

توسعه مدل دراستیک اصلاح شده DRAST-VUL برای تعیین آسیب پذیری آبخوان در مناطق شهری

نصرت آفازده^{۱*}، منوچهر چیت سازان^۲، یحیی میرزایی^۳ و حامد ابراهیمی^۴

^۱ استادیار، گروه عمران، واحد ارومیه، دانشگاه آزاد اسلامی، ارومیه، ایران، ^۲ استاد، دانشکده علوم زمین، دانشگاه شهید چمران اهواز،
^۳ استادیار، دانشکده علوم زمین، دانشگاه شهید چمران اهواز و ^۴ دانشجوی دکتری مهندسی اکتشاف معدن، دانشکده فنی و مهندسی،
دانشگاه ارومیه

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۹/۰۹/۱۵

تاریخ دریافت: ۱۳۹۹/۰۳/۰۳

چکیده

در آبخوان‌های مناطق شهری، به دلیل وجود منابع مختلف آلاینده، احتمال آلودگی منابع آب زیرزمینی بالاست، لذا، بررسی آسیب‌پذیری منابع آب زیرزمینی می‌تواند در تعیین نقاط آسیب‌پذیر و حساس آبخوان بسیار موثر باشد. هدف از این مطالعه، ارائه و توسعه مدل دراستیک اصلاح شده برای تعیین آسیب‌پذیری آبخوان در مناطق شهری ارومیه است. برای این منظور، پارامترهای با تاثیر کم، شیب و محیط آبخوان از مدل دراستیک حذف و در عوض پارامترهای کاربری اراضی، شاخص شهرنشینی، ارزش و بهای آب و منابع آلاینده دخیل در آلودگی به مدل اضافه و لایه‌های تغذیه و تاثیر زون غیراشباع اصلاح شد. نتایج حاصل از مدل دراستیک اصلاح شده DRAST-VUL در منطقه مورد مطالعه نشان می‌دهد که در بیشتر مناطق ریسک آلودگی کم تا متوسط بوده، ولی در ۲۹ درصد از محدوده مورد مطالعه به دلیل فعالیت‌های کشاورزی، صنعتی و عمق کم آب زیرزمینی آسیب‌پذیری بالاست. بر اساس نتایج حاصله، بیشترین حساسیت مدل نسبت به پارامتر منابع آلاینده، کاربری اراضی و منطقه غیراشباع بوده، با توجه به زیاد بودن سطوح نفوذناپذیر در مناطق شهری، حساسیت مدل به پارامترهای تغذیه خالص، ضریب قابلیت انتقال و ارزش و بهای آب کم است. با توجه به نتایج مثبت حاصل از صحت‌سنجی مدل از طریق نیترات، مدل ارائه شده می‌تواند به ابزار کارآمد برای حفاظت، پیشگیری و بهره‌برداری بهینه از منابع آب زیرزمینی در منطقه مورد مطالعه و همچنین، به‌عنوان یک مدل آسیب‌پذیری الگو، برای سایر آبخوان‌های شهری استفاده شود.

واژه‌های کلیدی: آب زیرزمینی، ارومیه، ریسک آلودگی، کاربری اراضی، AHP

مقدمه

شده است. با توجه به نیاز مبرم جوامع شهری به تامین آب سالم مورد نیاز از طریق آب‌های زیرزمینی و عدم امکان رفع سریع آلودگی از این منابع، جلوگیری از آلودگی و شناسایی منابع آلاینده می‌تواند بهترین روش حفاظت از کیفیت آب‌های زیرزمینی باشد (Howard, ۲۰۱۵؛ Chitsazan و همکاران، ۲۰۱۷).

امروزه توسعه مناطق شهری، رشد شهرنشینی، تغییر کاربری اراضی، توسعه صنعت و غیره باعث تولید فراوان مواد زائد جامد، فاضلاب، پساب‌های صنعتی شده که این امر منجر به آلودگی منابع آب از جمله آب‌های زیرزمینی در مناطق شهری و حاشیه آن‌ها

در خصوص بررسی و مطالعه آسیب‌پذیری آب‌های زیرزمینی در مناطق شهری در جهان مطالعات خیلی زیادی صورت نگرفته، در ایران نیز در مناطق شهری و حاشیه آن مطالعه خاصی انجام نشده است. بیشتر مطالعات آسیب‌پذیری صورت گرفته در کشور، مربوط به آسیب‌پذیری آبخوان در دشت‌ها است (Matkan و همکاران، ۲۰۰۸؛ Chitsazan و همکاران، ۲۰۰۹؛ Khoshdooz-Masooleh و همکاران، ۲۰۱۴؛ Asefi و همکاران، ۲۰۱۵؛ Gharekhani و همکاران، ۲۰۱۴؛ Nohegar و همکاران، ۲۰۱۵؛ Abbasnovinpour و همکاران، ۲۰۱۷؛ Jafari و همکاران، ۲۰۱۹). بر اساس نتایج حاصل از مطالعات صورت گرفته در شهر بلیدا الجزایر (Samey و Gang، ۲۰۰۸) آسیب‌پذیری منابع آب زیرزمینی در مناطق شهری با مناطق غیرشهری به دلیل وجود منابع مختلف آلاینده متفاوت است. بر اساس یافته‌های این پژوهش، به دلیل تراکم برخی از صنایع در بافت قدیمی شهرها و کم‌بودن عمق آب زیرزمینی، آسیب‌پذیری این مناطق بالا است. در پژوهشی Hernandez-Espriu و همکاران (۲۰۱۴) مدل دراستیک اصلاح شده‌ای برای ارزیابی خطر آسیب‌پذیری آبخوان مناطق شهری مکزیکوستی، با محوریت فرونشست زمین در اثر برداشت از منابع آب زیرزمینی، ارائه دادند. نتایج این پژوهش نشان می‌دهد، بین فرونشست زمین و افت سطح آب‌های زیرزمینی در منطقه مورد مطالعه رابطه خطی وجود ندارد، زیرا تغییر در لیتولوژی، ضخامت سفره، میزان آب، خاصیت الاستوپلاستیکی خاک و ویژگی فضاهای خالی بین ذرات نقش تعیین‌کننده در میزان نشست زمین دارند.

در پژوهش‌های Singh و همکاران (۲۰۱۵)، Wu و همکاران (۲۰۱۶) و Jesiya و Gopinath (۲۰۱۹) با در نظر گرفتن تاثیر فعالیت‌های انسانی بر آلودگی منابع آب زیرزمینی اقدام به تهیه نقشه آسیب‌پذیری آبخوان در مناطق شهری شده است. در این پژوهش‌ها، برخی از پارامترهای هیدروژئولوژیکی مدل دراستیک به دلیل تاثیر کم و ناچیز آن‌ها حذف شده است. برای تهیه نقشه مربوط به تاثیر فعالیت‌های انسانی، پارامتر کاربری اراضی، منابع آلاینده و شاخص شهرنشینی، با

یکی از راه‌های مناسب برای جلوگیری از آلودگی آب‌های زیرزمینی، شناسایی مناطق آسیب‌پذیر آبخوان است که بر این اساس، ارزیابی آسیب‌پذیری آب زیرزمینی می‌تواند به‌عنوان یک ابزار مهم برای مدیریت کیفی منابع آب و طرح‌های زیست‌محیطی باشد. روش‌ها و مدل‌های مختلفی برای تخمین آسیب‌پذیری آبخوان‌ها در جهان توسعه پیدا کرده است که این روش‌ها، از حل مدل‌های پیچیده عددی که فرایندهای زیرسطحی فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی را در نظر دارند تا تکنیک‌هایی که از ضرائب و عوامل وزنی متأثر از میزان آسیب‌پذیری استفاده می‌کنند، متغیر هستند (Martinez-Bastida و همکاران، ۲۰۱۰).

در سال‌های اخیر، یکی از مدل‌هایی که به‌طور وسیع برای ارزیابی آسیب‌پذیری آب‌های زیرزمینی مورد استفاده قرار گرفته است، مدل دراستیک^۱ است (Aller و همکاران، ۱۹۸۷). مدل دراستیک، بر اساس هفت پارامتر هیدروژئولوژیکی عمق تا سطح ایستابی^۲ (D)، تغذیه خالص^۳ (R)، محیط آبخوان^۴ (A)، محیط خاک^۵ (S)، توپوگرافی^۶ (T)، تأثیر محیط غیراشباع^۷ (I) و هدایت هیدرولیکی آبخوان^۸ (C) است. ولی با وجود این، استفاده از این مدل در مناطق شهری به دلیل شرایط خاص و پیچیدگی این مناطق و تاثیر فعالیت‌های انسانی (تغییر کاربری اراضی، تغییر تراکم شهری و جمعیتی، منابع مختلف آلاینده موضعی و غیر موضعی) بر کمیت و کیفیت منابع آب‌های زیرزمینی خیلی مناسب نیست. با توجه به این که یکی از قابلیت‌های مدل دراستیک انعطاف‌پذیری آن است، لذا، در ارزیابی آسیب‌پذیری آبخوان در مناطق شهری، به دلیل شرایط خاص این مناطق لازم است، اصلاحاتی در مدل دراستیک اعمال شود تا نقشه نهایی آسیب‌پذیری تهیه شده تطابق بیشتری با شرایط حاکم بر مناطق شهری و حاشیه شهری داشته باشد.

¹ DRASTIC system

² Depth to water table

³ Net recharge

⁴ Aquifer media

⁵ Soil media

⁶ Topography

⁷ Impact of vadose zone media

⁸ Hydraulic conductivity of aquifer

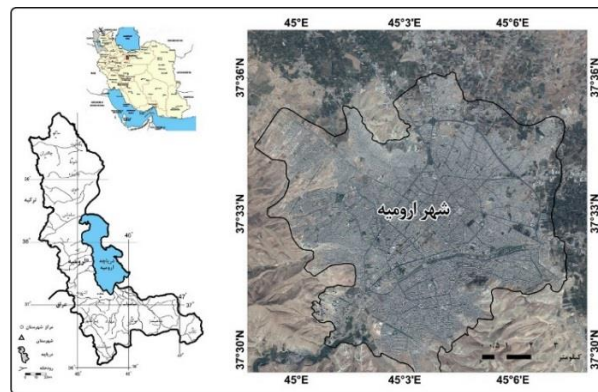
بی‌رویه مناطق شهری ارومیه در چند سال اخیر و فعالیت‌های مختلف انسانی بر کیفیت منابع آب زیرزمینی در مناطق شهری و حاشیه آن تاثیرگذار بوده است. لذا، تهیه نقشه‌های آسیب‌پذیری و ارائه گزینه‌های مدیریتی مناسب برای حفاظت آبخوان در مناطق شهری و حاشیه شهری منطقه مورد مطالعه ضروری به‌نظر می‌رسد.

مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه: دشت ارومیه با مساحت ۹۳۵ کیلومتر مربع و حوزه آبخیز آن در شمال غربی ایران و در غرب دریاچه ارومیه بین طول‌های جغرافیایی $۲۰^{\circ} ۴۴'$ تا $۲۰^{\circ} ۴۵'$ و عرض‌های $۳۷^{\circ} ۶'$ تا ۳۸° قرار گرفته است. گسترش شهر ارومیه در داخل دشت و کنار رودخانه شهرچای در سال‌های اخیر، رشد شتابانی داشته به‌طوری‌که جمعیت ساکن در شهر از ۳۰۶ هزار نفر در سال ۱۳۶۵، به حدود بیش از ۷۰۰ هزار نفر در سال ۱۳۹۵ رسیده، مساحت شهر نیز در این فاصله از $۳۶/۶$ به حدود ۱۰۰ کیلومتر مربع رسیده است. شکل ۱، موقعیت جغرافیایی منطقه مورد مطالعه را نشان می‌دهد.

در نظر گرفتن تراکم متفاوت جمعیت در مناطق مختلف شهری لحاظ شده است. در تحقیقی، Asadi و همکاران (۲۰۱۷) اقدام به بررسی آسیب‌پذیری آبخوان کردند. بر اساس یافته‌های این پژوهش، نیتراک شاخص مناسبی برای بررسی میزان آلودگی آبخوان در نتیجه فعالیت‌های انسانی بوده، بر اساس این شاخص می‌توان مناطق آلوده و حساس را مشخص کرد. همچنین، آن‌ها طی یک پژوهش دیگری، برای تهیه نقشه‌های آسیب‌پذیری آبخوان شهر مشهد از روش منطق فازی برای وزن‌دهی پارامترهای موثر استفاده کردند.

هدف از این مطالعه، ارائه یک مدل آسیب‌پذیری آبخوان برای مناطق شهری و حاشیه شهری با در نظر گرفتن شرایط خاص این مناطق و تاثیر فعالیت‌های مختلف انسانی بر کیفیت آب زیرزمینی است که نتایج این پژوهش، می‌تواند به‌عنوان یک الگوی مناسب برای سایر مناطق شهری در کشور مورد استفاده قرار گیرد. فعالیت‌های مختلف انسانی صورت گرفته در دشت ارومیه بر روی آب‌های زیرزمینی و سطحی منطقه موثر بوده، باعث آلودگی این منابع شده است (Hessari و Zinalzadeh, ۲۰۲۰). همچنین، گسترش



شکل ۱- نقشه موقعیت جغرافیایی منطقه مورد مطالعه

آب‌های زیرزمینی، لوگ چاه‌های حفری و گمانه‌های اکتشافی، آمار منابع و مصارف آب، آمار جمعیتی، موقعیت منابع آلاینده و نتایج تحلیل کیفیت منابع آب زیرزمینی جمع‌آوری شده و در محیط سامانه اطلاعات جغرافیایی، بانک اطلاعاتی مورد نیاز تهیه شد. به‌منظور این‌که نقشه نهایی آسیب‌پذیری تهیه شده تطابق بیشتری با شرایط حاکم بر مناطق شهری و

تهیه لایه‌های معیار مدل اصلاح‌شده آسیب‌پذیری ویژه آبخوان شهری (DRAST-VUL): در این مطالعه، برای ارزیابی آسیب‌پذیری آبخوان در مناطق شهری و حاشیه شهر ارومیه ابتدا، آمار و اطلاعات مورد نیاز از قبیل نقشه‌های توپوگرافی، نقشه‌های زمین‌شناسی و ژئوفیزیکی، نقشه خاک، کاربری اراضی، آمار هواشناسی و هیدرولوژی، سطح

که در آن، Q_{pi} مقدار تغذیه ناشی از بارندگی در هر سلول، Q_{li} مقدار تغذیه ناشی از آب برگشتی کشاورزی، Q_{si} مقدار تغذیه ناشی از آب هدررفت در شبکه آب شرب شهری و Q_{wi} مقدار تغذیه ناشی از نشت فاضلاب در مناطق شهری فاقد شبکه فاضلاب است. مقدار تغذیه ناشی از بارندگی در هر سلول (Q_{pi}) از طریق رابطه (۲) به دست می آید.

$$Q_{pi} = P \times ai \times \gamma \quad (2)$$

که در آن، P متوسط بارندگی سالیانه، ai ضریب نفوذ از بارندگی با توجه به نفوذپذیری و وضعیت ژئومورفولوژیکی منطقه و γ ضریب تاثیر بارندگی^۸ بوده که بستگی به عوامل مختلفی از قبیل شدت و مدت بارندگی، سطح خاک و عمق آب زیرزمینی داشته که در این مطالعه مقدار این ضریب ۰/۴۵ برآورد شد. مقدار تغذیه ناشی از آب برگشتی کشاورزی (Q_{li}) در هر سلول از طریق رابطه (۳) به دست می آید.

$$Q_{li} = Vi \times \beta i \quad (3)$$

که در آن، Vi حجم آب مورد استفاده برای آبیاری و βi ضریب مربوط به آب برگشتی کشاورزی است که با توجه به منطقه مورد مطالعه مقدار این ضریب ۰/۳ برآورد شد.

مقدار تغذیه ناشی از هدر رفت آب در شبکه شرب شهری (Q_{si}) در هر سلول از طریق رابطه (۴) برآورد شد.

$$Q_{si} = Vsi \times \alpha \quad (4)$$

که در آن، Vsi حجم آب مورد استفاده برای شرب و α ضریب هدررفت آب در شبکه آب شرب شهری است که با توجه به منطقه مورد مطالعه مقدار این ضریب ۰/۱۲ برآورد شد. مقدار تغذیه ناشی از نشت فاضلاب در مناطق شهری فاقد شبکه فاضلاب (Q_{wi}) در هر سلول از طریق رابطه (۵) محاسبه شد.

$$Q_{wi} = Viw \times n \quad (5)$$

که در آن، Viw متوسط حجم فاضلاب تولیدی هر نفر در سال و n تعداد جمعیت ساکن در مناطق فاقد شبکه فاضلاب است. با توجه به برآورد تغذیه مستقیم از بارش، تغذیه غیرمستقیم ناشی از نشت شبکه آب شرب، چاه‌های جذب فاضلاب و آب برگشتی

حاشیه شهری داشته باشد، اصلاحاتی در مدل دراستیک اعمال شد. بر این اساس، برخی از پارامترهای مدل دراستیک از قبیل توپوگرافی (شیب) و محیط آبخوان که تاثیر خیلی زیادی در تهیه نقشه نهایی آسیب‌پذیری نداشتند، از مدل حذف و در عوض برخی از پارامترهای مربوط به فعالیت‌های انسانی دخیل در آلودگی و آسیب‌پذیری از قبیل کاربری اراضی، شاخص شهرنشینی، ارزش و بهای آب و منابع آلاینده به مدل اضافه شدند. همچنین، با توجه به شرایط تغذیه در محیط شهری لایه تغذیه و نیز تاثیر زون غیراشباع اصلاح شد.

بر این اساس، مدل اصلاح‌شده DRAST-VUL که شامل پارامترهای عمق آب زیرزمینی^۱ (D)، تغذیه خالص (R)، تاثیر منطقه غیراشباع^۲ (A)، منابع آلاینده (S)^۳، ضریب قابلیت انتقال^۴ (T)، ارزش و بهای آب (V)^۵، شاخص شهرنشینی (U)^۶ و کاربری اراضی^۷ (L) است، تهیه شد.

۱- عمق آب زیرزمینی: برای تهیه لایه عمق تا سطح ایستابی در مناطق شهری و حاشیه شهر، از آمار عمق آب زیرزمینی ۹۰ گمانه ژئوتکنیکی حفر شده، چاه‌های پیرومتری واقع در منطقه مورد مطالعه، در دوره یک ساله (۱۳۹۱) استفاده شد.

۲- لایه تغذیه خالص: برای تهیه لایه تغذیه خالص در مدل دراستیک معمولا از روش Piscopo (۲۰۰۱) استفاده می‌کنند. ولی در مناطق شهری، به دلیل گسترش سطوح نفوذناپذیر و وجود منابع تغذیه‌ای غیرمستقیم از قبیل تغذیه ناشی از هدر رفت آب در شبکه آب شهری و تغذیه ناشی از آب فاضلاب استفاده از روش پیسکوپو نمی‌تواند میزان تغذیه خالص را به درستی ارائه کند، لذا، به منظور محاسبه تغذیه آبخوان از منابع تغذیه‌ای متفاوت، از رابطه (۱) استفاده شد.

$$Q_i = Q_{pi} + Q_{li} + Q_{si} + Q_{wi} \quad (1)$$

¹ Depth to water table

² Impact of aeratin zone media

³ Pollution source

⁴ Hydraulic conductivity of the aquifer

⁵ Groundwater value

⁶ Urbanization index

⁷ Land use

⁸ Effective precipitation coefficient

استفاده شد. برای این منظور، از شاخص کیفی آب^۱ (GWQI) برای تهیه نقشه ارزش و بهای آب استفاده شد. برای محاسبه شاخص کیفی آب زیرزمینی از پارامترهای تأثیرگذار از قبیل pH، NO₃، TH، Mg، Ca، HCO₃، SO₄، F، Cl و TDS استفاده شد. شاخص GWQI با استفاده از روش میانگین وزنی و بر اساس رابطه (۶) محاسبه شد (Oiste، ۲۰۱۴).

$$GWQI = \sum_{i=1}^n SI_i \quad (6)$$

که در آن، SI_i اندیس مربوط به هر پارامتر انتخابی است که از رابطه (۷) محاسبه می‌شود.

$$SI = (w_i \times q_i) \quad (7)$$

که در آن، q_i رتبه کیفی پارامتر و w_i وزن هر پارامتر بوده که از طریق روابط (۸) و (۹) محاسبه می‌شوند.

$$q_i = \frac{C_i}{S_i} \times 100 \quad (8)$$

$$W_i = \frac{w_i}{\sum_{i=1}^n w_i} \quad (9)$$

که در آن‌ها، C_i غلظت هر پارامتر در هر نمونه، S_i مقدار استاندارد ارائه شده برای هر پارامتر، w_i وزن هر پارامتر و n تعداد پارامترهای انتخابی است. بر اساس مقدار GWQI، آب‌ها از نظر کیفی به سه گروه تقسیم‌بندی شد. با توجه به این‌که پارامترهای انتخابی است، یکسانی بر کیفیت آب ندارند، لذا، بر اساس اهمیت تأثیر هر کدام از پارامترها، وزن متناسب اهمیت پارامتر اختصاص داده شد (جدول ۲). از بین پارامترهای مورد اشاره، یون‌های نیترات، فلوراید، کلر، اسیدیت و مواد جامد محلول در آب بیشترین تأثیر را داشته، لذا، این پارامترها می‌توانند به‌عنوان شاخص آلودگی منابع آب در اثر فعالیت‌های مختلف انسانی در منطقه مورد مطالعه باشند.

۷- شاخص شهرنشینی: در این مطالعه، با در نظر گرفتن توزیع ساختمان‌های مسکونی در مناطق مختلف شهر ارومیه و جمعیت ساکن در آن‌ها، مناطق شهری و حاشیه آن به چهار گروه مناطق مسکونی با تراکم بالا، متوسط، کم و خیلی کم تقسیم‌بندی شد. در جدول ۱، بازه و نمره مربوط به شاخص شهرنشینی در مناطق مختلف منطقه مورد مطالعه آورده شده است.

کشاورزی، مقدار تغذیه کل از منابع تغذیه‌ای مختلف محاسبه شد. بر اساس محاسبات صورت گرفته، نقشه تهیه شده برای تغذیه خالص به چهار طبقه تقسیم‌بندی شد. در جدول ۱، بازه و نمره مربوط به شاخص تأثیر تغذیه خالص در مناطق مختلف منطقه مورد مطالعه آورده شده است.

۳- تأثیر منطقه غیراشباع: برای تهیه لایه محیط غیراشباع نیز از لاگ گمانه‌های ژئوتکنیکی، چاه‌های مشاهده‌ای و بهره‌برداری و همچنین، گمانه‌های ژئوتکنیکی موجود در منطقه استفاده شد. بر این اساس، به هر یک از چاه‌ها بر اساس وضعیت لیتولوژیکی، ضخامت و جنس رسوبات بخش غیراشباع و میزان تأثیر آن‌ها در انتقال آلودگی به آبخوان، رتبه‌ای اختصاص داده شد و سپس، شبکه تپسن منطقه بر اساس موقعیت چاه‌ها و نسبت به مرز منطقه مورد مطالعه تهیه شد و در نهایت لایه به‌دست آمده، بر اساس رتبه داده شده به هر چاه به لایه رستری تبدیل شد و لایه معیار محیط غیراشباع تهیه شد.

۴- منابع آلاینده: در این مطالعه، با توجه به وجود منابع مختلف آلاینده موضعی و غیرموضعی، منابع آلاینده مربوط به کودهای شیمیایی، نشت از فاضلاب در مناطق عدم وجود شبکه فاضلاب شهری، نفوذ رواناب‌های شهری به آبخوان، فعالیت‌های مختلف صنعتی در مناطق شهری و اطراف شهر، محل دفن زباله‌ها، ایستگاه‌های گاز و بنزین به‌عنوان منابع آلاینده در نظر گرفته شد. با توجه به این‌که تأثیر منابع آلاینده با فاصله از آن‌ها رابطه عکس دارد، لذا، از طریق تهیه بافر در GIS این تأثیر لحاظ شد.

۵- ضریب قابلیت انتقال: با توجه به نتایج حاصل از آزمایش دانه‌بندی مطالعات ژئوتکنیکی صورت گرفته در ریزپهنه‌بندی شهر و با استفاده از روابط تجربی ارائه شده به‌وسیله هازن و کوزونی، ابتدا، هدایت هیدرولیکی برآورد شد. با توجه به نتایج حاصل از محاسبه هدایت هیدرولیکی، نتایج آزمایش پمپاژ چاه‌های بهره‌برداری، نتایج حاصل از مطالعات ژئوفیزیکی و ضخامت آبخوان در منطقه، نقشه ضریب قابلیت انتقال تهیه شد.

۶- ارزش و بهای آب: در این پژوهش، از کیفیت آب به‌عنوان یک شاخص برای تعیین ارزش و بهای آب

¹ Ground Water Quality Index (GWQI)

تحلیل حساسیت حذف نقشه^۲ و تحلیل حساسیت تک پارامتری استفاده شد. در روش تحلیل حساسیت حذف نقشه ارزیابی ضرورت یا عدم ضرورت استفاده از پارامترها مطرح بوده، به تأثیر هر پارامتر به صورت منفرد بر مقدار آسیب پذیری نهایی پرداخته می شود (Lodwick و همکاران، ۱۹۹۰) و از طریق رابطه (۱۱) محاسبه می شود.

$$S = \left[\frac{V}{N} - \frac{V'}{n} \right] \times 100 \quad (11)$$

که در آن، S میزان حساسیت بیان شده از لحاظ شاخص تغییرپذیری، V و V' به ترتیب شاخص آسیب پذیری غیرآشفته (شاخص واقعی و بدون حذف پارامتر) و شاخص آسیب پذیری آشفته، N و n به ترتیب تعداد لایه های اطلاعاتی مورد استفاده برای محاسبه V و V' می باشد. شاخص آسیب پذیری واقعی به دست آمده با کاربرد هر هشت پارامتر به عنوان آسیب پذیری غیرآشفته در نظر گرفته می شود. در حالی که آسیب پذیری محاسبه شده با استفاده از تعداد کمتری از لایه های اطلاعاتی، به عنوان آسیب پذیری آشفته در نظر گرفته می شود. میزان حساسیت تک پارامتری برای ارزیابی تأثیر هر یک از پارامترهای دراستیک روی شاخص آسیب پذیری طراحی شده است. در این روش تحلیل، وزن مؤثر یا واقعی هر پارامتر ورودی در هر پلیگون با وزن تنوری که اختصاص یافته به وسیله مدل تحلیلی مورد مقایسه قرار می گیرد. وزن مؤثر هر پلیگون با استفاده از رابطه (۱۲) به دست می آید (Sener و همکاران، ۲۰۱۲).

$$W = \left[\frac{Pr Pw}{V} \right] \times 100 \quad (12)$$

که در آن، W وزن مؤثر هر پارامتر، Pr و Pw به ترتیب مقدار رتبه و وزن هر پارامتر و V شاخص کلی آسیب پذیری می باشد.

به منظور صحت سنجی نقشه های آسیب پذیری ویژه تهیه شده از طریق مدل اصلاح شده، تعداد ۵۶ نمونه آب زیرزمینی در خرداد ماه ۱۳۹۴ برداشت شد و از طریق تحلیل شیمیایی یون های موجود در ترکیب نمونه آبها تعیین شد. در این مطالعه، از مقادیر یون

۸- کاربری اراضی: لایه معیار کاربری اراضی با توجه به نقشه کاربری شهری، نقشه کاربری کشاورزی و نیز وضعیت پوشش و نوع کاربری اراضی در منطقه مورد مطالعه، تهیه و به پنج طبقه با کاربری مسکونی، کشاورزی، پارکها و جنگل، صنعتی، زمین های خالی و بایر تقسیم بندی شد که در جدول ۱ بازه و نمره مربوط به کاربری های مختلف اراضی آورده شده است.

تصحیح وزن پارامترهای مدل به روش فرایند تحلیل سلسله مراتبی (AHP): برای تهیه نقشه های معیار اصلاح شده، از وزن های اصلاح شده پارامترهای مدل بر پایه وزن دهی به روش فرایند تحلیل سلسله مراتبی (AHP) استفاده شد. پس از انجام وزن دهی بر اساس نظرات کارشناسی، اقدام به تشکیل یک ماتریس شد که ورودی آن همان وزن های تعیین شده با استفاده از دانش کارشناسی می باشد. وزن های کارشناسی شده به عنوان ورودی به نرم افزار Expert Choice داده شد و در نهایت، از خروجی نرم افزار که در واقع وزن های نسبی مربوط به معیارها هستند، برای تهیه نقشه آسیب پذیری منطقه مورد مطالعه استفاده شد. بر اساس وزن های به دست آمده، شاخص آسیب پذیری ویژه آبخوان در مناطق شهری و حاشیه آن از حاصل ضرب وزن هر پارامتر در رتبه آن مطابق رابطه (۱۰) به دست آمد و بر اساس مقدار عددی شاخص محاسبه شده نقشه آسیب پذیری ویژه آبخوان مناطق شهری و حاشیه آن تهیه شد.

$$CD = DwDr + RwRr + AwAr + SwSr + \quad (10)$$

$$TwTr + VwVr + UwUr + LwLr$$

که در آن، CD مقدار نهایی شاخص، w وزن عامل و r رتبه عامل می باشد. بر اساس مقدار عددی شاخص محاسبه شده نقشه آسیب پذیری ویژه آبخوان مناطق شهری و حاشیه آن تهیه و به پنج طبقه با خطر آسیب پذیری و ریسک آلودگی خیلی کم تا خیلی زیاد تقسیم بندی شد.

تحلیل حساسیت^۱ و صحت سنجی مدل: به منظور بررسی میزان تأثیر هر یک از پارامترهای ورودی مدل در نتایج حاصل از مدل، تحلیل حساسیت صورت می گیرد. در این مطالعه، به منظور تحلیل حساسیت آسیب پذیری آبخوان در منطقه مورد مطالعه از روش

² Map removal sensitivity analysis

¹ Sensitivity analysis

نیتрат (NO_3) به عنوان پارامتر کنترل کننده اصلی (آلاینده شاخص) استفاده شد.

جدول ۱- وزن دهی و طبقه بندی لایه های معیار مختلف مدل آسیب پذیری ذاتی DRAST-VUL

کاربری اراضی		شبکه تغذیه		عمق آب زیرزمینی (m)	
وزن	طبقه	وزن	طبقه	وزن	طبقه
	مسکونی و زمین های بایر				
۰/۰۷۳	صنعتی و تجاری	۰/۰۵۸	<1/4	۰/۳۷۵	۰-۲
۰/۳۸۹	زمین های زراعی	۰/۱۱۸	1/4-1/9	۰/۲۹۲	۲-۴
۰/۲۱۶	باغات	۰/۳۲۷	1/9-۲/۳	۰/۱۶۵	۴-۶
۰/۱۷۱	ذخیره آب	۰/۴۹۶	>۲/۳	۰/۰۸۳	۶-۱۲
۰/۰۳۱	سطحی			۰/۰۵۳	۱۲-۲۴
۰/۱۱۹	پارک و فضای سبز			۰/۰۳۲	>۲۴
وزن لایه: ۰/۰۶۶		وزن لایه: ۰/۰۳۸		وزن لایه: ۰/۲۲۴	
منابع آلاینده		تأثیر منطقه غیراشباع (شامل جنس و نفوذپذیری)		ضریب قابلیت انتقال ($\text{m}^2\text{day}^{-1}$)	
وزن	طبقه	وزن	طبقه	وزن	طبقه
			سیلت ماسه ای با نفوذپذیری پایین		
			ماسه همراه سیلت با نفوذپذیری متوسط	۰/۰۶۰	۲۰۰-۰
۰/۰۴۲	تأثیر خیلی کم	۰/۰۴۲	نفوذپذیری خوب	۰/۰۹۴	۶۰۰-۲۰۰
۰/۰۶۹	تأثیر کم	۰/۱۰۶	شن به همراه ماسه با نفوذپذیری خوب	۰/۱۳۷	۱۰۰۰-۶۰۰
۰/۱۵۴	تأثیر متوسط	۰/۳۳۰	ماسه با نفوذپذیری خوب	۰/۲۷۸	۱۴۰۰-۱۰۰۰
۰/۳۱۷	تأثیر زیاد	۰/۵۲۳	خوب	۰/۴۳۱	>۱۴۰۰
۰/۴۱۸	تأثیر خیلی زیاد		شن به همراه ماسه با نفوذپذیری خیلی زیاد		
وزن لایه: ۰/۲۳۰		وزن لایه: ۰/۱۸۰		وزن لایه: ۰/۰۷۸	
شاخص شهرنشینی		ارزش و بهای آب		وزن لایه: ۰/۰۷۳	
وزن	طبقه	وزن	طبقه	وزن	طبقه
۰/۳۸۱	مناطق مسکونی با تراکم خیلی زیاد				
۰/۳۲۵	مناطق مسکونی با تراکم زیاد	۰/۵۸۲			آب با ارزش بالا
۰/۱۴۷	مناطق مسکونی با تراکم متوسط	۰/۳۰۹			آب با ارزش متوسط
۰/۰۹۳	مناطق مسکونی با تراکم کم	۰/۱۰۹			آب با ارزش پایین
۰/۰۵۳	مناطق مسکونی با تراکم خیلی کم				
وزن لایه: ۰/۰۸۵		وزن لایه: ۰/۰۵۸			

نتایج و بحث

دشت در منطقه ریحان آباد بوده است. در برخی از این مناطق عمق آب به یک متر نیز می رسد (شکل ۲). بر اساس نقشه پهنه بندی عمق آب زیرزمینی، در بیش از ۳۰ کیلومتر مربع (۲۲ درصد) از منطقه مورد مطالعه عمق آب کمتر از چهار متر (عمدتا حاشیه شهر) بوده،

بر اساس لایه های معیار تهیه شده برای مدل آسیب پذیری ویژه آبخوان در منطقه مورد مطالعه، عمق آب زیرزمینی بین یک الی ۳۲ متر تغییر کرده، کمترین عمق آب زیرزمینی در بخش های حاشیه

لایه محیط غیراشباع تهیه شده از لوگ پیزومترها، چاه‌های اکتشافی و گمانه‌های ژئوتکنیکی نشان می‌دهد که جنس رسوبات در زون تهویه عمدتاً رس، سیلیت و ماسه رسی است. جنس مواد تشکیل دهنده آبخوان عمدتاً از ماسه‌ای رسی تا شن ماسه‌ای بوده، در قسمت‌هایی از مناطق شهری و حاشیه شهری (۵۰ درصد) به دلیل درشت‌دانه بودن رسوبات احتمال انتقال آلودگی وجود دارد. در جدول ۱، بازه و نمره مربوط به شاخص تأثیر منطقه غیراشباع و در شکل ۲، نقشه پهنه‌بندی منطقه غیراشباع در مناطق مختلف منطقه مورد مطالعه آورده شده است. در این مطالعه، با توجه به وجود منابع مختلف آلاینده موضعی و غیرموضعی، منابع آلاینده مربوط به کودهای شیمیایی، نشت از فاضلاب در مناطق عدم وجود شبکه فاضلاب شهری، نفوذ رواناب‌های شهری به آبخوان، فعالیت‌های مختلف صنعتی در مناطق شهری و اطراف شهر، محل دفن زباله‌ها، ایستگاه‌های گاز و بنزین به‌عنوان منابع آلاینده در نظر گرفته شد. بر اساس نتایج حاصله و اثرات منابع آلاینده، منطقه مورد مطالعه به پنج طبقه تقسیم‌بندی شد (شکل ۲).

با توجه به نقشه تهیه شده از منابع آلاینده مختلف، در بیش از ۸۰ درصد منطقه تأثیرات منابع مختلف آلاینده‌ها کم بوده، فقط در حاشیه شهر و نیز در مناطقی که فعالیت‌های صنعتی وجود دارد، به دلیل وجود منابع مختلف آلاینده موضعی و غیرموضعی پتانسیل آلودگی بالاست. در جدول ۱، بازه و نمره مربوط به شاخص تأثیر منابع آلاینده در مناطق مختلف منطقه مورد مطالعه آورده شده است.

تغذیه آب‌های زیرزمینی، توانایی انتقال آب در آبرفت است. ضریب قابلیت انتقال یکی از ضرایب هیدرودینامیکی آبخوان بوده که نشان‌دهنده توانایی حرکت آب در محیط متخلخل بوده، می‌تواند نقش بسزایی در انتقال آلاینده در داخل آبخوان و افزایش گستردگی آلودگی شود. نقشه تهیه شده از ضریب قابلیت انتقال آبخوان در محدوده مورد مطالعه (شکل ۳) نشان می‌دهد که این ضریب بین ۱۷۰۹-۱۱۹ متر مربع بر روز تغییر کرده و در بیش از ۵۲ درصد از محدوده مقادیر آن ۵۰۰ تا ۱۲۰۰ مترمربع بر روز می‌باشد. در جدول ۱، بازه و نمره مربوط به شاخص

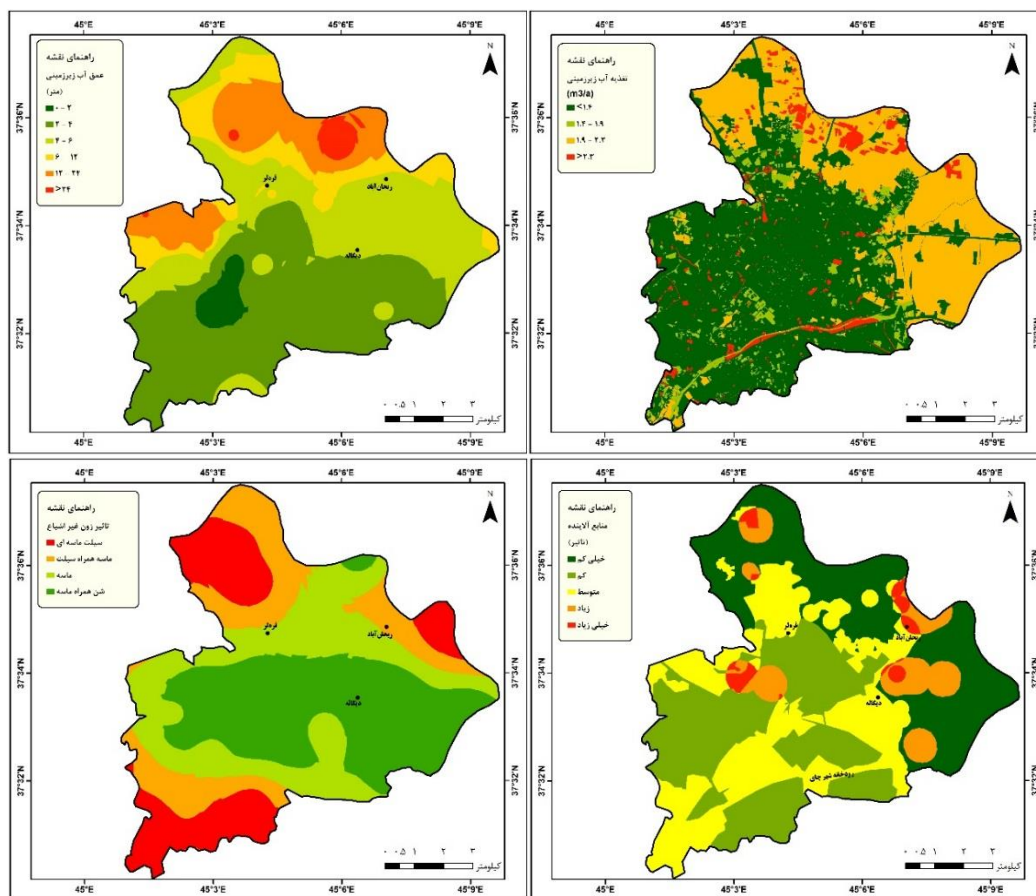
لذا، این مناطق مستعد آسیب‌پذیری هستند و احتمال انتقال آلاینده‌ها به آبخوان زیاد است.

یکی از عوامل اصلی انتقال مواد آلاینده به آبخوان، تغذیه یا حرکت عمودی آب بوده که با خود مواد آلاینده را شسته و به درون زمین حمل می‌کند. در مناطق شهری و در منطقه مورد مطالعه، با توجه به گسترش سطوح نفوذناپذیر نفوذ مستقیم از بارندگی کاهش یافته، ولی نفوذ غیرمستقیم از قبیل تغذیه ناشی از هدررفت آب در شبکه آب شهری و تغذیه ناشی از آب فاضلاب، باعث تغذیه آب‌های زیرزمینی شده است. نتایج حاصل از بررسی تغذیه نشان می‌دهد که بیشترین مقدار تغذیه از بارندگی در حاشیه دشت و در برخی از زمین‌های داخل شهر است. نتایج حاصل از برآورد تغذیه ناشی از نفوذ از بارندگی نشان می‌دهد که مجموع تغذیه واقعی آبخوان از کاربری‌های مختلف در حدود ۱/۳۲۲ میلیون مترمکعب بوده که به‌طور میانگین در حدود پنج درصد از بارندگی کل سالانه را شامل می‌شود. با توجه به برآورد تغذیه مستقیم از بارش، تغذیه غیرمستقیم ناشی از نشت شبکه آب شرب، چاه‌های جذب فاضلاب و آب برگشتی کشاورزی، مقدار تغذیه کل از منابع تغذیه‌ای متفاوت، و بر اساس آمارهای سال ۹۵ در حدود ۱۸/۹۲ میلیون مترمکعب برآورد شد (Chitsazan و همکاران، ۲۰۱۹).

نبود شبکه فاضلاب در برخی از مناطق شهری منطقه مورد مطالعه و کم بودن عمق آب زیرزمینی در این مناطق باعث شده که میزان تغذیه آبخوان از طریق فاضلاب‌های جذبی در حدود ۷/۱ میلیون باشد؛ که این مقدار، حدود ۳۷ درصد از کل تغذیه آبخوان شهری منطقه مورد مطالعه را شامل می‌شود. همچنین، نشت از شبکه آب شرب شهری نیز در مقایسه با کل تغذیه مقادیر زیادی بوده، در حدود ۳۳ درصد از تغذیه را شامل می‌شود. به دلیل وجود پارک‌ها، فضای سبز و زمین‌های کشاورزی در داخل (کم) محدوده شهری و نیز حاشیه شهری (زیاد) آب برگشتی از آبیاری نیز سهم نسبتاً زیادی (در حدود ۲۲ درصد) از تغذیه کل آبخوان را شامل می‌شود (Chitsazan و همکاران، ۲۰۱۹). در شکل ۲، نقشه تهیه شده برای تغذیه خالص که به چهار طبقه تقسیم‌بندی شده نشان داده شده است.

تأثیر ضریب قابلیت انتقال آبخوان در مناطق مختلف

منطقه مورد مطالعه آورده شده است.



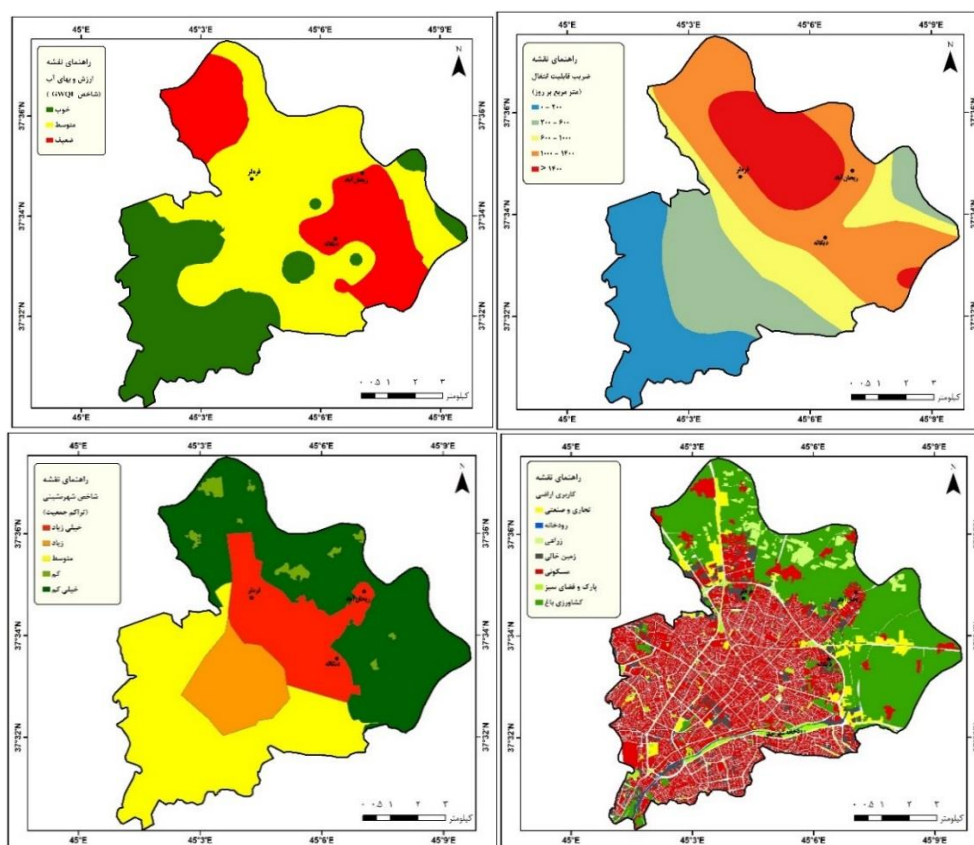
شکل ۲- لایه‌های معیار عمق آب زیرزمینی، تغذیه، تأثیر منطقه غیراشباع و منابع آلاینده مربوط به مدل آسیب‌پذیری

زیرزمینی منطقه به سه طبقه آب با ارزش و بهای بالا، متوسط و کم طبقه‌بندی شد (شکل ۳). محاسبه شاخص کیفی آب زیرزمینی (GWQI) به منظور تهیه نقشه ارزش و بهای آب در منطقه مورد مطالعه نشان می‌دهد که این شاخص بین یک تا ۱۰ تغییر کرده، در بیش از ۸۰ درصد از مساحت منطقه، کیفیت، ارزش و بهای آب متوسط تا مناسب می‌باشد و عمدتاً آب‌های با کیفیت نامناسب در حاشیه شهر واقع شده‌اند. در جدول ۱، بازه و نمره مربوط به شاخص ارزش و بهای آب در مناطق مختلف منطقه مورد مطالعه آورده شده است. در مناطق شهری و حاشیه شهر، تراکم شهری و نحوه توزیع جمعیت یکی از شاخص‌های مهم مربوط به فعالیت‌های انسانی بوده که می‌تواند در میزان و نحوه آلودگی منابع آب زیرزمینی تأثیرگذار باشد. به طوری که در مناطق مسکونی با تراکم بالا، عوامل مختلف آلاینده منابع آب از قبیل فاضلاب، زباله و

آب زیرزمینی با ذخیره مناسب و کیفیت خوب ارزش و بهای بالایی داشته و می‌تواند مهمترین منبع تأمین آب مورد نیاز مناطق شهری باشد. با توجه به این‌که در مناطق شهری میزان ذخیره آب و کیفیت آن حائز اهمیت است، لذا، این پارامتر نیز می‌تواند یکی از عوامل مؤثر در تهیه نقشه آسیب‌پذیری مورد استفاده قرار گیرد. پارامتر و شاخص‌های مورد استفاده برای تعیین ارزش و بهای آب کمی و کیفی می‌باشند، ولی کمی کردن ارزش و بهای آب زیرزمینی مشکل است، لذا، می‌توان از کیفیت آب به عنوان یک شاخص برای تعیین ارزش و بهای آب استفاده کرد. در این مطالعه، از شاخص کیفی آب زیرزمینی (GWQI) به منظور تهیه نقشه ارزش و بهای آب استفاده شد. برای محاسبه شاخص کیفی آب از پارامتر و غلظت یون‌های EC, Ca, Mg, Na, HCO₃, SO₄, Cl و NO₃ استفاده شد. بر اساس نتایج حاصله، کیفیت آب‌های

توجهی بر روی آسیب‌پذیری منابع آب زیرزمینی داشته، شدت و میزان آلودگی در ارتباط با نوع کاربری اراضی متفاوت است. همچنین، نحوه توزیع کاربری در مناطق شهری می‌تواند تأثیر بسزایی بر پارامترهای هیدروژئولوژیکی داشته باشد. در کاربری‌های کشاورزی به دلیل استفاده از کودهای شیمیایی و حیوانی آب‌های زیرزمینی نسبت به آلودگی نترات خیلی آسیب‌پذیر بوده، میزان آلودگی بستگی به خصوصیات خاک، میزان تغذیه، جهت و سرعت حرکت آب‌های زیرزمینی دارد. در کاربری‌های مسکونی فاضلاب‌ها، مواد زائد جامد و غیره می‌تواند در آلودگی و آسیب‌پذیری منابع آب زیرزمینی مؤثر باشد. در این مطالعه، با توجه به وضعیت پوشش و نوع کاربری اراضی، منطقه مورد مطالعه به شش طبقه با کاربری مسکونی و بایر، زراعی، باغات، پارک‌ها و فضای سبز، صنعتی و تجاری و ذخیره آب سطحی تقسیم‌بندی شد (شکل ۳).

غیره زیاد تولید می‌شود. در این مطالعه، با در نظر گرفتن توزیع ساختمان‌های مسکونی در مناطق مختلف شهر ارومیه و جمعیت ساکن در آن‌ها، مناطق شهری و حاشیه آن به پنج گروه مناطق مسکونی با تراکم خیلی زیاد، زیاد، متوسط، کم و خیلی کم تقسیم‌بندی شد. با توجه به نقشه شاخص شهرنشینی تهیه شده از منطقه مورد مطالعه (شکل ۳)، در بیش از ۵۷ درصد از مناطق، شاخص شهرنشینی پایین بوده، این مناطق از تراکم پایینی برخوردار هستند و فقط این شاخص در قسمت‌های مرکزی و بافت قدیم شهر و نیز در برخی از مناطق حاشیه‌نشین شهر بالاست. در جدول ۱، بازه و نمره مربوط به شاخص شهرنشینی در مناطق مختلف منطقه مورد مطالعه آورده شده است. کاربری اراضی ریسک آلودگی آبخوان به‌وسیله منابع آلاینده را بیان می‌کند. نوع کاربری و فعالیت‌های انسانی صورت گرفته در آن تأثیر قابل



شکل ۳- لایه‌های معیار ضریب قابلیت انتقال، ارزش و بهای آب، شاخص شهرنشینی و کاربری اراضی مدل آسیب‌پذیری

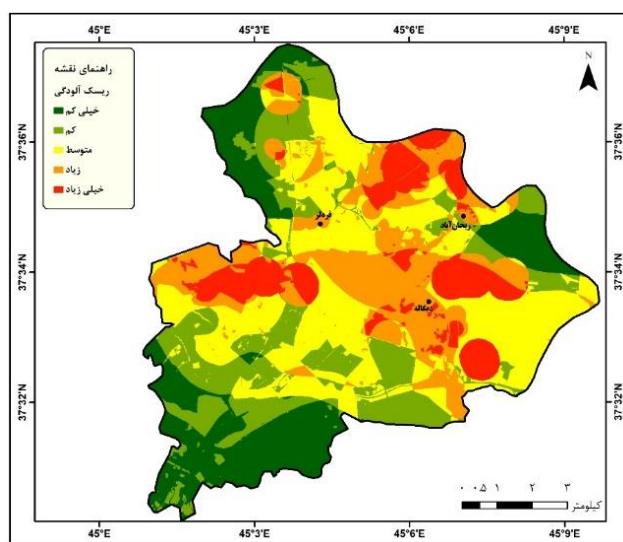
بر اساس نوع کاربری، بیشترین مساحت منطقه مورد مطالعه اختصاص به کاربری اراضی مسکونی (۴۲

جدول ۱، بازه و نمره مربوط به کاربری‌های مختلف

درصد) احتمال آلودگی زیاد و شاخص آسیب‌پذیری بالاست. مناطق شمال، شمال غرب و حاشیه شهر از آسیب‌پذیری بالایی برخوردار هستند. به‌منظور ارزیابی صحت وزن‌های اختصاص داده شده به پارامترهای مدل دراستیک اصلاح شده، بر اساس شرایط واقعی منطقه، اقدام به تحلیل حساسیت مدل شد. بر اساس نتایج حاصله (جدول ۲)، بیشترین حساسیت شاخص آسیب‌پذیری نسبت به پارامتر منابع آلاینده، کاربری اراضی و منطقه غیراشباع داشته و با توجه به این‌که در مناطق شهری سطوح نفوذناپذیر زیاد است، لذا، حساسیت مدل به پارامترهای تغذیه خالص، ضریب قابلیت انتقال و ارزش و بهای آب کم است.

اراضی آورده شده است. برای تهیه نقشه‌های معیار اصلاح‌شده، از وزن‌های اصلاح‌شده پارامترهای مدل بر پایه وزندهی به روش فرایند تحلیل سلسله مراتبی (AHP) استفاده شد و بر اساس وزن‌های به‌دست آمده شاخص آسیب‌پذیری ویژه آبخوان در مناطق شهری و حاشیه آن به‌دست آمد.

بر اساس مقدار عددی شاخص محاسبه شده نقشه آسیب‌پذیری به پنج طبقه با خطر آسیب‌پذیری و ریسک آلودگی خیلی کم تا خیلی زیاد تقسیم‌بندی شد (شکل ۴). بررسی‌ها نشان می‌دهد که در بیشتر مناطق ریسک آلودگی کم تا متوسط بوده، ولی در برخی از مناطق شهری، حاشیه شهری و صنعتی (۲۹



شکل ۴- نقشه نهایی پهنه‌بندی آسیب‌پذیری ویژه (ریسک آلودگی) منطقه مورد مطالعه

جدول ۲- نتایج آماری تحلیل حساسیت به روش حذف نقشه

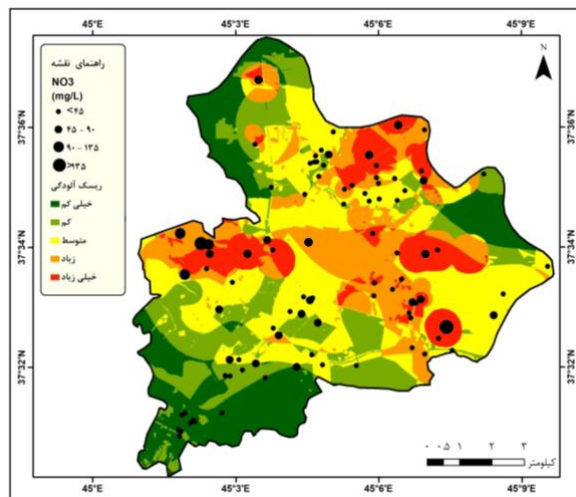
تغییرات شاخص آسیب‌پذیری				لایه حذف شده
انحراف معیار	میانگین	حد بیشتر	حداقل	
۰/۰۸۵	۰/۱۴	۰/۴۶	۰/۰۸۳	تغذیه آب زیرزمینی
۰/۱۱۹	۰/۰۲	۰/۱۸۴	۰/۰۲۳	ارزش و بهای آب
۰/۰۲۹	۰/۱۹	۰/۷۱۶	۰/۰۶۰	منابع آلاینده
۰/۰۶۷	۰/۱۴۴	۰/۴۵۵	۰/۰۰۱	شاخص شهرنشینی
۰/۰۴۶	۰/۱۰۱	۰/۵۲۶	۰/۰۲۹	ضریب قابلیت انتقال
۰/۰۷۷	۰/۱۷۳	۰/۴۷۵	۰/۰۴۵	کاربری اراضی
۰/۰۴۵	۰/۱۲۶	۰/۲۱۶	۰/۰۵۵	عمق آب زیرزمینی
۰/۰۲۹	۰/۳۵۵	۰/۶۳	۰/۰۰۶	تأثیر منطقه غیراشباع

ارزیابی آسیب‌پذیری آبخوان منطقه مورد مطالعه، پارامتر منطقه غیراشباع و منابع آلاینده می‌باشد. در

همچنین، نتایج حاصل از تحلیل حساسیت تک پارامتری مدل نیز نشان داد که مؤثرترین پارامتر در

نیترات بر عدد شاخص آسیب‌پذیری می‌باشد که هر چه این نسبت برای همه نقاط به هم نزدیک‌تر باشد، دقت مدل بیشتر است) در منطقه مورد مطالعه نشان می‌دهد که مقدار نسبت Q در بیشتر نقاط به هم نزدیک بوده و مدل از دقت بالایی برخوردار است.

این مطالعه، به منظور صحت‌سنجی مدل تهیه شده، از غلظت نیترات به‌عنوان یک شاخص آلودگی استفاده شد. نتایج حاصل از صحت‌سنجی مدل با توجه به غلظت یون نیترات (شکل ۵) و با استفاده از محاسبه نسبت Q (این نسبت عدد حاصل از تقسیم غلظت یون



شکل ۵- صحت‌سنجی نقشه آسیب‌پذیری با استفاده از غلظت نیترات در آب‌های زیرزمینی

کیفیت آب‌های زیرزمینی در این مناطق عمدتاً نامناسب بوده، لذا، آب‌های زیرزمینی این مناطق از پتانسیل آلودگی بالایی برخوردار هستند. نتایج حاصل از تحلیل حساسیت مدل نشان داد که مؤثرترین پارامتر در ارزیابی آسیب‌پذیری آبخوان منطقه مورد مطالعه، پارامتر منطقه غیراشباع و منابع آلاینده بوده، کمترین حساسیت مدل به پارامترهای تغذیه خالص، ضریب قابلیت انتقال و ارزش و بهای آب است. محاسبه نسبت Q برای صحت‌سنجی مدل از طریق NO_3 نشان داد که مقدار آن در بیشتر نقاط به هم نزدیک بوده، مدل از دقت بالایی برخوردار است، لذا، مدل ارائه شده می‌تواند به‌عنوان یک ابزار کارآمد برای حفاظت، پیشگیری و بهره‌برداری بهینه از منابع آب زیرزمینی در منطقه مورد مطالعه و نیز به‌عنوان یک مدل آسیب‌پذیری الگو برای سایر مناطق شهری و حاشیه شهری استفاده شود.

نتیجه‌گیری

ارزیابی آسیب‌پذیری آبخوان شهری منطقه مورد مطالعه نشان داد که در مناطق شهری و حاشیه آن با توجه به فعالیت‌های مختلف انسانی و تأثیر آن‌ها در آلودگی و آسیب‌پذیری آبخوان، لحاظ کردن پارامترهایی از قبیل کاربری اراضی، شاخص شهرنشینی، ارزش و بهای آب و منابع آلاینده می‌تواند در تهیه مدل آسیب‌پذیری برای این مناطق مؤثر باشد. نتایج حاصل از مدل دراستیک اصلاح‌شده (DRAST-) نشان می‌دهد که مناطق صنعتی و حاشیه شهر (۲۹ درصد از محدوده مورد مطالعه) به‌دلیل وجود منابع مختلف آلاینده موضعی و غیرموضعی و عمق کم آب زیرزمینی از آسیب‌پذیری بالایی برخوردار هستند. با توجه به وضعیت نفوذپذیری زون غیراشباع آبخوان در مناطق حاشیه شهری و نیز بر اساس نتایج به‌دست آمده از محاسبه شاخص کیفی آب زیرزمینی (GWQI)،

منابع مورد استفاده

1. Abbasnovinpour, E., S. Masoudi and A. Asghari Moghadam. 2018. Assessing vulnerability aquifer of Nazloochoy Plain of Urmia, using DRASTIC Model and verification with nitrate concentration in GIS. *New Findings in Applied Geology*, 12(23): 92-103 (in Persian).

2. Aller, L., T. Bennet, J.H. Leher, R.J. Petty and G. Hackett. 1987. DRASTIC: a standardized system for evaluating ground water pollution potential using hydro-geological settings. EPA 600/2-87-035. US Environmental Protection Agency, Ada, OK, USA.
3. Asadi, P., B. Ataie-Ashtiani and A. Beheshti. 2017. Vulnerability assessment of urban groundwater resources to nitrate: the case study of Mashhad, Iran. *Environmental Earth Sciences*, 76(1): 41-64.
4. Asadi, P., S.M. Hosseini, B. Ataie-Ashtiani and C.T. Simmons. 2017. Fuzzy vulnerability mapping of urban groundwater systems to nitrate contamination. *Environmental Modelling and Software*, 96: 146-57.
5. Asefi, M., F. Radmanesh and H. Zarei. 2014. Optimization of DRASTIC Model for vulnerability assessment of groundwater resources using analytical hierarchy process (case study: Andimeshk Plain). *Irrigation Sciences and Engineering*, 37(1): 55-67 (in Persian).
6. Asghari Moghaddam, A., M. Gharekhani, A.A. Nadiri, M. Khord and E. Fijani. 2017. Evaluation of intrinsic vulnerability of Ardabil Plain using DRASTIC, SIN-TACS and SI methods. *Journal of Geography and Planning*, 21(61): 57-74 (in Persian).
7. Chitsazan, M., N. Aghazadeh, Y. Mirzaee, Y. Golestan and S. Mosavi. 2017. Hydrochemical characteristics and quality assessment of urban groundwater in Urmia City, north-west Iran. *Water Science and Technology: Water Supply*, 17(5): 1410-1425.
8. Chitsazan, M., N. Aghazadeh, Y. Mirzaee and Y. Golestan. 2019. Hydrochemical characteristics and the impact of anthropogenic activity on groundwater quality in suburban area of Urmia City, Iran. *Environment, Development and Sustainability*, 21(1): 331-351.
9. Chitsazan, M. and Y. Akhtari. 2009. A GIS-based DRASTIC Model for assessing aquifer vulnerability in Kherran Plain, Khuzestan, Iran. *Water Resource Management*, 23: 1137-1155.
10. Gharekhani, M., A. Nadiri, A. Asghari Moghaddam and F. Sadeghi Aghdam. 2015. Optimization of DRASTIC Model by support vector machine and artificial neural network for evaluating of intrinsic vulnerability of Ardabil Plain aquifer. *Iranian Journal of Ecohydrology*, 2(3): 311-324 (in Persian).
11. Hernandez-Espriu, A., J.A. Reyna-Gutierrez, E. Sanchez-Leon, E. Cabral-Cano, J. Carrera-Hernandez, P. Martinez-Santos, S. Macias-Medrano, G. Falorni and D. Colombo. 2014. The DRASTIC-Sg Model: an extension to the DRASTIC approach for mapping groundwater vulnerability in aquifers subject to differential land subsidence, with application to Mexico City. *Hydrogeology Journal*, 22: 1469-1485.
12. Hessari, B. and K. Zinalzadeh. 2020. Investigation on human activities effects on water resources trend of Urmia Plain. *Watershed Engineering and Management*, 12(2): 415-427 (in Persian).
13. Howard, K.W.F. 2015. Sustainable cities and the groundwater governance challenge. *Environmental Earth Sciences*, 73: 2543-2554.
14. Jafari, K., N. Hafezi Moghaddas, A. Mazloumi and A. Ghazi. 2019. Determination of vulnerability of aquifer Ardebil using DRASTIC method in GIS. *Health and Environment Journal*, 12(3): 461-476 (in Persian).
15. Jesiya, N.P. and G.A. Gopinath. 2019. Customized fuzzy AHP-GIS based DRASTIC-L Model for intrinsic groundwater vulnerability assessment of urban and peri urban phreatic aquifer clusters. *Groundwater for Sustainable Development*, 8: 654-666.
16. Khoshdooz-Masooleh, N., H. Babazadeh, S. Tabatabaei and M. Naderi. 2014. Modifying DRASTIC Model to determine groundwater vulnerability in a coastal region. *Journal of Soil and Water Resources Conservation*, 3(1): 19-31 (in Persian).
17. Lodwick, W.A., W.N. Munson and L. Svoboda. 1990. Attribute error and sensitivity analysis of map operations in geographical information systems: suitability analysis. *International Journal of Geographic Information Systems*, 4(4): 413-428.
18. Matkan, A.K., H.R. Naseri and Z. Ostadhashemi. 2008. Improvement in GIS based DRASTIC Model using statistical methods and analytical hierarchy process, case study: Hamadan-Bahar Plain, west of Iran. *Journal of Geotechnical Geology (Applied Geology)*, 4(3): 205-222 (in Persian).
19. Martinez-Bastida, J.J., M. Arauzo and M. Valladolid. 2010. Intrinsic and specific vulnerability of groundwater in central Spain: the risk of nitrate pollution. *Hydrogeology Journal*, 18(3): 681-698.
20. Nohegar, A., F. Riahi, M. Kholghy and H. Vagharfard. 2015. Sensitivity analysis and aquifer vulnerability assessment using hydrogeological criteria, case study: Sarkhoon Aquifer, Hormozgan. *Environmental Science*, 13(32): 103-112 (in Persian).
21. Oiste, A.M. 2014. Groundwater quality assessment in urban environment. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 11: 2095-2102.
22. Piscopo, G. 2001. Groundwater vulnerability map, explanatory notes, Castlereagh Catchment, NSW. Department of Land and Water Conservation, Australia.

23. Samey, A.A. and C. Gang. 2008. A GIS based DRASTIC Model for the assessment of groundwater vulnerability to pollution in West Mitidja: Blida City, Algeria. *Research Journal of Applied Sciences*, 3(7): 500-507.
24. Sener, E. and A. Davraz. 2012. Assessment of groundwater vulnerability based on a modified DRASTIC Model, GIS and an Analytic Hierarchy Process (AHP) method: the case of Egirdir Lake Basin (Isparta, Turkey). *Hydrogeology Journal*, 2: 13-32.
25. Singh, A., S.K. Srivastav, S. Kumar and G.J. Chakrapani. 2015. A modified-DRASTIC Model (DRASTICA) for assessment of groundwater vulnerability to pollution in an urbanized environment in Lucknow, India. *Environmental Earth Sciences*, 74: 5475-5490.
26. Wu, H., J. Chen and H. Qian. 2016. A modified DRASTIC Model for assessing contamination risk of groundwater in the northern suburb of Yinchuan, China. *Environmental Earth Sciences*, 75: 483-462.