

تعیین پتانسیل آسیب‌پذیری آبخوان بر اساس مدل‌های دراستیک و منطق فازی (مطالعه موردی: دشت همدان - بهار)

عاطفه مهدوی^{1*}، حمید زارع ایبانه²

تاریخ دریافت: 93/05/20 تاریخ پذیرش: 94/02/04

¹- دانشجوی دکتری گروه مهندسی آب، دانشگاه بوعلی سینا، همدان

²- دانشیار گروه مهندسی آب، دانشگاه بوعلی سینا، همدان

* مسئول مکاتبات، پست الکترونیکی: a_mahdavi83@yahoo.com

چکیده

شناخت آسیب‌پذیری آب‌های زیرزمینی، به حفاظت منابع زیرزمینی و مدیریت کیفیت آن‌ها کمک خواهد کرد. امکان رسیدن آلاینده به آب زیرزمینی و انتشار در آن، پس از آلوده شدن سطح زمین را آسیب‌پذیری آبخوان می‌نامند. ارزیابی آسیب‌پذیری آبخوان یعنی شناسایی نواحی مستعد به آلودگی که در این تحقیق بر اساس مدل‌های دراستیک و منطق فازی انجام شد. مدل دراستیک شامل هفت پارامتر مهم هیدروژئولوژیکی (عمق تا سطح ایستابی، تغذیه خالص، محیط آبخوان، محیط خاک، توپوگرافی، تأثیر محیط غیراشباع و هدایت هیدرولیکی) است که نقشه‌های تولیدشده مربوط به هر پارامتر بر اساس رتبه‌بندی‌ها و وزن‌های مدل دراستیک، طبقه‌بندی و ترکیب شدند. در روش فازی هفت پارامتر مدل دراستیک، به‌عنوان ورودی‌های مدل بر اساس تابع عضویت فازی خطی، رتبه‌بندی و بر اساس عملگر حاصل‌ضرب فازی، لایه‌ها ترکیب و نقشه نهایی به‌دست آمد. نتایج هر دو روش نشان داد که بیشترین پتانسیل آلودگی آب‌های زیرزمینی دشت همدان - بهار به نیترات مربوط به حاشیه‌های جنوبی، غربی و شمال‌شرقی دشت و محدوده‌های با پتانسیل آلودگی خیلی کم و کم مربوط به مرکز، شمال و شرق دشت بود. همچنین هر دو روش، پتانسیل آسیب‌پذیری را در آبخوان دشت همدان - بهار با دقت تقریباً یکسانی پیش‌بینی کردند. بر اساس تحلیل حساسیت انجام‌شده، مؤثرترین پارامتر بر پتانسیل آسیب‌پذیری، عمق تا سطح ایستابی بود.

واژه‌های کلیدی: آب‌های زیرزمینی، آسیب‌پذیری، دشت همدان - بهار، مدل دراستیک، منطق فازی

Determination of Aquifer Vulnerability Potential based on DRASTIC and FUZZY Logic Models (Case Study: Hamedan- Bahar Plain)

Atefeh Mahdavi^{*1}, Hamid Zare Abyaneh²

Received: 11 August 2014

Accepted: 24 April 2015

¹- Ph.D. Student, Dept. of Water Engin., Univ. of Bu- Ali Sina, Hamedan, Iran

²- Assoc. Prof., Dept. of Water Engin., Univ. of Bu- Ali Sina, Hamedan, Iran

*Corresponding Author, Email: a_mahdavi83@yahoo.com

Abstract

Recognizing the vulnerability of groundwater will help to protect groundwater resources and manage their quality. Possibility of pollutants reaching and releasing into the groundwater after contaminating the ground, is called the aquifer vulnerability. The aquifer vulnerability assessment is to identify areas prone to pollution that were modeled via the DRASTIC and FUZZY logic models in this study. The DRASTIC model consists of seven important hydro-geological parameters (Depth to water table, Net Recharge, Aquifer Media, Soil Media, Topography, Impact of vadoze zone, and Hydraulic Conductivity). The Maps generated for each parameter were classified and combined based on the ratings and weights in DRASTIC model. The seven parameters in DRASTIC model were obtained as inputs in fuzzy logic. The input layers were rated based on fuzzy linear membership function and were combined via fuzzy multiplication operator and then the final map was introduced. The results of the both methods showed that the maximum contamination potential to nitrate in the HAMEDAN-BAHAR plain groundwater was observed in the south, west and northeast borders of the plain. Also there were areas with very low and low potential in the center, north and east of the plain. Both techniques were prospected the vulnerability potential in HAMEDAN-BAHAR plain with the same accuracy. According to the sensitivity analysis the depth to water table was the most effective parameter on the vulnerability potential.

Keywords: DRASTIC model, FUZZY logic, Groundwater, HAMEDAN-BAHAR plain, Vulnerability

مقدمه

آزاد بودن، کم عمق بودن و نفوذپذیر بودن آن، سبب می شود که آبخوان ها در معرض آلوده شدن از راه آب های سطحی قرار گیرد (جوادی و همکاران 2011). امکان نفوذ و انتشار آلاینده ها به درون سیستم آب زیرزمینی را آسیب پذیری می نامند. آسیب پذیری

آب های زیرزمینی یک منبع با ارزش در بیشتر کشورها به ویژه در مناطق خشک و نیمه خشک هست که مدیریت آبخوان ها در این زمینه بسیار ضروری است و نقش کیفیت آب های زیرزمینی جهت مدیریت بهتر، بسیار مهم هست. برخی ویژگی های یک آبخوان مانند

اطلاعات جغرافیایی² (GIS) پردازش می‌گردند (دیکسون 2005). مدل دراستیک برای بخش‌هایی از ایالات متحده آمریکا (شوگلا و همکاران 2000، فریچ و همکاران 2000، پلیمال و آنجل 2002)، پرتغال (پاچیکو و سانچز فرناندز 2013)، چین (هان و همکاران 2012، بین و همکاران 2012)، اردن (ناکا و همکاران 2006)، آبخوان کاکامیگهارا در ژاپن (بابیکر و همکاران 2005)، فلسطین (می و همکاران 2012)، دشت کرمان در استان کرمان (نشاط و همکاران 2014) و آبخوان آستانه در استان گیلان (جوادی و همکاران 2011) به‌کار گرفته شده، نقشه آسیب‌پذیری تهیه و دقت نسبی این مدل گزارش شده است.

در مدل دراستیک طبقه‌بندی و تعیین ضرایب مشخصه‌ها تا حدودی سلیقه‌ای و بر مبنای آرای کارشناسی است. بیشتر محققان حذف مشخصه‌های کم‌اهمیت، اضافه کردن مشخصه‌های مؤثر، اصلاح ضرایب مدل و رتبه‌بندی مشخصه‌ها را لازم می‌دانند (آنتوناکس و لامبراکیس 2006، لئون و همکاران 2009، جاسم و الراگاد 2010). برخی نیز ادغام مدل دراستیک با مدل‌های دیگر آسیب‌پذیری را به‌عنوان راه‌کاری مناسب ارائه کرده‌اند (کرمی و همکاران 1391). متداول‌ترین مدل‌های ترکیب نقشه‌ها برای اجرا در GIS، مدل منطق بولین، مدل هم‌پوشانی و شاخص، مدل منطق فازی و مدل وزن‌های نشان‌گر هستند که با توجه به عدم قطعیت در پارامترهای هیدروژئولوژیک، می‌توان از روش فازی جهت ارزیابی آسیب‌پذیری، استفاده کرد.

کامرون و پلوسو (2001) جهت تعیین پتانسیل آلودگی آب‌های زیرزمینی از هفت پارامتر موجود در مدل دراستیک استفاده کردند. رتبه‌بندی، طبقه‌بندی و تلفیق لایه‌ها را بر اساس مدل فازی انجام دادند و آن را دراستیک فازی نامیدند. امتیازات اختصاص داده شده به هر پارامتر، بر اساس مقادیر آن‌ها و همچنین بر اساس خطای تخمین‌ها و اندازه‌گیری بود. درنهایت بیان کردند

به‌عنوان یک استعداد ذاتی سیستم آب زیرزمینی است که وابسته به میزان حساسیت سیستم به تأثیرپذیری فعالیت انسانی و یا طبیعی هست. آسیب‌پذیری از لحاظ مفهومی به دو دسته ذاتی یعنی حساسیت آبخوان به عوامل طبیعی و ویژه یعنی بررسی آسیب‌پذیری ذاتی یک سیستم همراه با احتمال قرار گرفتن آب‌های زیرزمینی در معرض نفوذ آلاینده‌ها تقسیم می‌شود (ناصری و صارمی‌نژاد 1390).

در حال حاضر منابع آلاینده مثل زباله‌های شهری، فاضلاب‌های صنعتی و فعالیت‌های کشاورزی روزبه‌روز در حال افزایش هستند. واضح است که محافظت از کیفیت آب زیرزمینی بسیار آسان‌تر و کم‌هزینه‌تر از حذف آلودگی‌ها هست. به‌همین منظور سیاست‌های مدیریتی مختلفی از جمله تعیین آسیب‌پذیری یا شناسایی نواحی مستعد آلودگی در آبخوان‌ها، جهت حفاظت منابع زیرزمینی در برابر آلاینده‌ها توسعه یافته‌اند (محمدی و همکاران 2009). روش‌های زیادی مانند روش‌های فرآیندی، آماری و اندیس و هم‌پوشانی برای ارزیابی آسیب‌پذیری آبخوان‌ها ارائه شده است (چیت‌سازان و اختری 2009).

روش‌های شاخص و هم‌پوشان ترکیبی از پارامترهای هیدروژئولوژیک مؤثر در انتقال آلودگی به آب‌های زیرزمینی و تعیین اهمیت نسبی هر یک از پارامترها می‌باشند. گرچه این روش‌ها فرآیندهای مؤثر در آلوده شدن منابع آب زیرزمینی را کاملاً شرح نمی‌دهند، اما به‌دلیل ساده بودن روش و در دسترس بودن داده‌های موردنیاز، از اهمیت ویژه‌ای برخوردارند (احمدی و آبرومند 1388). پراستفاده‌ترین و شناخته‌شده‌ترین روش شاخص و هم‌پوشانی، مدل دراستیک¹ است. در این مدل اطلاعات پارامترهای مختلف به‌صورت تلفیقی و به‌طور موازی مورد تجزیه و تحلیل قرار می‌گیرند و سپس توسط سامانه

² Geographic information system

¹ DRASTIC

کردن مناطق مستعد آلودگی است که علاوه بر مدل دراستیک (روش هم‌پوشانی و شاخص)، از منطق فازی جهت رتبه‌بندی و تلفیق نقشه‌های ورودی و تهیه نقشه‌های آسیب‌پذیری استفاده گردید. در نهایت نتایج هر دو روش با یکدیگر مقایسه و سپس تحلیل حساسیت صورت گرفت. شایان‌ذکر است که انتخاب نیترا ت به‌عنوان شاخص آلودگی، فقط به دلیل تولید این آلاینده در اثر فعالیت‌های انسانی نیست بلکه به‌عنوان شاخص افت کیفیت آب زیرزمینی و عاملی تأثیرگذار در سلامتی انسان‌ها نیز مطرح است.

مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه

دشت همدان - بهار با وسعت 880 کیلومترمربع از حوضه آبریز سیمینه‌رود یکی از زیر حوضه‌های مهم رودخانه قره‌چای و دریاچه نمک است که در دامنه شمالی ارتفاعات الوند قرار دارد (متکان و همکاران 1387). محدوده آبخوان اصلی دشت همدان - بهار در شمال‌غربی شهر همدان و بین طول‌های جغرافیایی 48 درجه و 17 دقیقه تا 48 درجه و 33 دقیقه شرقی و عرض‌های جغرافیایی 34 درجه و 49 دقیقه تا 35 درجه و 2 دقیقه شمالی واقع شده است (شکل 1). مساحت کل این آبخوان حدود 480 کیلومترمربع و از نوع آبخوان آزاد هست. این آبخوان از لحاظ زمین‌شناسی بر روی سازند سنندج - سیرجان قرار گرفته و سنگ مادر عمدتاً از جنس سنگ‌آهک، شیل و مواد گرانیتی می‌باشد. بخش عمده‌ای از منطقه مورد مطالعه توسط رسوبات کواترنری شامل رسوبات آبرفتی و کنگلومرایی مربوط به نهشته‌های عصر حاضر، پوشیده شده است. این منطقه دارای آب‌وهوای نیمه‌خشک سرد با متوسط بارندگی سالانه 325 میلی‌متر و میانگین درجه حرارت سالانه 11 درجه سلسیوس هست (آخوان و همکاران 2011).

که روش پیشنهادی دارای انعطاف زیادی است و تمامی امتیازات قابل‌کنترل هستند. دیکسون و همکاران (2002) با استفاده از منطق فازی، آسیب‌پذیری سفره به آلودگی را در مقیاس منطقه‌ای پیش‌بینی کردند و به این نتیجه رسیدند که در ارزیابی آسیب‌پذیری آب زیرزمینی، دسته‌بندی اطلاعات و تعیین مرز بین این دسته‌ها از اهمیت ویژه‌ای برخوردار است، لذا منطق فازی آسیب‌پذیری را بهتر از روش‌های معمولی ارزیابی می‌کند. دیکسون (2005) نقشه آسیب‌پذیری سفره زیرزمینی رود می‌سی‌سی‌پی در ایالت آرکانزاس را با استفاده از منطق فازی تهیه کرد. نتایج وی نشان داد که استفاده از پارامتر خاک، سبب شد تا نقشه به‌دست آمده، تطابق خوبی با مشاهدات میدانی داشته باشد. نیکنام و همکاران (1386) در تحقیق خود به ارزیابی آسیب‌پذیری آبخوان دشت تهران - کرج با استفاده از روش دراستیک و منطق فازی پرداختند. آن‌ها نتیجه گرفتند که منطق فازی توانست مناطق با پتانسیل کم و خیلی کم را که در مدل دراستیک نشان داده نشده بودند، بهتر مشخص نماید. طبق نقشه به‌دست آمده، بیشتر مناطق در محدوده پتانسیل متوسط قرار گرفته و مناطق با ریسک بالا دارای کمترین مساحت بودند. پاساک و همکاران (2008) مقاله خود آسیب‌پذیری آب‌های زیرزمینی آبخوان کاتماندو³ در نپال را با استفاده از روش بهینه‌سازی فازی بر پایه GIS ارزیابی نمودند. نتایج را با روش دراستیک مقایسه و بیان کردند که روش فازی کارآمدتر و کاربردی‌تر است. ناصری و صارمی‌نژاد (1390) پتانسیل آلودگی آبخوان دشت گل‌گیر مسجدسلیمان را با استفاده از دو روش دراستیک و منطق فازی بررسی کردند. نتایج حاصل از مقایسه دو روش نشان داد که روش فازی موجب افزایش دقت به‌خصوص در مقادیر مرزی می‌شود.

هدف از این تحقیق پهنه‌بندی آسیب‌پذیری آبخوان دشت همدان - بهار نسبت به نیترا ت و مشخص

³ Katmandu

دشت همدان - بهار به دلیل دارا بودن منابع عظیم آب زیرزمینی، خاک حاصلخیز و هموار بودن زمین، از کشاورزی و باغداری پررونقی برخوردار است. با توسعه فعالیت‌های کشاورزی، استفاده از انواع کودهای شیمیایی و حیوانی گسترش یافته است که این موضوع، احتمال آلودگی آبخوان این دشت را به منابع آلاینده به‌خصوص نیترات، بسیار زیاد خواهد کرد. علاوه بر این، تخلیه فاضلاب شهرهای همدان و بهار در حاشیه دشت، وجود کشتارگاه صنعتی دام و طیور همدان و فعالیت کارگاه‌های صنعتی در محدوده دشت، از عوامل آلودگی آبخوان فوق است (متکان و همکاران 1387).

علاوه بر بحث آلودگی، سطح آب آبخوان دشت همدان - بهار به دلیل برداشت‌های بی‌رویه و فقدان مدیریت جامع پایدار، طی 30 سال گذشته، 50 متر افت داشته است (آخوان و همکاران 2011). از طرفی چون منابع زیرزمینی این دشت تأمین‌کننده آب شرب، کشاورزی و صنعت شهرهای همدان و بهار می‌باشند، ضروری است تا مکان‌هایی که بیشتر مستعد آلوده شدن هستند، شناسایی و بررسی شوند، تا این آبخوان بتواند به‌عنوان منبع تأمین آب سالم در منطقه باقی بماند (آخوان و همکاران 2011).



شکل 1- موقعیت دشت همدان - بهار.

عمق تا سطح ایستابی⁴ (D): تعیین‌کننده عمق حرکت آلاینده برای رسیدن به سطح ایستابی است. بدیهی است هر چه سطح ایستابی عمیق‌تر باشد، شانس آلاینده برای رسیدن به سطح ایستابی کمتر است (نشاط و همکاران 2014). پارامتر D در این مطالعه با استفاده از عمق‌یابی سطح آب زیرزمینی در 28 چاه پیزومتری از سال 1380 تا 1385 (چون داده‌های نیترات در این بازه قرار می‌گیرند) در قالب نقشه هم‌ارزش عمق آب زیرزمینی (شکل 2) به‌دست آمد.

لایه‌های اطلاعاتی

به‌منظور مدل‌سازی پتانسیل آلودگی آبخوان دشت همدان - بهار در محیط GIS، مراحل ساخت پایگاه داده، پردازش لایه‌های ورودی و تلفیق نقشه‌های معیار اعمال گردید. جهت تهیه پایگاه داده، هفت پارامتر ورودی شامل عمق تا سطح ایستابی، تغذیه خالص، محیط آبخوان، توپوگرافی، تأثیر محیط غیراشباع و هدایت هیدرولیکی، در مدل دراستیک مدنظر قرار گرفت. داده‌های موردنیاز بر اساس مطالعات سازمان آب منطقه‌ای استان همدان جمع‌آوری و نقشه مربوط به هر فاکتور تولید شد.

⁴ Depth to water table

سطحی و آلاینده‌ها با سطح زمین بیشتر است. بنابراین در شیب‌های کم امکان نفوذ آلاینده‌ها بیشتر خواهد بود و بالعکس در شیب زیاد فرصت نفوذ آب به خاک کمتر است. بدین ترتیب در شیب کم، پتانسیل آلودگی زیاد و در شیب زیاد پتانسیل آلودگی آب زیرزمینی کاهش می‌یابد (الراوبده و همکاران 2013). ابتدا مدل ارتفاع رقمی¹⁰ (DEM) منطقه از داده‌های سازمان نقشه‌برداری کشور تهیه و سپس بر اساس آن نقشه شیب (شکل 6) تهیه شد.

تأثیر محیط غیراشباع¹¹ (I): به‌عنوان جنس مواد منطقه غیراشباع تعریف می‌شود. سرعت عبور آب، جذب و میزان رقیق شدن مواد آلاینده را کنترل می‌کند (چیت‌سازان و اختری 2009). این نقشه (شکل 7) با استفاده از داده‌های ژئوفیزیکی و لیتولوژیکی مقاطع عرضی چاه‌ها ساخته شد.

هدایت هیدرولیکی¹² (C): توانایی آبخوان را در انتقال آب نشان می‌دهد. هرچه هدایت هیدرولیکی اشباع بیشتر باشد، امکان جریان یافتن آلاینده‌ها در آبخوان بیشتر خواهد بود (چیت‌سازان و اختری 2009). با استفاده از داده‌های آزمایش پمپاژ، نقشه مربوط به پارامتر قابلیت انتقال آبخوان¹³ (T) تولید و سپس مقادیر قابلیت انتقال بر اساس ضخامت آبخوان (b)، از رابطه $T=C \times b$ به هدایت هیدرولیکی (C) تبدیل شد. نقشه هدایت هیدرولیکی آبخوان در شکل 8 مشخص شده است.

غلظت نیترات: لایه دیگری که در مرحله صحت‌سنجی موردنیاز است، نقشه مربوط به مقادیر نیترات مشاهده‌شده در آبخوان مورد مطالعه هست. بر اساس مقدار نیترات اندازه‌گیری شده در 26 چاه موجود در دشت همدان - بهار در مردادماه سال 1381 (ترنجیان 1388)، نقشه هم‌نیترات منطقه تهیه شد (شکل 9).

تغذیه خالص⁵ (R): معادل مقدار آبی است که با نفوذ سطحی به خاک، موجب انتقال آلودگی به آبخوان می‌شود. هرچه مقدار تغذیه بیشتر باشد، پتانسیل آلودگی آب زیرزمینی زیادتر می‌گردد. در مدل دراستیک فرض بر این است که عمده‌ترین منبع تغذیه، ریزش‌های جوی هستند (ناصری و صارمی‌نژاد 1390). بر این اساس، لایه مربوط به این شاخص از روش پیسکوپیو (2001) طبق رابطه 1 و جدول 1 هم‌پوشانی شد که در شکل 3 نمایش داده شده است.

[1] (شیب، میزان بارندگی، نفوذپذیری) = مقدار تغذیه خالص
محیط آبخوان⁶ (A): این مؤلفه به جنس رسوبات یا سازند در قسمت اشباع آبخوان اشاره داشته که فرآیندهای رقیق شدن آلاینده‌ها را کنترل می‌کند. محیط آبخوان و مواد تشکیل‌دهنده آن، طول و چگونگی روند حرکت آلاینده در سیستم جریان آب زیرزمینی آبخوان را مشخص می‌کند (الراوبده و همکاران 2013). اطلاعات مربوط به محیط آبخوان از اطلاعات چاه‌پیمایی⁷ و عمق سطح ایستابی به‌دست آمد و در نهایت نقشه مربوط به این پارامتر طبق شکل 4 تولید شد.

محیط خاک⁸ (S): به بخش هوازده بالای منطقه غیراشباع اشاره دارد و میزان آب نفوذی را کنترل می‌کند. محیط خاک تأثیر مهمی در چگونگی نفوذ آب، تغذیه و حرکت آلاینده دارد. مواد ریزبافت مانند سیلت و رس، نفوذپذیری خاک را کاهش می‌دهد و شن نفوذپذیری خاک را افزایش می‌دهد (احمدی و آبرومند 1388). نقشه بافت خاک در شکل 5 نشان داده شده است.

توپوگرافی⁹ (T): به شیب سطح زمین اشاره دارد و هر چه شیب کمتر باشد، زمان تماس آب‌های

⁵ Net recharge

⁶ Aquifer media

⁷ Well log data

⁸ Soil media

⁹ Topography

¹⁰ Digital elevation model

¹¹ Impact of vadoze zone

¹² Conductivity

¹³ Transmissivity

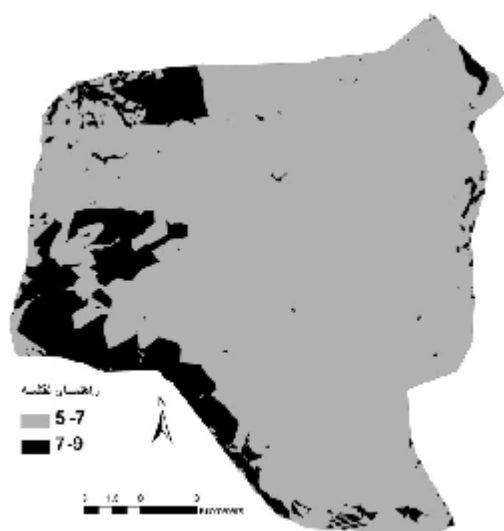
ورود، درون و خروج از سیستم است (فتحی 1390). واژه دراستیک متشکل از هفت پارامتر عمق تا سطح ایستابی، تغذیه خالص، محیط آبخوان، محیط خاک، توپوگرافی، تأثیر محیط غیراشباع و هدایت هیدرولیکی اشباع است. پس از جمع‌آوری و رقومی کردن اطلاعات هیدروژئولوژیکی و تشکیل نقشه‌های مربوط به هر هفت پارامتر مدل دراستیک، یک وزن بین 1 تا 5 که معرف اهمیت نسبی نقشه‌ها نسبت به یکدیگر است، به هر پارامتر اختصاص داده می‌شود.

مدل‌های مورد استفاده، رتبه‌بندی، وزن‌دهی و تلفیق لایه‌ها

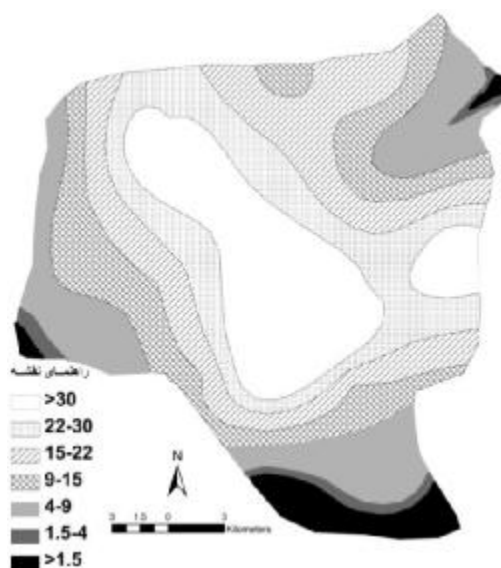
مدل دراستیک: مدل دراستیک یک مدل تجربی است که اولین بار در سال 1987 توسط آژانس حفاظت محیط‌زیست ایالات متحده (آلر و همکاران 1987) برای ارزیابی آسیب‌پذیری آب‌های زیرزمینی مطرح شد. مدل دراستیک برای تولید درجات آسیب‌پذیری نقاط مختلف آبخوان با ترکیب چندین لایه اطلاعاتی طراحی شده است. این مدل بر پایه مفهوم وضعیت هیدرولوژیکی آبخوان که توصیف‌کننده ترکیبی از تمام عوامل زمین‌شناسی و هیدرولوژیکی کنترل‌کننده حرکت آب‌های زیرزمینی در

جدول 1- رتبه‌های مربوط به پارامترهای رابطه مقدار تغذیه خالص بر اساس روش پیسکوپیو (2001).

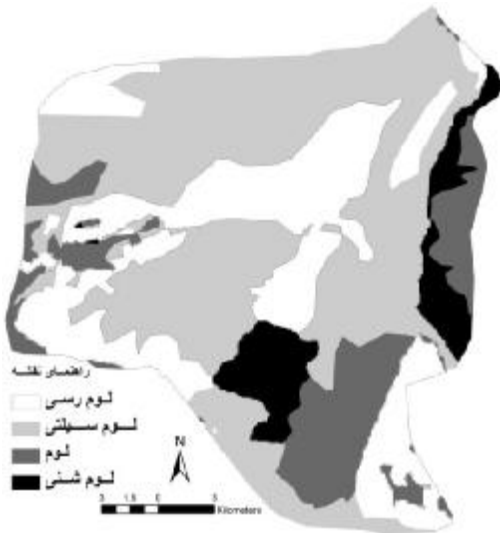
تغذیه خالص		نفوذپذیری خاک		بارندگی		شیب	
رتبه	بازه	رتبه	بازه	رتبه	مقدار (mm year^{-1})	رتبه	مقدار (%)
10	13-11	5	زیاد	4	$850 <$	4	$2 >$
8	11-9	4	متوسط تا زیاد	3	850-700	3	10-2
5	9-7	3	متوسط	2	700-500	2	33-10
3	7-5	2	کم	1	$500 >$	1	$33 <$
1	5-3	1	خیلی کم				



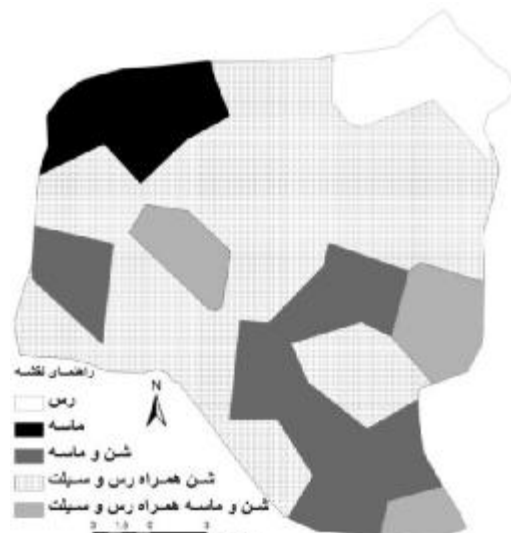
شکل 3- نقشه تغذیه خالص (mm year^{-1}).



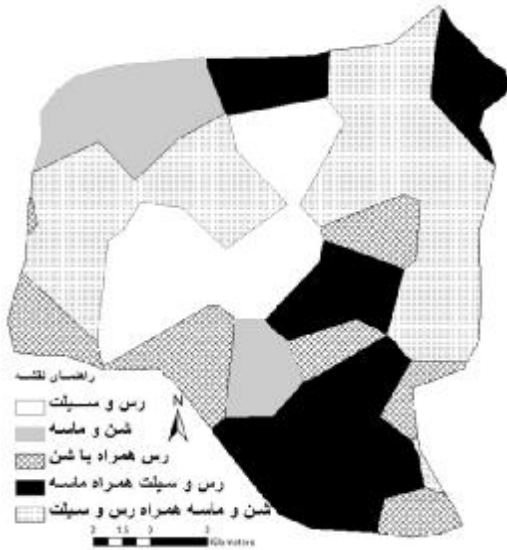
شکل 2- نقشه عمق تا سطح ایستابی (m).



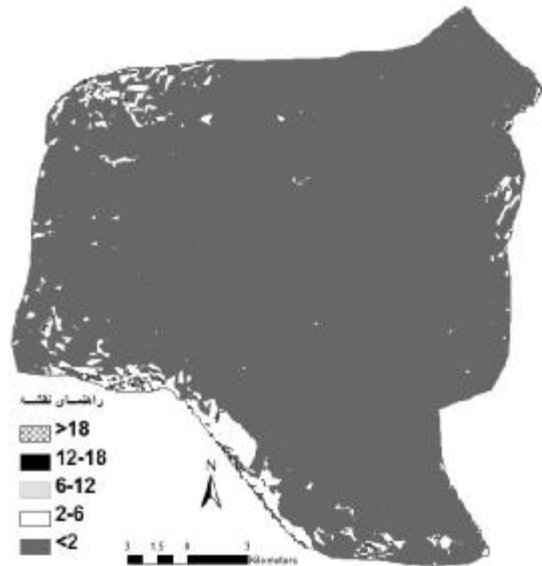
شکل 5- نقشه محیط خاک.



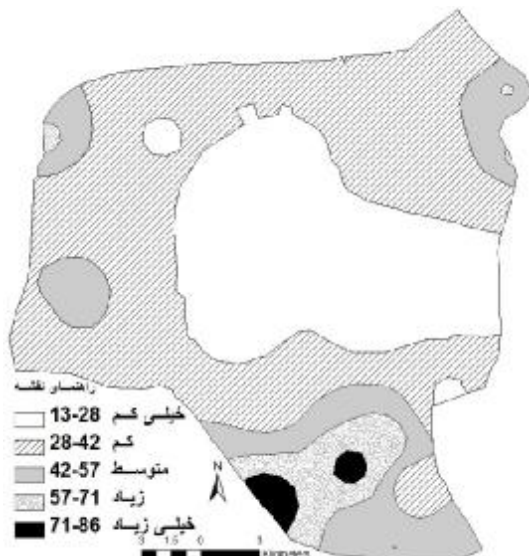
شکل 4- نقشه محیط آبخوان.



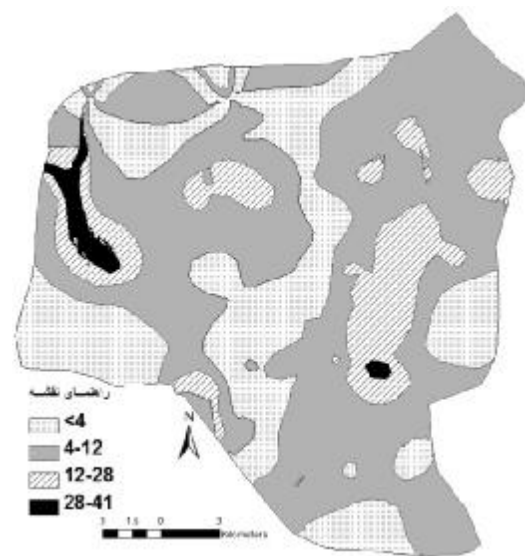
شکل 7- نقشه محیط غیراشباع.



شکل 6- نقشه شیب (%).



شکل 9- نقشه غلظت نیترات (mg L^{-1}).



شکل 8- نقشه هدایت هیدرولیکی (m day^{-1}).

عضویت مشخص می‌شود. هر چه درجه عضویت به یک نزدیک‌تر باشد، نشانه تعلق بیشتر به مجموعه موردنظر و نزدیکی درجه عضویت به صفر بیانگر وابستگی کمتر به مجموعه است. به عبارت دیگر درجه عضویت صفر نشان‌دهنده کمترین تأثیر (عدم تعلق) و درجه عضویت یک بیانگر بیشترین تأثیر بر پتانسیل آلودگی (عضویت کامل) هست. پس از تولید مجموعه فازی، برای ترکیب چندین مجموعه فازی و به دست آوردن یک مجموعه فازی، از عملگرهای فازی مانند AND، OR، حاصل ضرب فازی، حاصل جمع فازی و عملگر فازی گاما و یا قواعد استنتاج فازی استفاده می‌شود.

پس از تشکیل نقشه‌های مربوط به هر هفت پارامتر، مقادیر عضویت موجود در آن‌ها به کمک تابع عضویت خطی تعیین شدند. تابع عضویت خطی برای پارامترهایی که به شکل کمی هستند (D, R, C and T)، به دو صورت افزایش مقدار آسیب‌پذیری متناظر با افزایش مقدار پارامترهای کمی مطابق رابطه 3 و کاهش مقدار آسیب‌پذیری متناظر با افزایش مقدار کمی پارامتر مطابق رابطه 4، قابل بیان است (پاساک و همکاران 2008).

$$r_{ij} = \begin{cases} 0 & X_{ij} \leq X_{minj} \\ \frac{X_{ij} - X_{minj}}{X_{maxj} - X_{minj}} & X_{minj} < X_{ij} < X_{maxj} \\ 1 & X_{ij} \geq X_{maxj} \end{cases} \quad [3]$$

$$r_{ij} = \begin{cases} 0 & X_{ij} \geq X_{maxj} \\ \frac{X_{maxj} - X_{ij}}{X_{maxj} - X_{minj}} & X_{minj} < X_{ij} < X_{maxj} \\ 1 & X_{ij} \leq X_{minj} \end{cases} \quad [4]$$

که در آن‌ها X_{ij} مقدار لازم از فاکتور λ_m ، X_{maxj} و X_{minj} به ترتیب مقادیر بیشینه و کمینه فاکتور λ_m مربوط به مدل دراستیک و r_{ij} مقدار عضویت هستند. برای پارامترهایی که به شکل کیفی هستند (A, I and S) نیز از تابع عضویت خطی استفاده می‌شود به این صورت که در هر لایه، رتبه‌های موجود در مدل دراستیک که بین 1 تا 10 هستند، بر 10 تقسیم می‌شوند تا رتبه‌بندی لایه‌ها بر

به طوری که به مهم‌ترین عامل وزن 5 و به کم‌اهمیت‌ترین عامل وزن 1 نسبت داده می‌شود. سپس هر نقشه به بازه‌هایی با اثربخشی متفاوت بر روی پتانسیل آلودگی تقسیم و به هر یک از این بازه‌ها رتبه‌ای بین 1 تا 10 تعلق می‌گیرد. کلیه وزن‌ها و رتبه‌ها در مدل دراستیک بر اساس تکنیک دلفی (در این روش یک پرسشنامه تهیه و توسط گروهی از کارشناسان تکمیل می‌شود) تهیه و ارائه شده‌اند (آلر و همکاران 1987).

در واقع مدل دراستیک شامل هفت لایه با رتبه‌بندی‌ها و اوزان ثابت و مشخص است که برای تهیه نقشه آسیب‌پذیری، این هفت پارامتر با یکدیگر هم‌پوشانی و تلفیق و یک لایه جدید به نام شاخص دراستیک طبق فرمول خطی رابطه 2 به دست می‌آید.

$$DRASTIC\ Index = \sum_{j=1}^7 (W_j \cdot R_j) \quad [2]$$

که در این رابطه W_j وزن پارامتر j و R_j رتبه پارامتر j است. پس از محاسبه شاخص می‌توان گفت که کدام منطقه در معرض خطر آلودگی بیشتر قرار دارد. هرچه شاخص بزرگ‌تر باشد، خطر ایجاد آلودگی بیشتر می‌گردد. باید توجه داشت که این شاخص تنها یک ابزار ارزیابی نسبی است و قابلیت ارزیابی مطلق را ندارد. از مزایای مدل دراستیک می‌توان اندک بودن نسبی داده‌های لازم، سهولت حصول داده‌ها، دقت آماری، هزینه کم و استفاده در مناطق وسیع را نام برد (آلر و همکاران 1987).

منطق فازی: نظریه مجموعه‌های فازی در سال 1965 توسط زاده (1965) عرضه شد. این نظریه از آن زمان تاکنون، گسترش و تعمیق زیادی یافته و کاربردهای مختلفی در علوم مختلف نظیر الکترونیک، منابع طبیعی، معدن و مدیریت و برنامه‌ریزی شهری پیدا کرده است. یک مجموعه فازی، مجموعه‌ای است از درجه‌های عضویت که می‌تواند به‌طور پیوسته از صفر تا یک اختیار شود. این مجموعه توسط یک تابع

فازی می‌توان نتیجه گرفت که اعماق بیش از 15 متر تأثیر زیادی بر کاهش پتانسیل آسیب‌پذیری دارد که این اعماق بیشتر در مرکز آبخوان واقع شده است. پارامتر هدایت هیدرولیکی بیان‌کننده قابلیت هدایت آب و آلاینده‌های محلول در آن هست. به‌طور متوسط عمده منطقه مورد مطالعه دارای هدایت هیدرولیکی 12 متر بر روز هست. این عامل می‌تواند در پتانسیل آسیب‌پذیری منطقه مورد مطالعه محدودیت زیادی وارد کند زیرا بیش از 85 درصد آبخوان، هدایت هیدرولیکی کمتر از 12 متر بر روز دارد.

تغذیه آب زیرزمینی موجب می‌گردد تا آلاینده در صورت وجود به‌صورت عمودی انتقال یافته و به سطح ایستابی برسد و به‌صورت افقی در آبخوان حرکت کند. این پارامتر حجم آبی را که موجب پراکنش و رقیق‌سازی آلوده‌کننده در مناطق اشباع و غیراشباع می‌گردد، کنترل می‌کند. معمولاً هر چقدر تغذیه بیشتر باشد، پتانسیل آلودگی آب زیرزمینی نیز بیشتر است. طبیعی است در صورتی که تغذیه بسیار کم باشد، احتمال آلودگی بسیار کاهش می‌یابد. در دشت همدان - بهار حدود 85 درصد از کل سطح منطقه دارای 5 تا 7 میلی‌متر در سال تغذیه هست و بیشتر مقدار تغذیه 9 میلی‌متر در سال است. بنابراین در محدوده مطالعاتی پارامترهای هدایت هیدرولیکی و تغذیه خالص و بعداز آن عمق تا سطح ایستابی عوامل کاهش‌دهنده پتانسیل آسیب‌پذیری محسوب می‌شوند و با درجه تأثیر کمتر، مقدار رس و سیلت موجود در خاک سطحی و عمقی، محدودکننده پتانسیل آلودگی هستند.

اساس مدل فازی انجام شود. پس از رتبه‌بندی، هر یک از لایه‌ها بر اساس وزن‌های موجود در مدل دراستیک وزندهی شدند. برای تلفیق لایه‌های ورودی، از بین پنج عملگر فازی، بهترین نتیجه را حالت حاصل‌ضرب فازی داد. دلیل این امر آن است که کلیه لایه‌های اطلاعاتی با هر درجه عضویتی که باشند، در هم ضرب خواهند شد و ضرب چند عدد کوچک‌تر از یک، سبب تولید یک عدد کوچک‌تر خواهد شد. پس این عملگر در بین دیگر حالات از حساسیت بیشتری برخوردار است که با توجه به هدفی که در این تحقیق دنبال می‌شود، از عملگر ضرب فازی استفاده شد.

نتایج و بحث

ارزیابی نقشه‌های آسیب‌پذیری

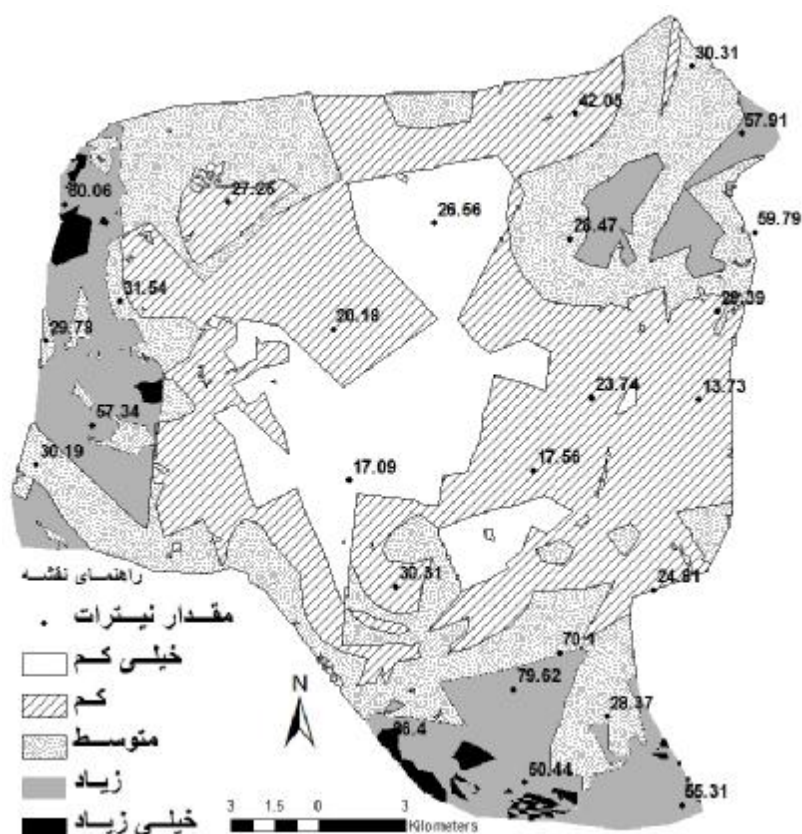
بعد از تهیه نقشه‌های ورودی، عملیات رتبه‌دهی و وزندهی آن‌ها انجام گرفت که نتایج مربوط به آن به‌همراه مساحت بازه‌ها در جدول 2 ذکر شده‌اند. با توجه به این جدول قسمت عمده آبخوان مورد مطالعه شامل شن همراه با سیلت و رس هست. همچنین خاک سطحی منطقه نشان می‌دهد که قسمت وسیعی دارای بافت لوم سیلتی است. با افزایش مقدار رس و سیلت مقادیر نفوذپذیری کاهش می‌یابد و در نتیجه پتانسیل انتقال آلاینده‌ها به آب زیرزمینی نیز کاهش می‌یابد.

تقریباً 94 درصد منطقه مورد مطالعه دارای شیب کمتر از 2 درصد است که در شیب‌های کم، پتانسیل آسیب‌پذیری افزایش می‌یابد. پس از نظر شیب، دشت همدان - بهار کاملاً پتانسیل آلوده شدن را دارد.

با دقت در جدول 2 مشاهده می‌شود که در حدود 60 درصد منطقه، فاصله سطح زمین تا سطح ایستابی بیش از 15 متر هست و با توجه به رتبه‌های دراستیک و

جدول 2-رتبه و وزن مؤلفه‌های مدل دراستیک (آلر و همکاران 1987) و فازی و مساحت بازه‌ها در دشت همدان - بهار.

رتبه دراستیک	رتبه فازی	مساحت (%)	بازه	وزن	پارامتر
10	1	4/6	<1/5	5	عمق تا سطح ایستابی (m)
9		2	1/5-4		
7		16/9	4-9		
5	$\frac{30 - x_{ij}}{30 - 1.5}$	16/9	9-15		
3		19/9	15-22		
2		18/2	22-30		
1	0	21/3	>30		
1	0	0	<5	4	تغذیه خالص (mm year^{-1})
3	$\frac{x_{ij} - 50}{90 - 50}$	85/4	5-7		
5		14/6	7-9		
5	0/5	7/7	رس	3	محیط آبخوان
6	0/6	54/4	شن همراه با رس و سیلت		
7	0/7	9/9	سنگ‌آهک، ماسه و شن همراه با رس و سیلت		
8	0/8	19/8	شن و ماسه		
9	0/9	8/1	ماسه		
6	0/6	7/5	لوم شنی	2	محیط خاک
5	0/5	14/5	لوم		
4	0/4	49/7	لوم سیلتی		
3	0/3	28/3	لوم رسی		
10	1	93/9	<2	1	توپوگرافی (%)
9		5/7	2-6		
5	$\frac{18 - x_{ij}}{18 - 2}$	0/34	6-12		
3		0/05	12-18		
1	0	0/02	>18		
3	0/3	16/5	رس و سیلت	5	محیط غیراشباع
4	0/4	14/2	رس همراه با شن		
5	0/5	24/6	رس و سیلت همراه با ماسه		
6	0/6	33/2	شن و ماسه همراه با رس و سیلت		
7	0/7	11/5	شن و ماسه		
1	0	29/3	<4	3	هدایت هیدرولیکی (m day^{-1})
2		56	4 - 12		
4	$\frac{x_{ij} - 82}{82 - 4}$	13	12 - 28		
6		1/7	28 - 41		
8		0	41-82		
10	1	0	>82		



شکل 10- نقشه آسیب‌پذیری مدل دراستیک و مقدار نیترات (mg L^{-1}) در چاه‌های مشاهده‌ای.

نقشه‌های امتیازدهی شده بر اساس رابطه 2 در مدل دراستیک و حاصل‌ضرب فازی در منطق فازی با یکدیگر تلفیق شدند. نقشه‌های نهایی به پنج کلاس با پتانسیل آسیب‌پذیری خیلی کم، کم، متوسط، زیاد و خیلی زیاد تقسیم شدند. نقشه آسیب‌پذیری آبخوان حاصل از مدل دراستیک در شکل 10 و منطق فازی در شکل 11 نشان داده شده است. مساحت به دست آمده برای هر یک از کلاس‌های آسیب‌پذیری در جدول 3 آورده شده است.

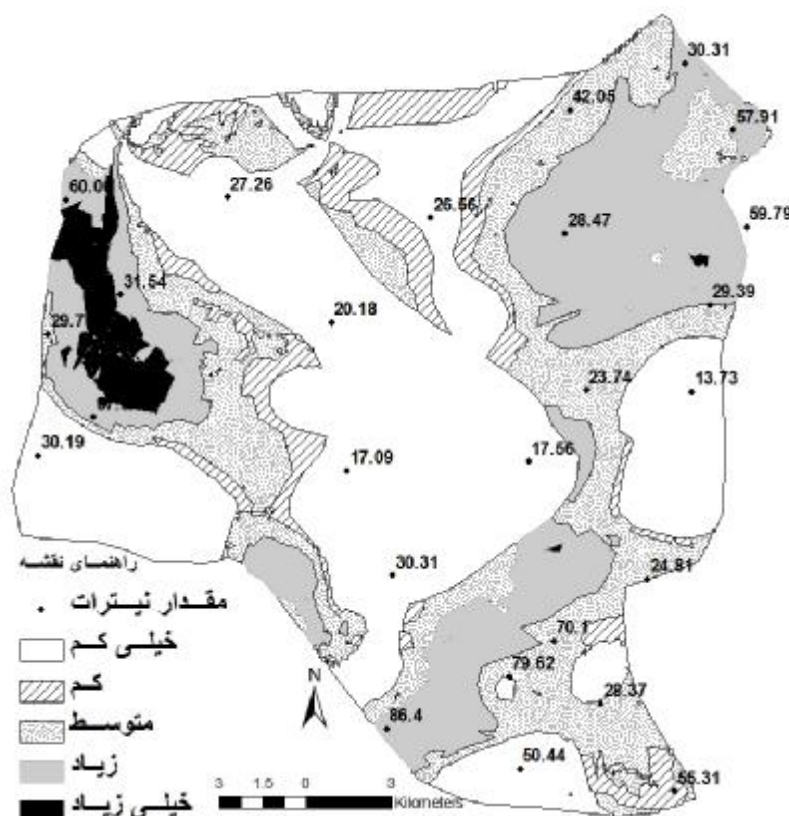
با توجه به شکل 10 و جدول 3 مشاهده می‌شود که در مدل دراستیک محدوده‌های با پتانسیل آلودگی خیلی کم و کم مربوط به مرکز، شمال و شرق دشت هست که به ترتیب شامل 15/56 و 38/50 درصد از کل آبخوان است. شاید بتوان دلیل آن را عمق زیاد سطح ایستابی در این مناطق دانست. همچنین مناطق با آلودگی متوسط، زیاد و خیلی زیاد با مساحت‌های 28/69، 15/92 و 1/33 درصد، در حاشیه‌های جنوبی، غربی و شمال شرقی دشت دیده می‌شود. بر اساس این روش قسمت عمده دشت با خطرپذیری کم و متوسط تشخیص داده شد. همچنین با دقت در شکل 11 مشخص می‌شود که در منطق فازی، کلاس‌های با پتانسیل آلودگی خیلی کم و کم مربوط به مرکز، شمال و قسمت شرقی دشت هست که به ترتیب 43/48 و 8/61 درصد از کل آبخوان را پوشش می‌دهند. مناطق با آلودگی متوسط، زیاد و خیلی زیاد با مساحت‌های 23/82، 21/16 و 2/93 درصد، در حاشیه‌های غربی، جنوبی و شمال شرقی دشت دیده می‌شود. در این روش قسمت عمده‌ای از دشت با خطرپذیری خیلی کم و متوسط مشخص شد.

همچنین با دقت در شکل 11 مشخص می‌شود که در منطق فازی، کلاس‌های با پتانسیل آلودگی خیلی کم و کم مربوط به مرکز، شمال و قسمت شرقی دشت هست که به ترتیب 43/48 و 8/61 درصد از کل آبخوان را پوشش می‌دهند. مناطق با آلودگی متوسط، زیاد و خیلی زیاد با مساحت‌های 23/82، 21/16 و 2/93 درصد، در حاشیه‌های جنوبی، غربی و شمال شرقی دشت دیده می‌شود. بر اساس این روش قسمت عمده‌ای از دشت با خطرپذیری خیلی کم و متوسط مشخص شد.

در این روش قسمت عمده‌ای از دشت با خطرپذیری خیلی کم و متوسط مشخص شد.

جدول 3- کلاس‌های آسیب‌پذیری و مساحت هر یک در دشت همدان - بهار.

منطق فازی		مدل دراستیک		پتانسیل آسیب‌پذیری
مساحت (%)	مساحت (Km ²)	مساحت (%)	مساحت (Km ²)	
43/48	211/56	15/56	75/64	خیلی کم
8/61	41/90	38/50	187/20	کم
23/82	115/87	28/69	139/50	متوسط
21/16	102/95	15/92	77/39	زیاد
2/93	14/25	1/33	6/49	خیلی زیاد

شکل 11- نقشه آسیب‌پذیری روش فازی و مقدار نیترات (mg L^{-1}) در چاه‌های مشاهده‌ای.

که هر چقدر سطح آب پایین‌تر باشد موجب می‌گردد تا زمان حرکت و امکان پالایش آلوده‌کننده افزایش یابد و هرچه بافت خاکی که آلاینده از آن عبور می‌کند درشت‌تر باشد، امکان پالایش کمتر می‌گردد و سریع‌تر به منابع زیرزمینی می‌پیوندد.

موقعیت‌های به‌دست‌آمده برای مناطق آسیب‌پذیر در منطقه مورد مطالعه در راستای سایر تحقیقات انجام‌شده هست. متکان و همکاران (1387) گزارش کردند که نواحی جنوب و جنوب‌شرقی دشت از پتانسیل

بر اساس نتایج به‌دست‌آمده می‌توان گفت که اطراف شهرهای همدان، مریانج و جورقان، میزان پتانسیل آلودگی بسیار زیاد هست. همچنین مناطقی چون لاله‌جین، بهار، صالح‌آباد، سلیمان‌آباد و حسین‌آباد دارای پتانسیل آسیب‌پذیری متوسط تا زیاد هستند. عمده مناطق مرکزی دشت دارای پتانسیل آلودگی کمی هستند که دلیل آن بیشتر به خاطر زیاد بودن عمق سطح آب زیرزمینی، وجود بافت لوم شنی خاک و وجود شن و ماسه در قسمت غیراشباع و اشباع آبرفت هست. چرا

همان‌طور که در شکل‌های 10 و 11 ملاحظه می‌شود، مقادیر نیترات اندازه‌گیری شده بر روی نقشه‌های آسیب‌پذیری حاصل از مدل دراستیک و مدل فازی قرار داده شدند. با دقت در هر دو شکل مشخص می‌شود که مقادیر بالای نیترات در چاه‌ها، در مناطقی واقع شده‌اند که دارای حساسیت بیشتری برای آلودگی هستند. همچنین چاه‌های با غلظت پایین نیترات، در مناطقی با پتانسیل آلودگی زیاد قرار نگرفته‌اند. پس می‌توان نتیجه گرفت که نتایج هر دو مدل دراستیک و فازی با داده‌های مشاهده‌ای همخوانی دارند.

برای داشتن معیاری از همبستگی دو متغیر بدون وابستگی به واحد اندازه‌گیری داده‌ها، از متغیری به نام ضریب همبستگی استفاده می‌شود. با استفاده از روش آماری چند متغیره در نرم‌افزار ArcGIS 9.3 به نام تجزیه به مؤلفه‌های اصلی مقدار ضرایب همبستگی بین لایه هم‌نیترات در چاه‌ها و نقشه پتانسیل آلودگی منطقه که از مدل دراستیک و منطق فازی به دست آمده است، محاسبه شد که نتایج آن در جدول 4 نمایش داده شده است.

بر اساس این جدول مقدار ضریب همبستگی بین نقشه تولید شده با استفاده از مدل دراستیک با نقشه هم‌نیترات، 0/35 و همین مقدار برای منطق فازی 0/39 به دست آمد که تفاوت ناچیزی با یکدیگر دارند. پس می‌توان نتیجه گرفت که هر دو روش تقریباً مشابه هم عمل کردند. اما به‌طور کلی این مقدار ضریب همبستگی کم و ضعیف است. یک دلیل آن این است که در این روش‌ها حرکت عمودی املاح به سمت آب زیرزمینی بدون هیچ‌گونه نقل و انتقال و واکنش در محیط خاک و آبخوان (مثل جریان‌های ترجیحی)، در نظر گرفته شده است (آخوان و همکاران 2011).

آلودگی بالاتری نسبت به قسمت‌های میانی و شرق دشت برخوردار هستند. در تحقیق ترنجیان (1388) نهایتاً اعلام شد که نواحی مرکزی و نوار شمالی دارای پتانسیل کم تا متوسط و بیشتر نواحی دشت دارای پتانسیل متوسط تا زیاد هستند. همچنین آخوان و همکاران (2011) بیان کردند که مرکز دشت جزء مناطق با پتانسیل کم آسیب‌پذیری می‌باشند.

صحت‌سنجی و تحلیل حساسیت مدل‌ها

مدل‌های ارزیابی آسیب‌پذیری آبخوان باید صحت‌سنجی شوند تا درستی یا نادرستی تلفیق پارامترهای به‌کاررفته مشخص شود. در صحت‌سنجی هرچه تفاوت نتایج واقعی و اندازه‌گیری شده با نتایج پیش‌بینی شده توسط مدل کمتر باشد، می‌توان نتیجه گرفت که ترکیب پارامترهای مورد استفاده درست هست ولی اگر مدل در دوره‌های زمانی دیگر نتواند حوادث و شرایط حاکم بر آبخوان را شبیه‌سازی کند، فاقد اعتبار بوده و ترکیب پارامترهای به‌کاررفته درست نیست (چیت‌سازان و صمدی 1381).

با توجه به این واقعیت که عمده کودهای مورد استفاده در منطقه مورد مطالعه از نوع نیتراته هستند، در نمونه‌های برداشت شده از 26 چاه موجود در دشت همدان - بهار، فقط مقدار یون نیترات اندازه‌گیری شد. در شکل 9 مقادیر نیترات به پنج گروه (شبیه نقشه‌های خطرپذیری) تقسیم شدند. با توجه به این نقشه، مقادیر خیلی کم و کم نیترات در نواحی مرکزی، شمال و شرق دشت واقع شده‌اند، در حالی که مناطق با مقدار نیترات متوسط، زیاد و خیلی زیاد در مساحت‌های کوچکی در جنوب، غرب و شمال شرقی دشت پراکنده شده‌اند. این موضوع با طبقه‌بندی آسیب‌پذیری محدوده مورد مطالعه، که توسط مدل دراستیک و منطق فازی حاصل شد، تطابق دارد.

جدول 4- ضریب همبستگی بین نقشه هم‌نیترات با نقشه‌های آسیب‌پذیری به‌دست‌آمده از دو روش دراستیک و فازی و

لایه‌های ورودی.

لایه	مدل فازی	مدل دراستیک	D	R	A	S	T	I	C
نیترات	0/39	0/35	0/7	0/1	0/13	0/18	-0/12	0/084	-0/026

نتیجه‌گیری کلی

هدف از این پژوهش کمک به تبیین سیاست‌های کاربردی و عملی برای مدیریت منابع آب زیرزمینی با در اختیار قرار داشتن ابزار با استفاده از مدل دراستیک و بررسی امکان استفاده از منطق فازی در طبقه‌بندی نقشه‌های آسیب‌پذیری هست. در این تحقیق پهنه‌بندی آسیب‌پذیری آب‌های زیرزمینی دشت همدان - بهار بر روی یون نیترات به‌عنوان شاخص آلودگی با منشأ کشاورزی و فاضلاب‌های شهری بر اساس مدل دراستیک و منطق فازی در محیط GIS انجام گرفت.

هفت پارامتر هیدروژئولوژیکی برای نشان دادن وضعیت آسیب‌پذیری آبخوان منطقه مورد مطالعه استفاده شدند. این پارامترها عبارت‌اند از: عمق تا سطح ایستابی، تغذیه خالص، محیط آبخوان، محیط خاک، توپوگرافی، تأثیر محیط غیراشباع و هدایت هیدرولیکی آبخوان. نقشه‌های تولیدشده مربوط به هر پارامتر، بر اساس رتبه‌بندی‌های روش دراستیک طبقه‌بندی و سپس با به‌کارگیری وزن‌های ارائه‌شده مدل دراستیک، لایه‌ها با یکدیگر ترکیب و نقشه آسیب‌پذیری بر اساس شاخص دراستیک تهیه شد. در روش فازی هفت شاخص مدل دراستیک، به‌عنوان ورودی‌های مدل در نظر گرفته شدند و بر اساس تابع عضویت فازی خطی، رتبه‌بندی نقشه‌ها انجام شد و سپس با توجه به اوزان موجود در مدل دراستیک و بر اساس عملگر حاصل‌ضرب فازی، لایه‌ها ترکیب و نقشه نهایی به‌دست آمد.

نقشه‌های آسیب‌پذیری آبخوان حاصل از مدل دراستیک و منطق فازی نشان دادند که بیشترین پتانسیل آلودگی آب‌های زیرزمینی به نیترات مربوط به حاشیه‌های جنوبی، غربی و شمال‌شرقی دشت و محدوده‌های با پتانسیل آلودگی خیلی کم و کم مربوط

در مدل دراستیک با اختصاص رتبه‌بندی‌ها برای عوامل مؤثر، در واقع تفاوت بین مقادیر یک پارامتر در طول یک بازه را نادیده می‌گیرد و به همه آن مقادیر یک رتبه خاص می‌دهد. به‌همین دلیل مدل دراستیک قادر نخواهد بود تأثیر تغییرات فاکتورهای هیدروژئولوژیکی را بر روی آسیب‌پذیری آب‌های زیرزمینی، به‌خوبی منعکس کند. اما در منطق فازی، پارامترها از طریق عملیات فازی‌سازی، طبقه‌بندی و رتبه‌بندی می‌شوند و همین می‌تواند منجر به تولید مقادیری دقیق‌تر از مدل دراستیک گردد (کامرون و پلوسو 2001).

میزان همبستگی نقشه هم‌نیترات و لایه‌های ورودی استفاده‌شده در هر دو مدل دراستیک و فازی برای یافتن مؤثرترین پارامتر، محاسبه شد که نتایج آن در جدول 3 بیان‌شده است. اعداد این جدول بیان می‌کند که بیشترین همبستگی میان پارامتر عمق تا سطح ایستابی و لایه هم‌نیترات وجود دارد. به‌عبارت‌دیگر مؤثرترین پارامتر در تعیین پتانسیل آلودگی آبخوان دشت همدان - بهار هست. دلیل آن را این‌گونه می‌توان تفسیر نمود. در نواحی که سطح ایستابی کم عمق است، مواد آلاینده فرصت کمتری دارند که توسط فرآیندهای فیزیکی (فیلترشدن)، شیمیایی (واکنش با مواد موجود در منطقه غیراشباع) و بیولوژیکی (حذف زیستی) موجود در منطقه غیراشباع، از آب نفوذی جدا شوند و بنابراین سریع‌تر به آب زیرزمینی می‌رسند. ولی در مناطق با سطح ایستابی عمیق فرآیندهای مذکور فرصت بیشتری را در حذف مواد آلاینده از آب نفوذی دارند و بنابراین در این نواحی شانس آلودگی آبخوان نیز کمتر است (چیت‌سازان و اختری 2009). بعد از لایه عمق، دو عامل محیط خاک و محیط آبخوان دارای ضریب همبستگی تقریباً مشابهی هستند.

2002). در این تحقیق هر دو روش، پتانسیل خطرپذیری را در آبخوان همدان- بهار با دقت تقریباً یکسانی پیش‌بینی کردند.

بر اساس تحلیل حساسیت انجام‌شده، مؤثرترین پارامتر در تعیین پتانسیل آلودگی آبخوان دشت همدان- بهار پارامتر عمق تا سطح ایستابی هست و در جایگاه بعدی عامل محیط خاک و محیط آبخوان دارای ضریب همبستگی تقریباً مشابهی هستند.

حال که مناطق مختلف دشت از نظر پتانسیل آلوده شدن ارزیابی گردیدند، پیشنهاد می‌گردد که در ادامه کار مقدار آلودگی در هر منطقه تعیین و سپس مقادیر آلودگی با مقادیر استاندارد آن از لحاظ شرب و کشاورزی مقایسه شود. همچنین می‌توان این موضوع، که آیا منابع آلودگی مشخص هستند یا نه را، موردبررسی قرار داد.

به مرکز، شمال و شرق دشت بود. بر اساس روش دراستیک قسمت عمده دشت با خطرپذیری کم و متوسط تشخیص داده شد ولی در مدل فازی بیشتر قسمت‌های دشت با خطرپذیری خیلی کم، کم و متوسط مشخص شد.

در ارزیابی آسیب‌پذیری آب‌های زیرزمینی، عدم قطعیت و اطمینان امری ذاتی است. بخشی از این عدم قطعیت ناشی از خطای اطلاعاتی و متغیر بودن پارامترهای هیدروژئولوژیک نسبت به زمان و مکان هست (ناصری و صارمی‌نژاد 1390). از سوی دیگر در ارزیابی آسیب‌پذیری، دسته‌بندی اطلاعات و تعیین مرزها بین این دسته‌ها از اهمیت ویژه‌ای برخوردار است و منطق فازی می‌تواند آسیب‌پذیری را بهتر از روش‌های معمول ارزیابی کند و منجر به افزایش دقت نتایج در نزدیکی مرزها شود (دیکسون و همکاران

منابع مورد استفاده

- احمدی ع و آبرومند م، 1388. بررسی پتانسیل آلودگی آبخوان دشت خاش، شرق ایران، با استفاده از سامانه اطلاعات جغرافیایی. فصل‌نامه زمین‌شناسی کاربردی، سال 5، شماره 1، صفحه‌های 1 تا 11.
- ترنجیان ا، 1388. بررسی مکان‌های آسیب‌پذیر به آلودگی در سفره آب زیرزمینی همدان- بهار با استفاده از GIS. پایان‌نامه کارشناسی ارشد آبیاری و زهکشی، دانشکده کشاورزی دانشگاه بوعلی‌سینا.
- چیت‌سازان م و صمدی د، 1381. واسنجی مدل آب‌های زیرزمینی دشت قروه با تاکید بر مقابله با عدم قطعیت. مجله علوم کشاورزی، شماره 8، صفحه‌های 49 تا 59.
- فتحی ا، 1390. اعتباریابی مدل‌های دراستیک و سینتکس به منظور تعیین آسیب‌پذیری آبخوان دشت شهرکرد با استفاده از تغییرات فصلی غلظت‌های نیترات و فسفات. پایان‌نامه کارشناسی ارشد آبیاری و زهکشی، دانشکده کشاورزی دانشگاه شهرکرد.
- کریمی ن، بهبهانی م، مساح ع و خدایی ک، 1391. مقایسه روش‌های Logistic Regression، DRATIC اصلاح شده و AHP-DRATIC در بررسی آسیب‌پذیری آب‌های زیرزمینی. مجله محیط‌شناسی، شماره 4، صفحه‌های 79 تا 92.
- متکان ع، ناصری ح و استادهاشمی ز، 1387. تصحیح روش دراستیک مبتنی بر سامانه اطلاعات جغرافیایی با استفاده از روش‌های آماری و تحلیل سلسله مراتبی. فصل‌نامه زمین‌شناسی کاربردی، سال 4، شماره 3، صفحه‌های 205 تا 222.
- ناصری ح و صارمی‌نژاد ف، 1390. مقایسه ارزیابی آسیب‌پذیری آبخوان به روش‌های DRATIC و منطق فازی. فصل‌نامه جغرافیای طبیعی، سال 4، شماره 11، صفحه‌های 17 تا 34.
- نیکنام ر، محمدی ک و مجد و، 1386. ارزیابی سفره آب زیرزمینی تهران- کرج با روش DRATIC و منطق فازی. مجله تحقیقات منابع آب ایران، سال 3، شماره 2، صفحه‌های 39 تا 47.
- Akhavan S, Mousavi SF, Abedi-Koupai J and Abbaspour K, 2011. Conditioning DRATIC model to simulate nitrate pollution case study: Hamadan- Bahar plain. Environmental Earth Science 63: 1155-1167.
- Aller LT, Bennett HJ, Lehr R, Petty J and Hackett G, 1987. DRATIC: A standardized system for evaluating ground water pollution potential using geo hydro geologic settings. US environmental protection agency report. EPA600/2-EP87/036.

- Al-Rawabdeh AM, Al-Ansari NA, Al-Taani AA and Knutsson S, 2013. A GIS-Based DRASTIC model for assessing aquifer vulnerability in Amman- erqa groundwater basin, Jordan. *Engineering Journal* 5(5): 490-504.
- Antonakos AK and Lambrakis NJ, 2006. 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: 288–304.
- Babiker IS, Mohamed AAA, Hiyama T and Kato K, 2005. A GIS-based DRASTIC model for assessing aquifer vulnerability in Kakamigahara heights, Gifu prefecture, central Japan. *Science of the Total Environment* 345:127-140.
- Cameron E and Peloso GF, 2001. An application of fuzzy logic to the assessment of aquifer's pollution potential. *Environmental Geology* 40: 1305-1315.
- Chitsazan M and Akhtari Y, 2009. A GIS-based DRASTIC model for assessing aquifer vulnerability in Kherran plain, Khuzestan, Iran. *Water Resource Management* 23: 1137-1155.
- Dixon B, 2005. Groundwater vulnerability mapping: A GIS and fuzzy rule based integrated tool. *Applied Geography* 25: 327–347.
- Dixon B, Scott HD, Steele KF and Dixon JC, 2002. Prediction of aquifer vulnerability to pesticides using fuzzy rule-based models at the regional scale. *Physical Geography* 23(2): 130-153.
- Fritch TG, McKnight CL, Yelderman JC and Arnold JG, 2000. An aquifer vulnerability assessment of the Paluxy aquifer, central Texas, USA, using GIS and a modified DRASTIC approach. *Environmental Management* 25(3): 337-345.
- Huan H, Wang J and Teng Y, 2012. Assessment and validation of groundwater vulnerability to nitrate based on a modified DRASTIC model: a case study in Jilin City of northeast China. *Science of the Total Environment* 440: 14-23.
- Jasem H and Alraggad M, 2010. Assessing groundwater vulnerability in Azraq basin area by a modified DRASTIC index. *Journal water Resource and Protection* 2: 944-951.
- Javadi S, Kavehkar N, Mousavizadeh MH and Mohammadi K, 2011. Modification of DRASTIC model to map groundwater vulnerability to pollution using nitrate measurements in agricultural areas. *Journal of Agricultural Science and Technology* 13: 239-249.
- Leone A, Ripa MN, Uricchio V, Deák J and Vargay Z, 2009. Vulnerability and risk evaluation of agricultural nitrogen pollution for Hungary's main aquifer using DRASTIC and GLEAMS model. *Journal of Environmental Management* 90(10): 2969-2978.
- Mimi ZA, Mahmoud N and Madi MA, 2012. Modified DRASTIC assessment for intrinsic vulnerability mapping of karst aquifers: a case study. *Environmental Earth Science* 66(2):447–456.
- Naqa A, Hammouri N and Kuisi M, 2006. GIS-based evaluation of groundwater vulnerability in the Russeifa area, Jordan. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas* 23(3): 277-287.
- Mohammadi K, Niknam R and Majd V, 2009. Aquifer vulnerability assessment using GIS and fuzzy system: a case study in Tehran–Karaj aquifer, Iran. *Environmental Geology* 58: 437-446.
- Neshat A, Pradhan B, Pirasteh S and Zuhaidi Mohd Shafri H, 2014. Estimating groundwater vulnerability to pollution using a modified DRASTIC model in the Kerman agricultural area, Iran. *Environmental Earth Science* 71(7): 3119-3113.
- Pacheco FAL and Sanches Fernandes LF, 2013. The multivariate statistical structure of DRASTIC model. *Journal of Hydrology* 476: 442- 459.
- Pathak DR, Hiratsuka A, Awata I and Chen L, 2008. GIS based Fuzzy optimization method to groundwater vulnerability evaluation. Pp. 2716- 2719. *Proceeding of The 2nd International Conference on Bioinformatics and Biomedical Engineering*. 16-18 May, Shanghai, china.
- Piscopo G, 2001. Groundwater vulnerability map, explanatory notes- Castlreagh catchment. Parramatta NSW: Australia NSW Department of Land and Water Conservation.
- Plymale CL and Angle MP, 2002. Groundwater pollution potential of Fulton County, Ohio. Report No. 45. Ohio Department of Natural Resources, Water Resources Section.
- Shukla S, Mostaghimi S, ShanholtVO, Collins MC and Ross BB, 2000. A county- level assessment of groundwater contamination by pesticides. *Groundwater Monitoring and Remediation* 20(1): 104– 119.
- Yin L, Zhang E, Wang X, Wenninger J, Dong J, Guo L and Huang J, 2012. A GIS-based DRASTIC model for assessing groundwater vulnerability in the Ordos Plateau, China. *Environmental Earth Science* 69(1):171–185.
- Zadeh LT, 1965. Fuzzy sets. *Information Control* 8: 338–353.