

ارزیابی آسیب پذیری ذاتی آبخوان دشت میاندوآب نسبت به آلودگی بر مبنای مدل های AVI، DRATIC، GODS و DRATIC واسنجی شده

اسفندیار عباس نوین پور^{۱*}، مریم خضری^۲

۱. استادیار گروه زمین شناسی، دانشگاه ارومیه

۲. دانشجوی کارشناسی ارشد هیدروژئولوژی، گروه زمین شناسی، دانشگاه ارومیه

(تاریخ دریافت ۱۳۹۷/۰۸/۳۰؛ تاریخ تصویب ۱۳۹۸/۰۱/۳۰)

چکیده

دشت میاندوآب جزء حوضه آبخیز دریاچه ارومیه است که در سالیان اخیر به گونه ای چشمگیر از کمیت و کیفیت منابع آبی آن کاسته شده است. تعیین آسیب پذیری آب زیرزمینی ابزاری مفید برای سنجش حساسیت آبخوان نسبت به آلودگی را فراهم می آورد. هدف از پژوهش حاضر، تعیین آسیب پذیری آبخوان با استفاده از مدل های AVI، GODS، DRATIC و همچنین مدل DRATIC واسنجی شده است که سبب می شود پتانسیل آسیب پذیری نسبت به آلودگی با دقت بیشتری قابل تعیین باشد. در تحقیق حاضر به منظور فراهم آوردن لایه های اطلاعاتی مورد نیاز برای تهیه هر یک از مدل های آسیب پذیری در محیط نرم افزار ArcGIS، داده و اطلاعات ارائه شده توسط سازمان آب منطقه ای آذربایجان شرقی استفاده شد. مقادیر جدید مدل DRATIC واسنجی شده با استفاده از همبستگی بین هر پارامتر و غلظت نیترات به دست آمده از آنالیز ۱۶ نمونه آب برداشت شده در مردادماه ۱۳۹۵ انجام شد. همچنین، صحت سنجی نقشه های نهایی آسیب پذیری با مقادیر نیترات نیز صورت گرفت. مقدار ضرایب تعیین شده بین غلظت نیترات و مدل های آسیب پذیری AVI، GODS، DRATIC و DRATIC واسنجی شده به ترتیب ۰/۰۴، ۰/۱۳، ۰/۱۸ و ۰/۳۳ برآورد شد. نتایج نشان داد مدل دراستیک بعد از واسنجی با داده های نیترات بهترین مدل برای ارزیابی آسیب پذیری آبخوان دشت میاندوآب نسبت به آلودگی است. بر این اساس، مشاهده شد که بیشترین آسیب پذیری آب زیرزمینی نسبت به آلودگی در قسمت های شمال شرقی و بخش هایی از غرب دشت و کمترین آسیب پذیری در قسمت های جنوبی و جنوب شرقی دشت وجود دارد.

کلیدواژگان: دشت میاندوآب، مدل GODS، مدل AVI، مدل DRATIC واسنجی شده، نیترات.

مقدمه

در برخی مناطق خشک و نیمه خشک به دلیل کمیاب بودن منابع آب سطحی یا نامناسب بودن آن، آب‌های زیرزمینی می‌تواند تنها منبع آب شیرین باشد. آلودگی منابع آب زیرزمینی یکی از مسائل جدی و مهم در نواحی شهری و کشاورزی است [۱]. به منظور دستیابی به روشی مناسب برای حفاظت منابع آب زیرزمینی از آلودگی‌هایی که در آینده آنها را تهدید می‌کند، استفاده از روش‌های ارزیابی آسیب‌پذیری آب‌های زیرزمینی از جمله GODS [۲]، AVI [۳]، DRASTIC [۴]، SINTACS [۵] و سایر مدل‌ها توسعه یافتند. دراستیک یکی از روش‌های پرکاربرد ارزیابی آلودگی منابع آب زیرزمینی محسوب می‌شود [۴]. این روش شامل هفت پارامتر است، اما برخی محققان از جمله مرشانت [۶] و باربر و همکارانش [۷] معتقدند که مدل دراستیک پارامترهای کمتری با دقت زیاد دارد [۵]. به هر حال، در بیشتر مطالعات هر یک از پارامترهای مدل دراستیک به صورت مشابه در ارزیابی آلودگی آبخوان‌ها استفاده می‌شوند [۹]. روش‌های تعیین آسیب‌پذیری ذاتی آبخوان بدون در نظر گرفتن تأثیرات آلودگی و ویژگی‌های آنهاست که در مناطق مختلف بدون اصلاح به کار برده می‌شود [۱۰].

زایر و همکارانش با استفاده از مدل‌های DRASTIC و GODS آسیب‌پذیری آبخوان Oum El-Bouahi واقع در منطقه شمال شرقی الجزایر را ارزیابی کردند [۱۱]. نتایج تحقیق آنها نشان داد مقادیر شاخص آسیب‌پذیری DRASTIC بین ۱۴۵ تا ۱۷۸ و برای مدل GODS بین ۰/۰۷ تا ۰/۵۷ متغیر بود. همچنین، مشاهده شد آسیب‌پذیری از مرکز به سمت شرق دشت افزایش می‌یابد. جوانشیر و همکارانش در پژوهشی، روش جدیدی برای ارزیابی آسیب‌پذیری دشت مغان (به‌عنوان اصلی‌ترین تأمین‌کننده تولیدات کشاورزی و دامپروری استان اردبیل) ارائه کردند. آنها با کاربرد روش یادشده از ترکیب وزن‌دار سه روش رایج ارزیابی آسیب‌پذیری آب‌های زیرزمینی SINTACS، DRASTIC و SI بهره بردند. مقایسه نتایج به‌دست‌آمده از روش پیشنهادی با داده‌های میدانی غلظت نیترات که از ۲۱ حلقه چاه در پاییز ۱۳۹۴ نمونه‌برداری شده بود، صورت پذیرفت. روش پیشنهادی شاخص همبستگی بیشتری نسبت به دیگر روش‌های SINTACS، DRASTIC و

SI داشت. براساس نتایج به‌دست‌آمده در روش پیشنهادی ۴۶، ۴۱ و ۱۳ درصد از آبخوان دشت مغان به ترتیب در مناطق با آسیب‌پذیری کم، متوسط و زیاد واقع شده بود. روش‌شناسی ارائه‌شده در تحقیق یادشده می‌تواند برای ارزیابی آسیب‌پذیری سایر آبخوان‌ها نیز استفاده شود [۱۲].

بارسا و پاسارلا [۱۳] طی پژوهشی به منظور تهیه نقشه پهنه‌بندی از روش‌های زمین‌آماری و شبیه‌سازی استفاده کردند که مشخص شد خطر نیترات در آب‌های زیرزمینی دشت مادنا ای‌تالیا وجود دارد. همچنین، آنها بیان کردند که نیم‌تغییر نامی غلظت نیترات از مدل نمایی با دامنه تأثیر حدود ۱۶ هزار متر تبعیت می‌کند و نشان دادند روش کریجینگ گسسته برای مطالعه کاهش کیفیت آب‌های زیرزمینی و تخمین غلظت نیترات مناسب است.

قره‌خانی و همکارانش مناطق آسیب‌پذیر به آلودگی را با استفاده از روش‌های DRASTIC و GODS در آبخوان دشت اردبیل شناسایی کردند و به این نتیجه رسیدند که بر اساس مدل DRASTIC قسمت غربی و شمال غربی دشت پتانسیل آسیب‌پذیری زیاد و شرق و جنوب شرق دشت آسیب‌پذیری متوسط داشت و ۴۲/۵ درصد، ۵۷/۲ درصد و ۰/۳ درصد از منطقه به ترتیب، آسیب‌پذیری متوسط، زیاد، خیلی‌زیاد را نشان می‌دهد [۱۴]. براساس نقشه نهایی، آسیب‌پذیری به‌وجودآمده از روش GODS بیشتر قسمت‌های منطقه حدود ۷۵ درصد، در محدوده آسیب‌پذیری متوسط قرار دارد و فقط ۲۵ درصد آن، قسمت‌های شرقی منطقه را شامل می‌شود که در محدوده آسیب‌پذیری کم واقع شده است. همچنین، در ادامه تحقیقات [۱۵]، به‌منظور بهینه‌سازی مدل دراستیک از مدل ماشین بردار پشتیبان، شبکه عصبی پیشرو و شبکه عصبی برگشتی استفاده شد تا از این راه بتوان به نتایج دقیق‌تری از ارزیابی آسیب‌پذیری دست یافت.

سادات نوری و ابراهیمی با استفاده از مدل اصلاح‌شده DRASTIC به ارزیابی آسیب‌پذیری آب زیرزمینی در مناطق کشاورزی دشت ساوه- نوبرن پرداختند [۱۶]. نتایج به‌دست‌آمده از پژوهش آنها نشان داد ضریب تعیین بین داده‌های نقطه‌ای و نقشه آسیب‌پذیری مربوطه پس از اصلاح به طور معناداری از ۰/۵۲ به ۰/۷۸ افزایش می‌یابد. ایشان بیان کردند که برای آلودگی منابع غیرنقطه‌ای در مناطق کشاورزی، استفاده از مدل DRASTIC اصلاح‌شده در مقایسه با مدل اصلی مؤثر است.

همچنین، مساحت‌های تعیین شده قبل و بعد از واسنجی مدل برای طبقه آسیب پذیری متوسط از ۳۴/۲ درصد به ۵۸/۱۹ درصد و برای طبقه آسیب پذیری کم از ۶۳/۷ درصد به ۳۱/۳۹ درصد رسید.

هی و همکارانش مدلی جدید معرفی کردند که ساختار اساسی مدل دراستیک در آن حفظ شده، ولی وزن و مقدار پارامترها تغییر یافته است [۱۹]. از این مدل به منظور آسیب پذیری دشتی در چین نسبت به آلودگی نیترات استفاده شد. در مطالعه یاد شده از همبستگی بین رده‌های آسیب پذیری و غلظت نیترات استفاده شده و طی آن نتایج مدل بهبود یافته است.

همچنین، کوزلووسکی و سوچکا به منظور ارزیابی آسیب پذیری دشت نسبت به آلودگی از افزودن یک پارامتر جدید (کاربری اراضی) به مدل اصلی دراستیک استفاده کردند [۲۰]. آنها در پژوهش یاد شده از غلظت‌های نیترات اندازه‌گیری شده به منظور ارزیابی مدل اصلی و تغییر یافته استفاده کردند. نتایج پژوهش آنها نشان داد مدل ایجاد شده پیش‌بینی‌های دقیق‌تری از مدل اصلی ارائه می‌دهد. در مطالعه یاد شده از ضریب همبستگی پیرسون به منظور بررسی ارتباط بین شاخص آسیب پذیری و غلظت نیترات استفاده شده که مدل جدید موجب بهبود نتایج آن به میزان ۰/۱۳ شده است.

دشت میان‌دوآب از حوضه آبخیز دریاچه ارومیه است که در سالیان اخیر به گونه‌ای چشمگیر از کیفیت منابع آبی این دشت کاسته شده است. از مطالعاتی که در این دشت انجام شده می‌توان به تحقیق اصغری مقدم و همکارانش [۲۱] اشاره کرد که در آن به ارزیابی مدیریت مناسب آب‌های سطحی و اثر آن بر کیفیت منابع آب زیرزمینی سطح دشت میان‌دوآب پرداختند و نشان دادند که مدیریت نامناسب و برداشت بی‌رویه آب سطحی به افت کیفیت آب زیرزمینی در سفره‌های با سطح ایستابی نزدیک به سطح زمین و توسعه آلودگی منجر شده است. مختاری و معزز با بررسی عوامل هیدروژئومورفولوژیکی در تأمین آب دشت میان‌دوآب با استفاده از تحلیل سلسله‌مراتبی (AHP) نشان دادند مواد جامد محلول در آب منطقه مطالعه شده به شدت افزایش یافته است و در صورت تداوم و تشدید این روند به آلودگی آب رودخانه دشت منجر می‌شود و برای مصرف انسان مضر است.

نشاط و همکارانش به منظور تعیین آسیب پذیری آب زیرزمینی در دشت کرمان، نسبت به آلودگی ناشی از کاربرد کودهای کشاورزی از مدل DRASTIC استفاده کردند [۱۰]. با اصلاح میزان DRASTIC، احتمال ارزیابی دقیق‌تر آسیب پذیری به آلودگی به دست آمد. میزان جدید DRASTIC با شناسایی روابط میان پارامترها با توجه به غلظت نیترات آزمایش شده در ۲۷ چاه آب زیرزمینی محاسبه شد. به منظور تعیین رابطه بین شاخص و آلودگی اندازه‌گیری شده از آزمون آماری غیرپارامتری ویلکاکسون استفاده شد. همچنین، وزن پارامترهای DRASTIC از طریق تجزیه و تحلیل حساسیت اصلاح شد. نتایج به دست آمده از تحقیق یاد شده نشان داد مدل DRASTIC اصلاح شده کارآمدتر از روش سنتی برای آلودگی منبع بدون نقطه، به ویژه در مناطق کشاورزی انجام می‌شود. ضریب رگرسیون نشان داد رابطه بین شاخص آسیب پذیری و غلظت نیترات ۸۲ درصد پس از اصلاح و ۴۴ درصد قبل از اصلاح بود. این مقایسه نشان داد نتایج DRASTIC اصلاح شده در منطقه یاد شده بهتر از روش اصلی است.

همچنین، نشاط و پرادهان پتانسیل آسیب پذیری به آلودگی را به وسیله بهینه‌سازی وزن پارامترهای DRASTIC با تجزیه و تحلیل حساسیت تک‌پارامتری (SPSA) ارزیابی کردند [۱۷]. نتایج مطالعه آنها نشان داد آنالیز حساسیت DRASTIC مؤثرتر از روش سنتی برای آلودگی منبع غیرنقطه‌ای است. مشاهده نتایج نیتروژن به دست آمده نشان داد روش DRASTIC-SPSA نسبت به روش DRASTIC دقت بیشتری دارد. به این ترتیب، GIS محیطی کارآمد برای انجام ارزیابی‌ها و قابلیت‌های بیشتر را در مواجهه با مقدار زیاد داده‌های مکانی ارائه می‌دهد.

اروجی و فلاح کریمی میزان پارامترهای مدل دراستیک را به منظور تخمین دقیق‌تر از مناطق مستعد آسیب پذیری نسبت به آلودگی واسنجی کردند [۱۸]. مقادیر جدید با استفاده از رابطه بین هر پارامتر با غلظت نیترات در آب زیرزمینی تعیین شد. نتایج پژوهش آنها نشان داد مدل دراستیک واسنجی شده بهتر از مدل اصلی آن برای مناطق کشاورزی با آلودگی غیرنقطه‌ای است. نقشه تهیه شده نشان داد حدود ۲/۱ درصد از کل محدوده مطالعاتی در طبقه با خطر آسیب پذیری زیاد قرار دارد که این مقدار بعد از واسنجی مدل به ۲/۵ درصد رسید.

انطباق بین توزیع داده‌های نیترات و آسیب‌پذیری در نقاط مختلف دشت استفاده شد.

مواد و روش‌ها

منطقه مطالعه‌شده

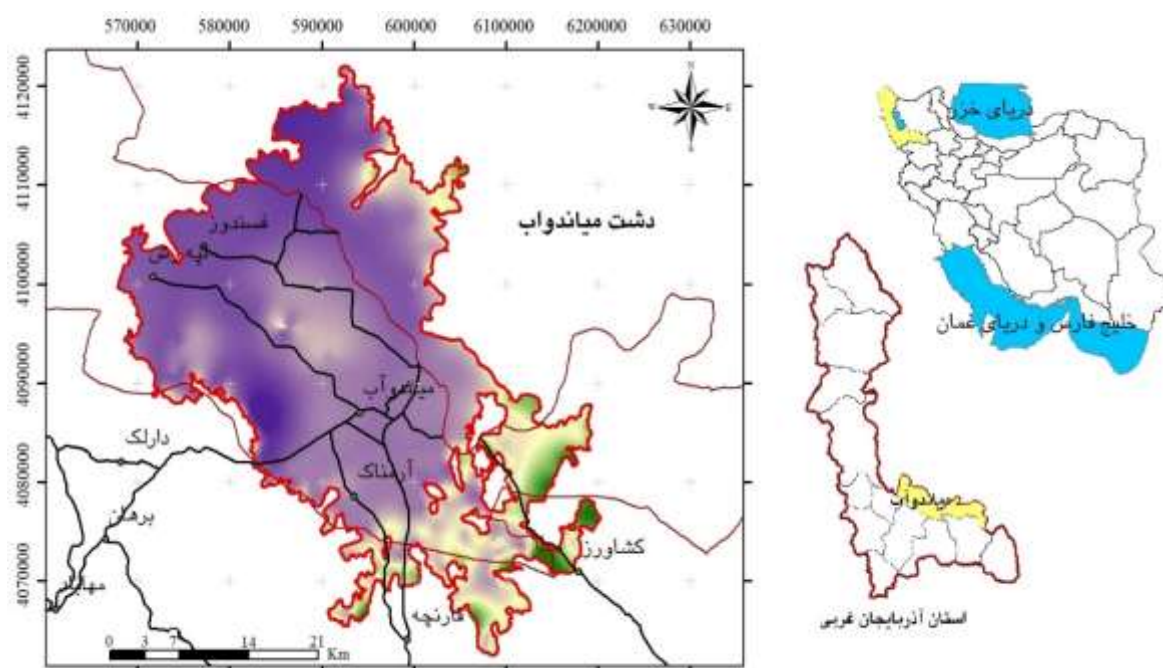
محدوده دشت میان‌دوآب با وسعت حدود ۱۳۴۶ کیلومترمربع در استان آذربایجان غربی و جنوب شرق دریاچه ارومیه در منطقه شهرستان‌های میان‌دوآب و ملکان قرار دارد. موقعیت محدوده مطالعاتی با طول جغرافیایی ۴۵ درجه و ۱۵ دقیقه تا ۴۵ درجه و ۵۳ دقیقه شرقی و عرض جغرافیایی ۳۶ درجه و ۱۵ دقیقه شمالی مطابق شکل ۱ ارائه شده است.

محدوده از نظر تقسیم‌های هیدرولوژیکی در حوضه آبریز اصلی دریاچه ارومیه قرار دارد. رودخانه‌های مهم منطقه، زرینه‌رود (به طول ۲۸۴ کیلومتر) و سیمینه‌رود (۱۶۳ کیلومتر) هستند. محدوده مطالعه‌شده آبخوان آبرفتی از نوع آزاد با وسعت ۱۲۵۶ کیلومترمربع را شامل می‌شود که ۹۳/۳ درصد از گستره محدوده را فرا گرفته است.

منابع بهره‌برداری کننده از آب‌های زیرزمینی که در سال‌های ۱۳۹۰ آماربرداری شده است شامل ۲۲۶۴۹ حلقه چاه، ۸۸ رشته قنات و ۱۳۱ دهنه چشمه بوده است [۲۳].

با توجه به محدودبودن مطالعات و ارزیابی آلودگی که تا کنون در درشت میان‌دوآب صورت گرفته است و با توجه به اهمیت دشت از نظر کشاورزی، برای ایجاد توسعه پایدار استفاده از منابع آب زیرزمینی در این دشت، شناخت حساسیت آب زیرزمینی نسبت به آلودگی در مناطق مختلف دشت و تهیه نقشه آسیب‌پذیری آب‌های زیرزمینی دشت میان‌دوآب مورد توجه قرار گرفته است.

بیشتر پژوهش‌های صورت‌گرفته در سال‌های اخیر فقط به تهیه نقشه آسیب‌پذیری آبخوان منجر شده و کمتر به مبحث واسنجی و بهینه‌سازی ضرایب ورودی این مدل‌ها پرداخته شده است. در مطالعه حاضر علاوه بر تعیین آسیب‌پذیری آب زیرزمینی با مدل‌های GODS، AVI و DRASTIC (که پرکاربردتر است) به افزایش دقت روش دراستیک نیز پرداخته شده است. به منظور ارتباط بین آسیب‌پذیری آبخوان و آلاینده (غلظت نیترات) واسنجی مدل دراستیک با استفاده از تصحیح وزنی پارامترهای مدل صورت می‌گیرد که با محاسبه ضریب همبستگی اسپیرمن برای هر امتیاز پارامتر با غلظت نیترات در هر نقطه نمونه‌برداری انجام شد. همچنین، به منظور صحت‌سنجی هر یک از روش‌های کاربردی نیز از



شکل ۱. موقعیت جغرافیایی منطقه مطالعه‌شده

هستند. بررسی های صحرایی و لوگ زمین شناسی چاه های اکتشافی واحدهای سنگی و رسوبات مربوط به دوران کواترنری به دلیل گسترش وسیع و نفوذپذیری فراوان، کارکرد بسیار زیادی در شکل گیری منابع آب منطقه دارند، به طوری که در بخش های میانی دشت سنگ کف آبخوان از آهک (سازند قم) و یا مارن تشکیل شده است. رسوبات آبرفتی نیز به ویژه با افق های درشت دانه نفوذپذیر، تأثیر زیادی بر سیستم هیدرولیکی آبخوان منطقه داشته و اساساً آبخوان آزاد منطقه در این رسوبات تشکیل شده اند. سنگ آهک سازند قم و کرتاسه از جمله مهم ترین سازندهای کارستی در منطقه به شمار می آیند که در شرایط مناسب آب و هوایی آب های زیرزمینی را ذخیره می کند.

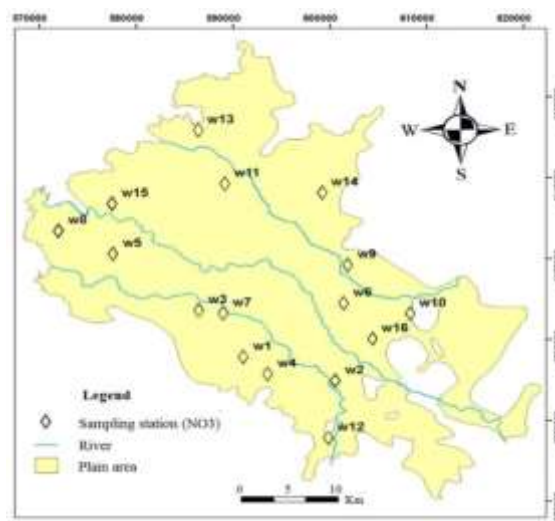
بررسی داده ها

به منظور بررسی خصوصیات هیدروشیمیایی آب زیرزمینی منطقه، به خصوص غلظت نیترات منابع آبی در مردادماه ۱۳۹۵ از تعداد ۱۶ چاه، نمونه برداری هیدروشیمیایی برداشت شد که موقعیت مکان های نمونه برداری شده مطابق شکل ۲ ارائه شده است. آنالیز نمونه های برداشت شده در آزمایشگاه آب منطقه ای و شرکت آب و فاضلاب استان آذربایجان غربی صورت پذیرفت. همچنین، به منظور تهیه اطلاعات لازم برای ایجاد لایه های پارامترهای مورد نیاز مدل های آسیب پذیری از اطلاعات سازمان آب منطقه ای آذربایجان غربی استفاده شد.

منطقه مطالعه شده براساس تقسیم های واحدهای ساختمانی-رسوبی ایران [۲۴] در بخشی از کمربند دگرگونی زون افیولیتی سنندج-سیرجان واقع شده است. واحدهای چینه شناسی منطقه شامل دوران اول تا سوم است. واحدهای دوران اول شامل سازند کهر (شیل اسلیتی، دولومیت، فیلیت و ریولیت دگرگونی)، سازند لالون (ماسه سنگ کواترنیتی با میان لایه شیل)، سازند میلا (دولومیت با میان لایه آهک بلورین و مارن دولومیتی) هستند. تمام سازندهای مربوط به دوران اول به دلیل گسترش کم و انحلال پذیری و نفوذپذیری کم، در کمیت و کیفیت منابع آب منطقه اهمیت جزئی دارد.

واحدهای سنگی مربوط به دوران دوم شامل سازند شمشک (تناوب شیل، ماسه سنگ و گاه سنگ آهک ماسه ای)، سازند دلیچای و لار (سکانسی از سنگ آهک با بخش زیرین مارنی و بخش فوقانی آهک چرت دار) و نهشته های کرتاسه پیشین (ماسه سنگ و آهک)، سنگ های کرتاسه پسین (ماسه سنگ کواترنیتی و سنگ های آندزیتی) رخنمون دارند. تمام واحدهای سنگی دوران دوم نیز همانند سازندهای دوران اول به دلیل انحلال و نفوذپذیری کم تأثیر زیادی روی منابع آب منطقه ندارند.

نهشته های دوران سوم نیز شامل سازند کرج، قم و واحدهای رسوبی کواترنری هستند که متشکل از توف، گدازه های آندزیتی، سنگ آهک مارنی، خاکستر آتشفشانی، برش ولکانیکی و همچنین نهشته های آبرفتی متشکل از پادگانه های آبرفتی جوان، مخروط افکنه ها، آبرفت های جوان رودخانه ای و رسوبات کولابی سواحل دریاچه ای



شکل ۲. موقعیت ایستگاه های نمونه برداری در محدوده مطالعاتی

آلودگی و به بیانی، فرایندهای رقیق سازی آلودگی نظیر تجزیه شیمیایی، جذب، پخش و تأخیر را کنترل می کند.

محیط خاک به بخش هوازده قسمت منطقه غیراشباع گفته می شود که تا حد نفوذ ریشه گیاهان ادامه دارد. محیط خاک میزان آب نفوذی رسیده به سطح ایستابی را تعیین می کند و بی شک تأثیر بسزایی بر چگونگی حرکت آلاینده ها دارد. بافت محیط خاک بر میزان تغذیه و توانایی آلاینده ها برای نفوذ به محیط وادوز تأثیر می گذارد [۲۷]. هر چه اندازه ذرات تشکیل دهنده خاک ریزتر و نفوذپذیری خاک کمتر و درصد مواد آلی و ضخامت خاک بیشتر باشد، پتانسیل آلودگی آب زیرزمینی کاهش می یابد. محیط خاک بر اساس رده بندی بافتی آن مشخص شده و بر اساس آلودگی امتیازبندی می شود [۲۸].

توپوگرافی برحسب شیب و تغییرات آن، عامل کنترل کننده ای در نفوذ آلاینده ها و تشکیل رواناب به شمار می رود. در شیب کم فرصت نفوذ بیشتر و نیروی نفوذ آلودگی بیشتر وجود دارد. در حالی که در شیب بیشتر از ۱۸ درجه، تشکیل رواناب بیشتر و نفوذ کمتر می شود و بنابراین، آلاینده ها کمتر به سیستم آب زیرزمینی راه می یابند [۲۷].

منطقه غیراشباع از سطح ایستابی شروع و تا زیر منطقه خاک سطحی ادامه دارد. در مدل DRASTIC فرض بر این است که محیط و شرایط منطقه غیراشباع اثر زیادی بر مواد آلاینده دارد، زیرا در این منطقه آلاینده فرصت جذب یا رقیق شدگی پیدا می کند [۴]. بافت زون غیراشباع، زمان انتقال آلاینده ها را از طریق این محیط تعیین می کند.

هدایت هیدرولیکی به توانایی مواد تشکیل دهنده آبخوان در انتقال آب گفته می شود، که به درصد فضاها خالی مرتبط بهم در لایه آبدار (تخلخل مؤثر) بستگی دارد. هدایت هیدرولیکی حرکت آلاینده و پخش آن را از نقطه نفوذ تا رسیدن به منطقه اشباع کنترل می کند. بنابراین، هر چه هدایت هیدرولیکی بیشتر باشد، امکان جریان یافتن آلاینده ها در آبخوان بیشتر خواهد بود.

پارامترهای مؤثر بر آسیب پذیری آبخوان نسبت به آلودگی

به طور کلی، پارامترهای مؤثر بر آسیب پذیری آبخوان نسبت به آلودگی شامل عمق آب زیرزمینی، تغذیه خالص آبخوان، محیط آبخوان، محیط خاک، توپوگرافی، منطقه غیراشباع و هدایت هیدرولیکی هستند که وزن و مقادیر مرتبط با آنها در جدول ۱ ارائه شده است.

هر چه عمق آب زیرزمینی (فاصله بین سطح زمین تا سطح آب زیرزمینی) بیشتر باشد، زمان بیشتری طول می کشد تا مواد آلاینده به آب زیرزمینی برسد. در نتیجه، بر اثر هم کنش های طبیعی مانند تجزیه شیمیایی، جذب و پخش امکان پالایش مواد آلاینده افزایش می یابد. بنابراین، سطوح ایستابی عمیق تر، شانس آلودگی کمتری دارند و بیشترین میزان آسیب پذیری آبخوان نسبت به آلودگی، به عمق کم و نزدیک به سطح زمین تعلق می گیرد.

تغذیه خالص مقدار آبی است که از سطح زمین نفوذ می کند و به سطح ایستابی می رسد. آب سبب انتقال عمودی آلاینده تا سطح ایستابی شده و سپس انتقال افقی آن در آبخوان می شود [۱۵]. پارامتر تغذیه عبارت است از: حجم آبی که در واحد سطح سفره برای یک دوره یک ساله به درون زمین وارد می شود [۲۵]. برای محاسبه تغذیه به دست آمده از آب برگشتی کشاورزی از رابطه ۱ استفاده شد [۲۶]. در این روش برای هر چاه مصرفی کشاورزی پلی گون تیسس رسم شده و میزان تغذیه برای هر پلی گون به طور جداگانه محاسبه می شود.

$$Q = \frac{\Psi \times q}{F} \quad (1)$$

در رابطه یادشده، Q تغذیه سالانه از آب برگشتی کشاورزی در هر پلی گون (mm/a)، q حجم آب تخلیه شده سالانه (mm³/a) از چاه مصرفی برای کشاورزی در سطح F، F مساحت پلی گون (a) و (mm²) و Ψ ضریب نفوذ آب کشاورزی است که صفر در نظر گرفته می شود.

محیط آبخوان به خصوصیات مواد تشکیل دهنده منطقه اشباع نظیر مقدار تخلخل، جنس و اندازه ذرات و جورشدگی ذرات اشاره دارد که میزان پویای تحرک

مدل‌های آسیب‌پذیری

روش AVI

در مدل 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 [۲]. پس از تعیین این پارامترها، میزان مقاومت هیدرولیکی آبخوان را می‌توان مطابق رابطه ۲ به دست آورد:

$$C = \sum_{i=1}^n d_i / k_i \quad (2)$$

در رابطه یادشده، d ضخامت لایه‌های بالای آبخوان، n تعداد لایه‌ها و k هدایت هیدرولیکی تخمینی هر لایه (m/day) و C مقاومت هیدرولیکی آبخوان است. پارامتر C برای تعیین مقاومت اکی‌ترد به جریان عمودی به‌کار می‌رود و بعد از آن زمان است که بیان‌کننده زمان حرکت آب زیرزمینی از لایه‌های خلل و فرج سطح فوقانی بخش اشباع به سمت پایین است. پس از محاسبه میزان مقاومت هیدرولیکی آبخوان و مقایسه آن با جدول ۲ میزان آسیب‌پذیری آب زیرزمینی مشخص می‌شود [۲۹].

روش GODS

در مدل GODS از چهار پارامتر نوع آبخوان، ویژگی‌های لیتولوژیکی منطقه غیراشباع، عمق آب زیرزمینی و نوع خاک استفاده می‌شود. ارزش پارامترها از صفر تا یک تغییر می‌کند و به تمامی پارامترها وزن یکسانی داده می‌شود. در این روش شاخص آسیب‌پذیری از رابطه ۳ به دست می‌آید [۳].

$$I_V = G \times O \times D \times S \quad (3)$$

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. طبقه‌بندی شاخص آسیب‌پذیری مدل GODS مطابق جدول ۲ ارائه شده است.

داده‌های جمع‌آوری شده وارد محیط GIS شده و با توجه به موقعیت مکانی آن‌ها روی نقشه منطقه پیاده می‌شوند. با توجه به مقادیر هریک از پارامترها، نقشه پهنه‌بندی آنها به دست می‌آید. نقشه‌های تهیه‌شده با استفاده از برنامه جانبی Raster calculator در نرم‌افزار

Arc GIS (v.10.3) و با توجه به ضرایب وزنی مربوط تلفیق شده و نقشه نهایی به دست می‌آید.

روش DRASTIC

دراستیک نوعی مدل تجربی است که نخستین بار در سال ۱۹۸۷ برای ارزیابی آسیب‌پذیری آب‌های زیرزمینی ایالات متحده مطرح شده و بر اساس مفهوم وضعیت هیدروژئولوژیکی استوار است [۴]. وضعیت هیدروژئولوژیکی در واقع بیان‌کننده ترکیبی از همه فاکتورهای زمین‌شناسی و هیدروژئولوژیکی است که حرکت آب‌های زیرزمینی را در یک منطقه کنترل می‌کند [۴]. روش یادشده پتانسیل آلودگی یک ناحیه را با جمع کردن عوامل کلیدی مؤثر بر انتقال مواد محلول ارزیابی می‌کند [۳۰]. هدف اصلی ارزیابی به روش دراستیک، محاسبه نقشه رستری شاخص آسیب‌پذیری است که به وسیله هم‌پوشانی نقشه‌های رستری پارامترهای تأثیرگذار در آسیب‌پذیری آب زیرزمینی تهیه می‌شود [۳۱]. این مدل از هفت مشخصه هیدروژئولوژیکی قابل اندازه‌گیری و مؤثر در انتقال آلودگی به آب‌های زیرزمینی که شامل عمق آب زیرزمینی (D)، تغذیه خالص (R)، محیط خاک (A)، توپوگرافی یا شیب سطح زمین (T)، مواد تشکیل‌دهنده زون غیراشباع (I) و هدایت هیدرولیکی (C) است. این مشخصه‌ها در محیط GIS به صورت هفت لایه با فرمت رستر تهیه می‌شود. در روش دراستیک به هر پارامتر یک مقدار و یک وزن (از یک تا پنج) برحسب اهمیت پارامتر اختصاص داده می‌شود. مقدار پارامترهای دراستیک بین یک تا ۱۰ متغیر است، به طوری که یک به معنای کمترین و ۱۰ بیشترین خطر برای آلودگی آب زیرزمینی در نظر گرفته می‌شود [۳۲]. از این رو، شاخص دراستیک بر اساس وزن‌دهی به مجموع هفت پارامتر که در جدول ۱ مطابق طبقه‌بندی آلر و همکارانش [۴] ارائه شده است، از طریق رابطه ۴ محاسبه می‌شود.

$$DI = D_r D_w + R_r R_w + A_r A_w + S_r S_w + T_r T_w + I_r I_w + C_r C_w \quad (4)$$

در رابطه ۴ شاخص آسیب‌پذیری دراستیک و حروف بزرگ نشان‌دهنده پارامترهای هفت‌گانه و r میزان ارزش (رتبه) و w وزنی است که به هر پارامتر تخصیص داده می‌شود. طبقه‌بندی شاخص آسیب‌پذیری مدل DRASTIC مطابق جدول ۲ ارائه شده است.

جدول ۲. محدوده شاخص های آسیب پذیری

مدل [۲] AVI							
محدوده	خیلی کم	کم	متوسط	زیاد	خیلی زیاد		
□ ۱۰۰۰۰	۱۰۰۰-۱۰۰۰۰	۱۰۰-۱۰۰۰	۱۰-۱۰۰	۱-۱۰	۰-۱۰		
Logc	>۴	۴-۳	۳-۲	۲-۱	<۱		
مدل [۳] GODS							
بدون خطر	کم	متوسط	زیاد	خیلی زیاد			
۰/۱-۰	۰/۳-۰/۱	۰/۵-۰/۳	۰/۷-۰/۵	۱-۰/۷			
مدل [۴] DRASTIC							
بدون خطر	خیلی کم	کم	کم تا متوسط	متوسط تا زیاد	زیاد	خیلی زیاد	کاملاً آلوده
۷۹ □	۹۹-۸۰	۱۱۹-۱۰۰	۲۰۰-۱۳۹	۱۵۹-۱۴۰	۱۷۹-۱۶۰	۱۹۹-۱۸۰	□ ۱۹۹

روش DRASTIC واسنجی شده

واسنجی مدل DRASTIC با استفاده از داده های نیترا ت به منظور بهبود مدل صورت می گیرد. در این روش نقشه اصلی دراستیک به وسیله اصلاح ضرایب وزنی پارامترها با استفاده از غلظت نیترا ت به عنوان داده کیفی نشان دهنده آلودگی از سطح زمین واسنجی شده است [۱۰]. روش واسنجی بر مبنای اصلاح ضرایب وزنی پارامترهای مدل انجام می شود. غلظت نیترا ت اندازه گیری شده در ۱۶ نقطه نمونه برداری در منطقه، برای این منظور به کار گرفته شد. تصحیح فاکتورهای وزنی ابتدا با محاسبه ضرایب همبستگی اسپیرمن برای هر مقدار امتیاز پارامتری با غلظت نیترا ت هر ۱۶ نقطه نمونه برداری انجام شد. در نتیجه، هفت ضریب همبستگی به دست آمد. برای به دست آوردن ضرایب اصلاح شده، ضرایب همبستگی با مقیاس یک تا پنج با استفاده از رابطه ۵ تغییر مقیاس داده شده و در نهایت، ضرایب وزنی پارامتری برای هر پارامتر آسیب پذیری تصحیح شد.

$$y = \frac{(b-a) \cdot X_{\min} - X_{\min} \cdot X_{\max}}{X_{\min} - X_{\max}} + a \quad (5)$$

در رابطه یاد شده، a و b به ترتیب برابر مقادیر یک و پنج هستند، X_{\min} و X_{\max} به ترتیب مقادیر حداقل و حداکثر همبستگی اسپیرمن را دارند. x برابر همبستگی اسپیرمن پارامتر مد نظر و y به عنوان ضریب وزنی اصلاح شده پارامتر است.

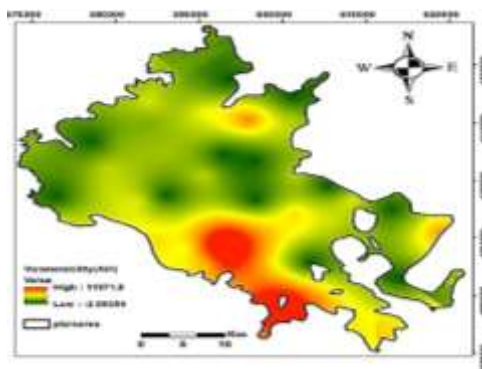
مدل های آسیب پذیری که برای پیش بینی پتانسیل آلودگی به کار برده می شوند مانند سایر مدل ها عدم قطعیت دارند. بنابراین، به بررسی دقت و انطباق نتایج خروجی این

مدل ها با شواهد و نمونه گیری های میدانی پرداخته می شود. به دلیل گسترش فعالیت های کشاورزی در منطقه مطالعه شده و به تبع آن، استفاده بی رویه از کودهای شیمیایی، با توجه به حلالیت زیاد نیترا ت، سبب افزایش میزان ورود آن به آب زیرزمینی می شود. بنابراین، صحت سنجی به وسیله غلظت یون نیترا ت که نشان دهنده آلودگی سطحی است، انجام می شود. معیار مناسب برای صحت سنجی و مقایسه نتایج بین مدل های مختلف ضریب تعیین (R^2) است که به منظور مقایسه نتایج مدل های متفاوت استفاده شد.

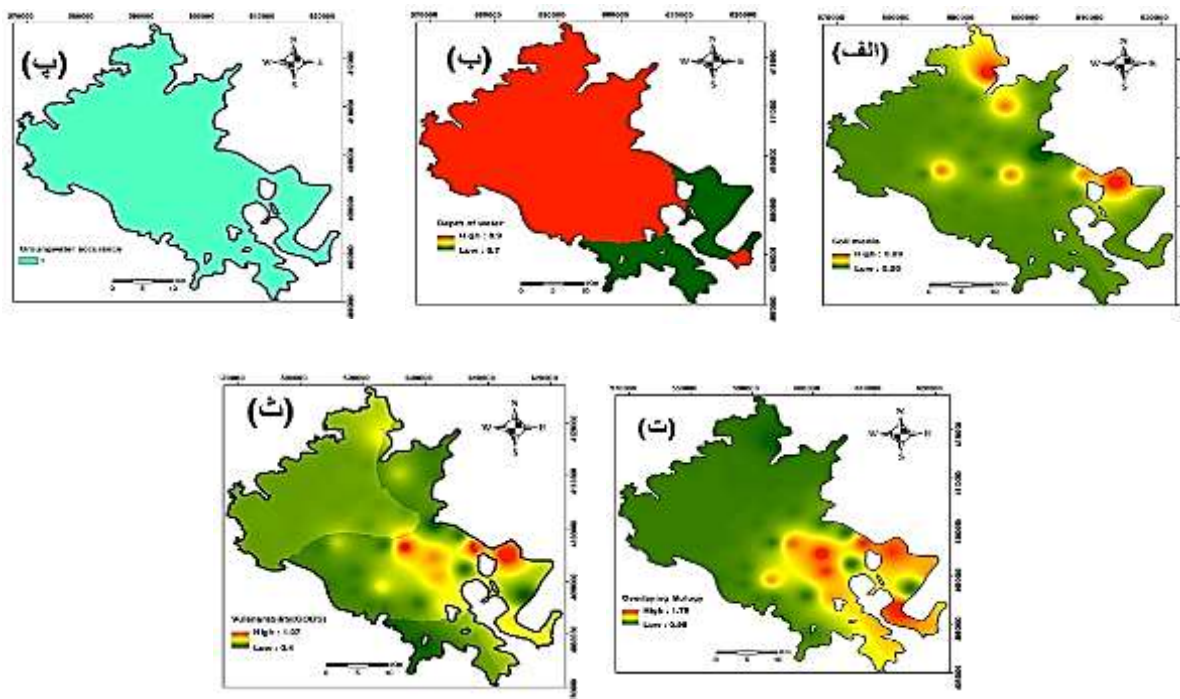
نتایج و بحث

ارزیابی آسیب پذیری آبخوان به روش AVI

برای تعیین آسیب پذیری آب زیرزمینی به روش AVI، ضخامت لایه های رسوبی بالای منطقه اشباع با استفاده از لاگ چاه های اکتشافی و مشاهده ای موجود در دشت و مقدار هدایت هیدرولیکی با استفاده از استانداردهای هدایت هیدرولیکی ارائه شده در جدول ۲ محاسبه شد و در نهایت، مقدار پارامتر C به دست آمد. مقدار این پارامتر با استفاده از نرم افزار ArcGIS و روش کریجینگ درون یابی شد و نقشه مقاومت هدایت هیدرولیکی آبخوان ترسیم شده و در نهایت، با استفاده از جدول ۲ میزان آسیب پذیری آبخوان مشخص شد. بر اساس روش یاد شده، پتانسیل آلودگی آبخوان منطقه در سه طبقه پایین، متوسط و زیاد قرار گرفت. شکل ۳ نقشه آسیب پذیری آب زیرزمینی به دست آمده از روش یاد شده را نشان می دهد. مطابق شکل ۳، بخش های غرب و جنوب غربی دشت بیشترین و نواحی شمالی و مرکزی دشت کمترین آسیب پذیری را دارند.



شکل ۳. نقشه آسیب پذیری دشت میاندوآب با استفاده از مدل AVI



شکل ۴. الف) لایه خاک، ب) لایه عمق آب زیرزمینی، پ) لایه آبخوان، ت) لایه لیتولوژی مواد پوشاننده، ث) نقشه آسیب پذیری به روش GODS

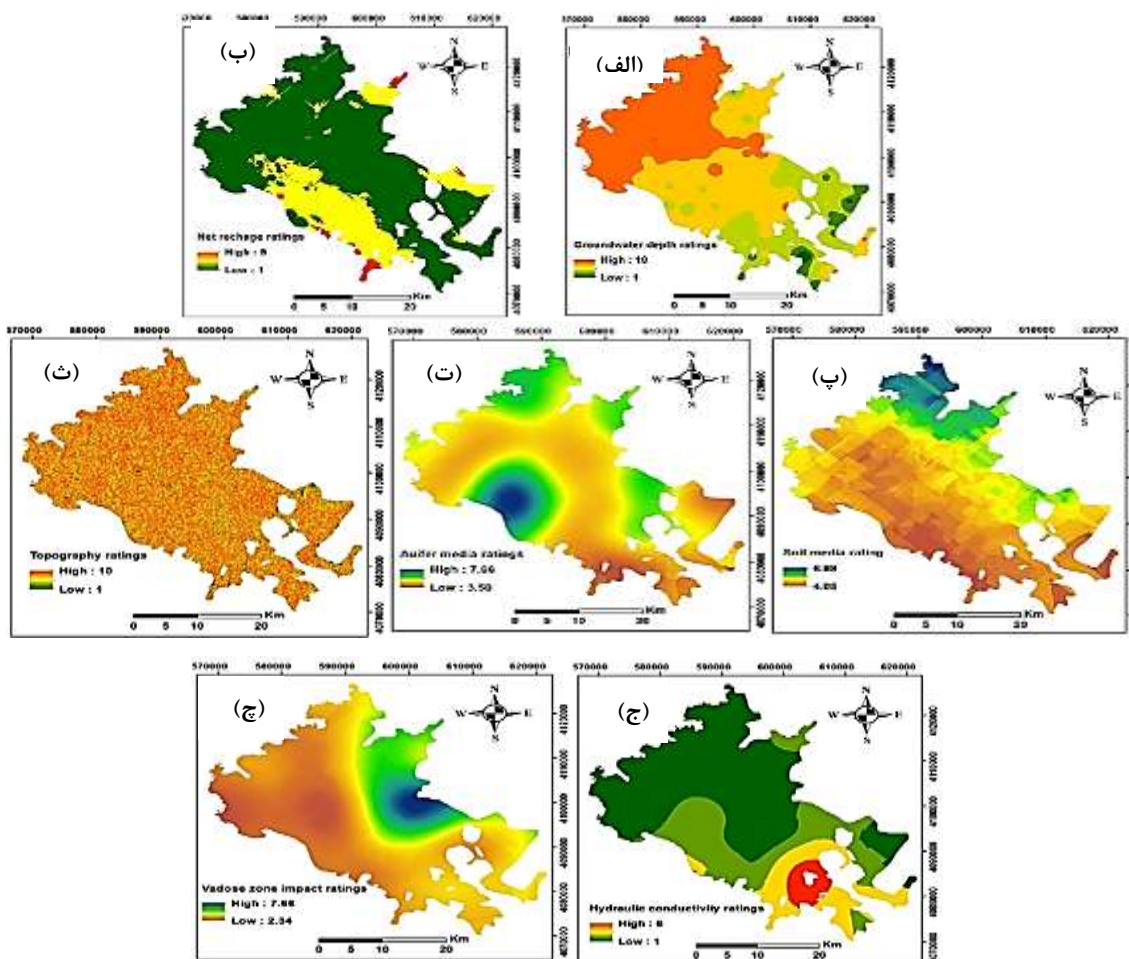
روش GODS به دست آمده است. نقشه مربوط به هر پارامتر و همچنین نقشه آسیب پذیری به روش GODS در شکل ۴ ارائه شده است. مطابق این نقشه‌ها، بخش‌های شرقی و جنوب شرقی بیشترین و نواحی غربی و جنوب غرب کمترین میزان آسیب پذیری را نشان می‌دهند. بر اساس تقسیم‌بندی در نظر گرفته شده برای روش یادشده، آسیب پذیری آبخوان در محدوده کم تا خیلی زیاد قرار دارد.

ارزیابی آسیب پذیری آبخوان به روش DRASTIC در مطالعه حاضر برای تهیه لایه‌های لازم در آسیب پذیری از داده‌های چاه‌های مشاهده‌ای در سال آبی ۱۳۹۴-۱۳۹۵، اطلاعات چاه‌های بهره‌برداری، لاگ چاه‌های آبخوان، لاگ

ارزیابی آسیب پذیری آبخوان به روش GODS برای تهیه نقشه آسیب پذیری با روش GODS با توجه به مقادیر داده شده برای هریک از مشخصه‌های بیان شده در شکل ۴، لایه‌های نوع آبخوان، لیتولوژی منطقه غیراشباع و نوع خاک توسط لاگ چاه‌های اکتشافی و مشاهده‌ای تعیین شدند. همچنین، با اعمال درون‌یابی کریجینگ در حالت رستر نقشه‌ای مجزا برای هر یک تهیه شد. در ضمن، نقشه رستری لایه عمق آب زیرزمینی از داده‌های پایش سطح آب برای سال آبی ۱۳۹۴-۱۳۹۵ با اعمال درون‌یابی کریجینگ (میزان خطا کمتر از روش IDW) به دست آمد. در نهایت، با تلفیق لایه‌های مجزا با تابع هم‌پوشانی، نقشه نهایی آسیب پذیری به

چاه‌های مشاهده‌ای و اکتشافی، اطلاعات ایستگاه‌های هواشناسی و نقشه مدل رقمی ارتفاعی دشت استفاده شد. لایه‌های رستری مربوط به هفت پارامتر دراستیک با وضوح ۵۰×۵۰ متر تهیه شد. لایه عمق آب زیرزمینی با استفاده از درون‌یابی کریجینگ برای عمق آب زیرزمینی (D) سطح آب محاسبه شده (شکل ۵) و مطابق طبقه‌بندی استاندارد دراستیک رتبه‌بندی شد. در تهیه لایه تغذیه خالص (R)، از دو منبع بارش و آب برگشتی از کشاورزی به عنوان منابع عمده تغذیه آبخوان استفاده شد. برای هر یک به صورت جداگانه لایه رستری محاسبه شد. در نهایت، با همپوشانی دو لایه یادشده و رتبه‌دهی طبق طبقه‌بندی آلر و همکارانش [۴] لایه تغذیه خالص به دست آمد (شکل ۵ ب). به منظور به دست آوردن تغذیه از طریق بارش لایه رستری سطح

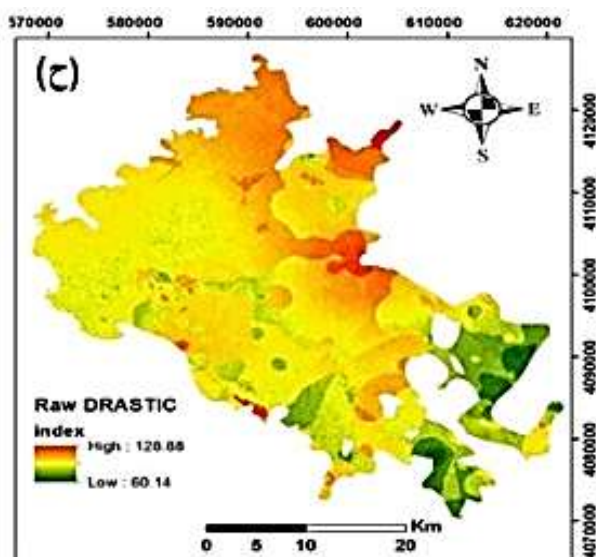
آب‌های زیرزمینی برای ماه پرباران (اردیبهشت) و ماه کم‌باران (مرداد) تهیه شد. سپس، لایه رستری مردادماه از لایه رستری اردیبهشت‌ماه کم شده و در نهایت، ضرب در ضریب ذخیره آبخوان شد تا لایه رستری تغذیه خالص از بارش به دست آید [۳۴]. ضریب ذخیره آبخوان ۲ درصد در نظر گرفته شد. برای تهیه لایه محیط آبخوان (A)، محیط خاک (S)، زون غیراشباع (I) و لایه هدایت هیدرولیکی (C) از لاگ چاه‌های مشاهده‌ای موجود در منطقه مطالعه شده استفاده شد. لایه توپوگرافی نیز با تهیه شیب از روی نقشه رقمی مدل ارتفاعی دشت به دست آمد. سپس، لایه‌های یادشده براساس روش استاندارد طبقه‌بندی و میزان سنجی شدند. نقشه‌های به دست آمده از هر پارامتر در شکل ۵ ارائه شده است.



شکل ۵. نقشه پهنه‌بندی پارامترهای الف) عمق آب زیرزمینی، ب) تغذیه خالص، پ) محیط خاک، ت) محیط آبخوان، ث) توپوگرافی، ج) تأثیر منطقه غیراشباع، چ) هدایت هیدرولیکی

مجیدآباد و ممدیل) و کمترین در دامنه جنوبی و جنوب شرقی حوضه دشت باروق است و با توجه به محدوده شاخص آسیب‌پذیری دراستیک ارائه شده توسط آلر و همکارانش [۴] که در جدول ۲ گردآوری شده است، آسیب‌پذیری منطقه بین چهار طبقه آسیب‌پذیری یعنی بدون خطر تا خطر متوسط تقسیم می‌شوند.

نقشه اصلی مدل دراستیک برای ارزیابی آسیب‌پذیری با اعمال وزن‌های مربوط به هر پارامتر و تلفیق لایه‌ها با استفاده از تابع هم‌پوشانی تهیه شد (شکل ۶). با توجه به نقشه دراستیک، میزان آسیب‌پذیری دشت از ۶۰/۱۴ تا ۱۲۸/۸۸ برآورد شد که بیشترین آسیب‌پذیری در شمال شرقی و بخش‌هایی از غرب دشت (نزدیک روستاهای



شکل ۶. نقشه آسیب‌پذیری منابع آب زیرزمینی منطقه مطالعه شده

به پارامترهای خاک، هدایت هیدرولیکی و توپوگرافی افزایش یافته است که این افزایش وزن منعکس‌کننده افزایش تأثیر این عوامل در آسیب‌پذیری منطقه خواهد بود، در حالی که وزن سایر پارامترهای باقی‌مانده کاهش یافته است. نتایج واسنجی مدل دراستیک مطالعه حاضر مشابه نتایج مطالعات اروجی و فلاح [۱۸]، سلطانی و همکارانش [۸] و جوادی و همکارانش [۳۵] به افزایش مقدار ضریب تبیین مربوطه منجر شده است.

ارزیابی آسیب‌پذیری آبخوان به روش دراستیک واسنجی شده واسنجی مدل DRASTIC با استفاده از داده‌های نیترا ت اندازه‌گیری شده در ۱۶ نقطه نمونه برداری شده از محدوده مطالعاتی و بر مبنای اصلاح ضرایب وزنی پارامترهای مدل انجام شد.

ضرایب همبستگی پارامترهای آسیب‌پذیری با غلظت نیترا ت و فاکتورهای وزنی اصلاح شده در جدول ۳ خلاصه شده است. بر اساس این نتایج پارامترهای وزن‌های مربوط

جدول ۳. ضریب وزنی اصلی و اصلاح شده و همبستگی پارامترهای آسیب‌پذیری با داده نیترا ت

ضریب وزنی اصلاح شده	ضریب همبستگی اسپیرمن	ضریب وزنی اصلی	پارامتر آسیب‌پذیری
۲/۹۱	۰/۲۹۹	۵	عمق آب زیرزمینی
۴/۱۹	۰/۴۹۱	۴	تغذیه خالص
۱/۳۲	۰/۰۶۴	۳	محیط آبخوان
۵/۳۲	۰/۶۵۸	۲	محیط خاک
۱/۴۹	۰/۰۸۸	۱	توپوگرافی
۲/۶۵	۰/۰۸۸	۵	تأثیر منطقه غیراشباع
۳/۶۲	۰/۴۰	۳	هدایت هیدرولیکی

بخش شرق و شمال شرقی منطقه و آسیب‌پذیری کم جنوب و جنوب غربی دشت است که به ترتیب بیشترین و کمترین غلظت نیترات در این نواحی واقع شده است.

پتانسیل آلودگی زیاد در بخش شرقی و شمال شرقی را می‌توان به هدایت هیدرولیکی زیاد، درشت‌دانه بودن خاک سطحی و منطقه غیراشباع نسبت داد. در کم‌بودن پتانسیل آلودگی در جنوب و جنوب غرب منطقه عوامل متعددی می‌تواند تأثیرگذار باشد، که می‌توان به عمق زیاد آب زیرزمینی، هدایت هیدرولیکی کم می‌توان اشاره کرد.

شکل ۹ ضرایب تعیین (R^2) بین غلظت نیترات اندازه‌گیری شده و شاخص آسیب‌پذیری مربوطه را نشان می‌دهد که مقدار این ضریب برای مدل‌های GODS، AVI و DRASTIC و دراستیک واسنجی شده به ترتیب برابر ۰/۱۳، ۰/۰۴ و ۰/۱۸ و ۰/۳۳ به دست آمده است. هر یک از روش‌های کاربردی می‌تواند برای برآورد اولیه آسیب‌پذیری آبخوان مفید باشد، ولی مدل‌های دربرگیرنده پارامترهای بیشتر با داشتن مقادیر عدم قطعیت کمتر مفیدتر خواهند بود. در مطالعات مشابه که توسط سلطانی و همکارانش [۲۸] انجام شده بود، مقدار این ضریب برای مدل GODS و AVI به ترتیب ۰/۱۱ و ۰/۳۵ به دست آمده بود.

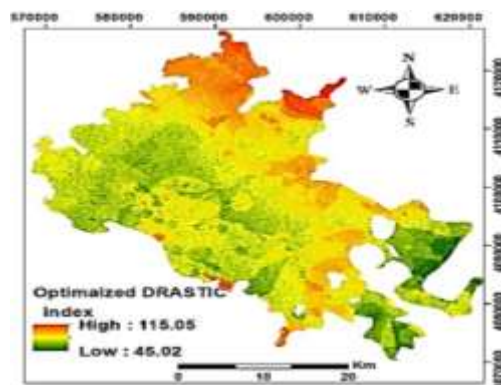
همچنین، با توجه به مقادیر R^2 می‌توان گفت که فرایند تصحیح وزن به تولید نقشه‌هایی با صحت و دقت بیشتری منجر می‌شود. در مطالعات جوانشیر و همکارانش [۱۲] نیز در بین مدل‌های کاربردی (SINTACS، SI و DRASTIC) و همچنین مطالعات نشاط و همکارانش [۱۰] با مدل‌های کاربردی DRASTIC، مدل دراستیک واسنجی شده بیشترین مقدار ضریب R^2 را به خود اختصاص می‌دهد.

با استفاده از ضرایب وزنی پارامترهای اصلاح‌شده، نقشه واسنجی شده آسیب‌پذیری آب زیرزمینی دشت تهیه شده است. شکل ۷ نقشه آسیب‌پذیری به روش دراستیک واسنجی شده را ارائه می‌دهد. میزان آسیب‌پذیری در منطقه از ۴۵ تا ۱۱۵ است که بر اساس آن بیشترین آسیب‌پذیری در بخش شمالی و کمترین آن در قسمت‌های جنوب شرقی و غرب دشت مشاهده می‌شود.

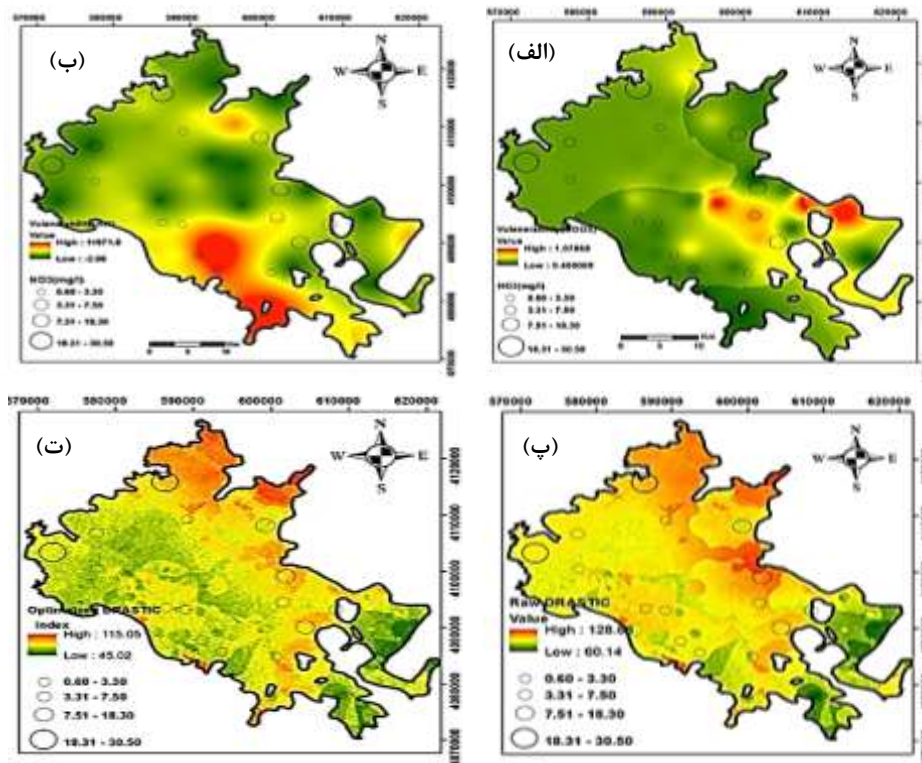
صحت‌سنجی مدل‌های آسیب‌پذیری

برای صحت‌سنجی تمامی مدل‌ها از داده‌های نیترات ۱۶ نقطه نمونه برداری شده استفاده شد. به این منظور، داده‌های نیترات روی نقشه نهایی هر یک از مدل‌ها منطبق شد (شکل ۸). نتایج به دست آمده از تطابق نقشه‌های شاخص آسیب‌پذیری با توزیع غلظت نیترات نشان می‌دهد مدل‌های آسیب‌پذیری که از پارامترهای بیشتری برخوردار است، ارتباط بهتری با غلظت نیترات دارد. زیرا به دلیل تعداد زیاد پارامترها، عدم قطعیت برخی از پارامترها تا حدودی خنثی می‌شود. با این وجود، حتی روش‌های ساده نیز می‌تواند برای برآورد اولیه از آسیب‌پذیری آبخوان مفید باشد.

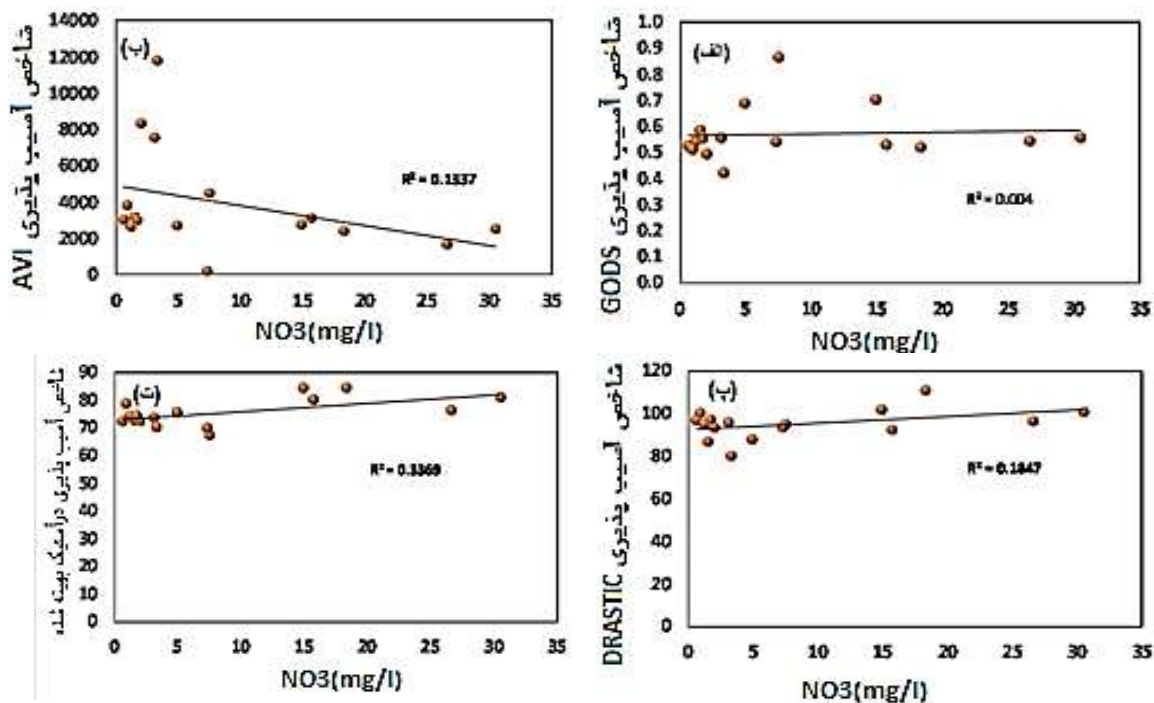
همان‌طور که در نقشه آسیب‌پذیری به روش AVI دیده می‌شود، این ارتباط به دلیل ساده بودن مدل نسبی است ولی در سایر نقشه‌ها به دلیل افزایش پارامترهای دخیل در هر روش این ارتباط بهبود می‌یابد. البته، باید اشاره کرد روش دراستیک واسنجی شده هیچ پارامتری اضافه نشده است، اما همخوانی نیترات با نقشه دراستیک واسنجی شده در مقایسه با دراستیک معمولی بیان می‌کند که تصحیح وزن‌ها روشی کارآمد و مفید در تعیین آسیب‌پذیری خواهد بود. وجه تشابهی که تقریباً در هر چهار نقشه آسیب‌پذیری نمایان است، آسیب‌پذیری زیاد در



شکل ۷. نقشه آسیب‌پذیری آب زیرزمینی منطقه مطالعه شده به روش دراستیک واسنجی شده



شکل ۸. انطباق غلظت نیترات روی نقشه‌های آسیب‌پذیری الف) GODS، ب) AVI، پ) DRASTIC و ت) DRASTIC واسنجی شده



شکل ۹. ضرایب تعیین بین غلظت نیترات و شاخص آسیب‌پذیری الف) GODS، ب) AVI، پ) DRASTIC و ت) DRASTIC واسنجی شده

نتیجه گیری

با توجه به اهمیتی که کیفیت آب در سلامتی انسان و کاربرد در مصارف مختلف دارد، باید مطالعات علمی، اصولی و هدفمند و جامعی از منابع آب منطقه و بررسی های دقیق روی کیفیت آب صورت گیرد تا مقدمات لازم برای مدیریت و استفاده بهینه از منابع آب، مقابله با خطرات و بهبود کیفیت انجام شود. به منظور دستیابی به روشی مناسب برای حفاظت منابع آب زیرزمینی از آلودگی هایی که در آینده آن ها را تهدید می کند، مدل های ارزیابی آسیب پذیری آب های زیرزمینی توسعه یافته اند. در حال حاضر، روش های مختلفی برای پتانسیل یابی آلودگی آب های زیرزمینی وجود دارد. در تحقیق حاضر آسیب پذیری آبخوان با استفاده از مدل های GODS، AVI و DRASTIC و DRASTIC واسنجی شده بررسی شد. همچنین، به منظور صحت سنجی نتایج روش های استفاده شده، از داده های غلظت نیترات استفاده شد.

شاخص AVI قسمت های جنوب غربی را در محدوده خطر زیاد نشان داد. نقشه نهایی شاخص آسیب پذیری GODS در چهار طبقه کم، متوسط، متوسط تا زیاد و زیاد قرار گرفته و مناطق جنوب شرقی در محدوده بیشترین آسیب پذیری قرار گرفت.

نتایج نشان داد شاخص DRASTIC واسنجی شده دشت میاندوآب بین ۴۵ تا ۱۱۵ به دست آمد و بیشترین آسیب پذیری بخش شمالی و کمترین مقدار را در بخش های غربی و جنوب شرقی دشت شامل می شود. افزایش همبستگی ضریب تبیین بین داده های نقطه ای نیترات و نقشه آسیب پذیری از ۰/۱۸ به ۰/۳۳ نشان داد شاخص DRASTIC واسنجی شده نسبت به مدل دراستیک اولیه آسیب پذیری را بهتر نشان داده است.

پتانسیل آلودگی در هر چهار مدل مطالعه شده در مناطق مرکزی و جنوبی کم است که می تواند ناشی از زیاد بودن عمق آب زیرزمینی و هدایت هیدرولیکی کم باشد. مقایسه مدل ها با تعیین ضریب بین غلظت نیترات و شاخص های آسیب پذیری نشان داد بیشترین همبستگی در مدل دراستیک واسنجی شده است.

منابع

- Essaf aquifer, Tunisia: a validation study. Hydrological Sciences Journal. 2011; 56(2): 288-304.
- [2]. Van Stempvoort D, Ewert L, Wassenaar L. AVI: a method for groundwater protection mapping in the Prairie Provinces of Canada. PPWD. Pilot project, Groundwater and contaminants project. Environmental Sciences Division, National Hydrology Research Institute. 1992.
- [3]. Foster SSD. Fundeamental concept in aquifer vulnerability, pollution risk and protection strategy. Vulnerability of soil and groundwater topollutants. 1987; 38: 69-86.
- [4]. Aller L, Bennet T, Lehr JH, Petty RJ, Hackett G. DRASTIC: a standardized system for evaluating groundwater pollution potential using hydrogeological settings. EPA/600/2-87/035. US Environmental Protection Agency, Ada, OK, USA. 1987.
- [5]. Civita M. Le carte della vulnerabilita degli acquiferi all'inquinamento. Teoria & practica (Aquifer vulnerability maps to pollution) (in Italian), Pitagora Ed, Bologna. 1994. 325 p.
- [6]. Merchant JW. GIS-based groundwater pollution hazard assessment: a critical review of the DRASTIC model. Photogramm. Engng Remote Sensing. 1994; 60(9): 1117-1127.
- [7]. Barber C, Bates LE, Barron R, Allison H. Assessment of the relative vulnerability of groundwater to pollution: a review and background paper for the conference workshop on vulnerability assessment. J Aust Geol Geophys. 1993; 14(2/3):1147-1154.
- [8]. Napolitano P, Fabberi AG. Single parameter sensitivity analysis for aquifer vulnerability assessment using DRASTIC and SINTACS. In: Application of Geographic information System in Hydrology Water Resources Management (K. Kover and H.P Nachtnebel, eds). 1996; 559-566.
- [9]. Yang YS, Wang L. Catchment scale vulnerability assessment of groundwater pollution from diffuse sources using the DRASTIC method: a case study. Hydrology Sciecn Journal. 2010; 55(7):1206-1216.
- [10]. Neshat AR, Pradhan B, Pirasteh S, Shafri HZM. Estimating groundwater vulnerability to pollution using a modified DRASTIC model in the Kerman agricultural area, Iran. Environ Earth Sci. 2013; 71(7): 3119-3131.
- [11]. Zair N, Chaab S, Bertrand C. Aquifer vulnerability to pollution of Oum El-Bouaghi region in North East of Algeria. Management of Environmental Quality. 2017; 28(3): 384-399.

- [1]. Saidi S, Bouri S, Ben Dhia H. Sensitivity analysis in groundwater vulnerability assessment based on GIS in the Mahia-Ksour

- [12]. Javanshir G, Nadiri AA, Sadeghfam S, Abbas Novinpour, E. Introducing a new method to aquifer vulnerability assessment of Moghan plain based on combination of DRASTIC, SINTACS and SI methods. *Ecohydrology*. 2017; 3(4): 491-503. (In Persian)
- [13]. Barca E, Passarella G. Spatial evaluation of the risk of groundwater quality degradation. A comparison between disjunctive kriging and geostatistical simulation. *Environmental Monitoring and Assessment*. 2008; 137: 261-273.
- [14]. Gharekhani M, Nadiri AA, Asgarimoghadam A, Kurd M. Identification of vulnerable areas to pollution using DRASTIC and gods methods (case study of Miandoab plain aquifer). The 2nd conference on environmental science, engineering and technologies. 2015. (In Persian)
- [15]. Gharekhani M, Nadiri N, 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. (In Persian)
- [16]. Sadat-Noori M, Ebrahimi K. Groundwater vulnerability assessment in agricultural areas using a modified DRASTIC model. *Environmental Monitoring and Assessment*. 2016; 188:19.
- [17]. Neshat AR, Pradhan B. Evaluation of groundwater vulnerability to pollution using DRASTIC framework and GIS. *Arab J Geosci*. 2017; 10:501
- [18]. Oroji B, Fallah Karimi Z. Application of DRASTIC model and GIS for evaluation of aquifer vulnerability: case study of Asadabad, Hamadan (western Iran). *Geosciences Journal*. 2018; 22(5): 843-855.
- [19]. He H, Li X, Li X, Cui J, Zhang W, Xu W. Optimizing the DRASTIC Method for Nitrate Pollution in Groundwater Vulnerability Assessments: a Case Study in China. *Pol. J. Environ. Stud*. 2018; 27(1): 95-107.
- [20]. Kozłowski M, Sojka M. Applying a Modified DRASTIC Model to Assess Groundwater Vulnerability to Pollution: A Case Study in Central Poland. *Pol. J. Environ. Stud*. 2019; 28(3): 1223-1231.
- [21]. Asgari moghadam A, Alipour S, Hemati A. Assessment of inappropriate surface water management on surface water quality in the Miandoab Plain. 6th Iranian Geological Society Conference. 2000. (In Persian)
- [22]. Mokhtari D, Moazez S. The role of hydrogeomorphologic factors in providing water and location of settlements using the AHP hierarchical process (Case study: Miandoab plain). *Hydrogeomorphology Journal*. 2014; 1(1): 19-1. (In Persian)
- [23]. Engineers of the Water and Sustainability Development. Studies on updating the water resources balance study areas in the Urmia Lake basin, culminating in 2010-2011. *Water Resources Report of Miandoab Study area*. 2014; Volume 5, Appendix 10.
- [24]. Stocklin J. Structural History and Tectonics of Iran: A Review. *AAPG Bulletin*. 1968; 52(7):1229-1258.
- [25]. Bouwer H. *GroundwaterHydrology*. McGraw-Hill Company, New York. 1978; 480.
- [26]. Qian H, Li P, Howard KWF, Yang C, Zhang X. Assessment of groundwater vulnerability in the Yinchuan Plain, northwest China using OREADIC. *Environ Monit Assess*. 2012; 184(6):3613-3628.
- [27]. Asgari moghadam A. *Principles of Groundwater Understanding*, Tabriz University Press; 2009. (In Persian)
- [28]. Soltani Sh, Asghari Moghaddam A, Barzegar R, Kazemian N. Evaluation of nitrate concentration and vulnerability of the groundwater by GODS and AVI methods (case study: Kordkandi-Duzduzan Plain, East Azarbaijan province). *Ecohydrology*. 2017; 3(4): 517-531. (In Persian)
- [29]. Gogu RC, Dassargues A. Current trends and future challenges in groundwater vulnerability assessment using overlay and index methods. *Environmental geology*. 2000; 39: 549-559.
- [30]. Marofi S, Solimani S, Qobadi M, Rahimi Q, Marofi H. Evaluation of vulnerability of Malayer plain aquifer using DRASTIC, SINTACS and SI models. *Journal of Water and Soil Conservation*. 2013; 19(3): 141-171. (In Persian)
- [31]. Rahman AA. GIS based model for assessing groundwater vulnerability in shallow aquifer in Algarh, India. *Applied Geogr*. 2008; 28(1): 32-53.
- [32]. Panagopoulos G, Antonakos A, Lambrakis N. Optimization of DRASTIC model for groundwater vulnerability assessment, by the use of simple statistical methods and GIS. *Hydrogeology Journal* (published online). 2006; 14(6): 894-911.
- [33]. Paez G. Evaluacion de la vulnerabilidad a la contaminacion de las aguas subterranas en el Valledel Cauca, Informe Ejecutivo, Corporeginal del Valle del Cauca, Cauca, Colombia. 1990.

[34]. Soltani dizaji Sh. Investigation of Vulnerability, Quantitative and Water Abundance of Kordkandi and Dodzan Plain Grounds, M.Sc. thesis and geodesy, Faculty of Natural Sciences, Tabriz University. 2016. (In Persian)

[35]. Javadi S, Kavehkar N, Mohammadi K, Khodadadi A, Kahawita R. Calibrating DRASTIC using field measurements, sensitivity analysis and statistical methods to assess groundwater vulnerability. Water International. 2011; 36(6): 719-732.