مجله مخاطرات محیط طبیعی، دوره هشتم، شماره بیست و یکم، پاییز ۱۳۹۸

تاریخ دریافت مقاله: ۱۳۹۶/۱۱/۳۰

تاریخ بازنگری نهایی مقاله: ۱۳۹۷/۰۲/۰۱

تاریخ پذیرش مقاله: ۱۳۹۷/۰۳/۲۱

صفحات: ۱۲۸ - ۱۱۱

ارزیابی آلودگی عناصر نادر و پتانسیل خورندگی در منابع آب زیرزمینی نواحی جنوب و جنوب غربی شهر سیرجان

سیمین شجاعی باغینی[۱]، رضا جهانشاهی[۲*]، سپیده مالی[۳]

چکیده

این پژوهش به بررسی گسترش آلودگی عناصر نادر، یونهای جزئی نیتریت، نیترات، آمونیوم و پتانسیل خورندگی در منابع آب زیرزمینی در مناطق جنوب و جنوب غربی شهر سیرجان در استان کرمان می پردازد. بدین منظور در مردادماه ۱۳۹۵ از آب زیرزمینی ۱۱۵ محل چاه کشاورزی، چاه مشاهده ای و قنات در مناطق شهر سیرجان، کفه نمک خیرآباد، چاه‌دراز، ناحیه‌ی معدن گل‌گهر، قطاربنه-عین‌البقر و کفه مرگ، نمونه برداری جهت آنالیز نیترات، نیتریت، آمونیوم و برخی از عناصر نادر انجام شده است. میانگین غلظت عناصر و یون‌های جزئی به ترتیب از بیشتر به کمتر عبارت است از: $NO_3 > B > NH_4 > As > Mn > Ba > Cr > NO_2 > Cu > Pb > Cd$. غلظت این عناصر و یون ها عمدتاً در آب‌زیرزمینی نواحی چاه‌دراز وکفه مرگ، از حدمجاز WHO بیشتر است. علاوه بر این غلظت عناصر Cd، B و As در تمام مناطق بالاتر از حد مجاز است. کروم در منابع آب زیرزمینی تمام مناطق به‌جز منطقه‌ی شهر سیرجان، غلظتی بیش از حد مجاز WHO دارد. همچنین غلظت سرب در مناطق مربوط به کفه نمک خیرآباد و چاه‌دراز بالاتر از حد مجاز است و نشان‌دهنده آلودگی سرب در این نواحی می باشد. در حالیکه Cu، Ba، NO_2 و Sb در همه مناطق، غلظتی کم‌تر از حدمجاز WHO دارند. اندیس های آلودگی HPI، HEI و C_d نشان می دهد بیشترین خطر آلودگی مربوط به منطقه‌ی معدنی گل‌گهر، چاه‌دراز، نقاط KH1 و KH2 در کفه نمک خیرآباد و دو نقطه‌ی KM1 و KM7 در کفه مرگ است و سایر نقاط منطقه از سطح آلودگی پایینی برخوردار هستند. نهایتاً پراکندگی شاخص خورندگی لانژلیه در منابع آب زیرزمینی منطقه مورد مطالعه نشان داد پتانسیل خورندگی آب زیرزمینی در این ناحیه بالاست. بنابراین فرایند کنترل خورندگی آب، هنگام استفاده از آب زیرزمینی منطقه باید رعایت شود.

واژگان کلیدی: آلودگی آب زیرزمینی، شاخص های آلودگی، شاخص لانژلیه

[۱]- دانشجوی کارشناسی ارشد آب شناسی، دانشکده علوم، گروه زمین شناسی، دانشگاه سیستان و بلوچستان shojaee17@yahoo.com

[۲]- استادیار، گروه زمین شناسی، دانشکده علوم، دانشگاه دانشگاه سیستان و بلوچستان(نویسنده مسئول) jahanshahireza@science.usb.ac.ir

[۳]- دانشجوی دکتری آب شناسی، گروه آب شناسی و زمین شناسی زیست محیطی، دانشگاه صنعتی شاهرود sepidehmali@shahroodut.ac.ir

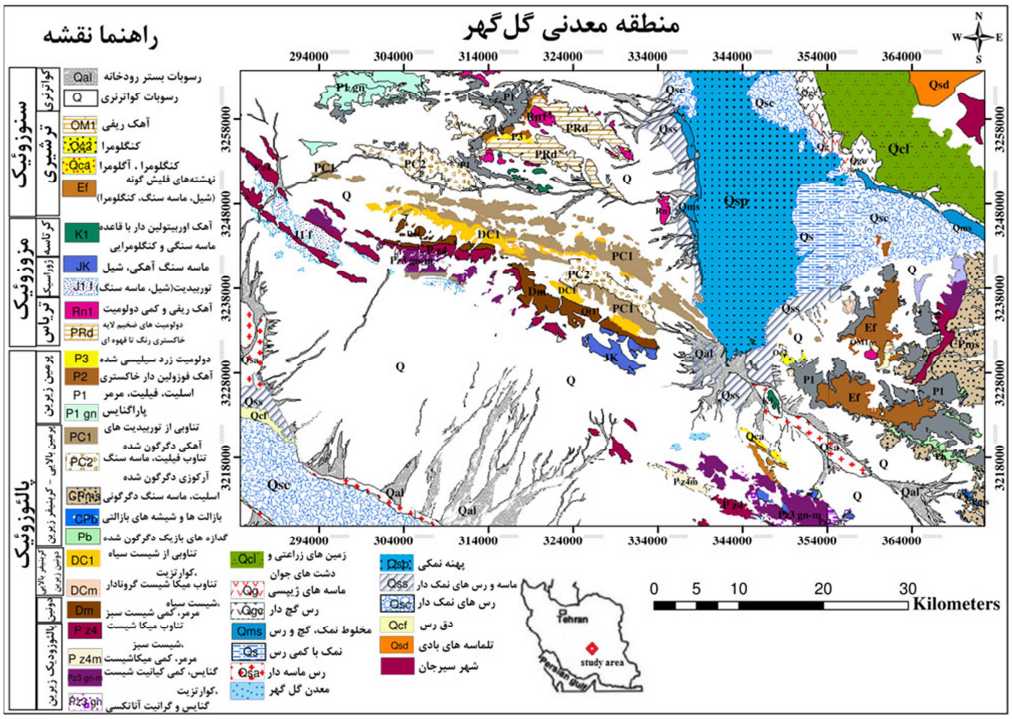
مقدمه

فلزات سنگین در پوسته زمین یافت می‌شوند و می‌توانند در آب‌های زیرزمینی توسط فرآیندهای موجود در خاک، انحلال یابند. به‌طورکلی فلزات سنگین دارای دو منشأ اصلی می‌باشند؛ ۱) منشأ طبیعی که در اثر هوازدگی سنگ وارد محیط زیست می‌شوند و ۲) منشأ انسانی که در اثر فعالیت‌های صنعتی، معدنکاری، عبور و مرور وسایل نقلیه و دیگر فعالیت‌های انسانی وارد طبیعت می‌شوند (Kribek et al., 2010). آلودگی محیط‌های طبیعی توسط فلزات سنگین یک مسئله جهانی است؛ به‌دلیل اینکه فلزات ماندگار هستند و هنگامی‌که از غلظت مجازشان تجاوز می‌کنند، تأثیرات سمی بر روی ارگانیسم‌های زنده می‌گذارند (Chakraborty, 2009). فعالیت‌های معدنی روی سیستم‌های آب‌های طبیعی اثر شدیدی دارد و تأثیرات آنها ممکن است تنها بعد از معدنکاری آشکار شود. اثرات شدید معدن‌کاری فلزی به روش‌های معدن‌کاری، فرآوری سنگ معدن، نوع سنگ معدن، فلزات استخراج‌شده، تلاش برای کنترل‌کردن آلودگی و فاکتورهای محیطی وابسته است (Zabowski, 2001). فلزات سنگین باتوجه به سمیت‌شان و تأثیر آنها بر روی زندگی موجودات زنده شناخته شده‌اند، به‌خصوص هنگامی‌که در فرم یونی در آب حل می‌شوند. بیشترین سمیت یک یون فلزی کمی بالاتر از حدمجاز آن است (Chaturvedi et al., 2018). آلودگی آب نه تنها بر کیفیت آب تأثیر می‌گذارد، بلکه سلامت انسان، توسعه اقتصادی و رفاه اجتماعی را هم تهدید می‌کند. شاخص‌های کیفیت آب یکی از مؤثرترین ابزارها برای انتقال اطلاعات در مورد کیفیت هر آب هستند (Singh and Kamal., 2017). در سال‌های اخیر توجه زیادی به ارزیابی آلودگی فلزات سنگین در آب‌های زیرزمینی و آب‌های سطحی با استفاده از اندیس آلودگی فلزات سنگین (HPI)، اندیس ارزیابی فلزات سنگین(HEI) و درجه آلودگی(C_d) شده است (Jahanshahi and Zare, 2015; Ahmadi et al., 2018). در کنار آلودگی منابع آب، خاصیت خورندگی آب زیرزمینی نیز یکی از معضلات آبهای مناطق معدنی است. خورندگی یک واکنش فیزیکی-شیمیایی متقابل بین فلز و محیط اطراف آن است؛ که معمولاً دارای طبیعت الکتروشیمیایی بوده و نتیجه‌ی آن تغییر در خواص فلزی می‌باشد. این پدیده نه تنها می‌تواند مقادیر جانبی مانند سرب، آرسنیک و غیره را به آب آشامیدنی وارد کند، بلکه ممکن است به مشکلات جدی سلامتی و کاهش طول عمر لوله‌ها و اتصالات نیز منجر شود (Gholizadeh et al., 2017). یکی از مشکلات مهم ناشی از آب‌های زیرزمینی در صنعت خوردگی سازه‌های فلزی است. به عنوان مثال، هنگامی‌که آب‌های زیرزمینی آلوده شده برای کاربردهای زمین‌گرمایی استفاده می‌شوند، سبب می‌شوند که سیستم‌های لوله‌کشی، مبدل‌های حرارتی و خطوط لوله کویل پوسیده شوند و باید آنها را تعمیر یا جایگزین کرد. به‌طورکلی بیشتر مسائل مربوط به خوردگی با آب‌های زیرزمینی با شوری کم همراه است، در حالی‌که مسائل پوسته پوسته شدن مربوط به آب‌های با شوری بالا است. آب‌های زیرزمینی سبب خوردگی خطوط انتقال و توزیع و تولید لایه‌های رسوبی بر روی سطوح و دیواره‌های سیستم‌های تبادل گرما می‌شوند. میزان خوردگی سازه‌های فلزی در تماس با هر محیط آبی بستگی به پارامترهای فیزیکی و شیمیایی آب مانند pH، قلیائیت، کل جامدات محلول، اکسیژن محلول، سختی، هدایت هیدرولیکی و درجه حرارت دارد (Sarada Kalyani et al., 2017). شاخص‌های مختلفی برای پیش‌بینی پتانسیل خورندگی و رسوب‌گذاری آب‌ها ارائه شده است؛ که شاخص اشباع لانژلیه (LSI) و شاخص پایداری رایزنر (RI) از پرکاربردترین این شاخص‌ها هستند.

منابع آب زیرزمینی محدوده‌ی معدنی گل‌گهر سیرجان، استان کرمان از کیفیت بسیار پایینی برخوردار هستند؛ بطوریکه هدایت الکتریکی برخی از چاه‌های پمپاژ به نزدیک صدهزار میکروزمینس بر سانتی‌متر رسیده است (شجاعی Jahanshahi and Zare, 2017؛۱۳۹۶). وجود کفه‌های نمکی خیرآباد و مرگ در کنار فعالیت‌های کشاورزی و معدنکاری می‌تواند بر کیفیت آب زیرزمینی منطقه اثر گذار باشند. به لحاظ اینکه آب زیرزمینی این ناحیه جهت مصارف مختلف معدنی، صنعتی، آبیاری و آشامیدن حیوانات اهلی مورداستفاده قرار می‌گیرند؛ پژوهش در مورد آلودگی عناصر نادر و پتانسیل خورندگی منابع آب زیرزمینی منطقه، لازم و ضروری است.

منطقه مورد مطالعه

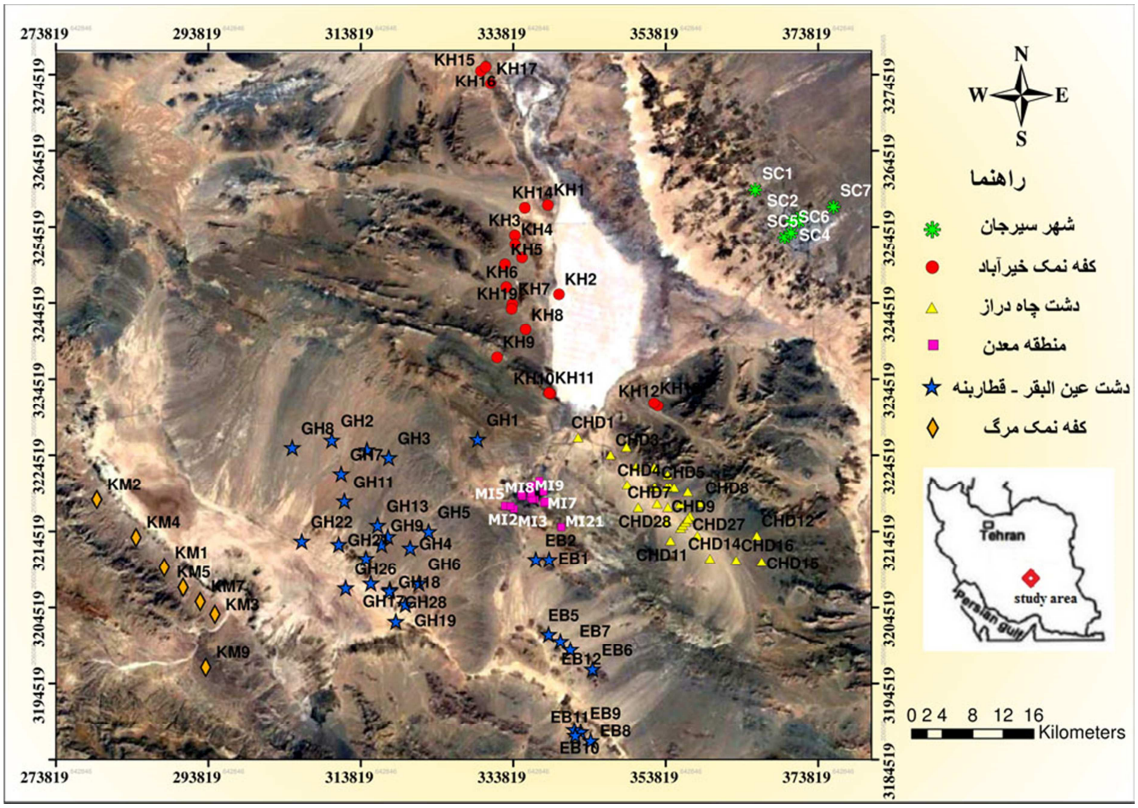
منطقه‌ی گل‌گهر در جنوب غرب شهر سیرجان در استان کرمان، حدوداً بین عرض‌های ۲۹° و ۲۰' ۲۹° شمالی و طول‌های ۱۲' ۵۵° و ۴۰' ۵۵° شرقی واقع شده است. آب و هوای این منطقه نیمه خشک می‌باشد. متوسط بارندگی سالانه در این منطقه ۱۷۲ میلی‌متر و بیشتر در فصل زمستان می‌باشد. از لحاظ زمین‌شناسی این ناحیه در لبه شمال شرقی پهنه سنندج-سیرجان و لبه فروافتادگی نمک‌زار کفه خیر آباد که خود در حدفاصل پهنه سنندج-سیرجان و کمربند آتشفشانی ارومیه-دختر به وجود آمده، قرار گرفته است. مگنتیت کانی اصلی سنگ آهن گل‌گهر است. هماتیت کانی ثانویه سنگ آهن بوده و در زون اکسیدان متمرکز شده است و مقدار آن خیلی کمتر از مگنتیت است. گوتیت، مارتیت و لیمونیت ازکانیهای فرعی اکسیدی بوده و پیریت، کالکوپیریت و پیروتیت از کانیهای سولفیدی هستند و کانی‌های غیرفلزی شامل کوارتز، فلدسپات و بیوتیت و به میزان کمتر اسفن، زیرکن، تورمالین، اپیدوت، کلریت و آپاتیت وجود دارد (شکل ۱). مطالعات هیدروژئولوژیکی نشان می‌دهد که دو آبخوان در منطقه وجود دارد، آبخوان بالایی یک آبخوان آبرفتی است که در بالای یک آبخوان سنگ سخت (دگرگونی) قرار گرفته است. کیفیت منابع آب زیرزمینی در مناطق مختلف متفاوت است و هدایت الکتریکی آب در این منطقه نزدیک به ۳۵۰ تا ۷۰۰۰۰ میکروزمینس بر سانتی‌متر متغیر می‌باشد (Jahanshahi and Zare, 2017).



شکل ۱: نقشه زمین‌شناسی رقومی شده منطقه معدنی گل‌گهر سیرجان در محیط GIS *(ترسیم‌شده براساس نقشه‌ی ۱:۱۰۰۰۰۰ شیت‌های گل‌گهر، سیرجان و قطروئیه سازمان زمین‌شناسی کشور)*

نمونه برداری

به منظور اندازه‌گیری مقادیر یون‌های اصلی و عناصر نادر در آب‌زیرزمینی منطقه معدنی گل‌گهر سیرجان در تابستان سال ۱۳۹۵ از آب زیرزمینی ۱۱۵ محل چاه کشاورزی، چاه مشاهده‌ای و قنات در مناطق شهر سیرجان، کفه نمک خیرآباد، چاه‌دراز، ناحیه‌ی معدن گل‌گهر، قطاربنه-عین‌البقر و کفه مرگ نمونه‌برداری انجام شده است با توجه به حوضه‌های آبریز و زمین‌شناسی، محل‌های نمونه‌برداری به ۶ گروه شامل منابع آب زیرزمینی شهر سیرجان (SC)، کفه خیرآباد (KH)، دشت چاه دراز (CHD)، منطقه‌ی معدنی (MI)، عین‌البقر و قطاربنه (EB and GH) و کفه مرگ (KM) تقسیم شده‌اند (شکل۲). در این پژوهش سعی شد نقاط نمونه‌برداری، کلیه محل های استخراج و پایش آب زیرزمینی منطقه را پوشش دهد. بنابراین پراکندگی نمونه‌ها سیستماتیک نبوده و تابع توزیع محل منابع آب زیرزمینی می‌باشد. ظروف نمونه‌برداری ۳۰۰ میلی لیتر پلی اتیلن، از آب زیرزمینی تخلیه شده از چاه‌های کشاورزی و قنات و همچنین بوسیله نمونه‌گیر تدریجی از محل چاه های مشاهده‌ای، پر شدند. نمونه های آب قبل از تخلیه در ظروف نمونه‌برداری، با استفاده از فیلترهای ۰/۴۵ میکرومتر سرسرنگی فیلتر شده و جهت تثبیت فلزات سنگین، به هر ظرف نمونه، ۰/۵ میلی لیتر اسید نیتریک با درجه خلوص ٪ ۶۵ اضافه گردید. نمونه‌های آب تا انتقال به آزمایشگاه، در محیط خنک با درجه حرارت ۴ درجه سانتیگراد نگه‌داری و سپس یون‌های اصلی و عناصر نمونه‌های آب از طریق روش‌های تیتراسیون و دستگاه ICP و ICP-MS اندازه‌گیری شدند.



شکل ۲: موقعیت محل‌های نمونه‌برداری فلزات سنگین در آب‌زیرزمینی منطقه مورد مطالعه

داده‌ها و روش‌ها

به منظور ارزیابی وسعت آلودگی عناصر نادر به‌ویژه در منابع آب‌زیرزمینی منطقه مورد مطالعه چندین شاخص معرفی شده است؛ که از جمله می‌توان به شاخص آلودگی فلزات سنگین Heavy metal pollution index(HPI) ، شاخص ارزیابی فلزات سنگین Heavy metal index (HEI) و درجه آلودگی Degree of contamination (C_d)اشاره کرد.

شاخص ارزیابی فلزات سنگین (HEI)

با محاسبه شاخص ارزیابی فلزات سنگین (HEI)، می‌توان نسبت به رتبه‌بندی کلی کیفیت آب براساس آلودگی فلزات سنگین و درک بهتر از شرایط کیفی آب اقدام کرد (Caerio, 2005). شاخص ارزیابی فلزات سنگین با معادله (۱) محاسبه می‌شود:

$$HEI = \sum_{i=1}^{n} \frac{M_i}{S_i} \qquad (۱)$$

که درآن M_i و S_i به ترتیب مقدار غلظت اندازه‌گیری شده و حداکثر غلظت مجاز (MAC) پارامتر i ام هستند. با توجه به این شاخص اگر غلظت حتی یک عنصر خاص بالاتر از مقدار S_i مربوطه باشد (یعنی،۱ < MI)، آب نمی‌تواند

مورداستفاده‌ی آشامیدن قرار گیرد. بنابراین، مقدار ۱ برای MI آستانه هشداردهنده است (Jahanshahi and Zare, 2015). حتی درمورد جایی‌که MI کمتر از Si برای تمام پارامترها است (Hajizadeh, 2011). لذا در این تحقیق ۱ < HEI آستانه هشداردهنده و به‌عنوان ***معیار I*** در نظر گرفته شده است.

شاخص آلودگی فلزات سنگین (HPI)

شاخص آلودگی فلزات سنگین به‌عنوان میزان تأثیر فلزات سنگین انحلال یافته مختلف تعریف می‌شود. همچنین این شاخص یک تکنیک قوی برای ارزیابی کیفیت آب براساس غلظت فلزات سنگین است. با استفاده از این شاخص می‌توان اثر فلزات سنگین بر سلامت انسان تعیین کرد. فرمول محاسبه اندیس آلودگی فلزت سنگین به‌صورت رابطه(۲) می‌باشد:

$$HPI = \frac{\sum_{i=1}^{n} W_i Q_i}{\sum_{i=1}^{n} W_i} \quad (۲)$$

W_i ضریب وزنی فلز سنگین iام است؛ که از معکوس مقدار استاندارد فلز سنگین iام(S_i) به‌دست می‌آید. Q_i زیرشاخص برای پارامتر iام هر فلز سنگین از معادله (۳) محاسبه می‌شود (Mohan, 1996):

$$Q_i = \sum_{i=1}^{n} \frac{|M_i - I_i|}{S_i - I_i} \times 100 \quad (۳)$$

M_i مقدار فلز سنگین i مشاهده شده در نمونه

I_i مقدار ایده‌آل (حداکثر غلظت مطلوب) فلز سنگین i در نمونه

S_i مقدار استاندارد یا حداکثر غلظت مجاز برای فلز سنگین i می‌باشد؛ که با توجه به نوع کیفیت آب (شرب یا کشاورزی) به‌صورت کشوری و یا جهانی موجود است.

اگر مقداراین شاخص از ۱۰۰ بیشتر باشد (HPI > 100)، آلودگی آب به فلز سنگین بالاست، اگر برابر ۱۰۰ باشد (HPI = 100)، آلودگی فلز سنگین در آب در آستانه مخاطره است و اگر کمتر از ۱۰۰ باشد (HPI < 100)، آلودگی آب به فلزات سنگین کم درنظر گرفته می‌شود (Nasrabadi, 2015; Reza and Singh, 2010). مقدار HPI در این تحقیق به‌عنوان ***معیار II*** ذکرشده است.

درجه آلودگی (C_d)

از این اندیس برای تشخیص آلودگی آب به انواع عناصر مختلف اعم از فلزی یا غیرفلزی می‌توان استفاده کرد. با این شرط که حداکثر غلظت مجاز برای عنصر مورد نظر در آب مشخص باشد (Bhuiyan, 2010). اندیس درجه آلودگی از رابطه (۴) و (۵) محاسبه می‌شود:

$$C_d = \sum_{i=1}^{n} C_{fi} \quad (۴)$$

$$C_{fi} = \frac{M_i}{S_i} - 1 \quad (۵)$$

که در آن C_{fi}؛ M_i و S_i به ترتیب نشان‌دهنده عامل آلودگی، مقادیر اندازه‌گیری شده و حداکثر غلظت مجاز برای جزء i ام هستند. البته عناصری که مقادیر اندازه‌گیری شده آن‌ها کمتر از حداکثر غلظت مجاز هستند در نظر گرفته

نمی‌شوند. بر اساس این شاخص $C_d < 1$ درجه آلودگی پایین، $1 < C_d < 3$ درجه آلودگی متوسط و $C_d > 3$ درجه آلودگی بالا (Nasrabadi, 2015) در نظر گرفته می‌شود و به عنوان ***معیار III*** ارائه شده است. در جدول ۱ مقدار مجاز استاندارد و حداکثر مقدار مطلوب برخی از یون و عناصر نادر بر مبنای استاندارد بهداشت جهانی WHO جهت محاسبه سه شاخص آلودگی ارائه شده است. با توجه به روابط فوق، شاخص‌های آلودگی منابع آب منطقه مورد مطالعه محاسبه شدند.

جدول۱: غلظت‌های مجاز (مقدار مجاز استاندارد و حداکثر مقدار مطلوب) عناصر نادر بر حسب $\mu g\ L^{-1}$براساس استاندارد بهداشت جهانی (WHO, 2017)

	NO_3	As	Ba	B	Pb	Mn	Cu	Fe
مقدار مجاز استاندارد (S)	۵۰	۱۰	۱۰۰۰	۵۰۰۰	۵۰	۳۰۰	۱۰۰۰	۳۰۰
حداکثر مقدار مطلوب (I)	۱۰	-	-	-	-	۱۰۰	۵۰	۱۰۰

پتانسیل خورندگی آب زیرزمینی

در این تحقیق، بررسی پتانسیل خورندگی منابع آب زیرزمینی منطقه‌ی مورد مطالعه، بر مبنای محل قرارگیری، به ۴ گروه تقسیم‌بندی شده است؛ که شامل محدوده‌ی کفه نمک خیرآباد (KH)، دشت چاه‌دراز (CHD)، محدوده‌ی معدنی گل‌گهر (MI)، منطقه قطاربنه (GH) می‌باشد.

به منظور محاسبه شاخص‌های خوردگی غلظت‌های یون‌های کلسیم (Ca^{2+}) منیزیم (Mg^{2+})، کربنات (CO_3^{2-}) و بی‌کربنات (HCO_3^-) در نمونه‌های آب زیرزمینی منطقه مورد مطالعه در نظر گرفته شد. pH آب در حالت اشباع از کربنات کلسیم (pHs) از رابطه‌ی (۶) محاسبه گردید:

$$pHs= [(9.3+A+B)-(C+D)] \quad (۶)$$

که در آن

$$A = (Log[TDS]-1)/10 \quad (۷)$$

$$B = - 3.12 \times Log (^{o}C + 273) + 34.55 \quad (۸)$$

$$C = Log [TH] – 0.4 \quad (۹)$$

$$D = Log [TA] \quad (۱۰)$$

که در این روابط: کل جامدات محلول به میلی‌گرم بر لیتر، درجه حرارت برحسب درجه سانتی‌گراد (^{o}C)، سختی کل بر حسب کربنات کلسیم معادل بر حسب میلی‌گرم برلیتر و قلیاییت کل معادل کربنات کلسیم بر حسب میلی‌گرم بر لیتر است. شاخص لانژلیه و شاخص رایزنر با استفاده از pH واقعی آب و pHs توسط روابط (۱۱) و (۱۲) محاسبه شدند:

$$LSI = pH - pHs \quad (۱۱)$$

$$RI = 2pHs - pH \quad (۱۲)$$

اگر $pH > pHs$ باشد، $LSI > 0$ است؛ در این حالت آب از کربنات کلسیم اشباع خواهد بود و آب رسوب‌گذار محسوب می‌شود و برعکس اگر $LSI < 0$ باشد. آب خورنده است. اگر شاخص رایزنر کمتر از ۶/۵ باشد آب تمایل به رسوب‌گذاری دارد و برعکس اگر این شاخص از ۶/۵ بیشتر شود آب خورنده است (Rafferty, 2000).

نتایج و بحث

میانگین غلظت یونهای جزئی و عناصر نادر در آب‌زیرزمینی منطقه مورد مطالعه در جدول (۲) آورده شده است. میانگین غلظت یون‌ها و عناصر نادر به ترتیب از بیشتر به کمتر عبارت است از: $NO_3>B>NH_4>As>Mn>Ba>Cr>NO_2>Cu>Pb>Cd$. دربین مناطق مختلف، بطورکلی آب‌زیرزمینی مناطق چاه‌دراز وکفه مرگ، دارای غلظت یونها و عناصر بیش از حدمجاز WHO هستند. غلظت Cu، Ba، NO_2 و Sb در همه مناطق کم‌تر از حدمجاز WHO می‌باشد و آلودگی با این عناصر در کل منطقه وجود ندارد. غلظت Cr در تمام مناطق به‌جز منطقه‌ی شهر سیرجان از حدمجاز WHO بیشتر است. غلظت سرب در مناطق مربوط به کفه نمک خیرآباد و چاه‌دراز بالاتر از حد مجاز می‌باشد و نشان‌دهنده آلودگی سرب در این مناطق است. غلظت عناصر Cd، B و As در تمام مناطق بالاتر از حد مجاز است و بیانگر آلودگی تمام مناطق با این عناصر است.

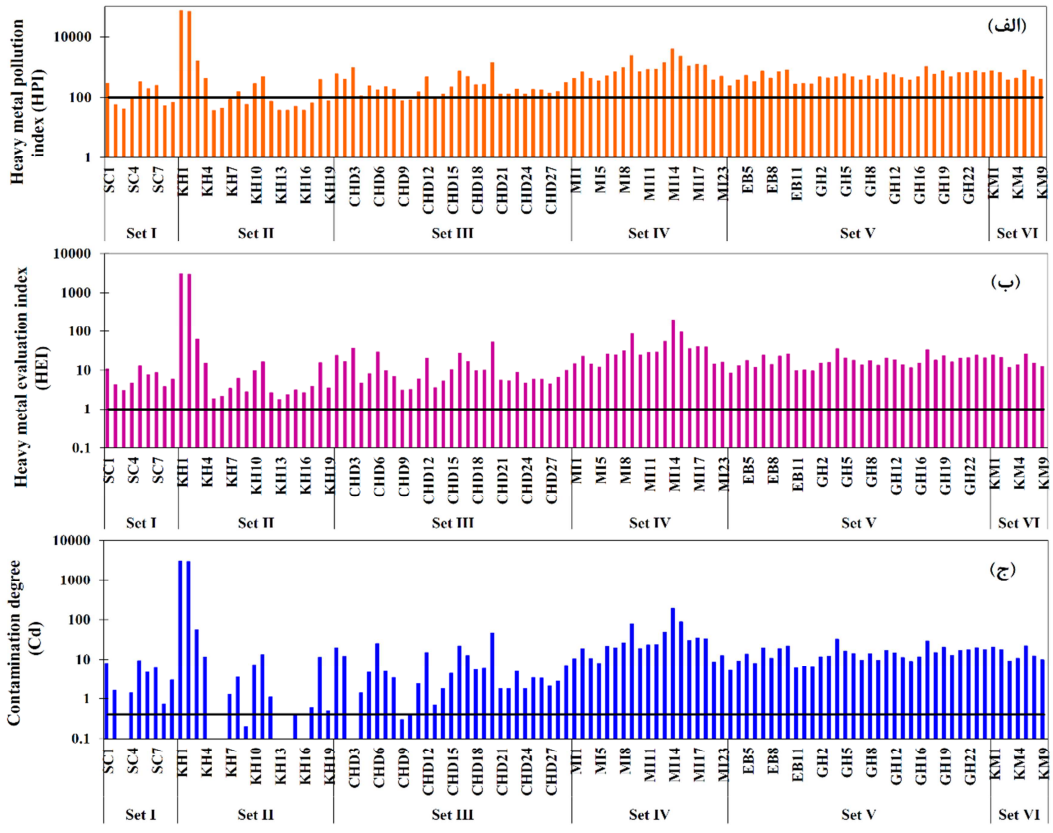
شاخص HPI دارای مقدار میانگین ۱۷۱۳/۹۷ و بین ۳۷/۳۹ تا ۷۲۷۵۳/۳۸ متغیر می‌باشد. همان‌گونه که در شکل۳(الف) مشاهده می‌شود. اکثر نمونه‌ها در بالای شاخص مقدار مجاز (HPI < 100 یا معیارI) برای آب آشامیدنی قرار گرفته‌اند.

شاخص HEI شامل مقدار میانگین ۷۰/۴۶ و حداقل و حداکثر آن به ترتیب ۱/۷۹ و ۳۰۳۷/۷۷ است. طبق شکل۳(ب) کل نمونه‌ها در بالای خط آستانه هشدار (HEI < 1 یا معیارII) قرار گرفته‌اند. براین اساس نمونه‌های آب زیرزمینی آلوده هستند.

مقدار میانگین درجه آلودگی (C_d) در آب‌زیرزمینی منطقه مورد مطالعه برابر ۶۶/۲۶ و حداقل و حداکثر این اندیس آلودگی در بازه‌ای از ۰ تا ۳۰۲۹/۲۲ قرار دارد. نمونه‌های MI4، KH2 و KH1، براساس معیارIII، بالاتر از ۳ هستند و درجه بالایی از آلودگی دارند. سایر نمونه‌ها کم‌تر از ۳ بوده و از درجه پایینی از آلودگی برخوردارند (شکل۳ ج).

جدول۲: متوسط غلظت عناصر نادر (µg/L)، نیترات، نیتریت و آمونیوم (mg/L) در نمونه‌های آب‌زیرزمینی مناطق ۶ گانه منطقه مورد مطالعه

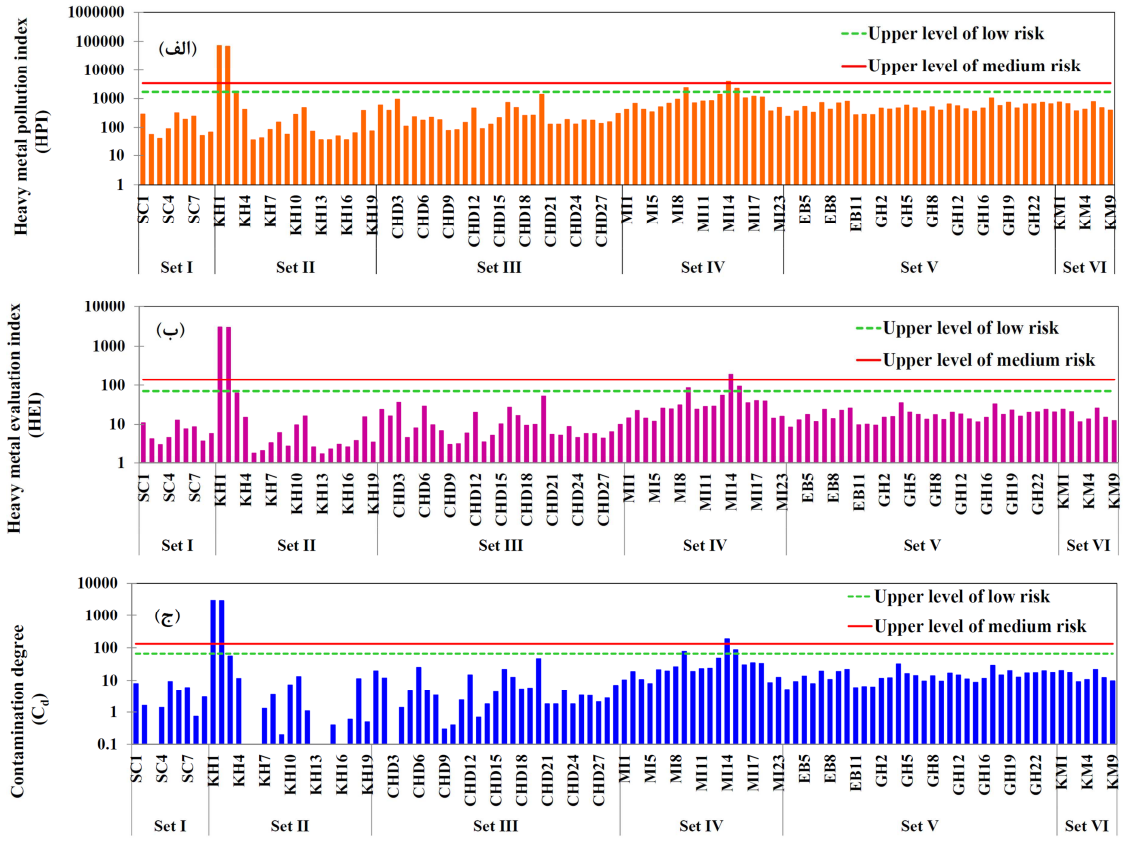
گروه نمونه	NO2	NO3	NH4	As	Sb	Ba	B	Cd	Pb	Mn	Cr	Cu
Set I (SC)	۳۳/۴	۳۲۱۴۲/۲	۵۷۵/۴	۹۲/۳۳	۱/۳	۴۴۴/۴	۱۹۳۳/۳	۱	۱	۱۶/۶۷	۳۹/۷۸	۱۱/۵
Set II (KH)	۷۳/۶	۳۳۹۴۶/۸	۹۷۶/۴	۵۳۴۹	۹/۲	۵۶۳/۲	۲۴۵۷/۹	۳/۴	۲۶۳	۳۸۲۰	۱۹۶۹	۹۷۶/۲
Set III (CHD)	۳۰۱/۵	۳۷۱۸۲/۴	۲۱۸۴	۲۳/۳	۱۲	۲۵۵/۵	۱۰۹۱/۴	۱۹/۱	۱۷/۲	۶۲۸/۷	۶۵/۷	۲۸/۴
Set IV (MI)	۱۰۵۹	۱۰۲۷۴۳/۲	۶۷۲۲/۵	۳۲۵/۳	۸/۹	۶۷۹/۵	۳۸۷۳/۷	۴۷/۱	۱۶/۶	۹۶۱/۲	۲۵۷/۲	۷۲/۸
Set V (EB and GH)	۱۰۴/۷	۴۰۷۶۷/۴	۷۷۷/۴	۱۰/۲	۵/۷	۴۴۷/۵	۱۶۸۷/۵	۷۸/۳	۱/۹	۳۶۶/۷	۷۶/۲	۱۵/۷
Set VI (KM)	۵۰/۶	۷۹۴۴۱/۴	۴۹۰/۹	۲۹/۷	۶	۱۵۲/۹	۱۲۲۸/۶	۱۰۳	۶/۴	۲۳/۳	۶۰/۱	۱۵/۳
میانگین	۲۷۶/۵	۵۴۳۷۰/۶	۱۹۵۴/۴	۹۷۱/۶	۷/۳	۴۲۳/۸	۲۰۴۵/۴	۴۲	۵۱	۹۶۹/۴	۴۱۱/۳	۱۸۶/۷



شکل۳: اندیس‌های آلودگی فلزات سنگین (HEI، HPIو Cd)

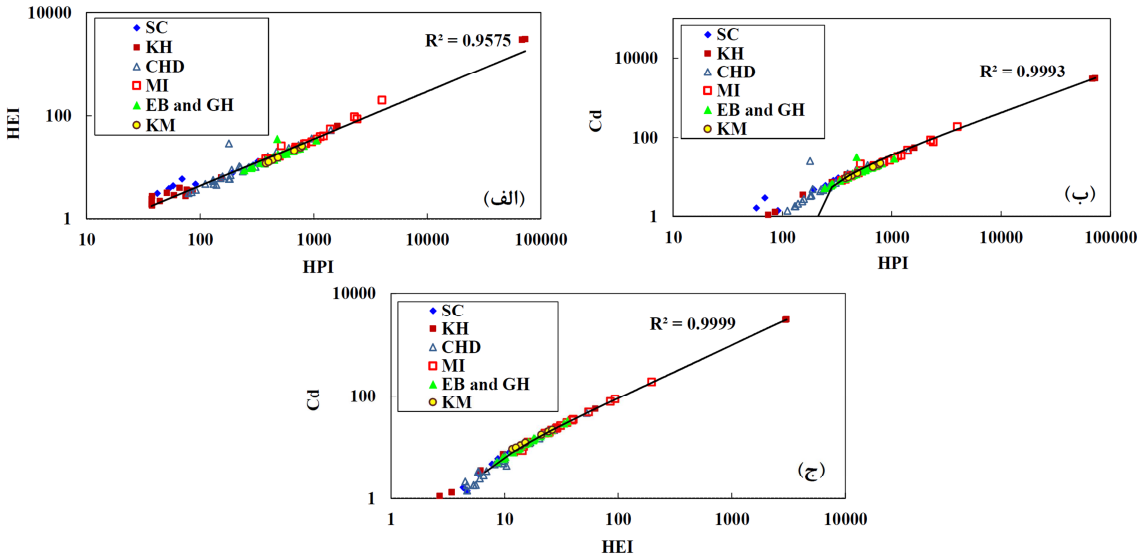
بر اساس معیار IV، در شکل۴، نمونه‌های دارای شاخص HPI کم‌تر از ۱۷۱۳/۹۷ در سطح کم خطر، بین ۳۴۲۷/۹۵ – ۱۷۱۳/۹۷ سطح خطر متوسط و بیشتر از ۳۴۲۷/۹۵ در سطح خطر بالا دسته‌بندی شده‌اند. برمبنای شاخص HEI،

نمونه‌های کمتر از ۷۰/۴۶ دارای سطح کم خطر، بین ۱۴۰/۹۳ – ۷۰/۴۶ سطح خطر متوسط و بالاتر از ۱۴۰/۹۳ در سطح خطر بالا طبقه‌بندی می‌شوند. شاخص آلودگی (C_d) در سطح کم خطر دارای مقدار کمتر از ۶۶/۲۶، در سطح خطر متوسط دارای مقداری بین ۱۳۲/۵۲ – ۶۶/۲۶ و در سطح خطر بالا دارای مقدار بیشتر از ۱۳۲/۵۲ قرار گرفته است.

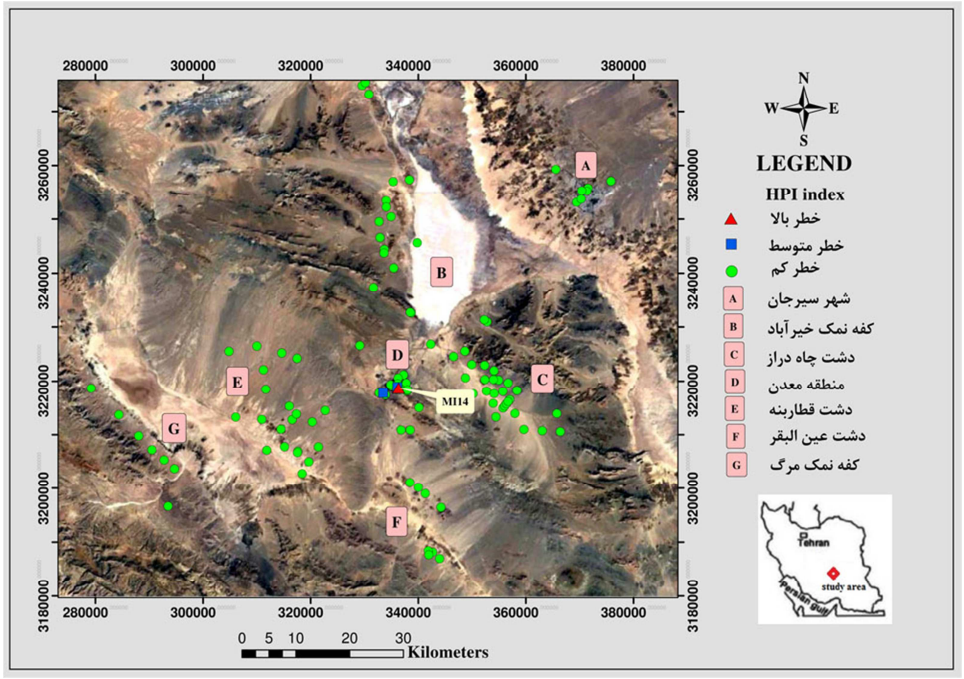


شکل ۴: نمودارهای اندیس‌های ارزیابی آلودگی در نمونه‌های آب زیرزمینی در سطح خطر کم، متوسط و زیاد

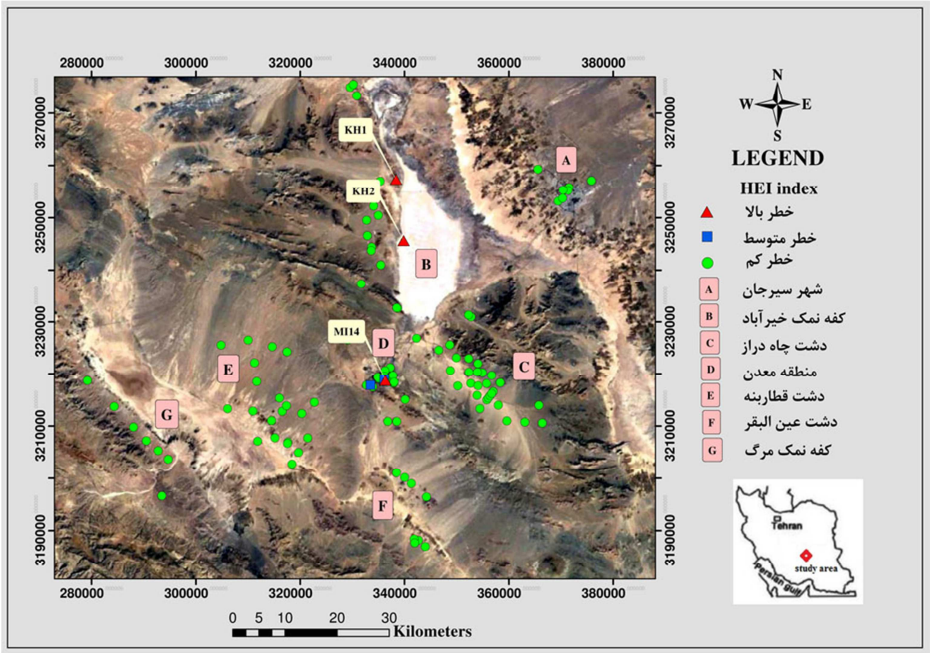
نمودارهای شاخص‌های مختلف در برابر هم ترسیم شده است (شکل ۵). همبستگی بین شاخص‌ها مثبت و بالاست، لذا استفاده از هر شاخص جهت طبقه‌بندی آلودگی نمونه‌های آب‌زیرزمینی منطقه مورد مطالعه، مناسب می‌باشند. براساس نمودار و نقشه‌های پراکندگی اندیس‌های آلودگی (شکل۶، ۷ و ۸) نقاط با خطر آلودگی بالا مربوط به نقطه‌ی MI14 منطقه‌ی معدن گل‌گهر و نقاط KH1 و KH2 در کفه نمک خیرآباد می‌باشد.



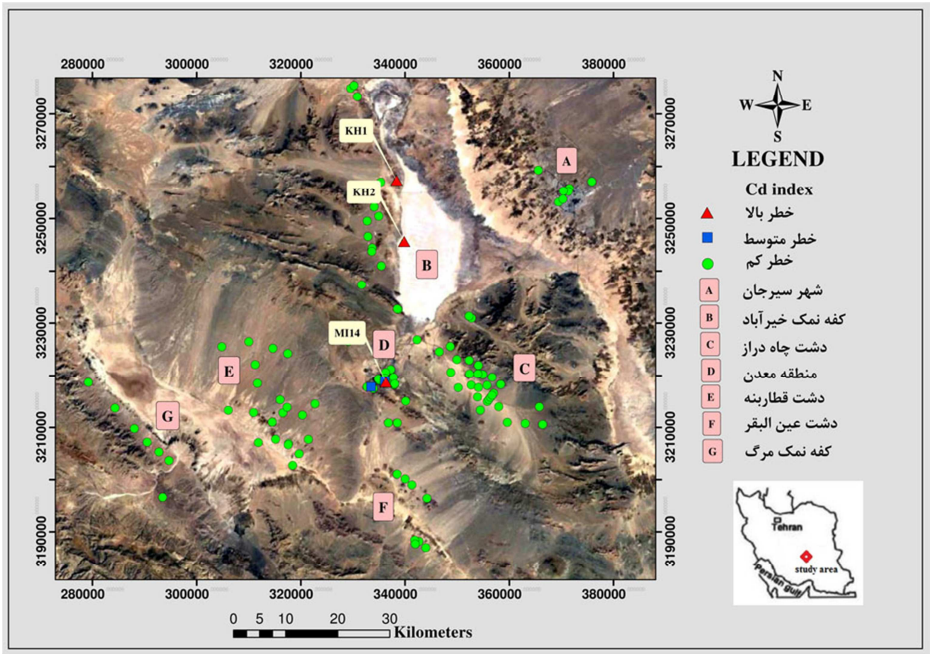
شکل۵: نمودار HEI، HPI و C_d در مقابل یکدیگر و همبستگی بین آن‌ها



شکل۶: میزان اندیس HPI در آب زیرزمینی منطقه مورد مطالعه

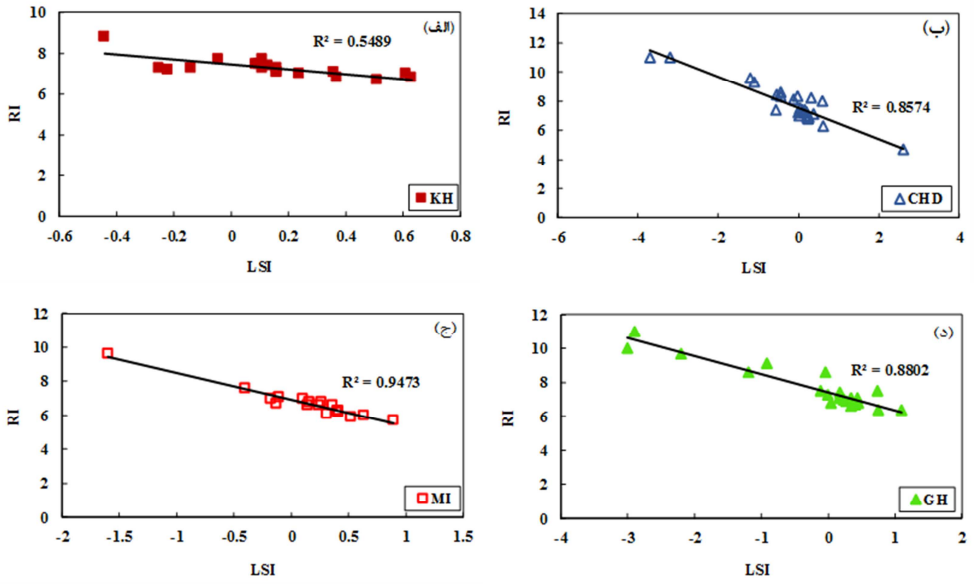


شکل۷: میزان اندیس HEI در آب زیرزمینی منطقه مورد مطالعه



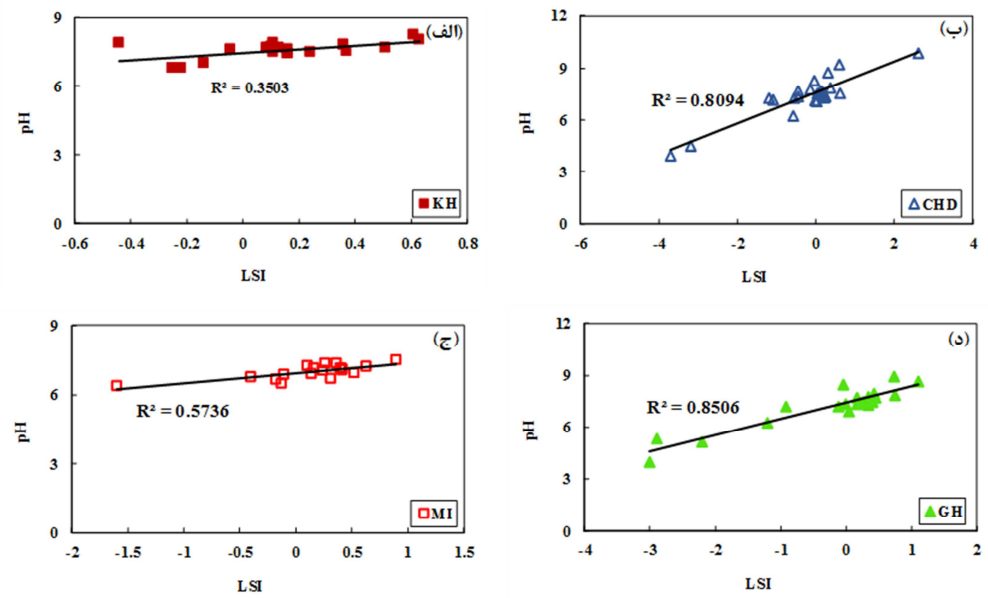
شکل۸: میزان اندیس C_d در آب زیرزمینی منطقه مورد مطالعه

رابطه بین شاخص لانژلیه و شاخص رایزنر منابع آب‌زیرزمینی مناطق مختلف منطقه مورد مطالعه در شکل ۹ نشان می‌دهد در تمام مناطق شاخص لانژلیه نسبت به شاخص رایزنر نسبت معکوس دارد؛ آبی که خاصیت رسوب‌گذاری داشته باشد؛ دیگر تمایلی به خورندگی ندارد. باتوجه به رابطه نظری بین این دو شاخص (رابطه ۱۱) که منوط به داشتن pH آب منطقه است؛ بایستی این دو به‌طور معکوس، از نظر تئوری، با شیب ۲- و عرض از مبدأ برابر pH آب به هم مربوط باشند. عرض از مبدأ معادله، میل به میانگین pH آب سفره و شیب خط، میل به ۲- دارد. باتوجه به این می‌توان شاخص لانژلیه و رایزنر را در آبخوان برآورد کرد.

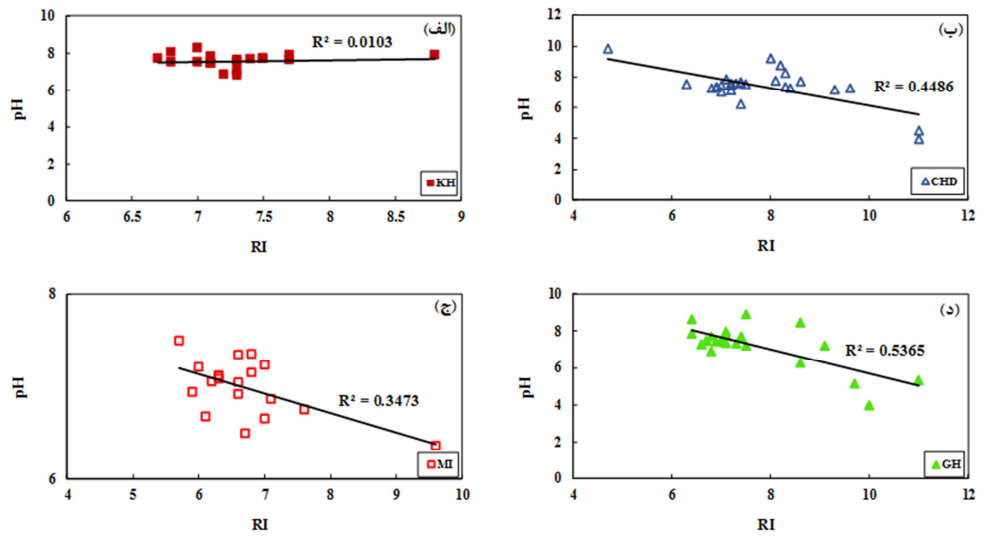


شکل ۹: رابطه بین شاخص لانژلیه و شاخص رایزنر در آب‌زیرزمینی منطقه مورد مطالعه

اشکال ۱۰ و ۱۱ به‌ترتیب رابطه‌ی بین شاخص LSI و pH و شاخص RI و pH در آب زیرزمینی منطقه مورد مطالعه را نشان می‌دهد. هرچه pH آب زیرزمینی به سمت قلیایی می‌رود، شاخص لانژلیه افزایش می‌یابد و همبستگی مثبتی بین این دو پارامتر دیده می‌شود. در مناطق چاه دراز و قطاربنه همبستگی مثبت بالایی بین دو پارامتر pH و LSI برقرار است. در pH های بالاتر (بین ۷ تا ۹) شاخص لانژلیه افزایش یافته است؛ که می‌تواند بیانگر رسوب‌گذار بودن آب باشد؛ اما در pH های کم‌تر (بین ۳ تا ۷) شاخص لانژلیه مقادیر کمتر از صفر را نشان می‌دهد که بیانگر خورندگی منابع آب زیرزمینی در اکثر مناطق است.



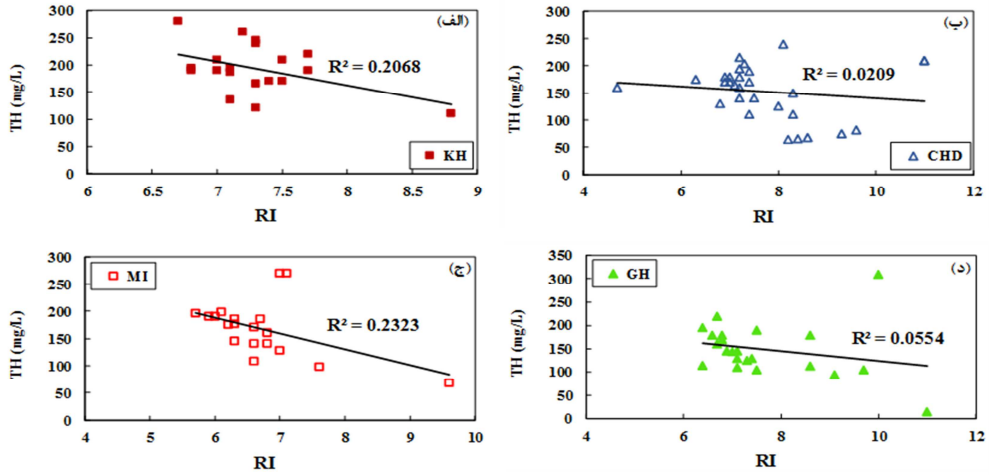
شکل ۱۰: رابطه بین شاخص لانژلیه و pH در آب زیرزمینی منطقه مورد مطالعه



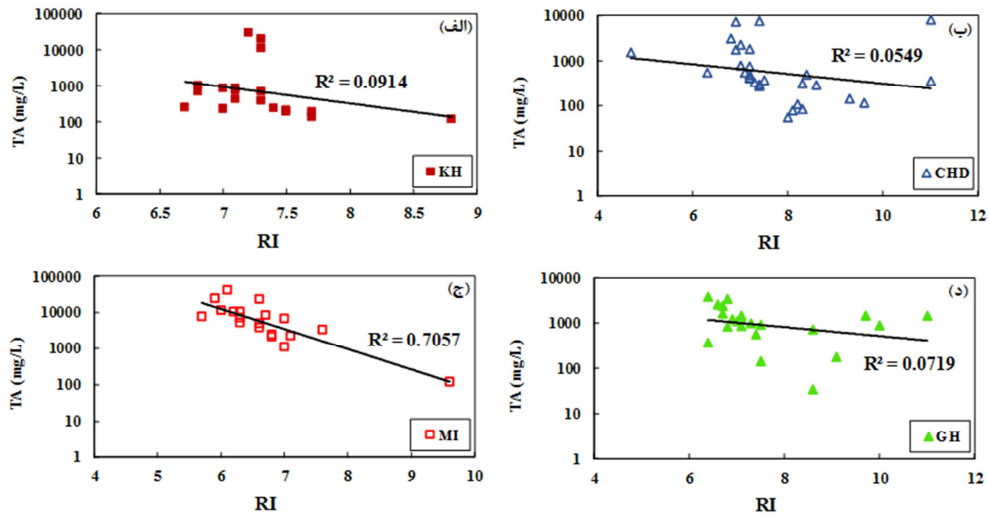
شکل ۱۱: رابطه بین شاخص رایزنر و pH در آب زیرزمینی منطقه مورد مطالعه

رابطه بین شاخص رایزنر با قلیاییت کل و سختی کل در آب زیرزمینی منطقه مورد مطالعه به ترتیب در اشکال ۱۲ و ۱۳ نشان داده شده است. همبستگی مثبت ولی بسیار ضعیف بین شاخص رایزنر و قلیاییت کل وجود دارد. در قلیاییت‌های بالا شاخص رایزنر افزایش یافته که نشان‌دهنده تمایل آب منطقه به خورندگی است. شاخص رایزنر با سختی کل نیز در تمام مناطق همبستگی مثبت و ضعیفی را نشان می‌دهد؛ به‌جز در منطقه معدن که همبستگی

مثبت و قوی دارد. در سختی کل بالا، شاخص رایزنر مقادیر بالایی را نشان می‌دهد که نشان‌دهنده خورندگی آب است و با کاهش سختی کل تمایل آب به سمت رسوب‌گذاری است.



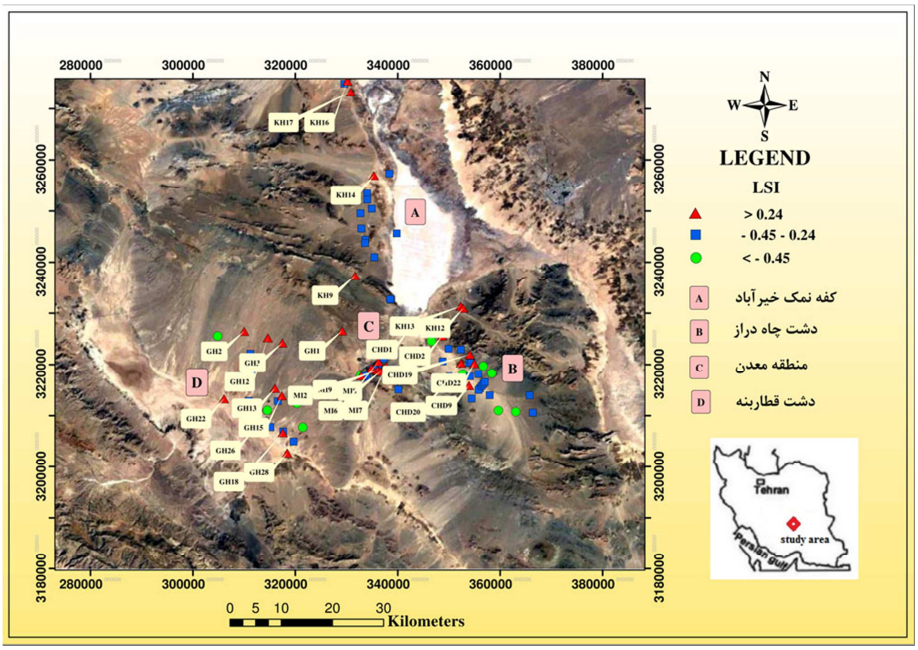
شکل۱۲: رابطه شاخص رایزنر با TH (قلیاییت کل) در آب زیرزمینی منطقه مورد مطالعه



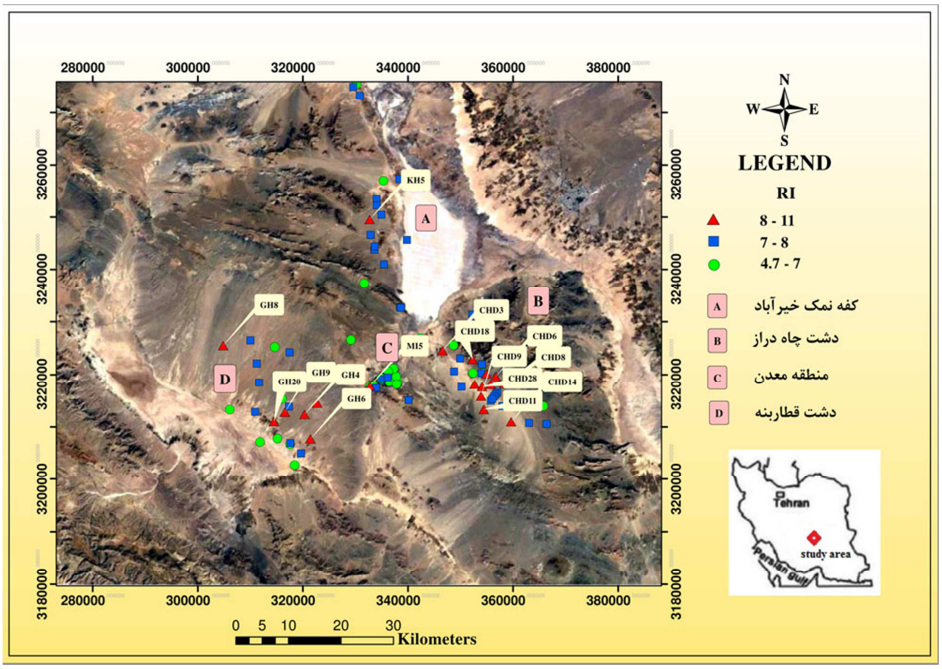
شکل۱۳: رابطه شاخص رایزنر با TA (سختی کل) در آب زیرزمینی منطقه مورد مطالعه

پراکندگی شاخص خورندگی لانژلیه در منابع آب زیرزمینی منطقه مورد مطالعه در شکل ۱۴ نشان می‌دهد که بیشترین و کمترین حد این شاخص به‌ترتیب ۳/۷ – و ۲/۶ است. نقاطی که دارای LSI > 0 هستند، آب از کربنات کلسیم اشباع بوده و رسوب‌گذار است و با مثلث‌های قرمز در تمام مناطق دیده می‌شود. سایر نقاط دارای LSI < 0 بوده و نشان‌دهنده خورندگی این منابع آب زیرزمینی می‌باشد. بیشترین و کمترین حد شاخص رایزنر در آب زیرزمینی منطقه مورد مطالعه به‌ترتیب ۴/۷ و ۱۱ می‌باشد؛ نقشه پراکندگی این شاخص در شکل ۱۴ نشان می‌دهد که نقاطی که شاخص رایزنر کمتر از ۶/۵ دارند آب تمایل به رسوب‌گذاری دارد و نقاط با شاخص بیشتر از ۶/۵

نشان‌دهنده خورندگی آب می‌باشد. همچنین بر اساس آنچه در شکل ۱۵ مشاهده می‌شود، اکثر نقاط منطقه مورد مطالعه شاخص بالاتر از ۶/۵ دارند و آب زیرزمینی منطقه خورنده است.



شکل۱۴: نقشه‌ی پراکندگی شاخص لانژلیه در منابع آب‌زیرزمینی منطقه مورد مطالعه



شکل۱۵: نقشه‌ی پراکندگی شاخص رایزنر در منابع آب‌زیرزمینی منطقه مورد مطالعه

نتیجه‌گیری

منابع آب زیرزمینی محدوده‌ی گل‌گهر کیفیت بسیار پایینی دارند و هدایت الکتریکی آب در این منطقه بین ۳۵۰ تا ۷۰۰۰۰ میکروزمینس بر سانتی‌متر متغیر است. وجود کفه‌های نمکی خیرآباد و مرگ در کنار فعالیت‌های کشاورزی و معدنکاری بر کیفیت آب زیرزمینی منطقه اثر گذاشته است. دربین مناطق مختلف منطقه مورد مطالعه، عناصر نادر در آب‌زیرزمینی مناطق چاه‌دراز وکفه مرگ، عمدتاً غلظتی بیش از حدمجاز WHO دارند. غلظت Cr در تمام مناطق به‌جز منطقه‌ی شهر سیرجان از حدمجاز WHO بیشتر است. در حالیکه غلظت سرب در مناطق مربوط به کفه نمک خیرآباد و چاه‌دراز بالاتر از حد مجاز می‌باشد و نشان‌دهنده آلودگی سرب در این مناطق است. همچنین غلظت عناصر Cd، B و As در تمام مناطق بالاتر از حد مجاز است و بیانگر آلودگی منطقه با این عناصر است. در این تحقیق شاخص‌های آلودگی HPI، HEI و Cd به عنوان ابزار مناسبی در ارزیابی آلودگی کل آبها نسبت به فلزات سنگین تشخیص داده شده است. مقادیر و پراکندگی شاخص های مذکور نشان می دهد نمونه‌های آب چاه‌ها و قنوات منطقه، نسبت به فلزات سنگین به‌طور بحرانی آلوده هستند. همچنین به دلیل استفاده از منابع آب منطقه در تأسیسات فعالیت‌های معدنی گل گهر، پتانسیل خورندگی آب زیرزمینی نیز بررسی شد و رابطه‌ی بین شاخص LSI و pH و شاخص RI و pH در آب زیرزمینی منطقه مورد مطالعه، نشان داد در pH های بین ۳ تا ۷ شاخص لانژلیه مقادیر کمتر از صفر را دارد و بیانگر خورندگی منابع آب زیرزمینی در اکثر مناطق است. علاوه بر این در pH های بالا نیز شاخص رایزنر افزایش پیدا کرده است و نشان‌دهنده تمایل آب به خورندگی می‌باشد. رابطه بین شاخص لانژلیه با قلیائیت کل و سختی کل در آب زیرزمینی منطقه مورد مطالعه نشان می‌دهدکه با افزایش سختی کل، شاخص لانژلیه به میزان کمی افزایش یافته است و بیانگر اشباع بودن آب از کربنات کلسیم و تمایل رسوب‌گذار بودن آب است. رابطه قلیاییت کل با شاخص لانژلیه نیز تا حدودی شبیه به سختی کل می‌باشد. مشابه با این تحقیق در مناطق مختلف ایران نیز بررسی پتانسیل خورندگی منابع آب زیرزمینی و آب آشامیدنی نیز انجام شده است. بعنوان مثال در آبخوان آبرفتی شهر تهران (حیدریان و همکاران ۱۳۹۶) از شمال به سمت جنوب محتوی کلراید آب زیرزمینی، کل جامدات محلول در آب بهمراه شاخص رایزنرو شاخص لانژلیه افزایش می یابد و پتانسیل آب زیرزمینی از خورندگی به رسوبگذاری تغییر می کند. در منطقه سیرجان نیز افزایش شوری آب زیرزمینی به سمت پیت معدن دیده می شود و لذا همانند آبخوان تهران، آب زیرزمینی این ناحیه نیز پتانسیل از حالت خورنده به حالت رسوبگذاری را داراست. همچنین در منطقه ای مانند بیرجند که شباهت آب و هوایی مشابهی با شهر سیرجان دارند نیز تحقیقی انجام شده است (اسپکی و همکاران ۱۳۹۴) که نشان می دهد خاصیت خورندگی در همه منابع آب آشامیدنی شهر وجود دارد اما میزان خورندگی در همه آنها یکسان نیست. در هر حال پژوهش انجام شده در منطقه سیرجان نشان می دهد برخی از منابع آب زیرزمینی منطقه پتانسیل خورندگی و برخی خاصیت رسوبگذاری بالایی دارند. لذا فرآیند کنترل خورندگی و رسوبگذاری در آب ورودی به کارخانجات باید رعایت شود. این فرایندها می تواند شامل اضافه کردن آهک و سودا به آب خام تصفیه نشده باشد که سبب می شود دانسیته جریان خوردگی و سرعت خوردگی کاهش یابد.

منابع

اسپکی، فاطمه؛ محمدنژاد، مجید؛ کریمی، اعظم. (۱۳۹۴). بررسی شاخص های خورندگی ورسوب گذاری منابع تأمین آب آشامیدنی شهربیرجند در سال (شهر بیرجند در سال ۱۳۹۳). اولین کنفرانس ملی علوم و مدیریت محیط زیست ایران، اردبیل.

حیدریان، محمدحسن؛ فاتح دیزجی، علیرضا؛ شاه حسینی، غلامعلی؛ یوسف پور، لیلا. (۱۳۹۶). بررسی تغییرات زمانی و مکانی پتانسیل خورندگی و رسوبگذاری آبخوان شهر تهران. چهارمین کنفرانس بین المللی برنامه ریزی و مدیریت محیط زیست. تهران.

شجاعی باغینی، سیمین. (۱۳۹۶). هیدروژئوشیمی و عناصر نادر در آب‌زیرزمینی منطقه معدنی گل‌گهر سیرجان. پایان نامه کارشناسی ارشد آب شناسی، دانشگاه سیستان و بلوچستان.

Ahmadi, S., Jahanshahi, R., Moeini, V., Mali, S., (2018), Assessment of hydrochemistry and heavy metals pollution in the groundwater of Ardestan mineral exploration area, Iran, Environmental Earth Sciences, Vol. 77, pp. 212.

Bhuiyan, M.A.H., Parvez, L., Islam, M.A., Dampare, S.B., Suzuki, S., (2010), Heavy metal pollution of coal mine-affected agricultural soils in the northern part of Bangladesh, J Hazard Mater, Vol. 173, No. 1-3, pp. 384-392.

Caerio, S., Costa, M.H., Ramos, T.B., Fernandes, F., Silveira, N., Coimbra, A, et al., (2005), Assessing heavy metal contamination in Sado Estuary sediment: An index analysis approach, Ecol Indic., Vol. 5, No. 2, pp. 155-69.

Chakraborty, R., Zaman, S., Mukhopadhyay, N., Banerjee, K., Mitra, A., (2009), Seasonal variation of Zn, Cu and Pb in the estuarine stretch of West Bengal, Indian J Mar Sci., Vol. 38, No. 1, pp. 104-109.

Chaturvedi, A., Bhattacharjee, S., Singh, A.K., Kumar, V., (2018), A new approach for indexing groundwater heavy metal pollution, Ecological Indicators, Vol. 87, pp. 323–331.

Gholizadeh, A., Mokhtari, M., Naimi, N., Shiravand, B., (2017), Assessment of corrosion and scaling potential in groundwater resources; a case study of Yazd-Ardakan Plain, Iran, Groundwater for Sustainable Development, Vol. 5, pp. 59-65.

Hajizadeh, N.H., Karami, G.H., Saadat, S., (2011), A study on chemical properties of groundwater and soil in ophiolitic rocks in Firuzabad, east of Shahrood, Iran: with emphasis to heavy metal contamination. Environ Monit Assess, Vol. 174, pp. 573–58.

Jahanshahi, R., Zare, M., (2017), Delineating the Origin of Groundwater in the Golgohar Mine Area of Iran Using Stable Isotopes of 2H and 18O and Hydrochemistry, Mine Water, and the Environment, Vol. 36, No. 4, pp. 550-563.

Jahanshahi, R., Zare, M., (2015) Assessment of heavy metals pollution in groundwater of Golgohar iron ore mine area, Iran, Environmental Earth Science, Vol. 74, pp. 505-520.

Kribek, B., Majer, V., Veselovsk, F., Nyambe, I., (2010), Discrimination of lithogenic and anthropogenic sources of metal and sulfur in soils of the central-northern part of the Zambian Copper belt. Mining District: a topsoil vs. subsurface soil concept. Journal of Geochemistry Explore, Vol. 104, pp. 69-86.

Mohan, SV. Nithila, P. Reddy, SJ., (1996). Estimation of heavy metal in drinking water and development of heavy metal pollution index, J Environ Sci Health, Vol. A31, No. 2, pp. 283-289.

Nasrabadi T., (2015) An Index Approach to Metallic Pollution in River Waters. Int J Environ Res., Vol, 9, No. 1, 385-394,

Prasad, B., Bose, J.M., (2001), Evaluation of the heavy metal pollution index for surface and spring water near a limestone mining area of the lower Himalayas. Environ Geol., Vol. 41, pp. 183–188.

Rafferty, R., (2000), ScaLSIng in geothermal heat pump systems. Geo-Heat Center Oregon Institute of Technology: pp. 11–15.

Reza, R., Singh, G., (2010), Heavy metal contamination and its indexing approach for river water. Int J Environ Sci-Tec; Vol. 7, No. 4, pp. 785-92.

Sarada Kalyani, D., Rajesh, V., Reddi, E.U.B., Chaitanya Kumar, K., Srinivasa Rao, S., (2017), Correlation between corrosion indices and corrosiveness of groundwater: a study with reference to selected areas of Krishna District, Andhra Pradesh, India, Environ Earth Sci., Vol. 76, pp. 568.

Singh, G., Kamal, R.K., (2017), Heavy metal contamination and its indexing approach for groundwater of Goa mining region, India, Applied Water Science, Vol. 7, No. 3, pp. 1479–1485

WHO, (2017), Guidelines for Drinking-water Quality, the fourth edition incorporating the first addendum.

Zabowski, D., Henry, C.L., Zheng, Z., Zhang, X., (2001), Mining impacts on trace metal content of water, soil, and stream sediments in the Hei river basin, China, Water Air Soil Pollution, Vol. 131, pp. 261–273.

Research Article

Evaluating the trace elements contamination and corrosive potential in the groundwater of south and southwest of Sirjan city, Iran

Simin Shojaei, Baghini[1], Reza Jahanshahi*[2], Sepideh Mali[3]

Received: 19-02-2018 Revised: 21-04-2018 Accepted: 11-06-2018

Abstract

This research investigates the contamination of trace elements, nitrate, nitrite, ammonium and corrosive potential in the groundwater of south and southwest of Sirjan city, Kerman province, Iran. Therefore, 115 groundwater samples were collected for Hydrochemical analysis from Sirjan city area, Kheirabad salt playa area, Chahderaz plain, Golegohar mining area, Ghatarbaneh-Eynolbaghar plains and Marg salt playa in July 2016. In descending order, the mean values of minor ions and trace elements are such as: NO3 > B > NH4 > As > Mn > Ba > Cr > NO2 > Cu > Pb > Cd. Generally, the concentration of elements and ions in the groundwater of Chahderaz plain and Marg salt playa is above the maximum admissible concentration (MAC) values for drinking water according to WHO. Also, Cd, B and As have concentration more than MAC in total groundwater samples. Chromium in all of the groundwater samples except in Sirjan city samples have concentrations more than maximum admissible concentration. Moreover, Pb in groundwater of Kheirabad salt playa and Chahderaz plain shows a groundwater contamination. While concentrations of Cu, Ba, NO2, and Sb in all of the area are less than MAC. The evaluation indices showed spots in a high-risk level observed in Golegohar mining area, Chahdereaz plain, KH1, and KH2 from Kheirabad playa and KM1 and KM7 from Marg playa area. Finally, according to Langelier Saturation Index (LSI), most of the groundwater samples are corrosive in this area. Therefore, in the processing plant, corrosive process control of groundwater should be accompanied.

Keywords: Groundwater contamination, Evaluation indices, Langelier corrosion index.

[1]- M.Sc student of hydrogeology, University of Sistan and Baluchestan, Iran.
[2]*- Assistant Professor in University of Sistan and Baluchestan, Iran. Email: jahanshahireza@science.usb.ac.ir
[3]- Ph.D student of hydrogeology, Shahrood University of Technology, Iran.

References

References (in Persian)

Espagi, F., Mohammad Nejhad, M., Karimi, A., (2015), Investigation of corrosive and deposition indices in water supply resources in Birjand city, The 1st Conference of Science and Environmental Management, Ardebil. [In Persian]

Heidarian, M.H., Fateh Dizaji, A., Shahhoseini, G. A., Yosefpour, L., (2017), The study of temporal and spatial variation of groundwater scaling and corrosion potential in Tehran aquifer, International Conference the 4th Environmental Planning & Management, Tehran. [In Persian]

Shojaei Baghini, S., (2018), Hydrogeochemistry and trace elements in the groundwater of Golgohar mining area, Sirjan, Iran, M.Sc Thesis, University of Sistan and Baluchestan, Zahedan, Iran. [In Persian]

References (in English)

Ahmadi, S., Jahanshahi, R., Moeini, V., Mali, S., (2018), Assessment of hydrochemistry and heavy metals pollution in the groundwater of Ardestan mineral exploration area, Iran, Environmental Earth Sciences, Vol. 77, pp. 212.

Bhuiyan, M.A.H., Parvez, L., Islam, M.A., Dampare, S.B., Suzuki, S., (2010), Heavy metal pollution of coal mine-affected agricultural soils in the northern part of Bangladesh, J Hazard Mater, Vol. 173, No. 1-3, pp. 384-392.

Caerio, S., Costa, M.H., Ramos, T.B., Fernandes, F., Silveira, N., Coimbra, A, et al., (2005), Assessing heavy metal contamination in Sado Estuary sediment: An index analysis approach, Ecol Indic., Vol. 5, No. 2, pp. 155-69.

Chakraborty, R., Zaman, S., Mukhopadhyay, N., Banerjee, K., Mitra, A., (2009), Seasonal variation of Zn, Cu and Pb in the estuarine stretch of West Bengal, Indian J Mar Sci., Vol. 38, No. 1, pp. 104-109.

Chaturvedi, A., Bhattacharjee, S., Singh, A.K., Kumar, V., (2018), A new approach for indexing groundwater heavy metal pollution, Ecological Indicators, Vol. 87, pp. 323–331.

Gholizadeh, A., Mokhtari, M., Naimi, N., Shiravand, B., (2017), Assessment of corrosion and scaling potential in groundwater resources; a case study of Yazd-Ardakan Plain, Iran, Groundwater for Sustainable Development, Vol. 5, 59-65.

Hajizadeh, N.H., Karami, G.H., Saadat, S., (2011), A study on chemical properties of groundwater and soil in ophiolitic rocks in Firuzabad, east of Shahrood, Iran: with emphasis to heavy metal contamination. Environ Monit Assess, Vol. 174, 573–58.

Jahanshahi, R., Zare, M., (2015) Assessment of heavy metals pollution in groundwater of Golgohar iron ore mine area, Iran, Environmental Earth Science, Vol. 74, pp. 505-520.

Jahanshahi, R., Zare, M., (2017), Delineating the Origin of Groundwater in the Golgohar Mine Area of Iran Using Stable Isotopes of 2H and 18O and Hydrochemistry, Mine Water, and the Environment, Vol. 36, No. 4, pp. 550-563.

Kribek, B., Majer, V., Veselovsk, F., Nyambe, I., (2010), Discrimination of lithogenic and anthropogenic sources of metal and sulfur in soils of the central-northern part of the Zambian Copper belt. Mining District: a topsoil vs. subsurface soil concept. Journal of Geochemistry Explore, Vol. 104, pp. 69-86.

Mohan, SV. Nithila, P. Reddy, SJ., (1996). Estimation of heavy metal in drinking water and development of heavy metal pollution index, J Environ Sci Health, Vol. A31, No. 2, pp. 283-289.

Nasrabadi T., (2015) An Index Approach to Metallic Pollution in River Waters. Int J Environ Res., Vol, 9, No. 1, 385-394.

Prasad, B., Bose, J.M., (2001), Evaluation of the heavy metal pollution index for surface and spring water near a limestone mining area of the lower Himalayas. Environ Geol., Vol. 41, pp. 183–188.

Rafferty, R., (2000), ScaLSIng in geothermal heat pump systems. Geo-Heat Center Oregon Institute of Technology: 11-15.

Reza, R., Singh, G., (2010), Heavy metal contamination and its indexing approach for river water. Int J Environ Sci-Tec; Vol. 7, No. 4, pp. 785-92.

Sarada Kalyani, D., Rajesh, V., Reddi, E.U.B., Chaitanya Kumar, K., Srinivasa Rao, S., (2017), Correlation between corrosion indices and corrosiveness of groundwater: a study with reference to selected areas of Krishna District, Andhra Pradesh, India, Environ Earth Sci., Vol. 76, pp. 568.

Singh, G., Kamal, R.K., (2017), Heavy metal contamination and its indexing approach for groundwater of Goa mining region, India, Applied Water Science, Vol. 7, No. 3, pp. 1479–1485

WHO, (2017), Guidelines for Drinking-water Quality, the fourth edition incorporating the first addendum.

Zabowski, D., Henry, C.L., Zheng, Z., Zhang, X., (2001), Mining impacts on trace metal content of water, soil, and stream sediments in the Hei river basin, China, Water Air Soil Pollution, Vol. 131, pp. 261–273.