

## ارزیابی آسیب‌پذیری آبخوان دشت بیلوردی بر مبنای ترکیب روش‌های DRASTIC و SINTACS

رعنا فعال‌ا قدم - دانشجوی کارشناسی ارشد هیدروژئولوژی، دانشگاه ارومیه.  
عطالله ندیری \* - دانشیار گروه علوم زمین، دانشکده علوم طبیعی، دانشگاه تبریز.  
اسفندیار عباس نوین‌پور - استادیار گروه زمین‌شناسی، دانشکده علوم پایه، دانشگاه ارومیه.

پذیرش مقاله: ۱۳۹۵/۱۰/۱۰      تأیید نهایی: ۱۳۹۶/۰۹/۱۵

### چکیده

آب‌های زیرزمینی اصلی‌ترین منبع آب شیرین در دشت بیلوردی است. افزایش جمعیت و کشاورزی باعث شده آب زیرزمینی در این آبخوان در معرض خطر کمی و کیفی قرار گیرد، لذا بررسی آسیب‌پذیری و به تبع آن جلوگیری از آلودگی آب‌های زیرزمینی مهم و ضروری به نظر می‌رسد. افت شدید سطح آب در منطقه باعث کاهش کیفیت آب زیرزمینی شده و در چند سال اخیر این دشت جزء دشت‌های ممنوعه محسوب شده است. مسئله مهم دیگر، وجود معدن آرسنیک و لیلو در محدوده دشت است که خطر آلودگی آب‌های زیرزمینی را افزایش می‌دهد. در این پژوهش از ترکیب روش‌های DRASTIC و SINTACS برای پیش‌بینی آسیب‌پذیری آبخوان استفاده شده است. برای صحت‌سنجی نتایج از داده‌های نیترات و ضریب همبستگی آن با شاخص آسیب‌پذیری در منطقه استفاده شد. نتایج نشان داد با وجود این‌که که روش SINTACS با ضریب همبستگی بالا نسبت به روش DRASTIC کارایی نسبی بهتری دارد ولی با توجه به تشابه و تقارب نتایج انتخاب یکی از آن‌ها به عنوان روش برتر برای ارزیابی آسیب‌پذیری محدوده مورد مطالعه کار منطقی به نظر نمی‌رسد. لذا در این تحقیق روش‌های DRASTIC و SINTACS برای ارزیابی آسیب‌پذیری آبخوان دشت بیلوردی ترکیب شد تا از مزیت هر دو روش به طور همزمان استفاده شود. نتایج حاصل از روش پیشنهادی ۳۶/۵ درصد مساحت منطقه در مرکز را جزو مناطق با آسیب‌پذیری کم و ۲۰ درصد از قسمت جنوب غربی و شمال شرق جزء مناطق با آسیب‌پذیری زیاد و ۴۳/۵ درصد مساحت در محدوده آسیب‌پذیری متوسط قرار دارد. ارائه راهکار مناسب و باصرفه برای جلوگیری از افزایش آلودگی دشت از جمله تعیین مناطق آسیب‌پذیر، از اقدامات مهم و ضروری در محدوده مطالعاتی است.

واژگان کلیدی: آسیب‌پذیری، دشت بیلوردی، DRASTIC SINTACS روش ترکیبی.

## مقدمه

آب‌های زیرزمینی یکی از منابع مهم تأمین کننده آب جهان است که با افزایش جمعیت، کمبود آب، توسعه صنعت و کشاورزی موجب آلودگی این منابع شده، که پاکسازی آن هزینه‌بر و مشکل‌ساز است. لذا هرگونه اقدام ضروری برای جلوگیری از آلودگی آبخوان‌ها و بررسی میزان خطر آلودگی و ارزیابی آسیب‌پذیری آب‌های زیرزمینی مسئله مهم و کارساز است. مفهوم آسیب‌پذیری برای اولین بار در اواخر سال ۱۹۶۰ میلادی در فرانسه برای آگاهی بخشی در مورد آلودگی آب زیرزمینی ارائه شده است (وربا و زوپورزوک<sup>۱</sup>، ۱۹۹۴، ۱۳۵). نفوذ و انتشار آلاینده‌ها از سطح زمین به آب زیرزمینی را می‌توان به عنوان مفهوم آسیب‌پذیری تعریف کرد. محاسبه آسیب‌پذیری بصورت شاخص هم‌پوشانی و نرخ‌گذاری<sup>۲</sup>، تحلیل آماری و شبیه‌سازی کامپیوتری مبتنی بر فرآیند<sup>۳</sup> انجام می‌گیرد که در اصل آسیب‌پذیری بدون بعد بوده و قابل اندازه‌گیری نیست و به ویژگی آبخوان، زمین‌شناسی و هیدروژئولوژی بستگی دارد (وربا و زوپورزوک<sup>۴</sup>، ۱۹۹۴، ۱۳۵). آسیب‌پذیری از نظر مفهومی به دو دسته ذاتی و ویژه تقسیم می‌شود: در ارزیابی آسیب‌پذیری ذاتی ظرفیت آلودگی با توجه به وضعیت‌های طبیعی، از جمله زمین‌شناسی، هیدرولوژی و هیدروژئولوژیکی و آلودگی‌های ایجاد شده از طریق فعالیت‌های انسانی، بدون در نظر گرفتن آلاینده یا آلاینده‌هایی خاص مشخص می‌شود. این در حالی است که هدف ارزیابی آسیب‌پذیری ویژه، ارزیابی حساسیت آبخوان نسبت به آلاینده یا گروه خاصی از آلاینده‌هاست و به اثر متقابل آلاینده با عوامل مختلف آسیب‌پذیری ذاتی بستگی دارد (زوو و همکاران<sup>۵</sup>، ۲۰۱۰، ۱۰۵۵). روش‌های بسیاری برای ارزیابی آسیب‌پذیری آب‌های زیرزمینی توسعه یافته است روش‌های مختلفی بر پایه PCSM<sup>۶</sup> برای ارزیابی آسیب‌پذیری ارائه شده است از آن جمله می‌توان به SI (استیگر و همکاران<sup>۷</sup>، ۲۰۰۶)، SINTACS (سیویتانو همکاران<sup>۸</sup>، ۱۹۹۰)، DRASTIC (آلر و همکاران<sup>۹</sup>، ۱۹۸۷)، AVI (وان استمپورت و همکاران<sup>۱۰</sup>، ۱۹۹۹) و GODS (چیلتون و همکاران<sup>۱۱</sup>، ۲۰۰۵) اشاره کرد. این روش‌ها بر پایه تلفیق لایه‌های حاصل از پارامترهای مختلفی بنا نهاده شده‌اند و اساس کار یکسانی دارند و بر ارزیابی توصیفی و کمی آسیب‌پذیری تکیه دارند. این روش‌ها در به کارگیری نوع و تعداد پارامترها با هم تفاوت داشته ولی در نهایت منجر به ثبت یک شاخص عددی و یا یک امتیاز برای هر ویژگی می‌گردند. از میان این روش‌ها دو روش SINTACS و DRASTIC بسیار پرکاربرد بوده و (آنتوناکوس و لمبراکیس<sup>۱۲</sup>، ۲۰۰۷، ۲۸۹) در مناطق مختلف جهان برای انجام مطالعات وسیعی با موفقیت استفاده شده است (اصغری‌مقدم و همکاران، ۱۳۹۶؛ موسوی و همکاران، ۱۳۹۵؛ کورنیلو و همکاران<sup>۱۳</sup>، ۱۹۹۹؛ کیم و

۱. Vrba &amp; Zoporozec

۲. Index and overlay methods

۳. Process based Computer

۴. Vrba &amp; Zoporozec

۵. Zhou et al.,

۶. Point Count System Models

۷. Stigter et al.,

۸. Civita et al.,

۹. Aller et al.,

۱۰. Van Stempvoort et al.,

۱۱. Chilton et al.,

۱۲. Antonakos and Lambrakis

۱۳. Corniello et al.,

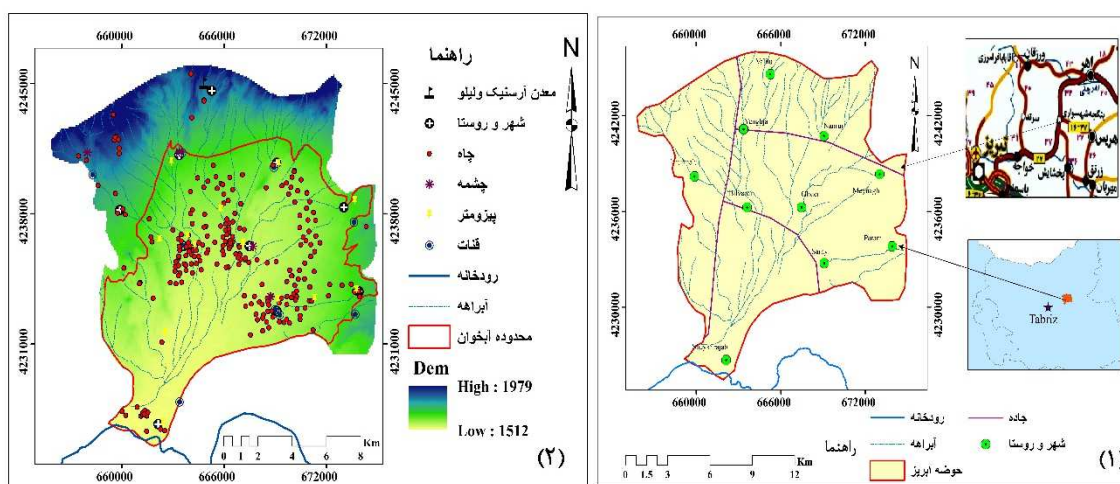
همم<sup>۱</sup>، ۱۹۹۹؛ فیجانی و همکاران<sup>۲</sup>، ۲۰۱۳؛ رحمان<sup>۳</sup>، ۲۰۰۸؛ حمزه<sup>۴</sup>، ۲۰۰۷؛ ظابت<sup>۵</sup>، ۲۰۰۲؛ ندیری و همکاران<sup>۶</sup>، ۲۰۱۷؛ صادق‌فام و همکاران<sup>۷</sup>، ۲۰۱۶؛ کادوور و همکاران<sup>۸</sup>، ۲۰۱۴). پرکاربردترین روش کلاسیک برای ارزیابی آسیب‌پذیری روش DRASTIC که اولین بار توسط (آلر و همکاران<sup>۹</sup>، ۱۹۸۷، ۴۱) و SINTACS اولین بار توسط (سیویتا و همکاران<sup>۱۰</sup>، ۱۹۹۰، ۵۱۹) ارائه شده است و با هفت پارامتر زمین‌شناسی و هیدرولوژیکی شامل عمق آب زیرزمینی، تغذیه خالص، محیط آبخوان، نوع خاک، توپوگرافی، مواد تشکیل دهنده زون غیراشباع، و هدایت هیدرولیکی آبخوان محاسبه می‌شود. این روش‌ها علاوه بر ارزیابی آسیب‌پذیری آبخوان‌های آزاد برای آبخوان چنگانه (آزاد و تحت فشار) نیز استفاده شده‌اند از آن جمله می‌توان به کار (ندیری و همکاران<sup>۱۱</sup>، ۲۰۱۷C، ۷۶) اشاره کرد که برای بررسی آسیب‌پذیری آبخوان چنگانه دشت ورزقان با موفقیت از روش DRASTIC استفاده کرده‌اند. اصلی‌ترین تفاوت این دو روش در بازه رتبه دهی و وزن‌های اختصاص یافته به هر پارامتر و لایه می‌باشد. در این تحقیق روشی برای ترکیب و استفاده همزمان از کارایی هر دو روش در ارزیابی آسیب‌پذیری آبخوان دشت بیلوردی ارائه شده است. دشت بیلوردی از مناطق فعال کشاورزی، دامداری و صنعت است که در آن برای توسعه کشاورزی از کودهای نیتراته استفاده می‌شود این مواد به همراه پساب‌ها و فاضلاب‌های محلی منطقه می‌تواند منابع آب زیرزمینی را آلوده کند. علاوه بر این وجود معدن ولیلو و احتمال تأثیر زهاب‌های معدن بر منابع آب زیرزمینی ضرورت ارزیابی آسیب‌پذیری این آبخوان را دوچندان می‌کند. لذا هدف از این مطالعه، بررسی آسیب‌پذیری آب زیرزمینی دشت بیلوردی به منظور تعیین مناطق دارای پتانسیل آلودگی با استفاده از روش‌های DRASTIC و SINTACS، مقایسه نتایج و ارائه روش ترکیب برای بهره‌گیری از توانایی هر دو روش در بررسی آسیب‌پذیری این آبخوان است.

#### منطقه مطالعاتی

دشت بیلوردی یکی از دشت‌های استان آذربایجان شرقی به شمار می‌آید که در حد فاصل بین شهرستان‌های اهر و تبریز واقع شده است. محدوده مطالعاتی بیلوردی، بخشی از محدوده‌ای به شمار می‌رود که از نظر تقسیمات هیدرولوژیکی، یکی از حوضه‌های آبریز دریاچه ارومیه محسوب می‌شود. وسعت دشت بیلوردی ۲۸۹ کیلومتر مربع می‌باشد. منطقه مورد مطالعه از جنوب به حوضه آبریز آجی‌چای محدود می‌شود. مرتفع‌ترین نقاط حوضه آبریز دارای رقم ارتفاعی حدود ۲۸۰۰ متر در روستاهای شهسوار و پست‌ترین نقاط حوضه هم در شیخ‌رجب و دارای رقم ارتفاعی در حدود ۱۳۲۰ متر و متوسط ارتفاع دشت ۲۰۵۰ متر از سطح دریاهای آزاد است. راه دسترسی به محدوده مورد مطالعه از طریق جاده آسفالت تبریز به اهر امکان‌پذیر است (شکل ۱). مطالعات هیدرولوژی دشت بیلوردی نشان می‌دهد که منطقه مورد مطالعه از نظر اقلیمی بر اساس اقلیم‌نمای آمبرژه دارای اقلیم نیمه‌خشک سرد بوده که بر اساس اطلاعات آماری سال آبی (۹۰-۹۱)، از ایستگاه

۱. Kim & Hamm
۲. Fijani et al.,
۳. Rahman
۴. hamza et al.,
۵. Zabet
۶. Nadiri et al.,
۷. Sadeghfam et al.,
۸. Kaddour et al.,
۹. Aller et al.,
۱۰. civita et al.,
۱۱. Nadiri et al.,

برازین، متوسط حداکثر دمای سالانه ۱۲/۸ و متوسط حداقل دمای سالانه ۲/۷ درجه سانتی‌گراد متوسط بارندگی سالانه برابر ۴۵۷ میلی‌متر است از نظر دمایی در منطقه مورد مطالعه به ترتیب منطقه گرم‌ترین و سردترین ماه سال مرداد و بهمن، و ماه‌های پربارش و کم بارش به ترتیب مهر و شهریور است. بر اساس داده‌های آماری دریافت شده از آب منطقه‌ای استان آذربایجان شرقی، (سال ۸۸-۱۳۸۷) در محدوده دشت بیلوردی ۱۵۸ حلقه چاه عمیق، ۵۰ حلقه چاه نیمه عمیق، ۷ دهنه چشمه، ۱۷ رشته قنات و ۱۵ حلقه چاه پیزومتری قرار دارد. در محدوده مورد مطالعه تنها رودخانه موجود آبی‌چای می‌باشد که از رشته کوه‌های سبلان و بزقوش سرچشمه گرفته و رودخانه آبی‌چای با آبراهه‌های بزرگ و کوچک بعد از طی مسافت ۲۶۰ کیلومتری به دریاچه ارومیه می‌ریزد. بر اساس مطالعات هیدروشمیایی انجام شده، آب رودخانه بسیار شور بوده و هدایت هیدرولیکی بالایی دارد. موقعیت منابع آب محدوده مورد مطالعه بر روی نقشه DEM در شکل (۲) نشان داده شده است.

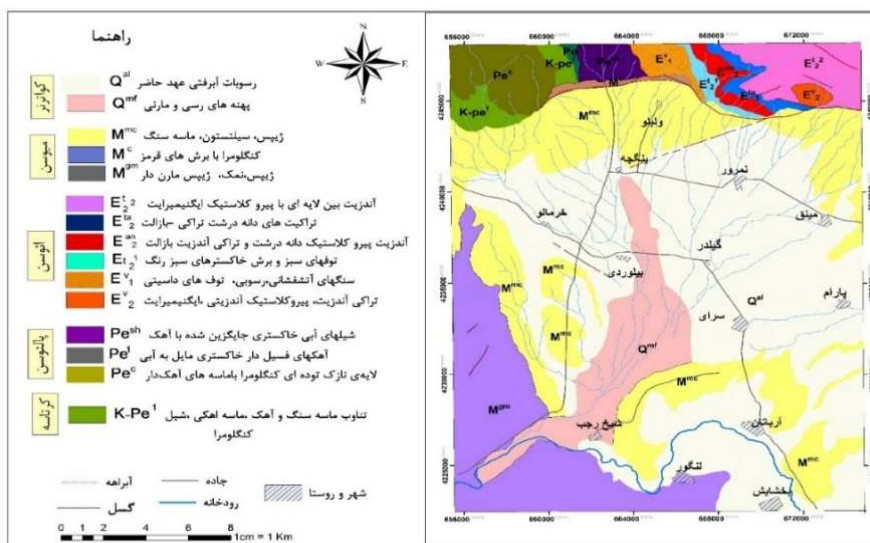


شکل ۱: نقشه راه دسترسی و موقعیت جغرافیایی

شکل ۲: نقشه منابع آب دشت بیلوردی بر روی نقشه ارتفاعی رقومی (DEM) منطقه مطالعاتی

### زمین‌شناسی منطقه

محدوده بیلوردی از نظر چینه‌شناسی شامل تناوبی از رسوبات کرتاسه تا کواترنری می‌باشد. رسوبات کرتاسه محدوده شمال غربی دشت و رسوبات پالتوسن در شمال غرب دشت واقع شده است. رسوبات کرتاسه شامل تناوب ماسه‌سنگ و آهک، ماسه آهکی، شیل و کنگلومرا و رسوبات پالتوسن دشت نیز شامل شیل‌های آبی خاکستری جایگزین شده با آهک، آهک‌های فسیل دار، لایه‌های نازک کنگلومرا با ماسه آهک دار می‌باشد. رسوبات اتوسن در بخش شمال شرقی محدوده مورد مطالعه برونزد دارد که شامل سنگ‌های آتشفشانی، رسوبی، توف‌های داسیتی، میان لایه‌های پیرو کلاستیک و ولکانو کلاستیک، آندزیت، تراکی آندزیت، ایگنمبرایت، آندزیت‌های برشی شده و توف‌های سبز برشی می‌باشند. محدوده نسبتاً وسیعی توسط رسوبات میوسن که آبرخوان منطقه را تحت تأثیر قرار می‌دهد پوشیده شده است این رسوبات شامل ژئپس، سیلستون، ماسه سنگ، کنگلومرا با برش‌های قرمز و ژئپس مارن دار می‌باشد. رسوبات کواترنری نیز شامل رسوبات آبرفتی عهد حاضر متشکل از تراس آبرفتی، پهنه‌های رسی و مارنی می‌باشد و مرکز دشت را پوشانده، که در شکل (۳) نشان داده شده است.



شکل ۳- نقشه زمین‌شناسی منطقه مورد مطالعه

## مواد و روش

### روش DRASTIC

روش DRASTIC یک روش کمی است برای نخستین بار در آمریکا سال ۱۹۸۷ برای برآورد پتانسیل آلودگی سیستم آب زیرزمینی در یک مقیاس ناحیه ای طراحی شده‌است (بقاپور و همکاران، ۲۰۱۶). بر اساس روش DRASTIC پارامترهای تاثیرگذار در انتقال آلودگی با یک ضریب وزنی و یک ضریب ارزش با یکدیگر جمع بسته می‌شود و در نهایت نقشه آسیب‌پذیری ارائه می‌شود (آلر و همکاران، ۱۹۸۷، ۴۱). روش DRASTIC نخستین بار در سال ۱۹۸۷ توسط آلر و همکاران معرفی شد و از آنس حفاظت محیط زیست آمریکا آن را در سال ۱۹۹۰ توسعه داد و به این ترتیب این روش را به عنوان یک سیستم استاندارد شده برای ارزیابی آسیب‌پذیری آب‌های زیرزمینی مورد استفاده قرار داد (بوقریبا، ۲۰۰۹، ۲۰۸). در روش DRASTIC چهار فرض در نظر گرفته می‌شود: (۱) آلودگی از سطح زمین وارد آب می‌شود، (۲) آلودگی از طریق بارندگی شسته شده و وارد آب زیرزمینی می‌شود. (۳) آلودگی از طریق آب و با سرعت مشابه به آن وارد آبخوان می‌شود. (۴) منطقه مورد مطالعه این روش ۴ هکتار یا بزرگتر باشد (وودوریز و همکاران، ۲۰۱۰، ۱۷). در این روش از هفت پارامتر مهم هیدرولوژیکی شامل عمق آب زیرزمینی<sup>۴</sup> (D)، تغذیه خالص<sup>۵</sup> (R)، محیط آبخوان<sup>۶</sup> (A)، محیط خاک<sup>۷</sup> (S)، توپوگرافی<sup>۸</sup> (T)، مواد تشکیل دهنده زون غیر اشباع<sup>۹</sup> (I) و هدایت هیدرولیکی<sup>۱۰</sup> (C) استفاده می‌شود.

1. Aller et al.,
2. Boughriba
3. Voudouris et al.,
4. Depth of Groundwater
۵. Recharge
۶. Aquifer media
۷. Soil media
۸. Topography
۹. Impact of vadose zone
۱۰. Conductivity

در روش DRASTIC به هر پارامتر یک نرخ و یک وزن (از ۱ تا ۵) برحسب اهمیت پارامتر اختصاص داده می‌شود. نرخ پارامترهای DRASTIC بین ۱ تا ۱۰ متغییر است، به طوری که ۱ به معنای کمترین و ۱۰ بیشترین خطر برای آلودگی آب زیرزمینی در نظر گرفته می‌شود. از این رو شاخص DRASTIC بر اساس وزن‌دهی به مجموع هفت پارامتر، به صورت معادله (۱) محاسبه می‌شود (آلر و همکاران<sup>۱۱</sup>، ۱۹۸۷، ۴۷).

$$DI = D_r D_w + R_r R_w + A_r A_w + S_r S_w + T_r T_w + I_r I_w + C_r C_w$$

(۱) معادله

در معادله بالا DI شاخص آسیب‌پذیری DRASTIC که حروف بزرگ نشان‌دهنده پارامترهای هفت‌گانه و  $r$  نرخ ارزش (رتبه) و  $w$  وزنی است که به هر پارامتر تخصیص داده می‌شود.

### پارامترهای روش DRASTIC و SINTACS

**عمق آب زیرزمینی (D) و (S):** فاصله بین سطح زمین تا سطح آب زیرزمینی را عمق آب می‌گویند. این پارامتر تعیین‌کننده عمقی است که آلاینده طی می‌کند تا به سطح ایستابی برسد. هرچه عمق آب زیرزمینی کمتر باشد زمان حرکت آلاینده افزایش می‌یابد. هرچه عمق سطح ایستابی بیشتر باشد زمان بیشتری طول می‌کشد تا مواد به آبخوان برسد و طی مسیر امکان پخش شدگی، رقیق شدن و جذب توسط آب افزایش می‌یابد. برای تهیه لایه عمق آب، از اطلاعات حاصل از ۱۳ چاه پیژومترهای واقع در منطقه به همراه سیستم مختصات  $X$  و  $Y$  و عمق آب اندازه‌گیری شده که در مهر ماه سال آبی (۱۳۹۱-۱۳۹۲) توسط آب منطقه‌ای یه صورت ماهانه برداشت شده استفاده می‌شود که برحسب این داده‌ها کمترین عمق آب ۲/۶۹ و بیشترین عمق آب ۳۳/۶۳ متر می‌باشد. در محیط GIS با روش IDW دروایی شده و نقشه عمق آب زیرزمینی و به فایل رستر تبدیل می‌شود. در روش DRASTIC با توجه به طبقه‌بندی آلر به کمترین عمق آب رتبه بیشتر و به بیشترین عمق رتبه کمتر اختصاص داده شده و نقشه رتبه‌بندی شده بدست می‌آید.

**تغذیه خالص (R) و (I):** مقدار آبی است که از سطح زمین نفوذ کرده و به سطح ایستابی می‌رسد. تغذیه از مهم‌ترین عامل انتقال آلاینده می‌باشد که باعث حرکت آب در جهت ثقل زمین و رسیدن آن به سطح ایستابی می‌شود. حجم آب تغذیه میزان آب در دسترس برای رقیق‌شدگی آلاینده در منطقه اشباع و غیراشباع کنترل می‌شود. مهم‌ترین منبع تغذیه نزولات جوی، رواناب سطحی، آب کشاورزی و تغذیه مصنوعی و... می‌باشد، بنابراین تغذیه خالص از جمع تمام این منابع بدست می‌آید. برای تهیه لایه تغذیه ابتدا سطح آب مربوط به ۱۳ چاه مشاهده‌ای برای سال (۱۳۹۱-۱۳۹۲) با محاسبه شد و اختلاف سطح آب پیژومترهای دو سال متوالی با توجه به پمپاژ در منطقه، با معادله (۲) محاسبه شد و برای نقشه تغذیه تهیه شده رتبه‌دهی انجام شد.

$$R = (S_y \times \frac{\Delta h}{\Delta t}) \pm pumping$$

(۲) معادله

**محیط آبخوان (A) و (N):** محیط آبخوان شامل شکستگی‌هایی است که آب را در خود نگه داشته و عبور می‌دهد. که به تخلخل، جورشدگی و جنس و اندازه ذرات بستگی دارد که در جذب، پخش و رقیق‌شدگی آلاینده‌ها نقش بسزایی دارد. محیط آبخوان طبق نظر آلر و همکاران سال (۱۹۸۷)، از سطح ایستابی تا سنگ کف را شامل می‌شود که برای دشت بیوردی به ترتیب کمترین و بیشترین مقدار ۱۰ و ۴۰ متر می‌باشد. برای تهیه این لایه از ۱۵ لاگ حفاری و اکتشافی

استفاده شده که با توجه به جنس ذرات و ضخامت رسوبات رتبه‌ای بین ۱ تا ۱۰ اختصاص داده شده است. به رسوبات درشت دانه رتبه بیشتر و رسوبات ریز دانه رتبه کمتر اختصاص یافت.

**محیط خاک (S) و (T):** بخش هوازده منطقه بالای محیط غیراشباع گفته می‌شود. محیط خاک تاثیر مهمی در تغذیه و حرکت آلاینده‌ها دارد. لایه خاک به دلیل فعالیت میکروبی و در برگرفتن ریشه گیاهان و مواد آلی پتانسیل بالایی در از بین بردن آلاینده‌ها دارد. برای تهیه لایه خاک با توجه به دانه‌بندی رسوبات که ضخامت ۰/۵ تا ۲ متر بالای منطقه اشباع را شامل می‌شود ۱۵ لاگ اکتشافی استفاده شد در روش DRASTIC کم‌ترین رتبه به رس و سیلت و مواد آلی که تراوایی و پتانسیل آلودگی کمتری دارد و بیشترین رتبه به ماسه و گراول که دانه درشت بوده و تراوایی و پتانسیل آلودگی بالایی دارد اختصاص یافت.

**توپوگرافی (T) و (S):** این لایه به تغییرات شیب زمین مربوط می‌شود. توپوگرافی، حرکت آلاینده و نگهداری آن را روی سطح زمین کنترل می‌کند هرچه شیب زمین بیشتر باشد سرعت حرکت آلاینده بیشتر و در نتیجه امکان نفوذ و پخش آلاینده بیشتر خواهد بود. بنابراین در شیب‌های کم، پتانسیل آلودگی بیشتر است ولی در شیب‌ها و توپوگرافی‌های تند حرکت آلاینده و آب با سرعت بیشتر و امکان نفوذ کم همراه است. بنابراین به مناطق با شیب کم، بیشترین رتبه و به مناطق با شیب تند کمترین رتبه اختصاص داده شده است. برای تهیه این لایه، نقشه توپوگرافی در محیط Arc GIS به مدل رقمی ارتفاعی (DEM)<sup>۱۲</sup> تبدیل و نقشه شیب از آن استخراج شد که منوی Spatial Analysis با گزینه Slop و سل سایز ۳۰ نقشه شیب تهیه شده و سپس رتبه‌دهی انجام شد.

**محیط غیر اشباع (I) و (N):** این لایه از رسوبات سطح ایستابی تا زون خاک را شامل می‌شود که عبور و رقیق شدن آلاینده را کنترل می‌کند. تاثیر محیط غیراشباع در آلودگی آبخوان همانند محیط خاک می‌باشد به خصوصیات رسوبات تشکیل‌دهنده (دانه ریز یا دانه درشت) و خصوصیات محیط غیراشباع بستگی دارد. برای تهیه این لایه از ۱۵ لاگ حفاری و چاه‌های اکتشافی از سطح زمین تا سطح ایستابی استفاده شد که برای دشت بیلوردی به ترتیب کمترین و بیشترین ضخامت محیط غیراشباع ۱ و ۲۴ متر است که به مواد دانه ریز سیلت و رس دارای قدرت جذب بیشتر و سرعت کم در انتقال آلاینده، کمترین رتبه و به درشت دانه‌ها با کمترین مقدار جذب و سرعت بیشتر در انتقال آلاینده، بیشترین رتبه اختصاص یافت و با روش IDW درون‌یابی انجام گرفت. با توجه به تاثیر مهم این پارامتر در ارزیابی آسیب‌پذیری، همانند پارامتر عمق آب زیرزمینی بیشترین وزن اختصاص داده شده است.

**هدایت هیدرولیکی (C) و (C):** این لایه نفوذپذیری یا توانایی سفره در انتقال آب یا مواد محلول اشاره دارد. دیمانسیون آن از نوع سرعت می‌باشد. هدایت هیدرولیکی عامل کنترل‌کننده زمان حرکت و ماندگاری مواد آلاینده یا آب از سطح به سفره‌ی آب زیرزمینی است. هرچه هدایت هیدرولیکی بیشتر باشد امکان انتقال مواد آلاینده به درون سفره بیشتر خواهد بود. اطلاعات مربوط به محاسبه هدایت هیدرولیکی، ضریب قابلیت انتقال با توجه به جنس رسوبات لاگ‌ها و ضخامت منطقه اشباع آبخوان می‌باشد. هدایت هیدرولیکی از تقسیم ضریب قابلیت انتقال به ضخامت آبخوان برای هر یک از ۱۵ لاگ حفاری انجام می‌شود. که در یک فایل ایکسل با فرمت xls ذخیره و در محیط GIS با روش Kriging درون‌یابی شد و سپس به نقشه هدایت هیدرولیکی تهیه شده رتبه‌های صورت می‌گیرد.

**روش SINTACS**

به دنبال روش DRASTIC سیویتا و همکاران<sup>۱۳</sup> در سال ۱۹۹۰ برای اولین بار برای ارزیابی آسیب‌پذیری آبخوان ایتالیا روش SINTACS را ارائه دادند. در این روش هفت پارامتر عمق آب زیرزمینی<sup>۱۴</sup>(S)، تغذیه خالص<sup>۱۵</sup>(I)، اثر منطقه غیراشباع<sup>۱۶</sup>(N)، نوع خاک<sup>۱۷</sup>(T)، محیط آبخوان<sup>۱۸</sup>(A)، هدایت هیدرولیکی<sup>۱۹</sup>(C) و شیب<sup>۲۰</sup>(S) در پهنه بندی مناطق آسیب‌پذیر بکار رفته است. روش SINTACS از نظر نوع و تعداد پارامتر مشابه روش DRASTIC است و رنج رتبه‌دهی (بین ۰ تا ۱۰) و وزن دهی (بین ۱ تا ۵) مشابهی دارد و تفاوت‌های آن در وزن اختصاصی به دو پارامتر محیط خاک و توپوگرافی و گستردگی رتبه‌های مورد نظر می‌باشد. شاخص آسیب‌پذیری نیز در این روش از معادله (۳) با حاصل ضرب رتبه لایه‌ها در وزن هر کدام از پارامترها محاسبه می‌شود.

$$I_{SINTACS} = S_f S_w + I_r I_w + N_r N_w + T_r T_w + A_r A_w + C_r C_w + S_r S_w \quad \text{معادله (۳)}$$

### روش ترکیبی (DMS)<sup>۲۱</sup>

در این پژوهش روش جدیدی به منظور ارزیابی آسیب‌پذیری آب‌های زیرزمینی ارائه شده است. روش DMS ترکیب نتایج روش‌های استفاده شده برای ارزیابی آسیب‌پذیری در این پژوهش، شامل DRASTIC و SINTACS است. روش ترکیبی، بطور همزمان از مزایای هر دو روش DRASTIC و SINTACS بهره می‌برد. در ترکیب نتایج آسیب‌پذیری روش‌های یاد شده وزن هر یک از روش‌ها، توسط شاخص همبستگی (CI) بین نتایج نیترا و شاخص آسیب‌پذیری تعیین می‌شود. به بیان دیگر روشی که شاخص همبستگی بیشتری دارد وزن بیشتری به خود اختصاص می‌دهد. برای بررسی همبستگی این روش‌ها از داده‌های نیترا اندازه‌گیری شده و شاخص همبستگی (CI) در سه سطح آسیب‌پذیری کم، متوسط و زیاد استفاده شده است. طی این محاسبات داده‌های غلظت نیترا و میزان آسیب‌پذیری در دو روش به سه دسته کم، متوسط و زیاد تقسیم می‌شود. سپس آن دسته از داده‌های نیترا که در رده یکسانی با نقشه آسیب‌پذیری قرار می‌گیرد در عدد ۳ ضرب می‌شود و آن دسته‌ای که اختلاف ارزشی ۱ دارند در عدد ۲ و آن دسته‌ای که اختلاف ۲ دارند در عدد ۱ ضرب می‌شود در نهایت از جمع مقادیر، شاخص همبستگی بدست می‌آید (ندیری و همکاران<sup>۲۲</sup>، ۲۰۱۷a، ۲۰۱۷b؛ ۷۰۴). در بازه یکسانی تغییر کند. بدین منظور نتایج آسیب‌پذیری، بین بازه صفر و یک نرمال‌سازی می‌شود (رابطه ۴). معادله ۵ چگونگی ترکیب روش DRASTIC و SINTACS را نشان می‌دهد.

$$x_{norm} = \frac{x - x_{min}}{x_{max} - x_{min}} \quad \text{معادله (۴)}$$

۱۳. Civita et al.,

۱۴. Soggiacenza

۱۵. Infiltrazione

۱۶. Non saturo

۱۷. Tipo logiacdella copertura

۱۸. Acquifero

۱۹. Conducibilita idraulita

۲۰. Superficie topografica

۲۱. Drastic Sintacs Method

۲۲. Nadiri et al.,



در معادله ۴،  $X$  بیانگر شاخص آسیب پذیری و  $X_{norm}$  شاخص آسیب پذیری روش بررسی شده را نشان می دهد. همچنین  $X_{min}$  و  $X_{max}$  به ترتیب بیانگر حد بالا و پایین شاخص آسیب پذیری روش بررسی شده است. در معادله ۵ مقادیر عددی آسیب پذیری روش های DRASTIC و SINTACS توزیع مکانی شاخص آسیب پذیری هر یک از روش ها را به صورت نرمال شده نشان می دهد. همچنین  $VI_{total}$  به ترتیب بیانگر شاخص آسیب پذیری بدست آمده از ترکیب روش ها است (جوانشیر و همکاران، ۱۳۹۵).

$$VI_{total} = \frac{CI_{DRASTIC} \times DRASTIC + CI_{SINTACS} \times SINTACS}{\sum CI_i} \quad \text{معادله (۵)}$$

### داده های هیدروشیمیایی در دسترس

برای بررسی وضعیت شیمیایی آب زیرزمینی دشت بیلوردی و همچنین جهت استفاده از غلظت نیترات در منطقه، ۱۳ نمونه آب از چاه های عمیق منطقه در مهر ۱۳۹۲ اخذ و غلظت یون هایی مانند کلسیم، منیزیم، سدیم، پتاسیم، کلر، بیکربنات، سولفات، هدایت الکتریکی و pH بر اساس روش استاندارد (American Public Health Association, 1998) در آزمایشگاه آب شناسی دانشکده علوم طبیعی دانشگاه تبریز اندازه گیری شده است، که نتایج آنالیز در جدول ۱ به طور خلاصه ارائه شده است. بر اساس رابطه (۶) خطای محاسبه شده برای درستی نتایج آنالیز آزمایشگاهی کمتر از پنج درصد است که نشان از قابل قبول بودن نتایج دارد. نتایج آنالیز نشان دهنده بالاتر بودن مقادیر نیترات است که می تواند تحت تأثیر فعالیت های انسانی بوده و منشأ ژئوژنیک باشد. که بررسی منشأ این آنومالی ها در تحقیق های پژوهش های آینده ارائه خواهد شد.

$$\% Ion - balance = \frac{\sum Cations - \sum Anions}{\sum Cations + \sum Anions} \times 100 \quad \text{معادله (۶)}$$

جدول ۱: داده های در دسترس

Parameter	unite	min	max	mean	Variance
$NO_3^-$	mg/L	1.7	178.8	28.05	2444.92
$Na^+$	mg/L	65.6	1292.9	363.53	141756.56
$Ca^{2+}$	mg/L	81.8	561.4	200.61	21019.44
$Mg^{2+}$	mg/L	4.89	119.60	53.91	1696
$K^+$	mg/L	1.2	332.3	34.33	8850.89
$SO_4^{2-}$	mg/L	84.9	1720.8	624.86	231930.47
$HCO_3^-$	mg/L	202.6	888.2	409.32	43235.03
pH	-	1.7	8.67	6.7	5.54
EC	$\mu\text{moh/se}$ c	750	7600	2832.4 2	3976393.72

### نتایج حاصل از روش DRASTIC

نقشه پارامترهای روش DRASTIC که شامل عمق آب زیرزمینی (D)، تغذیه خالص (R)، محیط آبخوان (A)، محیط خاک (S)، توپوگرافی (T)، مواد تشکیل دهنده ی زون غیراشباع (I) و هدایت هیدرولیکی (C) است پس از درون یابی به صورت فایل رستر آماده و این هفت لایه رستر در محیط نرم افزار Arc GIS بر اساس تابع هم پوشانی تلفیق و نقشه نهایی آسیب پذیری دشت بیلوردی تهیه شد. شاخص آسیب پذیری DRASTIC برای دشت بیلوردی بین ۵۳ تا ۱۶۰ بدست آمد که با توجه به طبقه بندی آلر و همکاران در سه گروه آسیب پذیری کم (۵۳-۹۷)، متوسط (۹۸-۱۴۱) و زیاد

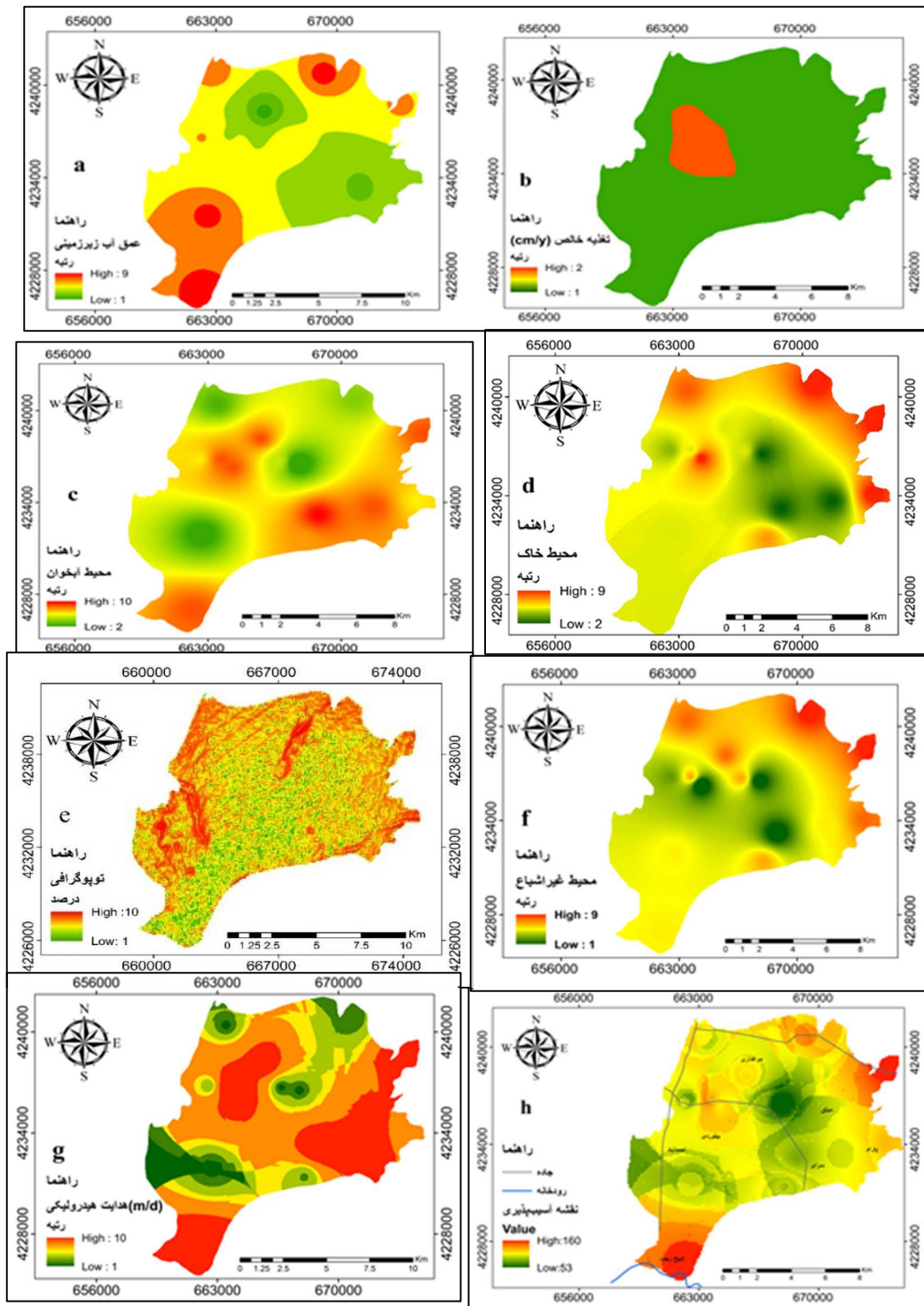
(۱۴۲-۱۶۰) قرار می‌گیرد. که بر این اساس ۸۲ درصد محدوده مورد مطالعه جزو مناطق آسیب‌پذیری متوسط و ۱۳ درصد جزء مناطق با آسیب‌پذیری کم در مرکز دشت ۵ و درصد از قسمت شمال شرق و جنوب غرب دشت محدوده آسیب‌پذیری زیاد را به خود اختصاص داده است (شکل ۴).

#### نتایج حاصل از روش SINTACS

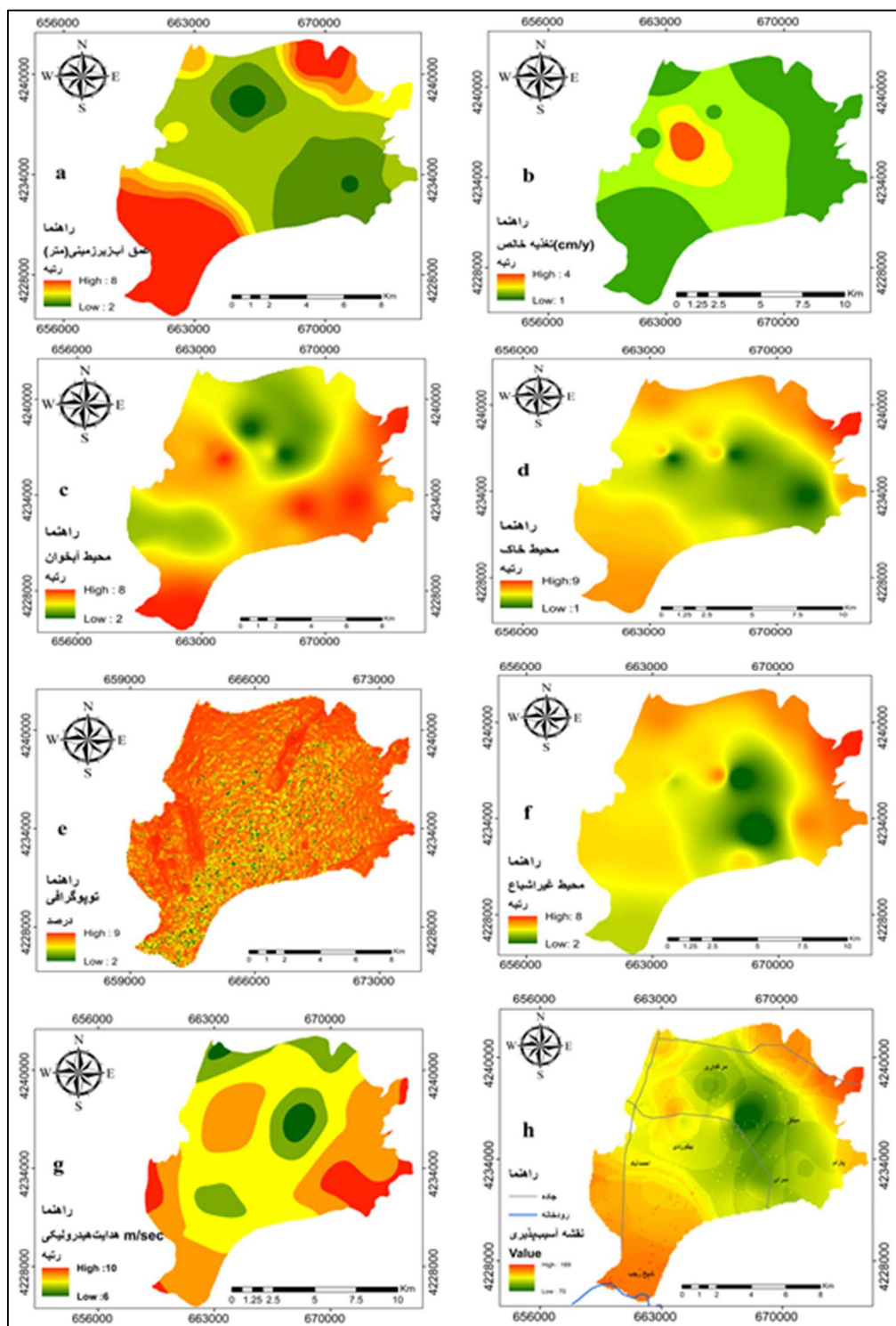
نقشه‌های مربوط به هر کدام از پارامترهای روش SINTACS همانند روش DRASTIC محاسبه و نقشه آسیب‌پذیری آبخوان تهیه گردید. شاخص SINTACS عددی بین ۷۰ تا ۱۶۹ بدست آمد که در سه گروه آسیب‌پذیری کم (۱۱۶-۷۰)، متوسط (۱۶۳-۱۱۷) و زیاد (۱۶۹-۱۶۴) قرار می‌گیرد که بر این اساس، ۳۰، ۶۷ و ۳ درصد مساحت منطقه به ترتیب در گروه آسیب‌پذیری کم، متوسط و زیاد واقع شده است که بیشترین وسعت محدوده مورد مطالعه، در پهنه آسیب‌پذیری متوسط واقع شده است (شکل ۵).

#### نتایج حاصل از روش DSM

برای استفاده همزمان از نتایج دو روش SINTACS و DRASTIC بر اساس رابطه‌های ۵ و ۴ ترکیب روش‌ها برای بدست آوردن نقشه نهایی DSM انجام و نقشه حاصله در شکل (۶، C) ارائه شده است. شاخص روش DSM عددی بین ۰/۰۰۰۵ تا ۰/۹۶ بدست آمد که در سه گروه آسیب‌پذیری کم (۰/۰۰۰۵-۰/۵۲)، متوسط (۰/۵۲-۰/۶۹) و زیاد (۰/۶۹-۰/۹۶) قرار می‌گیرد که بر این اساس، به ترتیب ۴۳/۵، ۳۶/۵ و ۲۰ درصد محدوده مورد مطالعه جزء مناطق با آسیب‌پذیری متوسط، و کم و زیاد است قسمت شمال شرق و جنوب غرب دشت محدوده آسیب‌پذیری زیاد را به خود اختصاص داده است.



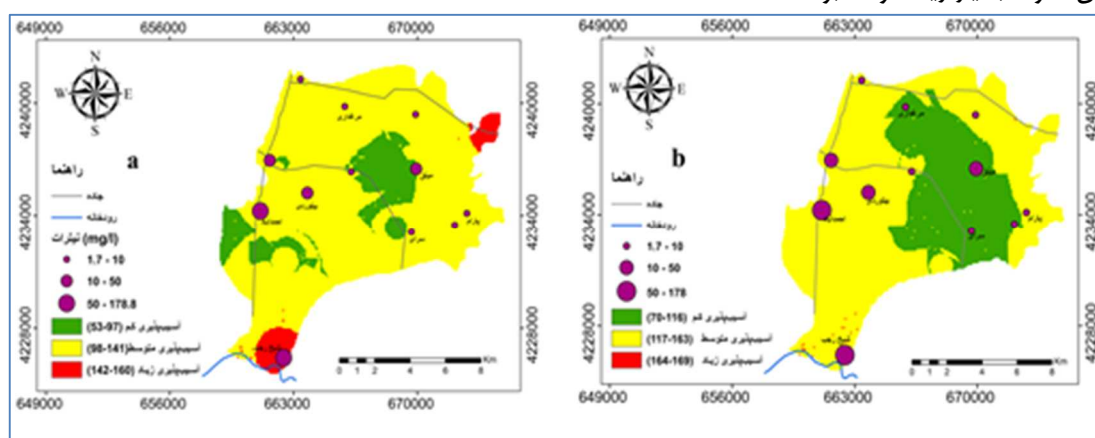
شکل ۴: نقشه پهنه بندی پارامترهای DRASTIC (a: عمق آب زیرزمینی؛ b: تغذیه؛ c: محیط آبخوان؛ d: محیط خاک (e) توپوگرافی؛ f: محیط غیراشباع؛ g) هدایت هیدرولیکی؛ h) نقشه آسیب پذیری

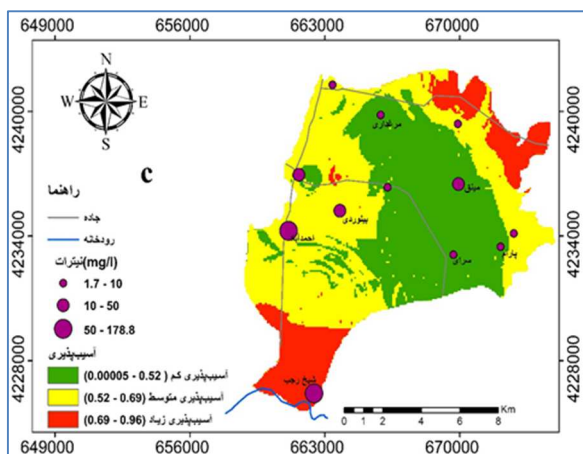


شکل ۵: نقشه پهنه‌بندی پارامترهای SINTACS (a: عمق آب زیرزمینی؛ b: تغذیه؛ c: محیط آبخوان؛ d: محیط خاک (e: توپوگرافی؛ f: محیط غیراشباع؛ g) هدایت هیدرولیکی؛ h) نقشه آسیب‌پذیری

## صحت‌سنجی

در مبحث صحت‌سنجی، نقشه آسیب‌پذیری تهیه شده از کم تا زیاد پهنبندی شد. باتوجه به اینکه وزن‌های در نظر گرفته شده برای لایه‌ها متفاوت است لذا داشتن معیاری برای تایید روش ترکیبی ارائه شده ضروری است. در منطقه مطالعاتی فعالیت‌های کشاورزی و و دامداری گسترش دارد به همین دلیل صحت‌سنجی روش‌ها با داده‌های غلظت نیترات اندازه‌گیری شده از چاه‌های بهره‌برداری انجام گرفت. در همین راستا مقادیر نیترات مانند نقشه پهنبندی به سه قسمت کم، متوسط و زیاد تقسیم شد و شاخص همبستگی برای روش‌های DRASTIC و SINTACS محاسبه شد و روش SINTACS با اختلاف کم (CI=29) و ( $R^2=0.61$ ) روش بهتری نسبت به روش DRASTIC به نظر می‌رسد. اولین و عمده‌ترین تفاوت بین دو روش DRASTIC و SINTACS مربوط به گستردگی رتبه و تفاوت وزن برخی پارامترها در SINTACS است ( خاک: ۴ و توپوگرافی: ۲) که شاخص آسیب‌پذیری متفاوتی نسبت به روش DRASTIC ارائه می‌دهد. علاوه بر وجود تفاوت‌های ذاتی بین دو روش DRASTIC و SINTACS، نتایج تحقیقات عموماً مشابه هم بوده ولی تفاوت‌های منطقه‌ای باهم دارند به طوری که در برخی مناطق آبخوان هر یک از روش‌ها نبرتری نسبی را نشان می‌دهند. وجود تفاوت‌های منطقه‌ای باعث تفاوت در نتایج خروجی این دو روش می‌شود که با وجود CI مشابه هرکدام توانایی بالایی در تعیین مناطق آسیب‌پذیر دارند، بطوریکه در شمال شرقی و جنوب غربی دشت روش DRASTIC نسبت به روش SINTACS مناطق مستعد آلودگی را بهتر نشان می‌دهد و در قسمت مرکزی دشت روش SINTACS مناطق دارای آسیب‌پذیری کم را بهتر نشان می‌دهد لذا انتخاب هر یک از این روش‌ها به عنوان یک روش برتر باعث افزایش عدم قطعیت در نتایج خواهد شد. لذا در این تحقیق روشی برای ترکیب و استفاده همزمان از کارایی هر دو روش برای بررسی آسیب‌پذیری آبخوان دشت بیلوردی ارائه شده است در واقع با استفاده از این روش می‌توان هر دو روش را به صورت ترکیبی استفاده کرد که بتوان هم از مزایای پهنبندی بهتر توسط روش DRASTIC در قسمت شمال شرق و جنوب غربی دشت و هم از پهنبندی بهتر روش SINTACS در قسمت‌های مرکزی دشت بهره‌مند شد. روش ترکیبی می‌تواند پهنبندی مناسبی را در تمام قسمت‌های دشت به دست آورد. شاخص همبستگی روش ترکیبی نسبت به روش DRASTIC و SINTACS بیشتر است (CI=۳۰) (جدول ۲). شکل (۶) انطباق یون نیترات با آسیب‌پذیری را برای روش DRASTIC، SINTACS و روش ترکیبی (DMS) نشان می‌دهد. تفاوت کم CI روش ترکیبی با روش‌های منفرد شاید به دلیل تعداد کم داده‌های نیترات موجود از منطقه باشد به طوری که احتمالاً با افزایش نقاط اندازه‌گیری نیترات در محدوده مورد مطالعه این تفاوت بسیار زیاد خواهد بود.





شکل ۶: انطباق یون نیترات با نقشه‌های آسیب‌پذیری: (a) روش DRASTIC؛ (b) روش SINTACS؛ (c) روش DSM

جدول ۲: انطباق چاه‌های اندازه‌گیری نیترات در سه سطح آلودگی با روش‌های DRASTIC، SINTACS و روش ترکیبی (DSM).

نیترات	DRASTIC			CI
	کم	متوسط	زیاد	
کم	۰	۰	۰	۲۷
متوسط	۷	۲	۱	
زیاد	۰	۱	۱	
نیترات	SINTACS			CI
	کم	متوسط	زیاد	
کم	۳	۱	۰	۲۹
متوسط	۴	۲	۲	
زیاد	۰	۰	۰	
نیترات	DSM METHOD			CI
	کم	متوسط	زیاد	
کم	۴	۲	۰	۳۰
متوسط	۳	۱	۱	
زیاد	۰	۰	۱	

### نتیجه‌گیری

در این پژوهش، آسیب‌پذیری دشت بیلوردی با یک رویکرد جدید از ترکیب وزن‌های روش DRASTIC و SINTACS بررسی شد. ابتدا نقشه آسیب‌پذیری منطقه با روش DRASTIC و SINTACS تهیه و پهنه‌بندی شد و صحت‌سنجی این دو روش با استفاده از داده‌های غلظت نیترات اندازه‌گیری شده از چاه‌های آب زیرزمینی انجام و شاخص همبستگی محاسبه شد. روش پیشنهادی از ترکیب وزن‌های لایه‌های نرمال‌سازی شده توزیع مکانی شاخص آسیب‌پذیری بهره‌مندی می‌برد. شاخص همبستگی بین نقشه‌های آسیب‌پذیری DRASTIC، SINTACS و روش ترکیبی با داده‌های غلظت نیترات محاسبه شد که روش ترکیبی CI بیشتری نسبت به دو روش دیگر ارائه داد (CI=۳۰). در واقع روش ترکیبی با بهره‌گیری از مزایای دو روش دیگر عملکرد بهتری دارد. براساس نتایج بدست آمده مشاهده شد که قسمت شمال شرق و جنوب غربی

دشت جزء مناطق با آسیب‌پذیری زیاد است که به علت کم بودن عمق آب زیرزمینی در این مناطق است و مرکز دشت با عمق بیشتر آب و دارا بودن مواد دانه ریز سیلت و رس جزء مناطق با آسیب‌پذیری کم پهنه‌بندی شد. وسعت زیادی از محدوده مورد مطالعه جزو مناطق با آسیب‌پذیری متوسط می‌باشد که در آن بخش، منطقه غیراشباع و محیط آبخوان متشکل از مواد دانه درشت گراول و ماسه است و امکان نفوذ آلاینده را تسهیل می‌کند و نیازمند حفاظت بیشتر و برنامه‌ریزی دقیق‌تر در صورت استفاده برای اهداف کشاورزی و صنعتی می‌باشد. با بررسی نتایج حاصل از روش ترکیبی راهکار مناسب در زمینه کشاورزی استفاده کمتر از کودهای شیمیایی و حیوانی در قسمت شمال شرقی و جنوب غربی با آسیب‌پذیری زیاد می‌باشد و فعالیت دامداری به سمت مناطق با آسیب‌پذیری کمتر در مرکز دشت توسعه داده شود. در پایان می‌توان به مهم‌ترین برتری روش ترکیبی اشاره کرد که باتوجه به اینکه دو روش DRASTIC و SINTACS نتایج متفاوت نشان می‌دهد روش ترکیبی ایرادات این دو روش را پوشش می‌دهد و نتیجه دقیق‌تری در اختیار ما می‌گذارد.

## منابع

- اصغری مقدم، اصغر؛ قره‌خانی، مریم؛ ندیری، عطاالله؛ کرد، مهدی؛ فیجانی، الهام، ۱۳۹۶، ارزیابی آسیب‌پذیری آبخوان دشت اردبیل با استفاده از روش‌های DRASTIC، SINTACS و SI. نشریه علمی پژوهشی جغرافیا و برنامه‌ریزی، سال بیست و یکم، شماره ۶۱، صص ۷۴-۵۷.
- جوانشیر، گلنار؛ ندیری، عطاالله؛ صادق‌فام، سینا؛ عباس نوین‌پور، اسفندیار، ۱۳۹۵، ارائه روش جدید به منظور ارزیابی آسیب‌پذیری آبخوان دشت مغان بر مبنای ترکیب روش‌های دراستیک، سینتکس و اس‌آی، مجله اکوهیدرولوژی، سال سوم، شماره ۴، صص ۵۰۳-۴۹۱.
- موسوی، سیده فاطمه؛ یعقوبی، سید مسعود؛ چیت‌سازان، منوچهر، ۱۳۹۵، ارزیابی آسیب‌پذیری آبخوان خویس با به کارگیری مدل دراستیک و سینتکس به منظور مدیریت کاربری اراضی. مجله آب و فاضلاب، سال بیست و هفتم، شماره ۳، صص ۷۵-۷۹.
- Aller, L., Bennett, T., Lehr, J.H., Petty, R.J., Hackett, G., 1987. DRASTIC: A Standardized System for Evaluating Ground Water Pollution Potential Using Hydrogeologic Settings. U.S. Environmental Protection Agency, Ada, Oklahoma. , EPA 600/2-87-035.
- Al-Zabet, T., 2002. Evaluation of aquifer vulnerability to contamination potential using the DRASTIC Methods. Environmental Geology. 43, pp. 203-208.
- Antonakos, A.K., Lambrakis, N.J., 2007. 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, 333, pp. 288-304.
- Baghapour, M.A. Fadaei Nobandegani, A. Talebbeydokhti, N. Bagherzadeh, S. Nadiri, A.A. Gharekhani, M. Chitsazan, N., 2016. Optimization of DRASTIC method by artificial neural network, nitrate vulnerability index, and composite DRASTIC models to assess groundwater vulnerability for unconfined aquifer of Shiraz Plain, Iran. J. Environ. Health Sci. Eng., 14 (13)
- Boughriba. M., Barkaoui. A., Zarhloule. Y., Lahmer. Z., El-Houadi. B., Verdoya. M., 2009. Groundwater vulnerability and risk mapping of the Angad transboundary aquifer using DRASTIC index method in GIS environment, Arabian Journal of Geoscience. 3, pp. 207-220.
- Chilton, P.J., A., Vlugman, S., Foster ., 1990. A groundwater pollution risk assessment for public water supply sources in Barbados, American Water Resources Association International Conference on Tropical Hydrology and Caribbean Water resources, San Juan de Puerto Rico, pp. 279-289.
- Civita, Massimo., 1990. Legenda unificata per le Carte della vulnerabilita dei corpi idrici sotterranei/ Unified legend for the aquifer pollution vulnerability Maps, Studi sulla Vulnerability degli Acquiferi, Pitagora Edit, Bologna.



- Corniello, A., Ducci, D and Napolitano, P., 1997. Comparison between parametric methods to evaluate aquifer pollution vulnerability using a GIS: An example in the Piana Campana., In: Engineering Geology and the Environment, Balkema, Rotterdam, The Netherlands, pp 1721-1726 .
- Fijani, E., Nadiri, A., Asghari Moghaddam, A., Tsai , F. T-C and Dixon, B., 2013. Optimization of DRASTIC Method by Supervised Committee Machine Artificial Intelligence to Assess Groundwater Vulnerability for MaraghehBonab Plain Aquifer, Iran, Journal of hydrology, 530, pp 89-100.
- Hamza, M. H and Added, A., Frances, A and Rodriguez, R., 2007. Validitede lapplication des me'thodes de vulnerabilite DRASTIC, SINTACS et SI a letude de la pollution par les nitrates dans la nappe phre'atique de Metline Ras Jebel–Raf Raf, Comptes Rendus Geoscience, 339, pp 493-505.
- Kaddour. k., houcine. b., Smail. M., 2014. Assessment of the vulnerability of an aquifer by DRASTIC and SYNTACS methods: Aquifer of Bazer – Geult Zerga area (northeast Algeria), Journal of Environmental Research and Management Vol. 5(9). pp. 0169-0179.
- Kim, Y. J., Hamm, s.y., 1999. Assement of the potential for groundwater contamination using the DRASTIC /EGIS technique, Cheongju area, South Korea, Hydrogeology Journal. Volum 7, pp 227-235
- Nadiri. AA., Garekhani. M., Khatibi. R., Moghadam. AA., 2017,b. Assessment of groundwater vulnerability using supervised committee to combine fuzzy logic models, Environmental Science and Pollution Research, 24(9), pp. 8562- 8577.
- Nadiri. AA., Garekhani. M., Khatibi. R., Sadeghfam. S., Asghari Moghaddam. A., 2017,a. Groundwater vulnerability indices conditioned by Supervised Intelligence Committee Machine (SICM), Science of the Total Environment, 574 , pp. 691–706.
- Nadiri. AA., Sedghi. Z., Khatibi. R., Garekhani. M, 2017,c. Mapping vulnerability of multiple aquifers using multiple models and fuzzy logic to objectively derive model structures, Science of the Total Environment, 593–594 (2017) 75–90.
- Rahman. A., 2008. A GIS Based DRASTIC model for Assessing Groundwater Vulnerability in Shallow Aquifer in Aligarh, India. Applied Geography, 28 32-53.
- Sadeghfam, S., Hasanzadeh, Y., Nadiri, A.A., 2016. Mapping groundwater potential field using catastrophe fuzzy membership functions and Jenks optimization method: a case study of Maragheh-Bonab plain, Iran. Envirmental Earth Sciences, 75:545.
- Stigter, T.Y., Ribeiro, L and Carvalho Dill, A. M. M., 2006 . Evaluation of an intrinsic and a specific vulnerability assessment method in comparison with groundwater salinisation and nitrate contamination level in two agriculture regions in the south of Portugal, Hydrogeol J, Vol 14, pp 79-99.
- Van Stempvoort, D., L., Ewert, L., Wassenaar., 1993. Aquifer vulnerability index: a GIS-compatible method for groundwater vulnerability mapping , Canadian Water Resources Journal, 1, pp. 25-37.
- Voudouris. K., Nazakis. N., Polemio. M., Kareklas. K., 2010. Assessment of intrinsic vulnerability using the DRASTIC model and GIS in the Kiti aquifer, Cyprus, European Water, 30, pp. 13-24.
- Vrba, J., Zoporozec, A., 1994. Guidebook on mapping groundwater vulnerability, IAH International contribution for Hydrogeology, Hannover7 Heise, 16: PP. 131.
- Zhou, J.G., Li, F., Liu, Y., Wang, X., Guo, X., 2010. DRAV model and its application in assessing groundwater vulnerability in arid area: a case study of pore phreatic water in Tarim Basin, Xinjiang, Northwest China, Environmental Earth Science, 60(5), pp. 1055-1063.