نشریه آبیاری و زهکشی ایران
شماره۱، جلد۹، فروردین - اردیبهشت ۱۳۹۴، ص. ۲۱-۱۳

Iranian Journal of Irrigation and Drainage
No. 1, Vol. 9, Mar.-Apr. 2015, p. 13-21

بررسی میزان آلودگی آب‌های زیرزمینی به عناصر سنگین و پهنه‌بندی آن در منطقه گیلان مرکزی به کمک زمین‌آمار

صنم رهنمای رهسپار[۱]، علی شاهنظری[۲،*]، محمدرضا خالدیان[۳]، اکبر فرقانی[۴]

تاریخ دریافت: ۱۳۹۳/۸/۷ تاریخ پذیرش: ۱۳۹۳/۱۲/۶

چکیده

منابع آب زیرزمینی از جمله مهم‌ترین منابع تأمین آب شرب و کشاورزی هستند. آلودگی منابع آب‌های زیرزمینی توسط آلاینده‌ها باعث کاهش کیفیت این منابع می‌گردد. عناصر سنگین از مهم‌ترین آلاینده‌های زیست‌محیطی هستند و در اثر فعالیت‌های کشاورزی و صنعتی غلظت آن‌ها در منابع آبی رو به افزایش است. هدف از این تحقیق بررسی تغییرات مکانی غلظت عناصر سنگین سرب، کادمیوم، روی و مس در چاه‌های محدوده‌ی گیلان مرکزی و پهنه‌بندی آلودگی آب‌های زیرزمینی در این منطقه است. نمونه‌برداری از ۵۰ حلقه چاه در گیلان مرکزی و در طول تابستان سال ۱۳۸۹ انجام گرفت. بررسی ساختار مکانی داده‌ها با نرم‌افزار GS+v5.1 انجام شد. ابتدا دقت روش‌های کریجینگ و وزن دادن معکوس فاصله با ۴ توان مختلف (۵ و۴ و۳ و۲=m) با استفاده از معیارهای MAE و MBE ارزیابی شدند. سپس نقشه‌های پهنه‌بندی نهایی ارائه گردید. برای رسم نقشه‌ی نهایی پهنه‌بندی سرب روش کریجینگ و برای نقشه‌های مس، روی و کادمیوم روش وزن دادن معکوس فاصله به کار برده شد. نتایج نشان داد که غلظت کادمیوم و سرب در چاه‌های محدوده‌ی گیلان مرکزی بالاتر از استانداردهای آب و غلظت روی و مس پایین‌تر از این استانداردها می‌باشند. هم‌چنین نتایج نشان داد که مدل‌های کروی و نمایی بهترین مدل‌ها برای برازش نیم‌تغییرنما می‌باشند و این مدل‌ها می‌توانند آلودگی سایر مناطق محدوده‌ی مورد بررسی را نیز پیش‌بینی کنند.

واژه‌های کلیدی: چاه، روش معکوس فاصله، کریجینگ، معیار کیفی آب، مدل GS+

مقدمه

آب زیرزمینی تأمین کننده آب شرب بیش از ۹۰ درصد شهرها در سراسر جهان است و از منابع مهم آب آبیاری مزارع کشاورزی محسوب می‌شود. برخلاف آب‌های سطحی، آلودگی منابع و سفره‌های آب زیرزمینی، عمدتا غیرقابل بازگشت هستند، چرا که نوسازی آب در اعماق زمین در مقایسه با آب‌های سطحی، بسیار کند است.

عناصر سنگین از جمله آلاینده‌های آب به‌شمار می‌روند که در اثر فعالیت‌های کشاورزی، صنعتی و توسعه شهری میزان آن‌ها در منابع آبی به‌خصوص آب‌های زیرزمینی رو به افزایش است (پناهپور و همکاران، ۱۳۸۷). بررسی‌های اخیر نشان داده‌اند که تجمع عناصر سنگین در منابع آب اثرات مخربی را به همراه داشته است. آلودگی خاک و آب به فلزات کاتیونی سمی ضمن کاهش عملکرد و کیفیت محصول، پایداری تولید کشاورزی و سلامت افراد جامعه را با خطر مواجه می‌کند (Soleimani et al, 2009). برخی فلزات کاتیونی سمی به راحتی جذب ریشه گیاه شده و سبب سمیت برای گیاهان می‌شوند (Woitke et al, 2003). برخی از عناصر مانند مس و روی در غلظت کم ضروری و در غلظت زیاد سمی هستند. اثر سمی عناصر مانند سرب و کادمیوم ناشی از تقلید آن‌ها از عناصر ضروری سبک‌تر در رفتار بیوشیمی و جذب به‌وسیله گیاه است، که در نتیجه جایگزین آن‌ها در وظایف بیوشیمیایی می‌شوند.

عناصر سنگین مانند مس، روی، سرب و کادمیوم در ترکیبات گوناگون آب موجود می‌باشند که این عناصر خاصیت تجمعی در بافت گیاهان را دارند و وارد زنجیره غذایی انسان می‌گردند (ملکوتیان و ابولی، ۱۳۸۸). مصرف مواد غذایی آلوده به کادمیوم منجر به ایجاد بیماری ایتاایتا[5] و تخریب کلیه می‌شود (Hamir and Handson,

۱ - دانشجوی کارشناسی‌ارشد آبیاری و زهکشی، گروه مهندسی آب دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی ساری
۲ - دانشیار گروه مهندسی آب دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی ساری
۳ - استادیار گروه مهندسی آب دانشکده علوم کشاورزی دانشگاه گیلان، رشت و گروه پژوهشی مهندسی آب و محیط زیست، پژوهشکده حوزه آبی دریای خزر
۴ - استادیار گروه علوم خاک دانشکده علوم کشاورزی دانشگاه گیلان، رشت
(* - نویسنده مسئول: Email: aliponh@yahoo.com)

5- Itai-Itai

1993; Jang and Lee, 1997). عنصر سرب، مانند کلسیم عمل می‌کند و بنابراین در بدن جایگزین کلسیم می‌شود که باعث ایجاد تومورهای سرطانی مختلف می‌شود. لذا وجود عناصر سنگین، آب‌های زیرزمینی را برای مصارف آبیاری و آشامیدن نامطلوب می‌نمایند، بنابراین انجام مطالعات کیفی برای تعیین میزان عناصر سنگین موجود در منابع آب زیرزمینی، یک حرکت زیربنایی برای برنامه‌ریزی و مدیریت منابع آب می‌باشد. بررسی منابع آلوده کننده، نیازمند شناخت تغییرات مکانی پراکنش آلاینده‌ها می‌باشند (Shi et al, 2007). عموماً مقادیر آلاینده‌ها الگوی مکانی پیچیده‌ای را نشان می‌دهند. لذا دانستن سطح غلظت عناصر و پراکنش مکانی آن‌ها در منطقه مورد مطالعه امری ضروری به نظر می‌رسد.

با توجه به ضرورت حفظ منابع آبی در برابر انواع آلاینده‌ها، تحقیقاتی به‌منظور بررسی وضعیت آلودگی مناطق مختلف انجام شده است. کریم‌پور و شریعت (۱۳۷۹) به ارزیابی آلودگی آب‌های شهر همدان از نظر عناصر سنگین پرداختند. نتایج نشان داد که میانگین غلظت عناصر سنگین سرب، کادمیوم و کروم بیش از حد استاندارد می‌باشد.

کیفیت آب زیرزمینی در مقیاس مکانی نیز تغییرات زیادی دارد و نمی‌توان آن را در گستره‌ی مکان ثابت فرض کرد (ملکی گنادیشی و همکاران، ۱۳۸۷؛ Sun et al, 2009). علی‌رغم اهمیت این موضوع، تاکنون به تغییرات مکانی کیفیت منابع آب‌های زیرزمینی توجه لازم نشده است. یکی از مهم‌ترین دلایل این کاستی، فقدان توانایی روش‌های سنتی مورد استفاده در آمار کلاسیک برای ارائه اطلاعات مورد نیاز در مورد موقعیت مکانی و تغییرات موضعی آن در سطح می‌باشد. اما پیشرفت‌های اخیر در معرفی و بسط روش‌های آماری غیرکلاسیک باعث افزایش تمایل برای استفاده از زمین‌آمار (ژئواستاتیستیک) شده است. این تئوری اکنون پایه‌ی روش‌های تجزیه و تخمین متغیرهای برخوردار از وابستگی فضایی می‌باشد، این روش‌ها مجموعا "زمین-آمار" نامیده می‌شوند (Chandrasekharana et al, 2009). در این روش‌ها با داشتن مقادیر یک کمیت در یک نقطه می‌توان مقدار همان کمیت را در نقطه‌ای دیگر با مختصات معلوم برآورد نمود، به شرط اینکه مختصات آن نقطه در دامنه‌ای که ساختار مکانی حاکم است قرار گیرد. تهیه نقشه‌هایی که بر روی آن علاوه بر موقعیت جغرافیایی داده‌ها، مقادیر عددی مطابق با آن نیز درج شده باشد بسیار مفید است (محمدی، ۱۳۸۵).

فتونی و همکاران (Fetouani et al, 2008) در مطالعه‌ی کیفیت آب‌های زیرزمینی دشت‌های کشاورزی تریفا در مراکش از نظر نیترات آمونیوم و آلودگی‌های باکتریولوژیکی از روش کریجینگ معمولی برای مطالعه و پهنه‌بندی نقشه‌های کیفی آب‌های زیرزمینی استفاده نمودند. بارکای و پاسارلا (Barcae and Passarella, 2008) به‌منظور تهیه‌ی نقشه‌ی خطر نیترات در مادنای ایتالیا از کریجینگ و روش‌های شبیه سازی استفاده نمودند. نتایج نشان داد که کریجینگ برای مطالعه‌ی تغییرات کیفیت آب‌های زیرزمینی مناسب است. زهتابیان و محمدعسکری (۱۳۸۶) در تحلیل مکانی ویژگی‌های کیفی آب‌های زیرزمینی در حوزه‌ی آبخیز گرمسار با استفاده از روش‌های میان‌یابی زمین‌آمار و معین به این نتیجه رسیدند که روش‌های زمین‌آماری نسبت به روش‌های معین دقت بالاتری دارند. هدف از این پژوهش بررسی تغییرات مکانی غلظت عناصر سنگین سرب، کادمیوم، روی و مس در چاه‌های محدوده‌ی گیلان مرکزی و پهنه‌بندی آلودگی آب-های زیرزمینی در این منطقه با استفاده از زمین‌آمار است. نتایج این تحقیق می‌تواند در تعیین مناطق آلوده و توصیه‌های مدیریتی در کاهش این آلودگی راه‌گشا باشد.

مواد و روش‌ها

در این تحقیق به‌منظور بررسی وضعیت آلودگی عناصر سنگین چاه‌های محدوده‌ی گیلان مرکزی (شامل شهرستان‌های رشت، لنگرود، لاهیجان، آستانه اشرفیه، شفت، فومن و صومعه سرا)، نمونه برداری از ۵۰ حلقه چاه در حال بهره‌برداری انجام و چاه‌های عمیق و نیمه‌عمیق منطقه‌ی مورد نظر به‌عنوان جامعه‌ی آماری در نظر گرفته شدند (شکل ۱). لازم به ذکر است که این چاه‌ها توسط شرکت سهامی آب منطقه‌ای استان گیلان به عنوان شبکه پایش کیفی آب‌های زیرزمینی منطقه معرفی گردیده‌اند و بیانگر وضعیت کیفی سفره‌ی آب زیرزمینی منطقه‌ی مورد مطالعه می‌باشند. نمونه‌برداری در ماه مرداد (در فصل کم آبی) سال ۱۳۸۹ و با روش پمپاژ انجام شد. پس از تهیه‌ی محلول استاندارد خاص هر یک از عناصر سنگین، با استفاده از دستگاه جذب اتمی غلظت عناصر روی، مس، کادمیوم و سرب نمونه‌ها برحسب میلی‌گرم بر لیتر خوانده شد. به‌منظور تهیه نقشه‌های پهنه‌بندی و تعیین مقادیر غلظت عناصر، پس از بررسی وجود یک همبستگی مکانی بین مقادیر مشاهده‌ای، امکان تهیه نقشه های مذکور با استفاده از روش‌های زمین آمار شامل کریجینگ و عکس مجذور فاصله مورد بررسی قرار گرفت.

در روش کریجینگ الگوی تغییرات مکانی و درجه پیوستگی مکانی متغیرها با استفاده از نیم‌تغییرنما ارزیابی می‌شود. بنابراین ابتدا نیم‌تغییرنمای تجربی با استفاده از رابطه‌ی ۱ محاسبه شده و سپس بر اساس معیارهای ضریب تبیین (R^2) و مجموع مربعات باقی‌مانده (RSS) یکی از سمی‌واریوگرام‌های کروی، خطی، گوسی، سهموی و یا نمایی به نیم‌تغییرنمای تجربی برازش داده می‌شود.

$$\gamma(h)=\frac{1}{2N(h)}\sum_{i=1}^{N(h)}\left\{z_{(x_i)}-z_{(x_{i+h})}\right\}^2 \qquad (۱)$$

که در آن $\gamma(h)$: نیم‌تغییرنمای تجربی، h : گام، N: تعداد جفت مشاهدات و z_{xi} و $z_{(x_{i+h})}$: مقدار مشاهدات متغیرها در نقطه

های x_i و $x_{(i+h)}$ می‌باشند.

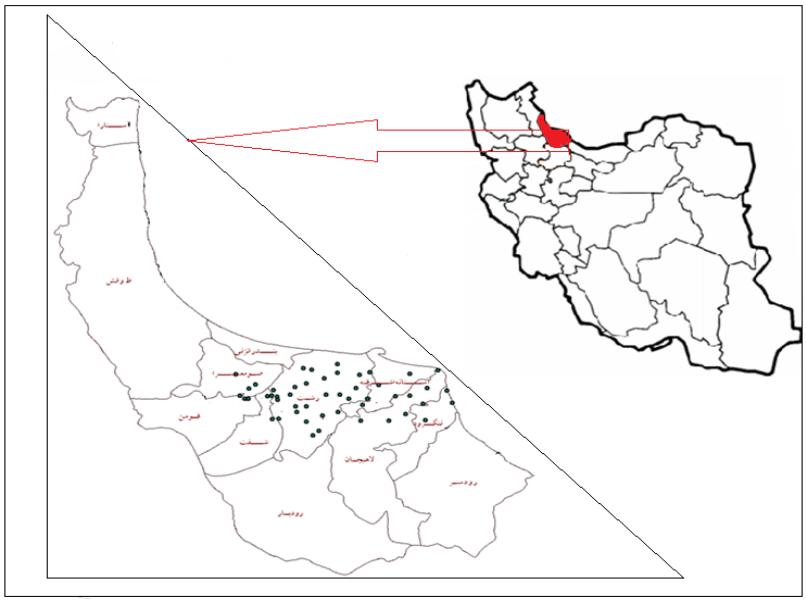
پایه روش وزن دادن معکوس فاصله، وزن‌دهی براساس عکس فاصله تا نقطه تخمین است. به عبارت دیگر وزن‌دهی بیش‌تر به نزدیک‌ترین نمونه‌ها و اختصاص وزن کم‌تر به نمونه‌هایی است که در فاصله بیش‌تر قرار گرفته‌اند.

ارزیابی روش‌های درون‌یابی در این مطالعه براساس دو معیار میانگین قدرمطلق خطا (MAE) و میانگین خطای انحراف (MBE) صورت گرفت. به این ترتیب که از میان روش‌های فوق‌الذکر روشی که دارای میانگین قدر مطلق خطای کوچک‌تری بود، به‌عنوان مناسب‌ترین روش برای تعمیم نتایج به سایر نقاط نمونه‌برداری نشده و ترسیم نقشه‌ها انتخاب گردید. MAE معرف صحت روش و مقدار متوسط خطا است که هر چه به صفر نزدیک‌تر باشد، بهتر است. MBE معیاری از وجود اریب در داده‌های تخمینی است که هر چه مقدار آن به صفر نزدیک‌تر باشد، نشان‌دهنده نااریب بودن تخمین است.

با استفاده از آزمون کولموگروف–اسمیرنف مشخص گردید که داده‌های عناصر سرب و کادمیوم از توزیع نرمال و عناصر روی و مس از توزیع غیرنرمال تبعیت می‌کنند. نظر به اهمیت شرط نرمال بودن داده‌ها در روش کریجینگ، برای عناصر روی و مس از تبدیل لگاریتم با پایه طبیعی بهره گرفته شد.

نتایج و بحث

شکل ۱، پراکنش ۵۰ چاه نمونه‌برداری شده را روی نقشه‌ی استان گیلان نشان می‌دهد. براساس شکل ۱، پراکنش چاه‌های موجود در شهرستان‌های رشت، لنگرود، لاهیجان، آستانه اشرفیه، شفت، فومن و صومعه سرا بوده و در شرقی‌ترین و غربی‌ترین نقاط به ترتیب دارای طول و عرض جغرافیایی (۴۴۶۴۵۵، ۴۱۰۳۴۱۶) و (۳۴۴۷۷۶، ۴۱۴۷۰۹۴) می‌باشند. با استفاده از نرم‌افزار GS+ آماره های مرسوم میانگین، میانه، انحراف معیار، چولگی و کشیدگی محاسبه گردید که نتایج آن در جدول ۱ آورده شده است.



شکل۱- پراکنش چاه‌های آب نمونه‌برداری شده در گیلان مرکزی

جدول ۱- آماره‌های عناصر اندازه‌گیری شده در آب‌های زیرزمینی گیلان مرکزی

عنصر	حداکثر	حداقل	میانگین هندسی	میانه	انحراف معیار	چولگی	کشیدگی
سرب	۰/۱	۰	۰/۰۴۶	۰۴/۰	۰۲۷/۰	۳۲/۰	۶۳/۰-
کادمیوم	۰/۰۲	۰	۰/۰۰۹	۰/۰۱	۰/۰۰۴	۰/۱۰	-۰/۰۱
مس	۰/۰۶	۰	۰/۰۰۶	۰	۰/۰۱۳	۲/۸۷	۷/۱۴
روی	۰/۰۹	۰	۰/۰۱۵	۰/۰۱	۰/۰۱۸	۲/۳۰	۵/۹۴

با توجه به جدول ۱ و هم‌چنین استانداردی که وزارت نیرو و با همکاری سازمان برنامه و بودجه ارائه کرده است (جدول۲)، میزان عناصر روی و مس در چاه‌های در حال بهره‌برداری، برای مصارف آشامیدن و آبیاری کم‌تر از حداکثر مجاز می‌باشند. بنابراین چاه‌های محدوده گیلان مرکزی از نظر روی و مس آلوده نیستند.

نتایج برازش مدل‌های نیم‌تغییرنما نشان داد که تغییرات مکانی غلظت عنصر روی در منطقه‌ی مورد مطالعه از مدل نمایی و تغییرات مکانی غلظت عناصر کادمیوم و سرب و مس از مدل کروی پیروی می‌کنند. مدل‌های برازش داده شده بر نیم‌تغییرنمای تجربی از بالاترین ضریب تبیین (R^2) و کم‌ترین میزان مجموع مربعات خطا (RSS) برخوردار بودند. ویژگی‌های هر مدل در جدول ۳ گزارش شده است.

براساس سمی واریوگرام‌های برازش داده شده بر عناصر کادمیوم و سرب می‌توان دریافت که اثر قطعه‌ای این دو عنصر بسیار کوچک بوده و لذا دقت تخمین درون‌یابی در آن‌ها بالاست. هم‌چنین به دلیل کوچک بودن اثر قطعه‌ای، نسبت واریانس قطعه‌ای به آستانه بسیار کوچک است و بنابراین عناصر کادمیوم و سرب دارای همبستگی مکانی قوی هستند. علاوه بر آن ملاحظه می‌گردد که شعاع تأثیر عنصر سرب (۱۶ Km) در مقایسه با عنصر کادمیوم (۱۰ Km)، بزرگ‌تر بود و لذا ساختار مکانی سرب گسترده‌تر است. واریوگرام روی نشان می‌دهد که این عنصر نسبت به هر سه عنصر دیگر دارای اثر قطعه‌ای بالاتری است و بدین سبب نسبت واریانس قطعه‌ای به آستانه آن نیز عدد بزرگ‌تری به دست آمده است. گستردگی ساختار مکانی روی درحدود ۲۶ کیلومتر است. با توجه به ویژگی‌های واریوگرام عنصر مس گستردگی ساختار مکانی مس در حدود ۳۹ کیلومتر است که از این جهت نسبت به هر سه عنصر کادمیوم، سرب و روی عدد بالاتری را داراست.

نظر به اهمیت تعداد نقاط همسایگی در روش درون‌یابی وزن دادن معکوس فاصله، ابتدا تعداد نقاط همسایگی بهینه برای توان‌های ۲، ۳، ۴ و ۵ در روش مذکور با استفاده از معیارهای MAE و MBE محاسبه گردید. شکل ۳ نتایج این ارزیابی را برای عنصر کادمیوم به عنوان نمونه به تصویر می‌کشد.

براساس شکل ۳ مشهود است که به ازای تعداد نقاط همسایگی نه، برای همه‌ی توان‌ها در روش وزن دادن معکوس فاصله، مقدار میانگین قدرمطلق خطا حداقل بوده است و این مقدار به عنوان تعداد نقاط همسایگی بهینه برای عنصر کادمیوم در درون‌یابی بر اساس روش مذکور در نظر گرفته شد. هم‌چنین شکل ۳ نشان می‌دهد که از بین توان‌های مورد مطالعه، توان دو به‌دلیل داشتن کم‌ترین مقدار MAE بهترین نتیجه را می‌دهد.

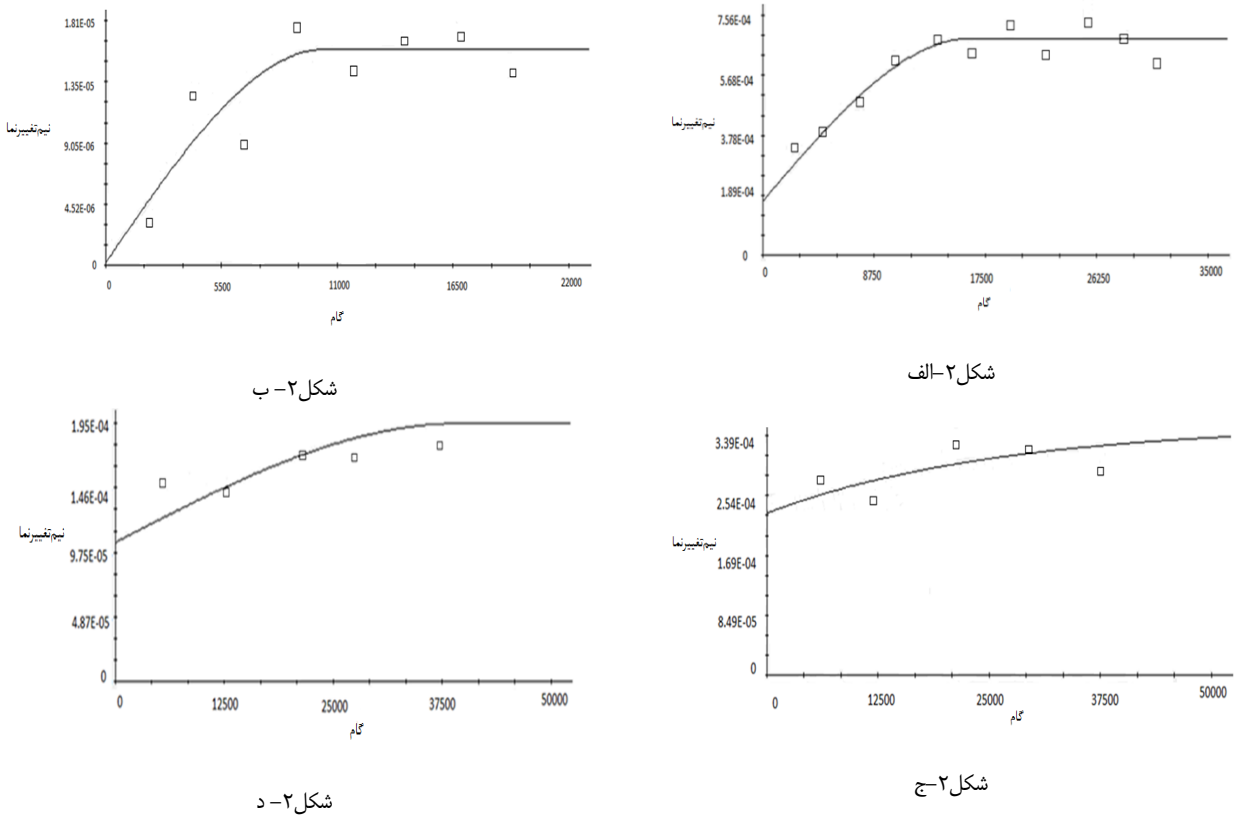
فرآیند بالا برای فلزات سرب، روی و مس نیز تکرار گردید و برای هر سه عنصر تعداد نقاط همسایگی نه، به عنوان همسایگی بهینه تعیین گردید. پس از تعیین تعداد نقاط همسایگی بهینه در روش وزن دادن معکوس فاصله و بهترین واریوگرام تئوری در عناصر مورد بررسی در این مطالعه، ارزیابی روش‌های وزن دادن معکوس فاصله و کریجینگ (برای تعیین بهترین روش درون‌یابی برای هر عنصر) بر اساس معیارهای ارزیابی MAE و MBE صورت گرفت که نتایج در جدول ۴ ارائه شده است. بر پایه معیار MBE در هر دو روش وزن‌دهی و کریجینگ مقادیر پیش‌بینی شده عناصر سرب و روی از مقدار واقعی بیش‌تر و روی و مس از مقدار واقعی کم‌تر است. بر پایه معیار MAE برای عنصر سرب و روی روش کریجینگ نسبت به وزن‌دهی از صحت بیش‌تری برخوردار است و برای کادمیوم و مس وزن‌دهی با توان دو تخمین دقیق‌تری ارائه می‌دهد.

جدول ۲- حدود مجاز عناصر سنگین محلول در آب (استاندارد کیفیت آب وزارت نیرو، ۲۰۱۰)

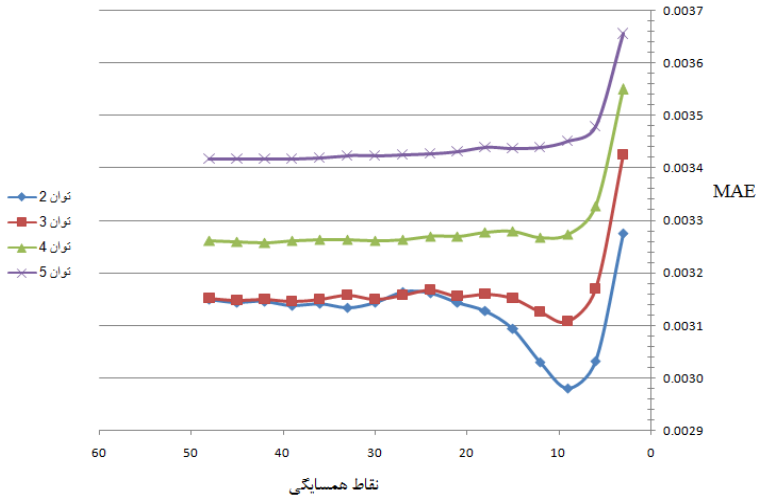
عنصر	حداکثرمطلوب آشامیدن (mg/l)	حداکثر مجاز آشامیدن (mg/l)	حداکثر مجاز آبیاری بلندمدت (mg/l)
کادمیوم	۰	۰/۰۱	۰/۰۰۵
سرب	۰	۰/۰۵	۰/۰۱
روی	۵	۱۵	۵
مس	۰/۰۵	۱	۰/۲

جدول۳- نتایج برازش مدل‌ها در نیم تغییرنما برای عناصر اندازه گیری شده

عنصر	مدل	واریانس قطعه‌ای	آستانه	نسبت واریانس قطعه‌ای به آستانه(٪)	شعاع تأثیر(متر)	ضریب تبیین	مجموع مربعات خطا
کادمیوم	کروی	$۱۰\times۰/۰۲^{-۵}$	$۱۰\times۱/۶^{-۵}$	۱/۲۵	۱۰۴۰۰	۰/۷۳	$۱۰\times۴/۴۵^{-۱۱}$
سرب	کروی	$۱۰\times۱/۷^{-۴}$	$۱۰\times۶/۸۴^{-۴}$	۲۴	۱۶۳۴۰	۰/۹۱	$۱۰\times۱/۸^{-۸}$
مس	کروی	$۱۰\times۱/۰۵^{-۴}$	$۱۰\times۱/۹۵^{-۴}$	۵۳/۸	۳۹۳۷۵	۰/۷۰	$۱۰\times۱/۲۲^{-۹}$
روی	نمایی	$۱۰\times۲/۳^{-۴}$	$۱۰\times۳/۵۶^{-۴}$	۶۴/۶	۲۶۲۵۰	۰/۳۳	$۱۰\times۳/۲۱^{-۹}$



شکل ۲- واریوگرام تئوری برازش داده شده بر عنصر الف) کادمیوم. ب) سرب. ج) مس. د) روی.



شکل ۳- مقدار MAE به ازای نقاط همسایگی مختلف برای عنصر کادمیوم

پژوهش‌های محققین نشان داده است که برای متغیرهایی کـه از توزیع غیرنرمال تبعیت می‌کنند، روش وزن‌دهی برای درون‌یابی نتـایج بهتری ارائه می‌دهد. نظر به اینکه غلظت عنصر روی در چاه‌هـای آب محدوده‌ی گیلان مرکزی از توزیع غیر نرمال تبعیت می‌کند و با توجه بـه تفـاوت بسـیار کـم (۰/۰۰۲) در پـارامتر MAE بـین روش‌هـای وزن‌دهی با توان دو و کریجینگ، در این تحقیق روش وزن‌دهی برای درون‌یابی عنصر روی به کار گرفته شد. با توجه به نتایج اعتبارسـنجی متقابل و توضیحات فوق، برای تخمین نقـاط نمونـه‌بـرداری نشـده و ترسیم نقشه‌هـای پهنـه‌بنـدی عناصـر کـادمیوم، مـس و روی روش وزن‌دهی با توان دو و برای عنصـر سـرب روش کریجینـگ بـه کـار

گرفته شد. سان و همکاران (Sun et al., 2009) در ارزیابی روش های درون‌یابی برای تغییرات مکانی عمق سفره‌های آب زیرزمینی در شمال چین نشان دادند وزن‌دهی در مقایسه با روش کریجینگ، برتر و دقیق‌تر است. تقی‌زاده مهرجردی و همکاران (Taghizadeh Mehrjerdi et al., 2008) در ارزیابی تغییرات مکانی آب‌های زیرزمینی نشان دادند وزن‌دهی شباهت زیادی به کریجینگ دارد. اشکال ۴ تا ۷ نقشه‌های پهنه‌بندی غلظت عناصر مورد مطالعه را در چاه‌های محدوده مورد مطالعه نشان می‌دهد.

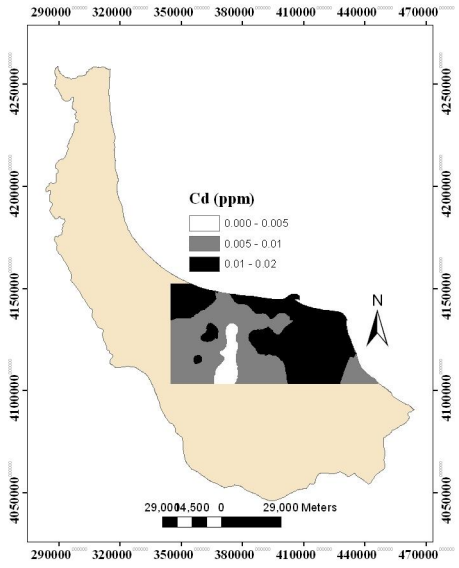
جدول٤- نتایج اعتبارسنجی متقابل عناصر سنگین مورد مطالعه

			MAE	MBE
کادمیوم	IDW	OK	$۱۰\times۳/۳۴^{-۳}$	$-۱۰\times۳/۲۸^{-۴}$
		۲m=	$۱۰\times۲/۹۸^{-۳}$	-۱۰×۱۲^{-۵}
		۳m=	$۱۰\times۳/۱۰^{-۳}$	$-۱۰\times۵/۶^{-۵}$
		۴m=	$۱۰\times۳/۲۷^{-۳}$	-۱۰×۲۶^{-۵}
		۵m=	$۱۰\times۳/۴۵^{-۳}$	$-۱۰\times۱/۲^{-۵}$
سرب	IDW	OK	۰/۰۱۹	۱۰×۹.۹^{-۴}
		۲m=	۰/۰۲۰	۱۰×۱۹^{-۴}
		۳m=	۰/۰۲۰	۱۰×۱۳^{-۴}
		۴m=	۰/۰۲۱	$۱۰\times۸/۵^{-۴}$
		۵m=	۰/۰۲۱	$۱۰\times۴/۷^{-۴}$
مس	IDW	OK	$۱۰\times۸/۸^{-۳}$	-۱۰×۴^{-۴}
		۲m=	$۱۰\times۸/۱^{-۳}$	-۱۰×۳^{-۴}
		۳m=	۱۰×۹^{-۳}	-۱۰×۱۴^{-۴}
		۴m=	$۱۰\times۹/۲^{-۳}$	-۱۰×۱۲^{-۴}
		۵m=	$۱۰\times۹/۴^{-۳}$	-۱۰×۱۰^{-۴}
روی	IDW	OK	۰/۰۱۱	۱۰×۴^{-۵}
		۲m=	۰/۰۱۳	$۱۰\times۶/۸^{-۵}$
		۳m=	۰/۰۱۳	۱۰×۱۳^{-۵}
		۴m=	۰/۰۱۴	۱۰×۱۱^{-۵}
		۵m=	۰/۰۱۵	$۱۰\times۴/۶^{-۵}$

با توجه به نقشه پهنه‌بندی شکل ۴ و جدول ۲، میزان کادمیوم درچاه‌های اطراف شهر رشت بالاتر از حداکثر مجاز مصارف آشامیدن و آبیاری است. گزارش‌های سالیانه‌ی تهیه و تدارک کودهای شیمیایی در استان گیلان نشان می‌دهند که میزان مصرف کود فسفره در این استان در حدود ۶۲۰۰۰ تن در سال است (آمار سالیانه‌ی تدارک کود های شیمیایی استان گیلان). کودهای فسفردار از مهم‌ترین منابع آلودگی خاک‌های زراعی به کادمیوم می‌باشند لذا می‌توان گفت مصرف بی‌رویه کود منجر به آلوده شدن خاک استان گیلان به کادمیوم گردیده است. بنابراین حرکت کادمیوم به اعماق خاک، منجر به ورود این عنصر سمی به آب‌های زیرزمینی محدوده‌ی مورد مطالعه و آلودگی این آب‌ها گردیده است.

با توجه به نقشه پهنه‌بندی شکل ۵، غلظت سرب در محدوده‌ی شهر رشت در حدود ۰/۰۵- ۰/۰۴ میلی‌گرم در لیتر می‌باشد که با توجه به جدول ۲ بالاتر از حداکثر مجاز مصارف آشامیدن و آبیاری است. دامنه تغییرات غلظت عنصر سرب در نقشه‌ی پهنه‌بندی شکل ۵ به طور واضح حاکی از آن است که در محدوده‌ی نزدیک به هر چاه غلظت عنصر سرب نسبت به فواصل دورتر از چاه بیش‌تر است. میزان عنصر سرب تقریباً در همه‌ی نواحی بالاتر از حد مطلوب آشامیدن بوده و در برخی مناطق حتی بالاتر از حداکثر مجاز ارائه شده می‌باشد که نشان‌دهنده‌ی آلوده بودن آب این نواحی برای آشامیدن است.

با توجه به شکل‌های ۶ و ۷ و جدول ۲ مشخص است که آب‌های محدوده‌ی گیلان مرکزی از نظر روی و مس آلودگی ندارند که دلیل این امر را می‌توان به ساختار زمین‌شناسی منطقه و تهی بودن خاک-های منطقه مورد مطالعه از عناصر روی و مس به علت بارندگی‌های زیاد منطقه و آبشویی این عناصر سنگین به اعماق زیادتر نسبت داد.

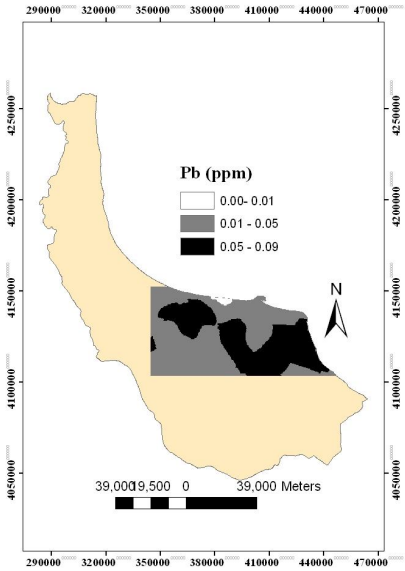


شکل٤- نقشه پهنه‌بندی غلظت کادمیوم در چاه‌های آب گیلان مرکزی با روش IDW

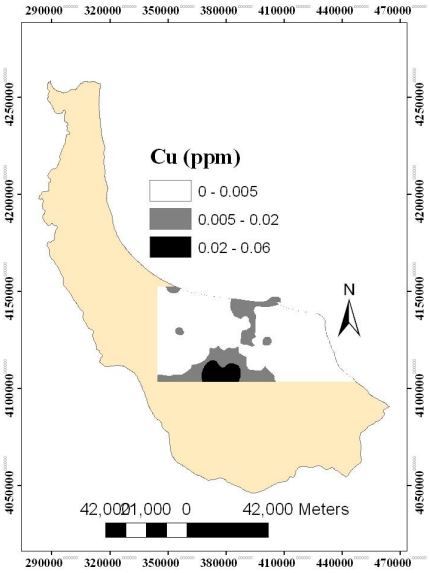
نتیجه‌گیری

هدف از انجام این تحقیق بررسی زمین‌آماری کیفیت آب‌های زیرزمینی محدوده‌ی گیلان مرکزی از نظر عناصر سنگین سرب، کادمیوم، روی و مس بود. نتایج بررسی ژئواستاتیستیکی نشان داد که مدل کروی بهترین مدل برازش شده روی نیم‌تغییرنمای تجربی عناصر کادمیوم، سرب و مس و مدل نمایی بهترین مدل برازش شده بر عنصر روی بود. زارع خوش‌اقبالی و همکاران (۱۳۹۰)، در پهنه‌بندی آلودگی عناصر سنگین رسوبات تالاب انزلی در استان گیلان به کمک

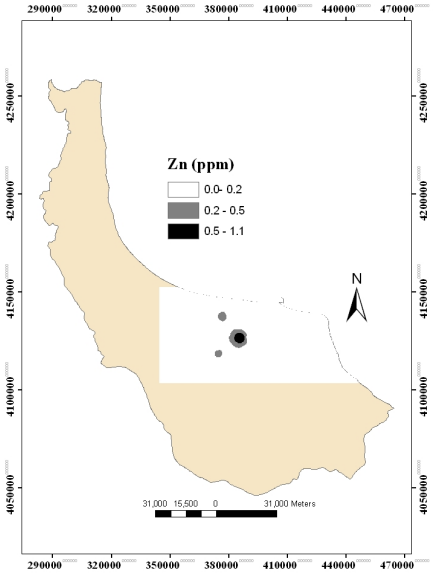
زمین‌آمار به این نتیجه رسیدند که بهترین مدل برازش داده شده برای عناصر مس و سرب و آرسنیک، مدل نمایی و برای کادمیوم و روی و نیکل مدل کروی می‌باشد. نظری‌زاده و همکاران (۱۳۸۵) نیز در بررسی تغییرات مکانی کیفیت آب‌زیرزمینی در دشت بالارود نشان دادند که مدل کروی بهترین مدل برای برازش بر نیم‌تغییرنمای تجربی متغیرهای شوری، کلر و سولفات می‌باشد. بنابراین این یافته‌ها در مورد بهترین مدل‌های برازش داده شده بر نیم‌تغییرنمای تجربی، با یافته‌های این پژوهش مطابقت دارند.



شکل۵- نقشه پهنه‌بندی غلظت سرب در چاه‌های آب گیلان مرکزی با روش OK



شکل٦- نقشه پهنه‌بندی غلظت مس در چاه‌های آب گیلان مرکزی با روش IDW



شکل۷- نقشه پهنه‌بندی غلظت روی در چاه‌های آب گیلان مرکزی با روش IDW

یافته‌های این تحقیق نشان داد که مقادیر عناصر روی و مس در آب‌های زیرزمینی گیلان مرکزی کم‌تر از حد استاندارد ارائه شده برای مصارف کشاورزی و آشامیدن و غلظت کادمیوم و سرب در بسیاری از نواحی منطقه‌ی مورد مطالعه از مقادیر استاندارد بالاتر است.

با توجه به نقشه‌های پهنه‌بندی عناصر سرب و کادمیوم، بعضی از مناطق دارای آلودگی بالاتر از حد مجاز می‌باشند، بنابراین پیشنهاد می گردد از حفر چاه‌های جدید در این مناطق خودداری گردد و آب چاه های در حال بهره‌برداری در این مناطق از چرخه‌ی مصرف آشامیدن و کشاورزی ساکنان حذف گردد.

بیش‌ترین آلودگی در محدوده شهرستان رشت وجود دارد که عدم وجود سیستم فاضلاب در شهرک صنعتی رشت و شهرهای اطراف آن می‌تواند یکی از دلایل آلودگی آب‌های زیرزمینی منطقه‌ی مورد مطالعه باشد، توصیه می‌گردد اقدامات لازم به‌منظور تسریع در تکمیل و راه‌اندازی شبکه فاضلاب به عمل آید. هم‌چنین توصیه می‌گردد یک شبکه پایش دائمی برای بررسی کیفیت آب‌های زیرزمینی منطقه‌ی مورد مطالعه احداث شود و در آن علاوه بر آنیون‌ها و کاتیون‌ها، عناصر سنگین نیز مدنظر قرار گیرند.

پژوهش حاضر اولین مطالعه‌ی موردی در این زمینه در آب‌های زیرزمینی استان گیلان می‌باشد که استفاده از نتایج این پژوهش می‌تواند نقشی راه‌گشا بر تحقیقات کامل‌تر به همراه نمونه‌برداری‌های متراکم‌تر به‌منظور شناسایی منابع آلاینده ایفا نماید.

منابع

پناهپور،ا. افیونی،م. همایی،م. هودجی،م. ۱۳۸۷. حرکت کادمیوم، کروم و کبالت در خاک تیمار شده با لجن و نمک این فلزات و جذب آن توسط سبزیجات در منطقه شرق اصفهان. مجله آب و فاضلاب. ۱۹. ۶۷:۹ تا ۱۷.

زارع خوش اقبال،م. غضبان،ف. شریفی،ف. خسروتهرانی،خ. ۱۳۹۰. استفاده از زمین آمار و GIS در پهنه بندی آلودگی فلزات سنگین در رسوبات تالاب انزلی. مجله زمین. ۶ . ۱۹: ۳۳ تا ۴۹.

زهتابیان غ. محمدعسکری،ح. ۱۳۸۶. طرح تحقیقاتی بررسی و تحلیل مکانی خصوصیات کیفی آب‌های زیرزمینی درحوزه آبخیز گرمسار، دانشگاه تهران.

کریم‌پور،م. شریعت،م. ۱۳۷۹. تعیین غلظت عناصر سنگین در شبکه آب‌رسانی شهری همدان. مجله دانشگاه علوم پزشکی و خدمات درمانی همدان. ۳: ۴۴ تا ۴۷.

محمدی،ج. ۱۳۸۵. پدومتری، جلد دوم: آمار مکانی (ژئواستاتیستیک). انتشارات پلک. ۴۵۳ صفحه.

ملکوتیان،م. ابولی،م. ۱۳۸۸. بررسی میزان سرب درکاهو مصرفی شهرکرمان. دوازدهمین همایش ملی بهداشت محیط. دانشگاه شهید بهشتی. تهران.

ملکی گنادیشی،ف. رهنما،م. رضایی،ع. ۱۳۸۷. بررسی کیفی آب‌های زیرزمینی دشت زرند از نظر شرب با استفاده از زمین آمار و نرم افزار+GS. دومین همایش ملی آب و فاضلاب با رویکرد بهره برداری. تهران.

تغییرات نظری‌زاده،ف. ارشادیان،ب. زندوکیلی،ک. ۱۳۸۵. بررسی استان خوزستان، در بالارود دشت زیرزمینی آب مکانی کیفیت آب حوزه- منابع از بهینه برداری بهره های منطق همایش اولین .شهرکرد دانشگاه رود، زاینده و کارون های

Barcae,E. Passarella,G. 2008. Spatial evaluation of the risk of groundwater quality degradation: A comparison between disjunctive kriging and geostatistical simulation, Jornal of Environmental Monitoring and Assessment. 133: 261-273.

Chandrasekharana,H., Sarangia,A., Nagarajanb,M., Singha,V.P., Raoa,D.U.M., Stalinc,P., Natarajanc,K., Chandrasekaranc,B and Anbazhagan,S. 2009. Variability of soil–water quality due to Tsunami-2004 in the coastal belt of Nagapattinam district, Tamilnadu. Journal of Environmental Management. 89: 63–72.

Fetouani,S., Sbaa,M., Vanclooster,M., Bendra,B. 2008. Assessing groundwater quality in the irrigated plain of Triffa (North-east Morocco). Journal of Agricultural Water Management 95: 133-142.

Hamir,AN and Handson,P.D. 1993. Time required for elevated blood lead concentration to return to normal in dogs. Journal of Autralian Veterinary. 63:165-66.

Jang,J-S, lee,H-B. 1997. Clinicopathological and histopathological findings in experimental lead poisoning in dogs. Korean Journal of Veterinary Medicine. A, Physiology, Pathology and Clinical Medicine. 14: 78- 87.

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. Environmental Geology. 52: 1-10.

Soleimani,M., Hajabbasi,M.A. Afyuni,M. Charkhabi, A.H., Shariatmadari,H. 2009. Bioaccumulation of Nickel and Lead by Bermuda Grass (Cynodon dactylon) and Tall Fescue. (Festuca arundinacea) from Two Contaminated Soils. Caspian Journal of Environmental Sciences. 7(2): 59-70.

Sun,Y., Shaozhong,K., Li,F and Zhang,L. 2009. Comparison of interpolation methods for depth to groundwater and its temporal and spatial variations in the Minqin oasis of North West China. Environmental Modelling& Software. 24: 1163–1170.

Taghizadeh Mehrjerdi,R., Zareian,M., Mahmodi,Sh., Heidari,A. 2008. Spatial distribution of groundwater quality with geostatistics (Case study: Yazd-Ardakan plain). World Applied Science Journal. 4.1: 9-17.

Woitke,P., WellmitzHelm,J., Kube,D., Lepom, P., Litheraty,P. 2003. Analysis and assessment of heavy metal pollution in suspended solids and sediments of the river Danube. Chemosphere. 51: 633–642.

Iranian Journal of Irrigation and Drainage
No. 1, Vol. 9, Mar.-Apr. 2015, p. 13-21

نشریه آبیاری و زهکشی ایران
شماره۱، جلد۹، فروردین -اردیبهشت ۱۳۹۴، ص. ۲۱-۱۳

Study of Heavy Metals Pollution in Groundwater of Central Guilan Region and Mapping by Geostatistics

S. Rahnamai-Rahsepar[1], A. Shahnazari[2,*], M.R Khaledian[3], A. Forghani[4]
Recived: Oct.29, 2014 Accepted: Feb.25, 2015

Abstract

Groundwater resources are the most important sources to supply fresh and agriculture waters. Groundwater contaminations by pollutants cause that the groundwater quality decrease. Heavy metals are one of main environmental pollutants and the concentration of heavy metals is increasing due to agricultural and industrial activities. The objective of this study is to investigate the spatial variability of Pb, Cd, Cu and Zn concentration in the groundwater of centeral Guilan and groundwater pollution mapping in that region. Samples were taken from 50 wells of study area during the summer of 2010. Spatial variability of the data was done by GS^+ v5.1 software. First, the accuracy of Kriging (Ok) and Inverse Distance Weighting (IDW) with 4 different powers (2, 3, 4 and 5) were evaluated by MAE and MBE indices. Then the final maps were presented. Kriging was used to prepare final map of Pb. IDW was used to prepare final map of Cu, Zn and Cd. Result showed that the concentration of Pb and Cd in groundwater of centeral Guilan region were more than the standard values for water and the concentration of Cu and Zn were less than the standard values for water. Also the results showed that spherical and exponential models gave the best result to simulate the variograms and these models can also predict the contamination of other areas.

Keywords: Inverse Distance Weighting, Kriging, GS+ model, Water quality criteria, Well

1- M.Sc Student, Water Engineering Department, Sari University of Agricultural Sciences and Natural Resources
2- Associate Professor, Water Engineering Department, Sari University of Agricultural Sciences and Natural Resources
3- Assistant Professor, Water Engineering Department, Faculty of Agricultural Sciences, University of Guilan; Rasht and Dept. of Water Engineering and Environment, Caspian Sea Basin Research Center
4- Assistant Professor, Soil Science Department, Faculty of Agricultural Sciences, University of Guilan; Rasht
(*- Corresponding Author Email: aliponh@yahoo.com)