

ارزیابی غلظت نیترات و آسیب‌پذیری آب زیرزمینی با روش‌های GODS و AVI (مطالعه موردی: دشت کردکندی- دوزدوزان، آذربایجان شرقی)

شهلا سلطانی^۱، اصغر اصغری مقدم^{۲*}، رحیم برزگر^۳، نعیمه کاظمیان^۴

۱. دانشجوی کارشناسی ارشد هیدروژئولوژی، دانشکده علوم طبیعی، دانشگاه تبریز

۲. استاد گروه علوم زمین، دانشکده علوم طبیعی، دانشگاه تبریز

۳. دانشجوی دکتری هیدروژئولوژی، دانشکده علوم طبیعی، دانشگاه تبریز

۴. کارشناس آزمایشگاه کنترل کیفی آب استان آذربایجان شرقی

(تاریخ دریافت ۱۳۹۵/۰۸/۲۵؛ تاریخ تصویب ۱۳۹۵/۱۰/۱۰)

چکیده

هدف از این مطالعه، بررسی غلظت نیترات در منابع آب زیرزمینی دشت کردکندی- دوزدوزان و ارزیابی آسیب‌پذیری آن با روش‌های GODS و AVI است. دشت کردکندی- دوزدوزان در شمال غرب ایران در استان آذربایجان شرقی واقع شده است که به دلیل کمبود منابع آب سطحی مطلوب در این منطقه، آب زیرزمینی اهمیت خاصی برای کشاورزی و آشامیدن دارد. همچنین فعالیت‌های شدید کشاورزی و استفاده بیش از حد از کودهای کشاورزی سبب شده است که آب زیرزمینی این دشت با خطر آلودگی نیترات مواجه باشد. بنابراین، ضروری است که کیفیت آب زیرزمینی این منطقه نسبت به غلظت نیترات بررسی و میزان آسیب‌پذیری آن تعیین شود. برای این منظور از ۲۲ حلقه چاه عمیق و نیمه‌عمیق در مهرماه ۱۳۹۴ نمونه‌برداری و تجزیه هیدروشیمیایی شد. کمترین غلظت نیترات با مقدار ۳/۳۱ میلی‌گرم بر لیتر در شمال دشت و مجاورت ارتفاعات میانی به دست آمد که علت آن عمق زیاد سطح آب زیرزمینی و دانه‌ریز بودن رسوبات است. بیشترین غلظت نیترات نیز با مقدار ۳۷/۲۳ میلی‌گرم بر لیتر در جنوب شرقی منطقه متمرکز شده است که می‌توان علت آن را به رسوبات دانه‌درشت موجود در این ناحیه نسبت داد. براساس نتایج، فعالیت‌های انسانی مهم‌ترین دلیل حضور نیترات در آب زیرزمینی منطقه است. این فعالیت‌ها می‌توانند از استفاده بیش از حد از کودهای کشاورزی توسط کشاورزان یا نشت از سیستم‌های فاضلاب خانگی در منطقه ناشی باشد. همبستگی نسبتاً متوسط ($r = 0/497$) غلظت نیترات با بی‌کربنات نیز مؤید استفاده از کودهای نیتروژنه در زمین‌های کشاورزی است. به‌منظور برآورد اولیه آسیب‌پذیری دشت از روش‌های ساده GODS و AVI استفاده شد. براساس روش AVI، بخش‌های شمال غربی و شرقی دشت و براساس روش GODS بخش‌های شمال غربی و جنوب شرقی دشت به‌عنوان مناطق دارای پتانسیل آلودگی بیشتر نسبت به سایر مناطق تعیین شدند.

کلیدواژگان: آب زیرزمینی، پتانسیل آلودگی، دشت کردکندی- دوزدوزان، منشأ نیترات.

مقدمه

رشد روزافزون جمعیت، نیاز به تولیدات کشاورزی و مواد غذایی را افزایش داده و زمینه توسعه فعالیت‌های کشاورزی را فراهم آورده است. این افزایش تولید تبعات زیست‌محیطی فراوان از جمله آبیاری و مصرف بیشتر آفت‌کش‌ها و کودهای کشاورزی دارد که در نتیجه آن آب‌های زیرزمینی در خطر آلودگی قرار خواهند داشت [۱]. بنابراین، ارزیابی و سنجش آلودگی می‌تواند به برنامه‌ریزی و مدیریت هر چه بهتر سلامت انسان‌ها کمک می‌کند [۲]. یکی از شاخص‌های مهم برای نشان‌دادن کیفیت آب آشامیدنی و کشاورزی، میزان نیترات موجود در آن است [۳ و ۴] و باید بیان کرد که نیترات یکی از آلاینده‌های عمده منابع آب در کره زمین است [۵ و ۶]. نیترات از طریق تجزیه و فساد پسماندهای انسانی و حیوانی، شیرابه‌های زباله‌ها، تولیدات صنعتی و رواناب کشاورزی وارد آب‌های سطحی و زیرزمینی می‌شود [۷ - ۱۰].

عوامل تأثیرگذار در میزان غلظت نیترات آب زیرزمینی به دو دسته عوامل طبیعی (مانند خصوصیات اقلیمی به‌خصوص بارندگی، وضعیت توپوگرافی، شیب زمین و ساختمان زمین‌شناسی منطقه) و عوامل انسانی (مانند کشاورزی در حریم چاه‌ها به‌خصوص به‌دلیل استفاده از کودهای ازته، تغییر تدریجی و میزان نفوذپذیری خاک، فاضلاب‌های بالادست یا نزدیک منابع تأمین آب و برداشت بی‌رویه از سفره‌های آب زیرزمینی) تقسیم می‌شوند [۱۱]. نیترات در آب‌های زیرزمینی اکسیدی به‌صورت پایدار و متحرک وجود دارد و قابلیت انحلال و تحرک آن سبب می‌شود که به‌آسانی توسط گیاهان جذب و توسط آب‌های نفوذی از ناحیه غیراشباع خاک فروشویی شود و به آب زیرزمینی برسد [۱۲]. در ناحیه غیراشباع، شرایط هیدرولوژیکی و فرایندهای پیچیده خاک، نیتروژن به‌کاررفته در سطح زمین و سرعت فروشویی آن و رسیدن نیتروژن به سطح ایستابی را کنترل می‌کنند. درون ناحیه اشباع نیز سرنوشت و انتقال نیترات در آب زیرزمینی به فرایندهای فیزیکی مانند مقدار تغذیه و استفاده از کود و شرایط ژئوشیمیایی مانند ترکیب شیمیایی مواد و فرایندهای احیا بستگی دارد [۱۳-۱۵]. غلظت نیترات موجود در آب‌های زیرزمینی می‌تواند به وضعیت زمین‌شناسی محل وابسته باشد، به‌طوری که میزان غلظت نیترات در چاه‌های موجود در سازندهای سست و غیرمتراکم بیشتر از سایر چاه‌هاست [۱۶].

۰/۱ تا ۱۰ میلی‌گرم در لیتر متغیر است، ولی در آب باران مقدار آن از حدود ۰/۱ تا ۰/۳ و در آب زیرزمینی تا بیش از ۶۰۰ میلی‌گرم در لیتر به‌دلیل تأثیر کودهای نیتراسته متغیر است. بیشترین غلظت نیترات آب برای مصرف شرب ۴۵ میلی‌گرم در لیتر (۱۰ میلی‌گرم در لیتر برحسب نیتروژن) توصیه شده است [۱۷].

به‌عنوان یک قاعده کلی، محافظت از آب‌های زیرزمینی در برابر آلودگی به‌مراتب آسان‌تر از حذف آلودگی بعد از آلوده‌شدن آن است [۱۸]. بنابراین ارزیابی آسیب‌پذیری آبخوان امری مهم تلقی می‌شود. مفهوم آسیب‌پذیری برای نخستین‌بار در اواخر سال ۱۹۶۰ میلادی در فرانسه برای آگاهی‌بخشی درباره آلودگی آب زیرزمینی ارائه شده است [۱۹]. آسیب‌پذیری را می‌توان به‌عنوان امکان نفوذ و پخش آلاینده‌ها از سطح زمین به سیستم آب زیرزمینی تعریف کرد [۲۰]. آسیب‌پذیری آبخوان، نیروی آن را برای نفوذ و پخش آلاینده‌ها از سطح زمین به سیستم آب زیرزمینی نشان می‌دهد، به‌طوری که آلودگی تولیدشده در سطح زمین بتواند به آب زیرزمینی برسد و در آن پراکنده شود [۲۱]. آسیب‌پذیری نوعی خصوصیت نسبی، بدون بعد و غیرقابل اندازه‌گیری است و به ویژگی‌های آبخوان، محیط زمین‌شناسی و هیدروژئولوژی بستگی دارد [۲۲]. در زمینه ارزیابی آلودگی و آسیب‌پذیری آب‌های زیرزمینی به‌وسیله نیترات در مناطق مختلف ایران و جهان تحقیقات متعددی صورت گرفته است. اصغری مقدم و برزگر [۲۳] منشأ ناهنجاری غلظت نیترات و آسیب‌پذیری منابع آب زیرزمینی آبخوان دشت تبریز با روش‌های GODS و AVI را بررسی کردند. آنها به این نتیجه رسیدند که عوامل اصلی افزایش نیترات آب‌های زیرزمینی دشت تبریز شامل فاضلاب‌های شهری، خانگی و صنعتی و اکسیداسیون آمونیوم ناشی از فروشویی سریع کودهای غیرآلی استفاده‌شده در زمین‌های کشاورزی هستند و روش‌های GODS و AVI برای ارزیابی اولیه آسیب‌پذیری آب‌های زیرزمینی مفیدند. فخری و همکارانش [۲۴] نیز غلظت نیترات آب زیرزمینی دشت مرند را بررسی کردند و برای ارزیابی آسیب‌پذیری آب‌های زیرزمینی، روش‌های GODS و AVI را به‌کار بردند. آنها دریافتند که غلظت نیترات در بخشی‌هایی از دشت مطالعه‌شده بیش از حد استاندارد (۴۵ میلی‌گرم بر لیتر) و حاصل فعالیت‌های شدید کشاورزی به‌ویژه استفاده بیش از حد از کودهای شیمیایی و آبشویی آنها در زمین‌های کشاورزی و باغ‌های منطقه و نیز اثر

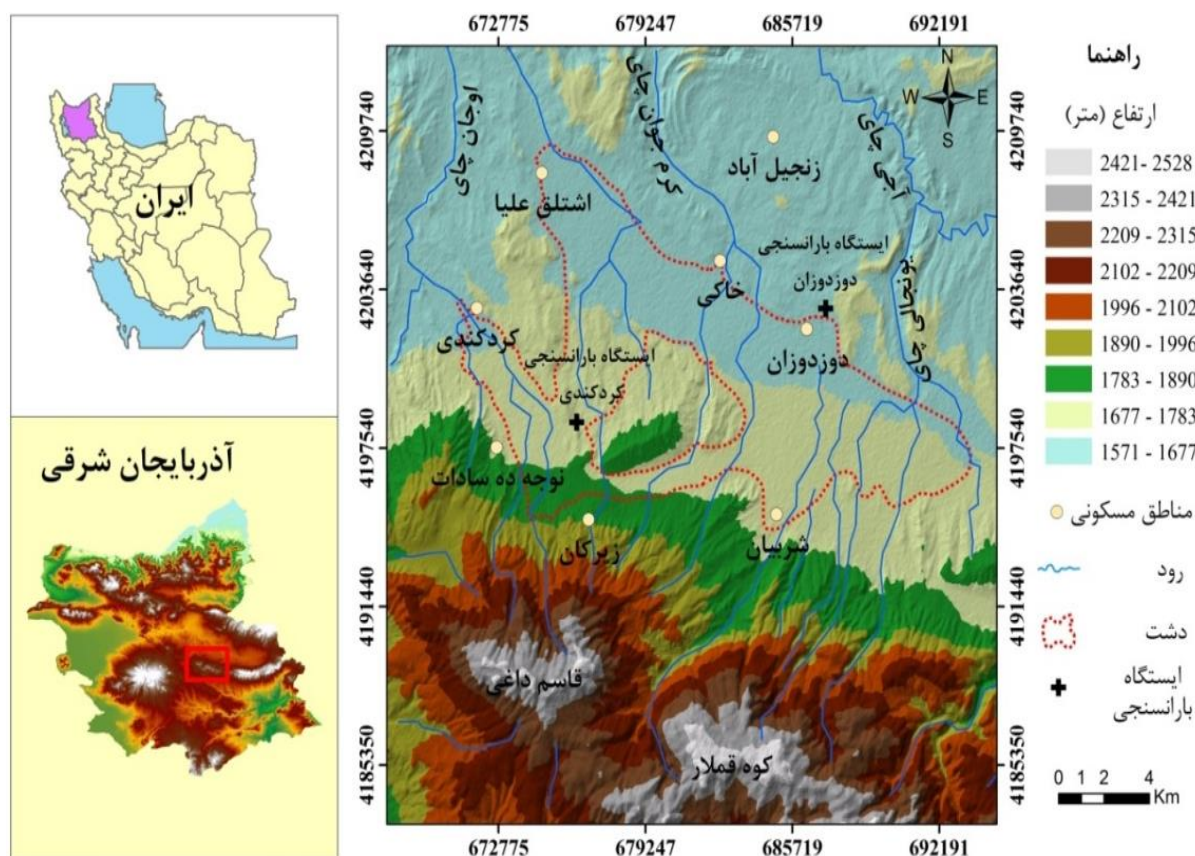
(برای مثال، تفاوت بین سطح آب و آبخوان‌های تحت فشار) بارزش است، اگرچه برای توصیف عوامل فرعی (برای مثال، تفاوت در درجهٔ محبوس‌بودن آبخوان) مفید نیست. وجود آلاینده‌های انتشاری و نقطه‌ای ناشی از فعالیت‌های انسانی در سطح زمین و نفوذ این آلاینده‌ها به آبخوان سبب کاهش کیفیت آب زیرزمینی می‌شود. به‌همین دلیل جلوگیری از آلودگی آب زیرزمینی امری ضروری به‌نظر می‌رسد. یکی از راه‌های مناسب برای جلوگیری از آلودگی‌های آب زیرزمینی، تعیین میزان آسیب‌پذیری آبخوان و سوق‌دادن تلاش‌های مدیریتی به‌سمت این مناطق برای حفظ کیفیت آب است. دشت دوزدوزان-کردکندی، یکی از دشت‌های واقع در شمال غرب ایران در استان آذربایجان شرقی است که به‌دلیل کمبود منابع آب سطحی مطلوب در این منطقه، آب زیرزمینی اهمیت خاصی برای کشاورزی و آشامیدن دارد. همچنین فعالیت‌های شدید کشاورزی و استفادهٔ بیش از حد از کودهای کشاورزی سبب شده است که آب زیرزمینی این دشت با خطر آلودگی نیترات مواجه باشد. بنابراین، ضروری است که کیفیت آب زیرزمینی این منطقه نسبت به غلظت نیترات بررسی و میزان آسیب‌پذیری آن تعیین شود. هدف از این مطالعه بررسی غلظت نیترات در منابع آب زیرزمینی کردکندی-دوزدوزان و ارزیابی آسیب‌پذیری آبخوان این منطقه با استفاده از روش‌های سادهٔ GODS و AVI است.

مواد و روش‌ها

منطقهٔ مطالعاتی

دشت کردکندی-دوزدوزان در شمال غرب ایران و در شرق استان آذربایجان شرقی واقع شده است. این دشت از شمال به دشت مهربان، از جنوب به کوه‌های قملار و قاسم‌داغی، از شرق به رودخانهٔ آجی‌چای و از غرب به رودخانهٔ اوجان‌چای منتهی می‌شود (شکل ۱). این دشت با وسعت تقریبی ۱۲۷ کیلومتر مربع، جزء حوضهٔ آبریز دریاچهٔ ارومیه است. براساس اطلاعات گردآوری‌شده از ایستگاه هواشناسی برازین، میانگین دمای سالانه در منطقه برابر ۸/۷ درجهٔ سانتی‌گراد است. متوسط سالانهٔ ریزش‌های جوی ایستگاه‌های کردکندی و دوزدوزان برابر ۲۶۹/۱۹ و ۲۷۴/۹ میلی‌متر در طول بازهٔ زمانی ۱۳۷۸-۱۳۷۹ تا ۱۳۹۲-۱۳۹۳ گزارش شده است. این منطقه از نظر اقلیمی جزء مناطق نیمه‌خشک سرد محسوب می‌شود.

فاضلاب‌های روستایی است. سامانی و همکارانش [۲۵] نیز آلودگی آب‌های زیرزمینی دشت اوان به نیترات و پتانسیل منشأ آلودگی آن با استفاده از روش‌های GODS و AVI را بررسی کردند. در این پژوهش نتایج دو روش GODS و AVI نشان داد بخش‌های شمالی دشت به‌دلیل فعالیت‌های کشاورزی بیشتر پتانسیل آلودگی زیادی داشت که علت آن وجود رسوبات دانه‌درشت ناشی از فرسایش سازند بختیاری واقع در این بخش از دشت بود. ناس و برکای [۲۶] با مطالعه‌ای دربارهٔ آلودگی نیترات در آب‌های زیرزمینی شهر کنیا-ترکیه دریافتند که ارتباطی بین نیترات و عمق چاه‌های نمونه‌برداری برقرار نیست و احتمالات بسیاری برای آلودگی وجود دارد به‌گونه‌ای که نمی‌توان منبع دقیق آلودگی را تعیین کرد. در این مطالعه عوامل متعددی مانند محل چاه‌ها در مرکز شهر، فعالیت‌های کشاورزی شدید در جنوب شهر، فعالیت‌های صنعتی در جنوب شرقی شهر، تغییر در شرایط آب و هوایی به‌ویژه بارندگی، تغییرات در میزان آب برداشت‌شده از چاه‌ها، شرایط تغذیهٔ آب زیرزمینی و تغییرات سطح آب از جمله عوامل آلوده‌کنندهٔ منابع آب زیرزمینی برشمرده شدند. بلمونت-جیمینز و همکارانش [۲۷] با سه روش GODS، AVI و DRASTIC به ارزیابی آسیب‌پذیری آبخوان پرداختند. نتایج پژوهش آنها نشان داد براساس روش GODS، بخش‌هایی از آبخوان با آسیب‌پذیری متوسط تا زیاد و براساس روش DRASTIC، مساحت بیشتری از منطقه با آسیب‌پذیری زیاد شناخته شده‌اند که بیشترین مقدار آسیب‌پذیری در بخش‌های جنوب شرقی و میانی منطقه متمرکز شده است در حالی که در روش AVI، آسیب‌پذیری زیاد تا بسیار زیاد به دره‌ها اختصاص یافته است. ویاس و همکارانش [۲۸] با مقایسهٔ چهار روش ارزیابی آسیب‌پذیری شامل GODS، AVI، DRASTIC و EPIK در آبخوان کارستی دریافتند که روش GODS روشی مناسب در این منطقه است. همهٔ روش‌ها به‌استثنای روش AVI، آسیب‌پذیری آبخوان را در حد متوسط تعیین کردند در حالی که در روش AVI آسیب‌پذیری آبخوان تا حد بسیار آسیب‌پذیر تخمین زده شد که با در نظر گرفتن پایش‌های چندین سالهٔ صورت‌گرفته دربارهٔ آلودگی، آسیب‌پذیری بسیار زیاد در منطقه دور از انتظار است. فراگا و همکارانش [۲۹] برای ارزیابی پتانسیل آلودگی حوضهٔ رودخانهٔ سودو در پرتغال از روش‌های AVI و GODS استفاده کردند. این مطالعه نشان داد روش GODS برای اکتشاف عوامل اصلی آسیب‌پذیری آبخوان



شکل ۱. موقعیت منطقه مطالعه شده در آذربایجان شرقی و ایران

رس است. مواد تشکیل دهنده آبخوان در دامنه‌ها، کناره‌های دشت و مخروط‌افکنه‌ها، دانه‌درشت است و هر چه به مرکز دشت نزدیک‌تر می‌شود، دانه‌ریزتر می‌شود.

نتایج مطالعات ژئوفیزیکی نشان داد رسوبات آبرفتی مختص به مخروط‌افکنه شریبان از جنوب به شمال دشت به تدریج دانه‌ریز می‌شود، به طوری که در شمال دشت، مواد رسی همراه با املاح شور پوشش سطحی را تشکیل می‌دهد، حال آنکه در جنوب دشت، رسوبات آبرفتی دانه‌درشت آبخوان آبرفتی را می‌پوشاند. تراس‌های کنگلومرایبی یا رسی مختص به دوره پلیوکواترنری در حاشیه‌های شرقی و غربی به‌عنوان سنگ کف آبخوان تشخیص داده شد و در بخش شایان توجهی از آبخوان، لایه مارنی یا رسی همراه با گچ و نمک مختص به دوره میوسن سنگ کف آبخوان را تشکیل می‌دهد [۳۰].

جهت جریان و شیب هیدرولیکی در دشت کردکندی، بیشتر از سمت جنوب دشت به سمت شمال و نیز از ناحیه

هیدرولوژی و هیدروژئولوژی

آب‌های سطحی منطقه مطالعه شده از جنوب توسط رودخانه دائمی اوجان‌چای و دو مسیل فصلی کرم‌جوان‌چای و اوجان‌چای جمع‌آوری می‌شود و به رودخانه آجی‌چای می‌ریزد. رودخانه آجی‌چای از دامنه رشته‌کوه سبلان و بزقوش سرچشمه می‌گیرد و با طی مسیری به طول ۲۶۰ کیلومتر و دریافت شاخه‌های فرعی متعدد به دریاچه ارومیه می‌ریزد [۳۰]. جهت حرکت رودخانه آجی‌چای در منطقه از شمال شرق به شمال غرب است و رودخانه اوجان‌چای در شمال غرب منطقه به آن می‌پیوندد. شکل ۱ رودخانه‌های واقع در منطقه مطالعاتی را نشان می‌دهد.

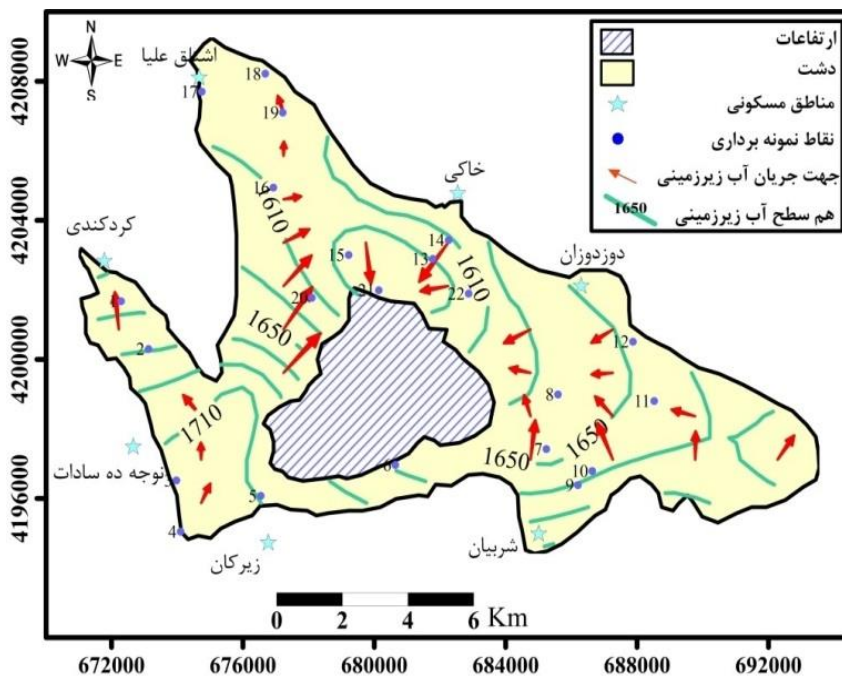
نتایج حفاری چاه‌های مشاهده‌ای و مطالعات ژئوفیزیکی نشان می‌دهد که آبخوان دشت کردکندی—دوزوزان از نوع آزاد است. این آبخوان از پادگان‌های آبرفتی قدیمی و جدید، مخروط‌افکنه‌ها و رسوبات رودخانه‌ای تشکیل شده و مواد تشکیل دهنده آن رسوبات شن، ماسه، سیلت، لای و

اندازه‌گیری شد. در این روش نمونه‌های استاندارد و اصلی بعد از آماده‌سازی و پنبه دقیقه استراحت در دستگاه اسپکتروفتومتری قرار گرفت و میزان جذب نمونه‌ها در طول موج ۲۲۰ نانومتر قرائت شد. سپس، منحنی کالیبراسیون غلظت-جذب از روی نمونه‌های استاندارد ترسیم و با توجه به مقدار جذب نمونه‌های اصلی، غلظت نیترات نمونه روی این منحنی محاسبه شد [۳۱]. این روش برای نمونه‌هایی با غلظت ۱ تا ۱۰ میلی‌گرم بر لیتر کاربرد دارد و برای نمونه‌های با غلظت بیشتر رقیق‌سازی صورت می‌گیرد. سایر کاتیون‌ها و آنیون‌های اصلی به‌روش استاندارد آنالیز شد [۳۱]. جدول ۱ نتایج آنالیز هیدروشیمیایی نمونه‌های آنالیزشده را نشان می‌دهد. مقدار هدایت الکتریکی نمونه‌ها بین ۴۰۰ تا ۵۰۰۰ میکروزیمنس بر سانتی‌متر (با مقدار متوسط ۱۳۷۴/۶۶ میکروزیمنس بر سانتی‌متر) به‌دست آمد. در حالت کلی آب زیرزمینی منطقه مقادیر pH بین ۶/۵ تا ۷/۸۵ (مقدار متوسط برابر با ۷/۴۱) بود که نشانگر نوع آب کمی اسیدی تا کمی قلیایی است.

جنوب غرب به سمت شمال شرق منطقه است. البته، باید به این نکته اشاره کرد که در قسمت شرق محدوده کردکندی به‌علت تخلیه محلی آب زیرزمینی جهت جریان از مسیر اصلی خود منحرف شده است. در دشت دوزدوزان نیز جهت جریان و شیب هیدرولیکی آب زیرزمینی از حاشیه‌های شمالی و جنوبی دشت به طرف بخش مرکزی و منتهی‌الیه غربی آبخوان و از حاشیه جنوبی دشت به سمت شرق دشت است (شکل ۲).

جمع‌آوری و آنالیز داده‌ها

برای بررسی غلظت نیترات در منابع آب زیرزمینی منطقه مطالعه‌شده و عوامل مؤثر بر آن، نمونه‌های آب از ۲۲ حلقه چاه عمیق و نیمه‌عمیق در مهرماه ۱۳۹۴ جمع‌آوری شد. موقعیت نقاط نمونه‌برداری در شکل ۲ نشان داده شده است. پارامترها و یون‌های اندازه‌گیری‌شده برای همه نمونه‌ها شامل pH، هدایت الکتریکی (EC)، کاتیون‌ها و آنیون‌های اصلی و نیترات هستند. مقادیر pH و هدایت الکتریکی نمونه‌ها به‌صورت برجا در محل نمونه‌برداری اندازه‌گیری شدند. نیترات موجود در نمونه‌ها با استفاده از روش اسپکتروفتومتری



شکل ۲. جهت جریان آب زیرزمینی و موقعیت نقاط نمونه‌برداری در منطقه مطالعاتی

جدول ۱. نتایج آنالیز داده‌های هیدروشیمیایی منطقه مطالعاتی

نمونه	هدایت الکتریکی (میکروزیمنس بر سانتی‌متر)	pH	کلسیم (میلی‌گرم بر لیتر)	منیزیم (میلی‌گرم بر لیتر)	سدیم (میلی‌گرم بر لیتر)	پتاسیم (میلی‌گرم بر لیتر)	نی‌کربنات (میلی‌گرم بر لیتر)	کلراید (میلی‌گرم بر لیتر)	سولفات (میلی‌گرم بر لیتر)	نیترات (میلی‌گرم بر لیتر)
۱	۴۷۵	۶/۵۵	۴۴/۹۱	۶/۸	۴۸/۶۲	۵/۰۵	۱۳۴/۱۲	۳۲/۹۹	۹۰/۴۶	۱۱/۵۷
۲	۴۰۰	۶/۷۷	۴۸/۱۲	۷/۷۷	۴۸/۳۶	۲/۶	۲۳۹/۱۲	۱۴/۹۹	۳۶/۷۱	۱۶/۰۷
۳	۴۸۰	۷/۰۸	۵۹/۳۵	۹/۷۲	۳۳/۴۸	۳/۵۲	۲۰۴/۹۶	۲۱/۹۹	۶۷/۴۷	۱۷/۳۱
۴	۵۶۲	۷/۳۶	۶۷/۹۹	۱۰/۷	۳۸/۷	۱/۴۸	۲۴۴	۲۷/۹۹	۵۱/۳۸	۲۱/۸۵
۵	۷۸۵	۷/۳۶	۹۳/۰۳	۱۱/۶۶	۴۰/۶۸	۴/۵۴	۱۸۳	۴۶/۹۸	۱۸۷/۸۱	۱۸/۹۸
۶	۷۶۰	۷/۵۵	۸۳/۴۱	۲۱	۵۲/۵۹	۴/۹۵	۱۱۹/۵۶	۶۰/۹۸	۲۵۵/۶۳	۲۹/۲۸
۷	۷۶۰	۷/۵۵	۸۹/۸۲	۴۰	۵۴/۵۷	۶/۰۷	۱۶۳/۴۸	۷۲/۹۷	۱۲۰	۲۴/۰۶
۸	۸۸۰	۷/۵۵	۱۰۲/۶۵	۱۷/۵	۸۸/۳	۲/۵	۲۰۴/۹۶	۱۰۵/۹۶	۱۸۴/۳۶	۲۷/۱۹
۹	۱۴۲۰	۷/۴۸	۱۳۹/۵۵	۳۱/۱	۸۶/۸۴	۴/۲۳	۲۲۹/۳۶	۱۷۹/۹۴	۲۳۶/۰۹	۳۷/۲۳
۱۰	۱۳۰۰	۷/۵۵	۱۱۵/۴۸	۳۵	۱۱۶/۵۸	۲/۸۱	۲۳۴/۲۴	۱۱۷/۹۶	۲۰۲/۷۶	۳۶/۱۹
۱۱	۸۷۵	۷/۶۸	۸۹/۲۴	۳۲/۰۷	۶۸/۸۵	۱/۷۹	۲۹۷/۶۸	۶۴/۹۸	۱۵۲/۱۸	۲۴/۷۲
۱۲	۲۶۸۰	۷/۳۷	۲۷۴/۲۸	۹۱/۳۶	۱۸۳/۶	۳/۰۱	۲۷۸/۱۶	۴۲۹/۸۶	۵۹۰/۲۳	۲۰/۱۵
۱۳	۹۲۰	۷/۷۵	۸۹/۸۲	۲۱/۴	۷۲/۴۳	۳/۹۳	۲۲۲/۰۴	۱۰۴/۹۶	۱۵۱/۰۳	۱۰/۵۳
۱۴	۱۰۵۰	۷/۶۷	۱۰۹/۰۷	۲۷/۲۱	۷۱/۹۶	۳/۲۱	۲۲۹/۳۶	۱۲۴/۹۶	۲۰۹/۶۵	۲۰/۵۵
۱۵	۸۶۰	۷/۷۴	۸۵/۰۱	۱۶/۵۲	۶۰/۵۲	۳/۸۳	۱۷۰/۸	۹۶/۹۷	۱۶۰/۲۳	۲۳/۸
۱۶	۲۰۴۰	۷/۴۹	۲۵۱/۸۳	۲۹/۱۶	۱۲۶/۵۱	۶/۵۷	۱۸۳	۴۱۴/۸۷	۳۱۳/۱	۲۸/۱۱
۱۷	۱۲۷۰	۷/۶۶	۱۱۵/۴۸	۲۳/۳۲	۹۶/۷۵	۲/۲۵	۱۳۱/۷۲	۱۸۷/۹۴	۲۲۰	۲۸/۱۱
۱۸	۳۳۰۰	۷/۳۷	۳۸۶/۵۶	۱۰/۱/۱	۱۷۳/۶۷	۸/۱	۱۸۰/۵۶	۵۷۴/۸۲	۷۳۱/۰۳	۱۶/۰۷
۱۹	۲۱۵۰	۷/۵۲	۲۱۹/۷۵	۴۸/۶	۱۷۳/۶۷	۸	۲۴۶/۴۴	۳۹۴/۸۷	۴۲۰/۶۹	۱۷/۲۵
۲۰	۱۱۸۰	۷/۷۷	۶۹/۳۷	۱۸/۷۱	۱۵۶/۹۹	۴/۸۴	۱۲۴/۴۴	۲۸۹/۹۱	۹۲/۴۱	۶/۹۲
۲۱	۵۰۰۰	۷/۳۷	۳۸۳/۳۵	۵۴/۴۳	۶۰۰/۱۸	۱۶/۵۹	۱۰۷/۳۶	۱۶۵۹/۴۸	۱۶۳/۶۷	۳/۳۲
۲۲	۹۸۰	۷/۸۵	۱۰۵/۸۶	۲۸/۱۸	۶۸/۴۶	۳/۷۲	۲۲۶/۹۲	۱۱۳/۹۶	۱۴۹/۸۸	۱۴/۹۶

آسیب‌پذیری آب زیرزمینی

در این مطالعه، برای بررسی آسیب‌پذیری آب زیرزمینی منطقه از روش‌های GODS و AVI و برای تهیه لایه‌های مختص به هر روش از نرم‌افزار GIS Arc استفاده شد. علت انتخاب این روش‌ها سادگی استفاده، دستیابی به یک تخمین سریع از آسیب‌پذیری و ارزیابی اولیه پتانسیل آلودگی آبخوان است. این روش‌ها به‌ویژه در مواردی مفید هستند که اطلاعات کافی و جامع درباره منطقه مطالعاتی وجود ندارد، زیرا این روش‌ها تعداد پارامترهای کمتری را برای ارزیابی آسیب‌پذیری در نظر می‌گیرند. به بیان دیگر، به تعداد پارامترهای زیاد،

اطلاعات فراوانی (مانند اطلاعات هواشناسی، هیدرولوژیکی، هیدروژئولوژیکی، خاک‌شناسی و غیره) نیاز دارد که بالطبع جمع‌آوری این اطلاعات سخت، زمان‌بر و هزینه‌بر است. همچنین از روش AVI به‌منظور مقایسه کارایی روش GODS و ارزیابی تأثیر تعداد پارامترهای ورودی روش‌های ارزیابی آسیب‌پذیری استفاده شد.

در روش شاخص آسیب‌پذیری آبخوان (AVI) با استفاده از دو پارامتر ضخامت هر واحد رسوبی بالای آبخوان و هدایت هیدرولیکی تخمینی هر لایه می‌توان شاخص آسیب‌پذیری آبخوان را تخمین زد [۳۲]. پس از

در این مطالعه، اطلاعات مختص به نوع آبخوان (G) و لیتولوژی منطقه غیراشباع (O) با استفاده از لاگ حفاری چاه‌های مشاهده‌ای، بهره‌برداری و اکتشافی به‌دست آمد. بررسی لاگ‌های یادشده نشان داد آبخوان دشت کردکندی-دوزدوزان از نوع آزاد است. بنابراین، امتیاز یک برای این پارامتر در نظر گرفته شد. برای تهیه لایه عمق آب زیرزمینی، از اطلاعات چاه‌های مشاهده‌ای و عمق سطح ایستابی در آن‌ها استفاده شد. در روش اولیه GODS به لایه خاک که از مهم‌ترین بخش‌های کاهش و حذف آلاینده‌هاست، به‌طور صریح نپرداخته بود. به همین‌منظور روش GODS با لحاظ کردن پارامتر S (نشان‌دهنده حساسیت شست‌وشوی خاک) ارائه شده است [۳۶]. بافت محیط خاک در میزان تغذیه و توانایی آلاینده‌ها برای نفوذ به محیط غیراشباع آبخوان تأثیر می‌گذارد. شکل ۴ الگوریتم روش GODS را نشان می‌دهد.

نتایج و بحث

غلظت نیترات

به‌منظور تعیین تیپ آب زیرزمینی از دیاگرام پایپر استفاده شد (شکل ۴). براساس دیاگرام رسم‌شده، چهار تیپ آب زیرزمینی در منطقه شناسایی شد. تیپ‌های Ca-HCO_3 ، Ca-Cl ، Ca-Cl-Mg و Na-Cl هر یک به ترتیب ۱۳/۷، ۶۳/۶ و ۹ درصد از نمونه‌ها را به‌خود اختصاص داده‌اند. تیپ غالب در منطقه، تیپی به‌دست آمده از اختلاط Ca-Cl-Mg است که در آن هیچ آنیون و کاتیونی غالب نیست. این نمونه‌ها بیشتر در مسیر جهت جریان بین مناطق تغذیه و تخلیه قرار گرفته‌اند.

شکل ۵ غلظت نیترات در نمونه‌های آنالیزشده در مقایسه با استاندارد مجاز [۳۷] است. این غلظت برای آشامیدن (۴۵ میلی‌گرم بر لیتر) روی کاربری‌های مختلف را نشان می‌دهد. عمده چاه‌های نمونه‌برداری در زمین‌های کشاورزی و باغ هستند به‌جز یکی از چاه‌ها که در کاربری زمین‌های کشاورزی دیمی قرار گرفته است.

تعیین این پارامترها، میزان مقاومت هیدرولیکی آبخوان را می‌توان مطابق رابطه ۱ به‌دست می‌آید.

$$C = \sum_{i=1}^n \frac{d_i}{K_i} \quad (1)$$

در این رابطه، d_i ضخامت لایه‌های بالای آبخوان، n تعداد لایه‌ها و K_i هدایت هیدرولیکی تخمینی هر لایه برحسب متر بر روز و C مقاومت هیدرولیکی آبخوان است [۳۳]. پس از محاسبه میزان مقاومت هیدرولیکی آبخوان و مقایسه آن با جدول ۲، میزان آسیب‌پذیری آب زیرزمینی مشخص می‌شود.

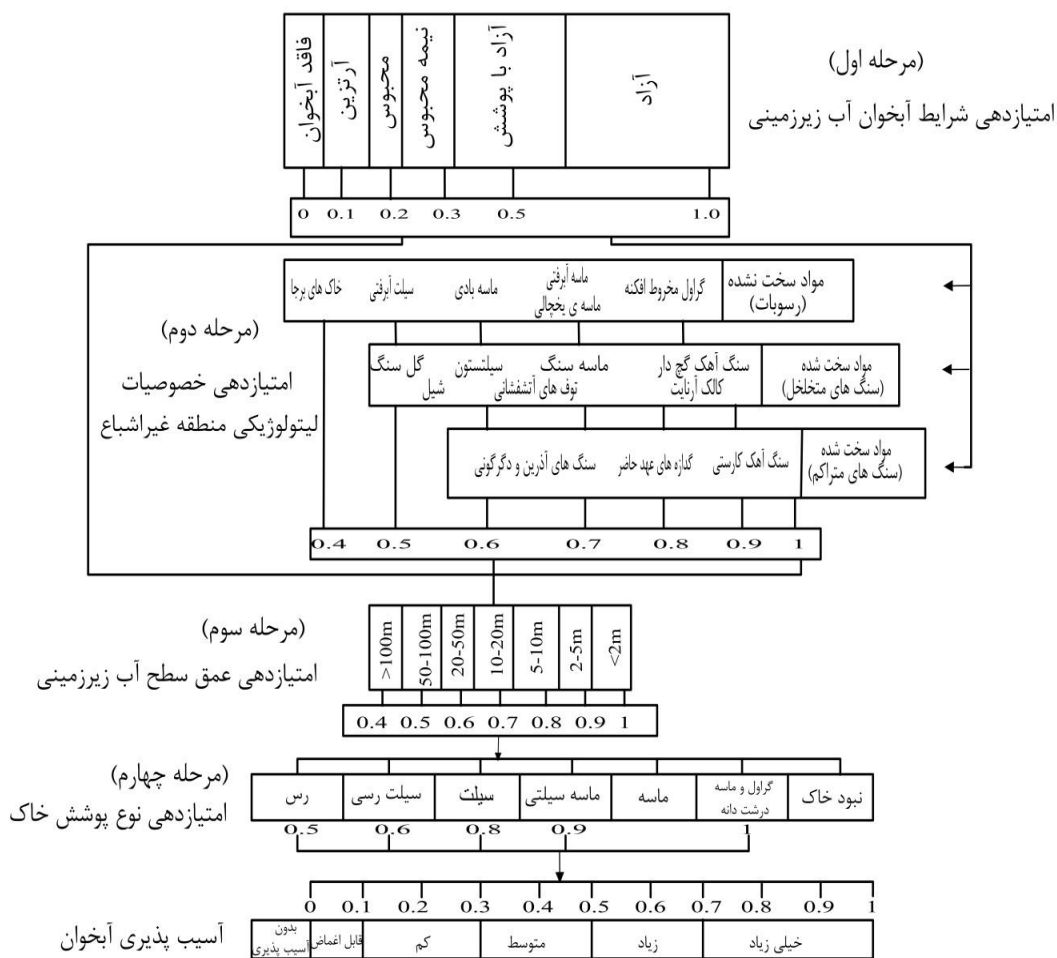
جدول ۲. میزان شاخص آسیب‌پذیری براساس مقدار مقاومت هیدرولیکی آبخوان (C)

C	Log C	پتانسیل آلودگی
۰-۱۰	<۱	خیلی زیاد
۱۰-۱۰۰	۱-۲	زیاد
۱۰۰-۱۰۰۰	۲-۳	متوسط
۱۰۰۰-۱۰۰۰۰	۳-۴	پایین
>۱۰۰۰۰	>۴	خیلی پایین

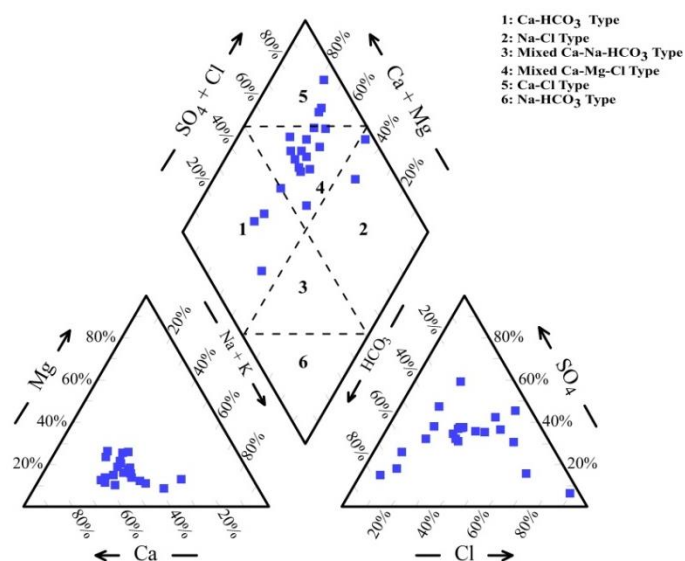
روش GODS یک روش تجربی برای ارزیابی آسیب‌پذیری آبخوان نسبت به آلودگی است. در روش GODS از چهار پارامتر نوع آبخوان، ویژگی‌های لیتولوژیکی منطقه غیراشباع، عمق آب زیرزمینی و نوع خاک استفاده می‌شود. ویژگی‌های لیتولوژیکی منطقه غیراشباع فقط برای آبخوان‌های آزاد در نظر گرفته می‌شود [۳۴]. ارزش پارامترها از صفر تا یک متغیر است و به همه پارامترها وزن یکسانی داده می‌شود. در این روش شاخص آسیب‌پذیری از رابطه ۲ به‌دست می‌آید [۳۵].

$$I_V = G.O.D.S \quad (2)$$

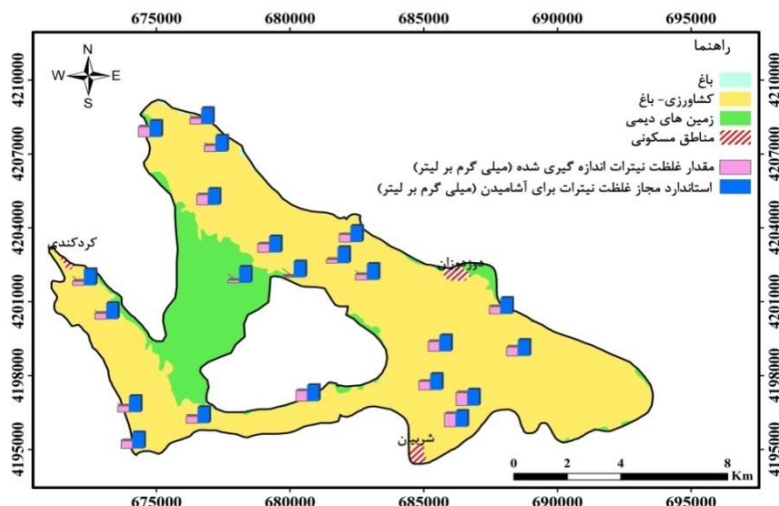
که در آن I_V شاخص آسیب‌پذیری، G امتیاز نوع آبخوان، O امتیاز لیتولوژیکی منطقه غیراشباع، D امتیاز عمق آب زیرزمینی و S امتیاز نوع خاک است.



شکل ۳. الگوریتم روش GODS [۳۶]

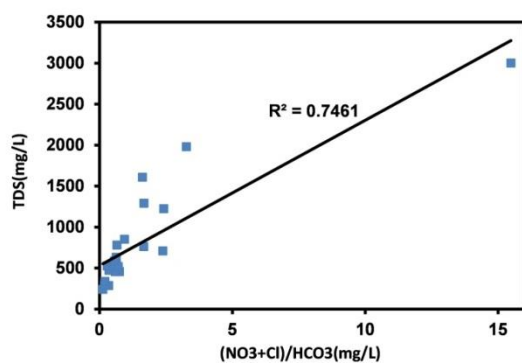


شکل ۴. دیاگرام پایپر نمونه های آب زیرزمینی در دشت کردکندی- دوزدوزان



شکل ۵. توزیع غلظت نیترات نسبت به حداکثر مجاز روی نقشه کاربری اراضی منطقه

زیرزمینی خواهد بود. با توجه به شکل ۶ مقدار ضریب تعیین زیادی بین TDS و $(NO_3+Cl)/HCO_3$ برای آب زیرزمینی منطقه وجود دارد ($R^2=0.74$). براساس R^2 ، فعالیت‌های انسانی مهم‌ترین دلیل حضور نیترات در منطقه است. این فعالیت‌ها می‌تواند ناشی از استفاده بیش از حد از کودهای کشاورزی توسط کشاورزان یا نشت از سیستم‌های فاضلاب روستایی و شهری منطقه باشد.



شکل ۶. نمودار TDS در مقابل $(NO_3+Cl)/HCO_3$

در این تحقیق به منظور بررسی منشأ احتمالی نیترات از همبستگی پیرسون بین غلظت نیترات و سایر یون‌ها و پارامترهای اندازه‌گیری شده استفاده شد. با توجه به جدول ۳ همبستگی نیترات با بی‌کربنات در مقایسه با سایر کاتیون‌ها و آنیون‌ها قوی‌تر است. این ارتباط آماری نسبتاً متوسط ($r = 0.497$) را می‌توان به کودهای نیتروژنه استفاده‌شده برای زمین‌های کشاورزی نسبت داد. کودهای نیتروژنه بیشتر

شکل کاربری اراضی (شکل ۵) نشان می‌دهد منطقه به شدت تحت تأثیر فعالیت‌های کشاورزی است، اما تغییرات مکانی غلظت نیترات نشان می‌دهد این غلظت علاوه بر فعالیت‌های کشاورزی، تابع عوامل هیدروژئولوژیکی و زمین‌شناسی نیز هست. مقدار کلی نیترات در محدوده ۳/۳۱ و ۳۷/۲۳ میلی‌گرم بر لیتر متغیر و میانگین آنها برابر ۲۰/۶۵ میلی‌گرم بر لیتر است. کمترین غلظت نیترات در شمال دشت و مجاورت ارتفاعات میانی به دست آمده است که علت آن عمق زیاد سطح آب زیرزمینی و دانه‌ریز بودن رسوبات است، چرا که هر قدر رسوبات سفره غنی از ماسه باشد به دلیل نفوذپذیری زیاد شرایط هوازی مساعد خواهد بود [۳۸]. بیشترین مقدار غلظت نیترات در جنوب شرقی منطقه متمرکز شده است که می‌توان آن را به رسوبات دانه‌درشت موجود در این ناحیه نسبت داد.

تغییرات مقدار جامد محلول (TDS) موجود در آب‌های زیرزمینی ممکن است در خصوص نوع کاربری زمین و بیانگر آلودگی این آب‌ها باشد [۳۹]. سازندهای زمین‌شناسی به همراه فعالیت‌های شهری و فاضلاب‌های صنعتی، استفاده از کودهای کشاورزی شیمیایی و حیوانی می‌توانند یون‌های نیترات، سولفات، کلر و سدیم را به آب‌های زیرزمینی اضافه کنند [۴۰ و ۴۱]. به منظور درک فعالیت‌های انسانی بر شیمی آب‌های زیرزمینی می‌توان از نمودار TDS در مقابل $(NO_3+Cl)/HCO_3$ استفاده کرد [۴۱]. به بیان دیگر، مقدار ضریب تعیین (R^2) بالا بین این یون‌ها با TDS نشان‌دهنده آثار فعالیت انسانی در آب‌های

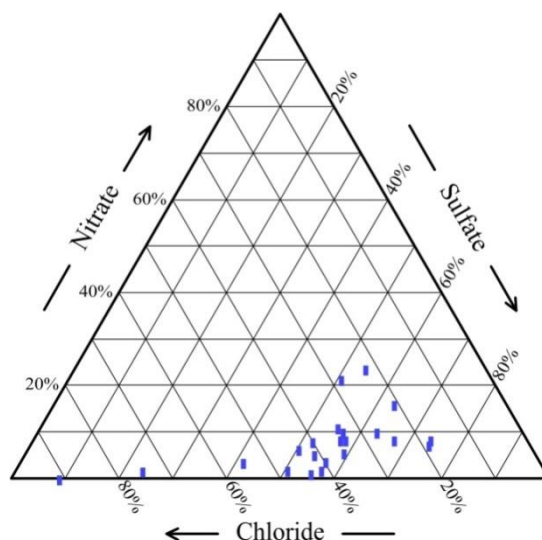
استفاده شد [۴۳]. در این نمودار نمونه‌های آب زیرزمینی متأثر از فعالیت‌های کشاورزی معمولاً سولفات کمتری دارند در حالی که نمونه‌های متأثر از فاضلاب‌های خانگی نسبت کلراید به سولفات بیشتری دارند [۲۴]. این نمودار نشان می‌دهد نمونه‌های دارای غلظت زیاد نیترات، غلظت سولفات کمتری دارند که می‌تواند بیانگر منشأ کودهای کشاورزی برای غلظت زیاد نیترات باشد حال آنکه فقط تعداد اندکی از نمونه‌ها با غلظت کمتر نیترات نسبت کلر به سولفات بیشتری دارند که بیانگر منشأ فاضلاب خانگی برای نیترات است.

ترکیب $[(\text{NH}_4 \text{ NO}_3) (\text{CaCO}_3)]$ دارند. اکسیداسیون آمونیوم سبب آزاد شدن پروتون (H^+) می‌شود. بنابراین، نیتروژن احیاء شده از کودها سبب اسیدی شدن خاک و افزایش نیترات می‌شود. انحلال کودهای اعمالی سبب آزاد شدن CaCO_3 می‌شود و در نهایت ترکیب H^+ حاصل از اکسیداسیون آمونیوم و CaCO_3 به دست آمده از کودها سبب افزایش بی‌کربنات می‌شود [۴۲].

برای بررسی بیشتر منشأ غلظت نیترات از نمودار مثلثی نیترات، سولفات و کلراید نمونه‌های آب زیرزمینی (شکل ۷)

جدول ۳. ضریب همبستگی نیترات با سایر یون‌ها و پارامترها

هدایت الکتریکی	pH	کلسیم	منیزیم	سدیم	پتاسیم	بی‌کربنات	کلراید	سولفات
-۰/۰۹	-۰/۱۵۸	-۰/۱۶۹	۰/۰۳۱	-۰/۲۴۹	-۰/۳۸۴	۰/۴۹۷	-۰/۲۱۹	۰/۳۱۷

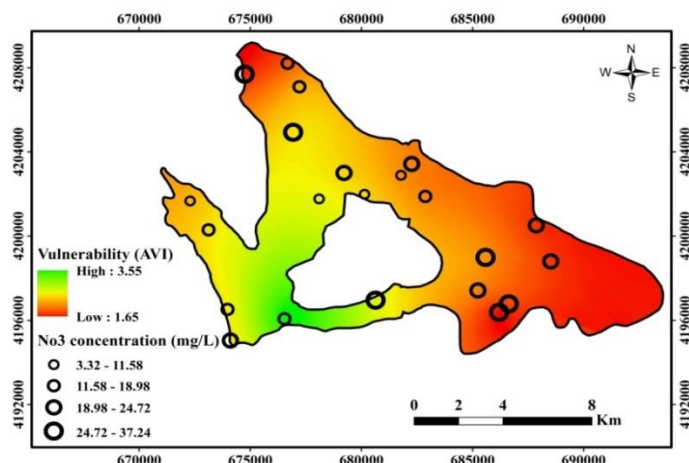


شکل ۷. نمودار مثلثی نیترات، سولفات و کلراید نمونه‌های آب زیرزمینی

شرقی دشت، بیشترین و نواحی جنوب و جنوب غربی، کمترین آسیب‌پذیری را دارند. نتایج به دست آمده از روش AVI بیانگر آن است که آبخوان دشت کردکندی-دوزدوزان در سه کلاس آسیب‌پذیری کم با ۶/۴۸ درصد، آسیب‌پذیری متوسط با ۵۹/۶۲ درصد و آسیب‌پذیری زیاد با ۳۳/۹ درصد تقسیم می‌شود. در این روش محدوده با آسیب‌پذیری متوسط، بیشترین وسعت در منطقه مطالعاتی را دارد. در روش AVI به دلیل مقدار کم مشخصه‌های آن در ارزیابی آسیب‌پذیری، یک ارزیابی کلی از وضعیت نیروی آلودگی سفره آبدار به دست آمده است.

آسیب‌پذیری آبخوان دشت کردکندی-دوزدوزان

برای تعیین آسیب‌پذیری آب زیرزمینی به روش AVI، ابتدا مقدار پارامتر C براساس لاگ چاه‌های اکتشافی و مشاهده‌ای موجود از دشت، محاسبه شد و با استفاده از نرم‌افزار Arc GIS و روش درون‌یابی کریجینگ، نقشه هم‌مقاومت هیدرولیکی آبخوان ترسیم شد. در نهایت، با استفاده از جدول ۲ میزان آسیب‌پذیری آبخوان مشخص شد. براساس این روش، پتانسیل آلودگی آبخوان منطقه در سه رده پایین، متوسط و زیاد قرار گرفت. شکل ۸ نقشه آسیب‌پذیری آب زیرزمینی به دست آمده از این روش را نشان می‌دهد. مطابق این شکل بخش‌های شمال غربی و



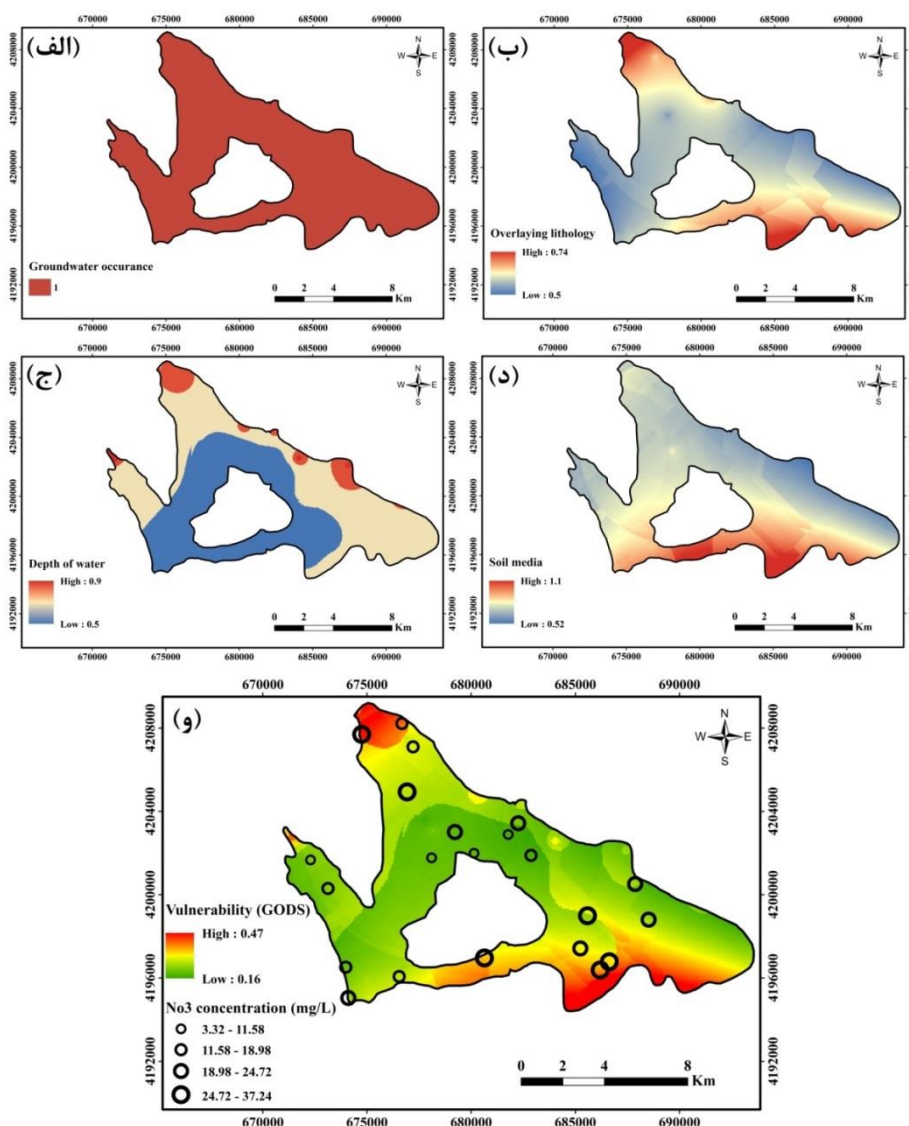
شکل ۸. نقشه آسیب‌پذیری منابع آب زیرزمینی منطقه مطالعه‌شده به روش AVI

تعیین (R^2) بین غلظت نیترات اندازه‌گیری‌شده و شاخص آسیب‌پذیری مربوط به آن را نشان می‌دهد که مقدار این ضریب برای AVI و GODS به ترتیب، ۰/۱۱ و ۰/۳۵ به دست آمده است. با توجه به مقادیر R^2 نیز می‌توان گفت که روش GODS کارآمدتر از روش AVI است. نتایج نشان می‌دهد هر چقدر در ارزیابی آسیب‌پذیری آب‌های زیرزمینی از روش‌های دربرگیرنده پارامترها بیشتر استفاده شود، نقشه‌های آسیب‌پذیری مفیدتر خواهند بود. زیرا به دلیل تعداد زیاد پارامترها، اثر عدم قطعیت برخی از پارامترها تا حدودی خنثی می‌شود. با وجود این، حتی روش‌های ساده به کار برده شده نیز می‌توانند برای برآورد اولیه از آسیب‌پذیری آبخوان دشت مفید باشند.

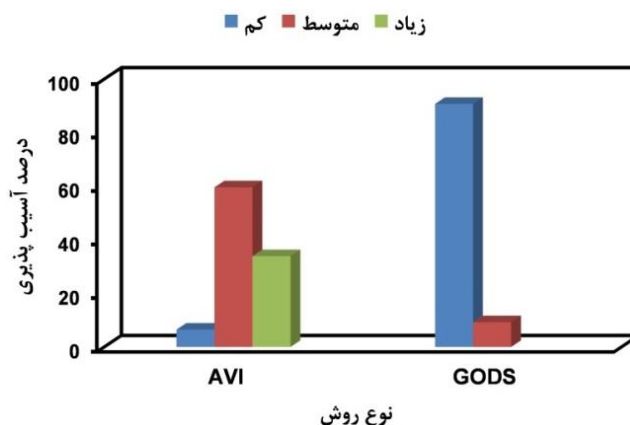
باید توجه داشت که نقشه پهنه‌بندی آسیب‌پذیری آبخوان، پتانسیل آبخوان به آلودگی، نه میزان آلودگی آبخوان را نشان می‌دهد. بنابراین، ممکن است در یک منطقه پتانسیل آسیب‌پذیری کم یا متوسط باشد ولی به دلیل حضور گسترده منابع آلاینده، آب‌های زیرزمینی آلوده شده باشد یا به عکس. با توجه به وجود روش‌های مختلف ارزیابی آسیب‌پذیری، پیشنهاد می‌شود که پهنه‌بندی آسیب‌پذیری آبخوان دشت کردکندی-دوزدوزان با روش‌های دیگر ارزیابی آسیب‌پذیری آب‌های زیرزمینی انجام پذیرد و نتایج آنها با نتایج این تحقیق مقایسه شود. همچنین با توجه به اهمیت منابع آب زیرزمینی در منطقه مطالعه‌شده که برای مقاصد مختلف استفاده می‌شود، مناطق با آسیب‌پذیری زیاد به منظور جلوگیری از آلودگی و مدیریت بهینه منابع آبی، به حفاظت و پایش ویژه نیاز دارند.

برای تهیه نقشه آسیب‌پذیری به روش GODS، با توجه به نرخ‌های داده‌شده برای هریک از مشخصه‌های بیان‌شده در شکل ۳ و با اعمال درون‌یابی کریجینگ در حالت رستری، نقشه جداگانه برای نوع آبخوان (شکل ۹ الف)، لیتولوژی (شکل ۹ ب)، عمق سطح آب زیرزمینی (شکل ۹ ج) و نوع پوشش خاک (شکل ۹ د) تهیه شد و در نهایت با تلفیق لایه‌های مجزا با تابع هم‌پوشانی، نقشه نهایی آسیب‌پذیری به روش GODS (شکل ۹ و) به دست آمد. مطابق این نقشه بخش‌های شمال غربی و جنوب شرقی دشت، بیشترین نواحی مرکزی، کمترین آسیب‌پذیری را نشان می‌دهند. در روش AVI آسیب‌پذیری دشت در سه کلاس قرار گرفت حال آنکه براساس روش GODS، آسیب‌پذیری آبخوان در دو کلاس آسیب‌پذیری کم با ۹۰/۷۶ درصد و آسیب‌پذیری متوسط با ۹/۲۴ درصد تقسیم می‌شود. در این روش محدوده با آسیب‌پذیری کم، بیشترین وسعت در منطقه مطالعاتی را دارد. شکل ۱۰ درصد پهنه‌های آسیب‌پذیری روش‌های AVI و GODS برای آبخوان دشت کردکندی-دوزدوزان را نشان می‌دهد. با مقایسه شماتیک نقشه‌های آسیب‌پذیری این روش‌ها می‌توان گفت که نتایج دو روش برای تعیین پتانسیل آلودگی برای آبخوان دشت کردکندی-دوزدوزان تقریباً شباهت‌هایی با هم دارند، ولی حدود گسترش محدوده‌های آسیب‌پذیری و کلاس آنها متفاوت است.

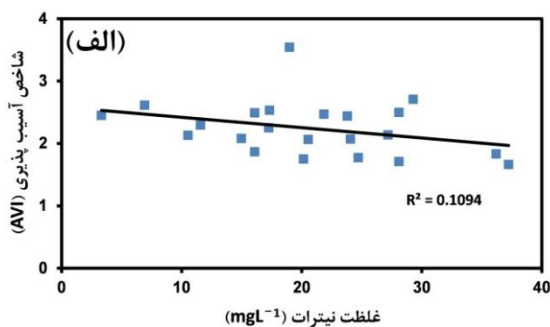
تطابق نقشه شاخص آسیب‌پذیری به روش AVI با توزیع غلظت نیترات آب زیرزمینی نشان می‌دهد ارتباط نسبی بین شاخص آسیب‌پذیری و غلظت نیترات وجود دارد در حالی که در روش GODS این ارتباط قوی‌تر است. شکل ۱۱ ضرایب



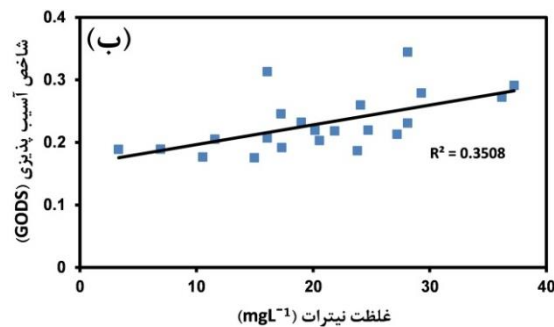
شکل ۹. الف) لایه نوع آبخوان؛ ب) لایه لیتولوژی مواد پوشاننده؛ ج) لایه عمق آب زیرزمینی؛ د) لایه نوع پوشش خاک؛ و) نقشه آسیب پذیری منطقه مطالعه شده به روش GODS



شکل ۱۰. درصد پهنه‌های آسیب پذیری روش‌های AVI و GODS برای آبخوان دشت کردکندی- دوزدوزان



الف) شاخص آسیب پذیری AVI



ب) شاخص آسیب پذیری GODS

شکل ۱۱. ضریب تعیین بین شاخص آسیب پذیری و غلظت نیترات

در ارزیابی آسیب پذیری آب های زیرزمینی از روش های دربرگیرنده پارامترهای بیشتر استفاده شود، نقشه های آسیب پذیری مفیدتر خواهند بود.

منابع

- [1]. Asghari Moghaddam A, Adigozalpour A. Investigation of Aluminum, Iron, Manganese, Chromium and Cadmium Concentrations in Groundwater of Oshnavieh Plain. *Ecohydrology*. 2016;3(2):167-179. [Persian]
- [2]. Hooshangi N, Alesheikh AA, Nadiri AA, Asghari Moghaddam A. Evaluation and comparison of geostatistical and fuzzy interpolation methods in estimation of groundwater arsenic, Case study: Khoy plain aquifer. *Ecohydrology*. 2015;2(1):63-77. [Persian]
- [3]. Krapac IG, Dey WS, Roy WR, Smyth CA, Stormont E, Sargent, SL, et al. Impacts of swine manure pits on groundwater quality. *Environmental Pollution*. 2002;120(2): 475-492.
- [4]. Criss RE, Davisson ML. Fertilizers, water quality, and human health. *Environmental Health Perspective*. 2004;112(10): A536-A536.
- [5]. Postma D, Boesen C, Kristiansen H, Larsen F. Nitrate reduction in an unconfined sandy aquifer: water chemistry, reduction processes, and geochemical modeling. *Water Resour Res*. 1991;27: 2027-2045.
- [6]. Widory D, Kloppmann W, Chery L, Bonnin J, Rochdi H, Guinamant JL. Nitrate in groundwater: an isotopic multi-tracer approach. *Journal of Contaminant Hydrology*. 2004;72: 165-188.
- [7]. Hajinezhad A, Servati P, Yousefi H. Effect of The Landfill Leachate to quality of Groundwater of Bojnourd City With the Approach Standard Landfill Design or Replacement of Anaerobic Digester. *Ecohydrology*. 2015;2(3):301-310. [Persian]

نتیجه گیری

دشت کردکندی- دوزدوزان در شمال غربی ایران در استان آذربایجان شرقی واقع شده است. به دلیل کمبود منابع آب سطحی مطلوب در این منطقه، آب زیرزمینی اهمیت خاصی برای کشاورزی و آشامیدن دارد. بنابراین، ضروری است کیفیت آب زیرزمینی این منطقه نسبت به غلظت نیترات بررسی و میزان آسیب پذیری آن تعیین شود. تجزیه هیدروشیمیایی نمونه های آب زیرزمینی آبخوان دشت کردکندی- دوزدوزان نشان داد غلظت نیترات در محدوده ۳۷/۲۳ و ۳/۳۱ میلی گرم بر لیتر متغیر و میانگین آنها برابر ۲۰/۶۵ میلی گرم بر لیتر است. رسم نمودار TDS نسبت به $(NO_3+Cl)/HCO_3$ نشان داد منشأ نیترات در منابع آب زیرزمینی دشت کردکندی- دوزدوزان بیشتر ناشی از فعالیت های انسانی است. این فعالیت ها می تواند به دلیل استفاده بیش از حد از کودهای کشاورزی توسط کشاورزان یا نشت از سیستم های فاضلاب روستایی منطقه باشد. بیشترین مقدار غلظت نیترات در جنوب شرقی منطقه متمرکز شده است که می توان آن را با حضور رسوبات دانه درشت در این ناحیه توجیه کرد. ارتباط نسبتاً متوسط نیترات با بی کربنات را می توان به کودهای نیتروژنه استفاده شده برای زمین های کشاورزی نسبت داد. براساس روش ارزیابی آسیب پذیری AVI، بخش های شمال غربی و شرقی دشت و براساس روش GODS بخش های شمال غربی و جنوب شرقی دشت پتانسیل آلودگی بیشتری نسبت به مناطق دیگر دشت دارند. مقایسه توزیع غلظت نیترات با نقشه های شاخص آسیب پذیری و همچنین مقادیر ضریب تعیین بین غلظت نیترات و هر یک از شاخص ها نشان دادند روش GODS در مقایسه با روش AVI کارآمدتر است. نتایج نشان داد هر چقدر

- [8]. Hajinezhad A, Ziaee Halimehjani E. Study landfill development in Rasht And latex management in order to reduce pollution Anzali Lagoon. *Ecohydrology*. 2015;2(1):11-22. [Persian]
- [9]. Di HJ, Cameron KC. Nitrate leaching and pasture production from different nitrogen sources on a shallow stony soil under flood-irrigated dairy pasture. *Australian Journal of Soil Research*. 2002;40(2): 317-334.
- [10]. Kraft GJ, Stites W. Nitrate impacts on groundwater from irrigated-vegetable systems in a humid north-central US sand plain. *Agriculture, Ecosystem and Environment*. 2003;100(1): 63-74.
- [11]. Heydarikochi E. Verification of changes in the nitrate with amount of raining in drinking water of fasa' s villages during years of 2007-2008. *Journal of Fasa University of Medical Sciences*. 2011;1(2):43-48.
- [12]. Hamilton PA, Helsel DR. Effects of agriculture on groundwater quality in five regions of the United States. *Ground Water*. 1995;33: 217-226.
- [13]. Evans TA, Maidment DR. A spatial and statistical assessment of the vulnerability of Texas groundwater to nitrate contamination. *Center for Research in Water Resources*. 1995; Online Report 95-2.
- [14]. Nolan BT, Hitt KJ, Ruddy CB. Probability of nitrate contamination of recently recharged ground waters in the conterminous United States. *Environmental Science and Technology*. 2006;36: 2138-45.
- [15]. Debernardi L, De Luca DA, Lasagna M. Correlation between nitrate concentration in groundwater and parameters affecting aquifer intrinsic vulnerability. *Environmental Geology*. 2008;55: 539-558.
- [16]. Keskin T. Nitrate and heavy metal pollution resulting from agricultural activity: a case study from Eskipazar (Karabuk, Turkey). *Environmental Earth Sciences*. 2010;61: 703-721.
- [17]. EPA. Drinking Water Standards. U. S. EPA. New York. 1995.
- [18]. Gharekhani M, Nadiri AA, Asghari Moghaddam A, Sadeghi Aghdam F. Optimization of DRASTIC Model by Support Vector Machine and Artificial Neural Network for Evaluating of Intrinsic Vulnerability of Ardabil Plain Aquifer. *Ecohydrology*. 2015;2(3):311-324. [Persian]
- [19]. Vrba J, Zoporozec A. Guidebook on mapping groundwater vulnerability. *International Contributions to Hydrogeology*. Verlag Heinz Heise GmbH and Co. KG. 1994.
- [20]. Barzegar R, Asghari Moghaddam A, Baghban H. A supervised committee machine artificial intelligent for improving DRASTIC method to assess groundwater contamination risk: a case study from Tabriz plain aquifer, Iran. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment*. 2016;30(3):883-899.
- [21]. Babiker IS, Mohamed MAA, Hiyama T, Kato K. A GIS-based DRASTIC model for assessing aquifer vulnerability in Kakamigahara Heights, Gifu Prefecture, central Japan. *Science of the Total Environment*. 2005;345(1-3): 127-140.
- [22]. Antonakos AK, Lambrakis NJ. Development and testing of three hybrid methods for the assessment of aquifer vulnerability to nitrates, based on the drastic model, an example from NE Korinthia, Greece. *Journal of Hydrology*. 2007;333(7): 288-304.
- [23]. Asghari Moghaddam A, Barzegar R. Investigation of Nitrate Concentration Anomaly Source and Vulnerability of Groundwater Resources of Tabriz Plain Using AVI and GOD Methods. *Water and Soil Science*. 2015;24(4): 11-27. [Persian]
- [24]. Fakhri MS, Asghari Moghaddam A, Najib M, Barzegar R. Investigation of nitrate concentrations in groundwater resources of Marand plain and groundwater vulnerability assessment using AVI and GODS methods. *Journal of Environmental Studies*. 2015;41 (1): 49-66. [Persian]
- [25]. Samani S, Kalantari N, Rahimi MH. Nitrate contamination of groundwater and assessment potential and sources of pollution in the Evan plain. *Water and Soil Resources Conservation*. 2012;1(3): 29-38. [Persian]
- [26]. Nas B, Berkday A. Groundwater contamination by nitrates in the city of Konya, (Turkey): A GIS perspective. *Journal of Environmental Management*. 2006;79(1): 30-37.
- [27]. Belmonte-Jimenez SI, Campos-Enriquez JO, Alatorre-Zamora MA. Vulnerability to contamination of the Zaachila aquifer, Oaxaca, Mexico. *Geophysical international*. 2005;44(3): 283-300.
- [28]. Vias JM, Andreo B, Perles MJ, Carrasco F. A comparative study of four schemes for groundwater vulnerability mapping in a diffuse flow carbonate aquifer under Mediterranean climatic conditions. *Environmental Geology*. 2005;47(4): 586-595.
- [29]. Fraga CM, Fernandes LFS, Pacheco FAL, Reis C, Moura JP. Exploratory assessment of groundwater vulnerability to pollution in the

- Sordo River Basin, Northeast of Portugal. *Rem Revista Escola de Minas*. 2013;66(1): 49–58.
- [30]. Alizadeh Z. Investigation of hydrogeology and hydrogeochemistry of Bilverdi-Duzdizan plain aquifers. MSc dissertation. 2008. p.206. [Persian]
- [31]. APHA. Standard methods for the examination of water and wastewater, 17th edn. APHA, Washington, DC. 1995.
- [32]. Van Stempvoort D, Ewert L, Wassenaar L. AVI: A Method for groundwater protection mapping in the prairie provinces of Canada. PPWD pilot project, Sept. 1991- March 1992. Groundwater and Contaminants Project, Environmental Sciences Division, National Hydrology Research Institute. 1992.
- [33]. Gogu R, Dassargues A. Current trend and future challenge in groundwater vulnerability assessment using overlay and index methods. *Environ Geo*. 1999;39(6): 549-559.
- [34]. Kazakis N, Voudouris K. Comparison of three applied methods of groundwater vulnerability mapping: A case study from the Florina basin, Northern Greece. *Proceedings of 9th International Hydrogeological Congress, Kalavrita, Greece. Advances in the Research of Aquatic Environment, Springer*. 2011. p.359–367.
- [35]. Foster SSD. Fundamental concepts in aquifer vulnerability, pollution risk and protection strategy. In: van Duijvenbooden W, van Waegeningh HG (eds) *Proceedings and information in vulnerability of soil and groundwater to pollutants*, vol 38. TNO Committee on Hydrological Research, The Hague. 1987. p.69–86.
- [36]. Paez G. Evaluacion de la vulnerabilidad a la contaminacion de las aguas subterranas en el Valle del Cauca, Informe Ejecutivo, Corporeginal del Valle del Cauca, Cauca, Colombia. 1990; 352(3): 95-120.
- [37]. World Health Organization. Guidelines for drinking-water quality. 2014.
- [38]. Kraft GI, Sites W, Mechanic Dj. Impact of irrigated vegetable agriculture in a humid North-Central U.S. sand plain aquifer. *Ground Water*. 1999;37(13): 572-580.
- [39]. Gillardet J, Dupre B, Louvat P, Allegre CJ. Global silicate weathering and CO₂ consumption rates deduced from the chemistry of large rivers. *Chemical Geology*. 1999;159(5): 3–10.
- [40]. Jalali M. Geochemistry characterization of groundwater in an agricultural area of Razan, Hamadan, Iran. *Environmental Geology*. 2009;56: 1479-1488.
- [41]. Han G, Liu CQ. Water geochemistry controlled by carbonate dissolution: a study of the river waters draining karst-dominated terrain, Guizhou province, China. *Chem Geol*. 2004;204: 1–21.
- [42]. Bohlke JK. Groundwater recharge and agricultural contamination. *Hydrogeology Journal*. 2002;10: 153–179.
- [43]. Schoonen M, Brown CJ. The hydrogeochemistry of the Peconic River watershed: A quantitative approach to estimate the anthropogenic loadings in the watershed, *Geology of the Long Island and Metropolitan New York: SUNY Stony Brook, Long Island Geologist*. 1994;24(2): 117-123.