

ارزیابی میزان آلودگی برخی از عناصر سنگین در خاک سطحی شهرک صنعتی سمنان و اراضی اطراف آن

مهدیه نیکروش^۱، علیرضا کریمی^{۲*}، عیسی اسفندیارپور^۳، امیرفتوت^۴

۱. دانشجوی کارشناسی ارشد گروه علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه فردوسی مشهد

۲. دانشیار گروه علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه فردوسی مشهد

۳. دانشیار گروه علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه ولی عصر رفسنجان

۴. استاد گروه علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه فردوسی مشهد

(تاریخ دریافت: ۱۳۹۴/۴/۳۱؛ تاریخ تصویب: ۱۳۹۶/۶/۳۰)

چکیده

هدف از این مطالعه، ارزیابی نقش عوامل انسان‌زاد (آنتروپوژنیک) و زمین‌زاد (لیتوژنیک) در میزان آلودگی خاک‌های سطحی شهرک صنعتی سمنان و اراضی اطراف آن توسط عناصر سنگین سرب، روی، مس، کادمیوم، نیکل و کروم بود. برای این منظور، ۹۳ نمونه مرکب خاک سطحی از عمق صفر تا ۱۰ سانتی‌متری در منطقه‌ای به وسعت ۱۱۷ کیلومتر مربع جمع‌آوری گردید و غلظت عناصر گفته شده در عصاره تیزاب سلطانی توسط دستگاه جذب اتمی اندازه‌گیری شد. برای ارزیابی آلودگی از شاخص‌های غنی‌سازی، شاخص زمین‌انباشت، ضریب آلودگی و ضریب بار آلودگی استفاده شد. مقایسه غلظت عناصر سنگین و روند تغییرات آن‌ها واحدهای ژئومورفیک نشان داد که عناصر سرب، روی، کادمیوم و مس تحت تأثیر منشأ انسان‌زاد و عناصر نیکل و کروم دارای منشأ زمین‌زاد می‌باشند. غلظت سرب، روی و کادمیم با به‌ترتیب میانگین ۹۳/۹، ۱۲۶/۹ و ۱/۹ میلی‌گرم بر کیلوگرم در واحد D (محدوده شهرک صنعتی) تفاوت معنی‌داری با سایر واحدها داشتند. میانگین عناصر مس، نیکل و کروم در کل منطقه به‌ترتیب ۲۲، ۲۰ و ۹/۷ میلی‌گرم بر کیلوگرم بود و واحدها تفاوت قابل توجهی با یکدیگر نداشتند. اگرچه مقدار مس در محدوده شهرک صنعتی و واحد مجاور آن اندکی بیشتر از سایر واحدها بود. شاخص غنی‌سازی نشان داد که واحدهای D و E (مجاور شهرک صنعتی) دارای بیشترین آلودگی به‌واسطه فعالیت‌های صنعتی می‌باشند. با توجه به شاخص زمین‌انباشت، می‌توان گفت، خاک منطقه مورد مطالعه از نظر کیفیت زیست‌محیطی برای همه عناصر به‌جز سرب و کادمیوم در سطح غیرآلوده قرار دارند. نقشه پراکنش مکانی ضریب بار آلودگی نیز نشان داد که آلودگی به فلزات سنگین در واحدهای واقع در شرق و جنوب‌شرقی واحد D که در جهت وزش باد قرار دارند، بیشتر بود.

کلید واژگان: شاخص غنی‌سازی، شاخص زمین‌انباشت، ضریب آلودگی، ضریب بار آلودگی، شهرک صنعتی سمنان

۱. مقدمه

انسانی در مناطق شهری، مشکل آلاینده‌گی فلزات سنگین در خاک‌های شهری را تشدید کرده است (Chen et al., 2005 and Li et al., 2008).

اگرچه امروزه، پژوهش‌های فراوان، نقش فعالیت‌های انسانی در افزایش عناصر سنگین را آشکار کرده‌اند؛ لیکن نباید از نقش مواد مادری در مقدار عناصر سنگین در خاک غافل شد. به عبارت دیگر، با وجود این که بیشتر به نقش فعالیت‌های انسانی در آلودگی خاک به عناصر سنگین پرداخته می‌شود، این فلزات به‌طور طبیعی نیز در خاک وجود دارند (Yalcin et al., 2007).

Shi و همکاران (۲۰۰۸) توزیع مکانی برخی عناصر سنگین را در خاک‌های سطحی شانگهای چین بررسی کردند. آن‌ها منبع ورود عناصر روی، مس و سرب را به‌طور عمده فعالیت‌های انسانی بیان نمودند و عوامل طبیعی را عامل افزایش نیکل به محیط عنوان کردند. Serelis و همکاران (۲۰۱۰) به‌منظور تعیین نوع منابع آلودگی فلزات سنگین در منطقه‌ای در یونان، به این نتیجه رسیدند که کبالت و نیکل دارای منشأ زمین‌زاد و فلزات کادمیوم، روی و سرب دارای منبع انسان‌زاد می‌باشند که به فعالیت‌های وابسته به استخراج و ذوب فلزات در زمان گذشته در این منطقه نسبت داده شدند. یکی از روش‌های معمول برای ارزیابی وضعیت آلودگی خاک به عناصر سنگین، استفاده از شاخص‌های آلودگی می‌باشد. شاخص زمین‌انباشتگی، ضریب آلودگی، ضریب بار آلودگی از معیارهایی هستند که با در نظر گرفتن غلظت عناصر، درجه آلودگی خاک‌های یک منطقه را نشان می‌دهند (Reddy et al., 2004).

Gravand و همکاران (۲۰۱۲) به‌منظور ارزیابی ژئوشیمیایی و زیست محیطی فلزات سنگین در خاک حاصل از شیست‌های گرگان با استفاده از شاخص‌های آلودگی، نشان دادند که میزان ضرایب آلودگی آهن، وانادیوم و کبالت در حد پایین بود و در مجموع، خاک این مناطق از نظر کیفیت زیست محیطی در گروه مناطق فاقد آلودگی یا با آلودگی بسیار ضعیف، طبقه‌بندی شد. شاخص

امروزه آلودگی خاک از مسائل زیست‌محیطی مهمی است که باید مورد توجه قرار گیرد. فعالیت‌های صنعتی باعث آلودگی و تجمع فلزات سنگین در خاک می‌شوند. آلودگی خاک به‌طور قابل توجهی کیفیت محیط زیست را کاهش می‌دهد و سلامتی انسان را تهدید می‌کند (Canbay et al., 2010). فلزات سنگین به‌دلیل ایجاد سمیت، اثرات تجمعی، زمان ماندگاری طولانی در محیط، سرطان‌زایی و غیرقابل تجزیه بودن، به‌عنوان یک مشکل زیست‌محیطی مهم به‌شمار می‌روند (Mico et al., 2006). این عناصر به‌دلیل تحرک کم در طول مدت زمان‌های طولانی در خاک انباشته می‌شوند. تجمع این عناصر در خاک در نهایت باعث ورود آنها به چرخه غذایی و تهدید سلامت انسان و سایر موجودات می‌شود (Dabiri, 2008).

منابع اصلی آلودگی فلزات سنگین شامل منبع انسان‌زاد (آنتروپوژنیک) و زمین‌زاد (لیتوژنیک) است (Alloway, 1995 and Wei, 2010). استخراج معادن، ذوب فلزات، صنایع الکترونیکی، لجن فاضلاب، مکان‌های دفع زباله، انتشار آلاینده‌ها از حمل و نقل شهری و کودهای کشاورزی از جمله منابع انسانی ورود فلزات سنگین به خاک هستند (Martley et al., 2004; Möller et al., 2005 and Moy et al., 2008). مطالعات زیادی نشان داده‌اند که خاک‌های مناطق شهری به‌وسیله عناصر سنگین آلوده شده‌اند که این پدیده بیشتر به‌دلیل افزایش صنایع، ترافیک و استخراج معادن در مناطق شهری است (De Kimpe et al., 2000). برای نمونه، بیشترین غلظت سرب در خاک‌ها به‌طور عمده در مجاورت جاده‌های پرتردد وجود دارد (Shayler et al., 2009). در چند دهه اخیر، نگرانی‌های زیادی به‌دلیل مشکل آلودگی خاک‌های شهری با فلزات سنگین با توجه به افزایش شهرنشینی و صنعتی شدن به‌وجود آمده است. مدرنیزاسیون در صنعت و وجود فعالیت‌های فشرده

شده است که رسوبات آن‌ها از این ارتفاعات تأمین می‌شوند. با این وجود، هنوز مطالعه‌ای برای بررسی وضعیت عناصر سنگین و نقش عوامل انسان‌زاد و زمین‌زاد در این منطقه انجام نشده است.

هدف از این پژوهش، بررسی توزیع فلزات سنگین سرب، روی، مس، نیکل، کادمیوم و کروم در منطقه شهرک صنعتی سمنان و اراضی اطراف آن با در نظر گرفتن منشأ رسوبات و خاک‌ها در قالب واحدهای ژئومورفیک و همچنین موقعیت آن‌ها نسبت به عوامل انسان‌زاد آلودگی (شهرک صنعتی) بود.

۲. مواد و روش‌ها

۱.۲. منطقه مورد مطالعه

منطقه مورد مطالعه در محدوده طول‌های شرقی $۵۳^{\circ} ۲۶'$ تا $۵۳^{\circ} ۳۶'$ و عرض‌های شمالی $۳۴^{\circ} ۳۵'$ تا $۳۵^{\circ} ۴۱'$ و در فاصله تقریبی ۸ کیلومتری شهر سمنان قرار دارد که جاده سمنان به مشهد از آن عبور می‌کند (شکل ۱). میانگین ارتفاع از سطح دریا ۱۱۳۲ متر و میانگین دما و بارندگی سالانه به ترتیب ۱۶ درجه سلسیوس و $۱۸۱/۹$ میلی‌متر است. جهت باد غالب بر اساس داده‌های هواشناسی ایستگاه سینوپتیک سمنان شمال غربی و جهت باد نایب غالب که بیشترین فراوانی را پس از باد غالب دارد، شمالی است. میانگین سرعت باد در این ایستگاه $۳/۵$ متر بر ثانیه می‌باشد.

این منطقه بخشی از دامنه ارتفاعات البرز با مواد مادری مختلف شامل سنگ‌های آتشفشانی آندزیت و ریولیت، سنگ آهک، شیل، ماسه‌سنگ و رسوبات مارنی است (Aghanabati & Hamed, 1995). بر اساس منشأ رسوبات و سیمای اراضی منطقه، هفت واحد ژئومورفیک در آن شناسایی شدند. واحدهای A, B, C, D و E بخشی از مخروطه‌افکنه‌هایی هستند که از رسوبات منتقل شده از حوزه‌های آبخیز بالادست تشکیل شده‌اند. این مخروطه‌افکنه‌ها دارای حوضه‌های آبخیز جداگانه‌ای

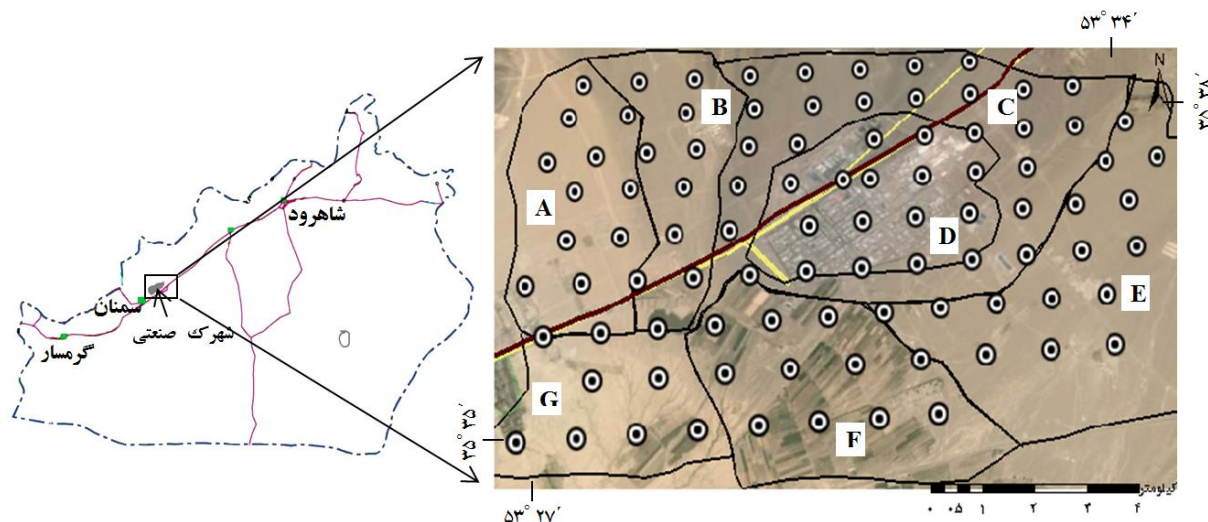
زمین‌انباشت و شاخص بار آلودگی برای ارزیابی خطرات زیست‌محیطی فلزات سنگین در خاک و رسوبات به کار می‌روند (Dankoub et al., 2012 and Li et al., 2012).

در بیشتر مطالعات انجام شده در زمینه عناصر سنگین، به نقش مواد مادری و فرایندهای ژئومورفیک به صورت کم‌رنگ پرداخته می‌شود. در این مطالعات بدون در نظر گرفتن اشکال اراضی و مواد مادری، از یک منطقه وسیع نمونه‌برداری می‌گردد؛ در حالی که می‌توان نقش مواد مادری و فرایندهای خاک‌سازی را در قالب واحدهای ژئومورفیک نشان داد. Safari و همکاران (۲۰۱۴) با در نظر گرفتن واحدهای ژئومورفیک و مواد مادری، عامل اصلی غلظت زیاد نیکل در خاک‌های اطراف مشهد را نوع مواد مادری ذکر کردند. آن‌ها نشان دادند که میانگین غلظت نیکل خاک‌های تشکیل شده روی سنگ‌های فوق بازی موجود در غرب مشهد برای کاربری‌های کشاورزی و مرتع، به ترتیب $۱۶۸/۶$ و $۲۰۵/۹$ میلی‌گرم بر کیلوگرم است؛ در حالی که برای خاک‌های شهر مشهد که در اصل بر روی یک دشت دامنه‌ای قرار گرفته‌اند و رسوبات آن‌ها به‌طور عمده ترکیبی از سنگ‌های آذرین فوق بازی و دگرگونی است، این میانگین برابر $۶۸/۹$ میلی‌گرم بر کیلوگرم است که خیلی کمتر از دو کاربری دیگر است.

در سال‌های اخیر، شهرک‌های صنعتی، در نزدیکی شهرها تأسیس و گسترش پیدا کرده‌اند. فعالیت‌های انجام شده در این شهرک‌ها که عامل توسعه و پیشرفت در کشور به حساب می‌آیند، بایستی به‌گونه‌ای باشند که کمترین آسیب‌ها را به محیط زیست از جمله خاک وارد کنند. شهرک صنعتی سمنان، در نزدیکی شهر و در حاشیه جاده پر ترددی قرار دارد که مرکز ایران را به شمال شرق کشور متصل می‌کند. در این محدوده، وجود کارخانجات صنعتی از یک سو و تردد زیاد وسایل سنگین از سوی دیگر، منابع احتمالی افزایش عناصر سنگین به خاک هستند. به علاوه، این منطقه در دامنه جنوبی بخشی از ارتفاعات البرز قرار گرفته است که از نظر زمین‌شناسی متنوع است و از واحدهای ژئومورفیک متفاوتی تشکیل

مخروط افکنه قرار گرفته‌اند که واحد D به‌عنوان محدوده شهرک صنعتی جدا شد (شکل ۱).

هستند که این حوضه‌ها از مواد مادری متفاوت تشکیل شده‌اند. واحدهای F و G نیز به‌ترتیب بخشی از دشت دامنه‌ای و پلایا می‌باشند. واحدهای C و D بر روی یک



شکل ۱. موقعیت منطقه مطالعاتی به‌همراه واحدهای ژئومورفیک تفکیک‌شده و نقاط نمونه‌برداری آن‌ها

مرک با درجه خلوص بالا، استفاده شد. برای کنترل کیفیت آنالیز، تعدادی نمونه استاندارد تهیه شد و به همراه نمونه‌های اصلی اندازه‌گیری شد که میزان بازیابی ۹۵ تا ۱۰۲ درصد اندازه‌گیری شد. برای تعیین درستی اندازه‌گیری‌ها، اندازه‌گیری غلظت عناصر برای ۲۰ درصد نمونه‌ها (۱۸ نمونه) تکرار شد که خطای آن‌ها کمتر از ۵ درصد بود. حد تشخیص برای عناصر سرب، روی، مس، نیکل، کادمیوم و کروم به ترتیب ۰/۰۱۲، ۰/۰۰۳، ۰/۰۰۴، ۰/۰۰۸، ۰/۰۰۲۸ و ۰/۰۰۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم بود.

۳.۲. تجزیه و تحلیل داده‌ها

آماره‌های توصیفی شامل میانگین، انحراف معیار، حداقل، حداکثر و ضریب تغییرات محاسبه شدند. مقایسه میانگین بین واحدها، بر روی داده‌های نرمال در نرم افزار JAMP در سطح ۵ درصد توسط آزمون دانکن انجام شد. برای بررسی نرمال بودن یا نبودن توزیع داده‌ها از آزمون

۲.۲. نمونه‌برداری و تجزیه‌های آزمایشگاهی

در این پژوهش، ۹۳ نمونه خاک سطحی با فواصل تقریبی ۱۰۰۰ متر از عمق صفر تا ۱۰ سانتی‌متری به‌صورت مرکب برداشت شد. بدین ترتیب که ابتدا یک نقطه انتخاب شد و سپس از ۴ نقطه در اطراف آن، از فواصل حدود ۵۰ متری نمونه خاک جمع‌آوری گردید. در ادامه، همه نمونه‌ها با هم مخلوط و یک نمونه خاک واحد تهیه شد. برای انجام آزمایش‌های فیزیکی و شیمیایی، نمونه‌های خاک پس از هواخشک شدن از الک ۲ میلی‌متری عبور داده شدند و آزمایش‌های مذکور بر روی آن‌ها انجام شد.

عناصر سنگین خاک توسط تیزاب سلطانی عصاره‌گیری شدند (ISO/CD 11466, 1995). در نهایت، غلظت عناصر سرب، روی، مس، نیکل، کادمیوم و کروم در عصاره‌های تهیه‌شده با استفاده از دستگاه جذب اتمی مدل PG-990 در گروه علوم خاک دانشگاه فردوسی مشهد اندازه‌گیری شد. برای کالیبراسیون دستگاه از مواد آزمایشگاهی شرکت

عنصر شیل که به عنوان غلظت زمینه برای شاخص زمین‌انباشت انتخاب شد، برای Ni، Cd، Cu، Zn، Pb و Cr به ترتیب ۲۰، ۹۵، ۴۵، ۰/۳، ۶۸ و ۹۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم می‌باشد (Wedepohl & Turekian, 1961). ضریب ۱/۵ نیز به منظور تصحیح اثرات زمین‌شناختی در محیط و تغییرات جزئی که در اثر فعالیت‌های انسانی ممکن است به وجود آید، استفاده می‌شود. Muller (1969) خاک‌ها را از نظر درجه آلودگی به شش گروه تقسیم‌بندی نموده است (جدول ۱).

۳.۴.۲. ضریب آلودگی^۴ (CF) و ضریب بار آلودگی^۵ (PLI) ضریب آلودگی، بیانگر میزان آلودگی خاک یا رسوبات به عناصر سنگین است و از تقسیم غلظت عنصر در هر نمونه برداشت شده به غلظت همان عنصر در نمونه زمینه از رابطه زیر به دست می‌آید.

$$CF = \frac{C_{Sample}}{C_{Background}} \quad (\text{معادله ۳})$$

در این رابطه، CF ضریب آلودگی، C_{sample} غلظت عنصر در نمونه و $C_{background}$ غلظت عنصر در زمینه می‌باشد. اگر $CF < 1$ باشد، نشان‌دهنده وجود آلودگی در خاک است و اگر $CF > 1$ باشد به این معنی است که آلودگی عنصری وجود ندارد.

ضریب بار آلودگی برای بررسی میزان سمیت فلزات سنگین در خاک و تأثیر آن بر روی کیفیت زیست‌محیطی خاک مورد مطالعه قرار می‌گیرد و از رابطه زیر محاسبه می‌شود (Angulo, 1996).

$$PLI = \sqrt[n]{CF1 \times CF2 \times \dots \times CFn} \quad (\text{معادله ۴})$$

در این رابطه، PLI ضریب بار آلودگی، CF ضریب آلودگی و n تعداد فلزات مورد مطالعه می‌باشد. اگر PLI نزدیک به عدد یک باشد، نشان‌دهنده این است که بار یا غلظت فلزات سنگین نزدیک به غلظت زمینه است و اگر بیشتر از یک باشد، میزان آلودگی نسبت به زمینه را نشان می‌دهد که نمایانگر آلودگی خاک است.

کولموگروف-اسمیرنوف^۱ در نرم‌افزار SPSS استفاده شد. همچنین از ضریب همبستگی پیرسون به منظور تفسیر روابط بین فلزات سنگین مورد مطالعه استفاده شد. تمامی تحلیل‌های آماری با استفاده از نرم‌افزار SPSS16 انجام شدند. نقشه پراکنش ضریب بار آلودگی نیز در محیط نرم‌افزار Arc GIS 10 رسم گردید.

۴.۲. محاسبه شاخص‌های آلودگی

۴.۲.۱ شاخص غنی‌سازی^۲ (EI)

این شاخص توسط معادله ۱ محاسبه می‌شود (Křibek *et al.*, 2010). EI نسبت غلظت فلزات نمونه‌برداری شده در خاک سطحی به مقادیر میانگین همان فلزات در خاک سطحی منطقه می‌باشد. در معادله زیر به عنوان مثال، Pb غلظت سرب در یک نقطه معین و M_{Pb} میانگین غلظت سرب در منطقه و n تعداد فلزات مورد مطالعه (در اینجا ۶ فلز) است. Křibek و همکاران (۲۰۱۰) اظهار داشته‌اند که مناطقی با EI بیشتر از ۱، به عنوان مناطق آلوده شده از طریق فعالیت‌های انسانی محسوب می‌شوند.

$$EI = \frac{\frac{Pb}{MPb} + \frac{Zn}{MZn} + \frac{Ni}{MNi} + \frac{Cd}{MCd} + \frac{Cr}{MCR}}{n} \quad (\text{معادله ۱})$$

۴.۲.۲ شاخص زمین‌انباشت^۳ (Igeo)

شاخص زمین‌انباشت، شاخص تجمع ژئوشیمیایی و یا شاخص شدت آلودگی در رسوبات و خاک می‌باشد که توسط Muller (۱۹۶۹) ارائه شده است و با استفاده از رابطه زیر محاسبه می‌شود:

$$Igeo = \log \frac{Cn}{1/5 \times Bn} \quad (\text{معادله ۲})$$

در این رابطه، Igeo شاخص زمین‌انباشت مولر، C_n غلظت فلزات سنگین در رسوبات و خاک و B_n غلظت زمینه مورد نظر (میانگین شیل) می‌باشد. غلظت متوسط

^۱. Kolmogrov- Smirnov test

^۲. Enrichment index

^۳. Geoaccumulation index

^۴. Contamination factor

^۵. Pollution load index

جدول ۱. طبقات شاخص زمین‌انباشت مولر

شاخص زمین‌انباشت	توصیف شاخص
>۰	غیرآلوده
۰-۱	غیرآلوده تا کمی آلوده
۱-۲	کمی آلوده
۲-۳	کمی آلوده تا خیلی آلوده
۳-۴	خیلی آلوده
۴-۵	خیلی آلوده تا شدیداً آلوده
≤۵	شدیداً آلوده

۳.۴.۳. محاسبه غلظت زمینه

برای تعیین غلظت زمینه، ابتدا باید مفهوم آن روشن شود. Hawkes & Webb (1962) غلظت زمینه را مقدار نرمال یک عنصر در مناطق غیر آلوده بیان می‌کند. در اصل غلظت زمینه در یک منطقه یک عدد نیست بلکه یک دامنه است و برای چند دهه از $[\text{mean} \pm \text{sdev}]$ برای تعیین محدوده غلظت زمینه استفاده شده است (Reimann *et al.*, 2005). ولی معمولاً غلظت عناصر سنگین توزیع نرمال ندارند و Reimann و همکاران (۲۰۰۵) توصیه می‌کنند که از $[\text{median} \pm 2\text{MAD}]$ برای تعیین محدوده غلظت زمینه استفاده شود و مفهوم آن این است که نمونه‌هایی که مقدار یک عنصر در آن‌ها در این محدوده قرار می‌گیرد، در محدوده طبیعی آن منطقه قرار دارد و مقادیر بالا به دلیل آنومالی زمین‌شناختی یا آلودگی است. حدبالای این محدوده به عنوان غلظت زمینه در نظر گرفته می‌شود. اخیراً، از این روش برای تعیین غلظت زمینه استفاده می‌شود (Mrvić *et al.*, 2011; Esmaeili *et al.*, 2014 and Teng *et al.*, 2010).

همان‌گونه که گفته شد برای تعیین غلظت زمینه، باید از مناطقی نمونه‌برداری کرد که تحت تأثیر آلودگی انسان‌زاد قرار نگرفته باشند، اگر چه معمولاً پیدا کردن این مناطق مشکل است (Mrvić *et al.*, 2011) همان مطلبی که Hawkes & Webb (۱۹۶۲) در ابتدا به آن اشاره کرده‌اند.

در این مطالعه برای تعیین غلظت زمینه، با توجه به تنوع زمین‌شناسی و موقعیت آلوده‌کننده‌ها، تعداد ۱۸

نقطه انتخاب شد و حدود غلظت زمینه با استفاده از $[\text{median} \pm 2\text{MAD}]$ تعیین شد و حد بالای آن یعنی $[\text{median} + 2\text{MAD}]$ به عنوان غلظت زمینه استفاده شد.

۳. نتایج

۳.۱. تغییرات غلظت عناصر سنگین در واحدهای

ژئومورفیک

خصوصیات آماری غلظت کل فلزات مورد بررسی در هر یک از واحدهای ژئومورفیک و در کل منطقه در جدول ۲ نشان داده شده‌اند. میانگین، حداقل و حداکثر مقدار سرب در کل منطقه به ترتیب ۴۹/۲، ۱۱/۶ و ۵۱۱/۲ میلی‌گرم بر کیلوگرم می‌باشد، که بیشترین میزان سرب در واحد D در محدوده کارخانه تولید صنایع فلزی است. همچنین، در اطراف تصفیه‌خانه فاضلاب شهرک صنعتی، که در قسمت جنوبی شهرک قرار دارد، مقادیر بالایی از سرب (۱۷۲ و ۲۲۳ میلی‌گرم بر کیلوگرم) مشاهده شد. میانگین غلظت سرب در واحد D تفاوت معنی‌داری با سایر واحدها به جز واحد E دارد (شکل ۲-الف). کمترین میانگین سرب (۲۶/۹ میلی‌گرم بر کیلوگرم) مربوط به واحد G است که با شهرک صنعتی فاصله دارد و به صورت معنی‌داری کمتر از واحدهای C، D و E است. مقدار سرب واحد E با وجود این‌که کمتر از واحد D است تفاوت معنی‌داری با آن ندارد (شکل ۲-الف) ولی از سایر واحدها بیشتر است.

تغییرات روی در کل منطقه و واحدها، مشابه وضعیت

تغییرات و انحراف معیار نسبت به واحد C شده است (جدول ۱). در مقابل، مقدار میانگین روی در واحد E تفاوت معنی‌داری با واحد D ندارد ولی کمتر از آن است و نسبت به سایر واحدها بیشتر است و از واحدهای A، B و G به صورت معنی‌داری بیشتر است.

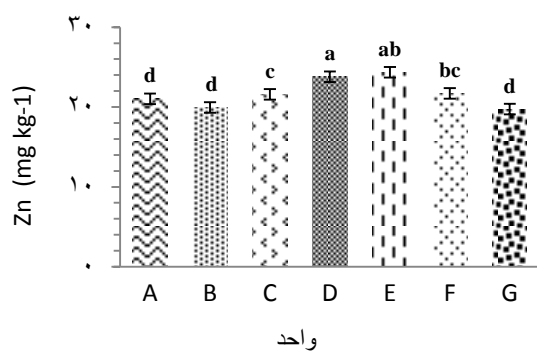
سرب است. میانگین مقدار روی در واحدهای D و E برابر با ۱۲۶/۹ و ۹۹ میلی‌گرم بر کیلوگرم است (جدول ۲). واحد D تفاوت معنی‌داری با همه واحدها به جز واحد E از لحاظ روی دارد (شکل ۲-ب). مشابه سرب، مقدار روی در واحد D بیشتر از واحد C است که می‌تواند به دلیل آلودگی صنعتی باشد و این مسئله باعث افزایش ضریب

جدول ۲. آمار توصیفی غلظت عناصر (mg kg^{-1}) در واحدهای ژئومورفیک منطقه

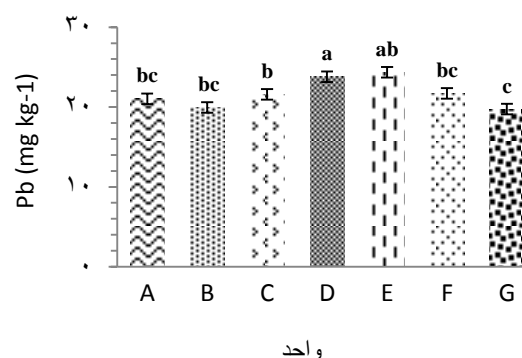
واحد	خلاصه آماری	Pb	Zn	Cu	Ni	Cr	Cd
A (n= ۱۱)	حداقل	۱۷/۳	۴۱/۳	۱۸/۴	۱۸	۶/۹	۰/۸
	حداکثر	۴۵/۱	۷۱	۲۲/۳	۲۷/۲	۱۲	۲
	میانگین	۳۴	۵۶/۵	۲۱	۲۱/۴	۸/۹	۱/۷
	انحراف معیار	۱۰	۱۰/۳	۱/۷	۳/۶	۱/۷	۰/۳
	ضریب تغییرات	۲۹/۹	۱۸/۲	۸	۱۶/۷	۱۸/۳	۲۱
B (n= ۹)	حداقل	۲۳/۸	۴۲/۵	۱۷	۱۳/۶	۶/۴	۰/۹
	حداکثر	۴۴/۹	۶۷/۱	۲۴	۲۰/۸	۱۰/۱	۲/۱
	میانگین	۳۲/۵	۵۲/۲	۱۹/۹	۱۸/۳	۸/۷	۱/۵
	انحراف معیار	۷/۱	۷/۳	۱/۹	۲/۴	۱/۷	۰/۴
	ضریب تغییرات	۲۲	۱۴/۱	۹/۷	۱۳/۴	۱۸/۸	۲۶/۲
C (n= ۲۰)	حداقل	۱۶/۹	۳۴/۱	۱۸/۸	۱۴/۳	۷	۰/۸
	حداکثر	۹۲/۹	۱۶۵/۵	۲۶/۵	۲۶/۱	۱۴/۴	۲
	میانگین	۴۳/۲	۸۰/۷	۲۱/۶	۲۰/۷	۹/۹	۱/۴
	انحراف معیار	۲۳/۴	۳۳/۱	۲/۱	۲/۷	۲	۰/۳
	ضریب تغییرات	۵۴/۳	۴۱/۱	۹/۹	۱۳/۲	۲۰/۷	۲۴/۲
D (n= ۱۷)	حداقل	۲۶/۱	۶۴/۸	۱۸/۲	۹/۲	۵/۵	۱/۴
	حداکثر	۵۱۱/۲	۲۴۷/۹	۴۲/۰	۲۶/۳	۱۳/۵	۲/۹
	میانگین	۹۳/۹	۱۲۶/۹	۲۳/۹	۱۸/۲	۸/۶	۱/۹
	انحراف معیار	۱۲۰/۶	۵۳/۱	۶/۷	۴/۵	۲/۵	۰/۳
	ضریب تغییرات	۱۲۸/۴	۴۱/۹	۲۸/۱	۲۴/۸	۲۸/۴	۱۴/۳
E (n= ۱۴)	حداقل	۲۰/۶	۸۵/۴	۱۹/۹	۱۸/۷	۴/۴	۱/۳
	حداکثر	۷۸/۷	۱۱۸/۴	۳۰/۳	۲۷/۹	۱۷/۴	۲/۱
	میانگین	۵۱/۳	۹۹	۲۴/۳	۲۳/۱	۱۰/۷	۱/۷
	انحراف معیار	۱۳/۵	۸/۷	۲/۸	۳	۳/۷	۰/۲
	ضریب تغییرات	۲۶/۳	۸/۸	۱۱/۶	۱۳/۱	۳۴/۱	۱۲/۸
F (n= ۱۳)	حداقل	۱۵/۷	۶۶	۱۹/۱	۱۶/۸	۳/۵	۱/۵
	حداکثر	۵۶/۶	۱۰۳/۲	۲۴/۹	۲۱/۹	۲۰/۱	۱/۸
	میانگین	۳۷/۱	۸۱	۲۱/۷	۱۹/۱	۱۱/۵	۱/۷
	انحراف معیار	۱۴/۱	۱۲/۵	۱/۴	۱/۶	۵/۴	۰/۱
	ضریب تغییرات	۳۸/۱	۱۵/۵	۶/۷	۸/۶	۵۰/۱	۶/۵
G (n= ۹)	حداقل	۱۱/۶	۳۸/۲	۱۷/۶	۱۷/۵	۴/۶	۱/۵
	حداکثر	۳۹/۲	۷۴	۲۳/۸	۲۲/۳	۲۲/۳	۱/۷
	میانگین	۲۶/۹	۵۹/۴	۱۹/۷	۱۹/۶	۸/۷	۱/۶
	انحراف معیار	۱۰/۵	۱۱/۸	۲/۲	۱/۷	۵/۶	۰/۱
	ضریب تغییرات	۳۹/۱	۱۹/۹	۱۱/۱	۸/۹	۶۴	۴/۳
کل منطقه (n= ۹۳)	حداقل	۱۱/۶	۳۴/۱	۱۶/۹	۹/۲	۳/۵	۰/۷
	حداکثر	۵۱۱/۲	۲۴۷/۹	۴۲	۲۷/۹	۲۲/۳	۲/۸
	میانگین	۴۹/۲	۸۴/۴	۲۲	۲۰	۹/۷	۱/۶
	انحراف معیار	۵/۷	۳/۸	۳/۷	۳/۴	۳/۶	۰/۳
	ضریب تغییرات	۱۱/۵	۴/۴	۱۶/۸	۱۷/۱	۳۷/۲	۰/۲

مقدار را دارد و تفاوت معنی داری را با سایر واحدها نشان می‌دهد (شکل ۲-و). غلظت نیکل و کروم به ترتیب دارای میانگین ۲۰ و ۹/۷ میلی‌گرم بر کیلوگرم است (جدول ۲). نکته جالب توجه این است که غلظت این دو عنصر در واحد D از سایر واحدها کمتر است.

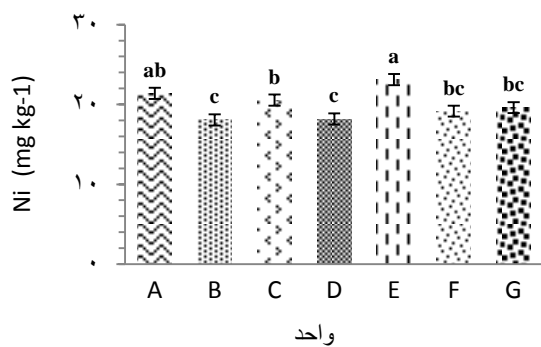
دامنه تغییرات مس در کل منطقه از ۱۶/۹ تا ۴۲ میلی‌گرم بر کیلوگرم است. مشابه سرب و روی، واحد D و بیشترین مقدار مس را دارند ولی سایر واحدها تفاوت معنی داری با یکدیگر ندارند (شکل ۲-ج). میانگین کادمیوم در کل منطقه، ۱/۶ میلی‌گرم بر کیلوگرم است. این عنصر در واحد D با میانگین ۱/۹ میلی‌گرم بر کیلوگرم، بیشترین



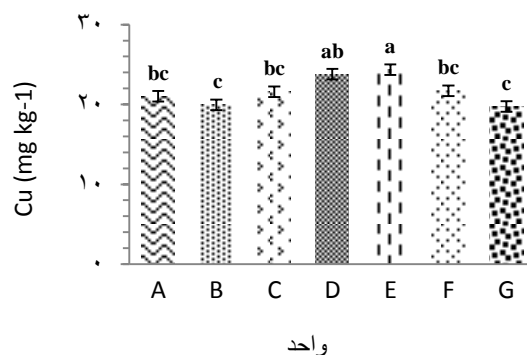
(ب)



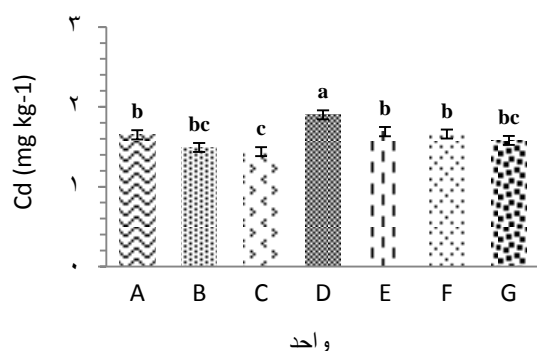
(الف)



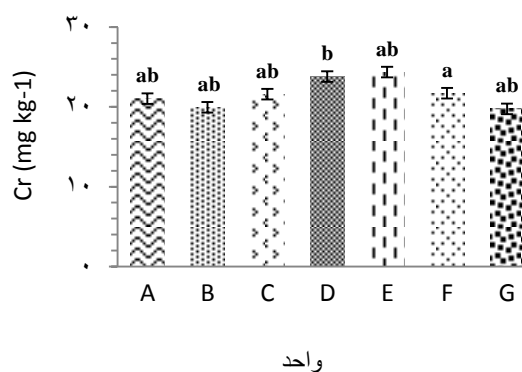
(د)



(ج)



(و)



(ه)

شکل ۲. مقایسه میانگین عناصر سنگین مورد مطالعه در واحدهای ژئومورفیک

طبقه‌بندی می‌شود (Bhattacharya et al., 1977). همان‌گونه که مشاهده می‌شود همبستگی روی با سرب و مس نسبتاً قوی است. همبستگی سرب با مس و نیکل با کروم به ترتیب در سطح ۵ و ۱ درصد معنی‌دار است و همبستگی نسبتاً ضعیف دارند.

جدول ۳ ضریب همبستگی بین فلزات سنگین در منطقه مورد مطالعه را نشان می‌دهد. بر اساس یک تقسیم‌بندی کلی، همبستگی صفر تا ۰/۲۵ در کلاس ضعیف، ۰/۲۵ تا ۰/۵ در کلاس نسبتاً ضعیف، ۰/۵ تا ۰/۷۵ در کلاس نسبتاً قوی و ۰/۷۵ تا ۱ در کلاس قوی

جدول ۳. ضریب همبستگی پیرسون بین عناصر مورد بررسی در منطقه مورد مطالعه

متغیر	Ln Pb	Ln Zn	Ln Cu	Ni	Cd	Cr
Pb	۱					
Zn	۰/۶۴*	۱				
Cu	۰/۳۲**	۰/۵۸*	۱			
Ni	۰/۰۰ ^{ns}	۰/۰۹ ^{ns}	۰/۲۸**	۱		
Cd	۰/۰۴ ^{ns}	-۰/۰۶ ^{ns}	-۰/۱۵ ^{ns}	-۰/۲۲*	۱	
Cr	۰/۱۳ ^{ns}	۰/۰۸ ^{ns}	۰/۲۰*	۰/۳۷*	-۰/۰۵ ^{ns}	۱

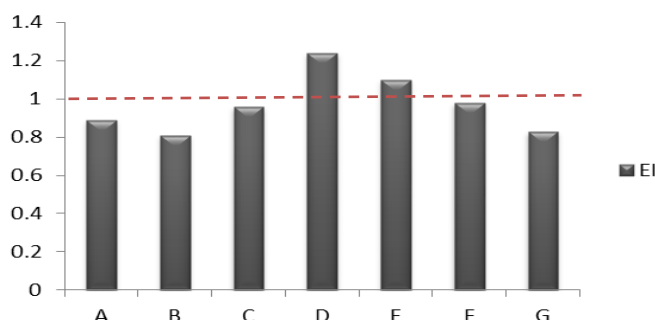
** - در سطح ۱ درصد معنی‌دار است. * - در سطح ۵ درصد معنی‌دار است. ^{ns} - معنی‌دار نیست.

۲.۳. شاخص‌های آلودگی

۱.۲.۳. شاخص غنی‌سازی

شاخص مزبور برای واحدهای D (شهرک صنعتی) و E (واحد مجاور شهرک صنعتی)، بیشتر از یک می‌باشد (شکل ۴)، در نتیجه، امکان آلودگی خاک‌های این واحدها از طریق فعالیت‌های انسان‌زاد وجود دارد. Kříbe و همکاران (۲۰۰۴) ضمن بررسی آلودگی انسان‌زاد با استفاده از EI، نشان دادند که اگرچه آلودگی خاک از طریق گرد و غبارها با افزایش عمق به تدریج کاهش می‌یابد، لیکن در مناطقی که به شدت تحت تأثیر فرآوری و استخراج معادن هستند، میزان EI بالا است.

شاخص غنی‌سازی برای بیان میزان آلودگی از طریق فعالیت‌های انسانی استفاده می‌شود (Kříbek et al., 2004). این شاخص توسط نویسندگان متعددی به منظور بیان درجات آلودگی توسط فلزات سنگین مورد استفاده قرار گرفته است (Li et al., 2001 and Da Silva et al., 2005). میانگین شاخص غنی‌سازی (EI) در هر یک از واحدهای ژئومورفیک در شکل ۳ نشان داده شده است. همان‌گونه که مشخص است، مقدار



شکل ۳. میانگین شاخص غنی‌سازی (EI) فلزات سنگین در واحدهای مورد مطالعه

۲.۲.۳. شاخص زمین‌انباشت

جدول ۴ مقادیر محاسبه‌شده برای شاخص زمین‌انباشت (Igeo) فلزات سنگین در هر یک از واحدهای منطقه را نشان می‌دهد. نتایج به‌دست آمده از مقادیر شاخص زمین‌انباشت بر اساس طبقه‌بندی مولر (جدول ۱) نشان می‌دهند که مقدار این شاخص برای عنصر سرب در همه واحدها به‌جز واحد G (غیر آلوده) در سطح غیر آلوده تا کمی آلوده (Igeo=۰-۱) قرار دارند. همچنین،

برای عنصر کادمیوم نیز به‌جز واحدهای E، F و G کمی آلوده (Igeo=۱-۲) در سطح غیر آلوده تا کمی آلوده قرار دارند. برای سایر عناصر روی، مس، نیکل و کروم در همه واحدها در سطح غیر آلوده (Igeo<0) می‌باشند (جدول ۴). به‌طور کلی، براساس شاخص زمین‌انباشت، می‌توان گفت، خاک منطقه مورد مطالعه از نظر کیفیت زیست‌محیطی برای همه عناصر به‌جز سرب و کادمیوم در سطح غیر آلوده قرار دارند.

جدول ۴. مقادیر شاخص زمین‌انباشت (Igeo) فلزات سنگین مورد مطالعه و تعیین درجه آلودگی آن‌ها

عناصر	A	B	C	D	E	F	G	درجه آلودگی
Pb	۰/۰۳	۰/۰۳	۰/۱۰	۰/۳۱	۰/۲۲	۰/۰۶	-۰/۰۹	غیر آلوده تا کمی آلوده بجز واحد G
Zn	-۰/۴۱	-۰/۴۴	-۰/۲۸	-۰/۰۸	-۰/۱۶	-۰/۲۵	-۰/۳۹	غیر آلوده
Cu	-۰/۵۱	-۰/۵۳	-۰/۵۰	-۰/۴۷	-۰/۴۵	-۰/۴۹	-۰/۵۴	غیر آلوده
Cd	۰/۵۵	۰/۵۱	۰/۴۹	۰/۶۲	۱/۷۱	۱/۶۳	۱/۶۴	غیر آلوده تا کمی آلوده بجز واحدهای E، F و G
Ni	-۰/۶۸	-۰/۷۶	-۰/۷۰	-۰/۷۶	-۱/۷۸	-۱/۷۹	-۱/۸۱	غیر آلوده
Cr	-۱/۱۹	-۱/۲۰	-۱/۱۴	-۱/۲۰	-۱/۱۳	-۱/۱۴	-۱/۲۵	غیر آلوده

۳.۲.۳. ضریب آلودگی و ضریب بار آلودگی

غلظت عناصر سنگین و محدوده غلظت [median±2MAD] برای نمونه‌های زمین در جدول ۵ نشان داده شده است. حد بالایی [median±2MAD] به‌عنوان غلظت زمینه در نظر گرفته شد. غلظت زمینه عناصر سنگین برای Pb، Zn، Cu، Cd، Ni و Cr به ترتیب ۲۴، ۶۱/۳، ۲۰/۸، ۱/۶، ۱۹ و ۸/۷

میلی گرم بر کیلوگرم محاسبه شد. غلظت زمینه سرب، مس و کادمیوم اندکی بیشتر از بخش بالایی پوست قاره‌ای، روی و مس اندکی کمتر و کروم به صورت قابل توجهی کمتر از غلظت این عناصر در بخش بالایی پوست قاره‌ای است (جدول ۵). برای مقایسه، میانگین غلظت عناصر در بخش بالایی پوسته قاره‌ای آورده شده است.

جدول ۵. غلظت عناصر سنگین و محدوده زمینه آن‌ها (mg kg⁻¹) در منطقه مورد مطالعه

عناصر سنگین	حداقل	حداکثر	میانگین	میانه	انحراف معیار	MAD ^a	Median ± 2MAD	UCC ^b
Pb	۱۱/۶	۴۴	۲۱/۶	۱۸/۶	۷/۸	۲/۷	۱۳/۲-۲۴	۱۴/۸
Zn	۳۴/۱	۹۱/۴	۵۵/۹	۴۸/۵	۱۸/۱	۶/۴	۳۵/۷-۶۱/۳	۶۵
Cu	۱۶/۹	۲۱/۹	۱۹/۳	۱۹/۲	۱/۳	۰/۸	۱۷/۶-۲۰/۸	۲۵
Cd	۰/۸	۱/۶	۱/۳	۱/۵	۰/۳	۰/۰۷	۱/۴-۱/۶	۰/۱
Ni	۱۳/۷	۱۹/۵	۱۷/۳	۱۷/۶	۱/۶	۰/۷	۱۶/۲-۱۹	۵۶
Cr	۳/۵	۷/۹	۶	۶/۵	۱/۵	۱/۱	۴/۳-۸/۷	۱۲۶

^a: میانه قدر مطلق انحرافات، ^b: بخش بالایی پوسته قاره‌ای

روی، مس و کادمیوم که دارای منشأ انسان‌زاد می‌باشند دارای بالاترین ضریب آلودگی در واحد شهرک صنعتی (واحد D) هستند. همچنین، بعد از واحد D، واحدهای E، C و F که در جهت باد منطقه و در اطراف شهرک صنعتی هستند، دارای بیشترین ضریب آلودگی می‌باشند. مقادیر ضریب بار آلودگی در جدول ۷ نمایانگر، ضریب بار آلودگی بالا به ترتیب در واحدهای D، E، F و C است.

همان‌طور که مشاهده می‌شود، در کل منطقه، میزان ضریب آلودگی همه عناصر سنگین مورد مطالعه، بیشتر از یک ($CF > 1$) است که نشان می‌دهد غلظت این عناصر نسبت به غلظت زمینه، آلوده است (جدول ۶). ضریب آلودگی عناصر مورد مطالعه نسبت به مقدار زمینه برای عناصر مورد مطالعه در کل منطقه به صورت $Pb > Zn > Cr > Ni = Cu > Cd$ می‌باشد.

همان‌طور که از جدول ۵ مشخص است عناصر سرب،

جدول ۶. وضعیت ضریب آلودگی فلزات سنگین در واحدهای ژئومورفیک و کل منطقه

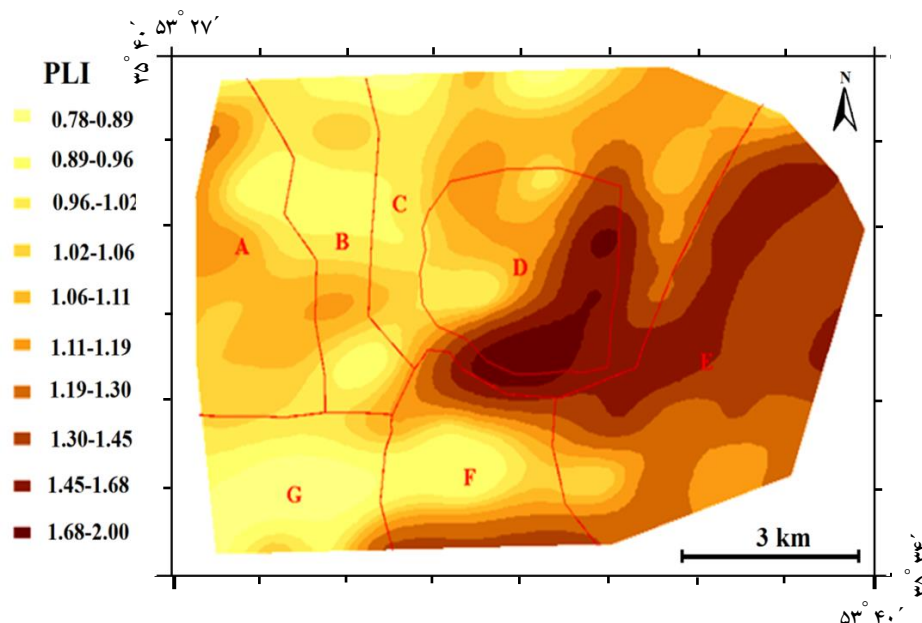
عناصر	A	B	C	D	E	F	G	کل منطقه
Pb	۱/۴۲	۱/۳۵	۱/۸۱	۳/۹۱	۲/۱۴	۱/۵۵	۱/۱۲	۲/۰۵
Zn	۰/۹۲	۰/۸۵	۱/۳۳	۲/۰۷	۱/۶۲	۱/۳۲	۰/۹۷	۱/۳۸
Cu	۱/۰۱	۰/۹۶	۱/۰۴	۱/۱۴	۱/۱۷	۱/۰۴	۰/۹۵	۱/۰۶
Cd	۱/۰۳	۰/۹۳	۰/۹۰	۱/۱۹	۱/۰۶	۱/۰۴	۰/۹۹	۱/۰۲
Ni	۱/۱۳	۰/۹۵	۱/۰۸	۰/۹۶	۱/۲۲	۱/۰۱	۱/۰۳	۱/۰۶
Cr	۱/۰۳	۰/۹۹	۱/۱۴	۱/۰۱	۱/۲۳	۱/۳۲	۱/۰۰	۱/۱۱

جدول ۷. مقادیر میانگین ضریب بار آلودگی (PLI) در واحدهای مورد مطالعه

عناصر	A	B	C	D	E	F	G	PLI
	۱/۰۶	۰/۹۸	۱/۱۴	۱/۳۶	۱/۳۲	۱/۱۵	۰/۹۸	

برای حمل آلاینده‌های اتمسفری ناشی از کارخانه‌های موجود در قسمت‌های شمالی شهرک و رسوب آن‌ها در این مناطق دانست. به منظور بررسی توزیع مکانی برخی فلزات سنگین در اصفهان، Dankoub و همکاران (۲۰۱۲) نشان دادند که شاخص PLI در مناطق شهری و منطقه صنعتی ذوب آهن اصفهان بیشتر از مناطق زیرکشت و بدون کشت است.

نقشه کریجینگ پراکنش شاخص PLI در شکل ۴ قابل مشاهده است. با استفاده از نقشه پراکنش PLI به خوبی می‌توان به مکان‌یابی مناطق با احتمال زیاد خطرات زیست‌محیطی فلزات سنگین پرداخت. با توجه به شکل ۴ واحد D (شهرک صنعتی) و بخش‌های شرق و جنوب‌شرقی منطقه که در جهت وزش باد قرار دارند، خطرپذیری بالاتری نسبت به فلزات سنگین مورد مطالعه نشان می‌دهند که می‌توان جهت وزش باد را عاملی مؤثر



شکل ۴. نقشه پراکنش ضریب بار آلودگی در منطقه مورد مطالعه

مانند واحدهای ژئومورفیک تقسیم می‌شوند، انتظار این است که انحراف معیار و ضریب تغییرات ویژگی‌ها در داخل واحدها کم باشد، مگر این که عاملی باعث تغییرات زیاد در ویژگی‌ها شود. انحراف معیار و ضریب تغییرات سرب در واحد D به ترتیب، $120/6$ و $128/4$ است که خیلی بیشتر از مقادیر مشابه در واحدهای دیگر است (جدول ۲). زیاد بودن انحراف معیار و ضریب تغییرات عناصر سنگین می‌تواند به دلیل اضافه شدن این عناصر از طریق فعالیت‌های انسانی به خاک باشد (Li et al., 2009). زیاد بودن این پارامترها در واحد D دلیل دیگری بر منشأ صنعتی سرب در خاک این واحد است.

در واحد E، میانگین غلظت سرب، روی و کادمیوم کمتر از واحد D و بیشتر از سایر واحدها است. البته لازم به ذکر است، با توجه به جهت وزش باد غالب در منطقه که به سمت جنوب و جنوب شرقی است و با توجه به مجاورت واحد E با واحد D، می‌توان گفت فعالیت‌های صنعتی موجب تجمع مازاد این عناصر در واحد E شده

۴. بحث و نتیجه گیری

سرب، روی و کادمیوم از عناصری هستند که در محدوده‌های شهری و صنعتی، غلظت آن‌ها در خاک سطحی افزایش پیدا می‌کند. مقدار این سه عنصر در واحد D که محدوده شهرک صنعتی است نسبت به سایر واحدها بیشتر است (جدول ۱ و شکل ۲-الف، ب و ۲-و). نکته جالب توجه این است که واحدهای C و D از نظر ژئومورفولوژیکی، بخشی از یک مخروط افکنه با منشأ رسوبات یکسان هستند؛ ولی مقدار سرب در آن‌ها به ترتیب با میانگین $93/9$ و $43/2$ میلی‌گرم بر کیلوگرم، تفاوت قابل توجهی با یکدیگر دارند (شکل ۲-الف). تغییرات غلظت روی و کادمیوم نیز در مشابه تغییرات سرب است و غلظت این عناصر در واحد C تفاوت قابل توجهی با واحد D (شکل ۲-الف و ۲-و) دارد این تفاوت نشان‌دهنده آلودگی واحد D در اثر فعالیت‌های صنعتی است.

از سوی دیگر، وقتی که اراضی به واحدهای همگن

از استان همدان پرداختند و نشان دادند که غلظت کروم، کبالت و نیکل در ارتباط با مواد مادری بوده که شامل سنگ‌های شیل در منطقه مورد مطالعه است. Hassani و همکاران (۲۰۱۴) نشان دادند که مقدار نیکل در سنگ‌های فوق بازی و خاک‌های حاصل از آن‌ها تفاوت زیادی با سایر سنگ‌ها و خاک‌ها دارد.

دلیل همبستگی مثبت کروم و نیکل (جدول ۳) را می‌توان به منشأ یکسان آن‌ها ربط داد. بین عناصر سنگین در خاک‌ها معمولاً ارتباط پیچیده‌ای وجود دارد. به‌طور معمول، نیکل و کروم کمتر تحت تأثیر فعالیت‌های صنعتی به خاک اضافه می‌شوند و مطالعات زیادی نشان داده‌اند که این دو عنصر از مواد مادری منشأ می‌گیرند. کمتر بودن غلظت نیکل و کروم در واحد D نسبت به سایر واحدها (شکل ۲-۵ و ۲-۶) نشان می‌دهد فعالیت‌های صنعتی تأثیری بر غلظت این دو عنصر در خاک ندارد.

در این مطالعه شاخص‌های آلودگی نمایانگر غلظت بیشتر عناصر انسان‌زاد در اثر فعالیت‌های صنعتی در محدوده شهرک صنعتی و اطراف آن به‌ویژه در جهت وزش باد غالب می‌باشند که می‌توان گفت فعالیت‌های صنعتی منجر به تجمع مازاد این عناصر در این واحدها شده است.

درباره شاخص‌های آلودگی دو نکته را باید در نظر گرفت. مورد اول درباره غلظت زمینه عناصر سنگین است که درباره آن به‌طور کامل در بالا توضیح داده شد. نکته مورد توجه دیگر این است که این شاخص‌ها فقط زیاد بودن یا کم بودن غلظت عناصر را نسبت به یک مقدار زمینه نشان می‌دهند. در نتیجه، برای قضاوت درباره منشأ انسان‌زاد یا زمین‌زاد عناصر سنگین، باید منابع احتمالی منشأ عناصر سنگین مانند مواد مادری، فرایندهای ژئومورفیک و موقعیت نمونه‌های مورد مطالعه به منابع آلودگی انسان‌زاد را در نظر گرفت.

نتایج این مطالعه نشان داد که فعالیت‌های صنعتی ناشی از شهرک صنعتی سمنان منجر به افزایش سرب،

است. همچنین، انحراف معیار و ضریب تغییرات این عناصر در واحد E از واحد D آن کم است که می‌تواند به دلیل فاصله گرفتن از منبع آلوده کننده باشد. زیاد بودن غلظت مس نیز در واحدهای D و E (شکل ۲-ج) بیشتر از سایر واحدها است که نشان از نقش فعالیت‌های صنعتی در افزایش غلظت این عنصر در خاک دارد.

مقادیر بالای ضریب همبستگی بین فلزات سنگین، بیانگر یکسان بودن منبع انتشار این عناصر می‌باشد (Xie et al., 2001 and Li et al., 2013). همبستگی معنی‌دار سرب با روی و مس با روی (جدول ۳) نشان می‌دهند این عناصر تحت تأثیر عوامل یکسان در کل منطقه تغییر می‌کنند. در بخش قبلی هم نشان داده شد که تغییرات این سه عنصر تا حد زیادی با یکدیگر هماهنگ است. این سه عنصر در واحد D یعنی شهرک صنعتی زیاد شده‌اند که نشان‌دهنده نقش فعالیت‌های صنعتی در اضافه شدن این عناصر در خاک است. Shi و همکاران، (۲۰۰۸) توزیع مکانی برخی عناصر سنگین را در خاک‌های سطحی شانگهای چین بررسی کردند. آن‌ها منبع ورود عناصر سرب، روی و مس را به‌طور عمده فعالیت‌های انسانی بیان نمودند و عوامل طبیعی را عامل افزایش نیکل به محیط عنوان کردند.

زیاد بودن غلظت کادمیوم در واحد D (جدول ۱). شکل ۲-۵) نیز نشان می‌دهد که منشأ اصلی این عنصر تحت تأثیر فعالیت‌های انسان‌زاد است. از جمله منابع اصلی انسان‌زاد کادمیوم به خاک آبخاری الکتریکی، متالورژی و صنایع فلزی است (Sun et al., 2010). Li و همکاران (۲۰۱۳) گزارش دادند که در شهر شانیانگ چین مقادیر زیادی آرسنیک، کادمیوم، روی، مس و سرب از فعالیت‌های صنعتی و ترافیکی به خاک اضافه شده‌اند، در حالی که منگنز و کروم منشأ طبیعی دارند.

برخلاف سرب و روی و کادمیم، مطالعات زیادی نشان داده است که کروم و نیکل در خاک از مواد مادری منشأ می‌گیرد. Taghipour و همکاران (۲۰۱۱) به بررسی منبع کنترل‌کننده عناصر سنگین در خاک‌های سطحی بخشی

نقشه پراکنش PLI نیز نشان داد که واحد D (شهرک صنعتی) و بخش‌های شرق و جنوب شرقی منطقه که در جهت وزش باد قرار دارند، خطرپذیری بالاتری نسبت به فلزات سنگین مورد مطالعه نشان می‌دهند.

تشکر و قدردانی

نگارندگان مقاله بر خود لازم می‌دانند از سازمان حفاظت محیط زیست سمنان که زمینه لازم برای انجام این پژوهش را فراهم آورد، سپاسگزاری نمایند.

روی و مس در واحد D و واحدهای مجاور آن که در جهت وزش باد منطقه قرار دارند، شده است. همچنین کادمیوم در شهرک صنعتی بیشترین مقدار را دارد که می‌توان منشأ اصلی آن‌ها را به فعالیت‌های صنعتی نسبت داد. در حالی که نیکل و کروم تحت تأثیر مواد مادری هستند و حتی مقدار این دو عنصر در محدوده شهرک صنعتی، کمتر از سایر واحدها است.

شاخص غنی‌سازی حاکی از آن است که واحدهای D و E دارای بیشترین آلودگی به واسطه فعالیت‌های صنعتی می‌باشند. میزان ضریب آلودگی عناصر مورد مطالعه نسبت به مقدار زمینه برای عناصر مورد مطالعه در کل منطقه به صورت $Pb > Zn > Cr > Ni = Cu > Cd$ است.

References

- Aghanabati, A., Hamed, A.R., 1995. 1:250000 Geological map of Semnan. Geological Survey of Iran. (In Persian)
- Alloway, B.J., (Ed.), 1995. Heavy Metals in Soils. John Wiley & Sons Inc., New York, 368 p.
- Angulo, E., 1996. The Tomlinson Pollution Load Index applied to heavy metal, Mussel-Watch data: a useful index to assess coastal pollution. *Science of the Total Environment* 187, 19-56.
- Bhattacharya, G.K., Johnson, R.A., 1977. Statistical concepts and methods. j. wiley& sons, new york-santabarbara-london-sydney-toronto. xv.
- Canbay, M., Aydin. A., Kurtulus. C., 2010. Magnetic susceptibility and heavy-metal contamination in topsoils along the Izmit Gulf coastal area and IZAYTAS (Turkey). *Journal of Applied Geophysics* 70, 46-57.
- Chen, T.B., Zheng, Y.M., Lei, M., Huang, Z.C., Wu, H.T., Chen, H., Fan, K.K., Yu, K., Wu, X., Tian, Q.Z., 2005. Assessment of heavy metal pollution in surface soils of urbanparks in Beijing, China. *Chemosphere* 60, 542-551.
- Dabiri, M., 2008, Environmental Pollution: Air - Water - Soil - Voice. Etehad publishing, Tehran, 399 p. (In Persian)
- Da Silva, E.F., Fonseca, E.C., Matos, J.X., Patinha, C., Reis, P., Oliveria, J.M.S., 2005. The effect of unconfined mine tailings on the geochemistry of soils, sediments and surface waters of the Lousal area (Iberian Pyrite Belt, Southern Portugal), *Land Degradation and Development* 16, 213-228.
- Dankoub, Z., Ayoubi, S., Khademi, H., Lu, S.G., 2012. Spatial Distribution of Magnetic Properties and Selected Heavy Metals in Calcareous Soils as Affected by Land Use in the Isfahan Region. *Central Iran. Soil Science Society of China* 22, 33-47.
- De Kimpe, C.R., Morel, J.L., 2000. Urban soil management: a growing concern. *Soil Science* 165, 31-40.
- Esmaili A., Moor, F., Keshavarzi, B., Jaafarzadeh, N., Kermani, M., 2014. A geochemical survey of heavy metals in agricultural and background soils of the Isfahan industrial zone, Iran. *Catena* 121, 88-98.
- Garavand, M., Ghasemi, H., Hafezi Moghddas, N., 2013. Geochemical and Environmental Assessment of the Heavy Metals in the Soils Derived from the Gorgan Schists. *Scientific Quarterly Journal, GEOSCIENCES*, 86, 35-46 (In Persian)
- Hasani Nekou, A., Karimi, A., Haghnia, G.H., Mahmoudy Gharaie, M.H., 2014. Effect of Parent Materials and Pedogenic Processes on Distribution of Pb, Zn, Cu, and Ni in the Residual Soils of Binaloud Zone, Western Mashhad. *Journal of Sciences and Technology of Agriculture and Natural Resources* 18, 121-132. (In Persian)

- Hawkes H.E., Webb J.S., 1962. *Geochemistry in Mineral Exploration*. New York, Harper.
- ISO/CD 11466. 1995. *Soil Quality-Extraction of Trace Elements Soluble in Aqua-Regia*. Switzerland: The international organization for standardization, 12 p.
- Kříbek, B., Pašava, J., Majer, V.L., Nyambe, I., Mwale, M., 2004. Impact of copper and cobalt mining on the environment in the Zambian Copperbelt. 20th Colloquium of African Geology. BRGM, Orleans, 238 p.
- Kříbek, B., Majer, V., Veselovský, F., Nyambe, I., 2010. Discrimination of lithogenic and anthropogenic sources of metals and sulphur in soils of the central-northern part of the Zambian Copperbelt Mining District: a topsoil vs. subsurface soil concept. *Journal of Geochemical Exploration* 104, 69-86.
- Lee, C.G., Chon, H.T., Jung, M.C., 2001. Heavy metal contamination in the vicinity of the Daduk Au-Ag-Pb-Zn mine in Korea. *Applied Geochemistry* 16, 1377-1386.
- Li, C., Lu, F.Y., Zhang, Y., Liu, T.W., Hou, W., 2008. Spatial distribution characteristics of heavy metals in street dust in Shenyang city. *Ecology and environment* 17, 560-564.
- Li, J., He, M., Han, W., Gu, Y., 2009. Analysis and assessment on heavy metal source in the coastal soils developed from alluvial deposits using multivariate statistical methods. *Journal of Hazardous Materials* 164, 976-981.
- Li, X.P., Feng, L.N., 2012. Multivariate and geostatistical analyses of metals in urban soil of Weinan industrial areas, Northwest of China. *Atmospheric Environment* 47, 58-65.
- Li, X., Liu, L., Wang, Y., Luo, G., Chen, X., Yang, X., Guo, R., Wang, H., Cui, J., Xingyuan, H., 2013. Heavy metal contamination of urban soil in an old industrial city (Shenyang) in Northeast China. *Geoderma* 192: 50-58.
- Martley, E., Gulson, B.L., Pfeifer, H.R., 2004. Metal concentrations in soils around the copper smelter and surrounding industrial complex of Port Kembla, NSW, Australia. *Science of the Total Environment* 325, 113-127.
- Mico, C., Recatala, L., Peris, M., Sa´nchez, J., 2006. Assessing heavy metal sources in agricultural soils of an European Mediterranean area by multivariate analysis. *Chemosphere* 65, 863-872.
- Möller, A., Müller, H.W., Abdullah, A., Abdelgawad, G., Utermann, J., 2005. Urban soil pollution in Damascus, Syria: concentrations and patterns of heavy metals in the soils of the Damascus Ghouta. *Geoderma* 124, 63-71.
- Moy, P., Krishnan, N., Ulloa, P., Cohen, S., Brandt-Rauf, P.W., 2008. Options for management of municipal solid waste in New York City: A preliminary comparison of health risks and policy implications. *Journal of Environmental Management* 87, 73-79.
- Mrvić, v., Kostić-Kravljanac, L., Zdravković, M., Koković, N., Perović, V., Čakmak, D., Nikoloski, M., 2011. Methods for assessment of background limit of Ni and Cr in soils of Eastern Serbia. *Field, Vegetation and Crop Research* 48: 189-194.
- Muller, G., 1969. Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine River. *Geojournal* 2, 108-118.
- Reddy, M., Basha, S., Sravan Kumar, V.G., Joshi, H.V., Ramachandriah, G., 2004. Distribution, enrichment and accumulation of heavy metals in coastal sediments of the Alang- Soshiya ship scrapping yard, India. *Marine Pollution Bulletin* 48, 1055- 1059.
- Reimann, C., Filzmoser, P., Garrett, R.G., 2005. Background and threshold: critical comparison of methods of determination. *Science of The Total Environment*, 346, 1-16.
- Safari, T., Karimi, A., Haghnia, Gh., Ayoubi, Sh., Fotovat, A., 2014. variations of Ni, Zn and Pb affected by parent material and land use in Mashhad plain. *Environmental Sciences* 12, 75-86. (In Persian)
- Serelis, K.G., Kafkala, I.G., Parpodis, K., Lazaris, S., 2010. Anthropogenic and geogenic contamination due to heavy metals in the vast area of vari, attica. *Bulletin of the Geological Society of Greece* 5, 2390-2397.
- Shayler, H., McBride, M., Harrison, E., 2009. *Sources and Impacts of Contaminants in Soils*. Cornell Waste Management Institute. Department of Crop and Soil Sciences; Cornell University.
- Shi, G., Chen, Z., Xu, S., Zhang, J., Wang, L., Bi, C., Teng, J., 2008. Potentially toxic metal contamination of urban soils and roadside dust in Shanghai, China. *Environmental Pollution* 156, 251-260.
- Sun, Y.B., Zhou, Q.X., Xie, X.K., Liu, R., 2010. Spatial, sources and risk assessment of heavy metal contamination of urban soils in typical regions of Shenyang, China. *Journal Hazardous Materials* 174, 455-462.

Taghipour, M., Ayoubi, S., Khademi, H., 2011. Contribution of lithologic and anthropogenic factors to surface soils heavy metals in western Iran using of multivariate geostatistical analysis. *Soil and Sediment Contamination* 20, 921-937.

Teng, Y., Ni, S., Wang, J., Zuo, R., Yang, J., 2010. A geochemical survey of trace elements in agricultural and non-agricultural topsoil in Dexing area, China *Journal of Geochemical Exploration* 104, 118-127.

Turekian, K., Wedepohl, K.H., 1961. Distribution of the elements in some major units of the earth's crust. *Geological Society of America Bulletin* 72, 175-192.

Wei B.G., Yang, L.S., 2010. A review of heavy metal contaminations in urban soils, urban road dusts and agricultural soils from China. *Microchemical Journal* 94, 99-107.

Xie, S., Dearing, J.A., Boyle, J.F., Bloemendal, J., Morse A.P., 2001. Association between magnetic properties", *Journal of Applied Geophysics* 48, 83-92.

Yalcin, M.G., Battaloglu, R., Ilhan, S., 2007. Heavy metal sources in Sultan Marsh and its neighborhood, Kayseri, Turkey. *Environmental Geology* 53, 399-415.