

ارزیابی ریسک آلودگی آبخوان دشت سلماس نسبت به آلاینده زمین‌زاد

مریم قره‌خانی^{۱*}، عطااله ندیری^۲، اصغر اصغری مقدم^۳، سینا صادق‌فام^۴

تاریخ دریافت: ۹۸/۱۰/۲۸ تاریخ پذیرش: ۹۹/۱۲/۲۴

۱-دانشجوی دکتری هیدروژئولوژی، گروه علوم زمین، دانشکده علوم طبیعی، دانشگاه تبریز

۲-دانشیار گروه علوم زمین، دانشکده علوم طبیعی، دانشگاه تبریز

۳-استاد گروه علوم زمین، دانشکده علوم طبیعی، دانشگاه تبریز

۴-استادیار گروه آب، دانشکده فنی مهندسی، دانشگاه مراغه

* مسئول مکاتبات، پست الکترونیکی: m.gharekhani90@gmail.com

چکیده

آبخوان دشت سلماس یکی از آبخوان‌های استان آذربایجان غربی می‌باشد که به علت وجود چشمه آبگرم و شرایط زمین‌شناختی منطقه در معرض خطر آلودگی انواع آلاینده‌های زمین‌زاد از جمله آرسنیک قرار دارد. لذا ارزیابی ریسک آلودگی این آبخوان نسبت به آلاینده آرسنیک و تعیین مناطق در معرض خطر امری ضروری می‌باشد. در این پژوهش ریسک آلودگی آبخوان دشت سلماس با استفاده از روش OSPRC مورد بررسی قرار گرفته است. در روش OSPRC ریسک آلودگی با در نظر گرفتن منشا آلاینده، مسیر انتقال آلودگی و عواقب و نتایجی که آلودگی بر موجودات دارد؛ بررسی می‌شود. در این روش بعد از شناسایی منشا آلودگی، مسیر انتقال آلودگی با ارزیابی آسیب‌پذیری ویژه نسبت به آلاینده آرسنیک مورد بررسی قرار گرفت. به طوری که ارزیابی آسیب‌پذیری ویژه با استفاده از مدل شبکه عصبی GMDH و شش پارامتر روش SPECTR که شامل شیب زمین، pH، هدایت الکتریکی، هدایت هیدرولیکی، تراز سطح آب زیرزمینی و تغذیه می‌باشد؛ انجام گرفت. بعد از اجرای مدل شبکه عصبی GMDH، مقادیر RMSE و r برای مرحله آزمایش به ترتیب ۰/۰۳۶ و ۰/۹۰۲ بدست آمد. نتایج حاصل از تهیه نقشه ریسک آلودگی که از حاصلضرب آسیب‌پذیری ویژه در سرعت جریان آب زیرزمینی بدست آمده، نشان داد که ریسک آلودگی نسبت به آلاینده آرسنیک در قسمت‌های غربی و بخش‌هایی از جنوب غربی منطقه بیشتر از بقیه قسمت‌های آبخوان می‌باشد ولی به طور کلی ریسک آلودگی آبخوان سلماس نسبت به آلاینده آرسنیک خیلی کم است.

واژه‌های کلیدی: آبخوان دشت سلماس، آرسنیک، روش OSPRC، ریسک آلودگی، مدل شبکه عصبی GMDH.

Assessment of Contamination Risk in Salmas Aquifer for Contaminant from Geogenic Origin

M Gharekhani^{1*}, AA Nadiri², A Asghari Moghaddam³, S Sadeghfam⁴

Received: January 18, 2020

Accepted: March 14, 2021

1-Ph.D Candidate of Hydrogeology, Dept. of Earth Sciences, Faculty of Natural Sciences, University of Tabriz, Iran

2-Assoc. Prof., Dept. of Earth Sciences, Faculty of Natural Sciences, University of Tabriz, Iran

3-Prof., Dept. of Earth Sciences, Faculty of Natural Sciences, University of Tabriz, Iran

4-Assist. Prof., Dept. of Civil Engineering, Faculty of Engineering, University of Merage, Iran

*Corresponding Author Email: m.gharekhani90@gmail.com

Abstract

Salmas plain aquifer is one of the aquifers in West Azerbaijan province, which is exposing to contamination risk of various contaminants from geogenic origin such as arsenic. This is due to hot springs and geological conditions of the area. Therefore, it is necessary to assess the contamination risk to arsenic contaminant and identification of high-risk areas in this aquifer. In this study, the contamination risk of Salmas aquifer was investigated using OSPRC method. In OSPRC method, the contamination risk investigated by considering the origin, source, pathways, receptor and consequence. In this method, the source of contamination was identified then specific vulnerability to arsenic contaminants as pathway was investigated using GMDH neural network model and six parameters of SPECTR method. The parameters of SPECTR method are slope, pH, electrical conductivity, hydraulic conductivity, water table and recharge. The testing RMSE and r values of the GMDH neural network model were 0.036 and 0.902, respectively. The contamination risk map was obtained by multiplying the specific vulnerability in the groundwater velocity. This map showed that the risk of contamination to arsenic contaminant is higher in the western and southwestern parts of the aquifer than the other parts of the aquifer. In general, the contamination risk of Salmas aquifer to the arsenic contaminants is very low.

Keywords: Arsenic, Contamination risk, GMDH-neural network model, OSPRC method, Salmas plain aquifer.

مقدمه

هدف " در نقاط مختلف دنیا از جمله در اروپا (زواهلن ۲۰۰۴)، آمریکا (نوبره و همکاران ۲۰۰۷)، آسیا (بالوشا ۲۰۱۱) و آفریقا (سعیدی و همکاران ۲۰۱۱) صورت گرفته است. روش‌های دیگری نیز برای ارزیابی ریسک بکار گرفته شده است مثلاً نشاط و همکاران (۲۰۱۵) به منظور مشخص کردن ریسک آلودگی آب زیرزمینی در منطقه کشاورزی در دشت کرمان، روش جدیدی را با تلفیق نقشه آسیب پذیری ایجاد شده توسط مدل DRASTIC اصلاح شده با آلودگی و احتمال وقوع

(سعیدی و همکاران ۲۰۱۱)، منطقه گیرش چاه^۱ (نوبره و همکاران ۲۰۰۷، بالوشا ۲۰۱۱) و شرایط زمین‌شناختی ویژه (گمیتزی و همکاران ۲۰۰۶) را نیز به روش‌های ارزیابی ریسک بر اساس دیدگاه‌های مختلف اضافه کرده‌اند. در زمینه ارزیابی ریسک آلودگی، مطالعات متعددی بر اساس روش "منشاء - مسیر -

¹ Capture zone

ریسک آلودگی آبخوان دشت سلماس نسبت به آلاینده زمین‌زاد پرداخته شده است. دشت سلماس یکی از دشت‌های اطراف دریاچه ارومیه در استان آذربایجان غربی می‌باشد که از نظر آب زیرزمینی نسبت به سایر دشت‌ها غنی‌تر است و نیز در معرض خطر آلودگی انواع آلاینده‌های زمین‌زاد و انسان‌زاد می‌باشد که این موضوع ضرورت ارزیابی ریسک آلودگی آبخوان این دشت را ایجاب می‌کند.

مواد و روش‌ها

منطقه مطالعاتی

منطقه مورد مطالعه، آبخوان دشت سلماس است که در حوضه آبریز رودخانه زولا قرار دارد (شکل ۱). رودخانه زولا اصلی‌ترین رودخانه در محدوده مطالعاتی سلماس است که از ارتفاعات ترکیه سرچشمه می‌گیرد و به سمت شرق محدوده و دریاچه ارومیه جریان می‌یابد. اقلیم منطقه از نوع نیمه خشک سرد است و متوسط بارش سالانه در منطقه ۲۶۳/۸ میلی‌متر و متوسط درجه حرارت ۹/۸ درجه سانتی‌گراد می‌باشد. از نظر زمین‌شناسی، رخنمون‌های منطقه از سنگ‌های گوناگون با ترکیب و دیرینگی‌های گوناگون پدید آمده است که به طور عمده دربرگیرنده سنگ‌های آذرین، رسوبی و دگرگونی از زمان پرکامبرین تا عهد حاضر است که در شکل ۱ نشان داده شده است. نهشته‌های کواترنری، بیشتر بخش‌های کم ارتفاع منطقه و سنگ‌های دیابازی، آتشفشانی و آهکی بلندی‌ها و ارتفاعات منطقه را تشکیل داده‌اند. از نظر هیدروژئولوژیکی، سازندهای آهکی و آبرفت‌های منطقه که دارای خاصیت نفوذپذیری هستند از اهمیت فراوان برخوردارند و باعث

آلودگی با توجه به عدم قطعیت به کار بردند. توزیع مکانی غلظت نیترات در منطقه را با استفاده از کریگینگ معمولی (OK) مورد بررسی قرار دادند و علاوه بر این، از شبیه‌سازی مونت کارلو (MCS) و تابع توزیع نرمال برای ارزیابی عدم قطعیت این پارامتر و احتمال وقوع آلودگی در منطقه مورد مطالعه استفاده کردند. ساجدی-حسینی و همکاران (۲۰۱۸) در پژوهشی ریسک آلودگی آب زیرزمینی نسبت به نیترات را با ارائه یک چارچوبی که ترکیبی از تجزیه و تحلیل‌های شیمیایی و آماری بود؛ برای یک منطقه خشک (دشت لنجان) بررسی کردند. هوان و همکاران (۲۰۱۸) برای ارزیابی ریسک آلودگی آب زیرزمینی یک مدل جامع که ترکیبی از خطر منابع آلاینده، آسیب‌پذیری ذاتی آب زیرزمینی و مقدار عملکرد آب زیرزمینی است؛ را ارائه دادند. خطر منابع آلاینده با تعیین خواص کمی و بار نفوذ آلاینده‌ها مورد بررسی قرار گرفته است. آسیب‌پذیری ذاتی آب زیرزمینی با استفاده از مدل DRASTIC و مقادیر عملکرد آب زیرزمینی با استفاده از هفده شاخص با وزن‌های مربوطه ارزیابی شده است. نتایج حاصل نشان داده که آب‌های زیرزمینی منطقه مورد مطالعه احتمال آلودگی نسبتاً کمی دارند. صادق‌فام و همکاران (۲۰۱۸)، ریسک کل را برای تهیه نقشه ریسک آبخوان‌های با منبع آلودگی نقطه‌ای و انتشاری ارائه دادند. برای این منظور دو نقشه ریسک، که یکی به طور مستقیم تحت تأثیر منبع آلودگی نقطه‌ای است و دیگری از منبع آلودگی انتشاری ناشی می‌شود را با استفاده از چهارچوب SPRC تهیه کردند.

در پژوهش حاضر با استفاده از روش " منشاء بالقوه^۱ - منشاء بالفعل^۲ - مسیر^۳ - دریافت کننده^۴ - نتایج^۵ (OSPRC)" (ندیری و همکاران ۲۰۱۸) به ارزیابی

¹ Origin

² Source

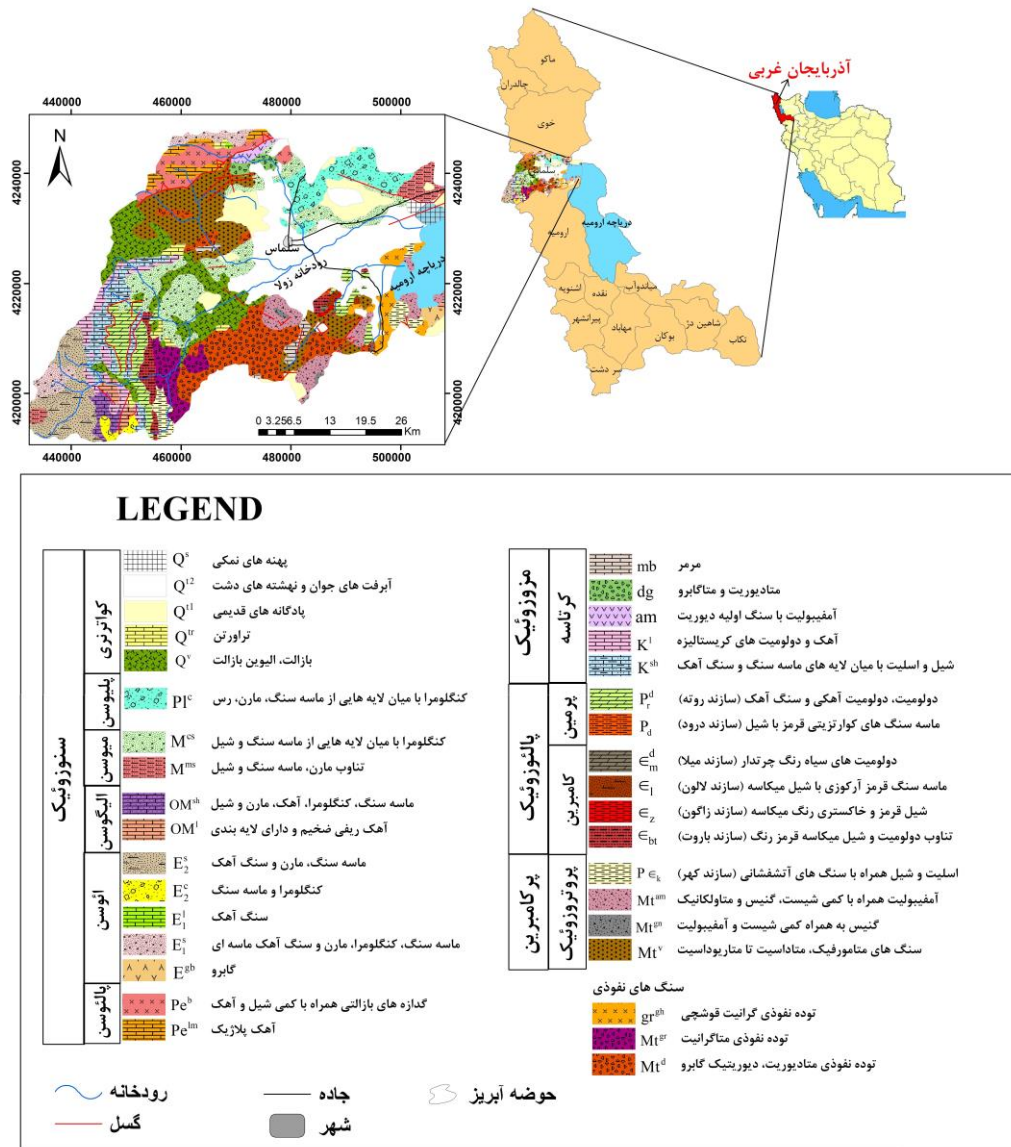
³ Pathways

⁴ Receptor

⁵ Consequence

۱/۵ کیلومتری روستای آبگرم سلماس در قسمت جنوب شرقی دشت سلماس می‌باشد.

نفوذ نزولات جوی به زمین می‌شود. شرایط هیدروژئولوژیکی منطقه تحت تاثیر سازندهای زمین-شناسی، زمین ساخت منطقه و نیز چشمه آبگرم واقع در



شکل ۱- موقعیت جغرافیایی و نقشه زمین‌شناسی منطقه مطالعاتی.

ریسک آلودگی آبخوان

بار آلودگی ناشی از فعالیت‌های انسانی و یا عوامل زمین‌زاد تعریف می‌شود (ونگ و همکاران ۲۰۱۲). در این پژوهش ریسک آلودگی آبخوان دشت سلماس با استفاده از روش "منشاء بالقوه- منشاء بالفعل- مسیر- دریافت کننده- نتایج (OSPRC)" بررسی شده

منظور از ریسک، عواقب مورد انتظار در نتیجه وقوع یک پدیده نامطلوب است که به عنوان تابعی از مخاطره و میزان آسیب‌پذیری می‌باشد. ریسک آلودگی منابع آب نیز با دو ویژگی آسیب‌پذیری محیط فیزیکی و

و همکاران ۲۰۱۵؛ ندیری و همکاران ۲۰۱۷a,b؛ اصغری مقدم و همکاران ۲۰۱۷). در ادامه با در نظر گرفتن سرعت جریان آب زیرزمینی، انتقال آلاینده در آب زیرزمینی نیز بررسی می‌شود و در نهایت نقشه ریسک آلودگی آبخوان نسبت به آلاینده بدست می‌آید.

دریافت‌کننده (R): منظور از دریافت‌کننده، آب زیرزمینی و مردم منطقه و همه موجوداتی هستند که به‌طور مستقیم و غیرمستقیم از این منابع آبی آلوده شده استفاده می‌کنند.

عواقب و نتایج (C): از عواقب و پیامدهای استفاده از آب آلوده به آرسنیک می‌توان به بیماری‌هایی همچون انواع سرطان‌ها، بیماری‌های پوستی، مغزی، عروقی و همچنین مرگ و میر نوزادان اشاره کرد (پرشاگن ۱۹۸۱).

بررسی عوامل دریافت‌کننده (R) و عواقب و نتایج (C) نیازمند یک پژوهش جداگانه با همکاری مردم منطقه و شبکه بهداشت و درمان در خصوص وضعیت سلامت مردم منطقه می‌باشد. لذا در این پژوهش عوامل R و C در روش OSPRC به دلیل عدم اطلاعات کافی در این زمینه مورد بحث و بررسی قرار نخواهد گرفت.

آسیب‌پذیری ویژه

روشی که برای ارزیابی آسیب‌پذیری نسبت به آلاینده‌های با منشأ زمین‌زاد ارائه شده روش SPECTR می‌باشد که در سال ۲۰۱۸ توسط ندیری و همکاران ارائه شده است (ندیری و همکاران ۲۰۱۸). این روش از

است (ندیری و همکاران ۲۰۱۸). در ادامه به توصیف هر یک از پنج عامل پرداخته شده است.

منشاء بالقوه (O): وجود یک آلاینده بالقوه در منطقه معادل منشاء بالقوه می‌باشد. در محیط‌زیست، اکثراً آلاینده‌هایی به صورت بالقوه وجود دارند که از فعالیت‌های انسانی و یا از سنگ‌ها، رسوبات و چشمه‌های هیدروترمالی منشاء می‌گیرند که به اولی آلاینده با منشأ انسان‌زاد^۱ و به دومی آلاینده با منشأ زمین‌زاد^۲ گفته می‌شود. آرسنیک نمونه‌ای از آلاینده زمین‌زاد است که در این پژوهش ریسک آلودگی آبخوان نسبت به این آلاینده زمین‌زاد (آرسنیک) بررسی شده است.

منشاء بالفعل (S): فرآیندهایی در طبیعت وجود دارد که باعث می‌شوند آلاینده‌هایی که به صورت بالقوه در طبیعت هستند به صورت بالفعل درآیند و ریسک را ایجاد کنند. اگر آلاینده‌ها به صورت بالقوه باقی بمانند ریسک ایجاد نخواهد شد. آنومالی آرسنیک در منطقه مطالعاتی از طریق تعامل آب و سنگ و فرآیندهای تبادل یونی باعث ایجاد ریسک شده است.

مسیر (P): مسیر، فرآیندهایی که در فضای فیزیکی بین منشاء و دریافت‌کننده وجود دارد را شامل می‌شود. تعیین آسیب‌پذیری یکی از بررسی‌هایی است که در مورد انتقال آلاینده‌ها از منشاء تا دریافت‌کننده (سطح ایستابی) انجام می‌گیرد. برای این منظور ابتدا پارامترهای مؤثر در انتقال هر کدام از آلاینده‌ها مشخص می‌شود و سپس بعد از اعمال وزن به هریک از پارامترها، نقشه آسیب‌پذیری تهیه می‌گردد (قره‌خانی

¹ Anthropogenic

² Geogenic

پایه اصلی برای ساخت مدل GMDH را مدل چندجمله‌ای درجه دو و الگوریتم کمترین مربعات خطا تشکیل می‌دهد. به‌طور کلی برای مدل کردن سیستم‌های پیچیده‌ای که شامل مجموعه‌ای از داده‌ها با چندین ورودی و یک خروجی است؛ می‌توان از مدل GMDH که براساس چندجمله‌ای VKG (رابطه ۱) می‌باشد استفاده کرد.

[۱]

$$\hat{y} = a_0 + \sum_{i=1}^n a_i x_i + \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n a_{ij} x_i x_j + \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n \sum_{k=1}^n a_{ijk} x_i x_j x_k + \dots$$

در رابطه فوق، $x = (x_1, x_2, \dots, x_n)$ ورودی‌های مدل، \hat{y} خروجی مدل و $a = (a_0, a_1, \dots, a_n)$ مقادیر ضریب چندجمله‌ای هستند. چندجمله‌ای‌های VKG با استفاده از چندجمله‌ای‌های درجه دوم تخمین زده می‌شوند که این چندجمله‌ای‌ها براساس ترکیبات دوتایی ورودی‌های شبکه ساخته می‌شوند (رابطه ۲).

[۲]

$$y = G(x_i, x_j) = a_0 + a_1 x_i + a_2 x_j + a_3 x_i^2 + a_4 x_j^2 + a_5 x_i x_j$$

هدف الگوریتم GMDH یافتن مقدار مجهول ضریب $a = (a_0, a_1, \dots, a_n)$ در رابطه ۲ به منظور محاسبه مقادیر خروجی برای داده‌های ورودی براساس کمترین میانگین مربعات خطا (RMSE) می‌باشد.

شش پارامتر تشکیل شده که شامل شیب^۱ (S)، pH (P)، EC^۲ (E)، هدایت هیدرولیکی^۳ (C)، سطح ایستابی^۴ (T) و تغذیه^۵ (R) می‌باشد. روش SPECTR یک نوع روش هم-پوشانی می‌باشد که براساس وزن‌دهی و رتبه‌دهی انجام می‌گیرد؛ اما در این پژوهش به منظور کاهش عدم قطعیت موجود در این روش هم‌پوشانی، به جای رتبه-دهی از روش‌های نرمال‌سازی مستقیم و معکوس برای اعمال تأثیر هر یک از پارامترها در آسیب‌پذیری ویژه آرسنیک و سپس وزن‌دهی و پیش‌بینی آسیب‌پذیری ویژه با مدل شبکه عصبی GMDH^۶ انجام گرفته است. توضیحات مربوط به هر یک از پارامترها در جدول ۱ ارائه شده است.

مدل شبکه عصبی GMDH

روش گروهی مدل‌سازی داده‌ها یا به اختصار GMDH یکی از روش‌های مدل‌سازی و رگرسیون خطی است که توسط ایواخنکو با استفاده از چند جمله‌ای VKG^۷ ارائه شده است (ایواخنکو ۱۹۷۱). GMDH نوعی از شبکه عصبی است که در این مدل، به جای ساخت مدل‌های تخمین‌گر به صورت یکجا، از الگوریتمی تکرار شونده و افزایشی استفاده می‌شود که شامل تولید و اضافه شدن ساختارهای پایه بسیار ساده (نورون‌های چندجمله‌ای) است و به مرور با ترکیب این ساختارهای ساده، سیستمی پیچیده شکل می‌گیرد که دارای عملکرد مطلوب است.

¹ Slope

² Electrical conductivity

³ Hydraulic conductivity

⁴ Water table

⁵ Recharge

⁶ Group method of data handling- neural network

⁷ Volterra-Kolmogorov-Gabor

جدول ۱- پارامترهای روش SPECTR.

پارامتر	توضیحات
شیب (S)	شیب زمین، زمان ماندگاری و نفوذ آب و انتقال آلاینده به آبخوان را نشان می‌دهد. هر چه شیب زمین بیشتر باشد؛ امکان انتقال آلاینده به آبخوان کمتر می‌شود بنابراین شیب‌های بیشتر، ریسک کمتر و برعکس شیب‌های کمتر ریسک بیشتری را ایجاد می‌کنند.
pH (P)	pH غلظت یون هیدروژن است. افزایش pH منجر به آزادسازی آرسنیک از سطح رسوبات به آب زیرزمینی می‌شود؛ بنابراین آرسنیک در آب‌های با pH بالا قابلیت انحلال و تحرک بالایی دارد (ویلسون و همکاران ۲۰۰۸). افزایش pH باعث افزایش آرسنیک در آب زیرزمینی خواهد شد.
EC (E)	هدایت الکتریکی (EC)، اندازه‌گیری توانایی مواد در انتقال جریان الکتریکی می‌باشد. مقادیر EC بالاتر نشانگر اندرکنش (تعاملات) بیشتر بین رسوبات و آب زیرزمینی است که احتمال آزادسازی آرسنیک به آب‌های زیرزمینی را نیز افزایش می‌دهد.
هدایت هیدرولیکی (C)	سرعت حرکت و انتقال آلاینده در آبخوان توسط هدایت هیدرولیکی کنترل می‌شود. هر چه هدایت هیدرولیکی آبخوان بیشتر باشد؛ سرعت انتشار آلاینده بیشتر خواهد بود و در نتیجه آسیب‌پذیری و خطر آلودگی آبخوان نیز بیشتر می‌شود.
سطح ایستابی (T)	هر چقدر سطح ایستابی بالاتر باشد احتمال برخورد آب و رسوبات و نیز تبادل یونی برای رهاسازی آرسنیک بیشتر خواهد بود. بنابراین با افزایش سطح ایستابی، آسیب‌پذیری نسبت به آرسنیک نیز افزایش می‌یابد.
تغذیه (R)	تغذیه، مقدار آبی است که به آبخوان نفوذ می‌کند. هر چه مقدار تغذیه بیشتر باشد آلاینده‌های بیشتری را از سطح زمین و یا بخش غیراشباع آبخوان شسته و به آب زیرزمینی انتقال می‌دهد بنابراین با افزایش میزان تغذیه، پتانسیل آلودگی آب زیرزمینی زیاده‌تر می‌گردد.

از آن استخراج گردید (شکل ۲- الف). به طور کلی شیب در منطقه کم بوده و اکثراً کمتر از ۲ درصد می‌باشد.

نتایج و بحث

pH

از مقادیر pH اندازه‌گیری شده ۴۵ نمونه آب زیرزمینی برای تهیه نقشه pH استفاده گردید. مقادیر pH اندازه‌گیری شده در نرم‌افزار ArcGIS به روش کریجینگ معمولی (OK) درونیابی شد و سپس به فرمت رستر تبدیل گردید (شکل ۲- ب).

EC

مقادیر EC آب زیرزمینی در فیلد و موقع نمونه- بردای با استفاده از EC متر اندازه‌گیری شد سپس بعد از درونیابی به روش کریجینگ معمولی (OK) و تبدیل به فرمت رستری، نقشه هم EC آبخوان حاصل گردید (شکل ۲- ج).

هدایت هیدرولیکی (C)

برای تخمین هدایت هیدرولیکی در منطقه مطالعاتی از مقادیر قابلیت انتقال (T) حاصل از نتایج آزمایش پمپاژ، ضخامت بخش اشباع آبخوان و نیز

ارزیابی ریسک آلودگی آبخوان دشت سلماس نسبت به آلاینده آرسنیک براساس روش OSPRC، با استفاده از نتایج آسیب‌پذیری ویژه و سرعت جریان آب زیرزمینی انجام گرفته است. برای این منظور بعد از تهیه ۶ لایه اطلاعاتی روش SPECTR که در ادامه توضیح داده شده است و نیز نقشه آسیب‌پذیری ویژه آبخوان نسبت به آلاینده آرسنیک و تعیین سرعت جریان آب زیرزمینی، ریسک آلودگی آبخوان نسبت به این آلاینده از حاصلضرب آسیب‌پذیری ویژه و سرعت آب زیرزمینی بدست می‌آید (رابطه ۳).

$$Risk_{(As)} = Specific\ Vulnerability_{(As)} \times Velocity \quad [3]$$

شیب (S)

برای ایجاد لایه شیب، از مدل رقومی شده ارتفاع (DEM) منطقه استفاده شد و سپس نقشه درصد شیب

در این رابطه R نرخ تغذیه، S_y آبدهی ویژه (ضریب ذخیره)، Δh تغییرات سطح آب، Δt تغییرات زمان و $Pumping$ میزان برداشت از آبخوان می‌باشد.

آرسنیک (As)

غلظت آرسنیک در نمونه های آب زیرزمینی منطقه مورد مطالعه بین $8/49 \mu\text{g L}^{-1}$ تا $125/89 \mu\text{g L}^{-1}$ متغییر است و در چشمه آبگرم غلظت این عنصر $315/74 \mu\text{g L}^{-1}$ می‌باشد (شکل ۲). براساس استاندارد سازمان بهداشت جهانی، حد مجاز آرسنیک برای آشامیدن $10 \mu\text{g L}^{-1}$ می‌باشد (بی‌نام ۲۰۱۱). رایج‌ترین منشأ طبیعی آرسنیک، سنگ‌های آتشفشانی و هوازدگی سنگ‌هایی همچون بازالت و خاکستر آتشفشانی و ته نشست‌های معدنی هیدروترمال می‌باشند (نریاگو و پسیان ۱۹۸۸). با توجه به زمین‌شناسی منطقه مورد مطالعه، مهم‌ترین منشأ آرسنیک در آب زیرزمینی سلماس، ناشی از سازندهای زمین‌شناسی موجود در منطقه از جمله سازند قرمز فوقانی (سازند قم) و همچنین به علت وجود چشمه آبگرم و نیز تاثیر زمین‌ساخت منطقه در انتشار آرسنیک در بخش‌های جنوبی منطقه می‌باشد.

دانه‌بندی ذرات تشکیل‌دهنده آبخوان استفاده گردید (تاد و میز ۲۰۰۵). نقشه رستری هدایت هیدرولیکی در شکل ۲- نشان داده شده است.

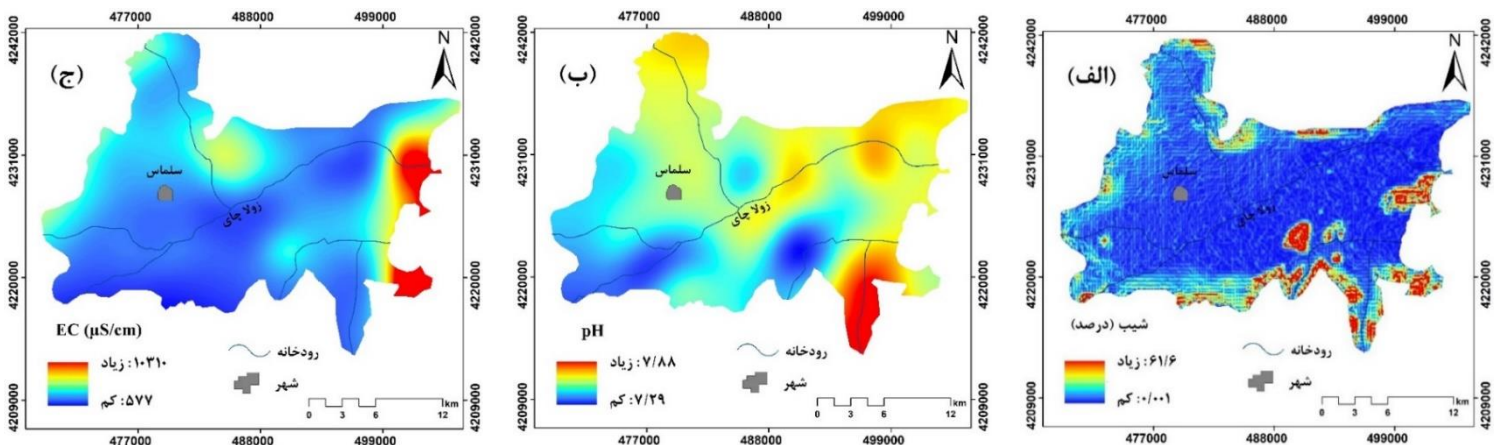
سطح ایستابی (T)

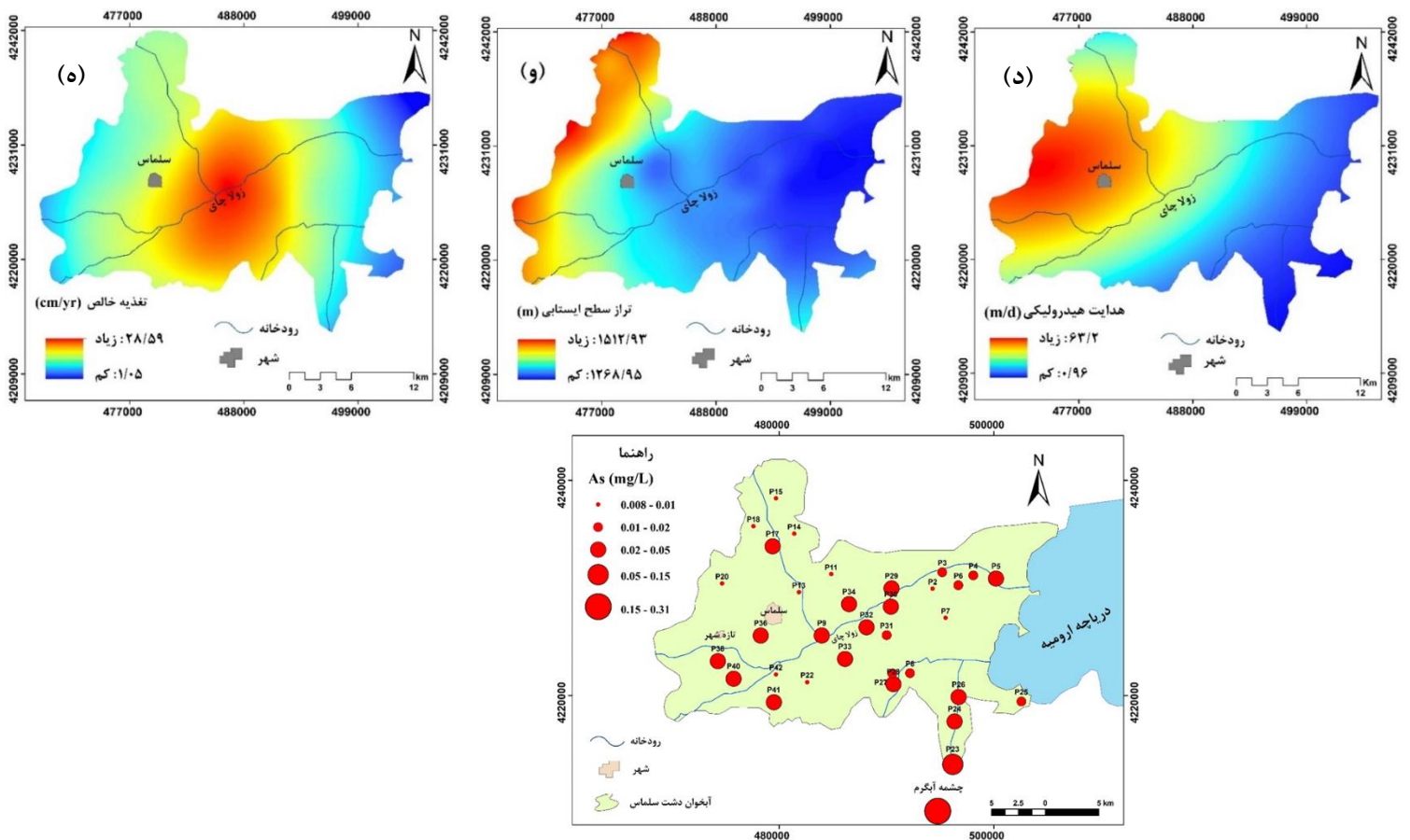
با استفاده از اطلاعات سطح آب ۳۵ چاه مشاهده‌ای موجود در منطقه و سپس از درونبایی داده‌های حاصل به روش کریجینگ معمولی و تبدیل به فایل رستری، لایه سطح ایستابی برای منطقه مطالعاتی بدست آمد که در شکل ۲-و نشان داده شده است.

تغذیه (R)

برای محاسبه مقدار تغذیه آبخوان، از روش تغییرات حجم آب زیرزمینی آبخوان استفاده شده است. به این صورت که با در نظر گرفتن روش اسکالون و همکاران (۲۰۰۲) و همچنین میزان پمپاژ از آبخوان، میزان تغذیه آبخوان محاسبه گردیده است (رابطه ۴). براساس نقشه تغذیه تهیه شده که در شکل ۲-۵ نشان داده شده است؛ بیشترین میزان تغذیه در منطقه مطالعاتی $28/59$ سانتی‌متر در سال می‌باشد که قسمت‌های مرکزی دشت را شامل می‌شود.

$$R = \left(S_y \times \frac{\Delta h}{\Delta t} \right) + Pumping \quad [4]$$





شکل ۲- پارامترهای روش SPECTR و توزیع غلظت آرسنیک در آبخوان سلماس.

طراحی گردید. تعداد نودها (گره‌ها) در لایه اول، دوم، سوم و چهارم به ترتیب برابر ۶، ۵، ۴ و ۱ می‌باشد.

$$X_i^n = \frac{X_i - X_{\min}}{X_{\max} - X_{\min}} \quad [5]$$

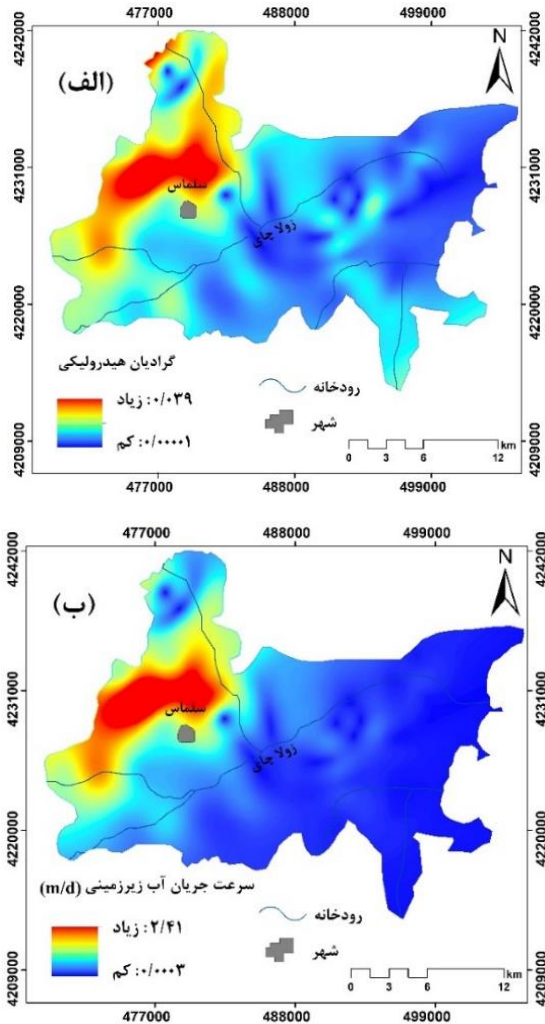
$$X_i^n = \frac{X_{\max} - X_i}{X_{\max} - X_{\min}} \quad [6]$$

در روابط ۵ و ۶، مقدار هر پارامتر در هر پیکسل، X_{\min} و X_{\max} به ترتیب بیشترین و کمترین مقدار داده هر پارامتر و X_i^n مقدار داده‌های نرمال‌سازی شده است.

ارزیابی عملکرد مدل شبکه عصبی GMDH با استفاده از معیارهای جذر میانگین مربعات خطا (RMSE) و ضریب همبستگی (r) انجام گرفت. مقادیر RMSE و r برای مرحله آموزش به ترتیب ۰/۰۳۴ و ۰/۹۱۱ و برای مرحله آزمایش به ترتیب ۰/۰۳۶ و ۰/۹۰۲ بدست آمد. نقشه آسیب‌پذیری ویژه آبخوان دشت سلماس نسبت به

برای اجرای مدل شبکه عصبی GMDH به منظور تعیین آسیب‌پذیری ویژه آبخوان دشت سلماس نسبت به آلاینده آرسنیک، شش پارامتر روش SPECTR به عنوان ورودی مدل و مقادیر آرسنیک اندازه‌گیری شده از نمونه‌های آب زیرزمینی به عنوان خروجی مدل تعریف شد. حدود ۲۴۷۴ داده برای مرحله آموزش و ۶۴۳ داده برای مرحله آزمایش در نظر گرفته شده است. برای طراحی ساختار شبکه عصبی GMDH ابتدا داده‌ها براساس روابط ۵ و ۶ نرمال‌سازی گردید به طوری که پارامتر شیب که رابطه معکوس با آسیب‌پذیری ویژه آرسنیک دارد براساس رابطه ۶ و بقیه پارامترها که رابطه مستقیم دارند براساس رابطه ۵ نرمال‌سازی گردید. بعد از اجرای مدل، ساختار مدل شبکه عصبی GMDH با سه لایه پنهان و یک لایه خروجی به منظور پیش‌بینی آسیب‌پذیری ویژه نسبت به آلاینده آرسنیک

بنابراین در صورت وجود آلاینده در این قسمت از آبخوان، احتمال انتقال آن در آبخوان بالا است.

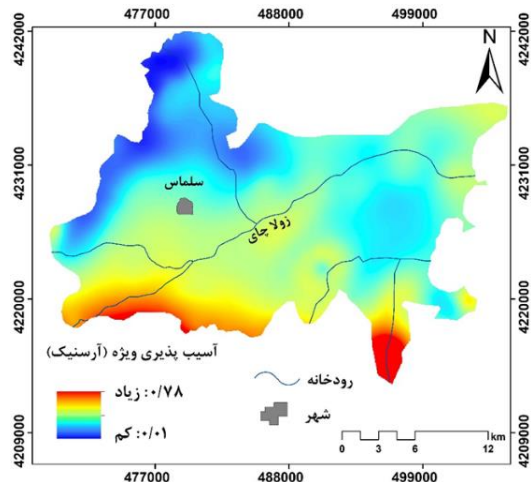


شکل ۴- الف، نقشه گرادیان هیدرولیکی و ب، نقشه سرعت جریان آب زیرزمینی در آبخوان دشت سلماس.

ریسک آلودگی آرسنیک

بعد از تهیه نقشه آسیب‌پذیری ویژه نسبت به آلاینده آرسنیک، ریسک آلودگی آبخوان طبق رابطه ۳ از حاصلضرب آسیب‌پذیری ویژه و سرعت جریان آب زیرزمینی (نرمال‌سازی شده) بدست آمد که در شکل ۵ نقشه ریسک آلودگی تهیه شده برای آلاینده آرسنیک نشان داده شده است. براساس نقشه ریسک آلودگی، در قسمت‌های غربی و بخش‌هایی از جنوب غربی آبخوان

آلاینده آرسنیک براساس خروجی مدل شبکه عصبی GMDH در شکل ۳ نشان داده شده است. طبق نقشه آسیب‌پذیری ویژه، در قسمت‌های جنوب شرقی و به‌طور کلی در بخش‌های جنوبی آبخوان دشت سلماس آسیب‌پذیری ویژه نسبت به آلاینده آرسنیک بالا می‌باشد.

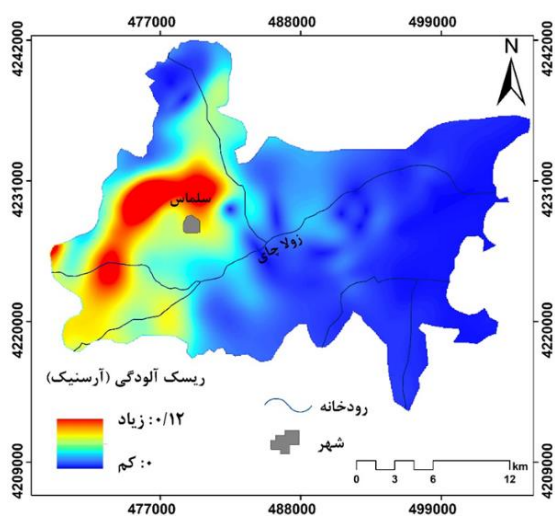


شکل ۳- نقشه آسیب‌پذیری ویژه آبخوان دشت سلماس نسبت به آلاینده آرسنیک.

سرعت جریان آب زیرزمینی

برای محاسبه سرعت جریان آب زیرزمینی از معادله داریسی ($V=KI$) استفاده گردید. در این معادله V سرعت جریان، K هدایت هیدرولیکی می‌باشد که در شکل ۲- نشان داده شده است و I گرادیان یا شیب هیدرولیکی ($\frac{dh}{dl}$) می‌باشد که با استفاده از نقشه تراز سطح ایستابی محاسبه گردید و مقدار آن بین ۰/۰۰۰۰۱ تا ۰/۰۳۹ بدست آمد (شکل ۴- الف).

از این‌رو سرعت جریان آب زیرزمینی از حاصلضرب هدایت هیدرولیکی (K) و شیب هیدرولیکی (I) بدست آمد (شکل ۴- ب). سرعت جریان آب زیرزمینی در قسمت‌های غرب و شمال‌غرب آبخوان بالا می‌باشد؛ که به علت بالا بودن گرادیان هیدرولیکی در این قسمت و همچنین بالا بودن هدایت هیدرولیکی در نتیجه درشت دانه بودن رسوبات این بخش می‌باشد.



شکل ۵- ریسک آلودگی آب زیرزمینی نسبت به آلاینده آرسنیک.

نتیجه‌گیری کلی

هدف این پژوهش تعیین ریسک آلودگی آبخوان دشت سلماس نسبت به آلاینده زمین‌زاد (آرسنیک) با استفاده از روش OSPRC می‌باشد. در همین راستا بعد از شناسایی منشا آرسنیک در منطقه، آسیب‌پذیری ویژه نسبت به این آلاینده با استفاده از روش SPECTR و نیز مدل شبکه عصبی GMDH به منظور کاهش عدم قطعیت موجود در روش SPECTR انجام گرفت. بعد از اجرای مدل شبکه عصبی GMDH، مقادیر RMSE و r برای مرحله آموزش به ترتیب 0.034 و 0.911 و برای مرحله آزمایش به ترتیب 0.036 و 0.902 بدست آمد. نقشه آسیب‌پذیری ویژه حاصل از مدل شبکه عصبی GMDH نشان داد که در قسمت‌های جنوب شرقی و به‌طور کلی در بخش‌های جنوبی آبخوان دشت سلماس آسیب‌پذیری ویژه نسبت به آلاینده آرسنیک بالا می‌باشد ولی ریسک آلودگی در این مناطق پایین است. با توجه به اینکه سرعت جریان آب زیرزمینی در قسمت غربی دشت بالا می‌باشد ولی آسیب‌پذیری ویژه آرسنیک در این قسمت -ها پایین است؛ در نتیجه ریسک خیلی بالایی در منطقه ایجاد نشده است و به‌طور کلی ریسک آلودگی آبخوان

ریسک آلودگی نسبت به آلاینده آرسنیک بالاتر از بقیه قسمت‌های آبخوان می‌باشد. در صورت کلاس‌بندی ریسک به کلاس‌های ریسک خیلی کم ($0 - 0.2$)، ریسک کم ($0.2 - 0.4$)، ریسک متوسط ($0.4 - 0.6$)، ریسک زیاد ($0.6 - 0.8$) و ریسک خیلی زیاد ($0.8 - 1$)، مقدار ریسک آلودگی آبخوان دشت سلماس نسبت به آلاینده آرسنیک در بازه 0 تا 0.12 می‌باشد که در کلاس ریسک خیلی کم قرار می‌گیرد. از آنجایی که آسیب‌پذیری ویژه آلاینده آرسنیک در بخش‌های غربی آبخوان که سرعت جریان بالا می‌باشد بسیار پایین است ولی در بخش‌های جنوبی که آسیب‌پذیری ویژه بالا می‌باشد در عوض سرعت جریان آب زیرزمینی در این بخش‌ها خیلی کم است از این رو به‌طور کلی ریسک خیلی کمی ایجاد شده است.

مقایسه نتایج این پژوهش با نتایج تحقیق انجام گرفته توسط ندیری و همکاران (۲۰۱۸) در زمینه ارزیابی ریسک آلودگی نسبت به آلاینده آرسنیک در آبخوان دشت خوی نشان می‌دهد که نتایج این پژوهش -ها به هم نزدیک است؛ یعنی در هر دو پژوهش انجام گرفته آبخوان‌های مورد مطالعه ریسک آلودگی کمی را نسبت به آلاینده زمین‌زاد آرسنیک دارند. با توجه به اینکه آبخوان‌های دشت خوی و سلماس از نظر pH و جنس رسوبات مشابه هم هستند و این پارامترها نیز در تحرک آرسنیک نقش دارند از این رو ریسک آلودگی مشابهی برای هر دو آبخوان حاصل شده است.

دشت سلماس نسبت به آلاینده آرسنیک خیلی کم می-
باشد.
صندوق حمایت از پژوهشگران و فناوریان کشور برای
حمایت مالی کمال تشکر را دارند.

سیاسگزاری

نویسندگان از سازمان آب منطقه‌ای استان
آذربایجان غربی برای همکاری در تهیه داده‌ها و نیز از

منابع مورد استفاده

- Anonymous, 2011. Guidelines for Drinking-water Quality. Fourth edition, Recommendations, World Health Organization (WHO) Press, Geneva.
- Asghari Moghaddam A, Gharekhani M, Nadiri AA, Khord M and Fijani E, 2017. Evaluation of intrinsic vulnerability of Ardabil plain using DRASTIC, SINTACS and SI methods. *Geography and Planning* 21 (61): 57-74. (In Persian with English abstract)
- Baalousha HM, 2011. Mapping groundwater contamination risk using GIS and groundwater modelling, A case study from the Gaza Strip, Palestine. *Arabian Journal of Geosciences* 4: 483-94.
- Gemitzi A, Petalas C, Tsihrintzis VA and Pisinaras V, 2006. Assessment of groundwater vulnerability to pollution: a combination of GIS, fuzzy logic and decision making techniques. *Environmental Geology* 49: 653-73.
- Gharekhani M, Nadiri AA, Asghari Moghaddam A and Sadeghi Aghdam F, 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 with English abstract)
- Huan H, Zhang B-T, Kong H, Li M, Wang W, Xi B and Wang G, 2018. Comprehensive assessment of groundwater pollution risk based on HVF model: A case study in Jilin city of northeast China. *Science of the Total Environment* 628-629: 1518-1530.
- Ivakhneko AG, 1971. Polynomial theory of complex systems. *IEE Trans. On systems. Man and Cybernetics* SMC 1: 364-378.
- Nadiri AA, Gharekhani M, Khatibi R and Asghari Moghaddam A, 2017b. Assessment of groundwater vulnerability using supervised committee to combine fuzzy logic models. *Environmental Science and Pollution Research* 24 (9): 8562-8577.
- Nadiri AA, Gharekhani M, Khatibi R, Sadeghfam S and Asghari Moghaddam A, 2017a. Groundwater vulnerability indices conditioned by supervised intelligence committee machine (SICM). *Science of the Total Environment* 574: 691-706.
- Nadiri AA, Sadeghfam S, Gharekhani M, Khatibi R and Akbari E, 2018. Introducing the risk aggregation problem to aquifers exposed to impacts of anthropogenic and geogenic origins on a modular basis using 'risk cells'. *Journal of Environmental Management* 217: 654-667.
- Neshat A, Pradhan B and Javadi S, 2015. Risk assessment of groundwater pollution using Monte Carlo approach in an agricultural region: An example from Kerman plain, Iran. *Journal of Computers, Environment and Urban Systems* 50: 66-73.
- Nobre RCM, Rotunno OC, Mansur WJ, Nobre MMM and Cosenza CAN, 2007. Groundwater vulnerability and risk mapping using GIS, modeling and a fuzzy logic tool. *Journal of Contaminant Hydrology*. 94: 277-92.
- Nriagu JO and Pacyna JM, 1988. Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils by trace metals. *Nature* 333: 134-145.
- Pershagen G, 1981. The carcinogenicity of arsenic. *Environmental Health Perspectives* 40: 93-100.
- Sadeghfam S, Hassanzadeh Y, Khatibi R, Moazamnia M and Nadiri AA, 2018. Introducing a risk aggregation rationale for mapping risks to aquifers from point- and diffuse-sources-proof-of-concept

- using contamination data from industrial lagoons. *Journal of Environmental Impact Assessment Review* 72: 88–98.
- Saidi S, Bouri S, Ben Dhia H and Anselme B, 2011. Assessment of groundwater risk using intrinsic vulnerability and hazard mapping: Application to Souassi aquifer, Tunisian Sahel. *Agricultural Water Management* 98: 1671–82.
- Sajedi-Hosseini F, Malekian A, Choubin B, Rahmati O, Cipullo S, Coulon F and Pradhan B, 2018. A novel machine learning-based approach for the risk assessment of nitrate groundwater contamination. *Science of the Total Environment* 644: 954–962.
- Scanlon B, Healy R and Cook P, 2002. Choosing appropriate techniques for quantifying groundwater recharge. *Hydrology Journal* (10) 1: 18-39.
- Todd DK and Mays LW, 2005. *Groundwater Hydrology*. Third Ed., John Wiley & Sons Inc., USA.
- Wang J, He J and Chen H, 2012. Assessment of groundwater contamination risk using hazard quantification, a modified DRASTIC model and groundwater value, Beijing plain, China. *Science of the Total Environment* 432: 216-226.
- Wilson J, Schreier H and Brown S, 2008. *Arsenic in groundwater in the Surrey-Langley Area*. Fraser Health Authority, Abbotsford.
- Zwahlen F, 2004. *Vulnerability and risk mapping for the protection of carbonate (karst) aquifers*. Final report COST action 620: European Commission, Brussels.