

ارزیابی آلودگی و ریسک اکولوژیک فلزات سنگین در خاک‌های سطحی اطراف گرانتوئیدهای منطقه اهر - آذربایجان شرقی

راحله هاتفی^{۱*}، مرتضی خضری^۲، کمال خدایی^۳، علی اکبر شهسواری^۳، سروش مدبری^۴، فرهاد اسدیان^۱

۱- کارشناس ارشد، گروه زمین‌شناسی محیطی، پژوهشکده علوم پایه کاربردی

۲- کارشناس ارشد، کارشناس سازمان زمین‌شناسی و اکتشافات معدنی کشور

۳- استادیار گروه زمین‌شناسی محیطی، پژوهشکده علوم پایه کاربردی

۴- استادیار پژوهشی گروه زمین‌شناسی، دانشکده علوم، دانشگاه تهران

پذیرش مقاله: ۱۳۹۴/۹/۹

تأیید نهایی مقاله: ۱۳۹۴/۱۱/۱۰

چکیده

عناصر آرسنیک، سرب، جیوه، کادمیوم، آنتیموان، سلنیوم، مس، مولیبدن و روی جزء عناصر سمی و فلزات سنگین هستند که برای سلامت محیط زیست و انسان خطرناک می‌باشند. از طرف دیگر از دیدگاه ژئوشیمیایی جزو گروه عناصر کمیاب بوده و در نتیجه دارای پتانسیل بالایی برای تمرکز در سنگ‌های گرانتوئیدی هستند. مطالعه حاضر جهت بررسی پتانسیل سمیت تمرکز فلزات سمی As, Cd, Cu, Hg, Mo, Pb, Sb, Se و Zn، توزیع مکانی و درجه آلودگی آنها با استفاده از مقایسه با استاندارد EPA، شاخص زمین انباشت (Igeo)، ضریب غنی‌شدگی (EF)، درجه آلودگی (Cd)، شاخص بار آلودگی (PLI) و شاخص ریسک اکولوژیک (RI) انجام شد. بدین منظور نمونه‌های خاک از محدوده برداشت شد و به روش ICP-MS مورد تجزیه شیمیایی قرار گرفت. محاسبه شاخص زمین انباشت نشان داد که ۵۰٪ از ایستگاه‌ها آلودگی متوسط تا خیلی بالا دارند. فاکتور پتانسیل ریسک اکولوژیک فلزات مورد نظر به صورت $Zn > Cu > Hg > Pb > Cd > Mo > As$ (میانگین E_i عناصر) است. شاخص بار آلودگی در ۵۰٪ نمونه‌ها دارای کیفیت خوب و ۴۰٪ نمونه‌ها دارای کیفیت نامطلوب هستند. خاک سطحی در محدوده مطالعاتی بر مبنای ضریب آلودگی Cf، آلودگی کم از نظر Cd و Zn، آلودگی متوسط از جهت Cu, Mo, Pb و Sb، آلودگی زیاد برای As و آلودگی خیلی زیاد به سبب Se دارد و از نظر درجه آلودگی، آلودگی متوسط تا خیلی زیاد دارد که بیش از ۵۰٪ نمونه‌ها آلودگی قابل توجه نشان می‌دهند. بنابراین نتایج نشان می‌دهند که خاک سطحی متأثر از تشکیلات زمین‌شناسی به‌خصوص توده‌های نفوذی انزان، شیور و خان‌کندی و زون‌های دگرسانی ناشی از این توده‌ها می‌باشد که پتانسیل بالایی در ایجاد آلودگی در منابع آب، گیاهان و سرانجام زنجیره غذایی انسان دارد.

واژه‌های کلیدی: خاک سطحی، فلزات سنگین، فاکتورهای سمیت، اهر.

مقدمه

آلودگی محیط زیست توسط فلزات سنگین به دلیل پایداری فلزات در محیط و اثرات سمی اغلب آن‌ها بر ارگانسیم‌های زنده در صورت افزایش غلظت آن‌ها یک مشکل جهانی است (چاکرابورتی و همکاران، ۲۰۰۹). منابع آلاینده فلزی می‌توانند طبیعی شامل آتشفشان، فرسایش سنگ بستر، انتقال جوی و رهاسازی توسط گیاهان (پی‌کی و همکاران، ۲۰۰۴؛ کریشنا و همکاران، ۲۰۰۹) و بشرزاد مخصوصاً شامل معدن-کاری و فرآوری مواد معدنی (نریاگو و پاسینا، ۱۹۸۸؛ کریشنا و همکاران، ۲۰۰۹) باشند. مقادیر بالایی از عناصر شیمیایی از طریق انتقال به آب و خاک کشاورزی وارد گیاه و چرخه غذایی انسان می‌شوند (آکوتو و همکاران، ۲۰۰۸؛ رودریگوز مارتین و همکاران، ۲۰۱۳ a؛ برگر، ۲۰۰۸) و به سلامت و بهداشت جامعه انسانی و اکوسیستم‌ها از طریق شبکه غذایی صدمه می‌زنند (ریبیرو گوورا و همکاران، ۲۰۰۴؛ شهرام و همکاران، ۲۰۱۱؛ آریبر و همکاران، ۲۰۰۶) و تغییر در جوامع زیستی و تخریب کیفیت محیط زیست را سبب می‌شوند. مطالعات زیادی در خصوص تاثیر منشاهای طبیعی بر تمرکز عناصر در منابع خاک و آب انجام شده است که از جمله می‌توان به مطالعات سابدل و آکستامن، ۱۹۷۵؛ ورنه و همکاران، ۱۹۹۷؛ راپانت و همکاران، ۲۰۰۹؛ ایکم و همکاران، ۲۰۰۸؛ بارینگر و همکاران، ۲۰۰۳ و غیره اشاره کرد. ترکیبات آرسنیک سبب بروز سرطان، نارسایی در رشد جنین، آسیب‌دیدگی پوست و مشکلات دستگاه گردش خون، سرب سیستم اعصاب مرکزی را تحت تاثیر قرار داده و هم‌چنین سبب ایجاد کم‌خونی، عقب‌افتادگی فیزیکی و ذهنی و کاهش توانایی یادگیری در کودکان می‌شود، حیوه فاقد نقش زیست‌شناختی در بدن انسان است و در صورت وجود

سیستم اعصاب مرکزی را تحت تاثیر قرار می‌دهد و سبب بروز خستگی عمومی، درد مفاصل، روماتیسم، لک‌های پوستی، آسیب‌دیدگی کلیه و MS می‌شود، کادمیوم سبب بروز سرطان، نارسایی در رشد جنین و آسیب‌دیدگی کلیه می‌شود، آنتیموان بسیار سمی بوده و سبب تخریب کبد، افزایش کلسترول خون و کاهش قند خون می‌شود، سلینیوم در مقادیر اندک یک عنصر ضروری است و کمبود آن در بدن سبب از بین رفتن بافت کبد می‌شود ولی مقادیر بیش‌تر آن سمی بوده و سبب بروز سرطان، نارسایی در رشد جنین، ضایعات مو و ناخن، بی‌حسی پاها و انگشتان و مشکلات دستگاه گردش خون می‌شود، مس نیز در مقادیر اندک برای بدن ضروری بوده و اجزای اصلی آنزیم‌های اکسایشی-کاهشی و هموسیانین است که کمبود آن سبب بروز کم‌خونی و فرورفتگی در ستون فقرات می‌شود ولی در مقادیر بیش‌تر سمی بوده و سبب بروز مسمومیت مزمن مس، آسیب دیدگی کبد و کلیه و بیماری‌های ویلسون و بدلینگتون می‌شود. مولیبدن در مقادیر اندک برای بدن ضروری بوده و در عملکرد آنزیم‌ها نقش ایفا می‌کند. از طرف دیگر به‌نظر می‌رسد که این عنصر سمی بوده و سبب نارسایی در رشد جنین می‌شود (سلینوس، ۲۰۰۴؛ استاپفورد و گلدواتر، ۱۹۷۵). روی در مقادیر اندک برای بدن ضروری بوده و اجزای اصلی بسیاری از آنزیم‌ها را تشکیل می‌دهد. هم‌چنین در بلوغ جنسی و تولیدمثل نیز نقش ایفا می‌کند. کمبود آن سبب کاهش رشد و عقب‌ماندگی گنادها یا سلول‌های تولیدکننده گامت می‌شود. مقادیر بیش‌تر آن سمی بوده و سبب بروز اسهال و بیماری تب فلزی می‌شود (سلینوس، ۲۰۰۴؛ نصرآبادی و همکاران، ۲۰۰۸). در دهه‌های اخیر، شاخص‌های ارزیابی فلزی مختلفی برای بررسی کیفیت رسوب و خاک توسعه داده شده است. این

درجه آلودگی و ریسک اکولوژیک جهت تعیین آلودگی موجود و منشا احتمالی آلودگی است. برای نیل به این منظور، از ۶ اندیس برای ارزیابی آلودگی و ریسک اکولوژیکی ۹ عنصر (As, Cd, Cu, Hg, Mo, Pb, Se, Sb, Zn) و ضریب همبستگی و تحلیل مولفه‌های اصلی استفاده شد.

محدوده مطالعاتی

زون پلوتونیک ارسباران در شمال غرب ایران واقع شده و به صورت نواری با روند شمال غربی- جنوب شرقی، بخش‌هایی از استان‌های آذربایجان شرقی و اردبیل را پوشش می‌دهد که در آن طیف گسترده و گوناگونی از توده‌های نفوذی گرانیتوئیدی جایگزین شده‌اند. پراکندگی و گسترش زون‌های دگرسانی گرمابی و کانی‌زایی به تبعیت از توده‌های نفوذی گرانیتوئیدی و در پیرامون آن‌ها گسترش یافته و سبب تشکیل معادن و اندیس‌های کانی‌زایی چندی در این محدوده شده‌اند. همین امر سبب ایجاد آنومالی‌های ژئوشیمیایی عناصر مختلف شده و لزوم بررسی تاثیرات زیست‌محیطی آن‌ها را نیز مطرح ساخته است. در این مطالعه، شهرستان اهر به عنوان بزرگ‌ترین مرکز جمعیتی در محدوده زون ارسباران که از نظر کشاورزی و باغداری، دام‌پروری و منابع آب دارای اهمیت قابل توجهی است، از دیدگاه زیست‌محیطی مورد بررسی قرار گرفته است. این شهرستان در فاصله تقریبی ۸۰ کیلومتری شمال شرق تبریز قرار گرفته است (شکل ۱). از دیدگاه ژئومورفولوژی، این شهر در منطقه‌ای دره‌ای و فروافتاده واقع شده است که از سمت جنوب و جنوب شرق توسط کوه‌های قوشاداغ (۳۱۵۰ متر) و گچی‌قران یا بزکش (۲۶۱۳ متر) و از سمت شمال توسط کوه شیورداغ (۲۶۵۲ متر) احاطه شده است. رودخانه اهرچای از جنوب شهر گذشته و کل منطقه

شاخص‌ها به چهار نوع شامل شاخص غنی‌شدگی زمینه، شاخص‌های آلودگی، سمیت و ریسک اکولوژیک تقسیم می‌شوند (کایرو و همکاران، ۲۰۰۵). برای ارزیابی آلودگی فلزی، اندیس ضریب انباشت (Igeo)، فاکتور غنی‌شدگی و درجه آلودگی (C_d) با استفاده از مقدار کل فلزی محاسبه می‌شوند در حالی که فاکتور آلودگی (CF)، فاکتور آلودگی یک عنصر منفرد است (هاکانسون، ۱۹۸۰؛ کرزیستوف و همکاران، ۲۰۰۴). فاکتور غنی‌شدگی برای نشان دادن سطح نسبی تجمع در یک پروفیل خاک استفاده می‌شود که می‌تواند به مقدار زیادی تاثیر منفی بافت خاک بر نتایج ارزیابی را کاهش دهد (هاکانسون و جانسون، ۱۹۸۳). اندیس ریسک اکولوژیک که مبین فاکتور سمیت یک ماده است، مقدار عددی را برای ترکیب ریسک آلودگی با سیستم اکولوژیکی فراهم می‌کند (هاکانسون، ۱۹۸۰). EPA (۱۹۹۸) ارزیابی ریسک اکولوژیک را به عنوان فرایندی برای ارزیابی احتمال رویداد اثرات اکولوژیکی مضر به صورت نتیجه‌ای از در معرض محرک بودن تعریف کرد. هدف از ارزیابی ریسک اکولوژیک ارزیابی اثرات اکولوژیکی فعالیت‌های انسان برای حفاظت و مدیریت محیط زیست است (نندزا، ۲۰۰۲). امروزه بسیاری از ضرایب ریسک آلودگی توسعه داده شده برای آب و رسوب می‌توانند برای خاک‌ها، مواد آلی و سایر مواد محیطی استفاده شوند (تاپکوگلو، ۲۰۱۵). از طرف دیگر در حال حاضر تحلیل‌های آماری به عنوان یک ابزار قوی در پایش و تفسیر داده‌های محیطی (تنسر، ۱۹۹۳؛ ایناکس و همکاران، ۱۹۹۹) برای بررسی غلظت فلزات سنگین، تجمع و توزیع در خاک استفاده می‌شوند (شاکری و همکاران، ۲۰۰۹). هدف از این مطالعه، بررسی پتانسیل آلودگی فلزات سمی و الگوی توزیع در محدوده اهر، ارتباط و همبستگی بین فلزات و

تراس‌های رودخانه‌ای و دریاچه‌ای، رسوبات دامنه‌ای، نهشته‌های لغزشی و... بوده و ادامه فعالیت‌های آتشفشانی در این زمان که منجر به شکل‌گیری و گسترش سنگ‌های آتشفشانی بازیک و حدواسط، به‌ویژه در برگه ورزقان شده است، پوشیده شده‌اند. در الیگوسن، محدوده مورد بررسی خارج از حوضه رسوبی بوده و نبود رسوبات الیگوسن در آن مشهود است. پلوتونیسیم و فرآیندهای مرتبط با آن مانند دگرسانی، کانی‌زایی و... فرآیند غالب در زمان الیگوسن بوده است که تظاهرات آن به‌شکل توده‌های نفوذی و زون‌های دگرسانی و کانی‌زایی متعدد و پراکنده، در نقاط مختلف قابل مشاهده است. مهم‌ترین توده‌های نفوذی منطقه که عموماً دارای ترکیب گرانیتوئیدی هستند، عبارتند از توده نفوذی گرانیتی-گرانودیوریتی شیور در شمال اهر، توده نفوذی آلکالی‌گرانیتی تا هورنبلند بیوتیت گرانودیوریتی انزان در شرق و جنوب‌شرق اهر و توده نفوذی بیوتیت‌گرانیت تا گرانودیوریتی خان‌کندی در شرق اهر. پراکندگی واحدهای مختلف زمین‌شناسی و توده‌های نفوذی در شکل ۲ نمایش داده شده‌اند (مهدوی و همکاران، ۱۳۶۷؛ مهرپرتو و خان‌ناظر، ۱۳۷۸؛ مهرپرتو و همکاران، ۱۳۷۱).

شهر اهر در محدوده حوضه آبریز آن قرار می‌گیرد. آب و هوای اهر نسبتاً سرد و نیمه‌خشک است و میانگین بارش سالیانه آن ۳۱۰ میلی‌متر است (فرهنگ جغرافیایی ایران، ۱۳۷۶).

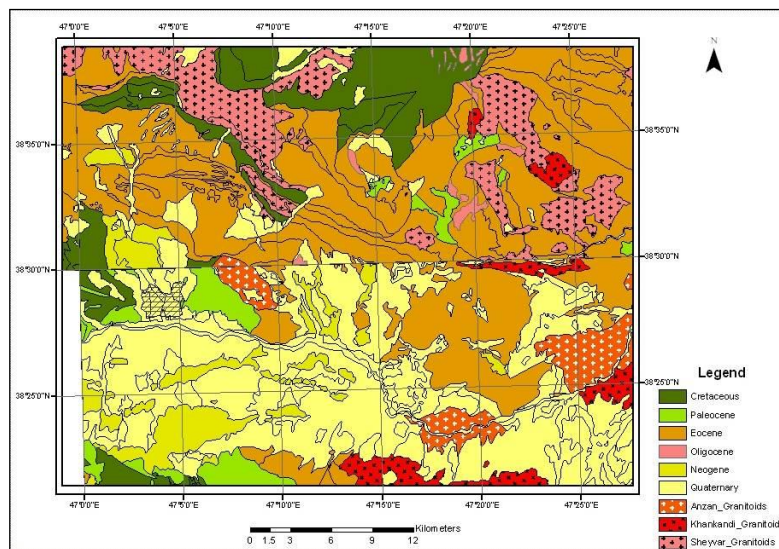
زمین‌شناسی: قدیمی‌ترین واحدهای سنگی در محدوده مورد بررسی شامل واحدهای رسوبی، آتشفشانی و رسوبی-آتشفشانی کرتاسه بالایی شامل سنگ‌های آذرآواری اسیدی همراه با شیل‌های سیلتی، الیوین‌بازالت و آندزیت پورفیری همراه با برش‌های آتشفشانی زیردریایی و توفیت، سنگ آهک، کنگلومرا، شیل و مارن است که توسط توالی‌های رسوبی-آتشفشانی و آتشفشانی پالئوسن که شامل گدازه‌های آندزیت پورفیری و تراکی‌آندزیتی و گاهی برش‌های آتشفشانی است و ائوسن شامل توالی‌های رسوبی از کنگلومراهای ضخیم‌لایه، ماسه‌سنگ نازک‌لایه و مارن و سنگ‌های آتشفشانی با ترکیب آندزیت بازالتی، آندزیتی، تراکی‌آندزیتی، لاتیتی، تراکیتی و داسیتی همراه با سنگ‌های آذرآواری مانند توف، توف‌برش و ایگنمبریت می‌باشد، رسوبات تخریبی میوسن و پلیوسن که بیشتر از نهشته‌های مارنی و کنگلومرایی تشکیل شده و در نهایت نهشته‌های کواترنری شامل رسوبات آبرفتی،



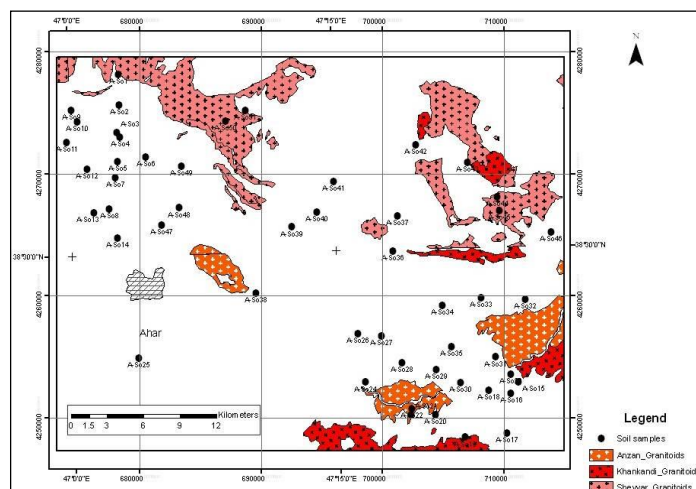
شکل ۱: موقعیت شهر اهر و محدوده مورد مطالعه در شمال غرب ایران.

متر برداشت شده که پس از برداشت کاملاً مخلوط و همگن شده و به عنوان یک نمونه واحد به وزن تقریبی یک کیلوگرم بسته‌بندی گردید. برای جلوگیری از تاثیر احتمالی آلودگی‌های سطحی از منشاء غیرزمین‌زاد، قشر ۵ تا ۱۰ سانتی‌متری سطحی خاک کنار زده شده و نمونه از عمق زیر ۱۰ سانتی‌متری برداشت شده است و برای تجزیه شیمیایی به روش ICP-MS به آزمایشگاه ALS Chemex کشور جمهوری چک ارسال گردید. موقعیت نقاط نمونه‌برداری در شکل ۳ ارائه شده است.

نمونه‌برداری و آنالیز: در خصوص انجام این پژوهش، با توجه به اهمیت و وزندهی به مناطق به لحاظ دگرسانی و آنومالی‌های ژئوشیمیایی از مطالعات قبلی، مسیرهای پیمایش جهت بررسی‌های صحرایی و نمونه‌برداری براساس قضاوت کارشناسی مشخص گردید و تعداد ۵۰ نمونه خاک برداشت شد. در هر ایستگاه نمونه‌برداری، از روش نمونه‌برداری و میانگین‌گیری از سطح استفاده شده است. در این روش، یک نمونه واحد از یک نقطه برداشت نمی‌شود، بلکه با شرط همگن و یکسان بودن سنگ بستر، نمونه به صورت مخلوط از رئوس و مرکز مربعی به ضلع ده



شکل ۲: توزیع و پراکندگی واحدهای مختلف زمین‌شناسی در محدوده مورد مطالعه.



شکل ۳: نقشه توزیع نقاط نمونه‌برداری نمونه‌های سنگ و خاک.

مرجع در تعیین ضریب غنی‌شدگی، عنصری است که منشا کاملاً زمین‌شناسی داشته باشد. در تحقیقات زیست‌محیطی معمولاً از Sc, Fe, Al, Zr, Ti به عنوان عناصر مرجع استفاده می‌شود (ابی، ۲۰۰۴؛ ابراهیم و پارکر، ۲۰۰۸؛ ژنگ، ۲۰۰۹) که در این مطالعه از Al به عنوان عنصر مرجع استفاده شده است. پنج گروه برای مقادیر مختلف EF معرفی شده است (یانگمین و همکاران، ۲۰۰۶) که در جدول ۱ ارائه گردیده است. به‌منظور بیان وضعیت آلودگی محیط نسبت به یک عنصر خاص، از ضریب آلودگی (CF) و درجه آلودگی اصلاح شده (Cd) می‌توان استفاده نمود (ابراهیم و پارکر، ۲۰۰۸؛ شاکری و همکاران، ۲۰۱۰). برای محاسبه ضریب آلودگی از روش هاکانسون (۱۹۸۰) استفاده شده که مطابق با رابطه ۲ است:

رابطه ۲)

$$C_f = \frac{C_s}{C_n}$$

در این رابطه: C_f ، ضریب آلودگی: C_n ، غلظت فلز در نمونه مورد بررسی و $C_0(C_s)$ ، غلظت فلز در شیل میانگین به‌عنوان مرجع می‌باشد. هاکانسون ضریب

مواد و روش‌ها

روش‌های ارزیابی آلودگی: در این مطالعه، جهت ارزیابی پتانسیل آلودگی زیست‌محیطی از پارامترهای ضریب غنی‌شدگی، ضریب آلودگی و درجه آلودگی اصلاح شده، شاخص بار آلودگی، ریسک اکولوژیکی، ضریب همبستگی و تحلیل مولفه اصلی استفاده شده است. ضریب غنی‌سازی برای بررسی آثار احتمالی فعالیت‌های انسانی بر غلظت آن‌ها استفاده شد (وی و همکاران، ۲۰۱۰). ضریب غنی‌سازی یک فلز با استفاده از رابطه ۱ به‌دست می‌آید:

رابطه ۱)

$$Ef =$$

$$\frac{[C_x/C_{ref}]_{sample}}{[C_x/C_{ref}]_{background}}$$

در این رابطه، EF ضریب غنی‌شدگی؛ C_x ، غلظت عنصر مورد نظر و C_{ref} غلظت عنصر مرجع است که براساس مقادیر عنصری موجود نمونه در مورد بررسی و زمینه که معمولاً شیل است، تعیین می‌شود. عنصر

می‌باشد، ابراهیم و پارکر (۲۰۰۸) معادله اصلاح شده‌ای از معادله هاگانسون، برای محاسبه درجه آلودگی کل در یک ناحیه خاص تحت عنوان درجه آلودگی اصلاح شده ارائه کردند که از رابطه ۳ حاصل می‌شود و براساس جدول ۱ رده‌بندی می‌گردد.

آلودگی را در ۴ گروه طبقه‌بندی کرده است که در جدول ۱ ارائه گردیده است. با توجه به اینکه تعیین ضریب سمیت فلزات به روش هاگانسون برای تمام فلزات مقدور نمی‌باشد و تعیین درجه آلودگی کل یکی از روش‌های مهم ارزیابی ریسک آلودگی خاک

جدول ۱: رده‌بندی ضریب غنی شدگی، درجه آلودگی، شاخص زمین انباشت، درجه آلودگی اصلاح شده، فاکتور پتانسیل ریسک اکولوژیک و شاخص پتانسیل ریسک اکولوژیک.

شدت آلودگی	مقدار I _{geo}	طبقه I _{geo}	شدت غنی شدگی	EF
بدون آلودگی	<۰	۰	بدون غنی شدگی تا غنی شدگی کم	EF<۲
بدون آلودگی تا آلودگی متوسط	۰-۱	۱	غنی شدگی متوسط	۲≤EF<۵
آلودگی متوسط	۱-۲	۲	غنی شدگی زیاد	۵≤EF<۲۰
آلودگی متوسط تا شدید	۲-۳	۳	غنی شدگی خیلی زیاد	۲۰≤EF<۴۰
آلودگی شدید	۳-۴	۴	غنی شدگی بشدت زیاد	EF≥۴۰
آلودگی شدید تا بی نهایت	۴-۵	۵		
آلودگی بی نهایت	>۵	۶		
درجه آلودگی mCd			فاکتور آلودگی CF	
بدون آلودگی تا آلودگی کم			CF<۱	
آلودگی کم			۱≤CF<۳	
آلودگی متوسط			۳≤CF<۶	
آلودگی بالا			CF≥۶	
آلودگی خیلی بالا				
آلودگی بشدت بالا				
آلودگی بینهایت				
شاخص پتانسیل ریسک اکولوژیک (RI)			فاکتور پتانسیل ریسک اکولوژیک (Ei)	
کم			Ei<۴۰	
متوسط			۴۰≤Ei<۸۰	
زیاد			۸۰≤Ei<۱۶۰	
خیلی زیاد			۱۶۰≤Ei<۳۲۰	
			Ei≥۳۲۰	

رابطه ۴)

$$PLI = (CF_1 \times CF_2 \times \dots \times CF_N)^{1/N}$$
 در این رابطه CF ضریب آلودگی و N تعداد فلز مورد مطالعه است. اگر $PLI < 1$ باشد مبین بار یا غلظت کم فلزات و نبود آلودگی است، اگر $PLI \approx 0$ باشد نشان دهنده غلظت فلزات سنگین نزدیک به غلظت زمینه است و اگر $PLI > 1$ باشد حاکی از آلوده بودن خاک

رابطه ۳)

$$mCd = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N CF_i$$

شاخص بار آلودگی (PLI) معیاری جهت تعیین بار آلودگی در خاک منطقه است (تامپلسون و همکاران، ۱۹۸۰) که با استفاده از رابطه ۴ محاسبه می‌شود.

نشد و محاسبات بدون در نظر گرفتن این عنصر انجام گردیده است. RI شاخص ریسک اکولوژیک کل است که مجموع E_r^i است و حساسیت ارتباط با مواد سمی را نشان می‌دهد. طبقه‌بندی ارائه شده براساس E_r^i و RI در جدول ۱ آورده شده است.

نتایج حاصل از آنالیز داده‌ها با استفاده از روش‌های آماری مانند تعیین فاکتورهای تطابق و عامل‌های اصلی مورد بررسی و مقایسه قرار گرفته‌اند. برای انجام عملیات تحلیل عاملی متغیرها نرمالایز شده و عوامل با استفاده از روش Controid استخراج و با استفاده از Varimax چرخش داده شده است. هر کدام از عوامل فرآیند شیمیایی مستقل هستند که براساس میزان بارگذاری و مقدار ویژه آن‌ها به یک فرآیند شیمیایی نسبت داده می‌شود. عدد حاصل برای هر نمونه مبین اهمیت آن عامل است (کلوان، ۱۹۷۵).

نتایج

توزیع فلزات سنگین در خاک: خلاصه آماری نتایج آنالیزهای شیمیایی فلزات سنگین مورد پژوهش شامل Zn و Se, Sb, Pb, Mo, Hg, Cu, Cd, As در جدول ۲ ارائه شده است. ترتیب فراوانی فلزات در محدوده مطالعاتی به صورت Hg>As>Sb>Cu>Mo>Zn>Pb>Cd>Se است. به استثنای دو عنصر Cd و Hg، سایر فلزات دارای مقادیر بالاتر از میانگین جهانی خاک‌های غیر آلوده (کاباتا-پندیس، ۲۰۱۱) هستند. مقایسه غلظت فلزات سنگین در محدوده با استاندارد EPA (جدول ۳) نشان می‌دهد که منطقه از نظر آلودگی As از آلودگی متوسط تا زیاد، Cu، Pb و Zn از بدون آلودگی تا آلودگی زیاد متغیر است ولی از نظر جیوه بدون آلودگی می‌باشد.

می‌باشد (آداماکو و همکاران، ۲۰۰۸؛ قشلاک و همکاران، ۲۰۰۷). شاخص زمین انباشت (I_{geo}) فاکتور ژئوشیمیایی دیگری برای تعیین درجه آلودگی خاک و توصیف غلظت فلزات در هر منطقه است (مولر، ۱۹۶۹) که از رابطه ۵ محاسبه می‌شود. رابطه ۵)

$$I_{geo} = \log_2^{C_n/1.5 \times B_n}$$

در این رابطه: C_n ، غلظت عنصر مورد مطالعه در نمونه خاک یا رسوب: B_n ، غلظت عنصر مورد مطالعه در مقدار زمینه (متوسط شیل جهانی) و ضریب ۱/۵ فاکتور تصحیح ماتریس زمینه ناشی از اثرات لیتولوژی است (مولر، ۱۹۶۹؛ لوپینگ و همکاران، ۲۰۰۷؛ سشان، ۲۰۱۰). مولر، بر اساس این شاخص، خاک‌ها را از نظر درجه آلودگی به هفت گروه طبقه‌بندی نموده است که در جدول ۱ ارائه شده است. پتانسیل ریسک اکولوژیک (PRI) جهت ارزیابی درجه آلودگی فلزات براساس سمیت فلزات و پاسخ ارگانسیم به محیط تعریف می‌شود (هاکانسون، ۱۹۸۰) و براساس روابط ۶ و ۷ محاسبه می‌شود.

رابطه ۶)

$$E_r^i = T_r^i \times C_f^i = T_r^i \times (C_s^i / C_n^i)$$

رابطه ۷)

$$RI = \sum_{i=1}^n E_r^i$$

در این روابط C_s^i مقدار عنصر در نمونه، C_n^i مقدار زمینه عنصر، C_f^i فاکتور آلودگی یک عنصر منفرد، T_r^i فاکتور سمیت بیولوژیکی یک عنصر منفرد و E_r^i شاخص PER یک عنصر منفرد است. فاکتور T_r^i برای عناصر مورد بررسی به صورت Zn=1، Cu=Pb=5، As=10، Cd=30، Hg=40 (هاکانسون، ۱۹۸۰)، Mo=15 (شیخی و مر، ۲۰۱۳) و Sb=10 (ژو و همکاران، ۲۰۱۲) است ولی فاکتور سمیت Se یافت

جدول ۲: بررسی‌های آماری مقادیر شاخص تمرکز عناصر در خاک نسبت به میانگین مرجع.

Element	Min.	Max.	Avg.	Med.	St. D.	World Soil Average
As	۴/۷۳	۱۷۸/۶۷	۲۹/۷۶	۱۵/۰۷	۳۶/۳۹	۶/۸۳
Cd	۰/۲	۸/۸	۰/۹۹	۰/۷۵	۱/۳۱	۰/۴۱
Cu	۱/۶۵	۳۶/۳	۷/۲۲	۵/۸۵	۵/۳۱	۳۸/۹
Hg	۰/۱۳	۱/۲۵	۰/۲۵	۰/۲۵	۰/۲۳	۰/۰۷
Mo	۰/۸۸	۴۸/۲۶	۶/۳۹	۴/۶۳	۶/۹۹	۱/۱
Pb	۰/۵۷	۷/۲۵	۱/۷۸	۱/۳۵	۱/۲۶	۲۷
Sb	۱/۴	۸۰/۲۵	۱۴/۴	۸/۷۵	۱۵/۷۵	۰/۶۷
Se	۴۰	۳۳۶۰	۱۶۷/۴۵	۶۰	۴۸۵/۲۵	۰/۴۴
Zn	۰/۶۳	۱۱/۸۳	۲/۲۶	۱/۹۸	۱/۵۹	۷۰

جدول ۳: مقایسه غلظت فلزات سنگین با راهنمای EPA برای رسوبات بر حسب mg/Kg

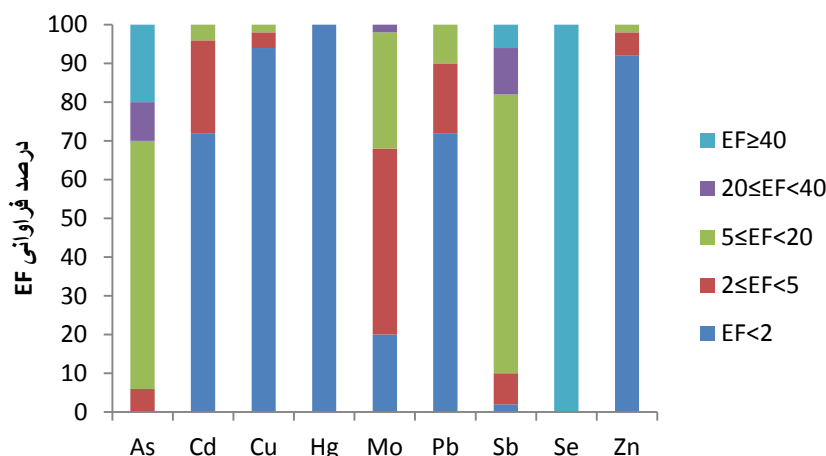
Metal	Non Polluted	Moderately Polluted	Heavily Polluted	study area
As	<۳	۳-۸	>۸	۷/۱-۲۰۰
Cd	*	*	>۶	۰/۰۴-۱/۷۵
Cu	<۲۵	۲۵-۵۰	>۵۰	۱۶/۵-۳۶۳
Hg	<۱	>=۱	>=۱	۰/۰۱-۰/۱
Mo	*	*	*	۱/۱-۵۵/۵
Pb	<۴۰	۴۰-۶۰	>۶۰	۱۱/۴-۱۴۵
Sb	*	*	*	۰/۲۸-۱۶/۰۵
Se	*	*	*	۲-۱۶۸
Zn	<۹۰	۹۰-۲۰۰	>۲۰۰	۲۵-۴۷۳

به‌طور کلی نسبت به میانگین جهانی خاک در نمونه‌های خاک مطالعه شده تمرکز و آنومالی نشان نمی‌دهد. Mo در ۲۰٪ نمونه‌ها بدون غنی‌شدگی تا غنی‌شدگی کم، در ۴۸٪ غنی‌شدگی متوسط، در ۱۵٪ غنی‌شدگی زیاد و در ۲٪ غنی‌شدگی خیلی زیاد نشان می‌دهد. Pb در ۱۸٪ نمونه‌ها غنی‌شدگی متوسط و در ۱۰٪ غنی‌شدگی زیاد و در سایر نمونه‌ها بدون غنی‌شدگی تا غنی‌شدگی کم دارد. Sb در ۸٪ غنی‌شدگی متوسط، در ۷۲٪ غنی‌شدگی زیاد، ۱۲٪ غنی‌شدگی خیلی زیاد و ۶٪ غنی‌شدگی به شدت زیاد نشان می‌دهد. تمامی نمونه‌ها از نظر Se در محدوده غنی‌شدگی به شدت زیاد واقع می‌شوند. Zn تنها در نمونه A-

غنی‌شدگی: بررسی غنی‌شدگی فلزات سنگین در محدوده مورد مطالعه طبق تقسیم‌بندی یانگمینگ و همکاران (۲۰۰۶) که در شکل ۴ نمایش داده شده، نشان می‌دهد که ۶٪ نمونه‌ها غنی‌شدگی متوسط، ۶۴٪ غنی‌شدگی زیاد، ۱۰٪ غنی‌شدگی خیلی زیاد و ۲۰٪ غنی‌شدگی به شدت زیاد از نظر As دارند. Cd در ۷۲٪ نمونه‌ها بدون غنی‌شدگی تا غنی‌شدگی کم، ۲۴٪ غنی‌شدگی متوسط و ۴٪ غنی‌شدگی زیاد دارند. Cu در تمام نمونه‌ها به استثنای سه نمونه در محدوده بدون غنی‌شدگی تا غنی‌شدگی کم قرار می‌گیرند و تنها نمونه A-So15 غنی‌شدگی زیاد و دو نمونه A-So8 و A-So10 غنی‌شدگی متوسط دارند. عنصر Hg

همان عناصر در توده‌های نفوذی گرانیتوئیدی دارد (جدول ۴) و از الگوی توزیع عناصر در توده‌های شیور، خان کندی و انزان و زون‌های دگرسانی آن‌ها پیروی می‌کند.

So35 غنی‌شدگی زیاد و در سه نمونه A-A-So10 و So43 و A-So44 غنی‌شدگی متوسط دارد و در سایر نمونه‌ها غنی‌شدگی نشان نمی‌دهد. بررسی میزان و نحوه تمرکز عناصر در نمونه‌های خاک نشان می‌دهد که تمرکز عناصر در خاک ارتباط مستقیمی با تمرکز



شکل ۴: نمودار درصد غنی‌شدگی فلزات سنگین در محدوده مطالعاتی.

جدول ۴: نتایج آنالیز شیمیایی توده‌های نفوذی در محدوده مطالعاتی (خضری و همکاران، ۱۳۸۸).

S.	Remarks	As	Cd	Cu	Hg	Mo	Pb	Sb	Se	Zn
A-R1	Sheyvar	۰/۷	۰/۰۳	۱۴/۸	۰/۰۰۵	۴/۰۹	۱۵/۳	۰/۳۲	۱۰	۲۸
A-R2	Khan kandi	۶/۳	۰/۰۸	۱۱۳/۵	۰/۰۰۵	۲/۸۱	۲۷/۴	۰/۹۶	۲۹	۱۰۵
A-R5	Khan kandi	۱/۹	۰/۰۲	۳۳/۸	۰/۰۰۵	۴/۹۷	۲۰/۲	۰/۵۳	۸	۳۶
A-R3	Anzan	۱/۳	۰/۰۳	۶۰/۲	۰/۰۰۵	۵/۱۴	۱۶/۱	۰/۵۵	۶	۵۷
A-R4	Anzan	۱۰/۶	۰/۰۸	۸۲/۹	۰/۰۰۵	۵/۶۷	۲۳/۹	۱/۱۶	۱۶	۶۸

محدوده وسیعی از کلاس ۰ تا ۵ به صورت ۰.۸٪ کلاس ۰، ۲.۸٪ کلاس ۱، ۴۰٪ کلاس ۲، ۲۰٪ کلاس ۳، ۲٪ کلاس ۴ و ۲٪ کلاس ۵ متغیر است. Pb در ۲۲٪ نمونه‌ها در کلاس صفر، ۶۰٪ کلاس ۱، ۱۴٪ طبقه ۲ و ۴۰٪ در طبقه ۳ قرار دارد. در خصوص Sb، ۲٪ در کلاس صفر، ۱۶٪ کلاس ۲، ۴۸٪ طبقه ۳، ۲٪ طبقه، ۸، کلاس ۵ و ۶٪ در کلاس ۶ هستند. Se عنصری

شاخص زمین‌انباشت: بررسی شاخص زمین‌انباشت مطابق تقسیم‌بندی مولر نشان می‌دهد (شکل ۵) که Cu, Zn, Cd و Hg عمدتاً در دو کلاس صفر و یک بخصوص کلاس ۵ واقع می‌شوند و مبین عدم آلودگی تا آلودگی متوسط هستند. در مورد As، ۱۴٪ در کلاس صفر، ۳۲٪ در کلاس ۱، ۲۶٪ کلاس ۲، ۱۴٪ کلاس ۳ و ۱۴٪ کلاس ۴ واقع می‌شوند. Mo در

از توده‌ها، منطبق بر زون‌های دگرسانی افزایش نشان می‌دهد.

ریسک اکولوژیک: برای ارزیابی گسترده‌تر آلودگی فلزی در خاک سطحی محدوده مطالعاتی، فاکتور پتانسیل ریسک و اندیس پتانسیل ریسک اکولوژیک هاکانسون استفاده شد که نتایج نشان می‌دهد (شکل ۷) برای Er، Cu، Zn و اغلب نمونه‌ها از نظر Hg و Pb در محدوده ریسک کم هستند. برای As به صورت ۲٪ ریسک کم، ۲۴٪ ریسک متوسط، ۳۶٪ ریسک زیاد، ۱۴٪ ریسک خیلی زیاد و ۲۴٪ خطرناک است. در مورد Cd ۴۲٪ در محدوده کم، ۴۴٪ در محدوده متوسط، ۱۲٪ در محدوده زیاد و ۲٪ در محدوده خطرناک قرار می‌گیرند. از نظر Mo، ۳۴٪ در محدوده کم، ۳۸٪ متوسط، ۲۲٪ زیاد، ۴٪ خیلی زیاد و ۲٪ خطرناک هستند. ۶٪ نمونه‌ها کم، ۳۴٪ متوسط، ۳۸٪ زیاد، ۱۶٪ خیلی زیاد و ۶٪ خطرناک از نظر Sb هستند. میانگین مقدار پتانسیل ریسک اکولوژیک فلزات در خاک سطحی محدوده به ترتیب افزایشی بدین صورت است $RI \text{ Zn} < \text{Cu} < \text{Hg} < \text{Pb} < \text{Cd} < \text{Mo} < \text{Sb} < \text{As}$ حساسیت اکوسیستم محلی را نسبت به فلزات سمی نشان می‌دهد و مبین ریسک اکولوژیک ناشی از هم‌افزایی آلودگی است (شی و همکاران، ۲۰۱۰). مقادیر RI برای ایستگاه‌های نمونه‌برداری از خاک در محدوده در شکل ۸ و جدول ۵ ارائه شده است و نشان می‌دهد که ۲٪ ریسک کم، ۳۴٪ ریسک متوسط، ۳۶٪ ریسک زیاد و ۲۸٪ ریسک خیلی زیاد دارند. از طرف دیگر علی‌رغم غنی‌شدگی زیاد خاک محدوده از نظر سلنیم به دلیل نبود فاکتور سمیت این عنصر، ریسک اکولوژیک در مورد آن محاسبه نشده است ولی انتظار می‌رود که ریسک اکولوژیک با احتساب سلنیم افزایش زیادی داشته باشد.

است که آلودگی بالایی شامل ۱۶٪ مربوط به کلاس ۵ و ۸۴٪ کلاس ۶ را نشان می‌دهد. بنابراین نتایج تعیین می‌کنند که خاک سطحی محدوده مطالعاتی از نظر Cu، Hg و Zn آلودگی کم، Cd و Pb آلودگی کم تا متوسط، Mo آلودگی متوسط، As آلودگی شدید و Se آلودگی بی‌نهایت دارد. مقادیر محاسبه شده I_{geo} نسبت به مینگین مرجع در شکل ۶ ارائه گردیده است.

ضریب آلودگی: جدول ۵ فاکتور آلودگی (Cf) هر عنصر، درجه آلودگی و درجه آلودگی اصلاح شده برای هر ایستگاه نمونه‌برداری را نشان می‌دهد. خاک سطحی در محدوده مطالعاتی براساس طبقه‌بندی هاکانسون بر مبنای Cf، آلودگی کم از نظر Cd و Zn آلودگی متوسط از جهت Cu، Mo، Pb و Sb آلودگی زیاد برای As و آلودگی خیلی زیاد به سبب Se دارد. درجه آلودگی نشان می‌دهد که خاک سطحی در محدوده مورد مطالعه آلودگی متوسط تا خیلی زیاد دارد که شامل ۱۶٪ با آلودگی متوسط (۱۲-۶)، ۵۸٪ دارای آلودگی قابل توجه (۲۴-۱۲) و ۱۳٪ با آلودگی خیلی زیاد است. براساس درجه آلودگی اصلاح شده، ۳۲٪ نمونه‌ها بدون آلودگی تا آلودگی کم؛ ۲۲٪ آلودگی کم؛ ۳۰٪ آلودگی متوسط؛ ۱۲٪ آلودگی بالا و ۴٪ باقیمانده آلودگی خیلی بالا و بی‌نهایت دارند. بنابراین این نتایج مبین تاثیر واحدهای زمین‌شناسی و دگرسانی در منطقه است.

شاخص بار آلودگی: نتایج محاسبات PLI نشان می‌دهد که مقدار شاخص بار آلودگی در محدوده از ۰/۵ تا ۲/۷۲ متغیر است به طوری که ۵۰٪ نمونه‌ها دارای کیفیت خوب هستند، ۱۰٪ نمونه‌ها تقریباً به مقدار زمینه نزدیک می‌باشند و ۴۰٪ دارای کیفیت نامطلوب هستند. بر اساس شاخص بار آلودگی مشخص می‌شود که آلودگی در مجاورت توده‌ها کمتر است و با فاصله

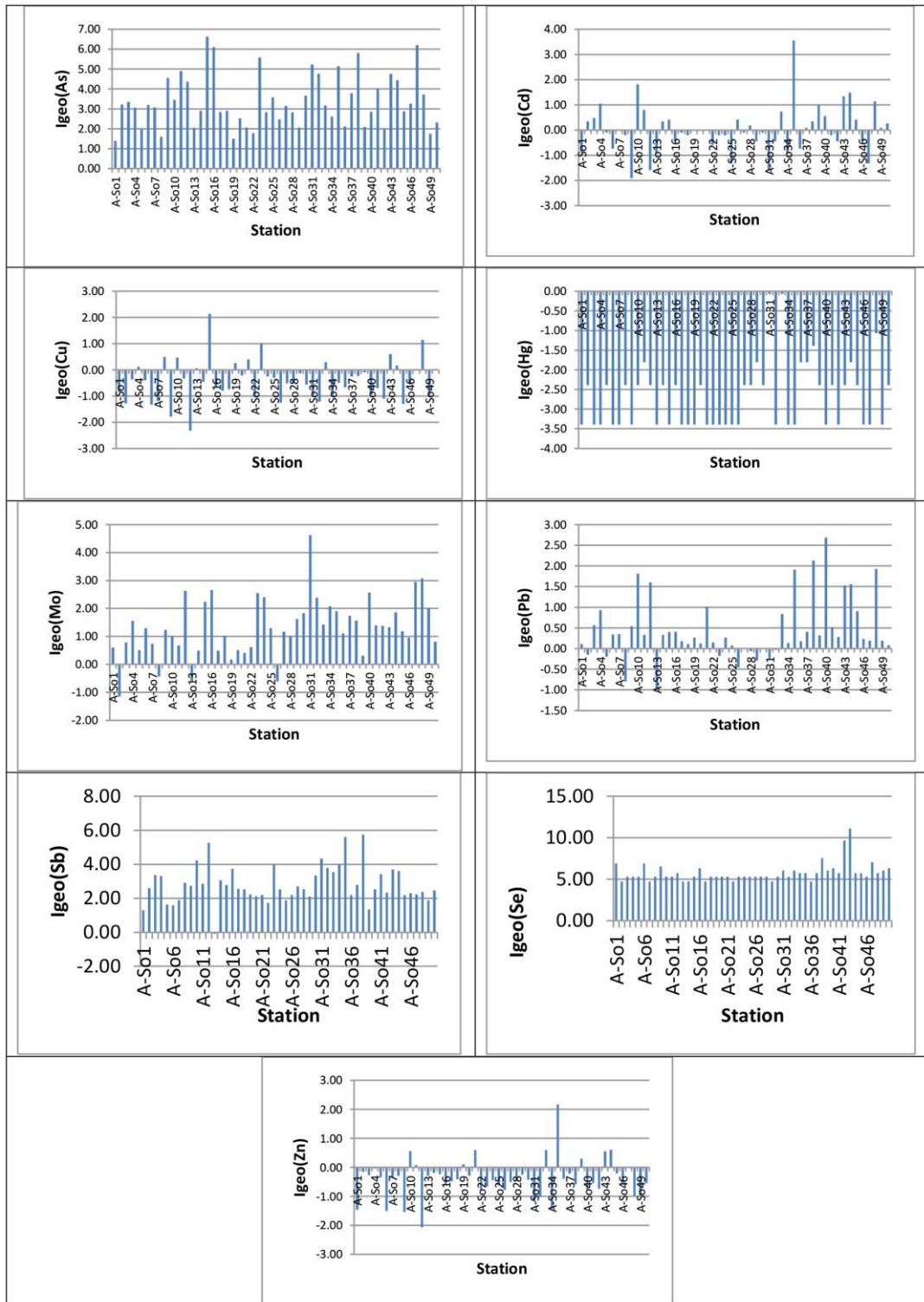
هر عامل نشان می‌دهد. از طرف دیگر نتایج تحلیل مولفه اصلی (PCA) نشان می‌دهد که عامل اول با ۲۸/۷۴٪ واریانس کل همبستگی بالایی با متغیرهای Cd، Pb، Sb و Zn دارد. این عناصر جزء عناصر کالکوفیل بوده و از نظر ژئوشیمیایی رفتار مشابهی دارند و احتمالاً فرسایش نقش اصلی را در این عامل دارد. عامل دوم ۲۰/۰۸٪ واریانس کل را شامل می‌شود که Hg و Mo شرکت کننده‌های اصلی آن هستند و از الگوی توزیع آن‌ها در توده‌ها و زون‌های دگرسانی تبعیت می‌کنند. عامل سوم ۱۷/۳۱٪ واریانس کل را در بر می‌گیرد که توسط As و Cu قابل توضیح است و همراهی آرسنیک با کانی‌های سولفیدی مس ثابت شده است. از طرف دیگر این عامل با زون دگرسانی آهن مطابقت دارد و مبین نقش مهم هیدروکسیدهای آهن در کنترل و تمرکز آرسنیک در خاک‌ها و محلول‌های خاکی است (احمدی کوهبنانی، ۱۳۹۳) (جدول ۷).

تحلیل آماری: به منظور بررسی رابطه همبستگی بین عناصر در نمونه‌های خاک از ضریب همبستگی پیرسون استفاده شد (جدول ۶). با توجه به این جدول As-Cu ($r=0.524$)؛ Sb-Cd ($r=0.561$)؛ Mo-Hg ($r=0.519$)؛ Cd-Zn ($r=0.928$)؛ Sb-Pb ($r=0.515$) ضرایب همبستگی بالایی دارند که مبین منشا یکسان و یا خصوصیات ژئوشیمیایی مشابه آنها است. ولی سایر عناصر همبستگی مثبت خوبی با هم ندارند و گاه همبستگی منفی نشان می‌دهند که حاکی از منشا متفاوت یا واکنش متفاوت آنها به شرایط رهاسازی محیط است.

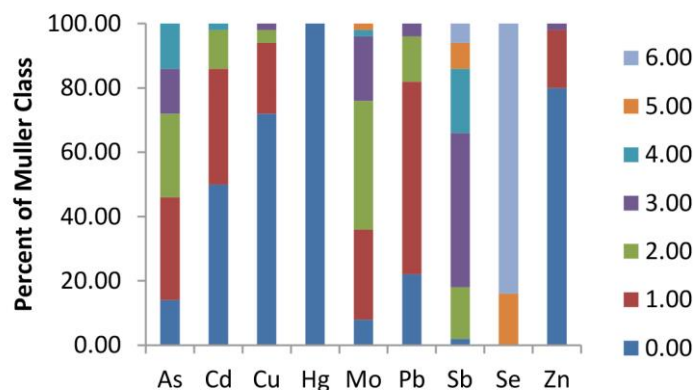
در این مطالعه به منظور دستیابی به اطلاعات دقیق‌تر از روش آماری تحلیل مولفه اصلی (PCA) نیز برای تعیین منشأ عناصر مورد مطالعه استفاده شده است و جهت جلوگیری از بدست آمدن بازه‌های عددی متفاوت برای متغیرهای اصلی، تمامی متغیرها با واحد واریانس سنجیده شده‌اند. جدول ۷ نتایج PCA چرخشی متغیرها را همراه با بارگذاری و مقادیر ویژه

جدول ۵: فاکتور آلودگی (C_f)، درجه آلودگی اصلاح شده (C_d)، شاخص بار آلودگی (PLI) و اندیس پتانسیل ریسک اکولوژیک فلزات سنگین در محدوده مطالعاتی.

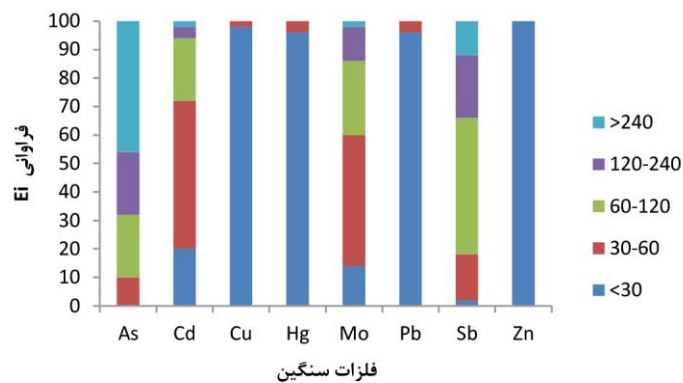
Station	C _f									C _d	PLI	RI
	As	Cd	Cu	Hg	Mo	Pb	Sb	Se	Zn			
A-So1	۰/۵۵	۰/۲۷	۱/۰۲	۱۵۳/۱۷	۱/۳۲	۱/۳۲	۰/۴۹	۱۵/۰۰	۰/۴۰	۲/۲۵	۰/۶۴	۱۵۳/۱۷
A-So2	۱/۹۴	۰/۶۳	۰/۷۵	۳۲۰/۲۱	۰/۳۹	۱/۰۲	۱/۲۱	۳/۳۳	۰/۹۹	۱/۱۵	۰/۷۵	۳۲۰/۲۱
A-So3	۲/۱۲	۰/۷۰	۱/۴۳	۴۳۳/۸۷	۱/۴۸	۱/۶۷	۲/۰۷	۵/۰۰	۰/۹۲	۱/۷۱	۱/۰۲	۴۳۳/۸۷
A-So4	۱/۷۳	۱/۰۳	۱/۹۹	۴۶۳/۸۳	۲/۵۵	۲/۱۵	۲/۰۰	۵/۰۰	۱/۰۷	۱/۹۵	۱/۳۰	۴۶۳/۸۳
A-So5	۰/۸۲	۰/۴۷	۱/۳۹	۲۰۴/۷۶	۱/۳۳	۰/۹۸	۰/۶۲	۵/۰۰	۰/۸۷	۱/۲۷	۰/۷۶	۲۰۴/۷۶
A-So6	۱/۹۲	۰/۳۰	۰/۷۳	۲۸۴/۲۶	۲/۱۲	۱/۴۳	۰/۶۰	۱۵/۰۰	۰/۳۹	۲/۵۰	۰/۷۸	۲۸۴/۲۶
A-So7	۱/۷۴	۰/۵۰	۰/۸۱	۲۸۳/۹۲	۱/۳۵	۱/۴۴	۰/۷۵	۳/۳۳	۰/۸۷	۱/۲۱	۰/۷۵	۲۸۳/۹۲
A-So8	۰/۶۳	۰/۴۳	۲/۵۹	۲۴۱/۷۴	۰/۶۴	۰/۶۵	۱/۵۱	۵/۰۰	۰/۹۱	۱/۳۸	۰/۷۷	۲۴۱/۷۴
A-So9	۴/۸۸	۰/۱۳	۰/۵۳	۵۳۶/۷۱	۲/۰۵	۱/۶۴	۱/۳۳	۱۱/۶۷	۰/۳۸	۲/۵۱	۰/۸۲	۵۳۶/۷۱
A-	۲/۲۸	۱/۷۷	۲/۵۳	۷۰۰/۰۲	۱/۷۴	۳/۹۶	۳/۷۵	۵/۰۰	۱/۶۳	۲/۵۲	۱/۶۸	۷۰۰/۰۲
A-	۶/۱۹	۰/۸۷	۱/۶۶	۷۰۴/۳۰	۱/۳۸	۱/۴۲	۱/۴۵	۵/۰۰	۱/۱۷	۲/۱۱	۱/۲۹	۷۰۴/۳۰
A-	۴/۲۸	۰/۱۷	۰/۳۷	۱۰۷۹/۴۱	۵/۳۷	۳/۴۱	۷/۷۳	۶/۶۷	۰/۲۶	۳/۱۴	۱/۱۴	۱۰۷۹/۴۱
A-	۰/۸۶	۰/۲۷	۱/۹۱	۱۳۳/۵۹	۰/۵۷	۰/۵۷	۰/۱۹	۳/۳۳	۰/۹۱	۰/۹۶	۰/۵۰	۱۳۳/۵۹
A-	۱/۵۶	۰/۶۳	۱/۳۴	۳۵۴/۱۶	۱/۲۲	۱/۴۲	۱/۶۷	۳/۳۳	۰/۹۷	۱/۳۵	۰/۹۵	۳۵۴/۱۶
A-	۲۰/۶۲	۰/۶۷	۸/۰۷	۱۸۰۷/۷۷	۴/۰۸	۱/۴۹	۱/۳۷	۵/۰۰	۰/۹۴	۴/۶۹	۱/۶۸	۱۸۰۷/۷۷
A-	۱۴/۲۷	۰/۳۷	۱/۱۶	۱۴۳۳/۱۳	۵/۴۶	۱/۴۹	۲/۶۷	۱۰/۰۰	۰/۷۲	۴/۰۲	۱/۵۳	۱۴۳۳/۱۳
A-	۱/۴۸	۰/۴۷	۱/۰۶	۲۸۹/۰۴	۱/۲۲	۱/۲۸	۱/۱۸	۳/۳۳	۰/۷۹	۱/۳۰	۰/۷۶	۲۸۹/۰۴
A-	۱/۵۵	۰/۴۳	۱/۱۰	۳۰۲/۱۷	۱/۷۵	۱/۲۲	۱/۱۵	۵/۰۰	۰/۸۳	۱/۴۵	۰/۸۳	۳۰۲/۱۷
A-	۰/۵۸	۰/۵۰	۲/۱۸	۲۰۷/۷۶	۰/۹۷	۱/۳۵	۰/۹۳	۵/۰۰	۱/۱۹	۱/۴۱	۰/۷۹	۲۰۷/۷۶
A-	۱/۱۹	۰/۵۰	۱/۵۸	۲۵۵/۸۸	۱/۳۳	۱/۲۳	۰/۸۷	۵/۰۰	۰/۹۱	۱/۳۹	۰/۸۷	۲۵۵/۸۸
A-	۰/۸۷	۰/۵۰	۲/۴۱	۲۳۹/۱۶	۱/۱۵	۲/۳۷	۰/۹۱	۵/۰۰	۱/۶۷	۱/۶۵	۰/۹۳	۲۳۹/۱۶
A-	۰/۷۲	۰/۳۳	۰/۹۲	۱۸۴/۹۳	۱/۳۳	۱/۲۵	۰/۶۷	۳/۳۳	۰/۶۴	۱/۰۲	۰/۶۲	۱۸۴/۹۳
A-	۹/۹۶	۰/۴۳	۳/۶۹	۱۱۵۸/۳۳	۵/۰۸	۱/۰۰	۳/۱۹	۵/۰۰	۰/۶۹	۳/۲۳	۱/۴۱	۱۱۵۸/۳۳
A-	۱/۴۷	۰/۴۳	۱/۵۴	۳۷۲/۷۱	۴/۵۸	۱/۳۵	۱/۱۵	۵/۰۰	۰/۸۱	۱/۸۲	۰/۹۶	۳۷۲/۷۱
A-	۲/۴۹	۰/۲۰	۱/۴۸	۳۲۸/۸۵	۲/۱۲	۱/۱۹	۰/۷۳	۵/۰۰	۰/۷۲	۱/۵۵	۰/۷۹	۳۲۸/۸۵
A-	۱/۱۵	۰/۶۷	۰/۷۷	۲۴۲/۲۲	۰/۵۷	۰/۸۲	۰/۹۲	۵/۰۰	۰/۶۴	۱/۱۷	۰/۶۵	۲۴۲/۲۲
A-	۱/۸۵	۰/۴۷	۱/۲۸	۳۴۸/۴۰	۱/۳۳	۱/۱۳	۱/۳۰	۵/۰۰	۰/۷۸	۱/۵۳	۰/۹۵	۳۴۸/۴۰
A-	۱/۴۷	۰/۵۷	۱/۲۸	۳۱۴/۶۷	۱/۷۳	۱/۰۸	۱/۱۷	۵/۰۰	۰/۷۹	۱/۴۶	۰/۹۲	۳۱۴/۶۷
A-	۰/۸۷	۰/۳۷	۱/۶۷	۲۶۰/۹۵	۲/۶۷	۰/۹۲	۰/۸۶	۳/۳۳	۰/۹۳	۱/۳۰	۰/۸۶	۲۶۰/۹۵
A-	۲/۶۲	۰/۴۷	۱/۲۴	۴۸۶/۲۴	۳/۰۷	۱/۱۲	۲/۰۱	۵/۰۰	۰/۸۲	۱/۸۲	۱/۰۹	۴۸۶/۲۴
A-	۷/۸۱	۰/۱۷	۰/۹۳	۱۵۰۶/۳۴	۲/۱۳۵	۰/۹۵	۴/۰۶	۸/۳۳	۰/۴۸	۴/۹۳	۱/۶۷	۱۵۰۶/۳۴
A-	۵/۶۸	۰/۳۷	۰/۷۹	۷۸۵/۰۳	۴/۵۲	۱/۱۰	۲/۷۷	۵/۰۰	۰/۵۵	۲/۳۱	۱/۰۵	۷۸۵/۰۳
A-	۱/۸۷	۰/۸۳	۲/۲۴	۵۲۷/۶۰	۲/۳۱	۲/۰۱	۲/۳۴	۸/۳۳	۱/۶۷	۲/۴۳	۱/۷۲	۵۲۷/۶۰
A-	۱/۲۷	۰/۲۷	۰/۹۲	۴۶۹/۵۵	۳/۶۶	۱/۲۴	۳/۲۱	۶/۶۷	۰/۴۱	۱/۹۶	۰/۸۸	۴۶۹/۵۵
A-	۷/۳۷	۵/۸۷	۱/۳۰	۱۹۲۵/۵۵	۳/۲۴	۴/۲۴	۹/۸۰	۶/۶۷	۴/۹۸	۴/۸۶	۲/۶۴	۱۹۲۵/۵۵
A-	۰/۹۰	۰/۳۰	۱/۱۵	۲۴۰/۵۹	۱/۸۷	۱/۲۸	۰/۹۱	۳/۳۳	۰/۸۴	۱/۱۸	۰/۸۱	۲۴۰/۵۹
A-	۲/۸۷	۰/۵۳	۱/۵۴	۴۶۸/۰۸	۲/۸۹	۱/۴۹	۱/۳۷	۶/۶۷	۰/۹۵	۲/۰۴	۱/۲۳	۴۶۸/۰۸
A-	۱۱/۶۲	۰/۶۳	۱/۵۶	۱۸۲۸/۲۵	۲/۵۷	۴/۹۳	۱۰/۷۰	۲۳/۳۳	۰/۷۴	۶/۲۴	۲/۴۰	۱۸۲۸/۲۵
A-	۰/۸۸	۱/۰۰	۱/۷۱	۲۴۹/۴۳	۱/۰۷	۱/۴۱	۰/۵۱	۸/۳۳	۱/۳۶	۱/۸۱	۰/۹۵	۲۴۹/۴۳
A-	۱/۵۱	۰/۷۳	۰/۹۵	۴۵۳/۶۹	۵/۱۳	۷/۲۵	۱/۱۵	۱۰/۰۰	۰/۶۵	۳/۰۴	۱/۲۵	۴۵۳/۶۹
A-	۳/۳۵	۰/۴۳	۱/۱۳	۵۲۹/۵۳	۲/۲۷	۱/۶۱	۲/۱۵	۶/۶۷	۰/۷۶	۲/۰۵	۱/۱۴	۵۲۹/۵۳
A-	۰/۸۲	۰/۳۷	۰/۸۶	۲۴۵/۷۰	۲/۲۵	۱/۳۷	۱/۰۱	۱۰/۱/۶۷	۰/۶۶	۱/۳۱	۱/۰۳	۲۴۵/۷۰
A-	۵/۶۲	۱/۲۷	۲/۷۸	۸۱۸/۴۴	۲/۱۸	۳/۲۵	۲/۶۰	۲۸/۰/۰۰	۱/۶۲	۳/۳۶	۲/۷۲	۸۱۸/۴۴
A-	۴/۴۹	۱/۴۰	۲/۰۶	۷۶۳/۷۵	۳/۱۳	۳/۳۱	۲/۴۳	۶/۶۷	۱/۶۸	۲/۸۰	۱/۸۷	۷۶۳/۷۵
A-	۱/۵۲	۰/۶۷	۰/۷۴	۳۱۹/۵۱	۱/۹۷	۲/۱۱	۰/۹۱	۶/۶۷	۰/۹۶	۱/۷۳	۰/۹۹	۳۱۹/۵۱
A-	۱/۹۹	۰/۳۷	۱/۱۶	۳۱۵/۲۸	۱/۶۸	۱/۳۳	۰/۹۹	۵/۰۰	۰/۷۴	۱/۴۹	۰/۸۳	۳۱۵/۲۸
A-	۱۵/۳۸	۰/۲۰	۱/۸۷	۱۳۹۶/۰۵	۶/۶۷	۱/۲۹	۰/۹۳	۱۶/۶۷	۱/۱۱	۴/۹۰	۱/۴۰	۱۳۹۶/۰۵
A-	۲/۷۵	۱/۱۰	۴/۰۴	۶۳۹/۲۴	۷/۱۹	۴/۲۸	۱/۰۴	۶/۶۷	۰/۵۶	۳/۰۹	۱/۷۹	۶۳۹/۲۴
A-	۰/۷۰	۰/۵۳	۰/۹۰	۲۶۳/۴۹	۳/۴۹	۱/۲۹	۰/۷۴	۸/۳۳	۰/۵۶	۱/۸۴	۰/۸۰	۲۶۳/۴۹
A-	۱/۰۳	۰/۶۰	۱/۸۷	۲۷۸/۹۸	۱/۵۲	۱/۱۹	۱/۱۱	۱۰/۰۰	۰/۷۶	۲/۰۱	۰/۹۹	۲۷۸/۹۸



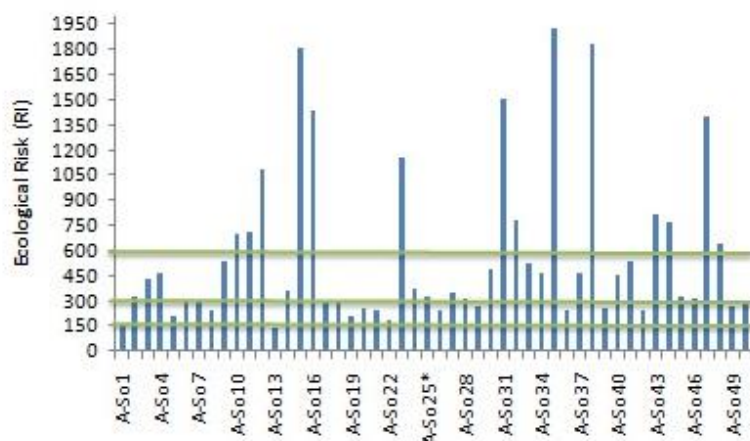
شکل ۵: مقادیر شاخص زمین انباشت فلزات در خاک سطحی محدوده مطالعاتی.



شکل ۶: درصد شاخص زمین انباشت نمونه‌ها برحسب طبقه‌بندی مولر.



شکل ۷: نمودار درصد فراونی فاکتور پتانسیل ریسک اکولوژیک فلزات سنگین در محدوده مطالعاتی.



شکل ۸: شاخص پتانسیل ریسک اکولوژیک فلزات سنگین در خاک سطحی محدوده مطالعاتی.

جدول ۶: ماتریس ضریب همبستگی پیرسون فلزات سنگین در محدوده مطالعاتی.

Correlation Matrix ^a									
	As	Cd	Cu	Hg	Mo	Pb	Sb	Se	Zn
As	۱	۰/۱۰۸	۰/۵۲۴	۰/۰۸۱	۰/۴۰۵	-۰/۱۳۷	۰/۳۹۳	۰/۰۷۸	-۰/۱۱۲
Cd		۱	-۰/۱۰۲	-۰/۰۱۶	-۰/۰۴۹	-۰/۴۴۴	۰/۵۱۹	۰/۰۷۹	۰/۹۲۸
Cu			۱	۰/۰۵۹	۰/۰۶۲	-۰/۰۸۹	-۰/۰۳۵	۰/۰۹۶	۰/۱۳۵
Hg				۱	۰/۵۶۱	-۰/۰۹۲	۰/۲۰۹	-۰/۰۱۴	-۰/۰۲۴
Mo					۱	-۰/۱۲۷	۰/۲۶۴	-۰/۰۱۸	-۰/۱۱۹
Pb						۱	۰/۵۱۵	۰/۱۷۴	-۰/۳۱۱
Sb							۱	۰/۰۵۸	۰/۴۱۹
Se								۱	۰/۱۰۶
Zn									۱

جدول ۷: بارگذاری عامل‌های ۲۶ متغیر بر اساس واریانس چرخشی در محدوده جوین. اشکال ایتالیک مقادیر مطلق بیشتر از ۰/۵ است.

Component			
	۱	۲	۳
As	۰/۱۱	۰/۳۶	۰/۸۰
Cd	۰/۹۳	-۰/۱۳	۰/۰۹
Cu	-۰/۰۲	-۰/۰۲	۰/۸۸
Hg	۰/۰۶	۰/۷۹	-۰/۰۹
Mo	-۰/۰۱	۰/۸۸	۰/۱۴
Pb	۰/۶۵	۰/۱۹	۰/۰۸
Sb	۰/۷۱	۰/۴۰	۰/۰۸
Se	۰/۱۵	-۰/۱۱	۰/۲۸
Zn	۰/۸۷	-۰/۱۹	۰/۱۲
%variance	۲۸/۷۴	۲۰/۰۸	۱۷/۳۱
%cumulative	۲۸/۷۴	۴۸/۸۲	۶۶/۱۳

آلودگی و پتانسیل ریسک اکولوژیک با استفاده از شاخص ضریب زمین‌انباشت، شاخص ریسک اکولوژیک و تحلیل آماری ارزیابی شدند. میانگین غلظت عناصر نشان می‌دهند که

نتیجه گیری

در این مطالعه، تمرکز عناصر As, Cd, Cu, Hg, Mo, Pb, Sb, Se و Zn در خاک سطحی منطقه اهر واقع در استان آذربایجان شرقی بررسی شد و توزیع، درجه

منطقه وجود دارد. محاسبه شاخص بار آلودگی نشان داد که نیمی از نمونه‌ها دارای کیفیت خوب و تقریباً نیمی دیگر دارای کیفیت نامطلوب هستند. براساس درجه آلودگی اصلاح شده، اغلب نمونه‌ها در سه محدوده بدون آلودگی تا آلودگی کم؛ آلودگی کم و آلودگی متوسط قرار دارند و تنها کمی از نمونه‌ها آلودگی بالا تا آلودگی خیلی بالا دارند. ضریب همبستگی پیرسون و تحلیل مولفه اصلی مشخص می‌کند که بین عناصر Cd، Pb، Sb و Zn به دلیل خصوصیات ژئوشیمیایی مشابه ارتباط وجود دارد. بنابراین نتایج نشان می‌دهند که پتانسیل آلودگی فلزات سنگین در محدوده مطالعاتی به لیتولوژی و دگرسانی‌های ناشی از توده‌های نفوذی مربوط است و منبع زمین‌زاد عامل اصلی تمرکز و غنی‌شدگی فلزات در خاک است.

Zn>Cu>As>Pb>Se>Mo>Sb>Cd>Hg است. شاخص زمین انباشت تعیین می‌کند که اغلب ایستگاه‌ها بدون آلودگی تا آلودگی متوسط و آلودگی متوسط دارند و تنها سه ایستگاه A-So38، A-So43 و A-So43 آلودگی متوسط تا شدید دارند. فاکتور پتانسیل ریسک اکولوژیک (Ei) عناصر Cu، Hg، Pb و Zn تقریباً در تمام ایستگاه‌ها کم (کمتر از ۴۰) است ولی برای As، Cd، Mo و Sb از ریسک کم تا خطرناک متغیر است که بالاترین ریسک As در ایستگاه A-So15 (۱۴۸۸)، Cd در ایستگاه A-So35 (۵۲۸)، Mo در ایستگاه A-So31 (۵۵۸) و Sb در ایستگاه A-So38 (۸۰۲) است. محاسبه شاخص پتانسیل ریسک اکولوژیک (RI) نشان می‌دهد که پتانسیل ریسک اکولوژیک کم (۱۳۳/۵۹)، ریسک متوسط با مقدار متوسط ۲۴۲/۷، ریسک زیاد با مقدار متوسط ۴۰۸/۰۶ و ریسک خیلی زیاد با مقدار متوسط ۱۱۸۱/۸۳ در

منابع

-فرهنگ جغرافیایی ایران، اهر، ۱۳۷۶. انتشارات سازمان جغرافیایی وزارت دفاع و پشتیبانی نیروهای مسلح.
-مهرپرتو، م. و خان‌ناظر، ن.، ۱۳۷۸. نقشه زمین‌شناسی ۱:۱۰۰،۰۰۰ کلیبر، سازمان زمین‌شناسی و اکتشافات معدنی کشور.
-مهرپرتو، م.، امینی‌فضل، ع. و رادفر، ج.، ۱۳۷۱. نقشه زمین‌شناسی ۱:۱۰۰،۰۰۰ ورزقان، سازمان زمین‌شناسی و اکتشافات معدنی کشور.
- مهدوی، م. و امینی‌فضل، ع.، ۱۳۶۷. نقشه زمین‌شناسی ۱:۱۰۰،۰۰۰ اهر، سازمان زمین‌شناسی و اکتشافات معدنی کشور.

-احمدی کوهبنانی، م. ر.، ۱۳۹۳. ژئوشیمی و نحوه توزیع آرسنیک در تیپ‌های مختلف کانسنگ معدن شماره ۱ گل‌گهر، فصلنامه پژوهشی، شماره ۱۲، ص ۳۴-۴۰.
-خضری، م.، خدایی، ک.، شهبواری، ع.ا.، یوسف‌زادی، م.، هاتفی، ر. و مدبری، س.، ۱۳۸۸. تهیه مدل ژئوشیمیایی انتقال و پهنه‌بندی خطر آلودگی‌های زیست‌محیطی ناشی از توده‌های نفوذی گرانیتوئیدی در منطقه اهر. جهاد دانشگاهی، ۱۴۳ ص.

- Abraham, G.M.S. and Parker, R.J., 2008. Assessment of heavy metal enrichment factors and the degree of contamination in marine sediments from Tamaki Estuary, Auckland, New Zealand: *Environ Monit Assess*, v. 136, p. 227- 238.
- Adomako, D., Nyarko, B.J.B., Dampare, S.B., Serfor- Armah, Y., Osa, S., Fianko, J.R. and Akaho, E.H., 2008. Determination of toxic elements in waters and sediments from River Subin in the Ashanti Region of Ghana: *Environ Monit -Assess*, v. 141, p. 165-175.
- Arribere, M.A., Ribeiro, G.S., Bubach, D.F. and Vigliano, P.H., 2006. Trace elements as fingerprint of Lake of Provenance and of species of some native and exotic fish of Northern Patagonian Lakes: *Biological Trace Element Research*, v. 111, p. 71-95.
- Barringer, J. L., Szabo, Z. and Barringer, T., 2003. Arsenic and metals in soils in residential, forest, orchard and industrial areas of the coastal plain, north-central New Jersey: Conference abstracts of Natural Science and Public Health, Prescription for a Better Environment.
- Burger, J., 2008. Assessment and management of risk to wildlife from cadmium: *Science of The Total Environment*, v. 389, p. 37-45.
- Caeiro, S., Costa, M.H., Ramos, T.B., Fernandes, F., Silveira, N., Coimbra, A., Medeiros, G. and Painho, M., 2005. Assessing heavy metal contamination in Sado estuary sediment: an index analysis approach: *Ecological Indicators*, v. 5, p.151-169.
- Chakraborty, R., Zaman, S., Mukhopadhyay, N., Banerjee, K. and Mitra, A., 2009. Seasonal Variation of Zn, Cu and Pb in the Estuarine Stretch of West Bengal: *Indian Journal of Marine Science*, v. 38(1), p. 104-109.
- Eby, G.N., 2004. Principle of Environmental Geochemistry: Thompson, 515 p.
- Einax, J.W. and Soldt, U., 1999. Geostatistical and multivariate statistical method for the assessment of polluted soils; Merits and Limitations: *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems*, v. 46, p. 79-91.
- Hakanson, L. and Janson, M., 1983. Principles of Lake Sedimentology: Springer, Berlin, 316 p.
- Hakanson, L., 1980. An ecological risk index for aquatic pollution control: a sedimentological approach: *Water Research*, v. 14, p. 975-1001.
- Ikem, A., Campbell, M., Nyirakabibi, I. and Garth, J., 2008. Baseline concentrations of trace elements in residential soils from southeastern Missouri: *Environmental Monitoring Assessment*, v. 140(1-3), p. 69-81.
- Kabata-Pendias, A., 2011. Trace Elements in Soils and Plants: CRC Press Taylor & Francis Group, 534 p.
- Krishna, A.K., Satyanarayanan, M. and Govil, P.K., 2009. Assessment of heavy metal pollution in water using multivariate statistical techniques in an industrial area: a case study from Patancheru, Medak District, Andhra Pradesh, India: *Journal of Hazardous Materials*, v. 167, p. 366-373, doi:10.1016/j.jhazmat.2008.12.131.
- Krzysztof, L., Danuta, L. and Irena, K., 2004. Metal contamination of farming soils affected by industry: *Environment International*, v. 30, p. 159-165.
- Luoping Zhang, X.Y., Huan Feng, Y.J., Tong Ouyang, X.Y., Rongyuan Liang, C.G. and Weiqi, C., 2007. Heavy metal contamination in western Xiamen Bay sediments and its vicinity, China: *Marine Pollution Bulletin*, v. 54, p. 974-982.
- Muller, G., 1969. Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine River: *Geojournal*, v. 2, p. 108-118.
- Nasrabadi, T., Nabi Bidhendi, G.R., Karbassi, A.R., Hoveidi, H., Nasrabadi, I., Pezeshk, H. and Rashidinejad, F., 2008. Influence of Sungun copper mine on groundwater quality, NW Iran:

- Environmental Geology, v. 58, p. 693-700, doi: 10.1007/s00254.008-1543-2.
- Nriagu, J.O. and Pacyna, J.M., 1988. Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils by trace-metals: Nature, v. 333, p. 134-139, doi:10.1038/333134a0.
- Nendza, M., 2002. Inventory of marine biotest methods for evaluation of dredged material and sediments: Chemosphere, v. 48, p. 865-883.
- Pekey, H., Karaka, D. and Bakoglu, M., 2004. Source apportionment of trace metals in surface waters of a polluted stream using multivariate statistical analyses: Marine Pollution Bulletin, v. 49, p. 809-818.
- Qishlag, A., Moore, F. and Forghani, G., 2007. Impact of untreated wastewater irrigation on soils and crops in Shiraz suburban area, SW Iran: Environmental Monitoring and Assessment, v.141, p. 257-273.
- Rapant, S., Bodis, D., Vrana, K., Cveckova, V., Kordik, J., Krcmova, J. and Slaninka, I., 2009. Geochemical atlas of Slovakia and example of its applications to environmental problems: Environmental Geology, v. 57, p. 99-110, doi: 10.1007/s00254.008-1286-0.
- Ribeiro Guevara, S., Bubach, D., Vigliano, P., Lippolt, G. and Arribere, M., 2004. Heavy metal and other trace elements in native mussel *Diplodon chilensis* from Northern Patagonia Lakes, Argentina: Biological Trace Element Research, v. 102, p. 245-263.
- Rodríguez Martín, J.A., Ramos-Miras, J.J., Boluda, R. and Gil, C., 2013a. Spatial relations of heavy metals in arable and greenhouse soils of a Mediterranean environment region (Spain): Geoderma, v. 200-201, p. 180-188.
- Sabadell, J.E. and Axtmann, R.C., 1975. Heavy metal contamination from geothermal sources: Environmental Health Perspectives, v. 12, p. 1-7.
- Selinus, O., 2004. Medical geology: an emerging specialty: Terrae, v. 1(1), p. 8-15.
- Shahram, E., Akbar, H.M., Naser, J., Seyed, F.N., Seyed, M.N. and Mohammad Ali, E., 2011. Trace element level in different tissues of *Rutilus frisii kutum* Collected from Tajan River, Iran: Biological Trace Element Research, v. 143, p. 965-973.
- Shakeri, A., Moore, F. and Modabberi, S., 2009. Heavy Metal Contamination and Distribution in the Shiraz Industrial Complex Zone Soil, South Shiraz, Iran: World Applied Sciences Journal, v. 6(3), p. 413-425.
- Shakeri, A., Moor, F. and Razikordmahalleh, L., 2010. Distribution of soil heavy metal contamination around industrial complex zone, Shiraz, Iran: 19th World Congress of Soil Science, Soil Solutions for a Changing World, Brisbane, Australia.
- Seshan, B.R.R., Natesan, U. and Deepthi, K., 2010. Geochemical and statistical approach for evaluation of heavy metal pollution in core sediments in southeast coast of India, International Journal of Environmental Science, v. 7, p. 291-306.
- Sheykhi, V. and Moore, F., 2013. Evaluation of potentially toxic metals pollution in the sediments of the Kor river, southwest Iran: Environmental Monitoring and Assessment, v. 185, p. 3219-3232, doi: 10.1007/s10661-012-2785-8.
- Shi, G., Chen, Z., Bi, C., Li, Y., Teng, J., Wang, L. and Xu, S., 2010. Comprehensive assessment of toxic metals in urban and suburban street deposited sediments (SDSs) in the biggest metropolitan area of China: Environmental Pollution, v. 158, p. 694-703.
- Stopford, W. and Goldwater, L.J., 1975. Methylmercury in the environment: a review of current understanding: Environmental Health Perspectives, v. 12, p. 115-118.
- Tavakoly Sany, S.B., Saleh, A., SULAIMAN, A.H., Sasekumar, A., Monazami Tehrani, Gh. and Rezayi, M., 2012. Distribution characteristic and ecological risk of heavy metals in surface sediments of West Port, Malaysia:

Environment Protection Engineering, v. 38(4), p. 139-155, DOI: 10.5277/EPE120412.

-Thomilson, D.C., Wilson, D.J., Harris, C.R. and Jeffrey, D.W., 1980. Problem in heavy metals in estuaries and the formation of pollution index, Helgol, Wiss, Meeresuntler, v. 33 (1-4), p. 566-575.

-Tuncer, G.T., Tuncel, S.G., Tuncel, G. and Balkas, T.I., 1993. Metal Pollution in the Golden Horn, Turkey-Contribution of Natural and Anthropogenic Components since 1913: Water Science Technology, v. 28, p. 50-64.

-Topcuoğlu, B., 2015. Determination and evaluation of heavy metal pollution in greenhouse regions of Antalya (Turkey): International Conference on Chemical, Metallurgy and Environmental Engineering, Istanbul (Turkey), June 3-4, p. 287-295.

-Vrana, K., Rapant, S., Bodis, D., Marsina, K., Lexa, J., Pramuka, S., Mankovska, B., Curlik, J., Sefcik, P., Vojtas, J., Daniel, J. and Luciviansky, L., 1997. Geochemical atlas of the Slovak Republic at a scale 1:1,000,000: Journal of Geochemical Exploration, v. 60(1), p. 7-37.

-Wei, B., Jiang, F., Li, X. and Mu, S., 2010. Heavy metal induced ecological risk in the city of Urumqi, NW China, Environmental Monitoring and Assessment, v. 160, p. 33-45.

-Yongming, H., Peixuan, D., Junji, C. and Posmentier, E.S., 2006. Multivariate analysis of heavy metal contamination in urban dusts of Xi'an, Central China: Science of The Total Environment, v. 355, p. 176-186.

-Zhang, X.P., Deng, W. and Yang, M., 2002. The background concentrations of 13 soil trace elements and their ationships to parent materials and vegetation in Xizang (Tibet), China: Journal of Asian Earth Sciences, v. 21, p. 167-174.

-Zhang, W., Feng, H., Chang, J., Qu, J., Xie, H. and Yu, L., 2009. Heavy metal contamination in surface sediments of yongtze river intertidal zone: An assessment from different indexes: Environmental pollution, v. 157, p. 1533-1543.

-Zhao, S., Feng, C., Yang, Y., Niu, J. and Shen, Z., 2012. Risk assessment of sedimentary metals in the Yangtze Estuary: New evidence of the relationships between two typical index methods: Journal of Hazardous Materials, v. 241- 242, p. 164-172.