

## ارزیابی آلودگی نترات در آب‌های زیرزمینی آبخوان اردبیل با استفاده از سامانه اطلاعات جغرافیایی

شهاب مرادی<sup>۱</sup>، حسین پیرخراطی<sup>۲\*</sup>، فرخ اسدزاده<sup>۳</sup>، علی آریان‌فر<sup>۴</sup>

۱. دانشجوی کارشناسی ارشد گروه زمین‌شناسی زیست‌محیطی، دانشگاه ارومیه

۲. دانشیار گروه زمین‌شناسی دانشگاه ارومیه

۳. استادیار گروه علوم خاک دانشگاه ارومیه

۴. شرکت مهندسی مشاور ژرف‌آذران صدر، ارومیه

(تاریخ دریافت ۱۳۹۵/۰۸/۲۸؛ تاریخ تصویب ۱۳۹۵/۱۱/۱۰)

### چکیده

آب زیرزمینی در بیشتر نقاط جهان مانند ایران از مهم‌ترین منابع تأمین آب برای مصارف گوناگون از جمله شرب است. آلاینده‌های مختلف کیفیت این منابع را به شدت تحت تأثیر قرار می‌دهند و استفاده از آن را برای مصارف مختلف ناممکن می‌سازند. نترات از شناخته‌شده‌ترین آلاینده‌های منابع آب است که در سال‌های اخیر به دلیل افزایش جمعیت و توسعه کشاورزی در نتیجه نیاز بیشتر به مقدار آن در آب‌های زیرزمینی در مناطق مختلف جهان به شدت افزایش یافته است. این مطالعه با هدف بررسی مقدار نترات در آب زیرزمینی آبخوان اردبیل با استفاده از سامانه اطلاعات جغرافیایی انجام شده است. بدین منظور از ۶۳ حلقه چاه واقع در آبخوان اردبیل در طول دوران خشک سال ۱۳۹۲، نمونه‌برداری و مقدار نترات آنها تعیین شد. نتایج نشان داد مقدار میانگین نترات در نمونه‌های چاه‌ها برابر ۳۹/۱۸ میلی‌گرم بر لیتر است. نتایج واریوگرافی نشان داد مقدار نترات در آب‌های زیرزمینی منطقه ساختار مکانی مستحکمی دارد و روش کریجینگ معمولی با دقت زیادی ( $R^2=0.508$ ) قادر به تعیین توزیع مکانی الگوی نترات در منطقه است. بیشترین آلودگی نترات در بخش غربی و جنوب غربی منطقه که منطبق با مکان جغرافیایی شهر اردبیل و اراضی کشاورزی حومه آن است، مشاهده شد که نشان‌دهنده تأثیر فعالیت‌های انسانی بر افزایش نترات در منابع آب منطقه است.

**کلیدواژه‌گان:** آب آشامیدنی، کشاورزی، کریجینگ، منابع آب.

## مقدمه

آب‌های زیرزمینی بعد از یخچال‌ها، بزرگ‌ترین منابع آب شیرین دنیا و در اغلب مناطق جهان تأمین‌کننده بخش مهمی از نیازهای مصرفی بشر مانند شرب و یا صنعت هستند. در کشور ما نیز به‌طور متوسط ۵۲ درصد از مجموع مصارف آب از طریق منابع زیرزمینی تأمین می‌شود [۱]. این امر سبب شده است در کشورهای در حال توسعه و جهان سوم، بیشترین توجه به یافتن سفره‌های آب زیرزمینی مناسب برای تأمین آب مورد نیاز برای مصارف گوناگون و به‌ویژه شرب و کشاورزی معطوف شود و این در حالی است که در مناطق یادشده به حفظ کیفی آبخوان‌ها توجه کمتری شده است [۲].

آب‌های زیرزمینی از منابع طبیعی هستند که هم از نظر اکولوژی و هم از نظر اقتصادی مهم هستند و برای ادامه زندگی، بهداشت، کشاورزی، صنعت و کامل‌بودن اکوسیستم‌ها اهمیت حیاتی دارند. کیفیت آب زیرزمینی ممکن است بر اثر تغییرات در پوشش و کاربری زمین مانند پیشرفت‌های صنعتی، فعالیت‌های کشاورزی و تولید پساب تحت تأثیر قرار گیرد [۳]. در این میان، فرایند توسعه کشورهای از جمله ایران، مسائل گسترده آلودگی آب را ایجاد کرده است و این آلودگی نه تنها ممکن است با تغییرات فیزیکی و بیولوژیکی همراه باشد، بلکه به دلیل حل شدن فرایندهای مواد سمی و نامطلوب در آب، آلودگی شیمیایی نیز ممکن است ایجاد شود. این در حالی است که آلودگی آب‌های زیرزمینی بعد از آلوده شدن چاه‌های آب شرب، شناسایی می‌شوند و رفع این آلودگی کاری بسیار پرهزینه و طولانی است و اغلب زمانی آلودگی تشخیص داده می‌شود که رفع آلودگی آبخوان تقریباً غیرممکن باشد [۴]. آلودگی سبب تنزل کیفیت آب می‌شود و در مراحل آب را برای اغلب مصارف مختلف غیرقابل استفاده می‌کند.

یکی از عوامل مهم آلودگی و غیرقابل استفاده شدن آب، به‌ویژه در مناطق با فعالیت‌های کشاورزی، افزایش غلظت نیتрат در آب‌ها به مقدار بیش از حد استاندارد است. از نیترات به‌عنوان شایع‌ترین آلاینده آب‌های زیرزمینی نام می‌برند. نیترات به‌علت وجود اکسیژن حل شده یکی از آنیون‌های پایدار آب [۵] و همچنین به دلیل عدم برهم‌کنش با مواد زمینه (خاک‌ها و رسوبات)، به شدت متحرک است. نتایج پژوهش‌های گوناگون به‌روشنی بر تأثیر فعالیت‌های

انسانی مانند کاربرد بیش از اندازه کودهای معدنی نیتروژن‌دار و ترکیبات آلی در کشاورزی، در افزایش آلودگی نیترات منابع آب زیرزمینی تأکید کرده‌اند. از دیگر عوامل اصلی افزایش نیترات در آب زیرزمینی می‌توان به چاه‌های فاضلاب خانگی، فضولات حیوانی و انسانی، انحلال نهشته‌های تبخیری غنی از نیترات و تثبیت زیستی نیتروژن توسط باکتری‌ها در خاک اشاره کرد [۶]. طبق رهنمود سازمان بهداشت جهانی<sup>۱</sup> WHO و آخرین استاندارد ملی کشور ایران، بیشترین مقدار مجاز یون نیترات در آب آشامیدنی ۵۰ میلی‌گرم در لیتر برحسب یون نیترات است [۷]. به‌رغم مدیریت‌های اتحادیه اروپا و راهنمایی سازمان سلامت جهانی و استانداردهای آمریکا به‌منظور کنترل کیفیت آب آشامیدنی برای نیترات، سطوح نیترات موجود در آب‌های زیرزمینی در بیشتر کشورهای طی چند دهه اخیر در نتیجه کاربرد بیش از حد کودها و آب زهکشی حامل این مواد افزایش یافته است [۳].

آب‌ها به‌طور طبیعی و در صورت آلوده‌نشدن مقدار کمتر از ۱ میلی‌گرم در لیتر نیترات دارند که زیادبودن غلظت نیترات در آب نشان‌دهنده وقوع آلودگی است و می‌تواند آلودگی میکروبی نیز به‌همراه داشته باشد [۸]. تجمع بیش از حد نیترات موجب بروز تأثیرات نامطلوبی بر انسان و سایر موجودات می‌شود که از جمله بیماری متهمگلوبمیما<sup>۲</sup> در کودکان و همچنین احتمال تشکیل ترکیبات سرطان‌زای نیتروزآمین در بدن بزرگسالان می‌شود [۹]. علاوه بر آن، غلظت زیاد نیترات سبب سقط جنین در زنان می‌شود [۸]. اثر نیترات در آب مصرفی دام‌ها، سبب کاهش تولید شیر و سقط جنین در آنها می‌شود [۱۰].

پژوهش‌های فراوانی در سطح دنیا و کشور برای ارزیابی نیترات در آب زیرزمینی توسط محققان صورت گرفته است. برای مثال، جلالی [۱۱] در بررسی نیترات در آب زیرزمینی دشت بهار همدان به این نتیجه رسید که ۲۴ درصد از ۱۳۵ نمونه برداشت‌شده از این ناحیه غلظت بیش از حد استاندارد دارند که بنا به پیشنهاد ایشان در صورت مدیریت آبیاری و کوددهی و کاهش آب‌شویی نیترات، کیفیت آب ناحیه بهبود می‌یابد. در مطالعه‌ای که با عنوان «بررسی ماهیانه نیترات در آب زیرزمینی دشت شهرکرد» در سال ۱۳۸۸ توسط لاله‌زاری و همکارانش [۱۲] صورت گرفته است، عامل آلودگی آب

1. World Health Organization  
2. Methemoglobinemia

نقاط نمونه‌برداری شده و انجام آنالیزهای مختلف امکان‌پذیر است [۱۹ و ۲۰]. بر این اساس، مطالعه حاضر به‌منظور ارزیابی میزان غلظت نیترات در منابع آب زیرزمینی آبخوان اردبیل و همچنین مشخص کردن مناطق پرخطر انجام شده است که از آنالیزهای زمین‌آماری برای تهیه نقشه آلودگی نیترات در منابع آب زیرزمینی دشت اردبیل استفاده شده است تا با استفاده از این نتایج بهترین راه‌کار مدیریتی به‌منظور پیشگیری از ازدیاد این یون در منابع آبی منطقه یادشده ارائه شود.

## روش کار

### منطقه مطالعه شده

آبخوان اردبیل در شمال غرب ایران قرار گرفته است. این منطقه متوسط بارندگی ۳۰۰ میلی‌متر در سال دارد و به‌وسیله ارتفاعاتی احاطه شده است که بخشی از رشته‌کوه‌های البرز هستند. منطقه از نظر توپوگرافی شیب کم دارد و بیشتر شامل اراضی زراعی، مراتع و منطقه مسکونی شهر اردبیل است. منطقه از رسوبات کواترنری تشکیل شده است و از لحاظ زمین‌شناسی جزئی از واحد زمین‌ساختی البرز غربی-آذربایجان است. در شکل ۱ محدوده آبخوان به مساحت تقریبی ۷۱۰ کیلومتر مربع به‌همراه محل قرارگیری چاه‌های نمونه‌برداری شده نشان داده شده است.

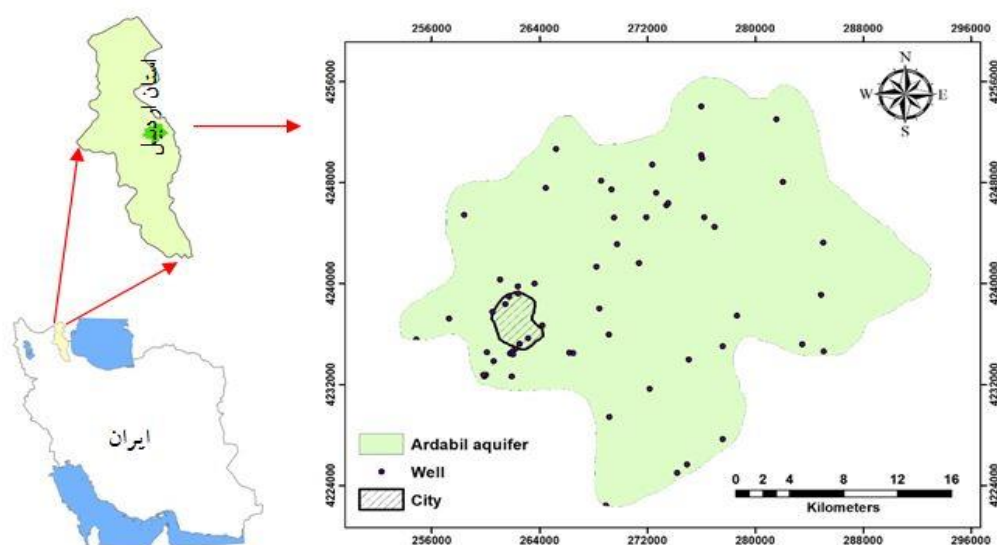
### نمونه‌برداری و تحلیل آماری داده‌ها

در این پژوهش آب زیرزمینی آبخوان اردبیل از نظر مقدار یون نیترات در طول فصل خشک در تابستان ۱۳۹۲ با استفاده از داده‌های ۶۳ حلقه چاه بررسی شد. در فرایند نمونه‌برداری از بطری‌های پلی‌اتیلنی استفاده شد و نمونه‌ها پس از انتقال به آزمایشگاه آنالیز شدند. کلیه مراحل نمونه‌برداری، انتقال و آنالیز داده‌ها براساس روش استاندارد اندازه‌گیری یون نیترات با استفاده از دستگاه اسپکتروفتومتر UV با طول موج ۲۲۰ نانومتر انجام گرفت [۲۱]. به‌منظور ترسیم نمودارهای توزیع فراوانی از نرم‌افزارهای SPSS 19 و Excel استفاده شد و توزیع مکانی مقدار نیترات با استفاده از ابزار تحلیل زمین‌آماری در نرم‌افزار ArcGIS تعیین شد. نرمال بودن داده‌ها با استفاده از آزمون کولموگروف-اسمیرنوف بررسی و در صورت نرمال نبودن با استفاده از تکنیک مناسب (لگاریتم‌گیری و یا ریشه دوم) اقدام به نرمال کردن آنها شد.

ناحیه به نیترات، حلالیت زیاد این عنصر و شسته‌شدن بر اثر آبیاری و فعالیت‌های کشاورزی، گزارش شده است. کریم‌زاده و همکارانش [۱۳] نیز آب زیرزمینی دشت کهنک در استان خوزستان را در دو فصل خشک و تر بررسی کردند و دریافتند که زیاده‌بودن نیترات در پایین‌دست منطقه می‌تواند به حلالیت زیاد نیترات و شسته‌شدن بر اثر آبیاری و بارندگی مرتبط باشد. این پژوهشگران همچنین بر تأثیر فعالیت‌های انسانی و کشاورزی و وجود زباله‌سوز در منطقه بر افزایش نیترات در آب‌های زیرزمینی منطقه تأکید کرده‌اند.

اوسطی (۱۳۸۹) وضعیت نیترات در آب زیرزمینی منطقه کردان در استان تهران را بررسی کرد و با مقایسه غلظت نیترات مشاهده‌ای با مقدار مجاز توصیه‌شده توسط WHO دریافت که غلظت نیترات فقط در ۲ درصد نمونه‌ها بیش از حد مجاز است که مربوط به مناطق کشاورزی با شیب کم و خاک به‌شدت نفوذپذیر هستند [۱۴]. براساس نتایج پژوهش حمزه‌پور [۱۵] در زمینه سنجش آب ارومیه براساس یون نیترات و با استفاده از نرم‌افزار GIS، نشان می‌دهد آب زیرزمینی منطقه ارومیه در بخش شمالی از نظر نیترات آلوده‌تر است، از لحاظ زمانی نیز در فصل زمستان به‌دلیل نبود گیاهان و آب‌شویی نیترات غلظت این یون بیشتر گزارش شده است. در پژوهش جاهاریا و همکارانش [۱۶] در سال ۲۰۱۰ در زمینه همین یون در شهر ساگار و روستاهای اطراف هندوستان، مقدار نیترات در ۳۷ نمونه نسبت به استاندارد سازمان بهداشت جهانی بیشتر بوده است. آنها ازدیاد نیترات در نمونه‌های یادشده را به فعالیت‌های کشاورزی و تخلیه فاضلاب‌ها در این منطقه مربوط دانسته‌اند.

یکی از راه‌های مناسب جلوگیری از آلودگی‌های آب زیرزمینی، شناسایی مناطق آسیب‌پذیر آبخوان و مدیریت کاربری اراضی است که آسیب‌پذیری را می‌توان به‌عنوان امکان نفوذ و پخش آلاینده‌ها از سطح زمین به سیستم آب زیرزمینی تعریف کرد [۱۷، ۱۸]. بررسی وضعیت کیفی آب گام مهمی به‌منظور مدیریت و تصمیم‌گیری در خصوص استفاده بهینه و مناسب از منابع آب زیرزمینی است. از این‌رو، هرگونه اقدام برای کنترل و کاهش آلاینده‌های آب‌های زیرزمینی و تأثیرات آنها وابسته به آگاهی کامل از چگونگی توزیع و پراکندگی آلاینده‌های موجود در سطح است و در اختیارداشتن چنین اطلاعاتی صرفاً از طریق سنجش آلودگی توزیع‌یافته در سطح منطقه مطالعه‌شده و درون‌یابی



شکل ۱. محدوده مطالعاتی آبخوان اردبیل به همراه چاه‌های نمونه‌برداری

برای انجام روش کریجینگ لازم است نیم تغییرنمای مربوط به متغیر مد نظر ترسیم شود. محاسبه منحنی واریوگرام از مهم‌ترین عملیات زمین‌آمار است که از طریق معادله زیر محاسبه می‌شود:

$$\gamma(h) = \frac{1}{2n(h)} \sum_{i=1}^{n(h)} [Z(x_i) - Z(x_i+h)]^2 \quad (3)$$

که در آن  $\gamma(h)$  مقدار واریوگرام برای جفت نقاطی که به فاصله  $h$  از هم قرار دارند،  $n(h)$  تعداد زوج نقاطی است که به فاصله  $h$  از هم قرار دارند،  $Z(x_i)$  مقدار مشاهده‌شده متغیر  $x$  و  $Z(x_i+h)$  مقدار مشاهده‌شده متغیر است که به فاصله  $h$  از  $x$  قرار دارد [۲۲].

در روش وزن‌دهی براساس معکوس فاصله (IDW) نیز برای هر یک از نقاط اندازه‌گیری، وزنی براساس فاصله بین آن نقطه تا موقعیت نقطه مجهول در نظر گرفته می‌شود. سپس این اوزان توسط توان وزن‌دهی کنترل می‌شود، به طوری که توان‌های بزرگ‌تر اثر نقاط دورتر از نقطه تخمین‌شده را کاهش می‌دهند و توان‌های کوچک‌تر وزن‌ها را به طور یکنواخت‌تری بین نقاط همجوار توزیع می‌کنند. البته، باید توجه داشت که این روش بدون توجه به موقعیت و آرایش نقاط، فقط فاصله آنها را در نظر می‌گیرد، یعنی نقاطی که دارای فاصله یکسانی از نقطه تخمین هستند، وزن یکسانی دارند [۲۲ و ۲۳]. مقدار فاکتور وزنی با استفاده از فرمول زیر محاسبه می‌شود:

توزیع مکانی نیترا با استفاده از روش‌های مختلفی نظیر کریجینگ معمولی و روش وزن‌دهی معکوس فاصله تعیین شد. کریجینگ یک روش تخمین زمین‌آمار است که بر پایه میانگین متحرک وزنی استوار است. به طوری که می‌توان گفت این روش بهترین تخمینگر خطی نااریب<sup>۱</sup> است. این تخمینگر به صورت زیر تعریف می‌شود:

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

که در آن  $Z^*(x)$  مقدار تخمینی،  $\lambda_i$  وزن یا اهمیت کمیت وابسته به نمونه  $\lambda$ ام و  $Z(x_i)$  مقدار متغیر اندازه‌گیری شده است. این نوع کریجینگ را خطی می‌نامند زیرا ترکیب خطی از  $n$  داده است. شرط استفاده از تخمینگر یادشده این است که متغیر  $Z$  دارای توزیع نرمال باشد، در غیر این صورت یا باید از کریجینگ غیرخطی استفاده کرد و یا اینکه به گونه‌ای توزیع متغیرها را به نرمال تبدیل کرد [۲۰]. مهم‌ترین قسمت کریجینگ تعیین وزن‌های آماری  $\lambda$  است که برای اریب‌نبودن تخمین‌ها، این اوزان باید به گونه‌ای تعیین شوند که مجموع آنها برابر ۱ باشد ( $\sum_{i=1}^n \lambda_i = 1$ ). همچنین به منظور استفاده از این تخمینگر باید واریانس تخمین را محاسبه و سپس تابع حاصل را به کمترین حد رساند. به بیان دیگر:

$$Var(Z^*(x)) = E\left(\left(Z^*(x) - Z(x)\right)^2\right) = \min \quad (2)$$

2. Inverse distance weighting (IDW)

1. Best Linear Unbiased Estimator (B.L.U.E)

انسانی را دارند در نظر گرفته می‌شوند. براساس موارد یادشده طبقه‌بندی آب‌های منطقه برمبنای نیترات در شش گروه ۰-۵، ۵-۱۵، ۱۵-۲۵، ۲۵-۴۵، ۴۵-۵۰ و بیش از ۵۰ میلی‌گرم بر لیتر در نظر گرفته شد تا به بهترین شکل مناطق دارای آلودگی زیاد از دیگر مناطق متمایز شوند.

#### یافته‌ها

براساس آزمون کولموگروف-اسمیرنوف، توزیع مقادیر نیترات در منطقه نرمال نیست و به‌منظور نرمال کردن توزیع داده‌ها برای استفاده در روش کریجینگ معمولی از روش لگاریتم‌گیری استفاده شد. هیستوگرام توزیع فراوانی مقادیر نیترات قبل و بعد از لگاریتم‌گیری به‌همراه منحنی توزیع نرمال در شکل ۲ ارائه شده است. وضعیت آماری داده‌های نیترات در ۶۳ چاه نمونه‌برداری شده نیز در جدول ۱ ارائه شده است. دامنه تغییرات نیترات در آبخوان در محدوده صفر تا ۱۴۳/۶ میلی‌گرم بر لیتر و میانگین مقدار نیترات در چاه‌ها نیز برابر ۳۹/۱۸ میلی‌گرم بر لیتر بود.

جدول ۱. ویژگی‌های آماری مربوط به نیترات آب ( $\text{mg l}^{-1}$ ) در چاه‌های منطقه

چاه	مقدار	میانگین	دامنه	انحراف معیار	ضریب تغییرات	ضریب کجی
۱	۳۹/۱۸	۰	۰/۸	۱/۴۷	۳۳/۶	۲۷/۵

براساس مقادیر میانگین داده‌ها می‌توان گفت که براساس استاندارد ملی و استاندارد سازمان بهداشت جهانی میانگین مقدار نیترات در منطقه در محدوده مجاز است؛ هر چند تعدادی از نمونه‌های مطالعه‌شده مقادیر نیترات بیشتر از حد مجاز نیز داشتند. بیشترین مقدار غلظت یون نیترات در آب این منطقه در محل نمونه‌برداری کلخوران برابر ۱۴۳/۶ میلی‌گرم در لیتر اندازه‌گیری شد. این رقم تقریباً سه‌برابر استانداردهای موجود است. بعد از این نقطه به‌ترتیب چاه هاشم زارع و چاه شماره ۲۴ از نظر میزان غلظت نیترات در رتبه‌های بعدی جای گرفتند. کمترین میزان غلظت یون نیترات در آب منطقه که صفر تعیین شده است در محل‌های نمونه‌برداری یایجیلان و گرم‌چشمه بود.

$$\lambda_i = \frac{D_i^{-\alpha}}{\sum_{i=1}^n D_i^{-\alpha}} \quad (4)$$

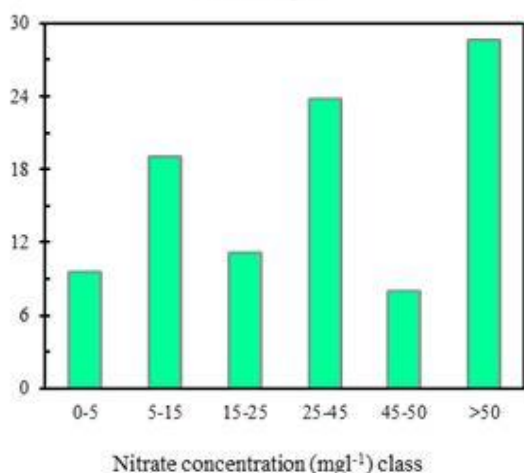
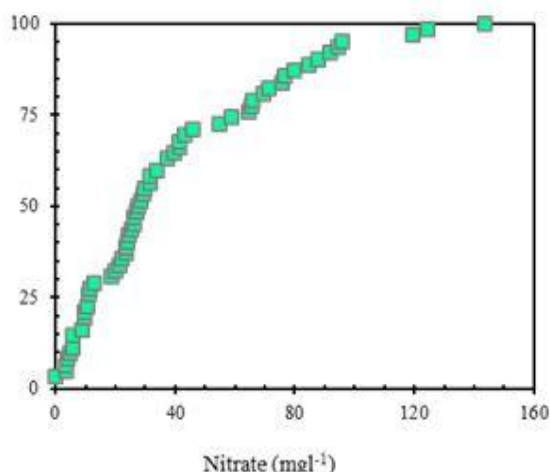
به‌منظور انتخاب مناسب‌ترین روش میان‌یابی می‌توان از شیوه‌های مختلفی استفاده کرد که از مناسب‌ترین آنها، استفاده از نتایج ارزشیابی متقابل<sup>۱</sup> است. بدین ترتیب که ابتدا یکی از نقاط اندازه‌گیری را حذف می‌کند و سپس با استفاده از سایر نقاط و اعمال روش میان‌یابی مد نظر برای نقطه حذف‌شده تخمین آماری صورت می‌گیرد. در مرحله بعد این نقطه به محل خود برگردانده و نقطه بعدی حذف می‌شود و به همین ترتیب برای همه نقاط مشاهده‌ای یک برآورد نیز صورت می‌گیرد و نتایج در قالب دو ستون مقادیر مشاهده‌ای و برآوردی ارائه می‌شود [۲۳]. تعیین روش با کمترین خطا برمبنای معیار ریشه میانگین مربعات خطا صورت گرفت.

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (Z(x_i) - Z^*(x_i))^2} \quad (5)$$

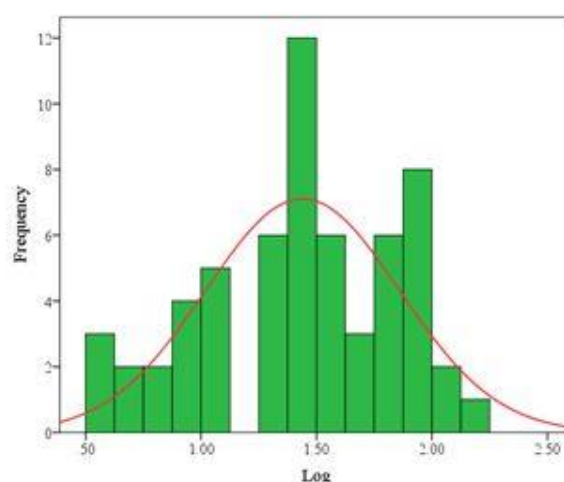
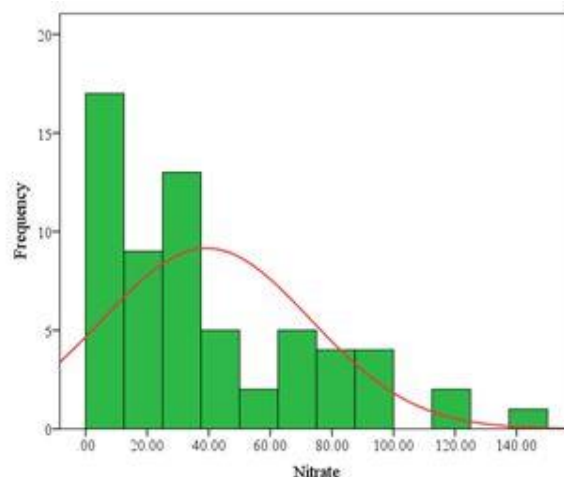
که در آن  $Z^*(x_i)$  مقدار برآوردشده متغیر مد نظر،  $Z(x_i)$  مقدار اندازه‌گیری‌شده متغیر مد نظر (مقدار مشاهده‌ای) و  $n$  تعداد مشاهدات است.

براساس استاندارد اداره حفاظت محیط زیست آمریکا (USEPA<sup>۲</sup>) مقدار استاندارد نیتروژن نیتراتی در آب آشامیدنی برابر ۱۰ میلی‌گرم در لیتر است. براساس رهنمودهای سازمان بهداشت جهانی [۷] و مؤسسه تحقیقات صنعتی ایران [۲۴] مقدار نیترات در آب آشامیدنی ۵۰ میلی‌گرم بر لیتر توصیه شده است. بابیکر و همکارانش [۲۵] براساس مقایسه مقدار نیترات در نمونه‌های آب و آستانه‌های مطرح‌شده، دامنه‌هایی را برای مقدار نیترات پیش‌بینی کرده‌اند. این پژوهشگران مقدار نیترات کمتر از ۵ میلی‌گرم بر لیتر را به‌عنوان غلظت مطلوب ارزیابی کرده و دامنه ۵-۱۵ میلی‌گرم بر لیتر را شرایط با احتمال اثرگذاری فعالیت‌های انسانی دانسته‌اند. دامنه ۱۵-۵۰ میلی‌گرم بر لیتر را شرایط ناشی از آلودگی با فعالیت‌های انسانی توسط این پژوهشگران در نظر گرفته شده است. از سوی دیگر، غلظت ۴۵ میلی‌گرم بر لیتر به‌عنوان بیشینه غلظت مجاز برمبنای استاندارد آژانس حفاظت محیط زیست<sup>۳</sup> و غلظت بیش از ۵۰ میلی‌گرم بر لیتر به‌عنوان نمونه‌های بسیار آلوده که تأثیرات شدید فعالیت‌های

1. Cross Validation
2. United State Environmental Protection Agency
3. Environment Protection Agency



شکل ۳. درصد کلاس‌های طبقه‌بندی نیترات به همراه فراوانی آنها در آب زیرزمینی اردبیل



شکل ۲. هیستوگرام فراوانی نیترات قبل از لگاریتم‌گیری و بعد از لگاریتم‌گیری

### بحث و نتیجه‌گیری

فعالیت‌های کشاورزی منطقه و استفاده از کودهای ازته در منطقه است. ترتیب کلاس‌های کیفی آب براساس میزان نیترات در شکل ۳ ارائه شده است.

به‌منظور بررسی الگوی مکانی تغییرات نیترات در منطقه از روش‌های کریجینگ معمولی و وزن‌دهی معکوس فاصله با توان‌های ۱ تا ۵ استفاده شد و معیار ریشه میانگین مربعات خطا و ضریب تبیین بین داده‌های مشاهده‌ای و پیش‌بینی شده به‌عنوان معیار گزینش نقشه نهایی پراکنش نیترات آب زیرزمینی در منطقه استفاده شدند. نتایج مربوط به واریوگرافی مقدار نیترات در منطقه در جدول ۲ ارائه شده است. ساختار مکانی نیترات در منطقه با مدل‌سازی نیم‌تغییرنا و از طریق یک مدل احتمالی مشخص تعیین شده است. نیم‌تغییرنا تابعی است که تغییرات بین نقاط نمونه‌برداری شده را در فاصله مشخص از یک نقطه نشان

در شکل ۳، درصد هریک از کلاس‌های میزان غلظت نیترات ارائه شده است. براساس این نمودار بیشترین میزان نیترات در کلاس بیشتر از ۵۰ میلی‌گرم در لیتر جای داشته است که ۲۸/۵۷ درصد نمونه‌ها را شامل می‌شود. فراوانی نسبی غلظت نیترات در دشت اردبیل نشان می‌دهد ۷۱/۴۳ درصد از نمونه‌ها تحت تأثیر فعالیت‌های انسانی (غلظت بیش از ۱۵ میلی‌گرم در لیتر) بوده‌اند. بررسی‌ها نشان داد ۶۳/۴۹ درصد نمونه‌های آب زیرزمینی، غلظت کمتر از مقدار توصیه‌شده توسط آژانس حفاظت محیط زیست (۴۵ میلی‌گرم بر لیتر) را دارند. کلاس ۴۵-۵۰ کمترین درصد نمونه‌ها را در منطقه داراست. این نمودار نشان می‌دهد قسمت زیادی از نمونه‌های موجود بر اثر فعالیت‌های انسانی به‌شدت آلوده شده‌اند که دلیل این امر

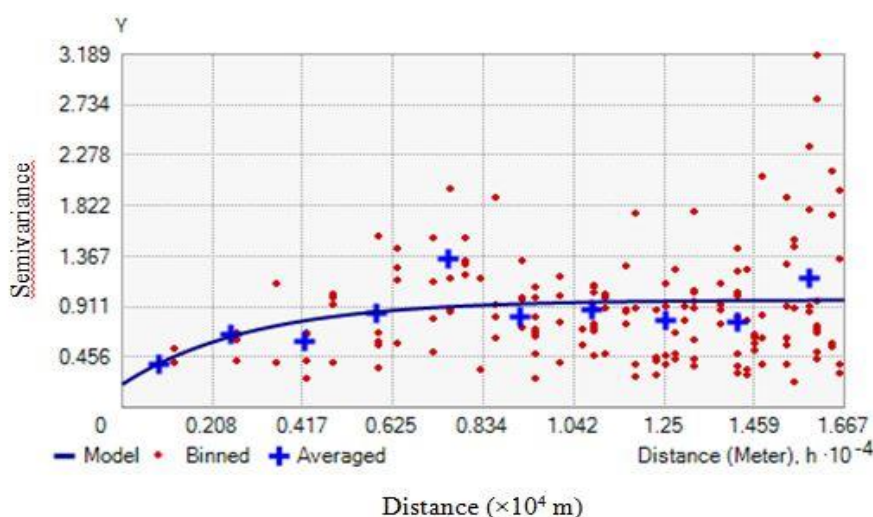
متغیری کمتر از ۲۵ درصد باشد، به‌عنوان یک متغیر با پیوستگی مکانی بالا قلمداد می‌شود. اگر این نسبت در محدوده ۲۵-۷۵ درصد باشد، پیوستگی مکانی متغیر متوسط و برای زمانی که این نسبت بیش از ۷۵ درصد است پیوستگی مکانی ضعیف محسوب می‌شود [۲۶]. مقادیر نسبت اثر قطعه‌ای به آستانه برای نیترات بیانگر این واقعیت است که نیترات می‌تواند به‌عنوان متغیرهای مکانی با ساختار فضایی مستحکم در نظر گرفته شود.

جدول ۳ نیز که بیانگر شاخص ریشه میانگین مربعات خطا برای روش کریجینگ معمولی و وزن‌دهی عکس فاصله با توان‌های ۱ تا ۵ است نشان می‌دهد روش کریجینگ معمولی در مقایسه با روش وزن‌دهی معکوس فاصله قابلیت مطلوب‌تری در پیش‌بینی توزیع مکانی نیترات آب زیرزمینی در منطقه دارد که به‌نظر می‌رسد دلیل این امر ساختار مکانی قوی نیترات در منطقه باشد که نتایج مربوط به واریوگرافی نیز آن را تأیید می‌کند.

می‌دهد. هرچه به محل نمونه‌برداری نزدیک باشد، شباهت بین این نقاط زیاد و به‌تبع آن هرچه دورتر باشد، شباهت کمتر می‌شود. یکی از استدلال‌های ممکن از نیم‌تغییرنما اثبات مکانی بودن تغییرات است؛ یعنی با افزایش فاصله نقاط، اختلاف داده‌ها افزایش می‌یابد و در شعاع تأثیر مشخص واریانس داده‌ها ثابت می‌شود. نتایج نیم‌تغییرنما نشان داد مدل واریوگرام نمایی با شعاع تأثیر تقریبی ۹ کیلومتر به‌خوبی قادر به تبیین تغییرات واریانس مقادیر نیترات چاه‌ها نسبت به یکدیگر با تغییرات فاصله است. نتایج مربوط به پارامترهای نیم‌تغییرنمای نیترات در جدول ۲ ارائه شده است. همچنین نیم‌تغییرنمای پهنه‌بازش داده‌شده بر داده‌های نیترات نیز در شکل ۴ ارائه شده است. در جدول ۲ همچنین استحکام ساختار فضایی نیترات آب زیرزمینی ارائه شده است که با استفاده از نسبت اثر قطعه‌ای به آستانه مدل تئوریک نیم‌تغییرنما قابل سنجش است. به‌عنوان یک قاعده کلی در صورتی که این نسبت برای

جدول ۲. پارامترهای مربوط به مدل‌های تئوریک نیم‌تغییرنمای نیترات

متغیر	مدل تئوریک	اثر قطعه‌ای ( $C_0$ )	آستانه ( $C_0+C$ )	شعاع تأثیر (km)	$C_0/(C_0+C)$ (%)
نیترات	نمایی	۰/۲۰۸	۰/۹۷۱	۹/۰۱۲	۲۱/۴۲۱



شکل ۴. مدل نیم‌تغییرنمای برازش داده‌شده بر مقادیر نیترات آب زیرزمینی در منطقه اردبیل

جدول ۳. ضرایب کارایی مربوط به روش‌های مختلف پهنه‌بندی نیترات آب زیرزمینی در منطقه

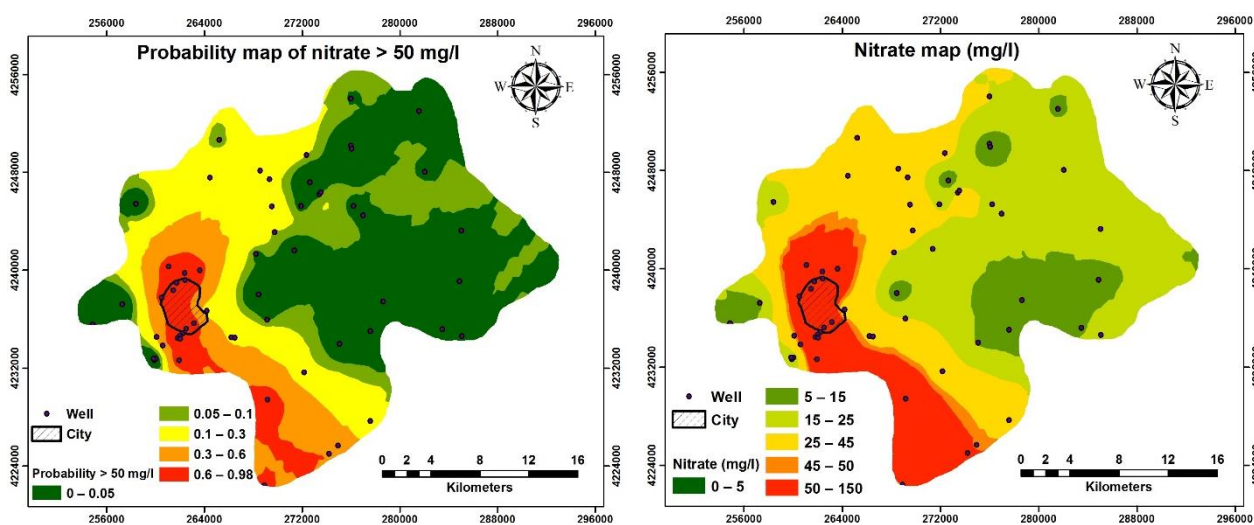
روش	توان ۱ (IDW)	توان ۱ (IDW)	توان ۱ (IDW)	توان ۱ (IDW)	کریجینگ
RMSE	۲۵/۲	۲۹/۹	۲۴/۹	۲۵/۵	۲۲/۲
$R^2$	۰/۴۲	۰/۳۷	۰/۴۵	۰/۴۱	۰/۵۰۸

[۲۸] نیز با مطالعه مقدار نیترات در منابع آب زیرزمینی در دشت لردگان نشان دادند وجود سازندهای زمین‌شناسی حاوی نیترات مانند شیل و مارن و همچنین شست‌وشوی نیترات از مناطق کشاورزی که مصرف بی‌رویه کودهای شیمیایی از ته را دارند از دلایل اصلی افزایش نیترات در بخش‌های شمالی دشت لردگان است. ززولی و همکارانش [۲۹] نیز افزایش مقدار نیترات در منطق اطراف یاسوج در استان کهگیلویه و بویراحمد را به ساختار زمین‌شناسی و افزایش فعالیت‌های کشاورزی نسبت داده‌اند.

غلظت نیترات در بخش‌های شرقی و مرکزی آبخوان اردبیل که مشرف به مناطق مرتعی و ارتفاعات گردنه حیران است از نظر غلظت نیترات شرایط مساعدی دارد و غلظت نیترات در این مناطق کمتر از ۱۵ میلی‌گرم بر لیتر است. براساس شکل ۶ منطقه با کلاس غلظت نیترات در محدوده ۱۵-۲۵ میلی‌گرم بر لیتر نیترات، بیشترین مساحت (۲۹۲/۸ کیلومترمربع) را به خود اختصاص داده است. بر این اساس و بر مبنای طبقه‌بندی بابیکر و همکارانش [۲۵] می‌توان گفت که بیشترین مساحت منطقه از نظر نیترات در شرایط آلودگی با فعالیت‌های انسانی قرار دارد. حدود ۱۰۸ کیلومترمربع از منطقه نیز دارای نیترات بیش از ۵۰ میلی‌گرم بر لیتر است که این امر نشان‌دهنده آلوده‌بودن آب زیرزمینی و نامناسب‌بودن آب‌های موجود در این بخش از منطقه مطالعاتی، برای استفاده شرب هستند.

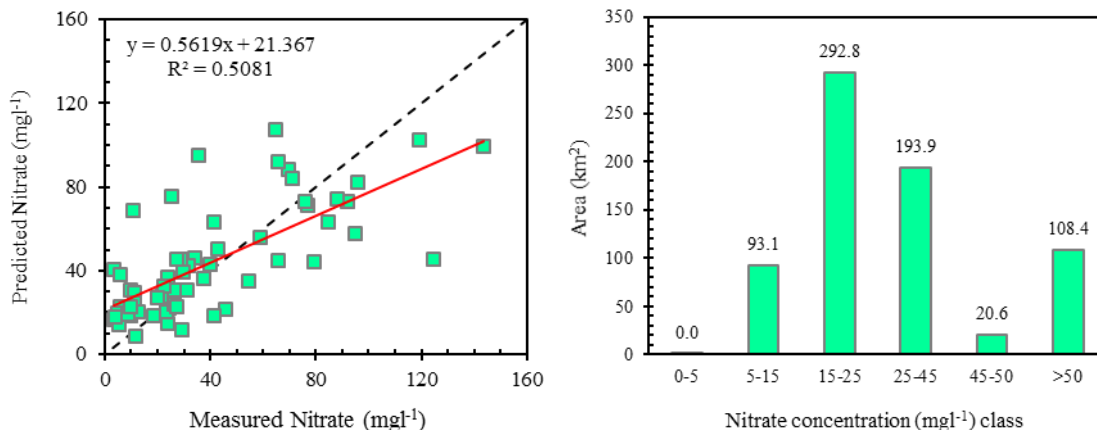
با توجه به قابلیت مطلوب روش کریجینگ معمولی، اقدام به تهیه و کلاس‌بندی نقشه تغییرات مکانی نیترات با استفاده از این روش شد که نقشه مربوط به آن در شکل ۵ ارائه شده است. در این شکل همچنین نقشه بیشتربودن نیترات نسبت به حد مجاز استاندارد ملی ایران (۵۰ میلی‌گرم بر لیتر) نیز ارائه شده است. همچنین در شکل ۶ نیز مساحت مربوط به کلاس‌های مختلف غلظت نیترات نیز ارائه شده است که براساس نقشه کریجینگ محاسبه شده‌اند. در شکل ۶ نمودار پراکنش مقادیر نیترات اندازه‌گیری شده و پیش‌بینی شده با روش کریجینگ نیز ارائه شده است.

براساس الگوی تغییرات مکانی ارائه‌شده در شکل ۵ بیشترین میزان غلظت نیترات در بخش غرب و جنوب‌غربی منطقه مطالعه‌شده مشاهده می‌شود که منطبق بر مکان جغرافیایی شهر اردبیل است. کلاس غلظت نیترات در این نواحی بیشتر از ۵۰ میلی‌گرم بر لیتر و بیش از استانداردهای موجود برای ارزیابی میزان نیترات آب است. به‌نظر می‌رسد فعالیت‌های انسانی در محدوده شهر به‌همراه تأثیرات فاضلاب‌های خانگی و کشاورزی از مهم‌ترین دلایل افزایش نیترات در محدوده شهر اردبیل باشد. بدیعی‌نژاد و همکارانش [۲۷] نیز با بررسی مقدار نیترات در ۵۵ حلقه چاه آب شرب در شیراز مقدار غلظت نیترات در تعدادی از چاه‌های منطقه را بیش از حد مجاز گزارش کرده‌اند و وجود چاه‌های فاضلاب روستایی و شهری را از عوامل اصلی افزایش نیترات در منطقه دانسته‌اند. استواری و همکارانش



شکل ۵. نقشه پراکنش مقادیر نیترات به‌همراه نقشه احتمال نیترات بیش از  $50 \text{ mg l}^{-1}$  در آب زیرزمینی





شکل ۶. مساحت کلاس‌های نیترات در منطقه مطالعاتی به همراه نمودار پراکنش مقادیر نیترات اندازه‌گیری شده و پیش‌بینی شده با روش کریجینگ

- [4]. Youssefi Z, Naej O. Study on Nitrate Value in Rural Area in Amol City. Journal of Mazandaran University of Medical Sciences. 2007; 17(61): 161-165 [Persian].
- [5]. Hamilton PA, Helsel DR. Effects of agriculture on ground-water quality in five regions of the United States. Ground water. 1995; 33(2):217-26.
- [6]. Gunatilake SK, Iwao Y. Geoenvironmental assessment for nitrate pollution of surface and groundwater by fertilization (a study in Shiroishi Plain, Japan). International Journal of civil and environmental Engineering. 2009; 9(10):12-9.
- [7]. World Health Organization. Guidelines for drinking-water quality. World Health Organization; 2004; Vol. 1, 3rd ed. ISBN 978 92 4 154760 4.
- [8]. Hammer MJ. Water and wastewater technology. Pearson/Prentice Hall, Technology & Engineering; 2008.
- [9]. Goldberg VM. Ground water pollution by nitrate from livestock wastes. Environmental Health Perspective. 1989; 83: 25-29.
- [10]. Olijhoek DW, Hellwing AL, Brask M, Weisbjerg MR, Højberg O, Larsen MK, Dijkstra J, Erlandsen EJ, Lund P. Effect of dietary nitrate level on enteric methane production, hydrogen emission, rumen fermentation, and nutrient digestibility in dairy cows. Journal of Dairy Science. 2016; 99(8):6191-205.
- [11]. Jalali M. Nitrates leaching from agricultural land in Hamadan, western Iran. Agriculture, Ecosystems & Environment. 2005; 110(3):210-8.
- [12]. Lalehzari F, Tabatabaie, SH, Yarali N. Variation of nitrate contamination in Shahrekord aquifer and its mapping using GIS. Iran Water Resource Journal. 2009; 3(4): 9-17 [Persian].

در این تحقیق کیفیت آب اردبیل از نظر میزان نیترات با استفاده از ۶۳ حلقه چاه بررسی شد که کاربری‌های متنوعی داشتند. نتایج این تحقیق نشان می‌دهد هر چند میانگین غلظت یون نیترات در آب منطقه نسبت به استانداردهای ملی و سازمان بهداشت جهانی کمتر است با این حال در تعدادی از چاه‌ها که در محدوده شهر اردبیل هستند مقدار نیترات به مقدار شایان توجهی بیش از استانداردهای یاد شده است که از نظر فراوانی معادل ۲۸/۶ درصد چاه‌ها است و مساحتی حدود ۱۰۸ کیلومترمربع از منطقه را تشکیل می‌دهد. روش کریجینگ با نیم‌تغییرنمای مدل نمایی به‌عنوان روش بهینه پهنه‌بندی انتخاب شده و نتایج نقشه پهنه‌بندی بیانگر بحرانی بودن بخش‌های غربی و جنوب غربی منطقه از نظر غلظت نیترات است که به احتمال زیاد مربوط به تأثیرات فاضلاب‌های خانگی و فعالیت‌های کشاورزی در منطقه است.

#### منابع

- [1]. Babaeian F, Bagheri A, Rafieian M. Vulnerability Analysis of Water Resources Systems to Water Scarcity Based on a Water Accounting Framework (Case Study: Rafsanjan Study Area). Iran-Water Resources Research. 2016; 12(1): 1-17 [Persian].
- [2]. Kangaroglu F, Gunay G. Groundwater nitrate pollution in an alluvial aquifer, Eskir-urban area and its vicinity, Turkey. Environmental Geology. 1997; 31:178-184.
- [3]. Negtcha BN, Daria D. Nitrate pollution in groundwater in tow selected area from Cameron and Ehad in the lake Chad basin. Water policy. 2010; 12 (5): 722-733

- [13]. Karimzadeh M, Abdeh-Kolahchi A, Farrokhan F, Pourdavoodi M. Evaluation of Nitrate concentration in Kohnak aquifer using geographical information system. Second National Congress on Protection and Planning of the Environment; 2013 [Persian]
- [14]. Osati Kh, Salajegheh A, Arekhi S. Spatial variation of nitrate concentrations in groundwater by Geostatistics (Case Study: Kurdan Plain). Journal of Natural Environment. Iranian Journal of Natural Resources. 2013; 65(4): 461-472 [Persian].
- [15]. Hamzepour S, Hosseini-Mobarra SE, Behmanesh J. Evaluation of groundwater quality evaluation using geographical information system (Nitrate concentration). The 6th National Congress and Exhibition on Environmental Engineering. 2012 [Persian]
- [16]. Jhariya DC, Shandilya AK, Dewangan R. Nitrate Pollution in the Groundwater around Sagar Town, Madhya Pradesh, India. International Conference on Chemical, Ecology and Environmental Sciences. Bangkok 2012; 151-154.
- [17]. Balogun II, Akoteyon IS, Adeaga O. Evaluating land use effects on groundwater quality in Lagos-Nigeria using water quality index. Journal of Scientific Research. 2012; 4 (2):397.
- [18]. Rajaei F, Esmaili Sari A, Salmanmahiny A, Delavar M, Massah Bavani AR. Non point Source Pollution Modeling and Critical Area Priority for Environmental management of Tajan Watershed. Echohydrology. 2016; 3(3): 455-464 [Persian].
- [19]. de Andrade EM, Palácio HA, Souza IH, de Oliveira Leão RA, Guerreiro MJ. Land use effects in groundwater composition of an alluvial aquifer (Trussu River, Brazil) by multivariate techniques. Environmental Research. 2008; 106 (2):170-7.
- [20]. Rezaei-Moghaddam MH, Rahimpour T, Nakhostinrouhi M. Potential Detection of the Groundwater Resources Using Analytic Network Process in Geographic Information System(Case Study: Basins Leading to Tabriz Plain). Echohydrology; 2016; 3(3): 379-389 [Persian].
- [21]. Federation WE, APH Association. Standard methods for the examination of water and wastewater. American Public Health Association (APHA): Washington, DC, USA. 2005.
- [22]. Hassani-Pak AA. Geostatistics. 5<sup>th</sup> edition. University of Tehran Press. Tehran; 2013 [Persian]
- [23]. Mohammadi J. Pedometrics Volume 2 : Spatial Statistics. Pelk Press. Tehran; 2006 [Persian]
- [24]. ISIRI. Institute of Standards and Industrial Research of Iran: Drinking water-Physical and chemical specifications. 1053. 5th Revision. Tehran; 2008 [Persian].
- [25]. Babiker IS, Mohamed MA, Terao H, Kato K, Ohta K. Assessment of groundwater contamination by nitrate leaching from intensive vegetable cultivation using geographical information system. Environment International. 2004; 29 (8):1009-17.
- [26]. Cambardella CA, Moorman AT, Novak JM, Parkin TB, Karlen DL, Turco RF. Field-scale variability of soil properties in central Iowa soils. Soil Science Society of America Journal. 1994; 58:1501-1511.
- [27]. Badeenezhad A, Gholami M, Jonidi-Jafari A, Ameri A. Factors Affecting nitrate Concentrations in Shiraz Groundwater Using Geographical Information System. Toloee Behdasht. 2012; 35(2): 47-56 [Persian].
- [28]. Ostovari Y, Beigi-Harchegani H, Davoodian AR. Spatial variation of nitrate in the Lordegan aquifer. Water and Irrigation Management. 2012; 2(1): 55-67 [Persian].
- [29]. Zazouli M, Barafrashtehpour M, BarafrashtehPour Z, Ghalandari V. Temporal and Spatial Variation of Nitrate and Nitrite Concentration in Drinking Water Resource in Kohgiluyeh County Using Geographic Information System. Journal of Mazandaran University of Medical Sciences. 2014; 23 (109): 258-263 [Persian].