

پهنه‌بندی آسیب‌پذیری آبخوان دشت ورامین با استفاده از DRASTIC و ارزیابی تجربی اثر منطقه غیر اشباع در محیط GIS

کاظم رنگزن^۱، پرویز ضیائی‌ان فیروزآبادی^۲، لیلا میرزایی^۳، فرشاد علیجانی^{(۴)*}

۱. استادیار گروه زمین‌شناسی، دانشکده علوم، دانشگاه شهید چمران، اهواز
۲. استادیار گروه زمین‌شناسی، دانشکده علوم، دانشگاه تربیت معلم، تهران
۳. کارشناس ارشد سنجش از دور، دانشکده علوم، دانشگاه شهید چمران، اهواز
۴. دانشجوی دکتری هیدروژئولوژی، دانشکده علوم زمین، دانشگاه شهید بهشتی، تهران

تاریخ دریافت: ۸۶/۷/۱۶

تاریخ پذیرش: ۸۷/۳/۱۳

چکیده

آسیب‌پذیری آبخوان آبرفتی دشت ورامین، واقع در جنوب شرق تهران، با استفاده از روش DRASTIC در محیط GIS مورد ارزیابی قرار گرفته است. پارامترهای DRASTIC بر اساس مهاجرت یون نیترات در محیط زیر سطحی، مورد واسنجی واقع شده و جهت حصول بیشترین انطباق با داده‌های مشاهده‌ای غلظت نیترات، وزن پارامترهای عمق آب زیرزمینی، خاک، محیط غیر اشباع و هدایت هیدرولیکی تصحیح شده است. نقشه نهایی نشان می‌دهد که ۰/۰۶٪ از آبخوان کاملاً آسیب‌پذیر، ۱/۹۴٪ دارای پتانسیل آلودگی خیلی زیاد، ۸٪ زیاد، ۱۷٪ متوسط تا زیاد، ۲۶٪ متوسط تا کم، ۳۸٪ کم، و ۹٪ دارای پتانسیل آلودگی خیلی کم می‌باشند. نواحی شمال شرق و جنوب غربی منطقه از پتانسیل آلودگی بالاتری نسبت به قسمت‌های میانی دشت برخوردار هستند. اطراف شهر ورامین دارای آسیب‌پذیری متوسط تا زیاد می‌باشد. ضرایب جذب گمانه‌ای در منطقه غیر اشباع به صورت یک پارامتر با توزیع مکانی در یک سطح پیوسته در محیط GIS مدل سازی گردیده است تا آسیب‌پذیری آبخوان نسبت به آلاینده‌های جذب شونده مورد ارزیابی قرار گیرد. بر اساس مدل اثر منطقه غیر اشباع، نواحی حاشیه غربی و جنوبی دشت ورامین دارای آسیب‌پذیری زیادی می‌باشند و حداقل آسیب‌پذیری آب‌های زیرزمینی در شمال غرب دشت ورامین وجود دارد. بخش‌های مرکزی دشت ورامین دارای نمایه‌های جذب متوسط تا زیاد می‌باشند و از این نظر دارای خطر آلودگی آب زیرزمینی کمی هستند. به طور کلی نتایج سیستم DRASTIC با نتایج حاصل از ارزیابی منطقه غیر اشباع در دشت ورامین همبستگی نسبی دارد.

واژه‌های کلیدی: آسیب‌پذیری، آلودگی نیتراته، منطقه غیر اشباع، GIS.DRASTIC.

مقدمه

هیدرولیکی خاک، قدرت نگهداشت خاک و عوامل رقیق‌کننده مورد ارزیابی قرار می‌گیرد (Lowe & Butler, 2003). آسیب‌پذیری آب زیرزمینی با ترکیب نقشه‌های حساسیت با وضعیت پوشش گیاهی، اعمال کاربری اراضی، استفاده از آفت‌کش‌ها و میزان آب مورد استفاده جهت آبیاری تعیین می‌گردد (Aller et al., 1987; Connell & Daele, 2003). با توجه به آسیب‌پذیری آبخوان‌ها در مقابل آلاینده‌ها، بهترین راه مبارزه با آلودگی، جلوگیری از ورود آلاینده‌ها می‌باشد (Babiker et al., 2004). مفهوم آسیب‌پذیری آب‌های زیرزمینی اولین بار در اواخر دهه ۱۹۶۰ در فرانسه جهت

استفاده بیش از حد از کودهای شیمیایی ممکن است به بیشتر شدن محصول و توسعه بخش کشاورزی بیانجامد، ولی خطری جدی برای آب‌های زیرزمینی و بالطبع برای بهره‌برداران آن محسوب می‌شود. نقشه‌های آسیب‌پذیری آبخوان می‌تواند به عنوان یکی از راهبردهای پایش توسط نهادهای ذیربط مورد استفاده واقع گردد. نقشه‌های حساسیت و قابلیت آسیب‌پذیری^۱ نمونه‌هایی از این نقشه‌ها می‌باشند. حساسیت آبخوان بر اساس وضعیت هیدروژئولوژیکی (عمق آب زیرزمینی، حضور یا نبود لایه‌های محبوس‌کننده یا رسی)، تغذیه آب زیرزمینی، هدایت

1. Sensitivity & vulnerability maps

*نویسنده مرتبط

از GIS می‌تواند به عنوان ابزاری مفید در ارزیابی منشأهای آلودگی غیر نقطه‌ای آب زیرزمینی در مقیاس منطقه‌ای به کار رود (Loague & Corwin, 1998). تلفیق GIS و نمایه‌های قابلیت آسیب پذیری می‌تواند تهیه نقشه‌های پتانسیل آلودگی را تسهیل نموده و مدیریت منابع آب و کاربری اراضی را بهبود بخشد (Connel & Daele, 2003).

آبخوان دشت ورامین، واقع در جنوب شرق تهران، منبع تأمین آب شهری، صنعتی، و کشاورزی منطقه می‌باشد. غلظت نترات آب زیرزمینی در مقادیر بیش از ۱۵ میلی گرم در لیتر (مقدار متاثر از فعالیت های انسانی) در بخش های وسیعی از آبخوان ورامین مشخص گردیده است (مهندسی مشاور پارس آب تدبیر، ۱۳۸۲). نترات فرسویی شونده از بکارگیری کودهای شیمیایی نیتروژن‌دار با ایجاد بیماری نیتروزامینس^۱ باعث سرطان و جهش‌زایی می‌شود (Fetter, 1999). کوددهی نترات به هدف رشد زایشی گیاهان و آبیاری سبزی کاری‌ها با فاضلاب‌های شهری از عمده‌ترین منشأهای آلودگی نترات آبخوان آبرفتی ورامین می‌باشند. آبیاری زمین‌های کشاورزی با آب زیرزمینی آلوده، به واسطه نفوذ فاضلاب انسانی باعث شیوع بیماری‌های خطرناکی مانند وبا (مانند آنچه که در تابستان سال ۱۳۸۴ در تهران روی داد)، اسهال و هپاتیت می‌شود. به منظور اطمینان از آنکه آبخوان آبرفتی ورامین بتواند به عنوان منبع تأمین آب سالم در منطقه باقی بماند، ضروری است تا مکان‌هایی در آبخوان که بیشتر مستعد دریافت و انتقال آلودگی هستند، شناسایی شوند. بنابراین پهنه بندی آسیب پذیری آب‌های زیرزمینی دشت ورامین بر روی یون نترات به عنوان شاخص آلودگی از منشأهای کشاورزی و فاضلاب شهری با استفاده از روش DRASTIC تصحیح شده در محیط GIS، انجام گرفته است. همچنین آسیب پذیری آب‌های زیرزمینی دشت ورامین نسبت به آلاینده‌های جذب شونده با استفاده از برآورد نمایه جذب کلی در منطقه غیر اشباع، مورد ارزیابی قرار گرفته است.

زمین شناسی و هیدروژئولوژی

محدوده مورد مطالعه، بخشی از دشت ورامین واقع در ۴۰ کیلومتری جنوب شرق تهران می‌باشد که در ۵۱ درجه و ۲۹ دقیقه تا ۵۱ درجه و ۵۰ دقیقه طول جغرافیایی و ۳۵ درجه و ۳۰ دقیقه عرض جغرافیایی قرار گرفته است. در این تحقیق وسعتی برابر با ۹۶۸ کیلومتر مربع از دشت ورامین به عنوان محدوده مورد مطالعه در نظر گرفته شده است. دشت ورامین از شمال به رشته کوه البرز و از جنوب به دشت با مورفولوژی تپه ماهوری منتهی می‌شود. رودخانه شور در غرب و دشت ایوانکی در شرق دشت ورامین قرار دارند. رودخانه شور از شمال غرب وارد دشت ورامین می‌شود و به طور خطی آبخوان دشت ورامین را تغذیه می‌نماید. متوسط بارندگی سالانه دشت ورامین حدود ۱۶۵ میلی متر می‌باشد. منطقه مورد مطالعه بر اساس طبقه بندی دومارتن در اقلیم خشک و در طبقه بندی آمبرژه در بخش اقلیمی خشک سرد واقع می‌شود.

هشدار درباره آلودگی آب ارایه گردید (Vrba & Zaprozec, 1994). آسیب پذیری آب زیرزمینی به معنی امکان نفوذ و انتشار آلاینده‌ها از سطح زمین به درون سیستم آب زیرزمینی می‌باشد (Harter & Walker, 2001).

یکی از مدل‌هایی که بیشترین استفاده از آن جهت ارزیابی آسیب پذیری آب زیرزمینی نسبت به دامنه وسیعی از آلاینده‌های بالقوه صورت می‌گیرد، مدل DRASTIC می‌باشد (Evans & Mayers, 1990; Rundquist et al., 1991; Knox et al., 1993; Navulur & Engel, 1998; Fritch et al., 2000; Piscopo, 2001; Al-Adamat et al., 2003). مدل DRASTIC بر اساس روش هم پوشانی و نمایه استوار می‌باشد که توسط آژانس حفاظت محیط زیست آمریکا (USEPA) و انجمن چاه‌های آب آمریکا (AWWA) ارایه شده است (Aller et al., 1987). این مدل، پتانسیل آلودگی یک ناحیه را با جمع نمودن عوامل کلیدی موثر بر انتقال مواد محلول ارزیابی می‌نماید. نمایه DRASTIC اصلی با استفاده از مهمترین عوامل هیدروژئولوژیکی موثر بر پتانسیل آلودگی آب زیرزمینی محاسبه می‌شود:

(۱)

$$DI_{org} = D_w D_r + R_w R_r + A_w A_r + S_w S_r + T_w T_r + I_w I_r + C_w C_r$$

که DI_{org} نمایه DRASTIC، D عمق آب زیرزمینی، R تغذیه آب زیرزمینی، A محیط آبخوان، S محیط خاک، T توپوگرافی، I اثر محیط غیر اشباع، C هدایت هیدرولیکی آبخوان، r نرخ، و w وزن می‌باشند.

در ارزیابی آسیب پذیری تجربی یا روش‌های نرخ بندی، اغلب اثر منطقه غیر اشباع، ساده انگاری می‌شود زیرا داده برای سرتاسر منطقه وجود ندارد. این قبیل روش‌ها نمی‌توانند تغییرات ضخامت و چینه‌بندی منطقه غیر اشباع را به حساب آورند. برای غلبه بر این مشکل، در روش‌هایی مانند DRASTIC عوامل دیگری از قبیل عمق آب زیرزمینی، تغذیه، محیط آبخوان، و غیره نیز در ارزیابی‌ها مورد نظر قرار می‌گیرند. به هر حال، مسلم آنست که مهاجرت آلاینده‌های جذب شونده (همانند باکتری‌ها و فسفات) در محیط زیرسطحی شدیداً متاثر از ناهمگنی‌های موجود در منطقه غیر اشباع می‌باشد. بر این اساس می‌توان چینه‌های مختلف لیتولوژیک را با استفاده از واحدهای انباشتی^۳ طبقه‌بندی نمود. نقشه واحدهای انباشتی، میانگین عمودی توزیع خصوصیات لیتولوژیکی را از سطح زمین به سمت پایین تا عمق معین و به طور افقی (دو بعدی سطحی) بر روی یک منطقه مشخص نشان می‌دهد (Berg & Kampton, 1988).

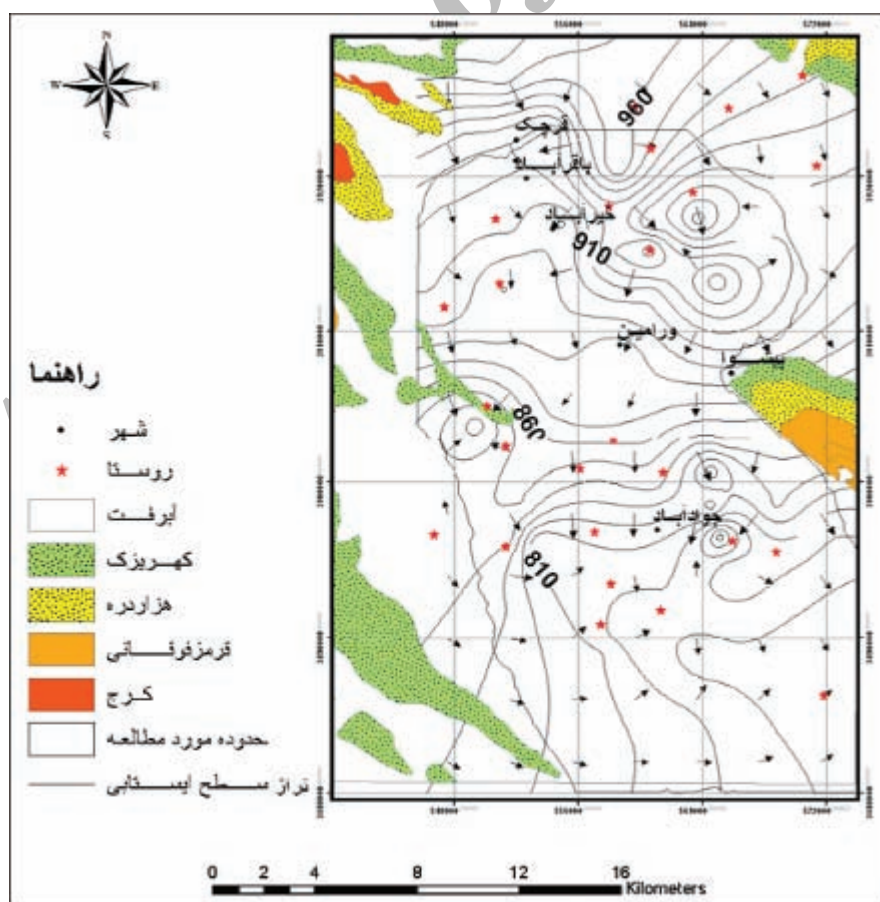
کاربرد سیستم اطلاعات جغرافیایی (GIS) در ذخیره، تجزیه و تحلیل، و مدیریت حجم عظیم و متنوع اطلاعات مکانی، امری ضروری و اجتناب ناپذیر به نظر می‌رسد. مزیت GIS تسهیل ارزیابی آسیب پذیری آب زیرزمینی از طریق تهیه نقشه‌ها می‌باشد. شبیه سازی رایانه‌ای نقشه‌های آسیب پذیری با استفاده

1. Overlay and index method
2. Original DI
3. Stack units
4. Nitrozamines

کرده است که پیامد آن رخداد گسل‌ها و روراندگی‌ها در ارتفاعات و آبرفت دشت ورامین می‌باشد. رسوبات آبرفتی دشت ورامین، حاصل فرسایش ارتفاعات شمالی می‌باشند که توسط سیلاب‌ها و آب‌های جاری انتقال یافته و در پایین دست نهشته شده‌اند. آبرفت دشت ورامین در شمال دشت عمدتاً حاوی رسوبات درشت دانه شنی و ماسه‌ای می‌باشد که به سمت جنوب در صد ذرات ریزدانه سیلتی و رسی در آبرفت افزایش می‌یابد، به طوری که در نواحی جنوبی دشت، آبرفت عمدتاً از رسوبات ریزدانه سیلتی و رسی تشکیل شده است. با توجه به همگن بودن، تحمل نکردن چین خوردگی، و وجود سیمان سست میان ذرات، هدایت هیدرولیکی رسوبات آبخوان آبرفتی ورامین نسبتاً زیاد می‌باشد.

به منظور بررسی وضعیت سطح ایستابی آبخوان و تعیین جهات جریان آب زیرزمینی و تشخیص منابع تغذیه و تخلیه نقشه هم‌تراز آب زیرزمینی برای فروردین ماه ۱۳۸۳ ترسیم شده است (شکل ۱). روند کلی جریان آب زیرزمینی در دشت ورامین از حواشی شمالی ارتفاعات به سمت جنوب و جنوب شرقی می‌باشد. نواحی تغذیه عمده آبخوان در شمال و شمال غرب دشت می‌باشد که با گرادبان هیدرولیکی مختلف سبب تغذیه دشت می‌گردند. مناطق تخلیه نیز در قسمت‌های مرکزی و جنوبی وجود دارند. رودخانه‌های جاجرود و کرج به ترتیب از شمال و غرب آبخوان دشت ورامین را تغذیه می‌کنند.

به لحاظ زمین‌شناسی (شکل ۱) واحدهای دوره پلئوسن در ناحیه مورد مطالعه رخنمون ندارند. سازندهای حاشیه شمال و شمال شرقی دشت ورامین اغلب مربوط به ولکانیک‌های ائوسن، مارن و آهک الیگومیوسن، شیل و سیلت همراه با رسوبات تبخیری میوسن می‌باشند. از میوپلیوسن رسوبات نوع کنگلومرا و سیلت رسی و یا ماسه‌ای بر جای مانده که به نام سری A معروف است. نهشته‌های کواترنر در کل منطقه گسترش دارد و حاصل فعالیت رودخانه‌ها و سیلاب‌های فصلی می‌باشد. با توجه به اهمیت این نهشته‌ها در مطالعات آب‌های زیرزمینی و تشکیل مخازن آب در این لایه‌ها واحدهای مختلف کواترنر را بر اساس خصوصیات مورفولوژیکی و سن به آبرفت‌های سری B یا سازند کهریزک و آبرفت‌های سری C تقسیم می‌کنند. سری B نتیجه حمل و انباشت رسوبات دانه ریز در بخش‌های خروجی دشت بوده و از سیلت و رس تشکیل یافته است. رسوبات سری C در نتیجه فرسایش و آب‌شستگی ارتفاعات شمالی و حمل آن توسط سیلاب‌ها می‌باشد و از شن و ماسه و کمی رس تشکیل شده است. این رسوبات به لحاظ همگن بودن، تحمل نکردن چین خوردگی و سیمان سست میان ذرات، از نفوذ پذیری نسبتاً مطلوبی برخوردار بوده، آبخوان اصلی دشت ورامین در آن تشکیل شده است (مهندسین مشاور مه‌اب قدس، ۱۳۷۵). فعالیت‌های ساختاری شدید، چین خوردگی‌هایی در منطقه ایجاد



شکل ۱- نقشه هم‌تراز آب زیرزمینی دشت ورامین در فروردین ماه ۱۳۸۳ (پیکان‌ها نمایانگر جهت جریان آب زیرزمینی می‌باشد)

ارزیابی آسیب پذیری آبخوان آبرفتی با استفاده از DRASTIC

از مدل ارتفاعی رقومی منطقه، نقشه هم عمق سطح ایستابی تهیه گردید. نرخ‌بندی^۱ پارامتر عمق سطح ایستابی با طبقه‌بندی نقشه هم عمق در ده کلاس بر اساس جدول ۱ انجام گردیده است. نقشه نرخ‌بندی شده عمق آب زیرزمینی مورد استفاده در مدل DRASTIC دشت ورامین در شکل ۲ نشان داده شده است.

تغذیه خالص (R)

معمولاً هر چه تغذیه زیادتر باشد، آسیب پذیری آب زیرزمینی به علت احتمال انتقال بیشتر آلاینده‌ها، بیشتر می‌گردد. برای مشخص نمودن توزیع مکانی تغذیه خالص، پهنه‌بندی تغییرات حجم ذخیره آب زیرزمینی در آبخوان تعیین گردید. به منظور بررسی تغییرات حجم آب زیرزمینی دشت ورامین از روش هم پوشانی نقشه تغییرات سطح آب زیرزمینی و نقشه توزیع قابلیت ذخیره استفاده شده است. میزان تغذیه با توجه به رابطه زیر قابل محاسبه است (Scanlon et al., 2002):

(۲)

$$R = S_y dh / dt = S_y \Delta h / \Delta t$$

که R نرخ تغذیه، S_y آبدهی ویژه، h ارتفاع تراز آب و t زمان است. در روش نوسانات تراز آب زیرزمینی از ضرب خیز سطح آب در آبدهی ویژه در هنگام فصل تغذیه برآورد مستقیم از تغذیه حاصل می‌گردد (Rushton, 2003). این روش بر اساس این فرض است که خیز در تراز آب زیرزمینی در آبخوان‌های غیر محبوس ناشی از تغذیه رسیده به تراز آب زیرزمینی است. حجم بالآمدگی آب زیرزمینی به دست آمده به این روش متناسب با میزان تغذیه از طریق سطح خاک می‌باشد. بدین منظور در ابتدا، هیدروگراف واحد دشت در ماه‌های خشک (حداقل تراز) و تر (حداکثر تراز) در سال آبی ۱۳۸۲-۱۳۸۳ مشخص گردیده و نقشه هم تراز سطح ایستابی حداقل و حداکثر ایجاد شده است. با تفریق نقشه حداقل تراز از حداکثر تراز و ضرب کردن حاصل در نقشه قابلیت ذخیره، نقشه تغییرات حجم آب زیرزمینی یا تغذیه آبخوان تهیه گردید. نقشه مورد نظر بر حسب مقدار تغذیه و اهمیت آن در آسیب پذیری بر طبق جدول ۱ در طبقات مختلف نرخ بندی شده است (شکل ۲).

محیط آبخوان (A)

محیط آبخوان و مواد تشکیل دهنده آن چگونگی روند جریان حاکم بر سیستم آب زیرزمینی در آبخوان را مشخص می‌کند. این پارامتر در ارتباط کامل با سازوکار عمده انتقال آلودگی آب‌های زیرزمینی یعنی هم‌رفتی^۲ می‌باشد. برای تولید لایه مربوط به این پارامتر از لوگ چاه‌های مشاهده‌ای موجود در دشت ورامین استفاده شده است. بدین نحو که بر حسب نسبت جنس مواد تشکیل دهنده آبخوان در هر چاه مشاهده‌ای، رتبه‌هایی بین ۲ تا ۱۰ بر اساس جدول ۱ به هر نقطه اختصاص داده و سپس نقشه نرخ بندی شده محیط آبخوان تهیه گردیده است. (شکل ۲).

نرم افزار ArcGIS به دلیل قابلیت بالا در پردازش و تحلیل لایه‌های اطلاعاتی، دقت مطلوب، تسهیل در نمایش خروجی‌ها، و قابلیت اتصال به سایر نرم‌افزارها جهت تهیه مدل DRASTIC آبخوان آبرفتی ورامین مورد استفاده قرار گرفته است. لایه‌های مختلف با استفاده از داده‌های عمق آب زیر زمینی، لوگ سنگ شناسی چاه‌ها، قابلیت انتقال آبخوان، ضخامت آبخوان، نقشه توپوگرافی و نقشه خاک تهیه شده‌اند. سپس در محیط GIS با روش هم پوشانی و نمایه پارامترهای مختلف، اقدام به تهیه نقشه آسیب پذیری آبخوان در سیستم DRASTIC گردیده است. نقشه DRASTIC اولیه بر اساس نقاط مشاهده‌ای غلظت نیترات و اسنجی گردیده و نقشه DRASTIC نهایی با تغییر وزن اعمالی به پارامترهای مختلف به دست آمده است. نقشه‌های معیار تهیه شده به دلیل هم مقیاس نبودن، با یکدیگر قابل مقایسه نمی‌باشند، زیرا ویژگی‌ها، در واحدهای متفاوتی اندازه گیری شده‌اند. بنابراین نقشه‌های معیار قبل از تلفیق باید هم مقیاس گردند. روش‌های مختلفی برای هم مقیاس کردن نقشه‌های معیار وجود دارد که شامل روش‌های قطعی، احتمالاتی و فازی می‌باشند. نرخ بندی که در مدل DRASTIC برای هم مقیاس کردن نقشه‌ها به کار می‌رود بر اساس روش قطعی می‌باشد. با توجه به شاخص‌های آسیب پذیری که دارای ماهیت طیفی و دامنه‌دار هستند، اگر طبقه‌بندی، بر اساس روش قطعی انجام گیرد، موجب می‌شود که یک منطقه با کوچکترین تغییر از یک طبقه به طبقه بالاتر یا پایین‌تر جابجا شود. در این مطالعه پس از به دست آمدن نقشه‌های معیار در نرم افزار ArcGIS با توجه به عدم قطعیت در پارامترهای DRASTIC از روش فازی برای هم مقیاس کردن آنها استفاده شد. بر حسب مقادیر موجود در هر کدام از نقشه‌ها و با توجه به تاثیر هر کدام بر روی پتانسیل آلودگی، به هر پیکسل درجه عضویتی بین صفر تا یک اختصاص داده شد. درجه عضویت یک نشان دهنده بیشترین تاثیر و درجه عضویت صفر نشان دهنده کمترین تاثیر بر پتانسیل آلودگی می‌باشد.

تهیه نقشه‌های معیار

عمق سطح ایستابی (D)

هرچه عمق آب زیرزمینی بیشتر باشد، زمان حرکت و ماندگاری هاله آلودگی فروشوبی شونده از سطح بیشتر می‌گردد و در نتیجه احتمال از بین رفتن آلودگی با افزایش عمق سطح ایستابی افزایش می‌یابد. برای تهیه لایه عمق، موقعیت و تراز سطح آب ۶۱ چاه مشاهده‌ای در محیط Excel وارد گردید، سپس به فرمت قابل پذیرش برای ArcMap تبدیل شد. در ابتدا نقشه هم تراز سطح ایستابی مربوط به اسفند ماه ۱۳۸۳ بر اساس آمار چاه‌های مشاهده‌ای تهیه شد. سپس با استفاده از فاصله‌بندی ۱۰ متری برای منحنی‌های میزان توپوگرافی، مدل ارتفاعی رقومی منطقه تهیه شد و در نهایت با تفریق نقشه هم تراز سطح ایستابی

1. Rating

2. Advection

محیط خاک (S)

سطح فراهم می‌کنند و پتانسیل آلودگی بیشتری را ایجاد می‌نمایند. برای تهیه این پارامتر ابتدا از خطوط میزان، نقاط ارتفاعی و آبراهه‌های موجود در منطقه، (تهیه شده توسط سازمان نقشه‌برداری)، مدل ارتفاعی رقومی ایجاد گردیده و سپس نسبت به تهیه نقشه شیب اقدام شد. با توجه به هموار بودن دشت ورامین، پارامتر شیب توپوگرافی نرخ بندی شده از همگنی زیادی در منطقه برخوردار می‌باشد.

تاثیر منطقه غیر اشباع (I)

منطقه غیر اشباع به ناحیه حد فاصل سطح ایستابی تا زون خاک اطلاق می‌گردد که غیر اشباع بوده و یا به طور ناپیوسته اشباع می‌باشد. جذب در محیط غیر اشباع یکی از سازوکارهای عمده بازدارندگی مهاجرت آلاینده‌ها می‌باشد. جهت تولید این پارامتر در مدل، روشی مشابه با پارامتر محیط آبخوان به کار برده شده است. با این تفاوت که ضخامت و جنس لایه‌های بالای عمق برخورد به آب در لاگ سنگ شناسی مورد استفاده قرار گرفت. با نرخ بندی نقطه‌ای چاه‌های مشاهده‌ای نقشه منطقه غیر اشباع تهیه گردیده است. (شکل ۲).

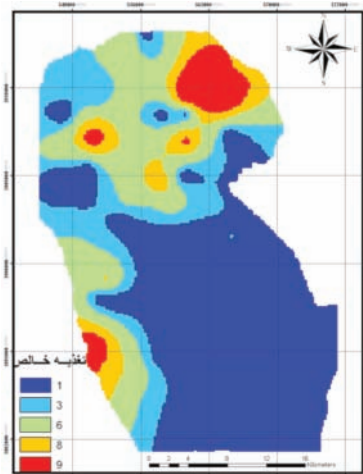
محیط خاک تاثیر مهمی در چگونگی تغذیه و متعاقب آن بر چگونگی حرکت آلاینده دارد. وجود مواد با بافت ریز مانند سیلت و رس، تراوایی خاک را کاهش می‌دهد و برعکس مواد دانه درشت‌تر مانند شن، نفوذپذیری خاک و در نتیجه قابلیت انتقال آلاینده‌ها به سیستم آب زیرزمینی را افزایش می‌دهند. در مدل DRASTIC از بافت خاک به عنوان عامل موثر در انتقال آلاینده‌ها از سطح به زون غیر اشباع استفاده می‌شود. برای تهیه این لایه از نقشه خاک منطقه با مقیاس ۱/۵۰۰۰۰ استفاده شد. ابتدا نقشه کاغذی، اسکن و زمین مرجع شده و سپس رقومی گردیده است. سپس به هر کدام از چندضلعی‌های ایجاد شده بر حسب نوع و جنس خاک مربوطه، عددی بین ۱ تا ۱۰ بر اساس جدول ۱ اختصاص داده شده و نقشه محیط خاک تهیه گردیده است. (شکل ۲).

توپوگرافی (T)

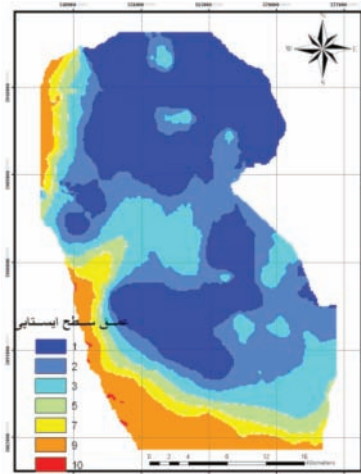
توپوگرافی بر حسب پهنه بندی شیب سطح زمین مورد توجه قرار می‌گیرد. شیب‌های کمتر، فرصت بیشتری را برای نفوذ آب آلوده از

جدول ۱- طبقه بندی و نرخ گذاری مربوط به پارامترهای مدل DRASTIC در منطقه مورد مطالعه

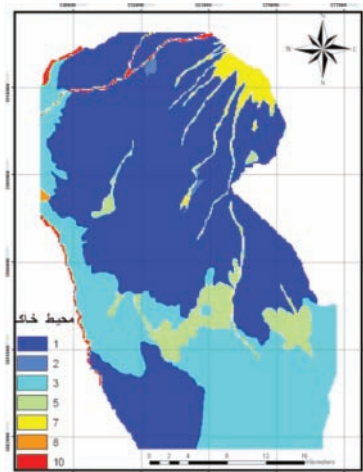
رتبه بندی	پارامتر	رتبه بندی	پارامتر
	عمق تا سطح ایستابی (متر)		تغذیه خالص (میلی متر در سال)
۱-۱/۵	۱۰	۰-۲۵/۴	۱
۱/۵-۴/۶	۹	۲۵/۴-۵۰/۸	۳
۴/۶-۹/۱	۷	۵۰/۸-۱۰۱/۶	۶
۹/۱-۱۵/۲	۵	۱۰۱/۶-۱۵۲/۴	۸
۱۵/۲-۲۲/۹	۳	>۱۵۲/۴	۹
۲۲/۹-۳۰/۵	۲		
>۳۰/۵	۱		
	محیط آبخوان		محیط خاک
	شن		شن
	ماسه		ماسه
	مخلوط ماسه و شن و کمی سیلت و رس		ماسه لومی
	رس مخلوط با کمی شن و ماسه		لوم ماسه‌ای
	رس		سیلتی لوم
			کلی لوم
	توپوگرافی (شیب %)		محیط غیر اشباع
۰-۲	۱۰	ماسه و شن	۱۰
۲-۶	۹	ماسه سیلتی	۷
۶-۱۲	۵	رس سیلتی و کمی شن و ماسه	۴
۱۲-۱۸	۳	رس	۱
۱۸<	۱		
	هدایت هیدرولیکی (متر بر روز)		
۱-۲	۱		
۲-۶	۲		
۶-۱۴	۴		
۱۴-۲۰	۶		
۲۰-۴۰	۸		
۴۰<	۱۰		



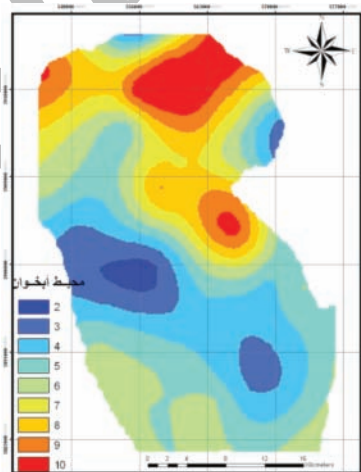
نقشه نرخ بندی شده تغذیه خالص



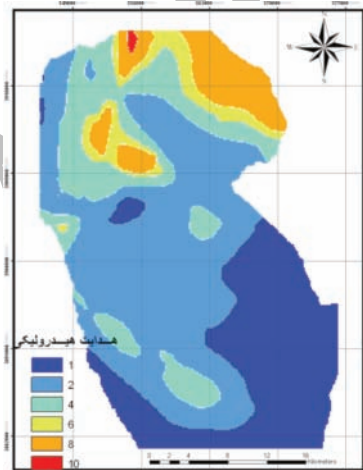
نقشه نرخ بندی شده عمق تاسطح آب زیرزمینی



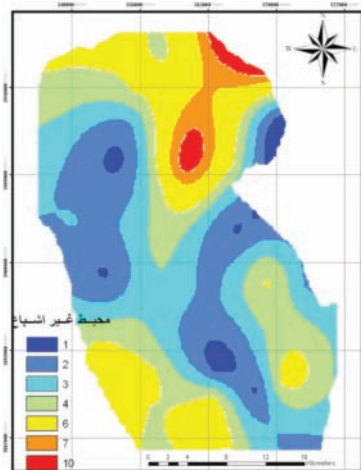
نقشه نرخ بندی شده محیط خاک



نقشه نرخ بندی شده محیط آبخوان



نقشه نرخ بندی شده هدایت هیدرولیکی



نقشه نرخ بندی شده محیط غیر اشباع

شکل ۲- نقشه‌های پارامتری نرخ بندی شده لایه‌های مورد استفاده قرار گرفته در سیستم DRASTIC دشت ورامین (نقشه لایه شیب به علت تغییرات ناچیز آن در سطح منطقه ارایه نشده است)

هدایت هیدرولیکی (C)

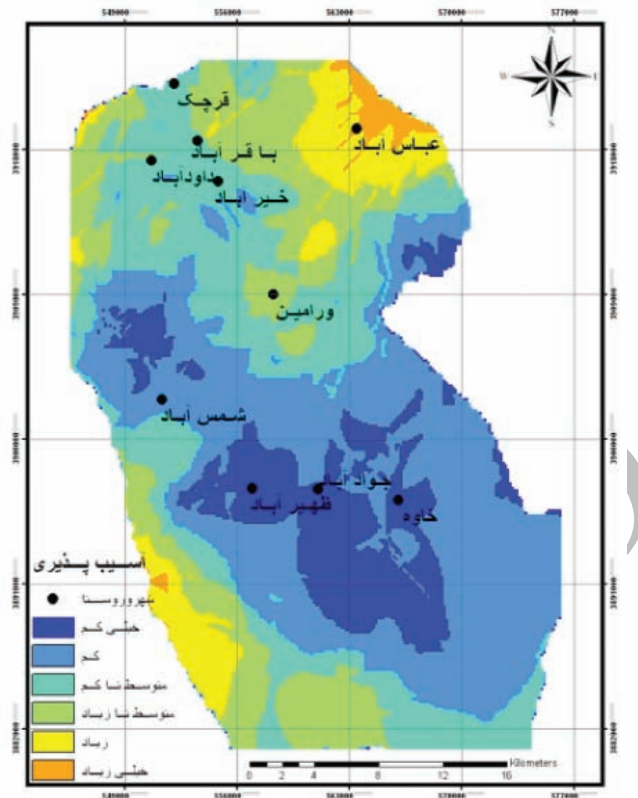
هدایت هیدرولیکی نیز اثری مشابه با محیط آبخوان در مدل DRASTIC اعمال می‌نماید. هرچه هدایت هیدرولیکی آبخوان بیشتر باشد میزان زوال آلودگی کاهش می‌یابد. ابتدا نقشه هم ضخامت آبرفت بر اساس نتایج مطالعات ژئوالکترونیک (مهندسین مشاور مهتاب قدس، ۱۳۷۵) و لوگ سنگ شناسی چاه‌های اکتشافی و بهره‌برداری که تا سنگ کف حفر شده‌اند تهیه گردیده و سپس با تفاضل نقشه هم عمق سطح ایستابی از نقشه هم ضخامت آبرفت، نقشه هم ضخامت آبخوان حاصل شده است. نقشه هم قابلیت انتقال آبخوان آبرفتی ورامین نیز بر اساس مطالعات مهندسین مشاور پارس آب تدبیر (۱۳۸۲) رقومی شده و به محیط GIS وارد گردیده است. با تقسیم نمودن نقشه قابلیت انتقال بر نقشه ضخامت آبخوان و نرخ بندی آن بر طبق جدول ۱، نقشه نهایی هدایت هیدرولیکی برای سیستم DRASTIC تهیه شده است (شکل ۲).

با توجه به لایه‌های اطلاعاتی نرخ بندی شده، نمایه آسیب پذیری DRASTIC بر طبق معادله ۱ برای آبخوان آبرفتی ورامین محاسبه گردیده است. در ابتدا نقشه آسیب پذیری آبخوان ورامین با استفاده از وزن‌های پیشنهادی اولیه توسط (Aller 1987) و همکاران (جدول ۲) تهیه گردیده است (شکل ۳). سپس مشابه با آنچه دیکسون (Dixon, 2005) و پاناگوپولوس و همکاران (Panagopolos et al., 2006) ارائه داده‌اند، نمایه آسیب پذیری DRASTIC با نقاط مشاهده‌ای غلظت نیترات آب زیرزمینی

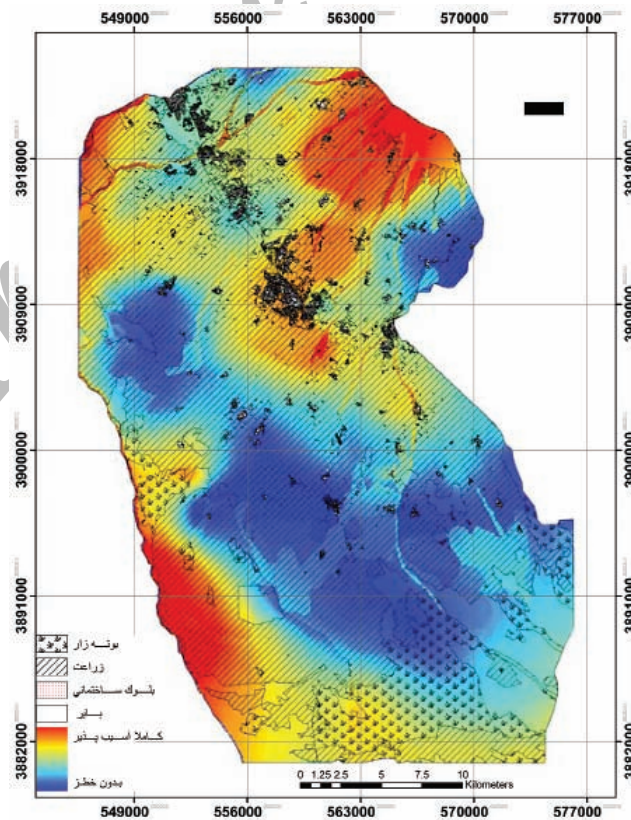
که عمدتاً در شمال دشت متمرکز می‌باشند، مقایسه گردید. با توجه به عدم انطباق موجود میان غلظت نیترات چاه‌ها با نمایه DRASTIC، اقدام به تغییر وزن پارامترهای مختلف و واسنجی مدل‌ها با غلظت نیترات در چاه‌های مشاهده‌ای گردید. فریچ و همکاران (Fritch et al., 2000)، لیک و همکاران (Lake et al., 2003) و پاناگوپولوس و همکاران (Panagopolos et al., 2006) وزن پارامترهای سیستم DRASTIC را بر اساس غلظت نقطه‌ای نیترات در چاه‌ها مورد تصحیح قرار داده‌اند. بر این اساس ۲۴ مدل DRASTIC، مورد واسنجی قرار گرفت. داده‌های غلظت نیترات به چهار رده غلظت کم، متوسط، زیاد و خیلی زیاد تقسیم‌بندی گردیدند. مدل‌های پتانسیل آلودگی نیز به چهار طبقه با آسیب‌پذیری کم، متوسط، زیاد و خیلی زیاد تقسیم‌بندی شده‌اند. به منظور نمایان شدن اختلاف مدل‌ها با یکدیگر، تعداد چاه‌هایی که در طبقه آسیب‌پذیری مطابق با غلظت نیترات مشابه، قرار گرفتند در عدد ۳ و چاه‌هایی که با یک و دو اختلاف با غلظت نیترات مربوط به خود قرار داشتند، به ترتیب در اعداد ۲ و ۱ ضرب شدند. سپس اعداد به دست آمده با یکدیگر جمع گردیدند. عدد حاصل بیانگر همبستگی نسبی مدل با نمونه‌های غلظت نیترات چاه‌های موجود می‌باشد که هرچه این عدد بالاتر باشد مبین همبستگی بیشتر است. در نهایت مدل با بیشترین انطباق میان غلظت نیترات و نمایه آسیب‌پذیری انتخاب گردید که وزن‌های واسنجی شده آن در جدول ۲ آورده شده است. با هم پوشانی نقشه کاربری اراضی بر روی نقشه آسیب‌پذیری، نقشه خطر آلودگی آب‌های زیرزمینی تهیه شده است (شکل ۴).

جدول ۲- وزن‌های اولیه و نهایی مدل DRASTIC در منطقه مورد مطالعه

پارامتر	وزن‌های اولیه	وزن‌های واسنجی شده برای نیترات
عمق تا سطح ایستابی	۵	۴
تغذیه خالص	۴	۴
محیط آبخوان	۳	۳
محیط خاک	۲	۳
توپوگرافی	۱	۱
محیط غیراشباع	۵	۲
هدایت هیدرولیکی	۳	۱



شکل ۳- نقشه قابلیت آسیب پذیری آبخوان دشت ورامین بر اساس مدل DRASTIC اصلی



شکل ۴- هم پوشانی نقشه کاربری اراضی بر روی نقشه آسیب پذیری آبخوان دشت ورامین

آب‌های زیرزمینی نسبت به آلاینده‌های جذب شونده دشت ورامین مدل‌سازی شده است. ظرفیت جذب یک محیط عمدتاً به وسیله محتوی کربن آلی و ظرفیت تبادل کاتیونی آن کنترل می‌شود. در این مطالعه از مقادیر ارایه شده توسط هیلل (Hillel, 1982) برای برآورد ظرفیت جذب واحدهای لیتولوژیکی منطقه غیراشباع استفاده شده است. ظرفیت جذب هر لایه می‌تواند به صورت حاصلضرب ضخامت لایه در ظرفیت ویژه محاسبه گردد (Bekesi & McConchie, 2000). برای دشت ورامین ابتدا لوگ چاه‌های گمانه‌ای بر حسب ضخامت - واحد لیتولوژیکی منطبق با تقریب‌های هیلل با اعمال قضاوت کارشناسی مفهومی گردیده است. سپس این مقادیر برای ستون منطقه غیر اشباع در هر گمانه انتگرال‌گیری شده و حاصل به عنوان نمایه جذب گمانه‌ای^۱، S، استخراج گردیده است. با توجه به مراتب بزرگی مختلف نمایه‌های جذب گمانه‌ای، داده‌ها در عامل ۰/۰۰۱ ضرب شده و سپس وارد محیط GIS شده است. نمایه‌های جذب گمانه‌ای یا تقریب‌های نقطه‌ای ظرفیت جذب کلی، به صورت یک پارامتر با توزیع مکانی در یک سطح پیوسته مورد درون‌یابی قرار گرفت تا آسیب‌پذیری آلاینده‌های جذب شونده آبخوان آبرفتی ورامین مورد ارزیابی قرار گیرد. نمایه جذب گمانه‌ای چاه‌های مختلف به صورت دو بعدی سطحی مدل گردیده تا اثر منطقه غیراشباع بر روی آسیب‌پذیری آب‌های زیرزمینی دشت ورامین مشخص گردد.

نقشه ارزیابی آسیب‌پذیری آب زیر زمینی دشت ورامین بر اساس اثر منطقه غیر اشباع در شکل ۵ نشان داده شده است. دامنه نمایه‌های جذب گمانه‌ای دشت ورامین بین ۱ تا ۲۲۴ قرار دارد. پتانسیل آلودگی آب زیرزمینی نسبت عکس با نمایه جذب دارد. بر این اساس نواحی حاشیه غربی و جنوبی دشت ورامین دارای آسیب‌پذیری زیادی می‌باشند. در جنوب شرق دشت نیز کاهش نمایه‌های جذب مشخص شده است. در بخش‌های میانی متمایل به شمال دشت و در اطراف شهر ورامین، پتانسیل آلودگی آب‌های زیرزمینی به طور ناهنجاری افزایش می‌یابد که این حالت متأثر از رسوبات درشت دانه غالب در منطقه غیراشباع می‌باشد. حداقل آسیب‌پذیری آب‌های زیرزمینی در شمال دشت ورامین و در حوالی خیرآباد، باقرآباد، و قرچک وجود دارد. بخش‌های مرکزی دشت ورامین دارای نمایه‌های جذب متوسط تا زیاد می‌باشند و از این نظر دارای ریسک آلودگی آب زیرزمینی کمی هستند.

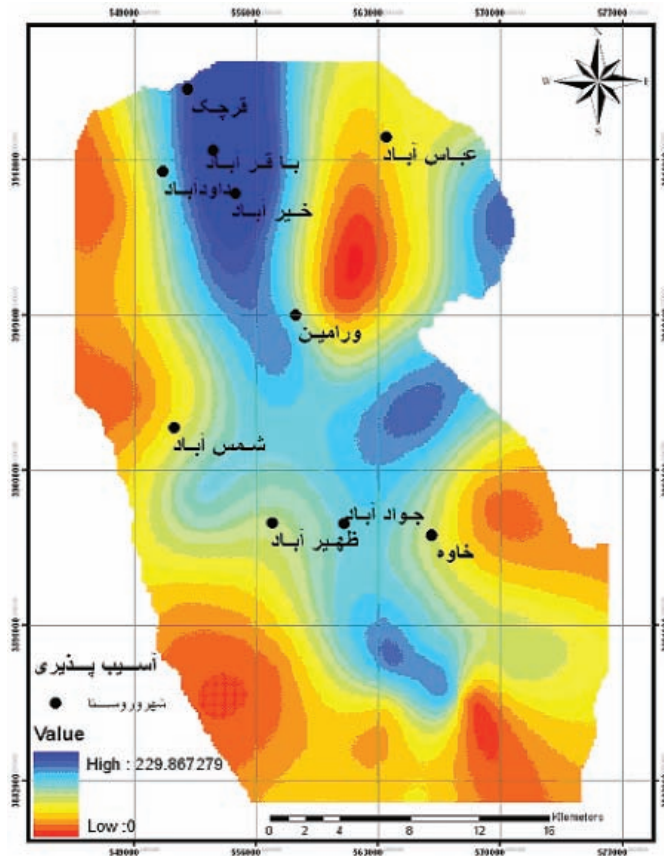
نتیجه‌گیری

در این تحقیق آسیب‌پذیری آبخوان دشت ورامین نسبت

درصد مساحت کل) از پتانسیل آلودگی بیشتری نسبت به دیگر مناطق برخوردارند. همچنین بخش‌های مرکزی دشت (۴۷ درصد مساحت کل) آسیب‌پذیری خیلی کم و کم دارند. دلیل آسیب‌پذیر بودن بیشتر بخش‌های شمالی احتمالاً در ارتباط با دانه درشت بودن رسوبات سطحی آبرفت و آبخوان همچنین نرخ تغذیه زیاد می‌باشد. در جنوب غرب منطقه، عمق کم سطح آب زیرزمینی باعث افزایش آسیب‌پذیری آبخوان شده است. همچنین در امتداد مسیل رودخانه‌های جاجرود و کرج، پتانسیل آلودگی به دلیل درشت بودن بافت خاک بیشتر شده است. به دلیل نبود پراکندگی مناسب داده‌های نیترات و متمرکز بودن آنها در بخش‌های شمالی دشت، امکان مقایسه کامل توزیع غلظت نیترات آب زیرزمینی و نقشه آسیب‌پذیری ممکن نگردیده است. با مقایسه داده‌ها و نقشه آسیب‌پذیری می‌توان اظهار نمود که در مناطق شهری، غلظت نیترات به علت آلودگی نقطه‌ای شدیداً افزایش یافته است. در بخش شمالی منطقه، داده‌های نیترات و نقشه آسیب‌پذیری همبستگی قابل قبولی را با یکدیگر دارند. غلظت نیترات نمونه‌های آب زیرزمینی، به عوامل مختلفی مانند زمان نمونه‌برداری، عمق نمونه‌برداری و موقعیت چاه (نزدیکی به منابع آلاینده و یا نزدیکی به مسیر روخانه) بستگی دارد. بدین جهت ممکن است نقطه مشاهده‌ای دقیقاً معرف غلظت واقعی در آبخوان نباشد و موجب عدم همبستگی غلظت نیترات با نقشه آسیب‌پذیری شده باشد. یون نیترات خاصیت جذب شونده کمی دارد و همانند یون کلراید از منطقه غیر اشباع عبور می‌نماید. بر این اساس بر خلاف آسیب‌پذیری ذاتی، آسیب‌پذیری نیتراته آب‌های زیرزمینی همبستگی چندانی با منطقه غیر اشباع ندارد. آنچه که مسلم است قابلیت آسیب‌پذیری با خطر آلودگی متفاوت می‌باشد، بدین معنی که ممکن است یک منطقه از نظر قابلیت آسیب‌پذیری در رده پایین تا متوسط قرار گیرد ولی به دلیل حضور منابع آلاینده در سطح دارای خطر بالایی از نظر آلودگی باشد. همچنین ممکن است منطقه‌ای با قابلیت آسیب‌پذیری زیاد به دلیل نبود منابع آلاینده در سطح، در معرض خطر آلودگی نباشد.

ارزیابی تجربی اثر منطقه غیراشباع بر روی آسیب‌پذیری آبخوان

پارامترهای منطقه غیراشباع و عمق آب زیرزمینی (یا ضخامت منطقه غیراشباع) تاثیر مهمی بر روی جذب ذرات آلاینده به مواد رسوبی در محیط زیر سطحی دارند. جذب یکی از سازوکارهای عمده بر روی ترفیق آلودگی در منطقه غیراشباع می‌باشد. در این تحقیق اثر ظرفیت جذب در منطقه غیر اشباع بر روی آسیب‌پذیری



شکل ۵- نقشه نهایی آسیب پذیری آبخوان آبرفتی ورامین بر اساس ارزیابی اثر منطقه غیر اشباع

خواه) از پتانسیل آلودگی کمتری برخوردارند، اطراف شهر ورامین دارای آسیب پذیری متوسط تا زیاد می‌باشد. همچنین نواحی خیر آباد، داود آباد، باقرآباد و قرچک دارای پتانسیل آلودگی متوسط تا کم می‌باشند. بر اساس مدل ارزیابی اثر منطقه غیراشباع، نواحی حاشیه غربی و جنوبی دشت ورامین دارای آسیب‌پذیری زیادی می‌باشند. در جنوب شرق دشت نیز کاهش نمایه‌های جذب مشخص شده است. در بخش‌های میانی متمایل به شمال دشت و در اطراف شهر ورامین، پتانسیل آلودگی آب‌های زیرزمینی به طور ناهنجاری افزایش می‌یابد. حداقل آسیب‌پذیری آب‌های زیرزمینی در شمال غرب دشت ورامین وجود دارد. بخش‌های مرکزی دشت ورامین دارای نمایه‌های جذب متوسط تا زیاد می‌باشند و از این نظر دارای ریسک آلودگی آب زیرزمینی کمی هستند. به جز نواحی جنوب شرقی دشت و حوالی شهر ورامین، در بقیه دشت نتایج سیستم DRASTIC واسنجی شده با نتایج حاصل از ارزیابی منطقه غیر اشباع همبستگی نسبی دارد.

منابع

- مهندسین مشاور مهتاب قدس، ۱۳۷۵. گزارش مطالعات

به آلودگی نیتراته با استفاده از مدل DRASTIC در محیط GIS پهنه بندی شده است. مدل DRASTIC اصلی با داده‌های غلظت نترات آب های زیرزمینی واسنجی و سپس ضرایب پارامترهای آن مورد تصحیح واقع گردیده است. در مدل DRASTIC جهت ارزیابی آسیب‌پذیری آب‌های زیرزمینی دشت ورامین نسبت به آلودگی نیتراته، وزن پارامترهای عمق آب زیرزمینی، محیط غیر اشباع و هدایت هیدرولیکی نسبت به DRASTIC اصلی کاهش، و وزن پارامتر محیط خاک افزایش یافته است. اختلاف عمده مدل DRASTIC آسیب‌پذیری نیتراته، با مدل اصلی در کاهش وزن اثر زون غیراشباع از ۵ به ۲ است که با پایداری یون نترات در محیط غیر اشباع مطابق است. بر این اساس بر خلاف آسیب پذیری ذاتی، آسیب پذیری نیتراته آب های زیرزمینی همبستگی چندانی با منطقه غیر اشباع ندارد. نقشه نهایی نشان می دهد که ۰/۰۶٪ از آبخوان کاملاً آسیب پذیر، ۱/۹۴٪ دارای پتانسیل آلودگی خیلی زیاد، ۸٪ زیاد، ۱۷٪ متوسط تا زیاد، ۲۶٪ متوسط تا کم، ۳۸٪ کم، و ۹٪ دارای پتانسیل آلودگی خیلی کم می‌باشند. به طور کلی نواحی شمالی، (عباس آباد) و جنوب غربی منطقه از آسیب‌پذیری بالا و بخش‌های میانی (ظهیرآباد، جواد آباد و

- Harter, T. and L. G. Walker. 2001. Assessing vulnerability of groundwater. US Natural Resources Conservation Service.
- Hillel, D. 1982. Introduction to Soil Physics. Orlando, Florida: Academic Press.
- Knox, R. C., D. A. Sabatini, and L. W. Canter, 1993. Subsurface transport and fate processes. USA: Lewis Publishers.
- Lake, I. R., A. A. Lovett, K. M. Hiscock, M. Betson, A. Foley, G. Sunnenberg, S. Evers, and S. Fletcher, 2003. Evaluating factors influencing groundwater vulnerability to nitrate pollution: developing the potential of GIS. Journal of Environmental Management. 68, 315–328.
- Loague, K. and D. Corwin. 1998. Regional scale assessment of non-point source ground water contamination. Hydrological Processes. 12, 957–965.
- Lowe, M., and M. Butler, 2003. Ground water sensitivity and vulnerability to pesticides, Heber and Round Valleys, Wasatch County, Utah. Miscellaneous Publication 03-5, Utah Geological Survey.
- Navulur, K. C. S. and B. A. Engel. 1998. Groundwater vulnerability assessment to non-point source nitrate pollution on a regional scale using GIS. Transactions of the American Society of Agricultural Engineers. 41, 1671–1678.
- Panagopoulos, G.P., A. K. Antonakos, and N. J. Lambrakis. 2006. Optimization of the DRASTIC method for groundwater vulnerability assessment via the use of simple statistical methods and GIS. Hydrogeology Journal, 14, 894–911.
- Piscopo, G. 2001. Groundwater vulnerability map, explanatory notes, Castlereagh Catchment, NSW. Department of Land and Water Conservation, Australia, <http://www.dlwc.nsw.gov.au/care/water/groundwater/reports/pdfs>.
- Rundquist, D. C., A. J. Peters, D. Liping, D. A. Rodekohr, R. L. Ehrman, and G. Murray. 1991. State-wide groundwater vulnerability assessment in Nebraska using the DRASTIC/GIS model. Geo Cartography International. 6, 51–58.
- Rushton, K. R., 2003. Groundwater Hydrology, Conceptual and Computational Models. John Wiley
- آب‌های زیرزمینی دشت ورامین.
- مهندسین مشاور پارس آب تدبیر، ۱۳۸۲. مطالعات طرح جامع آب شهرهای منطقه ورامین.
- Al-Adamat, R. A. N., I. D. L. Foster, and S. M. J. Baban. 2003, Groundwater vulnerability and risk mapping for the Basaltic aquifer of the Azraq basin of Jordan using GIS, Remote sensing and DRASTIC. Applied Geography. 23, 303–324.
- Aller, L. T., H. J. R. Bennett, R. Lehr, J. Petty, and G. Hackett. 1987, DRASTIC: A standardized system forevaluatinggroundwaterpollutionpotentialusing geo- hydrogeologic settings. US Environmental Protection Agency Report. EPA600/2–EP87/036.
- Babiker, I. S., M. A.A. Mohamed, T. Hiyama, and K. Kato. 2004, A GIS-based DRASTIC model for assessing aquifer vulnerability in Kakamigahara Heights, Gifu Prefecture, central Japan. Science of the Total Environment. xx, 1-14.
- Bekesi, G. and J. McConchie. 2000. Empirical assessment of influence of the unsaturated zone on aquifer vulnerability, Manawatu region, New Zealand. Ground Water. 38, 2, 193-199.
- Berg, R. C., and J. P. Kampton. 1988. Stack unit mapping of geologic materials in Illinois to a depth of 15 meters. Illinois State Geological Survey Circular 542, Champaign.
- Connell, L. D. and G. V. D. Daele. 2003. A quantitative approach to aquifer vulnerability mapping. Journal of hydrology. 276, 71, 88-94.
- Dixon, B. 2005. Applicability of neuro-fuzzy techniques in predicting ground-water vulnerability: a GIS-based sensitivity analysis. Journal of Hydrology, 309, 17–38.
- Evans, B. M. and W. L. Mayers. 1990. A GIS-based approach to evaluating regional groundwater pollution potential with DRASTIC. Journal of Soil and Water Conservation. 45, 242–245.
- Fetter, C. W. 1999. Contaminant Hydrgeology. 2d ed., Prentice Hall Inc., NJ.
- Fritch, T. G., C. L. McKnight. J. C. Yelderman, and J. G. Arnold. 2000. An aquifer vulnerability assessment of the Paluxy aquifer, central Texas, USA, using GIS and a modified DRASTIC approach. Journal of Environmental Management. 25, 337–345.

& Sons Inc., 416 P.

- Scanlon, B.R., R. W. Healy, and P.G. Cook. 2002. Choosing appropriate techniques for quantifying groundwater recharge. *Hydrogeology Journal*, 10, 1, 18-39.

- Vrba, J. and A. Zopozec. 1994. Guidebook on mapping groundwater vulnerability. *IAH International Contribution for Hydrogeology*, 16, 131 P.

Archive of SID