵۰ میلی گرم در لیتر، در دشت مودنای ایتالیا از دو روش کریجینگ گسسته و شبیه سازی استفاده نمودند. نتایج این دانشمندان نشان داد که روش کریجینگ گسسته روشی مناسب جهت بررسی میزان تخریب آب زیرزمینی می باشد.

#### مواد و روش ها

##### معرفی منطقه

محدوده مورد مطالعه (دشت رفسنجان) وسعتی برابر 25978 Km<sup>۲</sup> را دارا بوده و از شمال غرب تا جنوب شرق کشیده شده است. ارتفاع متوسط محدوده مطالعاتی ۱۴۴۰ متر از سطح دریا می باشد. بیشترین ارتفاعات در شمال شرق و جنوب دشت قرار دارد [۳]. شکل (۱) موقعیت منطقه مورد مطالعه، مدل رقومی ارتفاع و پراکنش چاه های نمونه برداری را نشان می دهد.

##### روش پژوهش

در این پژوهش جهت پیش بینی پراکنش مکانی کیفیت آب زیرزمینی از اطلاعات مربوط به ۶۵ نمونه چاه شاهد دشت

که شرط استفاده از این برآوردکننده این است که، متغیر  $Z$  دارای توزیع نرمال باشد. در غیر این صورت یا باید از کریجینگ غیر خطی استفاده کرد و یا اینکه به نحوی توزیع متغیرها را به نرمال تبدیل نمود [۲ و ۴].  
مهمترین قسمت کریجینگ تعیین وزن های آماری  $\lambda_i$  می باشد که جهت ناریب بودن برآوردها، این اوزان بایستی به نحوی تعیین گردند که مجموع آنها برابر ۱ باشد [۴].

$$\sum_{i=1}^n \lambda_i = 1 \quad (4)$$

## روش کوکریجینگ

همانطور که در آمار کلاسیک نیز روش های چند متغیره وجود دارد، در زمینه آمار نیز می توان از روش کوکریجینگ و بر اساس همبستگی بین متغیرهای مختلف، برای برآورد استفاده کرد. معادله کوکریجینگ به شرح زیر می باشد [۲].

$$Z^*(x_i) = \sum_{e=1}^n \lambda_{e_i} \cdot x_i + \sum_{k=1}^n \lambda_k \cdot y(x_k) \quad (5)$$

که در آن:  $Z^*(x_i)$  = مقدار برآورد شده برای نقطه  $x_i$  میباشد،  $\lambda_i$  = وزن مربوط به متغیر  $Z$ ،  $\lambda_k$  = وزن مربوط به متغیر کمکی  $y$ ،  $z(x_i)$  = مقدار مشاهده شده متغیر اصلی و  $y(x_k)$  = مقدار مشاهده شده متغیر کمکی است [۲].

برای برآورد با این روش و برای محاسبه اوزان مربوطه، نیاز به محاسبه واریوگرام متقابل به صورت زیر می باشد:

$$\gamma(z_1, z_2)h = \frac{1}{2} n [z(x_i+h) - z(x_i)] * [y(x_k) - y(x_k+h)] \quad (6)$$

که در آن  $\gamma(z_1, z_2)h$ : واریوگرام متقابل بین متغیر  $y$  و  $Z$ ،  $z(x_i)$  = متغیر مشاهده شده و  $y(x_k)$  = متغیر کمکی می باشد.

## روش IDW

در روش IDW برای هر یک از نقاط اندازه گیری وزنی بر اساس فاصله بین آن نقطه تا موقعیت نقطه مجهول در نظر می گیرد. سپس این اوزان توسط توان وزن دهی کنترل می شود، به طوری که توان های بزرگتر اثر نقاط دورتر از نقطه مورد برآورد را کاهش داده و توان های کوچکتر وزن ها را به طور یکنواخت تری بین نقاط همجوار توزیع می کنند. البته باید توجه داشت که این روش بدون توجه به موقعیت و آرایش نقاط، فقط فاصله آنها را در نظر می گیرد، یعنی نقاطی که دارای فاصله یکسانی از نقطه برآورد هستند دارای وزن یکسانی می باشند [۴].  
مقدار عامل وزنی با استفاده از فرمول زیر محاسبه می گردد:

$$\lambda_i = \frac{D_i - \alpha}{\sum_{i=1}^n D_i - \alpha} \quad (7)$$

که در آن:  $\lambda_i$  = وزن ایستگاه  $i$  ام،  $D_i$  = فاصله ایستگاه  $i$  ام تا نقطه مجهول،  $\alpha$  = توان وزن دهی

تعیین مناسبترین روش میان یابی

پس از رسم واریوگرام و برازش مدل مناسب، عملیات میان یابی

بوسیله روش کریجینگ، کوکریجینگ و تابع معکوس فاصله با توان های مختلف بررسی گردید. برای این منظور می توان از شیوه های مختلفی استفاده نمود که یکی از مناسبترین آنها استفاده از نتایج ارزیابی متقابل می باشد [۹]. بدین ترتیب که ابتدا یکی از نقاط اندازه گیری را حذف نموده و سپس با استفاده از سایر نقاط و اعمال روش میان یابی مورد نظر برای نقطه حذف شده، برآورد آماری صورت می گیرد، در مرحله بعد این نقطه به محل خود برگردانده شده و نقطه بعدی حذف می گردد و به همین ترتیب برای تمام نقاط مشاهده ای یک برآورد نیز صورت می گیرد و نتایج در قالب دو ستون مقادیر مشاهده ای و برآوردی ارائه می گردد. در این پژوهش به منظور آزمون نکویی برازش روش های میان یابی، از روش ریشه دوم میانگین مربعات باقیمانده (RMSE) استفاده شد که فرمول محاسبه آن به شرح زیر می باشد:

$$R.M.S.E = \sqrt{\frac{1}{N} \sum_{k=1}^N Z(x_i) - Z^*(x_i))^2}$$

که در آن:  $Z^*(x_i)$ : مقدار برآورد شده متغیر مورد نظر،  $Z(x_i)$ : مقدار اندازه گیری شده متغیر مورد نظر (مقدار مشاهده ای) و  $N$ : تعداد مشاهدات می باشد.

## نتایج

خلاصه آماری داده های مربوط به ۶ عامل کیفیت آب در جدول (۱) آورده شده است. داده هایی که چولگی بالایی داشتند، غیرنرمال تشخیص داده شده و برای نرمال سازی آن ها از روش لگاریتم گیری و ریشه دوم استفاده شد. پس از نرمال سازی داده ها اقدام به ترسیم واریوگرام تجربی گردید. نتایج فرضیه ایستایی هم نشان داد که نیازی به عملیات حذف روند وجود ندارد. با استفاده از پنجره های شناور، در هر یک از پنجره ها مقدار آماره میانگین و انحراف از معیار اندازه گیری شده که نتایج عدم تفاوت معنی دار را نشان داده و در نتیجه نیازی به عملیات حذف روند وجود ندارد (جدول ۲).

جهت برازش بهترین مدل بر روی واریوگرام تجربی از میزان RSS کمتر و استحکام ساختار فضایی قوی تر استفاده شد [۱۴]. واریوگرام های مربوط به روش کریجینگ در شکل (۲) نشان داده شده است. همچنین جدول (۳) مدل مناسب برازش داده شده بر روی واریوگرام و عامل های مربوطه را نشان می دهد. نسبت اثر قطعه ای به آستانه را می توان برای ارزیابی ساختار مکانی داده ها مورد بررسی قرار داد. وقتی این نسبت کمتر از ۰/۲۵ باشد متغیر مورد نظر دارای ساختار مکانی قوی می باشد، بین ۰/۲۵-۰/۷۵ ساختار مکانی متوسط بوده و هنگامی که بزرگتر از ۰/۷۵ باشد ساختار فضایی ضعیف می باشد [۱۵]. با توجه به اینکه نسبت اثر قطعه ای بر آستانه  $(C_0/C_0+C)$  برای دو عامل کیفیت آب (SAR و Na) کمتر از ۰/۲۵ می باشد، این عامل ها دارای استحکام فضایی قوی می باشند. اما در عامل های EC، TDS و CI این مقدار بین

۰/۲۵ تا ۰/۷۵ بوده و دارای پیوستگی مکانی متوسطی می باشد. اما در مورد عامل غلظت سولفات دارای پیوستگی مکانی ضعیف می باشد.

در روش کوکریجینگ، پس از تشکیل ماتریس همبستگی، برای پیش بینی ویژگی های کیفیت آب از عاملی به عنوان متغیر کمکی استفاده شد که دارای بیشترین ضریب همبستگی با متغیر مورد نظر می باشد (جدول ۴). لذا برای برآورد غلظت سدیم از غلظت کلر ( $r=0/955^{**}$ )، برای برآورد نسبت جذب سدیم از غلظت سدیم ( $r=0/814^{**}$ )، برای برآورد غلظت سولفات از کلسیم ( $r=0/701^{**}$ )، غلظت کلر از شوری ( $r=0/992^{**}$ ) و برای غلظت املاح محلول از شوری ( $r=0/999^{**}$ ) و برای شوری از

غلظت املاح محلول ( $r=0/999^{**}$ ) استفاده گردید. واریوگرام های متقابل مربوطه در شکل (۳) ارائه شده است. برای تعیین مناسبترین روش میان یابی، از میان سه روش IDW، کریجینگ و کوکریجینگ از مجذور میانگین مربعات خطا (RMSE) استفاده شد. نتایج نشان داد که روش های زمین آماری دارای دقت قابل ملاحظه ای نسبت به روش IDW می باشند. همچنین روش کوکریجینگ برای تمامی ویژگی های مورد بررسی دارای RMSE کمتری بوده و دقت پیش بینی را تا حد بسیار زیادی بالا برده است (جدول ۵). در نهایت با استفاد از روش کوکریجینگ نسبت به پهنه بندی ویژگی های کیفی آبهای زیرزمینی دشت رفسنجان در محیط GIS اقدام گردید (شکل ۴).

جدول ۱- نتایج تجزیه آماری کیفیت آب زیرزمینی

چولگی	کشیدگی	انحراف معیار	میانگین	حداکثر	حداقل	عامل کیفی آب زیرزمینی
۱/۴۷	۲/۳۱	۲۹/۶۸	۴۱/۸۳	۱۵۰	۱	Na(meq/L)
۰/۴۳	۰/۴۱	۲/۲	۶/۰۹	۱۲/۲	۱	Na(meq/L)*
۱/۴۸	۳/۹۷	۵/۴۶	۱۱/۸۶	۳۳	۰	SAR
-۰/۴۴	۴/۲۵	۰/۸۲	۳/۳۴	۵/۷۴	۰	SAR*
۱/۲۷	۱/۲۴	۴۱۵۶/۷۲	۶۰۲۳	۱۸۹۴۰	۴۹۸	EC( $\mu$ s/cm)
۰/۴۶	۰	۲۵/۷	۷۳/۳	۱۳۸	۲۲	EC( $\mu$ s/cm)*
۱/۶۱	۲/۶۴	۹/۵	۱۳/۳	۴۶	۲	SO4(meq/L)
-۰/۱	-۰/۱۷	۰/۶۸	۲/۳۶	۳/۸۳	۰/۶۹	SO4(meq/L)**
۱/۴۹	۱/۸۱	۴۴	۵۱/۳۲	۱۹۰	۱	Cl(meq/L)
۰/۵۳	۰/۰۴	۲/۹۱	۶/۵۶	۱۳/۸	۱	Cl(meq/L)*
۱/۲۷	۱/۲۴	۲۷۰۱/۱۶	۳۹۱۸/۴	۱۲۳۱۱	۳۲۴	TDS(mg/L)
۰/۴۶	۰	۲۰/۷	۵۹/۱	۱۱۱	۱۸	TDS(mg/L)*

\* استفاده از ریشه دوم جهت نرمال سازی داده ها \*\* استفاده از لگاریتم جهت نرمال سازی داده ها

جدول ۲- نتایج آماری پنجره های شناور بر روی عامل های کیفیت آب زیرزمینی

عامل کیفی آب زیرزمینی	۱		۲		۳		۴	
	میانگین	انحراف معیار	میانگین	انحراف معیار	میانگین	انحراف معیار	میانگین	انحراف معیار
Na(meq/L)	۴۰/۷۳	۲۸/۵۴	۴۰/۶۵	۲۸/۸۷	۳۹/۹۳	۲۹/۰۶	۴۱/۰۳	۳۰/۵۴
SAR	۱۰/۷۶	۵/۴۶	۱۱/۰۷	۵/۸۷	۱۱/۰۱	۵/۳۴	۱۰/۷۸	۴/۹۸
EC( $\mu$ s/cm)	۶۰۵۶	۴۱۵۴/۵۵	۶۱۲۳	۴۱۴۳/۵۵	۶۰۴۵	۴۱۴۵/۷۸	۶۰۸۷	۴۱۲۳/۹۸
SO4(meq/L)	۱۲/۴	۸/۹	۱۲/۹	۸/۵	۱۳/۴۳	۹/۴	۱۳/۸۷	۹/۹
Cl(meq/L)	۵۰/۲۵	۴۳	۵۰/۲۳	۴۶	۵۰/۱۹	۴۲	۵۲/۱۱	۴۵
TDS(mg/L)	۳۹۱۹/۸	۲۷۱۱/۱۳	۳۹۱۶/۳	۲۷۰۴/۴۵	۳۹۲۰/۸	۲۷۰۴/۷۸	۳۹۱۷/۱	۲۷۰۲/۸۸

عامل کیفی آب زیرزمینی	۵		۶		۷		۸	
	میانگین	انحراف معیار	میانگین	انحراف معیار	میانگین	انحراف معیار	میانگین	انحراف معیار
Na(meq/L)	۴۲/۵۴	۲۹/۸۷	۴۱/۵۵	۲۸/۹۶	۴۲/۳۵	۳۰/۰۹	۳۹/۷۸	۲۹/۳۳
SAR	۱۰/۶۵	۶/۰۲	۱۰/۹۸	۵/۷۷	۱۱/۸۷	۴/۹۴	۱۱/۶۷	۵/۱۱
EC( $\mu$ s/cm)	۶۰۱۱	۴۱۱۲/۵۶	۶۰۹۹	۴۱۲۹/۵۴	۶۰۴۵	۴۱۱۲/۱۲	۶۰۲۹	۴۱۶۵/۲۷
SO4(meq/L)	۱۳/۱۱	۹/۱	۱۴/۲۱	۹/۹	۱۳/۹۷	۹/۶	۱۲/۶۶	۸/۸۶
Cl(meq/L)	۵۲/۸۷	۴۶	۵۱/۹۸	۴۴	۵۱/۷۶	۴۴	۵۰/۳۳	۴۳
TDS(mg/L)	۳۹۱۴/۵	۲۶۹۸/۲۹	۳۹۲۱/۲	۲۷۰۶/۹۱	۳۹۲۰/۳	۲۷۰۷/۲۲	۳۹۱۵/۳	۲۷۰۵/۱۴

جدول ۳- بهترین مدل برازش داده شده به واریوگرام و عامل های مربوط به آن

عامل کیفی آب زیرزمینی	مدل	اثر قطعه ای (Co)	آستانه (Co+C)	شعاع تاثیر (Km)	(Co/Co+C)	RSS	r <sup>2</sup>
EC	کروی	۱۷۸	۵۰۳	۵۷/۷	۰/۳۵	۳۰۱۳	۰/۹۹۴
TDS	کروی	۱۱۳/۷	۳۰۷	۵۲/۵	۰/۳۷	۱۶۲۱	۰/۹۹۲
Cl	کروی	۲/۴۵	۶/۸۵	۶۰/۵	۰/۳۵	۰/۲۸	۰/۹۹۶
SO4	نمایی	۰/۲۲	۰/۲۳	۴۰/۷	۰/۹۵	۰/۰۱۲	۰/۸۶۳
Na	کروی	۱/۰۲	۴/۷۴	۵۹/۷	۰/۲۱	۰/۲۲	۰/۹۸۶
SAR	نمایی	۰/۰۰۷	۰/۷	۳۹/۹۵	۰/۰۱	۰/۱۴	۰/۵۵۶

جدول ۴- ضرایب همبستگی بین ویژگی های کیفی آب زیرزمینی

	EC	Cl	SO <sub>4</sub>	Na	SAR	TDS
EC	۱					
Cl	۰/۹۹۲**	۱				
SO <sub>4</sub>	۰/۵۶۶**	۰/۵۱**	۱			
Na	۰/۹۵۲**	۰/۹۵۵**	۰/۵۲**	۱		
SAR	۰/۶۳۶**	۰/۶۴۸**	۰/۲۰۱	۰/۸۱۴**	۱	
TDS	۰/۹۹۹**	۰/۹۹**	۰/۵۶**	۰/۹۴۸**	۰/۶۳۲**	۱

### بحث و نتیجه گیری

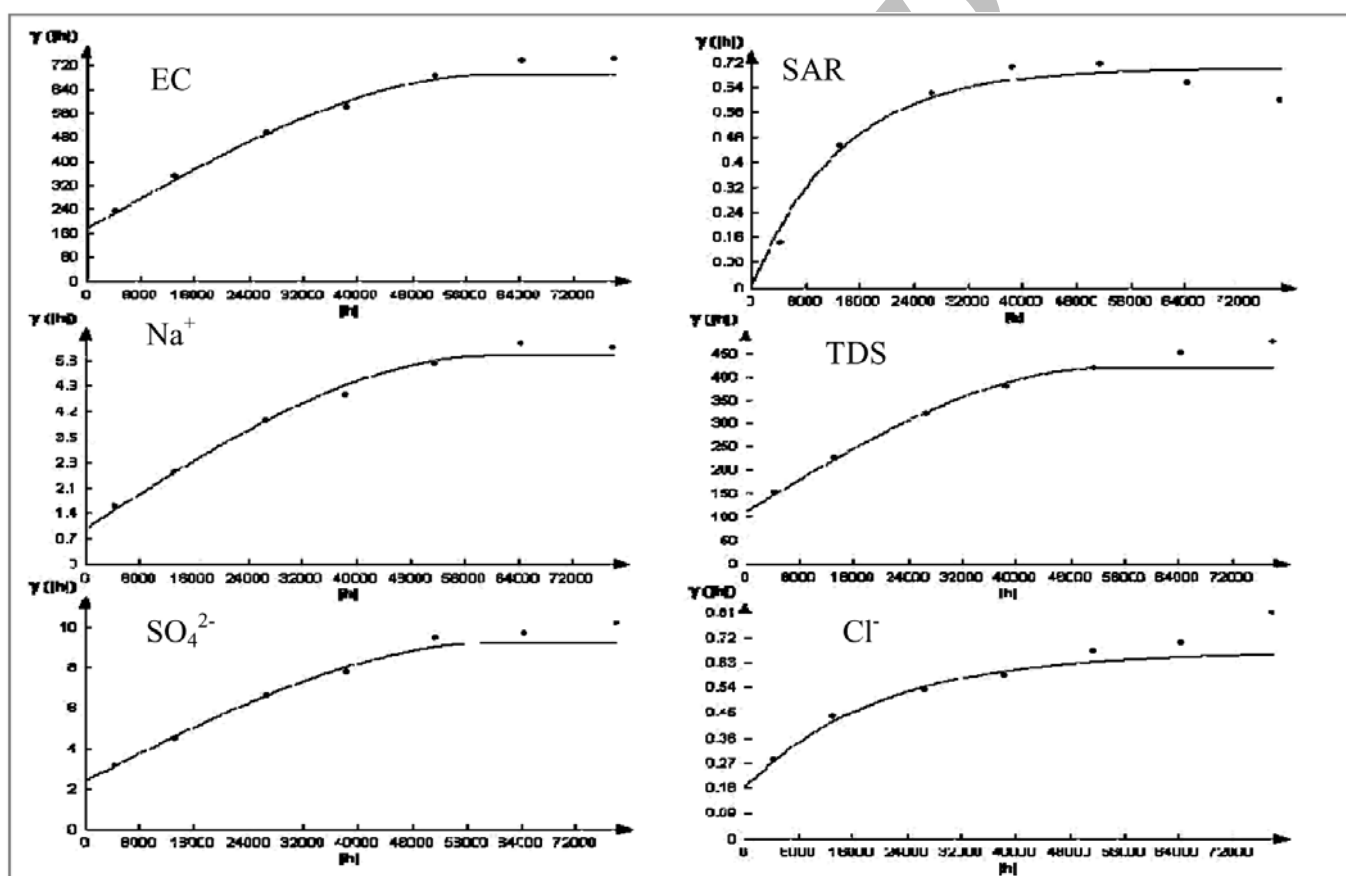
نتایج نشان داد که اکثر ویژگی های مورد مطالعه دارای چولگی بالایی بودند که دلیل آن می تواند کم بودن تعداد نمونه ها می باشد. البته استفاده از لگاریتم و ریشه دوم، داده ها را تا حد زیادی نرمال ساخت. پس از ترسیم واریوگرام و برازش مدل مناسب بر روی آن، عامل های مربوطه استخراج شد. استحکام ساختار فضایی در تمامی ویژگی های کیفی آب مورد مطالعه بسیار قوی بوده (مقدار عامل Co/Co+C کمتر از ۰/۲۵) که نشان دهنده پیوستگی مکانی و دقت بالای مدل های برازش داده شده می باشد، که خود نقش به

سزایی در بالا بردن دقت برآورد دارد.

به منظور برآورد کیفیت آب زیرزمینی، روش های زمین آماری (کریجینگ و کوکریجینگ) بر روش IDW ارجحیت داشتند که با نتایج صفری [۱]، نظری و همکاران [۵]، احمد [۶] و بارکا و پاسارلا [۷] مطابقت دارد. نتایج حاصل از ارزیابی روش های مختلف نشان داد که روش کوکریجینگ برای برآورد پراکنش مکانی کیفیت آب زیرزمینی از دقت بهتری نسبت به سایر روش ها برخوردار می باشد. نتایج بدست آمده با نتایج ریزو و موزر [۱۳] مطابقت دارد. آن ها نیز برای پهنه بندی نمایه های کیفیت شامل سدیم، کلر، سولفات، کلسیم و شوری روش

جدول ۵- نتایج خطای میانبایی برای برآورد کیفیت آب زیرزمینی

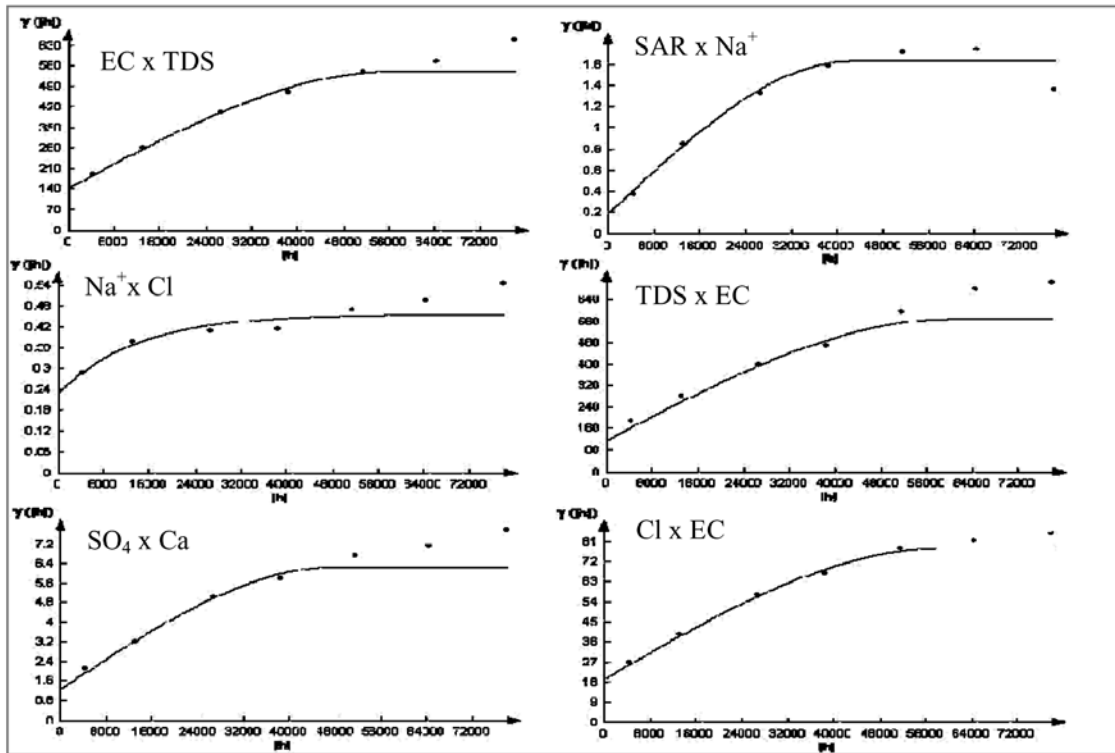
عامل کیفی آب زیرزمینی	کوکرینجینگ	کریجینگ	میانگین متحرک وزن دار (IDW)				
			۱توان	۲توان	۳توان	۴توان	۵توان
EC	۲۰۹۷	۲۸۲۱	۳۰۰۶	۲۹۷۳	۳۰۷۰	۳۱۴۶	۳۱۹۹
TDS	۱۳۶۳	۱۸۳۴	۱۹۳۲	۱۹۵۴	۱۹۹۵	۲۰۴۵	۲۰۷۹
Cl	۲۲/۴۶	۳۱/۲۲	۳۱/۹۸	۳۱/۵۵	۳۲/۳۳	۳۲/۸۵	۳۳/۱۴
SO <sub>4</sub>	۹/۰۳۶	۹/۲۴	۹/۲۷	۹/۹۱	۱۰/۶۲	۱۱/۲	۱۱/۶۴
Na <sup>+</sup>	۱۱/۶۷	۱۹/۱۴	۲۱/۰۴	۱۹/۴۱	۱۹/۴۷	۱۹/۷۵	۱۹/۹۷
SAR	۲/۳۶	۳/۶۶	۳/۹۹	۳/۵۸	۳/۵۶	۳/۶۱	۳/۶۶



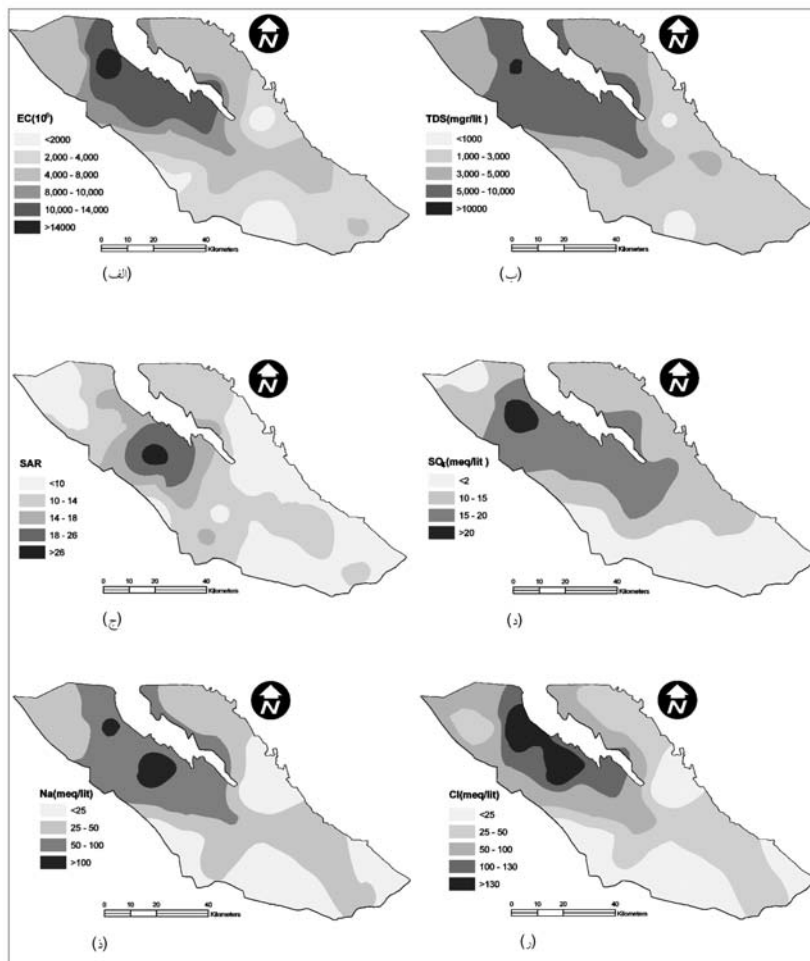
شکل ۲- واریوگرام‌های مربوط به کیفیت آب زیرزمینی

شده است. حفر چاه‌های عمیق و نیمه عمیق به علت خشکسالی‌های چند سال اخیر و تاسیس چاه‌های جدید و افزایش سطح زیر کشت محصول پسته موجب کاهش تدریجی منابع آب، شور و لم یزرع شدن مزارع و خشک شدن بسیاری از چاه‌ها شده است. برداشت بیش از توان سفره آب زیرزمینی باعث افت سطح سفره به میزان ۲۸ متر در سال‌های اخیر شده است [۳] که در صورت انتقال آب به دشت رفسنجان می‌توان از کاهش افت آب زیرزمینی و شور شدن بیشتر این

کوکرینجینگ را به عنوان روش مناسب معرفی کردند. با توجه به شکل (۴) ملاحظه می‌گردد که روند تغییرات عامل‌های کیفی آب زیرزمینی تقریباً مشابه یکدیگر می‌باشد. بیشترین تجمع غلظت مربوط به قسمت‌های شمال شرقی و کم ارتفاع منطقه می‌باشد. با توجه به در نظر گرفتن نقشه رقوم ارتفاع این پدیده قابل توجه می‌باشد اما باید در نظر داشت که برداشت بی‌رویه از آب‌های زیرزمینی در سال‌های اخیر باعث تشدید تخریب منابع آبی دشت



شکل ۳- واریوگرام های متقابل ویژگی های کیفی آب زیرزمینی



شکل ۴- نقشه پهنه بندی کیفیت آب زیرزمینی (الف، ب، ج، د، ذ، ر) به ترتیب ویژگی های EC، SAR، TDS، Na، Cl، تهیه شده به روش و کریجینگ

8. Dagostino, V., Greene, E.A, Passarella, B. and Vurro, G. 1998. Spatial and temporal study of nitrate concentration in groundwater by means of coregionalization. *Environmental geology*. 36:285-295.

9. Davis, B.M. 1987. Uses and abuses of cross-validation in geostatistics. *Math. Geol.* 19, 241-248.

10. Finke, P.A, Brus, D.J., Bierkens, M.F.P., Hoogland, T., Knotters, M. and Vries F. 2004. Mapping groundwater dynamics using multiple sources of exhaustive high resolution data, *Geoderma* 123:23-39.

11. Gaus, I. Kinniburgh, D.G., Talbot, J.C. and Webster, R. 2003. Geostatistical analysis of arsenic concentration in groundwater in Bangladesh using disjunctive kriging, *Environmental geology*. 44:939-948.

12. Istok, J.D. and Cooper, R.M. 1998. *Geostatistics Applied to Groundwater Pollution. III: Global Estimates*, *Journal of Environmental Engineering*, 114(4):915-928.

13. Rizzo, D.M. and Mouser, J.M. 2000. Evaluation of Geostatistics for Combined Hydrochemistry and Microbial Community Fingerprinting at a Waste Disposal Site. pp. 1-11

14. Robinson, T.P. and Metternicht, G. 2006. Testing the performance of spatial interpolation techniques for mapping soil properties, *Computer and Electronics in Agriculture* 50(97-108).

15. Shi, J., Wang, H., Xu, J., Wu, J., Liu, X., Zhu, H. and Yu, C. 2007. Spatial distribution of heavy metals in soils: a case study of changxing, china, *Environ Geol*. 52:1-10.

16. The Department of Environment and Conservation NSW, (2007). Guidelines for the Assessment and Management of groundwater Contamination, Published by: Department of Environment and Conservation NSW, Website: www.environment.nsw.gov.au

منابع حیاتی در مناطق بیابانی و نیمه بیابانی جلوگیری کرد. در نهایت پیشنهاد می گردد برای مشخص کردن مناطقی که به شدت تخریب پیدا کرده اند و اولویت بندی محدوده هایی که نیاز به اقدامات حفاظتی دارند از روش های پیشرفته زمین آماری مانند کریجینگ نمایه و کریجینگ گسسته نیز استفاده گردد.

### تقدیر و تشکر

نویسندگان این مقاله از همکاری های گروه مهندسی علوم خاک دانشکده مهندسی علوم خاک و آب پردیس کشاورزی و منابع طبیعی دانشگاه تهران و هم چنین سازمان آب منطقه ای کرمان جهت انجام این پژوهش کمال تشکر و امتنان را دارد.

### مراجع

۱. صفری، م. ۱۳۸۱. تعیین شبکه بهینه پایش آب های زیرزمینی با استفاده از روش های زمین آماری. پایان نامه کارشناسی ارشد، دانشگاه تربیت مدرس، دانشکده کشاورزی

۲. محمدی، ج. ۱۳۸۵. پدومتری، جلد دوم آمار مکانی، نشر پلک، ۴۵۳ ص

۳. معافی، ح. و رهنما، م. ۱۳۸۵. مطالعه آب های زیرزمینی و بررسی در نشت زمین دشت رفسنجان با استفاده از سامانه اطلاعات جغرافیایی و سنجش از دور. اولین همایش منطقه ای بهره برداری

بهینه از منابع آب حوزه های کارون و زاینده رود، شهرکرد  
۴. مهدیان، م. ۱۳۸۵. کاربرد زمین آمار در خاکشناسی، کارگاه آموزشی کاربرد زمین آمار در خاکشناسی اولین همایش خاک، توسعه پایدار و محیط زیست ۱۸-۱۷ آبان ماه ۱۳۸۵، دانشگاه تهران

۵. نظری زاده، ف. ارشادیان، ب. و زند و کیلی، ک. ۱۳۸۵. بررسی تغییرات مکانی کیفیت آب زیرزمینی دشت بالارود در استان خوزستان، اولین همایش منطقه ای بهره برداری بهینه از منابع آب حوزه های کارون و زاینده رود، دانشگاه شهرکرد، ص ۱۲۴۰-

6. Ahmed, S. 2002. Groundwater monitoring network design: application of Geostatistics with a few Case studies from a granitic aquifer in a semi-arid region. In: *Groundwater Hydrology*, M.M. Sherif, V.P. Singh and M. Al-Rashed (Eds.), Balkema, Tokyo, Japan. 2, 37-57.

7. Barca, E. and Passarella, G. 2007. Spatial evaluation of the risk of groundwater quality degradation. A comparison between disjunctive kriging and geostatistical simulation, *Environ Monit Assess*, (in press).