

ارزیابی کیفی منابع آب شهرستان گرگان با استفاده از GIS و زمین آمار

محسن عادلی

کارشناس ارشد سنجش از دور و سیستم‌های اطلاعات جغرافیایی، دانشگاه شهید بهشتی تهران

تاریخ دریافت: ۸۹/۶/۲۰؛ تاریخ پذیرش: ۹۲/۲/۱۸

چکیده

خصوصیات کیفی منابع آب با توجه به متغیرهای مختلف طبیعی و فعالیت‌های انسانی، الگوی مکانی مختلفی دارند. با شناخت این متغیرها و بکارگیری روش‌های درون یابی می‌توان چگونگی پراکنش مکانی را با دقت بالا مدل سازی نمود. هدف این مطالعه در واقع استفاده از بهینه‌ترین روش درون یابی برای ارزیابی کیفی منابع آب شهرستان گرگان بوده است. بدین منظور در ابتدا داده‌های ۱۴۵ نقطه از مکان‌های مختلف شهرستان طی سال‌های ۱۳۸۳ تا ۱۳۸۸ جمع‌آوری شده و پس از نرمال‌سازی و تحلیل آماری با بالاترین دقت به محیط نرم‌افزار ArcGIS 9.3 وارد شدند. روش‌های مختلف درون‌یابی از جمله روش وزن‌دهی معکوس فاصله و کریجینگ با توابع مختلفی از جمله نمایی، کروی و معمولی برای هر متغیر بطور جداگانه تست شده و بر اساس فاکتورهای خطای بایاس میانگین، خطای مربع میانگین، خطای قدر مطلق میانگین و خطای مجذور میانگین استاندارد شده ارزیابی گردیدند. نتیجه ای که در استفاده از این مدل بدست آمد، مؤید نزدیکی دقت روش‌های مختلف درون یابی برای داده‌های مورد استفاده بوده است. کیفیت منابع آب در این شهرستان از جنوب شرق به شمال غرب در مورد اکثر فاکتورهای کیفی از جمله هدایت الکتریکی و نیترات نامطلوب‌تر می‌شود که علاوه بر شرایط خاص طبیعی به عواملی از جمله نفوذ فاضلاب گرگان و اسفاده از کود و سموم کشاورزی مرتبط است. نتایج این تحقیق می‌تواند جهت مکان یابی چاه‌های جدید در منطقه مورد مطالعه مورد استفاده قرار گیرد.

واژه‌های کلیدی: خودهمبستگی مکانی، سیستم‌های اطلاعات جغرافیایی، زمین آمار، کریجینگ

مقدمه

طرح مساله

کیفیت منابع آب جهت آشامیدن تحت تاثیر شرایط محیطی و انسانی متعددی قرار دارد. توزیع مکانی کیفیت آب تا حد زیادی با ساختار منطقه در ارتباط بوده و بررسی چگونگی توزیع مقادیر متغیرها در چند سال پی در پی، روند تغییرات را روشن می‌سازد (کوپنون و دیگران، ۲۰۰۲: ۵۵). تخلیه فاضلاب‌های شهری، رواناب، دامداری‌های بزرگ، فاضلاب کارخانه‌ها، مکان دفع فاضلاب به عنوان عواملی هستند که بر کیفیت آب زیرزمینی تاثیرات بسیار منفی می‌گذارند (دورقان و دیگران، ۲۰۰۴: ۳۱ و لوکاسن، ۲۰۰۴: ۲۵۶). مسیر حرکت رودخانه‌ها نیز، از جمله مواردی است که می‌تواند بر کیفیت منابع بخصوص در زمان سیل و شیوع آلودگی‌ها تاثیر بگذارد (کامپولا، ۲۰۰۲: ۵۱۶). نقش این تاثیر بر اثر واکنش متقابل دریاها و دریاچه‌ها بر رودخانه و زمین‌های اطراف آن دوچندان می‌شود (گیپرث و دیگران، ۲۰۰۵: ۱۵۹). مکان‌هایی که کشاورزی در آن رونق زیادی دارد، استفاده غیر استاندارد از کودهای شیمیایی ممکن است باعث آلودگی منابع آب آنجا گردد (مک التایر و دیگران، ۲۰۰۴: ۱۱۳۵). برای پیش بینی تغییرات کیفی در سطح زمین، بررسی آماری سایر پدیده‌های موجود در آن مکان نیز لازم است (راباه و همکاران، ۲۰۱۱: ۵۸۱). از عناصر تشکیل‌دهنده آب که تا حد زیادی می‌تواند کیفیت آن را جهت آشامیدن تعیین کند، میزان نیترات آن می‌باشد (کراپاک و دیگران، ۲۰۰۲: ۴۸۴). استاندارد این میزان را سازمان حفاظت محیط زیست آمریکا ۴۵ میلی‌گرم در لیتر تعیین کرده است (یواس.ای.پی.ای، ۱۹۹۶: ۷). جذب و نفوذ برخی از آلودگی‌های سطح به اعماق پایین تر به افزایش این عنصر حساس می‌انجامد. سیستم‌های اطلاعات مکانی دارای ابزارهای موثری است که در تهیه نقشه‌های کیفی و بررسی تاثیرات محیطی مفید است (اشرف، ۲۰۱۱: ۸۴۸).

با توجه به بررسی‌های ابتدایی نمونه‌های اخذ شده از آزمایشگاه شرکت آب و فاضلاب استان گلستان طی سال‌های ۱۳۸۳ الی ۱۳۸۸، نتایج اولیه تعدادی از نمونه‌ها، این مطلب را نشان می‌داد که مقادیر برخی از عناصر حساس، دارای روندی افزایش هستند. افزایش پارامترهای حساس آب، بخصوص عناصری مانند نیترات، که از عناصر مهم تعیین کننده کیفیت آب شرب می‌باشد، نگرانی‌هایی را سبب گردید و در پس‌آیند آن، این موضوع را قوت بخشید تا طی یک بررسی تفصیلی به شناسایی روند تغییرات کیفی آب و علت یابی منشأ آن اقدام گردد. در واقع، از جمله اهداف اصلی نوشتار حاضر، ضمن بررسی وضعیت کیفی منابع آب موجود، شناسایی مناطقی است که از نظر کیفی برای حفر چاه آب در محدوده مجاز قرار دارند تا با انجام این اقدام بتوان ضمن پیشگیری از عوارض مالی و جانی ناشی از مکان یابی نادرست چاه‌های آب، زمینه بهره‌مندی ساکنان شهرستان را نیز فراهم کرد.

در زمینه تحلیل کیفی منابع آب با استفاده از GIS مطالعاتی صورت گرفته که در ذیل به برخی از آن‌ها اشاره می‌گردد:

هانسا واسانانوکچ در سال ۱۹۹۴ به تحلیل کیفی منابع آب در منطقه چوآفرا یا استوری کشور تایلند با استفاده از داده‌های سنجش از دور پرداختند. تصاویر لندست از جمله تصاویری بودند که برای این منظور استفاده گردیدند. ایشان در پایان به این نتیجه رسیدند که سنجش از دور می‌تواند در زمینه تشخیص میزان کدورت و رسوبات معلق به محققان در کارهای مشابه کمک نماید.

لابکیزنسکی در سال ۱۹۹۷ با مدل کردن عددی جریان با استفاده از GIS و سنجش از دور^۱، تلاش نموده تا میزان منابع آب زیرزمینی موجود در سازند سخت ریوتورمس اسپانیا را برآورد کند. او با توجه به متغیر بودن درجه هدایت الکتریکی، شبکه درز و شکاف‌ها را با محیط متخلخل معادل جایگزین کرد. به عقیده وی علاوه بر هدایت الکتریکی و ضریب قابلیت انتقال، از تغذیه نیز می‌بایست در طول کالیبراسیون حالت پایدار مدل به عنوان یک متغیر مستقل استفاده شود. او با استفاده از تصاویر ماهواره ای لندست^۲ TM، عکس‌های هوایی، نقشه زمین شناسی و توپوگرافی منطقه چهار گروه اسنادی را برای تعیین نقش آن‌ها در تغذیه انتخاب کرد.

چنگ و دیگران در سال ۱۹۹۸، با استفاده از شاخص‌ها و روش‌های تحلیل کریجینگ و استفاده از تصاویر ماهواره لندست، به آنالیز کیفی آب در قسمتی از کشور تایوان اقدام کردند. در بررسی ایشان روش‌های مختلف کریجینگ دارای دقت مکانی بالا و نزدیک به هم بوده است.

رنگزن و همکاران در سال ۱۳۸۴، در درون‌یابی داده‌های سطح آب زیرزمینی دشت میان آب شوشتر به ارزیابی مدل‌های وزن دهی معکوس فاصله و کریجینگ پرداختند. نتیجه ای که از این ارزیابی حاصل شد این بود که هر دو مدل در سطح اطمینان قابل پذیرش بوده اما در داده‌های ایشان، دقت روش IDW بالاتر از کریجینگ و دقت داده‌های تیرماه به سبب نحوه توزیع داده‌ها، بیشتر از آذرماه بوده است.

رنجی و پاندا در سال ۲۰۰۷ به تهیه نقشه‌های کیفی منابع آب حوضه آبریز کاپگری در کشور هند پرداختند. آن‌ها ضمن تهیه نقشه کیفی در محیط GIS، به این نکته اشاره کردند که تقریباً ۷۰ درصد از آب‌های سطحی و مقادیر زیادی از آب‌های زیرزمینی این حوضه آبریز تحت تاثیر آلودگی‌های بیولوژیک، ارگانیک و غیر ارگانیک قرار دارد.

اشرف و دیگران در سال ۲۰۱۱، در مطالعه‌ای که بر روی تاثیرات آب زیرزمینی و کیفیت محصولات کشاورزی در محیط GIS در منطقه دامغان در استان سمنان انجام دادند، میزان عناصری از قبیل

1- Remote Sensing(RS)

2- Thematic Mapper(TM)

سدیم، منیزیم، پتاسیم، کلر و هدایت الکتریکی را ارزیابی و کمیت آن‌ها را برای استفاده در کشاورزی بررسی کردند. بنابر تحلیل آن‌ها، وضعیت کلی این عناصر در کشاورزی مطلوب بوده ولی روند افزایشی در کمیت عناصر دیده می‌شود.

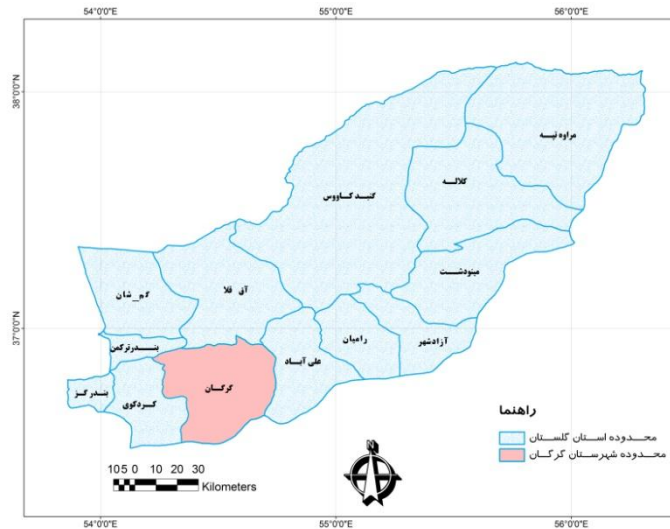
سوالات و فرضیه‌هایی که در این تحقیق در ابتدا مطرح بوده، در ارتباط با ارزیابی روش‌های درون یابی داده‌های مکان مبنا بوده‌اند و همانگونه که در ادامه بطور مفصل به آن پرداخته خواهد شد، هر سه روش مورد استفاده در این تحقیق، دارای دقت قابل قبولی در فرایند تبدیل نمونه‌های گسسته به سطوح رستری پیوسته بوده‌اند و فرضیه تحقیق که دارای محتوای مشابه و هم راستا با نتایج بررسی‌های مدل بوده است، تأیید می‌کنند.

روش تحقیق

روش بررسی در این پژوهش از نوع کاربردی بوده است. نرم‌افزارهایی از جمله زیر مجموعه‌های ArcGIS، Geo Statistic، Microsoft Office از جمله نرم‌افزارهایی بودند که در مراحل مختلف این تحقیق جهت انجام محاسبات و همچنین ترسیم نقشه مورد استفاده قرار گرفتند. لازم به ذکر است که در مطالعه حاضر ضمن ارزیابی دقت روش‌های مختلف درون یابی برای پارامترهایی از جمله هدایت الکتریکی، نیترات، نیتريت، کدورت، سولفات، بی‌کربنات، فسفات، منیزیم، کلسیم، سدیم، پتاسیم، آهن، منگنز، سختی کل، سختی موقت، کلرور، کل مواد جامد محلول و اسیدیت، و سنجش آن‌ها با روش‌هایی از جمله میانگین مطلق خطا و میانگین اریبی خطا، به تهیه رستر یکپارچه در محدوده شهرستان گرگان پرداخته شده است.

محدوده قلمرو پژوهش

شهرستان گرگان با طول جغرافیایی ۱۳' و ۵۴' تا ۴۵' و ۵۴° شرقی و عرض جغرافیایی ۳۰' و ۳۶° تا ۵۹' و ۳۶° شمالی در استان گلستان و بخش شمالی ارتفاعات البرز قرار دارد. وجود مناطق کوهستانی و جنگلی در قسمت جنوبی و مناطق دشتی در شمال شهرستان از خصوصیات مرفولوژیکی آن به شمار می‌آید. مساحت شهرستان ۱۶۱۵/۸۱ کیلومترمربع، درجه حرارت متوسط ۱۸/۵ درجه سانتی‌گراد، جمعیت ۴۰۱۳۹۹ نفر و بارش متوسط ۸۰۰ میلی‌متر در سال می‌باشد (استاندارداری گلستان، ۱۳۸۷: ۷). در شکل ۱، محدوده جغرافیایی تحقیق، مشخص گردیده است.



شکل ۱- موقعیت قرارگیری شهرستان گرگان در استان گلستان

مفاهیم، دیدگاه‌ها و مبانی نظری

تهیه نقشه‌های کیفی در GIS بر اساس استفاده از روش‌های درون‌یابی^۱ انجام می‌گیرد. درون‌یابی در واقع برآورد میزان متغیر پیوسته مجهول براساس نمونه‌های معلوم در منطقه است (لو و وونگ، ۲۰۰۸: ۱۰۴۹). روش‌های مختلفی برای درون‌یابی داده‌های مکانی وجود دارد. تمام این مدل‌ها بر اساس منطق وجود خود همبستگی مکانی^۲ بین پدیده‌ها عمل می‌کنند (جانستون، ۲۰۰۱: ۹۴). محاسبه ضریب همبستگی متغیرها، تحلیل ساختاری مکان اخذ داده‌ها را میسر می‌سازد (بیوکیوگلو، ۲۰۰۶: ۳۹۱). روش‌های درون‌یابی در حالت کلی به دو قالب روش‌های قطعی^۳ و غیر قطعی^۴ تقسیم می‌شوند (راباه و همکاران، ۲۰۱۱: ۵۸۴). در روش قطعی قابلیت اطمینان محاسبه می‌شود و در روش غیر قطعی نیز امکان محاسبه خطا به کاربر داده می‌شود (علی‌محمدی، ۱۳۸۴: ۴۳). روش‌های درون‌یابی از نظر انتخاب نمونه‌های اولیه یا به عبارتی ناحیه عملکرد به دو روش محلی و کلی تقسیم‌بندی می‌شوند (بازگیر و همکاران، ۲۰۱۲: ۴۷۱). در حالت محلی از زیرمجموعه‌ای از نقاط معلوم برای محاسبه مقدار متغیر مجهول استفاده می‌شود و در حالت کلی نیز، تمام نمونه‌ها مورد استفاده قرار

- 1- Interpolation
- 2- Spatial Autocorrelation
- 3- Deterministic
- 4- Non- Deterministic

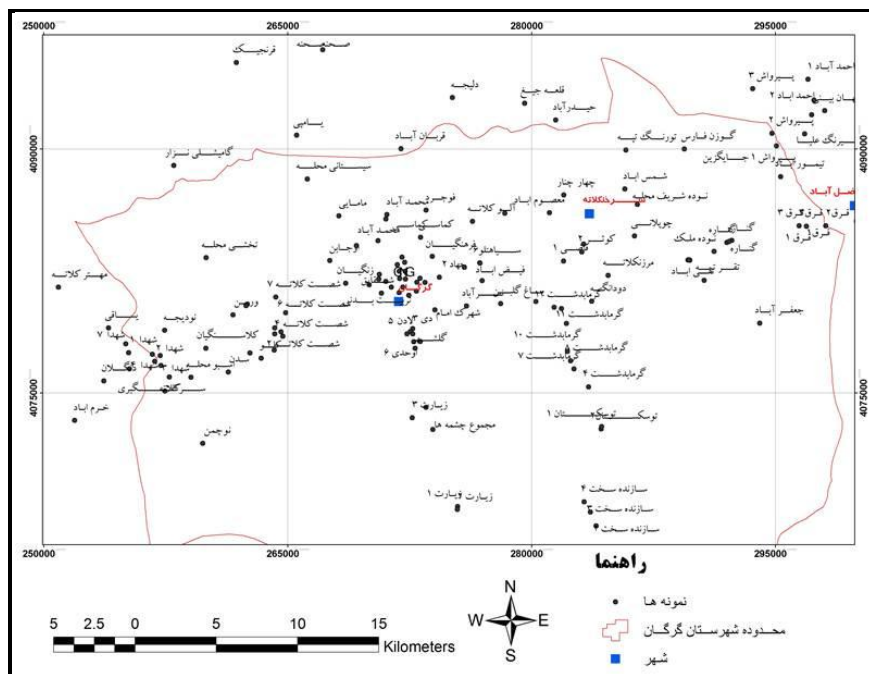
می‌گیرند (واکرناگل، ۲۰۰۲: ۱۰۵). روش‌های درون‌یابی معمول عبارتند از روش وزن‌دهی عکس فاصله^۱، چند جمله‌ای^۲، توابع پایه شعاعی^۳ و زمین‌آماری کریجینگ^۴. در روش وزن‌دهی عکس فاصله از فرمول $\hat{z}(x) = \frac{1}{n} \left[\sum_{x=1}^n z(x) \right]$ استفاده می‌شود. این روش از توان دوم معکوس فواصل نمونه‌ها به عنوان وزن استفاده می‌کند. مقدار بهینه توان نیز از روش حداقل مربع خطاهای پیش‌بینی^۵ بدست می‌آید. کریجینگ یک روش تخمین مقدار مجهول است که بر اساس میانگین متحرک وزنی نمونه‌ها عمل می‌کند. فرمول این روش عبارت است از: $\hat{Z}(x) = \sum_{i=1}^n \lambda_i Z(x_i)$ که در آن λ_i وزن یا اهمیت کمیت وابسته به نمونه i می‌باشد. در این مدل ضمن توجه به آنالیز ساختار منطقه با استفاده از یک تغییر نگار^۶، سعی می‌شود که بهترین خط ناریب^۷ که دارای حداقل واریانس خطا باشد، بین داده‌ها برازش داده شود (نگری روس و همکاران، ۲۰۱۱: ۲۴۵). قبل از استفاده از داده‌های کمی نمونه‌ها، نرمال سازی داده‌ها مورد نیاز است (الکوری، ۲۰۱۰: ۹۲۱). از بین مدل‌های واریوگرام، مدلی مناسب است که کمترین میزان خطا را داشته باشد (پیسو و دیگران، ۲۰۰۲: ۵۲). از این مدل در فرایندهای بعدی جهت پیش‌بینی و تخمین مقادیر پارامترهای مختلف کیفی استفاده می‌گردد (تقی‌زاده و دیگران، ۲۰۰۸: ۱۲). برای ارزیابی دقت فضایی مدل مورد استفاده در درون‌یابی روش‌های مختلفی وجود دارد که به عنوان مثال می‌توان به مواردی از قبیل خطای بایاس میانگین^۸، خطای مربع میانگین^۹، خطای قدر مطلق میانگین^{۱۰} و خطای مجذور میانگین استاندارد شده^{۱۱} اشاره کرد (فالیون و همکاران، ۲۰۱۰: ۵۱۵). صحت و اعتبار نقشه‌های خروجی برای هر پارامتر کیفی را با این توابع می‌سنجند.

-
- 1- Inverse Distance Weighted (IDW)
 - 2- Local Polynomial
 - 3- Radial Basis Functions
 - 4- Krigging
 - 5- Root Mean Square Prediction Error (RMSPE)
 - 6- Semi variogram
 - 7- Best Linear Unbiased Estimator
 - 8- Mean Bias Error(MBE)
 - 9- Mean Square Error(MSE)
 - 10- Mean Absolute Error(MAE)
 - 11- Root Mean Square Standardized(RMSE)

بحث اصلی

جمع آوری و آماده سازی داده

با توجه به هدف مطالعه، از نمونه داده‌های منابع آب زیرزمینی شهرستان گرگان طی سال‌های ۱۳۸۳ الی ۱۳۸۸ در دو فصل تر و خشک استفاده شده است. تعداد نمونه‌ها ۱۴۵ عدد بوده که پراکنش نسبی مناسبی نیز در سطح شهرستان داشته‌اند. در ضمن به جهت برهم نخوردن تعادل درون یابی داده‌ها در مرزهای شهرستان از نمونه‌های آب موجود در فاصله ۱۰ کیلومتری شهرستان نیز استفاده شده است. چگونگی پراکنش نمونه‌های مورد استفاده در شکل ۲ ارائه شده است.



شکل ۲- چگونگی پراکنش نقاط نمونه برداری منابع آب زیرزمینی در محدوده مورد مطالعه

انجام درون یابی و تهیه نقشه

داده‌های مورد استفاده برای تهیه نقشه در ابتدا از نظر پارامترهای آماری پایه از جمله حداقل، حداکثر، میانگین، خطای استاندارد میانگین، چولگی و کشیدگی برای همه متغیرهای کیفی، بررسی شدند. پس از اطمینان از نرمال بودن توزیع داده‌ها، از آن‌ها جهت ایجاد نقشه با استفاده از روش‌های

درون یابی وزن دهی معکوس فاصله، کریجینگ معمولی و ساده با توابع نمایی و کروی استفاده شده است. در راستای انجام درون‌یابی، مدل‌های مختلف تغییر نما و همچنین روش‌های مختلف کریجینگ بکار گرفته شدند. برای هر متغیر، روشی به‌عنوان روش درون‌یابی نهایی انتخاب گردید که دارای بیشترین دقت تخمین بوده است.

ارزیابی دقت

در تحقیق حاضر برای ارزیابی دقت هر یک از روش‌های درون‌یابی با استفاده از نتایج اعتبار متقاطع^۱، برای هر متغیر میزان شاخص‌های میانگین خطا و میانگین ارببی خطا محاسبه گردیده است. فرمول مورد استفاده برای هر یک از آنها به شرح ذیل بوده است.

$$MAE = \frac{1}{n} \sum_{x=1}^n |\hat{z}(x) - z(x)| \quad \text{و} \quad MBE = \frac{1}{n} [\hat{z}(x) - z(x)]$$

در این فرمول‌ها n تعداد نمونه، $z(x)$

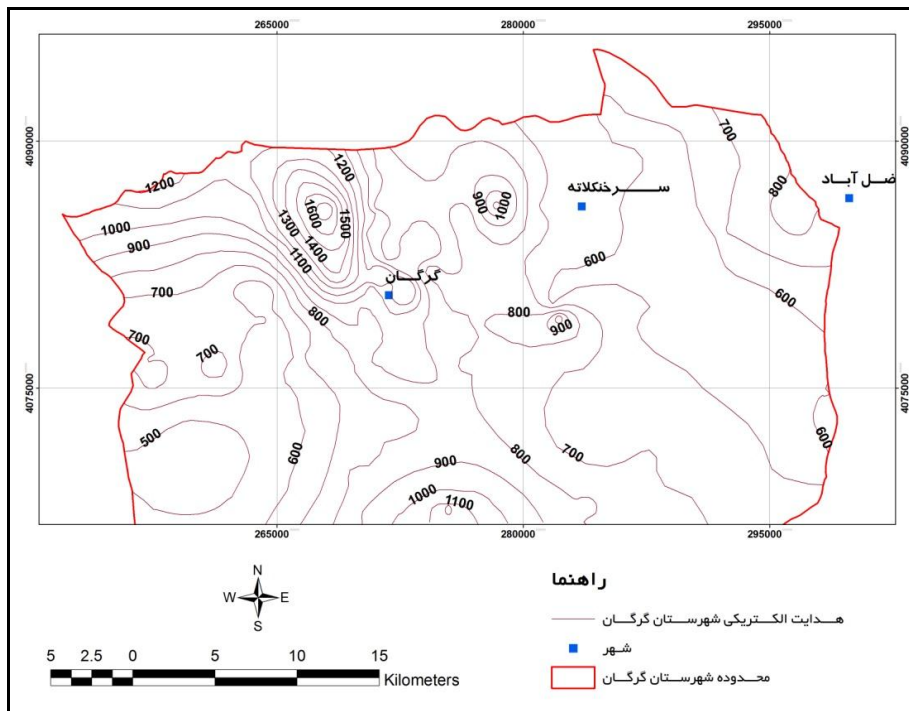
مقدار نمونه معلوم و $\hat{z}(x)$ مقدار برآورد شده برای نقطه x می‌باشد. مقادیر این دو پارامتر هر چه به عدد صفر نزدیک تر باشد نشان‌دهنده تخمین بهتر مدل مورد استفاده در ارزیابی مقادیر مجهول پارامتر مورد استفاده می‌باشد.

مقادیر شاخص‌های ارزیابی فوق برای هر یک از متغیرها و بر اساس روش‌های درون‌یابی کریجنگ کروی و نمایی و روش معکوس فاصله در جدول ۱ ارائه شده است. شکل ۳ نیز چگونگی تغییرات و پراکنش میزان هدایت الکتریکی را در شهرستان گرگان نشان می‌دهد. همانگونه که ملاحظه می‌گردد پراکنش این متغیر دارای روندی افزایشی از جنوب شرق به شمال غرب بوده و در محدوده شمال غرب شهرستان گرگان به حداکثر خود می‌رسد.

جدول ۱- میزان شاخص‌های MBE و MAE متغیرهای مختلف در دو روش درون‌یابی وزن‌دهی معکوس فاصله

و کریجینگ با توابع نمایی و کروی

ردیف	پارامتر	علامت اختصاری	کریجینگ کروی			کریجینگ نمایی			وزن دهی معکوس فاصله		
			MBE	MAE	RMSS	MBE	MAE	RMSS	MBE	MAE	RMSS
۱	هدایت الکتریکی	EC	-۰.۱۶۶۵	۹۷.۲۷۶	۱.۴۱۷	-۰.۶۴۰۷	۹۷.۳۵۷	۱.۱۳۲	-۴.۵۱۲	۹۸.۶۹۱	-
۲	نیترات	NO ₃ ⁻	-۰.۳۳۶۱	۵.۰۳۰۶	-۰.۶۰۱۶	-۰.۳۵۵۹	۴.۹۶۱۱	-۰.۵۹۰۶	۲.۰۲۶	۵.۷۰۰۴	-
۳	نیتريت	NO ₂ ⁻	-۰.۰۰۰۵۳	-۰.۰۲۹۸	-۰.۹۴۸۴	-۰.۰۰۰۶۱	-۰.۰۳۰۰۲	-۰.۹۳۵۸	-۰.۰۰۰۰۶	-۰.۰۲۸۷۳	-
۴	کدورت	NTU	-۰.۰۳۲۱	۲.۲۷۲۲	۲.۲۳۲	-۰.۰۰۰۳۷	۲.۱۲۰۱۹	۱.۷۶۶	-۰.۱۰۷۷	۱.۹۴۴۴	-
۵	اسیدیته	pH	-۰.۰۰۰۲۸۳	-۰.۱۳۲۸	-۰.۹۴۷۸	-۰.۰۰۰۰۲	-۰.۱۲۳۷	-۰.۹۶۶۳	-۰.۰۰۰۰۶۹	-۰.۱۲۰۰۸	-
۶	سولفات	SO ₄ ²⁻	-۰.۶۹۶۸	۲۱.۴۱۶۸	۱.۰۰۰۵	-۰.۷۸۰۸	۲۱.۳۳۳۸	-۰.۷۸۳۴	-۰.۷۲۷۶	۲۰.۲۷۱۸	-
۷	بی کربنات	HCO ₃ ⁻	-۰.۳۹۲۱	۳۴.۲۸۴۱	-۰.۹۶۸۷	-۰.۴۸۵۷	۳۲.۷۹	-۰.۹۶۱۷	-۰.۸۶۱۲	۳۱.۱۰۹۶	-
۸	فسفات	PO ₄ ³⁻	-۰.۰۱۲۸۶	-۰.۱۴۵۴	-۰.۸۳۱۲	-۰.۰۱۵۶۸	-۰.۱۴۳۷	-۰.۸۶۳۴	-۰.۰۲۹۲	-۰.۱۴۴۴	-
۹	منیزیم	Mg ²⁺	-۰.۱۲۰۳	۶.۹۷۳۳	۱.۵۰۲	-۰.۱۳۶۰۲	۶.۸۴۰۷	۱.۴۸۹	-۰.۶۵	۶.۲۸۱۸	-
۱۰	کلسیم	Ca ²⁺	-۰.۱۴۱۸	۱۳.۹	۱.۲۳۱	-۰.۰۰۰۴۳	۱۳.۸۴۶۵	۱.۴۸۴	-۰.۸۶۲۸	۱۳.۸۶۱۵	-
۱۱	سدیم	Na ⁺	-۰.۱۶۲۴	۱۲.۲۲۱۴	۱.۰۰۸۱	-۰.۰۱۱۴۴	۱۲.۵۱۲۷	۱.۱۹۷	-۱.۸۶۸۵	۱۳.۸۵۱۵	-
۱۲	پتاسیم	K ⁺	-۰.۰۳۰۴	-۰.۷۳۲۳	۱.۳۱۲	-۰.۰۲۸۴۸	-۰.۷۵۲	۳.۱۳۸	-۰.۱۲۱۹	-۰.۷۶۰۱	-
۱۳	آهن	Fe ²⁺	-۰.۰۰۰۱۹۲	-۰.۰۵۰۳	۱.۲۸۲	-۰.۰۰۰۳۰۵	-۰.۰۵۲۲۴	۱.۶۳	-۰.۰۱۶۴۱	-۰.۰۵۳۵	-
۱۴	منگنز	Mn ²⁺	-۰.۰۰۰۰۸۶	-۰.۰۲۷۵۵	-۰.۸۲۵۷	-۰.۰۰۰۰۷۶	-۰.۰۲۷۱۲	-۰.۷۸۶	-۰.۰۰۰۲۷	-۰.۰۲۵۶۳	-
۱۵	سختی کل	TH	-۰.۰۰۰۷۵۳	۳۷.۱۰۹۷	۱.۴۲۷	-۰.۰۲۸۸۹	۳۶.۸۷۸	۱.۱۴۸	۴.۹۶۹	۳۷.۴۴۳	-
۱۶	سختی موقت	tH	-۰.۱۶۱۸	۲۸.۸۴۶۹	۱.۱۲	-۰.۲۰۶۶	۲۸.۳۸۵۹	۱.۱۵۲	۱.۷۴۲	۲۷.۵۷۷۳	-
۱۷	کلور	Cl ⁻	-۰.۰۰۰۸۵۷	۱۷.۰۵۷	-۰.۸۶۹	-۰.۰۱۱۷۳	۱۶.۵۵	-۰.۹۵۵۷	-۰.۳۳۷۲	۱۵.۶۴۲۲	-
۱۸	کل مواد جامد محلول	TDS	-۰.۷۹۶۲	۶۰.۱۹۴۱	۱.۳۴۳	-۰.۱۷۳۳۳	۶۰.۷۸۲۶	۱.۰۶۵	-۶.۵۲۸۹	۶۲.۶۴۳۹	-

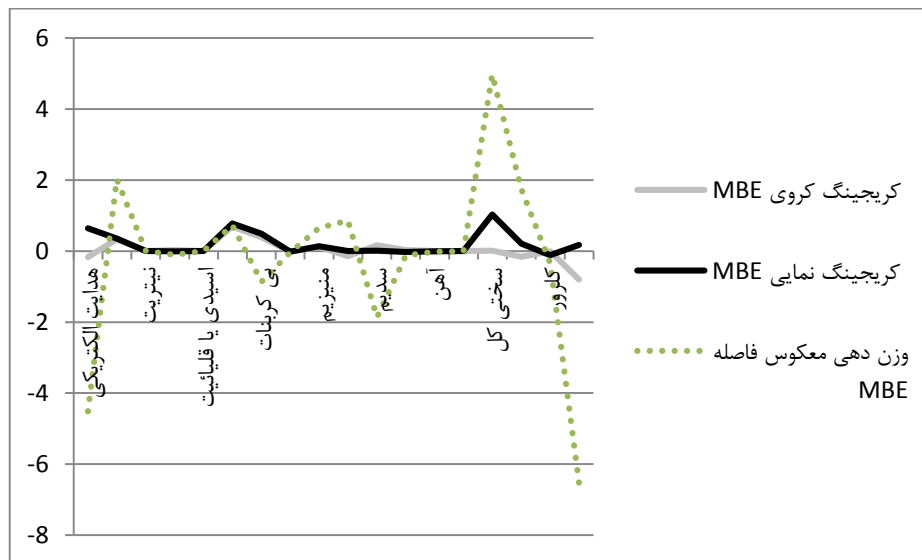


شکل ۳- چگونگی پراکنش میزان هدایت الکتریکی در شهرستان گرگان

جمع‌بندی و نتیجه‌گیری

مقادیر پایین خطاهای خروجی ناشی از روش اعتبارسنجی متقاطع در مورد مقادیر MAE و MBE نشان‌دهنده این مطلب است که از هر سه روش درون‌یابی مورد استفاده در این تحقیق می‌توان برای تخمین مقادیر مجهول استفاده نمود.

در دو روش کریجینگ کروی و نمایی مقادیر MAE و MBE در مورد اکثر پارامترهای استفاده شده نزدیک به هم می‌باشند. مقادیر خطا در روش وزن دهی معکوس فاصله در اکثر مواقع از هر دو روش کریجینگ بالاتر است. شکل ۴ میزان شاخص MBE متغیرهای کیفی مختلف را در روش درون‌یابی وزن دهی عکس فاصله و کریجینگ با توابع کروی و نمایی نشان می‌دهد. همانگونه که ملاحظه می‌گردد دقت هر سه روش قابل قبول بوده اما روش کریجینگ با توابع نمایی و کروی در مجموع دارای دقت بالاتری هستند.



شکل ۴- چگونگی مقادیر MBE متغیرهای مختلف در روش‌های درون‌یابی IDW و کریجینگ با توابع نمایی و کرونی

افزایش مسافت طی شده توسط آب زیرزمینی در مسیر جنوب به شمالی دشت، باعث سیر نزولی کیفیت آب در مسیر مذکور شده است.

نواحی جنوبی محدوده شمالی دشت که در راس مخروط افکنه قرار دارند، به علت درشت دانه بودن رسوبات و فاصله کم طی شده توسط آب زیرزمینی، معمولاً از کیفیت بالاتری برخوردارند و آب زیرزمینی در مسیر حرکت به نواحی شمالی به علت فاصله گرفتن از منبع تأمین و تماس با رسوبات موجود، کم از نظر کیفیت سیر نزولی دانسته‌اند و ریزدانه بودن رسوبات که تماس آب را با سطح سفره‌ها افزایش می‌دهد نیز، این تأثیرات را تشدید می‌نماید.

در شهرستان گرگان با توجه به عملی نشدن کامل طرح فاضلاب (تا زمان ارائه این تحقیق)، فاضلاب مربوط به مناطق مسکونی و صنعتی مستقیماً و از طریق چاه‌های جذبی و یا از طریق رودخانه‌های موجود در سطح شهرستان به سفره‌های آب زیرزمینی وارد می‌شوند و باعث آلودگی آن می‌گردند. علاوه بر این، در سال‌های اخیر با ترویج روش‌های نوین کشاورزی صنعتی و استفاده از کودهای شیمیایی جهت تولید بیشتر، گاهی به علت رعایت نکردن بینش دورنگرانه، تعادل طبیعی عناصر طبیعت دستخوش تغییراتی می‌گردد که این موضوع در آب برخی از چاه‌ها مشاهده می‌گردد.

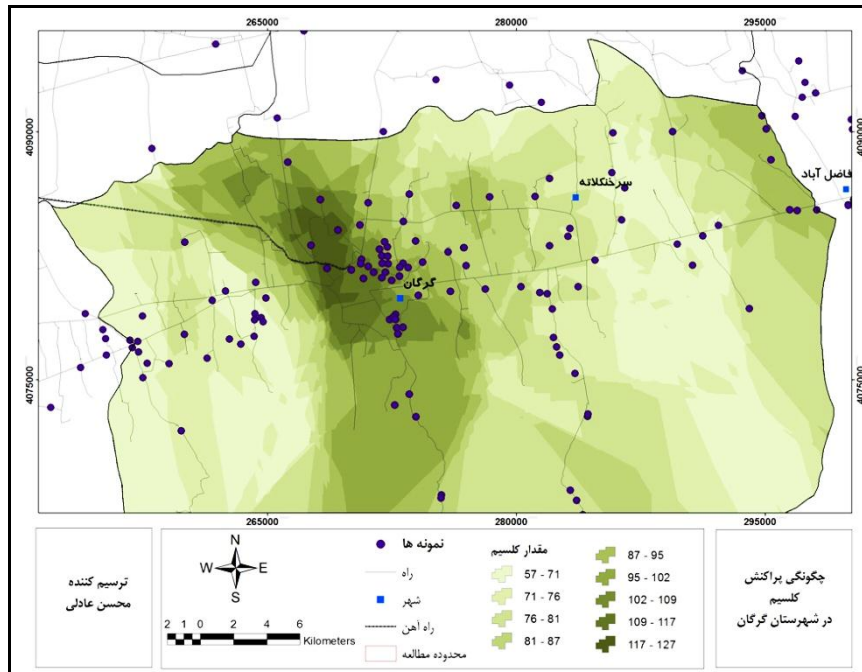
میزان کل جامدات محلول آب، علی‌رغم داشتن شرایط استاندارد و قابل قبول در مناطق نمونه برداری شده، در بعضی از مناطق در آستانه رسیدن به شرایط نامطلوب قرار دارند.

پراکنش میزان فسفات، در ارتباط با کودهای کشاورزی و پساب‌های شهری و صنعتی شهر گرگان می‌باشد.

در کیفیت آب عوامل طبیعی و انسانی در ارتباط متقابل با هم تاثیرگذار هستند. بررسی کیفیت آب در فاصله زمانی ۱۳۸۳ تا ۱۳۸۸ مؤید دخالت بیشتر عوامل انسانی نسبت به عوامل طبیعی در منطقه مورد نظر بوده است. از بین عوامل طبیعی موثر در کیفیت منابع آب، جنس سنگ بستر، خصوصیات منبع تغذیه، جهت جریان رودخانه‌ها، پوشش زمینی و بافت و جنس خاک بیشترین تأثیر را داشته‌اند. در بین عوامل انسانی نیز نقش سکونتگاه‌های انسانی مجتمع با ایجاد فاضلاب شهری و آلودگی آب‌های سطحی و زیرسطحی و همچنین استفاده از کودهای شیمیایی و انواع سموم دفع آفات نباتی تأثیرات تعیین‌کننده‌تری را بر ساختار کیفی آب منطقه مورد مطالعه داشته‌اند.

بررسی تغییرات منیزیم طی بازه زمانی ۱۳۸۳ تا ۱۳۸۸ نشان‌دهنده این مسئله است که زمین‌شناسی و خاک‌شناسی منطقه تأثیر عمده‌ای در چگونگی پراکنش این فاکتور داشته‌اند. میزان منیزیم در نواحی شمالی بالاتر از سایر نواحی است. نشت فاضلاب‌های سطحی و زیرزمینی ناشی از مناطق مسکونی و همچنین احتمالاً معادن موجود در منطقه و تماس آب‌ها با سنگ بستر در افزایش آن مؤثر بوده‌اند.

میزان کلسیم که یکی از مهم‌ترین فاکتورهای تعیین‌سختی آب محسوب می‌شود تا حد زیادی تحت تاثیر سازندهای ماسه‌سنگی و دولومیتی نواحی جنوبی می‌باشد. به‌علت تغذیه اکثر رودخانه‌ها و چاه‌ها از این سازند، تمامی نمونه‌ها تحت تاثیر این فاکتور قرار گرفته‌اند. افزایش میزان این متغیر در نواحی شمال غربی شهر گرگان به آلودگی منابع آب از طریق دفع فاضلاب و همچنین آلودگی رودخانه‌های درون شهری گرگان که در دو طرف شهر از جنوب به شمال در حرکتند نیز، ارتباط دارد. چگونگی پراکنش کلسیم در سطح شهرستان، در شکل ۵ ارائه گردیده است. همانگونه که ملاحظه می‌گردد در شکل حاضر در قالب ۹ کلاس، تغییرات کلسیم مشخص شده است. مناطق روشن‌تر دارای مقادیر کلسیم کمتر و مناطق با تن تیره‌تر مربوط به کلاس‌های با کلسیم بالاتر می‌باشد.



شیب تغییرات عناصر مختلف از سمت جنوب شرق به سمت شمال غرب حالت افزایش دارد که این مهم را می توان به شرایط طبیعی منطقه و شیب توپوگرافیک آن و همچنین تأثیرات رودخانه های منطقه نسبت داد.

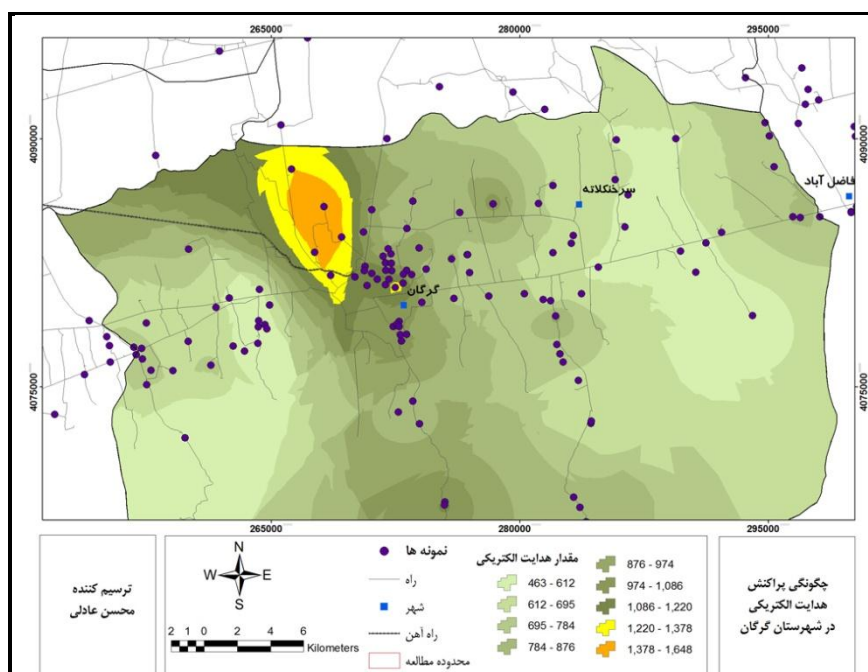
استفاده بیش از حد از سموم کشاورزی، انواع حشره کش ها، کودهای شیمیایی سبب بالا رفتن غلظت کلراید بخصوص در مناطق کشاورزی شده است.

میزان سولفات در مناطق شمالی بیشتر است که به احتمال زیاد افزایش آن در این منطقه با کاربری کشاورزی و استفاده از کودهای کشاورزی و همچنین پراکنش مناطق مسکونی در ارتباط است.

اکثر عناصر بررسی شده، در راستای شرقی- غربی نسبت به شمال - جنوب دارای همبستگی بالاتری هستند و این موضوع غیر از حواشی رودخانه ها در سایر مناطق صادق است.

در نواحی جنوبی منطقه مورد مطالعه از جنوب شهرستان علی آباد تا جنوب شهرستان کردکوی مقادیر هدایت الکتریکی کم و قابل قبول است. علت این فرایند عواملی از قبیل وجود رودخانه های مهم با نقش مناسب در تغذیه مناطق دشتی شمالی و عدم وجود منابع شور کننده سفره های آب می باشند.

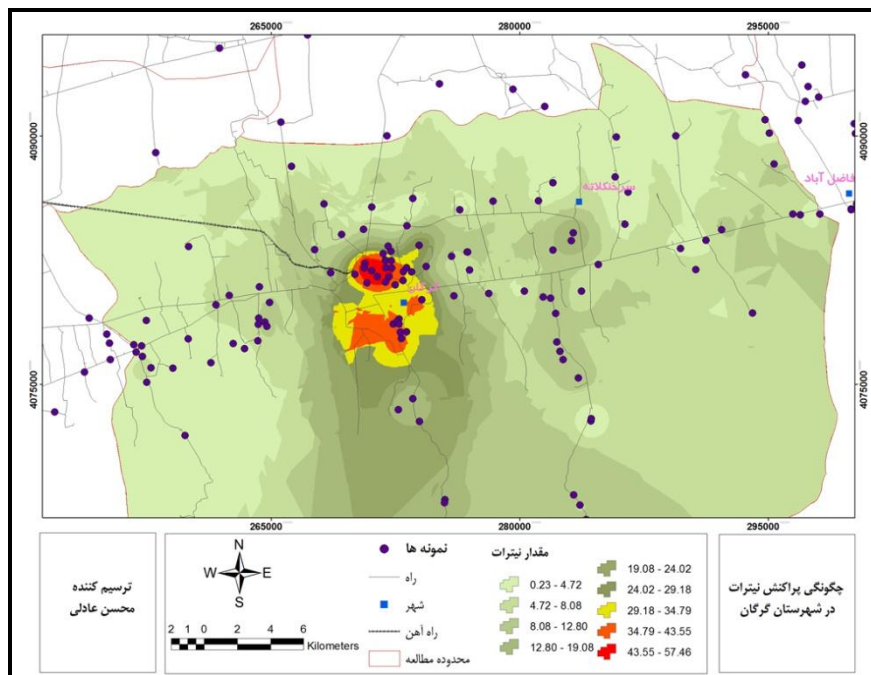
در نواحی شمالی منطقه مورد مطالعه میزان هدایت الکتریکی بالا بوده و دارای روند افزایشی می‌باشد که علل آن عبارتند از: افزایش مسافت پیموده شده توسط منابع آب زیرزمینی، کاهش عمق سطح آب، افزایش میزان دما و در پی آن افزایش تبخیر، تراکم بالای سطح زیر کشت در نواحی شمالی، کاهش اندازه ذرات و رسوبات دامنه‌ای و نفوذپذیری فاضلاب شهرستان گرگان با توجه به جهت جریان کلی آب در شهرستان. شکل ۶ پراکنش مقادیر هدایت الکتریکی و روند تغییرات آن در سطح محدوده مورد مطالعه را نشان می‌دهد. بر اساس این شکل، میزان هدایت الکتریکی جهت مصارف شرب در قسمت‌های شمال غربی محدوده شهر گرگان در حال رسیدن به مرز غیر مجاز می‌باشد.



شکل ۶- چگونگی پراکنش هدایت الکتریکی در شهرستان گرگان

مقدار نیترات از جنوب به شمال از نظر مکانی و از فصول تر به سمت فصول خشک از نظر زمانی دارای روند افزایشی است. افزایش آن بخصوص در مناطق شمالی گرگان به احتمال فراوان مربوط به نفوذ فاضلاب‌های شهری گرگان و مکان قبلی دفع زباله‌های شهری می‌باشد. شیب مرفولوژیکی منطقه که دارای روندی جنوب شرقی به شمال غربی می‌باشد، به ایجاد این شرایط قوت می‌بخشد. شکل ۷ که در زیر ارائه شده، موید این مطلب است و همانگونه که ملاحظه می‌گردد، میزان نیترات در نمونه‌های

موجود در شهر گرگان و همچنین مناطق شمالی و شمال غربی آن، جهت مصارف شرب در محدوده غیرنرمال قرار گرفته است.



شکل ۷- چگونگی پراکنش نیترات در شهرستان گرگان

پیشنهادها

آماربرداری ماهیانه از منابع آب سطحی و زیرزمینی به منظور تهیه بیلان آب و بررسی روند تغییرات و تهیه دقیق تر مدل ها برای تحلیل شرایط ناپایدار و مدیریت بهینه تر منابع آب همچنین انجام مطالعات و تحقیقات لرزه نگاری جهت کسب اطلاع از وضعیت لایه بندی آبخوان، عمق سنگ کف و چگونگی گسترش آبخوان آرتزین و حفر چندین چاه پیرومتر جدید با عمق کافی در قسمت های مختلف شهرستان و بخصوص در اطراف رودخانه ها به منظور تعیین رفتار هیدرولیکی رودخانه ها و آبخوان ها می تواند در مطالعات آتی به کیفیت تحقیقات مشابه بیفزاید.

منابع

- ۱- استانداری گلستان. ۱۳۸۷. سالنامه آماری استان گلستان. معاونت برنامه‌ریزی، اداره کل آمار و اطلاعات.
- ۲- رنگزن و همکاران. ۱۳۸۴. درونیابی داده‌های سطح آب زیرزمینی دشت میان آب شوشتر با استفاده از مدل‌های IDW و Krigging. سازمان نقشه برداری کشور، همایش ژئوماتیک ۱۳۸۴، ۱۰ صفحه.
- ۳- علی‌محمدی سراب، عباس. ۱۳۸۴. تحلیل فضایی و مکانی اطلاعات. جزوه درسی. گروه سنجش از دور و GIS دانشگاه شهید بهشتی. ۹۰ صفحه.
4. Al-Kouri, O. 2010. Geostatistical Analysis of Karst Landscapes. *Geology Department, Faculty of Sciences, University of Malaya*. Vol. 15. 913-916.
5. Anderson. Sh. 2004, an Evaluation of Spatial Interpolation Methods on Air Temperature in Phoenix AZ.
6. Ashraf, sh., Afshari, H. and Ebadi, A.Gh. 2011. Application of GIS for Determination of Ground Water Quality Suitable in Corps Influenced by irrigation water in the Damghan region of Iran. *International Journal of the physical sciences*. Vol. 6(4), pp. 843-854.
7. Babiker, I. and Mohamed, M. 2007. Assessing Groundwater Quality Using GIS, *Water Pesour Manage, Springer Science, Busines Media*, 21, 699-715.
8. Bazgeer, E., Oskuee, A., Hagigat, M. and Darban Astane, A.R. 2012. Assessing the Performance of Spatial Interpolation Methods for Mapping Precipitation Data: A Case Study in Fars Province, Iran. *Trends in Applied Sciences Research*, 7: 467-475
9. Bower, C.A. 1974. Salinity of drainage waters. In *Drainage for Agriculture*, J. van Schilfhaarde (ed.), *Agronomy Monograph*, No. 17, Am. Soc. Agro. pp. 471-487.
10. Boyacioglu, H. 2006. Surface Water Quality Assessment Using Factor Analysis, ISSN 0378-4738 = *Water SA* Vol. 32, No. 3. 389-394.
11. Dorgham, M.M. et al. 2004. Eutrophication problems in the Western Harbour of Alexandria. *Egypt. Oceanologia*, 46(!): 25-44.
12. Falivene, O., Cabrera, L. Tolosana-Delgado, R. and Saez, A. 2010. Interpolation Algorithm Ranking Using Cross-Validation and the Role of Smoothing Effect: A coal zone example. *Comput. Geosci*. 36: 512-519.
13. Gipperth, L., and Elmgren, R. 2005. Adaptive Coastal Planning and the European Unions Water Framework Directive. *A Swedish perspective*. *AMBIO*, 34(2), 157-162.
14. Hengl, T. 2007. A Practical Guide to Geostatistical Mapping of Environmental Variables. *EUR- Scientific and Technical Research series*-ISSN: 1018-5593, 143.
15. Johnston, K., Ver Hoef, J.M., Krivoruchko, K. and Lucas, N. 2001. Using ArcGIS Geostatistics Analyst. *Redlands, ESRI*, 300p.

16. Koponen, S., Pulliainen, J., Kallio, K., and Hallikainen, M. 2002. Lake Water Quality Classification with Airborne Hyperspectral Spectrometer and Simulated MERIS Data. *Remote Sens. Environ.*, 79(1), 51-59.
17. Krapac, I.G. et al. 2002. Impact of Swine Manure Pits on Groundwater Quality. *Environ Pollute*, 120(2): 475-492
18. Kumpula, A. 2002. An Introduction to Finish Law. Environmental Law. In J. Poyhonen. *Finish Lawyers Publishing*. 500-555.
19. Lu, G.Y. and Wong, D.W. 2008. An Adaptive Inverse-Distance Weighting spatial Interpolation Technique. *Comp. Geosci.*, 34: 1044-1055
20. Lubczynski, M. 1997. Application of Numerical Flow Modeling Combined with Remote Sensing and GIS Techniques for the Quantification of Regional Ground Water Resources in Hard Rock terrains, *IAHS Publ.*, No.241.
21. Lucassen, E. et al. 2004. High Groundwater Nitrate Concentrations Inhibit Eutrophication of Sulphate-Rich Freshwater Wetlands, *Biogeochemistry*, 67(2): 249-267.
22. McIntyre, N.R. and Wheeler, H.S. 2004. A Tool for Risk-Based Management of Surface Water Quality. *Environmental Modeling and Software*, 19 (12):1131-1140.
23. Mogheir, Y. and Entropy and Singh, V.P. 2008. Entropy and Multi-Objective Based Approach for Groundwater Quality Monitoring Network Assessment and Redesign. *Water Resources Management*, DOI 10. 1007/s11269-008-9343-8.
24. Negreiros, J., Costa, A.C. and Painho, M. 2011. Evaluation of Stochastic geographical Matters: Morphologic Geostatistics, Conditional Sequential Simulation and Geographical Weighted Regression. *Trends Applied Sci. Res.*, 6: 237-255
25. Rabah, F.K.J., Ghabayen, S.M. and Salha, A.A. 2011. Effect of GIS interpolation Techniques on the Accuracy of the Spatial Representation of Groundwater Monitoring Data in Gaza strip. *J. Environ. Sci. Technol.*, 4: 579-589
26. Reisa, A.P., Sousa, A.J. and Cardoso-Fonseca, E. 2002. Application of Geostatistical Methods in Gold Geochemical Anomalies Identification, Montemor- O- Novo, Portuga, *Journal of Geochemical Exploration* 77: 45-63.
27. Renji, R. and Panda, P.K. 2007. Groundwater Quality Mapping Using GIS: A Study from India Kapgeri Watershed. *Environmental Quality Management*. P41-60.
28. Stephan, J. 2003. Spatial Analysis, Interpretation and Regionalization of Groundwater Quality Data in the central Valley of Cochabamba (*BOLIVIA*). ITC.

29. Taghizadeh, R., Zareian Jahromi, M., Mahmoodi, SH. and Heidari, A. 2008. Spatial Distribution of Groundwater Quality with Geostatistics (Case Study: Yazd- Ardakan Plain), *World Applied Sciences Journal* 4(1): 09-17.
30. US-EPA. 1996. Drinking Water Regulations and Health Advisories. Washington, D.C., U.S. Environmental Protection Agency, *Office of Water*, 822-B-96-002. 11p.
31. Vathananukij, H. 1994. Water Quality Analysis on the Chao-Phra-Ya Estuary using Remote Sensing Data. National Institute of Council Thailand.
32. Wakernagel, H. 2002. Multivariate Geostatistics. *Springer Press*, 387pp.