

Evaluation of the Vulnerability of the Jarmeh Aquifer using DRASTIC and SINTACS Methods

F. Radmanesh^{1*}, S. Sadri², A. shahbazi³

1- Assistant Professor & MSc. student of Water Resources Management, Department of Hydrology, University of Shahid Chamran, Ahvaz, Iran. 3- Ph.D., Water Resources Management, Khuzestan Water and Power Authority, Ahvaz, Iran.

*(Corresponding Author Email: feridon_radmanesh@yahoo.com)

Received: 12-02-2017

Accepted: 01-08-2017

ارزیابی آسیب پذیری آبخوان دشت جارمه توسط روش های دراستیک و سینتکس

فریدون رادمنش^{۱*}، سمیرا صدری^۲، علی شهبازی^۳

۱ و ۲- به ترتیب دانشیار و دانشجوی کارشناسی ارشد منابع آب، گروه هیدرولوژی، دانشگاه شهید چمران اهواز. ۳- دکتری منابع آب، سازمان آب و برق خوزستان

*(نویسنده‌ی مسئول، E-Mail: feridon_radmanesh@yahoo.com)

تاریخ دریافت: ۹۵/۱۱/۲۴

تاریخ پذیرش: ۹۶/۰۵/۱۰

Abstract

In recent years that we are faced with water shortage, the entrance of surface pollutants to the groundwater resources has become a serious problem in reducing the quality of groundwater resources. Therefore, identifying vulnerable areas and directing development programs in the areas which have not been vulnerable to pollution is the best way to provide sustainable development programs. In this study, aquifer vulnerability have been assessed using DRASTIC and SINTACS models at the Jarmeh plain, khozestan province. The principle of the DRASTIC model is based on hydrological and hydrogeological pollution transmission conditioning factors. Entering the parameters for both DRASTIC and SINTACS is the same, the main difference between them is that weighing and rating in the SINTACS method is more flexible. Groundwater vulnerability maps have been provided using overlaying of water depth, net recharge, aquifer media, soil media, topography, impact of vadose zone, hydraulic conductivity, the results of the mdels and were validated using nitrate concentration map. Correlation between nitrate and groundwater vulnerability maps provided by DRASTIC and SINTACS was 0.36% and 0.48%, respectively. Sensitivity analysis was investigated to determine the most effective factors using map removal and single parameter methods. The results of both methods show that the unsaturated zone is the most important factor on groundwater vulnerability in the study area.

Keywords: Vulnerability, DRASTIC, SINTACS, Jarmeh plain.

چکیده

ورود آلاینده‌های سطحی به منابع آب زیرزمینی به خصوص در سال‌های اخیر که با بحران کمبود آب مواجه بوده‌ایم، از مشکلات جدی در کاهش کیفیت منابع آب زیرزمینی می‌باشد. بنابراین شناخت مناطق آسیب‌پذیر و جهت‌دهی برنامه‌های توسعه‌ای به سمت مناطقی که آسیب‌پذیری کمتری دارند، دستیابی به اهداف توسعه پایدار را امکان‌پذیر خواهد کرد. در این مطالعه آسیب‌پذیری آبخوان دشت جارمه در استان خوزستان با استفاده از مدل دراستیک^۱ و سینتکس^۲ مورد ارزیابی قرار گرفته است. اصول مدل دراستیک بر پایه پارامترهای هیدرولوژیکی و هیدروژئولوژیکی مؤثر بر انتقال آلودگی است. پارامترهای مدل سینتکس مشابه مدل دراستیک می‌باشد، با این تفاوت که فرآیند وزن و رتبه‌دهی پارامترها در روش سینتکس انعطاف بیشتری دارد. پس از تهیه نقشه‌های آسیب‌پذیری توسط تلفیق پارامترهای عمق آب زیرزمینی، تغذیه خالص، محیط آبخوان، محیط خاک، شیب، محیط غیراشباع و هدایت هیدرولیکی، نتایج مدل با استفاده از نقشه نیترات صحت‌سنجی شدند. میزان همبستگی نقشه نیترات آب زیرزمینی با مدل دراستیک و سینتکس به ترتیب ۰/۴۶ و ۰/۵۸ درصد بود. با تحلیل حساسیت به دو روش حذف نقشه و تک پارامتری نیز میزان تأثیرگذاری هر کدام از پارامترها بررسی شد. نتایج حاصله از روش حذف نقشه و تک پارامتر در هر دو روش بیانگر آن است که پارامتر محیط غیراشباع مهم‌ترین عامل تأثیرگذار بر آسیب‌پذیری آبخوان منطقه مورد مطالعه می‌باشد.

واژه‌های کلیدی: آسیب‌پذیری، دراستیک، سینتکس، دشت جارمه.

(۱۹۹۳)، درستیک (Aller و همکاران، ۱۹۸۷)، سینتکس (Civita، ۱۹۹۴)، IRISH (Daly و همکاران، ۱۹۹۹) و SI (Ribeiro، ۲۰۰۰) اشاره نمود. روش‌های رتبه‌دهی مناسب‌ترین روش‌ها برای ارزیابی آسیب‌پذیری آب زیرزمینی هستند. زیرا نسبتاً ارزان بوده، به طور مستقیم به هدف می‌رسند، داده‌های مورد استفاده آن در دسترس یا قابل تخمین می‌باشند و نتایج نهایی آن به آسانی قابل توصیف بوده و برای تصمیم‌گیری‌های مدیریتی مناسب هستند (Focazio و همکاران، ۲۰۰۲). از میان چندین روش موجود، روش‌های دراستیک و سینتکس برای ارزیابی پتانسیل آلودگی دشت جارمه انتخاب شدند. یکی از مزیت‌های اصلی مدل‌های دراستیک و سینتکس، انجام ارزیابی آسیب‌پذیری با استفاده از تعداد زیادی لایه‌های اطلاعاتی است. که تأثیر خطاها و یا عوامل نامعلوم را بر روی خروجی نهایی محدود می‌کند (معروفی و همکاران، ۱۳۹۱). بعضی از محققین معتقدند که می‌توان با استفاده از تعداد کمتری پارامترهای ورودی، با هزینه کمتر و دقت بیشتر به نتیجه مطلوب دست یافت. در خصوص آسیب‌پذیری و آلودگی آب زیرزمینی با این دو مدل، تحقیقاتی انجام شده که از نقطه نظرهای مختلفی به بررسی موضوع پرداخته‌اند. در ادامه به چند مورد از این مطالعات اشاره می‌گردد. Pisciotta و همکاران (۲۰۱۵) به منظور ارزیابی خطر بالقوه آلودگی نیترات در سفره ناشی از فعالیت‌های کشاورزی در منطقه نورا، شمال غربی ساردینا در ایتالیا از روش SINTACS استفاده کردند. نتایج نشان داد که بخش مرکزی دشت تحت خطر بالای آسیب‌پذیری است. آن‌ها برای صحت‌سنجی نتایج از داده‌های نیترات موجود در دشت استفاده کردند. این روش در مقایسه با روش آماری محبوب‌تر است. در واقع نسبتاً ارزان و ساده است و داده‌ها معمولاً در دسترس می‌باشد، آن‌ها همچنین به منظور ارزیابی آسیب‌پذیری ذاتی در برابر خطر آلودگی نیترات در آب‌های زیرزمینی و مقایسه اثرات زیست‌محیطی توسط کشاورزی بیش از حد در منطقه مدیترانه سیسیلی در ایتالیا از دو روش SINTACS و DRASTIC استفاده کردند. مقادیر غلظت نیترات بدست آمده با مقادیر SINTACS و DRASTIC به روش همبستگی پیرسون مقایسه کرد. نتایج گویای این است که SINTACS همبستگی بیشتری با مقادیر نیترات دارد و نسبت به ارزیابی ریسک حساسیت بالایی دارد و ارزیابی بهتری را فراهم می‌سازد. افروزی و همکاران (۱۳۹۲) جهت تهیه نقشه پهنه‌بندی آسیب‌پذیری آبخوان دشت بروجن و فرادنبه از روش دراستیک استفاده کردند. نقشه‌های پهنه‌بندی آسیب‌پذیری آبخوان در این محدوده، از هم‌پوشانی لایه‌های مختلف دراستیک در محیط نرم‌افزار سیستم اطلاعات جغرافیایی (GIS) تهیه گردیده است. نتایج نشان می‌دهد که آسیب‌پذیری در این محدوده به چهار دسته آسیب‌پذیری کم، متوسط، زیاد و خیلی زیاد تقسیم می‌شود. در این تحقیق به منظور اصلاح مدل دراستیک، رتبه و وزن‌های پارامترهای دراستیک متناسب با میزان غلظت نیترات موجود در دشت اصلاح شده است. نتایج گویای دقت و صحت بیشتر روش دراستیک اصلاح

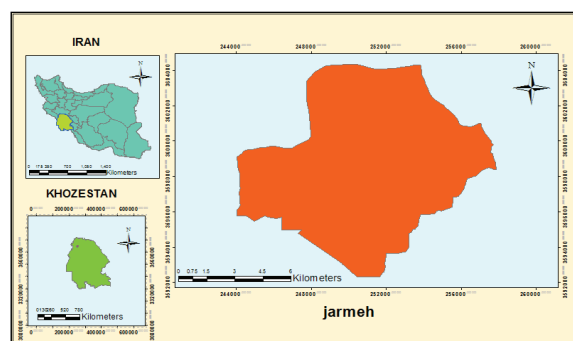
آب زیرزمینی از مهمترین منابع طبیعی در جهان می‌باشد که در شرایط کنونی، بخش قابل ملاحظه‌ای از نیازهای آب کشور ایران به خصوص در بخش شرب توسط این منابع آب تأمین می‌گردد. بنابراین، حفاظت کیفی آب‌های زیرزمینی از اهمیت زیادی برخوردار است. در بسیاری از موارد آلودگی آب‌های زیرزمینی، بعد از آلوده شدن چاه‌های آب شرب شناسایی می‌شوند. رفع آلودگی آب زیرزمینی بسیار پرهزینه و فرآیندی طولانی است و اغلب زمانی آلودگی تشخیص داده می‌شود که رفع آلودگی آبخوان تقریباً غیر ممکن می‌گردد. یکی از راه‌های مناسب برای جلوگیری از آلودگی آب‌های زیرزمینی شناسایی مناطق آسیب‌پذیر آبخوان است (باقرزاده و همکاران، ۱۳۸۹). تاکنون تعاریف زیادی درمورد آسیب‌پذیری آبخوان و مفهوم آن در هیدروژئولوژی ارائه شده است. از آن جمله می‌توان به تعریف کمیته ملی آمریکا در سال ۱۹۹۳ اشاره کرد (Stigter و همکاران، ۲۰۰۶). این کمیته آسیب‌پذیری آب‌های زیرزمینی نسبت به آلودگی راه‌های آلودگی یا احتمال رسیدن آلاینده‌ها به یک مکان مشخص در سیستم آب زیرزمینی، پس از به وجود آمدن آن‌ها در برخی محل‌ها در بالای سطح آبخوان می‌داند (Almasri، ۲۰۰۸). آسیب‌پذیری نوعی ویژگی نسبی، بدون بعد و غیرقابل اندازه‌گیری است که پتانسیل آبخوان را برای نفوذ و پخش آلاینده‌ها از سطح زمین به سیستم آب زیرزمینی نشان می‌دهد (Babiker و همکاران، ۲۰۰۵) و به ویژگی‌های آبخوان، محیط زمین‌شناسی و هیدروژئولوژی بستگی دارد (Antonakos و همکاران، ۲۰۰۷). اصطلاح آسیب‌پذیری آبخوان از نظر مفهومی در هیدروژئولوژی به دو صورت آسیب‌پذیری ذاتی^۱ و آسیب‌پذیری ویژه^۲ تقسیم می‌شود (Gogu و همکاران، ۲۰۰۰). آسیب‌پذیری ذاتی به امکان آلودگی در یک منطقه بدون در نظر گرفتن آلاینده‌های خاص اشاره دارد (Almasri، ۲۰۰۸). به عبارتی این نوع آسیب‌پذیری به ویژگی‌های زمین‌شناسی، هیدرولوژی و هیدروژئولوژی یک منطقه و فعالیت‌های بشری بستگی دارد و مستقل از ماهیت آلاینده‌هاست (Gogu و همکاران، ۲۰۰۰). آسیب‌پذیری ویژه نیز به آسیب‌پذیری آب‌های زیرزمینی نسبت به آلاینده‌های گروهی خاص از آلاینده‌ها اشاره دارد که به ویژگی‌های آلاینده‌ها و ارتباط آن با مولفه‌های مختلف آسیب‌پذیری ذاتی بستگی دارد (Stigter و همکاران، ۲۰۰۶). روش‌های مختلفی تاکنون برای ارزیابی آسیب‌پذیری سفره‌های آب زیرزمینی ارائه شده که می‌توان آن‌ها را به سه دسته کلی تقسیم کرد. این سه دسته عبارت است از رتبه‌دهی توصیفی، آماری و تحلیلی و روش ترکیبی (معروفی و همکاران، ۱۳۹۱). روش رتبه‌دهی توصیفی، آسیب‌پذیری ذاتی سفره را بر اساس درجه‌بندی بالا، متوسط و پایین طبقه‌بندی می‌کند و نتایج در جهت تصمیمات مدیریتی استفاده می‌شود. از مهمترین روش‌های رتبه‌دهی می‌توان به GOD (Foster، ۱۹۸۷)، AVI (Van stemproot) و همکاران،

شده نسبت به روش دراستیک ساده می‌باشد. ضریب همبستگی پیرسون بین غلظت نیترات و شاخص دراستیک ساده و اصلاح شده به ترتیب برابر ۴۷٪ و ۸۰٪ می‌باشد. هدف از این مقاله بررسی آسیب‌پذیری آبخوان دشت جارمه با استفاده از مدل‌های دراستیک و سینتکس در برابر آلودگی و وضعیت آبخوان دشت جارمه و کمک به تبیین سیاست‌های کاربردی و عملی برای مدیریت منابع آب زیرزمینی می‌باشد.

مواد و روش‌ها

معرفی منطقه مورد مطالعه

منطقه مورد مطالعه واقع در شمال شهر اندیمشک در استان خوزستان می‌باشد. این حوضه جزئی از بخش مرکزی شهرستان اندیمشک است، که شهر اندیمشک نیز در آن واقع می‌باشد. حوضه مذکور از شمال و شمال شرق به محدوده دریاچه سد دز، از شرق به شهر دزفول و رود دز، از شمال غرب به راه آهن سراسری شمال- جنوب، از جنوب به شهر اندیمشک و از غرب و جنوب غرب به رود فصلی بالارود ختم می‌شود. منطقه مورد مطالعه دارای مختصات جغرافیائی $17^{\circ} 48' 16''$ تا $55^{\circ} 48' 29''$ طول شرقی و $33^{\circ} 25' 36''$ تا $39^{\circ} 33' 19''$ عرض شمالی می‌باشد. حوضه آبریز آن یکی از زیرحوضه‌های رود فصلی بالارود از سرشاخه‌های رود دز می‌باشد. این محدوده دارای مساحتی معادل ۳۱۴ کیلومترمربع می‌باشد. بالاترین نقطه ارتفاعی آن ۸۲۵ متر بالاتر از سطح دریا، پایین‌ترین نقطه ارتفاعی ۱۳۰ متر و ارتفاع متوسط آن ۴۷۷ متر از سطح دریا می‌باشد. شکل (۱) موقعیت منطقه را نشان می‌دهد.



شکل ۱- نقشه موقعیت منطقه مورد مطالعه

زمین‌شناسی و هیدروژئولوژی

زمین‌شناسی منطقه مورد مطالعه، سازندهای آجاجاری، لهری، بختیاری و رسوبات عهد حاضر شامل می‌شود. به علت حضور کنگلومرای بختیاری در این دشت و تخریب، فرسایش و حمل مواد این سازند در قسمت اعظم محدوده، آبرفت دشت مورد مطالعه، بیشتر شامل مواد دانه‌درشت و قله‌ای است (شرکت مهندسی مشاور بهکار آب اهواز، ۱۳۹۱).

مدل دراستیک

مدل دراستیک یک مدل رتبه‌بندی عددی است که اولین بار در سال ۱۹۸۷ توسط آژانس حفاظت محیط زیست ایالت متحده برای ارزیابی پتانسیل آسیب‌پذیری آب‌های زیرزمینی ایالت متحده مطرح و بر اساس مفهوم و وضعیت هیدروژئولوژیکی استوار است. وضعیت هیدروژئولوژیکی در واقع بیانگر ترکیبی از همه فاکتورهای زمین‌شناسی و هیدروژئولوژیکی است که حرکت آب‌های زیرزمینی را در یک منطقه کنترل می‌کند. این مدل از ترکیب هفت پارامتر هیدروژئولوژیکی قابل اندازه‌گیری و مؤثر در انتقال آلودگی به آب‌های زیرزمینی که شامل عمق آب زیرزمینی، تغذیه خالص آبخوان، محیط آبخوان، محیط خاک، توپوگرافی، مواد تشکیل‌دهنده ناحیه غیراشباع و هدایت هیدرولیکی می‌باشد، تشکیل شده است. برای تعیین اهمیت نسبی هر کدام از عوامل هفت‌گانه استفاده شده در مدل، هر پارامتر نسبت به سایر عوامل ارزیابی می‌شود، به طوری که به هر کدام با توجه به اهمیت تأثیر در آلودگی سیستم آب زیرزمینی یک وزن از یک تا پنج تعلق می‌گیرد که نشان‌دهنده اثر نسبی هر پارامتر بر انتقال آلودگی در آب‌های زیرزمینی است؛ یعنی پنج مؤثرترین و یک کمترین اثر را دارد. هر یک از عوامل هیدروژئولوژیکی تأثیرگذار در مدل دراستیک خود به بازه‌هایی تقسیم می‌شوند (محمودزاده و همکاران، ۱۳۹۲). در این روش شاخص آسیب‌پذیری از مجموع حاصل ضرب وزن و رتبه هفت پارامتر یاد شده، مطابق رابطه (۱) بدست می‌آید.

$$Drasticindex = D_p D_w + R_p R_w + A_p A_w + S_p S_w + T_p T_w + I_p I_w + C_p C_w \quad (1)$$

در این رابطه D عمق آب زیرزمینی، R تغذیه خالص، A محیط آبخوان، S محیط خاک، T شیب، I محیط غیراشباع، C هدایت هیدرولیکی، W وزن و r رتبه مربوط به هر کدام از پارامترهای مدل می‌باشد.

مدل سینتکس

این مدل توسط سیویتا و دمایو به منظور ارزیابی قابلیت آسیب‌پذیری آلودگی نسبی آب‌های زیرزمینی با استفاده از هفت پارامتر هیدروژئولوژیکی به کار گرفته شد. این مدل از مدل دراستیک آمریکایی تکامل یافته است (کلانتری و همکاران، ۱۳۸۶). با این تفاوت که فرایند رتبه‌دهی در روش سینتکس از انعطاف بیشتری برخوردار می‌باشد (باقرزاده و همکاران، ۱۳۸۹). مدل‌های پارامتری مانند سینتکس متعلق به گروه مدل‌های شمارشی هستند که در آن هر پارامتر علاوه بر اینکه به صورت منفرد رتبه‌بندی می‌شود، به منظور کاهش یا افزایش اهمیت پارامترها، هر پارامتر وزنی متفاوت داشته که در آن فرایند تجزیه و تحلیل لحاظ می‌شود. شاخص آسیب‌پذیری در این روش از مجموع حاصل ضرب وزن و رتبه‌های مؤثر در ارزیابی آسیب‌پذیری طبق رابطه (۲) محاسبه می‌گردد. که در آن SI شاخص آسیب‌پذیری سینتکس و P_i و W_i به ترتیب مرتبه و وزن هر کدام از پارامترها می‌باشد (Al kuisi, ۲۰۰۶).

$$Si = \sum_{i=1}^7 Pi \times Wi \quad (2)$$

• عمق تا سطح ایستابی:

فاصله بین سطح زمین و سطح آب زیرزمینی عمق برخورد را مشخص می‌کند و به عبارتی تعیین‌کننده ضخامت بخش غیر اشباع می‌باشد (Bartzas و همکاران، ۲۰۱۵). عمق سطح ایستابی به این دلیل که ضخامتی از مواد را در بر می‌گیرد که آب نفوذی قبل از رسیدن به سفره باید از آن عبور کند، دارای اهمیت زیادی در انتقال آلودگی‌های احتمالی است. عموماً با افزایش عمق آب، پتانسیل آلودگی سفره کاهش می‌یابد (Voudouris و همکاران، ۲۰۱۰). عمق آب به صورت فاصله (بر حسب متر) از سطح زمین تا سطح ایستابی تعریف می‌شود (wen و همکاران، ۲۰۰۹). هرچه عمق سطح ایستابی بیشتر باشد، زمان بیشتری طول می‌کشد تا این مواد به آبخوان برسد و امکان پخش شدن، رقیق شدن و جذب مواد آلاینده در خاک وجود خواهد داشت (ناصری و صارمی‌نژاد، ۱۳۹۰). به منظور تهیه لایه عمق تا سطح ایستابی از اطلاعات سطح آب در پیژومترها شامل نام پیژومترها، موقعیت پیژومترها بر حسب utm عمق سطح آب استفاده گردید. اطلاعات مورد نیاز برای تهیه این لایه برای یک دوره یک ساله از مهر ۹۰ تا شهریور ۹۱ جمع‌آوری شد. برای تهیه این لایه از موقعیت جغرافیایی تراز سطح ایستابی و ارتفاع ۱۴ پیژومتر واقع در دشت استفاده شد. ارتفاع هر پیژومتر از تراز سطح ایستابی آن تفریق و عمق سطح

ایستابی حاصل گردید. سپس از روش درون‌یابی کریجینگ داده‌های موجود و تهیه لایه‌های رستری مربوط به پارامترهای دراستیک استفاده گردیده است. بدین ترتیب نقشه عمق آب زیرزمینی جهت تلفیق با لایه‌های دیگر تهیه شد.

• تغذیه خالص:

تغذیه خالص، مقدار آبی است که از سطح زمین نفوذ می‌کند و خود را به سطح ایستابی می‌رساند. تغذیه آب زیرزمینی منجر می‌شود که مواد آلاینده به صورت عمودی به داخل آبخوان انتقال یابد و به صورت افقی در آبخوان حرکت کند. تغذیه در واقع عاملی برای نفوذ و انتقال آلاینده‌ها از منطقه غیر اشباع به منطقه اشباع می‌باشد. بنابراین با افزایش میزان تغذیه در یک منطقه، پتانسیل آلودگی آب‌های زیرزمینی آن منطقه افزایش خواهد یافت (ناصری و صارمی‌نژاد، ۱۳۹۰). برای بدست آوردن لایه تغذیه خالص، نقشه شیب و نقشه رتبه‌بندی نفوذپذیری خاک به همراه رتبه‌بندی بارندگی منطقه (که در منطقه مورد مطالعه برابر یک است)، همپوشانی شدند سپس لایه بدست آمده با استفاده از این روش با توجه به معیارهای جدول (۱) طبقه‌بندی شد. معادله پیسکوپو (Piscope, ۲۰۰۱) برای محاسبه تغذیه پتانسیل یک منطقه، به صورت رابطه (۳) می‌باشد (شکل ۸).

$$(3) \quad \text{درصد شیب} + \text{میزان بارندگی} + \text{نفوذپذیری خاک} = \text{تغذیه خالص}$$

جدول ۱- نمرات تغذیه بر اساس روش پیسکوپو (piscope, ۲۰۰۱)

میزان تغذیه نمره	محدوده	ج) نفوذپذیری خاک		ب) بارندگی		الف) شیب	
		فاکتور	محدوده	فاکتور	بارش (mm)	فاکتور	شیب%
۱۰	۱۱-۱۳	۵	زیاد	۴	>۸۵۰	۴	<۲
۸	۹-۱۱	۴	متوسط تا زیاد	۳	۸۵۰-۷۰۰	۳	۲-۱۰
۵	۷-۹	۳	متوسط	۲	۵۰۰-۷۰۰	۲	۱۰-۳۳
۳	۵-۷	۲	کم	۱	<۵۰۰	۱	>۳۳
۱	۳-۵	۱	خیلی کم				

مختلف خاک در منطقه مورد مطالعه، لایه خاک منطقه استخراج و به صورت یک لایه رستری در محیط GIS انجام گرفته است.

• محیط آبخوان:

محیط آبخوان در واقع جنس مواد تشکیل‌دهنده آبخوان می‌باشد. این پارامتر به خصوصیات مواد تشکیل‌دهنده منطقه اشباع نظیر تخلخل و اندازه ذرات بستگی دارد و نشان‌دهنده حرکت آلاینده‌ها در درون آبخوان می‌باشد (Brahim و همکاران، ۲۰۱۲). هر چه ذرات آبخوان درشت‌دانه‌تر باشد، فضای بیشتری وجود دارد که حرکت آب درون حفره‌ها راحت‌تر و سریع‌تر گردد. در نتیجه ذرات درشت‌دانه‌تر نفوذپذیری و آسیب‌پذیری بیشتری دارند. به منظور تهیه لایه محیط آبخوان، از لاگ چاه‌های مشاهده‌ای و بهره‌برداری موجود در منطقه استفاده گردید.

• محیط خاک:

این بخش شامل قسمت بالایی منطقه غیر اشباع می‌باشد که تا حد نفوذ ریشه گیاهان یا فعالیت موجودات ارگانیکی ادامه دارد (ناصری و صارمی‌نژاد، ۱۳۹۰). خاک اولین سطحی است که آلودگی با آن در تماس است که بر روی میزان نفوذ و جذب آلودگی در طول لایه خاک نیز تاثیر دارد (شیوا و همکاران، ۱۳۹۰). پتانسیل آلودگی خاک بستگی به خصوصیات مانده بافت، نفوذپذیری و درصد مواد آلی خاک دارد (نخعی و همکاران، ۱۳۹۲). وجود مواد با بافت ریز مانند سیلت و رس، درصد مواد آلی و ضخامت خاک بیشتر، تراوایی خاک را کاهش می‌دهد و برعکس مواد دانه‌درشت‌تر مانند شن، نفوذپذیری خاک و در نتیجه قابلیت انتقال آلاینده‌ها را به سیستم آب زیرزمینی افزایش می‌دهد (محمودزاده و همکاران، ۱۳۹۲). پس از شناسایی تیپ‌های

• منطقه غیراشباع:

منطقه غیراشباع شامل محدوده بین سطح ایستابی و محیط خاک-که غیراشباع است- می باشد. این محدوده اساساً غیراشباع می باشد و یا به صورت ناپیوسته اشباع می باشد و عبور آلاینده و رقیق شدن آن را کنترل می کند (احمدی و آبرومند، ۱۳۸۸). این بخش از خاک، در نفوذ آب باران و آب سطحی به درون آبخوان نقش اساسی ایفا می کند و مسیری است که آلاینده طی می کند تا به سطح آبخوان برسد. برای تهیه لایه محیط غیراشباع از لاگ چاه های مشاهده ای و بهره برداری موجود در دشت استفاده گردید. مراحل تهیه این لایه نیز همانند لایه محیط آبخوان می باشد.

• هدایت هیدرولیکی:

توانایی مواد تشکیل دهنده آبخوان در انتقال آب را هدایت هیدرولیکی گویند، که به درصد فضاهای خالی مرتبط به هم در لایه آبدار (تخلخل موثر) بستگی دارد (محمودزاده و همکاران، ۱۳۹۲). هدایت هیدرولیکی توسط میزان بهم پیوستگی فضاهای خالی درون آبخوان کنترل شده و ممکن است در نتیجه تخلخل بین دانه ای، شکستگی و یا صفحات لایه بندی باشد (Tilahun و همکاران، ۲۰۱۰). هر چه هدایت هیدرولیکی بیشتر باشد، امکان جریان یافتن آلاینده ها در آبخوان بیشتر خواهد بود و آسیب پذیرتر خواهد بود (احمدی و آبرومند، ۱۳۸۸). به منظور تهیه لایه هدایت هیدرولیکی ابتدا از داده های آزمایش پمپاژ که توسط سازمان آب و برق خوزستان انجام

شده، لایه ضریب قابلیت انتقال بدست می آید. سپس با تقسیم این لایه بر ضخامت اشباع آبخوان لایه هدایت هیدرولیکی بدست می آید.

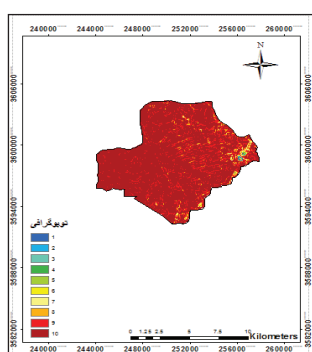
• توپوگرافی:

پارامتر توپوگرافی در مدل دراستیک در واقع شیب سطح زمین است. شیب سطح زمین بر حرکت و نفوذ مواد آلاینده تأثیر می گذارد. هر چقدر که میزان شیب کم باشد، مدت زمان تماس آلاینده با سطح زمین افزایش می یابد و به دنبال آن احتمال نفوذ آن به درون زمین نیز افزایش می یابد. در نتیجه با کاهش شیب سطح زمین، امکان آسیب پذیری آبخوان افزایش می یابد (فدایی نوبندگانی، ۱۳۹۳). به منظور تهیه لایه توپوگرافی، مدل رقومی ارتفاعی منطقه تهیه گردید. سپس نقشه شیب از این مدل رقومی ارتفاعی استخراج گردید.

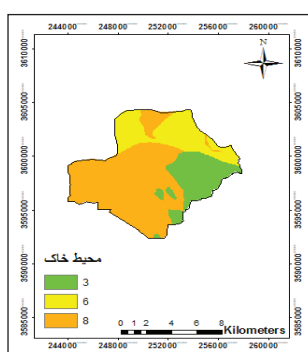
پارامترهای محیط آبخوان، محیط خاک، عمق آب زیرزمینی، منطقه غیراشباع، هدایت هیدرولیکی و توپوگرافی برای مدل دراستیک طبق جدول (۲) و برای مدل سینتکس طبق جدول (۳) رتبه بندی شدند. این پارامترها در اشکال (۲) تا (۶) ارائه شده است.

• نیترات:

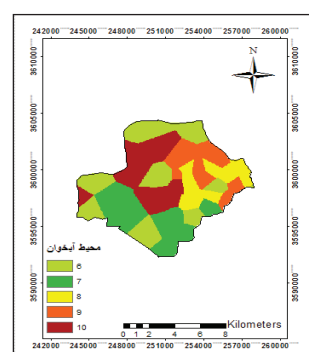
در این تحقیق از مقادیر نیترات ۳۶ حلقه چاه در منطقه در مرداد ۱۳۹۱، به منزله پارامتر کنترل کننده اصلی (آلاینده شاخص) استفاده شده است. در نهایت بر اساس ضریب همبستگی بیشتر هر شاخص با غلظت نیترات، مدل بهینه برای ارزیابی آسیب پذیری آبخوان مورد مطالعه معرفی شد (شکل ۷).



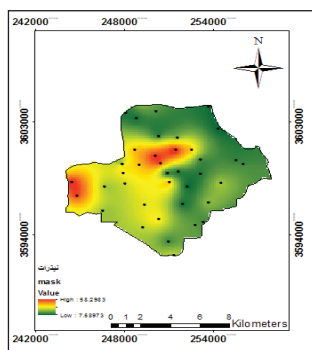
شکل ۴- نقشه توپوگرافی دشت جارمه



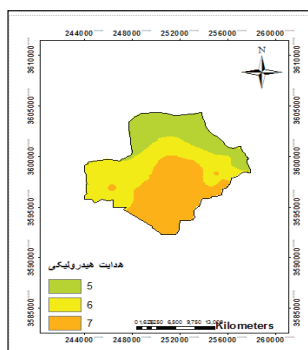
شکل ۳- نقشه محیط خاک دشت جارمه



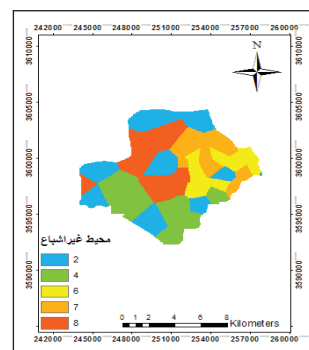
شکل ۲- نقشه محیط آبخوان دشت جارمه



شکل ۷- نقشه درون یابی نیترات دشت جارمه



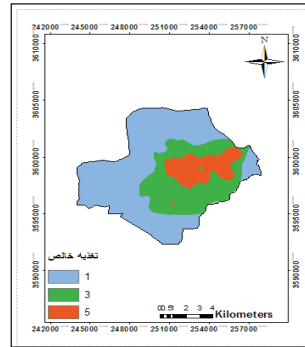
شکل ۶- نقشه هدایت هیدرولیکی دشت جارمه



شکل ۵- نقشه محیط غیراشباع دشت جارمه

جدول ۳- رتبه‌دهی و وزن‌دهی به پارامترهای روش سینتکس (Napolitano, ۱۹۹۵)

نمبره	پارامتر	نمبره	پارامتر
W=1	توپوگرافی	W=5	عمق تا سطح ایستابی
۱۰	۰-۳	۱۰	۲-۰
۹	۳-۵	۹	۲-۳
۸	۵-۷	۸	۳-۵
۷	۷-۱۰/۵	۷	۵-۷
۶	۱۰/۵-۱۳/۵	۶	۷-۱۰
۵	۱۳/۵-۱۶/۵	۵	۱۰-۱۳
۴	۱۶/۵-۱۹/۵	۴	۱۳-۲۰
۳	۱۹/۵-۲۳	۳	۲۰-۳۰
۲	۲۳-۲۷/۵	۲	۳۰-۵۶
۱	>۲۷/۵	۱	>۵۶



شکل ۸- نقشه تغذیه خالص دشت چارمه

جدول ۲- رتبه‌دهی و وزن‌دهی به پارامترهای روش دراستیک (Aller و همکاران، ۱۹۸۷)

نمبره	پارامتر	نمبره	پارامتر
W=2	محیط خاک	W=4	تغذیه خالص
۱۰	بدون پوشش یا لایه نازک	۶	<۲۰۰
۱۰	گراول	۹	۲۰۰-۳۰۰
۹	ماسه تمیز	۸	۳۰۰-۴۰۰
۸	ماسه	۵	۴۰۰-۵۰۰
۸	پیت	۴	۵۰۰-۷۰۰
۷	رس ماسه‌ای	۳	>۷۰۰
۶	لوم ماسه‌ای		
۵	لوم سیلتی ماسه‌ای	W=3	محیط آبخوان
۴-۵	لوم	۸-۹	رسوبات آبرفتی درشت دانه
۴	لوم سیلتی	۹-۱۰	سنگ آهکی کارستی
۳-۴	لوم رس سیلتی	۶-۹	سنگ آهک شسته شده
۲-۳	لوم رسی	۴-۷	دولومیت شکسته شده
۲	رس سیلتی	۶-۸	رسوبات آبرفتی ریزدانه
۲	هوموس	۷-۹	ماسه
۱	رس	۴-۹	ماسه، کنگلومرا
		۲-۴	سنگ آذرین شکسته شده
W=5	محیط غیر اشباع	۵-۸	فلیش
۶-۹	رسوبات آبرفتی درشت دانه	۸-۱۰	سنگ آتشفشانی شکسته شده
۹-۱۰	سنگ آهکی کارستی	۱-۳	مارن، رس
۴-۹	سنگ آهک شسته شده	۶-۸	رسوبات morenic درشت دانه
۲-۵	دولومیت شکسته شده	۶-۴	رسوبات morenic ریزدانه
۳-۶	رسوبات آبرفتی ریزدانه	۱-۳	رس، سیلت، پیلت
۴-۷	ماسه	۴-۸	رسوبات آذرآواری
۵-۸	ماسه، کنگلومرا	۲-۵	سنگ‌های دگرگونی شکسته شده
۳-۵	سنگ آذرین شکسته شده	W=3	هدایت هیدرولیکی
۲-۵	فلیش	۱۰	>۵×۱۰-۲
۵-۱۰	سنگ آتشفشانی شکسته شده	۹	۱×۱۰-۴-۵×۱۰-۴
۱-۲	مارن، رس	۸	۵×۱۰-۴-۱×۱۰-۳
۴-۶	رسوبات morenic درشت دانه	۷	۱×۱۰-۴-۵×۱۰-۴
۲-۴	رسوبات morenic ریزدانه	۶	۵×۱۰-۵-۱×۱۰-۴
۱-۲	رس، سیلت، پیلت	۵	۱×۱۰-۵-۵×۱۰-۵
۲-۵	رسوبات آذرآواری	۴	۴×۱۰-۶-۱×۱۰-۵
۲-۶	سنگ دگرگونی شکسته شده	۳	۸×۱۰-۷-۴×۱۰-۶
		۲	۱×۱۰-۷-۸×۱۰-۷
		۱	<۱×۱۰-۷

نمبره	پارامتر	نمبره	پارامتر
W=5	محیط غیر اشباع	W=5	عمق تا سطح ایستابی
۱	لایه محصور کننده	۱۰	۰-۱/۵
۳	سیلت/رس	۹	۱/۵-۴/۵
۳	شیل	۷	۴/۵-۹
۶	سنگ آهک	۵	۹-۱۵
۶	ماسه سنگ	۳	۱۵-۲۳
۶	سنگ آهک، ماسه سنگ و شیل لایه بندی شده	۲	۲۳-۳۰
		۱	>۳۰
۶	ماسه و گراول با مقدار زیادی سیلت و رس	W=4	تغذیه خالص
۴	دگرگونی/آذرین	۱	۰-۵۰/۸
۸	ماسه و گراول	۳	۵۰/۸-۱۰۱/۶
W=2	محیط خاک	۶	۱۰۱/۶-۱۷۷/۸
		۸	۱۷۷/۸-۲۵۴
۱۰	لایه خاک نازک و یا اصلاً وجود ندارد	۹	>۲۵۴
۱۰	گراول	W=3	محیط آبخوان
۹	ماسه	۲	شیل توده‌ای
۸	کود گیاهی	۳	دگرگونی آذرین
۷	رس منقبض شده و یا متراکم	۴	دگرگونی هوازده/آذرین
۶	لوم ماسه‌ای	۵	تیل‌های یخچالی
۵	لوم	۶	ماسه سنگ نازک لایه، سنگ آهک و توالی شیل‌ها
۴	لوم سیلتی	۶	ماسه سنگ توده‌ای
۳	لوم رسی	۶	سنگ آهک توده‌ای
۲	کود	۸	ماسه و گراول
۱	رس منقبض نشده و یا غیرمتراکم	۹	بازالت
		۱۰	سنگ آهک کارستی
W=1	توپوگرافی	W=3	هدایت هیدرولیکی
۱۰	۰-۲	۱	۰/۰۵-۴
۹	۲-۶	۲	۴-۱۲/۲۲
۵	۶-۱۲	۴	۱۲/۲۲-۲۷/۵۱
۳	۱۲-۱۸	۶	۲۷/۵۱-۴۰/۷۴
۱	>۱۸	۸	۴۰/۷۴-۸۱/۴۸
		۱۰	>۸۱/۴۸

تحلیل حساسیت

تحلیل حساسیت یکی از مولفه‌های اصلی پروژه مدل‌سازی محسوب می‌شود؛ زیرا امکان ارزیابی صحت نتیجه را فراهم می‌آورد (Hasiniaina و همکاران، ۲۰۱۰). در این مرحله، پارامترهای ورودی مدل تغییر داده شده و عکس‌العمل سیستم نسبت به این تغییرات مورد ارزیابی قرار می‌گیرد و در نهایت میزان حساسیت هر پارامتر مشخص می‌شود. از این رو به منظور تحلیل حساسیت آسیب‌پذیری دشت مورد مطالعه از دو نوع حساسیت استفاده گردید:

تحلیل حساسیت حذف نقشه:

این نوع تحلیل حساسیت توسط Lodwick و همکاران (۱۹۹۰) معرفی شد. در این روش تغییرات شاخص آسیب‌پذیری به وسیله حذف یک یا چند لایه اطلاعاتی و به وسیله رابطه زیر محاسبه می‌شود. در این رابطه S میزان حساسیت، V و V' به ترتیب

شاخص‌های آسیب‌پذیری تغییر نیافته و تغییر یافته، N و n به ترتیب تعداد لایه‌های مورد استفاده برای محاسبه V و V' می‌باشد. شاخص آسیب‌پذیری تغییر نیافته در حقیقت با استفاده از هر هفت پارامتر و شاخص آسیب‌پذیری تغییر یافته با تعداد کمتری از پارامترها محاسبه می‌شود (Rahman، ۲۰۰۸).

$$S = (|V/N - V'/n|) \times 100 \quad (۳)$$

تحلیل حساسیت تک پارامتر:

در این روش وزن واقعی یا موثر هر پارامتر با استفاده از رابطه زیر بدست آمده و با وزن نظری مقایسه می‌شود، که در این رابطه W، وزن موثر هر یک از پارامترها، P_w و P_r نیز به ترتیب وزن و نرخ مربوط به آن پارامتر و V نیز شاخص آسیب‌پذیری کل در آن ناحیه است (Rahman، ۲۰۰۸).

$$W = (Pr Pw/V) \times 100 \quad (۴)$$

یکدیگر منطبق نیستند. همچنین، نتایج این تحلیل نشان می‌دهند که پس از پارامتر ناحیه غیراشباع، پارامترهای محیط آبخوان و محیط خاک و توپوگرافی نسبت به وزن تئوریک آن‌ها در مدل دراستیک وزن موثر بیشتری دارند، این درحالی است که پارامترهای عمق آب زیرزمینی، تغذیه خالص و هدایت هیدرولیکی وزن موثر کمتری نسبت به وزن تئوریک نشان می‌دهند. همچنین، نتایج آماری حاصل از تحلیل حساسیت تک پارامتری مدل سینتکس در جدول (۷) نشان می‌دهند که مهمترین پارامتر تأثیرگذار بر روی شاخص آسیب‌پذیری ذاتی، پارامتر ناحیه غیراشباع است که با میانگین وزن مؤثر ۲۵/۶۵ درصد، بیشترین میانگین وزن مؤثر را در بین پارامترهای مدل داراست. همچنین مقایسه وزن مؤثر هر پارامتر با وزن تئوریک اختصاص داده شده به آن در آبخوان دشت مورد مطالعه، نشان می‌دهد که وزن‌های مؤثر و تئوریک پارامترهای مدل سینتکس کاملاً بر هم منطبق نیستند. طبقه‌بندی شاخص آسیب‌پذیری دراستیک و سینتکس در منطقه مورد مطالعه در جدول (۸) آمده است.

جدول ۴- آنالیز حساسیت حذف نقشه در مدل دراستیک

حساسیت حذف‌شده	پارامتر	شاخص تغییرپذیری (%S)		
		کمینه	بیشینه	میلگین
D	۵۶	۱۱۵	۸۷/۵۸	۱۰/۷۱
R	۵۶	۱۰۵	۸۴/۳۵	۱۱/۶۹
A	۳۷	۹۶	۷۱/۱۸	۱۱/۴۵
S	۵۳	۱۰۵	۸۰/۶۵	۸/۲۶
T	۵۷	۱۱۰	۸۳	۱۰/۵۹
I	۴۵	۸۹	۶۱/۷۱	۶/۵۳
C	۵۵	۱۱۷	۸۷	۱۱/۰۸

نتایج و بحث

با تلفیق نقشه معیار به کار رفته در مدل‌های دراستیک و سینتکس در محیط GIS به روش هم‌پوشانی شاخص، شاخص‌های نهایی آسیب‌پذیری ذاتی آبخوان مورد مطالعه، به هر دو روش محاسبه شد. بر این اساس، شاخص نهایی آسیب‌پذیری ذاتی، به ترتیب برای روش دراستیک بین ۶۱ تا ۱۳۰ و برای روش سینتکس بین ۶۵ تا ۱۴۵ قرار گرفت. نتایج حاصل از تحلیل حساسیت حذف نقشه در مدل دراستیک طبق جدول (۴) نشان می‌دهد که مؤثرترین پارامتر بر روی شاخص آسیب‌پذیری دراستیک محیط غیراشباع با ضریب حساسیت ۳/۵۱ است که دارای بالاترین ضریب حساسیت می‌باشد و پس از آن بیشترین تأثیر را به ترتیب پارامترهای محیط آبخوان، عمق سطح ایستابی، هدایت هیدرولیکی، تغذیه خالص، محیط خاک و شیب دارا هستند. در این میان پارامتر شیب با ضریب حساسیت ۰/۱۹ کمترین حساسیت را داراست. همچنین نتایج آماری حاصل از تحلیل حساسیت به روش حذف نقشه در مدل سینتکس طبق جدول (۵) نشان می‌دهد که مهمترین پارامتر تأثیرگذار بر روی شاخص آسیب‌پذیری سینتکس پارامتر محیط غیراشباع است که با ضریب حساسیت ۸/۱۵ دارای بالاترین ضریب حساسیت می‌باشد و پس از آن بیشترین تأثیر را به ترتیب پارامترهای عمق سطح ایستابی، محیط آبخوان، محیط خاک، تغذیه خالص، شیب و هدایت هیدرولیکی دارا هستند. همچنین نتایج حاصل از تحلیل حساسیت تک پارامتری مدل دراستیک طبق جدول (۶) نشان می‌دهد که مؤثرترین پارامتر در ارزیابی آسیب‌پذیری ذاتی آبخوان مورد مطالعه، پارامتر (غیراشباع) با میانگین وزن مؤثر ۳۲/۳۰ درصد است. مقایسه وزن مؤثر هر پارامتر با وزن تئوریک آن در آبخوان مورد مطالعه نشان می‌دهد که وزن‌های مؤثر و تئوریک پارامترهای مدل کاملاً بر

جدول ۵- آنالیز حساسیت حذف نقشه در مدل سینتکس

پارامتر حذف شده	شاخص تغییرپذیری (%S)				وزن تئوریک	وزن تئوریک (%)	حساسیت (S)
	کمینه	بیشینه	میانگین	انحراف معیار			
S	۶۰	۱۴۰	۱۲۲/۶۶	۱۴/۶۸	۵	۲۱/۷۳	۵/۱۸
I	۵۳	۱۱۳	۱۰۱/۳	۷/۶۵	۴	۱۷/۳۹	۱/۷۹
N	۱۰۷	۱۸۵	۱۴۱/۳۸	۱۴/۹۲	۳	۱۳/۰۴	۸/۱۵
T	۵۹	۱۲۷	۱۱۱/۴۶	۱۲/۵۵	۲	۸/۶۹	۳/۴
A	۵۷	۱۳۹	۱۲۰/۴۹	۱۵/۱۶	۱	۴/۳۴	۴/۸۳
C	۴۰	۱۱۵	۹۷/۰۹	۱۵	۵	۲۱/۷۳	۱/۱۲
S	۶۲	۱۱۵	۹۸/۳۱	۱۴/۱۸	۳	۱۳/۰۴	۱/۳۱

جدول ۷- آنالیز حساسیت تک پارامتری در مدل سینتکس

پارامتر	وزن تئوریک	وزن تئوریک (%)	وزن موثر		
			میانگین	کمینه	بیشینه
S	۵	۲۱/۷۳	۴/۷۶	۴/۷۶	۴/۷۶
I	۴	۱۷/۳۹	۷/۸۴	۲/۵	۴/۵
N	۳	۱۳/۰۴	۲۵/۶۵	۷/۸	۳۱/۵
T	۲	۸/۶۹	۱۲/۵۳	۳/۲	۸/۶
A	۱	۴/۳۴	۲۰/۳۶	۳	۲۱/۵
C	۵	۲۱/۷۳	۱۷/۴۶	۱۳	۱۸/۲
S	۳	۱۳/۰۴	۹/۳۲	۰/۸	۸/۵

جدول ۶- آنالیز حساسیت تک پارامتری در مدل دراستیک

پارامتر	وزن تئوریک	وزن تئوریک (%)	وزن موثر		
			میانگین	کمینه	بیشینه
D	۵	۲۱/۷۳	۵/۲۳	۵/۲۳	۵/۲۳
R	۴	۱۷/۳۹	۸/۶۱	۳/۸	۱۹
A	۳	۱۳/۰۴	۲۲/۴۳	۱۷/۱	۲۸/۵
S	۲	۸/۶۹	۱۲/۴۹	۵/۷	۱۷/۱
T	۱	۴/۳۴	۹/۹۸	۱	۹
I	۵	۲۱/۷۳	۳۲/۳۰	۱۶/۸	۵۰/۵
C	۳	۱۳/۰۴	۵/۸۵	۲/۵	۱۰/۲

جدول ۸- طبقه بندی شاخص آسیب پذیری دراستیک و سینتکس در منطقه مورد مطالعه

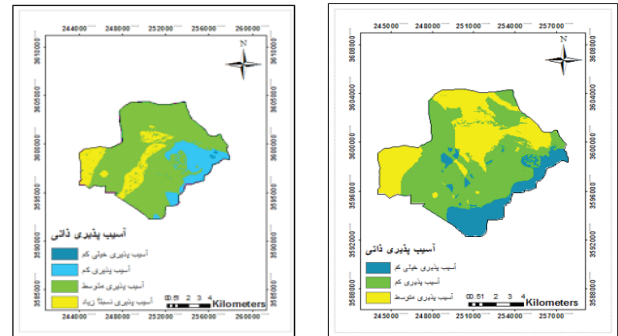
طبقه بندی شاخص	شاخص دراستیک		شاخص سینتکس	
	محدوده دراستیک	درصد مساحت	محدوده سینتکس	درصد مساحت
آسیب پذیری خیلی کم	< ۱۰۰	۱۵/۵	> ۸۰	۰/۲
آسیب پذیری کم	۱۰۰-۱۲۵	۵۱/۵	۸۰-۱۰۵	۱۴
آسیب پذیری متوسط	۱۲۵-۱۵۰	۳۳	۱۰۵-۱۴۰	۷۰/۶
آسیب پذیری نسبتاً زیاد	۱۵۰-۱۸۰	-	۱۴۰-۱۸۶	۱۵/۲
آسیب پذیری زیاد	> ۱۸۰	-	۱۸۶-۲۱۰	-
آسیب پذیری خیلی زیاد	-	-	> ۲۱۰	-

نتیجه گیری

با توجه به اینکه دشت جارمه از دشت های مهم استان خوزستان به شمار می رود، این دشت برای مطالعه انتخاب گردید. در پژوهش حاضر پهنه بندی آسیب پذیری آبخوان دشت جارمه با استفاده از یون نیترات به عنوان شاخص آلودگی ناشی از فاضلاب های شهری و پساب های کشاورزی در محیط GIS صورت گرفت. سپس با استفاده از دو روش دراستیک و سینتکس شاخص آسیب پذیری منطقه محاسبه شد. شاخص آسیب پذیری مدل دراستیک بین ۶۱ تا ۱۳۰ قرار گرفت. برای درک بهتر و نشان دادن وضعیت آسیب پذیری ذاتی منطقه، شاخص نهایی بدست آمده به ۳ کلاس مختلف طبقه بندی گردید. مطابق شکل (۹)، ۱۵/۵ درصد منطقه مورد مطالعه دارای آسیب پذیری خیلی کم، ۵۱/۵ درصد از منطقه دارای آسیب پذیری کم و ۳۳ درصد از منطقه در محدوده آسیب پذیری متوسط قرار دارد. همچنین شاخص آسیب پذیری مدل سینتکس بین ۶۵ تا ۱۴۵ قرار گرفت. شاخص نهایی بدست آمده در مدل سینتکس به چهار کلاس مختلف طبقه بندی گردیده است. مطابق شکل (۱۰)، ۰/۲ درصد از منطقه مورد مطالعه دارای آسیب پذیری خیلی کم، ۱۴ درصد از

منطقه مورد مطالعه دارای آسیب پذیری کم، ۷۰/۶ درصد از منطقه مورد مطالعه دارای آسیب پذیری متوسط که بخش اعظمی از دشت را به خود اختصاص داده و ۱۵/۲ درصد از منطقه مورد مطالعه دارای آسیب پذیری نسبتاً زیاد می باشد. جهت صحت سنجی مدل های دراستیک و سینتکس به بررسی ارتباط بین شاخص آسیب پذیری و مقادیر غلظت نیترات بدست آمده از ۳۶ نمونه آب زیرزمینی پرداخته شده است. جهت تعیین میزان همبستگی میان لایه نیترات و لایه های شاخص دراستیک و سینتکس در محیط GIS همبستگی بدست آمده است. ضریب همبستگی بدست آمده بین شاخص آسیب پذیری دراستیک و غلظت نیترات ۰/۴۶ و ضریب همبستگی بین شاخص آسیب پذیری سینتکس و غلظت نیترات ۰/۵۸ بدست آمده است. این مقدار همبستگی نشان می دهد که مدل سینتکس از همبستگی بیشتری با غلظت نیترات برخوردار می باشد. در واقع مدل سینتکس با واقعیت مطابقت بیشتری دارد. با توجه به اقلیم منطقه، کمبود بارندگی، خشکسالی های اخیر، افزایش جمعیت و گسترش شهرنشینی، افزایش فعالیت های کشاورزی و صنعتی، در نتیجه افزایش آلودگی های ناشی از فاضلاب های شهری، پساب های کشاورزی و صنعتی و در مقابل افزایش نیازمندی به آب جهت

تأمین مصارف آشامیدنی، این امر تنها با مشارکت مردم، کارشناسان، مسئولین و مدیران مربوطه تحقق خواهد یافت.



شکل ۹- نقشه آسیب پذیری سینتکس
شکل ۱۰- نقشه آسیب پذیری دراستیک
دشت جارمه

آبخوان آزاد دشت شیراز با استفاده از مدل های DRASTIC NITRATE VUL- و COMPOSITE DRASTIC (CD) (NV) در سامانه اطلاعات جغرافیایی (GIS)، پایان نامه کارشناسی ارشد مهندسی بهداشت محیط، دانشگاه علوم پزشکی شیراز.

کلانتری، ن.، فاریابی، م. و رحیمی، م. ح. ۱۳۸۶. بررسی پتانسیل آلودگی آب زیرزمینی دشت باغملک با استفاده از روش AVI و مدل های GOD و DRASTIC در محیط GIS. نشریه زمین شناسی مهندسی، ۲(۲): ۴۳۱-۴۵۰.

محمودزاده، ا.، رضیان، س. و احمدی، آ. ۱۳۹۲. آنالیز حساسیت آسیب پذیری آب زیرزمینی دشت میمه اصفهان با استفاده از روش دراستیک. فصل نامه محیط شناسی، ۳۹(۲): ۴۵-۶۰.

معروفی، ص.، سلیمانی، س.، قبادی، م.، رحیمی، ق. و معروفی، ح. ۱۳۹۱. ارزیابی آسیب پذیری آبخوان دشت ملایر با استفاده از مدل های DRASTIC و SI و SINTACS. دومانهما پژوهش های حفاظت آب و خاک، ۱۹(۳): ۱۴۱-۱۶۶.

ناصری، ح. و صارمی نژاد، ف. ۱۳۹۰. مقایسه ارزیابی آسیب پذیری آبخوان به روش های DRASTIC و منطق فازی، مطالعه موردی دشت گلگیر مسجد سلیمان. فصل نامه جغرافیای طبیعی، ۴(۱۱): ۱۷-۳۴. نخعی، م.، امیری، و. و رحیمی شهربابکی، م. ۱۳۹۲. ارزیابی پتانسیل آلودگی و آنالیز حساسیت آب زیرزمینی در آبخوان خاتون آباد با استفاده از مدل دراستیک مبتنی بر GIS. مجله زمین شناسی کاربردی پیشرفته، ۳(۸): ۱-۱۰.

Al kuisi M., El-Neqa A. and Hammouri N. 2006. Vulnerability mapping of shallow groundwater aquifer using SINTACS model in the Jordan Valley area, Jordan. Environmental Geology. 50(5): 651-667.

Aller L., Bennett T., Lehr J.H., pretty R.J. and Hackett G. 1987. Drastic A Standardized system for Evaluation Ground water pollution potential using Hydrogeological settings. Us Environmental protection Agency, Ada, Oklahoma (EPA-87-035).

Almasri M.N. 2008. Assessment of intrinsic Vulnerability to contamination for Gaza Coastal aquifer, palestine. Journal of Environmental management, 88: 577-593.

Antonakos A.K. and 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: 288-304.

Babiker I.S., Mohamed M.A.A., Hiyama T. and Kikuo K. 2005. A GIS-based DRASTIC model for assessing

پی نوشت

- 1- drastic
- 2- sintacs
- 3- Intrinsic vulnerability
- 4- spesefic vulnerability
- 5- Civita
- 6- De Maio

منابع

احمدی، ع.، آبرومند، م. ۱۳۸۸. بررسی پتانسیل آلودگی آبخوان دشت خاش، شرق ایران با استفاده از سامانه اطلاعات جغرافیایی. فصلنامه زمین شناسی کاربردی، ۵(۱): ۱-۱۱.

افروزی، م. و محمودزاده، ح. ۱۳۹۲. ارزیابی آسیب پذیری آبخوان دشت بروجن-فردان به با استفاده از مدل DRASTIC بر اساس نیترات. مجله پژوهش آب ایران، ۷(۱۲): ۲۱۳-۲۱۸.

باقرزاده، س.، کلانتری، ن.، مرادزاده، م.، رحیمی، م.، دانشیان، ح. و ظاهری عبدهوند، ز. ۱۳۸۹. استفاده از GIS برای تحلیل حساسیت تک پارامتری روش های DRASTIC و SINTACS جهت ارزیابی آسیب پذیری منابع آب زیرزمینی دشت بهبهان. همایش ملی ژئوماتیک.

شرکت مهندسی مشاور بهکار آب اهواز. ۱۳۹۱. مطالعات هیدروژئولوژی نیمه تفصیلی دشت دز فول- اندیمشک. سازمان آب و برق خوزستان. شیوا، ن.، کمالی، ا. و کمالی، ن. ۱۳۹۰. ارزیابی پتانسیل آلودگی سفره آب زیرزمینی دشت زیند با استفاده از مدل دراستیک در محیط GIS. سمینار سراسری آبیاری و کاهش تبخیر.

فدایی نوبندگانی، ا. ۱۳۹۳. ارزیابی پتانسیل آسیب پذیری ذاتی ویژه

- Science, 6(11): 65-78.
- Lodwick W.A., Monson W. and Svoboda L. 1990. Attribute error and sensitivity analysis of map operation in GIS: suitability analysis. *Int J Geogr Inf Syst*, 4(4): 413-428.
- Napolitano p. 1995. Gis for aquifer vulnerability assessment in the piana campana, southern Italy, using the DRASTIC and SINTACS method. Thesis of Master of Sciences in Geology Survey. International Institute for Aerospace Survey and Earth Sciences.
- Pisciotta A., Cusimano G. and Favara R. 2015. Groundwater nitrate risk assessment using intrinsic Vulnerability methods : A Comparative study of environmental impact by intensive farming in the Mediterranean region of sicily, Italy, *Journal of Geochemical Exploration*, 156: 89-100.
- Rahman A. 2008. A Gis based Drastic model for assessing groundwater vulnerability in shallow aquifer in Aligarh. India. *Applied Geography*, 28: 32-53.
- Ribeiro L. 2000. Desenvolvimento de um indice para avalior a susceptibilidade, ERSHA-CVRM, 8P.
- Stigter T.y., Ribeiro L. and Carvalho Dill A. M.M. 2006. Evaluation of an intrinsic and a specific Vulnerability assessment method in comparsion with groundwater salinisation and nitrate contamination levels in two agricultural regions in the south of Portugal, *Hydrogeology journal*, 14: 79-99.
- Tilahun K. and Merkel B. J. 2010. Assessment of groundwater Vulnerability to Pollution in Dire Dawa, Ethiopia using DRASTIC. *Enviromental Earth Science*, 59(7): 1485-1496.
- Van stemproot D., Evert L. and wassenaar L. 1993. Aquifer Vulnerability index a Gis compatible method for groundwater Vulnerability mapping. *Canadian Water Resources Journal*, 18: 25-37.
- Voudouris K., Nazakis N., Polemio M. and Kareklas K. 2010. Assessment of intrinsic vulnerability using the DRASTIC model and GIS in the Kiti aquifer, Cyprus, *European Water*, 30:13-24
- Wen X., Wu J. and J, Si. 2009. A GIS-based DRASTIC model for assessing shallow groundwater Vulnerability in the Zhangye Basin, northwestern China. *Environmental Geology*, 57(6): 1435-1442.
- aquifer vulnerability in Kakamigahara Heights, Gifu Prefecture, central Japan. *Science of the Total Environment*, 345(1-3): 127-140.
- Bartzas G., Tinivella f., Medini L., Zaharaki D. and Komnitsas k. 2015. Assessment of groundwater contamination risk in an agricultural area in north Italy, *Information processing in agriculture*, 2: 109-129.
- Brahim, F.B., Kanfir, H. and Bouri, S. 2012. Groundwater Vulnerability and Risk mapping of the Northern sfax Aquifer, Tunisia .*Arabian Journal for Science and Engineering*, 37(5): 1405-1421.
- Chiglieri, G., Barbieri, G., Vernier, A., Carletti, A., Demurtas, N., Pinna, R. and Pittalis, D. 2009. potential risk of nitrate pollution in aquifers from agricultural practices in the Nurra region, north western Sardinia, Italy, *Journal of Hydrology*, 379: 339-350.
- Civita M. 1994. Le carte della vulnerabilita degli acquiferi all inquinmento. Teori and practica (Aquifer vulnerability maps to pollution (in italian): pitagora Ed, Bologna, 325p.
- Daly D. and Drew D. 1999. IRISH Methodology for Karst aquifer protection. P 267-272, In: Beck, B.F., Pettit, A.J. and Hering, J.G.(eds) *Hydrogeology and Engineering Geology of Sinkholes and karst Rotterdam*, Bakema.
- Focazio J.M, Reilly E.T, Rupert G.H. and Helset R.D. 2002. Assessing groundwater vulnerability to contamination: providing scientifically defensible information for decision makers. U.S. Geological Survey Water-Resources Investigations Report 00-4273, 33 p.
- Foster S.S. 1987. fundamental concept in aquifer vulnerability, pollution risk and protection strategy. In Van Duijvenbooden, W., Van Waegeningh, H.G.(Eds), *Vulnerability of soils and Groundwater to pollution TNO committee on Hydrological Research, the Hague, proceedings and information*, 38:69-86.
- Gogu R. C. and Dassargues A, 2000. Current trends and future challenges in groundwater Vulnerability assessment using overlay and index methods, *Environmental Geology*, 39: 549-559.
- Hasiniaina F. Zhou J. and L Guoyi. 2010. Regional assessment of groundwater Vulnerability in Tamtsag basin, Mongolia using drastic model. *Journal of American*