

تعیین غلظت و میزان آلودگی خاک‌های سطحی حوضه آبخیز باغان با استفاده از شاخص‌های آلودگی و زمین‌آمار

سمیه دهقانی*، مهدی نادری خوراسگانی و احمد کریمی^۱

(تاریخ دریافت: ۱۴۰۰/۴/۲۶؛ تاریخ پذیرش: ۱۴۰۰/۸/۲۵)

چکیده

اطلاع و آگاهی از توزیع غلظت فلزات سنگین در اجزای مختلف ذرات خاک به منظور ارزیابی خطر فلزات سنگین دارای اهمیت است. این مطالعه با هدف ارزیابی برخی شاخص‌های آلودگی و تغییرات مکانی در برآورد آنها در اجزای مختلف ذرات خاک سطحی (< 2000 و < 63 میکرون) در حوضه آبخیز باغان در جنوب شرقی استان بوشهر با وسعتی حدود ۹۲۹ کیلومتر مربع انجام گرفت. ۱۲۰ نمونه مرکب خاک سطحی از عمق ۰ تا ۲۰ سانتی‌متر با استفاده از تکنیک ابر مکعب لاتین برداشته شدند. آلودگی خاک با استفاده از شاخص‌های ژئوشیمیایی ضریب آلودگی (CF) و بار آلودگی (PLI) مورد ارزیابی قرار گرفتند. به منظور مدل‌سازی تغییرات مکانی CF و PLI از روش کریجینگ در محیط Arc GIS بهره گرفته شد. بر اساس ارزیابی‌های صورت گرفته، شاخص CF نشان داد که ذرات در اندازه < 2000 میکرون نسبت به همه فلزات در شرایط آلودگی متوسط ($1 \leq CF < 3$) قرار دارند و با ریزتر شدن ذرات خاک (ذرات با قطر < 63 میکرون) نسبت به فلز Cd وضعیت آلودگی قابل توجهی و نسبت به سایر فلزات آلودگی متوسط را نشان می‌دهد. CF_{Fe} ، CF_{Cu} ، CF_{Zn} در کلاس اندازه ذرات < 2000 میکرون و CF_{Pb} در کلاس ریزتر با مدل کروی و سایر ضرایب آلودگی فلزات با مدل نمایی برآزش داده شدند. بیشترین دامنه تأثیر در < 2000 و < 63 میکرون به ترتیب مربوط به CF_{Fe} و CF_{Cd} است. یافته‌های این مطالعه مؤید این است که منطقه مورد مطالعه نیازمند اقدامات اصلاحی نسبت به فلز کادمیوم و پایش مداوم در محیط است.

واژه‌های کلیدی: آلودگی خاک، زمین‌آمار، ضریب آلودگی، بار آلودگی و حوضه آبخیز باغان

۱. گروه علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شهرکرد

*: مسئول مکاتبات: پست الکترونیکی: somayehdehghany@yahoo.com

مقدمه

آلودگی فلزات سنگین یکی از چالش‌های زیست‌محیطی است که طی سال‌ها به دلیل تأثیرات منفی مرتبط با اکوسیستم و سلامت انسان مورد توجه قرار گرفته است (۴۵). در دوران معاصر، با گسترش سریع شهرها و صنعتی شدن و افزایش فعالیت‌های انسانی برخی از فلزات سنگین وارد اکوسیستم شده‌اند (۵۱ و ۶۴). فلزات سنگین به دلیل سمیت، توزیع گسترده و تجمع زیستی در زنجیره غذایی به طور ویژه چالش برانگیز هستند (۴۹). در سطح جهانی، خاک نقش مهمی در حفظ خدمات اکوسیستم دارد (۶۹) و به عنوان جزء اساسی اکوسیستم که هم منبع و هم به عنوان مخزن فلزات سنگین عمل می‌کند همچنین شاخص مناسبی از کیفیت محیط زیست است (۴۴). خاک‌ها به تغییرات محیطی و آلودگی به فلزات سنگین حساس هستند و خطرات زیست‌محیطی، باعث نگرانی جهانی شده است (۶ و ۲۲). آلوده شدن منابع خاک به دلیل ارتباط نزدیک با تغذیه موجودات زنده و همچنین دخالت مستقیم آنها در تولید محصولات کشاورزی از نظر جنبه‌های محیط زیستی و سلامت انسان بسیار حائز اهمیت است (۴۴). فلزات سنگین در خاک‌ها اثرات نامطلوبی بر سلامت انسان‌ها می‌گذارد. برخی از فلزات و یا شبه فلزات سنگین مانند As, Ni, Cr, Pb و Cd سرطان‌زا هستند (۴۵) و حتی در غلظت‌های کم بسیار سمی هستند (۴۱). وجود منابع آلاینده طبیعی و مصنوعی و عوامل مؤثر بر انتشار آلودگی، مبنای تمام آلودگی‌های زیست‌محیطی به این نوع فلزات است (۵۹ و ۶۳). از جمله منابع ورود فلزات سنگین به خاک می‌توان به استفاده از کودهای شیمیایی و آلی، کاربرد سموم و آفت‌کش‌ها، فعالیت‌های صنعتی، هوادیدگی مواد مادری و فرونشست جوی اشاره کرد (۳۴، ۶۳ و ۶۷). بدیهی است به منظور ارزیابی گسترش و شدت آلودگی فلزات سنگین در مناطق مشکوک به آلودگی، ابتدا باید غلظت فلزات سنگین تعیین شود. سپس به منظور تعیین میزان آلاینده‌های فلزات سنگین در محیط، غلظت به دست آمده با یک استاندارد مشخص سنجیده شود. با توجه به اینکه شرایط اقلیمی و زمین‌شناختی در نقاط مختلف، غلظت‌های متفاوتی را ایجاد

خواهد کرد لذا غلظت خاک‌های آلوده با غلظت استاندارد عناصر در همان منطقه مقایسه می‌شوند (۱۱ و ۱۴). از این رو به منظور تحلیل وضعیت آلودگی خاک‌ها و برای تبدیل نتایج عددی به دست آمده به درجه‌هایی از شدت آلودگی، شاخص‌های ارزیابی فلزات سنگین از جمله شاخص زمین انباشتگی I_{geo} (Index of geo-accumulation)، ضریب آلودگی (CF) Contamination factor و شاخص بار آلودگی (PLI) Pollution Load Index مورد استفاده قرار می‌گیرد (۱)، ۵، ۱۴، ۱۷ و ۵۳). آکانچایز و همکاران (۵) به بررسی میزان آلودگی فلزات سنگین خاک از مکان‌های تخلیه شده کروم و آکامود در کوماسی، غنا پرداختند. غلظت فلزات برای محل کروم به ترتیب $Hg > As > Cd > Pb > Ni > Cu > Cr > Zn$ و برای محل آکامود $Hg > Cd > Ni > As > Cr > Pb > Cu > Zn$ بود. نتایج نشان‌دهنده آلودگی زیاد خاک به فلزات As, Cd و Pb در محل کروم و As, Cd, Cu, Pb و Zn در سایت آکامود بودند. کمترین میزان آلودگی در هر دو محل تخلیه مربوط به فلز Hg بود. همچنین آنها ضرورت توجه و نظارت منظم این مکان‌های تخلیه شده و برنامه‌های اصلاح در این سایت‌ها را توصیه کردند. ارزیابی خطرات زیست‌محیطی فلزات Cu, Cd, Pb و Zn در بخشی از خاک‌های نیجریه نشان داد که غلظت فلزات سنگین از ترتیب $Cd > Pb > Cu > Zn$ پیروی می‌کند. میانگین Cd و Pb بیشتر از آستانه توصیه شده برای خاک‌های نیجریه بود. شاخص‌های ضریب آلودگی (CF) و درجه آلودگی (CD) degree of contamination، آلودگی متوسط تا قابل توجهی را برای فلزات مورد مطالعه نشان دادند؛ در حالی که شاخص I_{geo} نسبت به فلزات Zn, Pb و Cu آلودگی شدیدی را نشان داد (۱). نتایج افشاری و همکاران (۴) نشان‌دهنده مقادیر بالای فاکتور آلودگی (CF) سرب، روی، کادمیم و مس (گروه اول) در کاربری شهری و مقادیر بالای آن برای آهن، منگنز، کروم، کبالت و نیکل (گروه دوم) در کاربری کشاورزی و مرتع بود. سرنوشت و خطرات موجود در محیط آلاینده‌های فلزات سمی به اندازه ذرات خاک آلوده بستگی دارد (۱۶ و ۳۶). همچنین دستیابی به اطلاعات در زمینه چگونگی توزیع فلزات

خطرناک است (۷۲). مدل‌های زمین‌آماری همراه با سایر مدل‌های ارزیابی آلودگی می‌تواند تقسیم منابع فلزات را به‌طور مؤثری نشان دهند (۳۵). لیانگ و همکاران (۳۱) با بررسی تغییرات مکانی فلزات سنگین روی، کادمیوم، مس، جیوه، سرب و آرسنیک در خاک‌های منطقه لیانیوان چین، سهم منابع در توزیع فلزات سنگین را به‌ترتیب کشاورزی (۱۶/۹۱) > فعالیت‌های صنعتی (۲۳/۴۴) > ترسیب اتمسفری (۲۶/۰۵) > سهم منابع زمین‌زاد (۳۳/۶) گزارش کردند. نتایج طیبی و همکاران (۶۰) به‌منظور بررسی پراکنش مکانی برخی از فلزات سنگین در کلاس‌های اندازه‌ای ذرات خاک در منطقه کفه مور، استان کرمان نشان داد که با استفاده از پهنه‌بندی به روش کریجینگ، غلظت فلزات سنگین با افزایش فاصله از معدن کاهش می‌یابد. با توجه به نگرانی‌های محیط زیستی در ارتباط با فلزات سنگین، همچنین نقش اساسی خاک و کیفیت آن در سلامت اکوسیستم، آگاهی از غلظت این عناصر به‌عنوان شاخصی در پیش‌بینی خطرات و بیماری‌های منتج شده از این فلزات و تعیین استانداردهای کیفیت خاک ضروری به‌نظر می‌رسد. حوضه آبخیز باغان شامل سه منطقه مهم به نام‌های جم، ریز و باغان است. رودخانه باغان یکی از سرشاخه‌های دارای آب شیرین رودخانه مند در این حوضه جریان دارد. سد باغان بر روی این رودخانه به‌منظور تأمین آب شرب شهرستان جم و تخصیص حقابه کشاورزی روستاهای باغان دشتی احداث شده است. این منطقه از لحاظ صنعتی به‌ویژه صنعت نفت به‌علت وجود پالایشگاه گاز فجر جم و منطقه صنعتی عسلویه در سال‌های اخیر به‌شدت توسعه یافته است و با توجه به توسعه صنعتی و افزایش جمعیت، نیاز روزافزون به منابع طبیعی، توسعه گردشگری، توسعه منابع آب و خاک دارد. عبور رودخانه باغان در جهت شرقی غربی و قرارگیری پالایشگاه گاز جم در این محدوده و مشروب شدن زمین‌های کشاورزی از رودخانه باغان، همچنین سکونت و فعالیت‌های متعدد ساکنین در این حوضه شامل دفع مواد شیمیایی، زباله، فاضلاب‌های خانگی و هرزآب زمین‌های کشاورزی ممکن است منجر به آلودگی آب و خاک شوند. از طرفی در حالت عادی رودخانه‌ها خاصیت

سنگین در اندازه‌های مختلف ذرات خاک برای ارزیابی واقعی‌تر ریسک آلودگی، حائز اهمیت است (۳۸). یافته‌ها بیانگر این واقعیت است که ذرات خاک درشت‌تر نسبت به ذرات ریزتر دارای غلظت کمتری از فلزات هستند (۲۸ و ۴۸). ذرات خاک در اندازه سیلت و کوچک‌تر از آن، بسیار مستعد برای جدا شدن از توده خاک بوده و در نتیجه، بسیار حساس به فرسایش بادی و انتقال و انتشار در راستای وزش بادهای غالب هستند. علاوه بر آن، ذرات کوچک‌تر حل شدنی‌تر بوده و به‌همراه مخاط دستگاه گوارشی راحت‌تر و سریع‌تر منتقل و در مقایسه با ذرات درشت‌تر به‌گونه‌ای مؤثرتر در نسوج و بافت‌های انسانی جذب می‌شوند (۷۱). لی و همکاران (۲۸) بیان کردند بیشترین تجمع فلزات سنگین و شبه‌فلزهای مورد مطالعه در کلاس اندازه ذرات خاک < ۱، ۵-۱ و ۱۰-۵ میکرون بود و خطرات زیست‌محیطی بالقوه متوسط تا قوی را در اندازه‌های ریزتر خاک گزارش کردند. صیادی (۵۴) با هدف بررسی توزیع فلزات سنگین کروم، نیکل، سرب و کادمیوم خاک‌های سطحی منطقه امیرآباد بیرجند در اندازه‌های مختلف ذرات خاک کاربری‌های مختلف به این نتیجه رسید که بیشترین فاکتور آلودگی و بیشترین سمیت مربوط به کروم، در اندازه ذرات کمتر از ۶۳ میکرون در کاربری جاده است.

علاوه بر روش‌های کمی ارزیابی آلودگی، استفاده از روش‌هایی که به‌طور همزمان با در نظر گرفتن آلودگی، ماهیت پیوسته تغییرات آن را در خاک نشان دهد قادر به ارائه نتایج واقعی‌تر از گسترش و شدت آلودگی خواهد بود و این دیدگاه کاربرد روش‌های زمین‌آمار برای شناسایی خاک‌های آلوده و تعریف طبقات آلودگی است (۳۹ و ۵۰). روش‌های زمین‌آماري یکی از راهکارهای تجزیه و تحلیل‌های مکانی داده‌های ژئوشیمیایی محیطی با استفاده از روش‌های میان‌یابی برای مطالعه الگوی توزیع مکانی این داده‌ها و تهیه نقشه‌های مورد نظر است (۳۵ و ۶۲). اطلاع از الگوی توزیع مکانی فلزات سنگین در خاک، پیش شرط شناسایی منشأهای احتمالی آنها و طراحی برنامه‌های مدیریتی صحیح در راستای کنترل این آلاینده‌های

خود پالایی دارند؛ سدها باعث می‌شوند که تأثیر خود پالایی رودخانه‌ها کاهش یابد و به مرور زمان با تجمع مواد آلوده کننده انتقال آلاینده‌ها به انسان و سایر موجوداتی که در اکوسیستم اطراف سدها زندگی می‌کنند تشدید می‌شود. به‌طور کلی افزایش جمعیت، نقش کاربری‌های کشاورزی، پالایشگاه گاز فجر جم و تأسیس سد باغان در این حوضه نیاز ضروری تحقیق منابع آب و خاک دارد. از این‌رو تعیین عوامل کنترل‌کننده غلظت فلزات سنگین و همچنین تعیین گسترش و شدت این عوامل برای شناسایی نواحی در معرض خطر آلودگی و از طرفی به‌دلیل وسعت مکانی و مشکلات مرتبط با نمونه‌برداری برای تعیین مناطق آلوده و مناطق در معرض آلودگی، استفاده از روش‌های زمین‌آماری بسیار مفید هستند. فلزات سنگین در بحث‌های زیست‌محیطی، در مرکز توجهات قرار دارد و بررسی رفتار شیمیایی این عناصر در اجزای مختلف ذرات خاک در ارائه راهکارهایی برای محدودسازی آلودگی در خاک اهمیت دارد. بنابراین، این مطالعه با هدف ارزیابی آلودگی زیست‌محیطی و توزیع مکانی ضریب آلودگی و بار آلودگی در اجزای مختلف ذرات خاک سطحی حوضه آبخیز باغان انجام شد.

مواد و روش

موقعیت منطقه مورد مطالعه

منطقه مورد مطالعاتی در جنوب شرقی استان بوشهر واقع شده است که از دیدگاه فعالیت‌های کشاورزی، صنعتی، شهری و تراکم جمعیتی از مناطق مهم محسوب می‌شود. حوضه آبخیز باغان از لحاظ موقعیت دارای مختصات ۵۸۰۰۰۰ تا ۶۴۰۰۰۰ متر طول شرقی ۳۰۷۰۰۰۰ تا ۳۱۲۵۰۰۰ متر عرض شمالی با وسعت ۹۲۹ کیلومتر مربع است (شکل ۱). این منطقه از دیدگاه زمین‌شناسی دارای سنگ‌های مقاوم آهکی و دولومیت سازندهای آسماری-جهرم، سروک، فهلیان و کنگلومرای بختیاری است (۱۸). ارتفاع متوسط منطقه از سطح دریا ۸۶۷ متر است. رژیم رطوبتی خاک اریدیک (Aridic) ضعیف تا زیریک (Xeric) و رژیم حرارتی خاک هایپرترمیک (Hyper Thermic) و متوسط بارندگی سالانه ۲۴۲ میلی‌متر است.

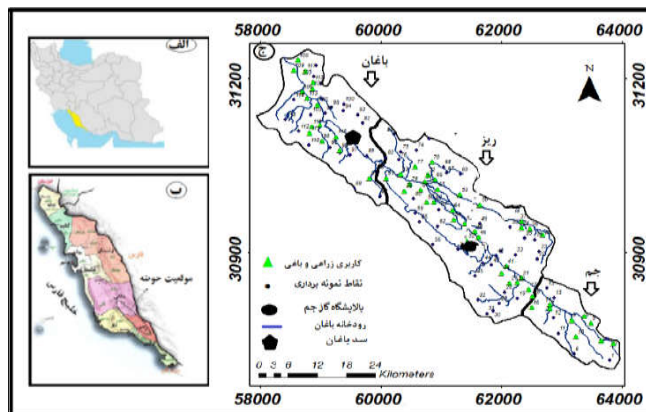
نمونه‌برداری و تجزیه فیزیکی و شیمیایی نمونه‌های خاک

موقعیت نقاط نمونه‌برداری خاک به‌روش ابرمکعب لاتین Latin Hypercube و با استفاده از نقشه‌های کاربری، خاک، مدل رقومی ارتفاعی، زمین‌شناسی در محیط نرم‌افزار R، مشخص شد (۵۲). نمونه‌های خاک از ۱۲۰ نقطه به‌صورت مرکب، به‌طوری که یک نمونه از مرکز و چهار نمونه به فاصله ۳۰ متر از مرکز در چهار جهت اصلی جغرافیایی، از عمق صفر تا ۲۰ سانتی‌متر برداشته شد (۲۷ و ۷۰). به‌منظور انجام آزمایش‌های شیمیایی، نمونه‌های خاک هم وزن پنج نقطه، مخلوط شدند و به‌عنوان یک نمونه مرکب مورد تجزیه فیزیکی و شیمیایی قرار گرفتند. نمونه‌ها در سایه خشک شدند و پس از کوبیدن از الک ۲ و ۰/۰۶۳ میلی‌متر عبور داده شدند. برای تعیین غلظت کل فلزات سنگین نمونه‌های خاک (Cd, Mn, Ni, Pb, Zn, Cu, Fe)، یک گرم از نمونه‌های آماده‌سازی شده خاک توسط ترازوی دیجیتال وزن شده و با استفاده از مخلوط اسیدکلریدریک ۳۷ درصد (۳ میلی‌لیتر) و اسید نیتریک ۶۵ درصد (۹ میلی‌لیتر) با نسبت ۱:۳ هضم شدند (۱۳). سپس نمونه‌ها از کاغذ صافی واتمن ۴۶ میکرون عبور داده شده و در مرحله بعد نمونه‌ها با استفاده از آب مقطر به حجم ۵۰ میلی‌لیتر رسانده و برای آنالیز توسط دستگاه آماده شدند. غلظت عناصر در عصاره استخراج شده و محلول‌های نهایی توسط دستگاه جذب اتمی شعله تعیین شدند به‌جز فلز کادمیوم که با کوره گرافیکی قرائت شد. همه آنالیزها در سه تکرار انجام شد. معرف‌ها و مواد شیمیایی مورد استفاده توسط شرکت مرک و از آب Milliqe برای تهیه کلیه استانداردها استفاده شد.

ارزیابی آلودگی

برای ارزیابی آلودگی خاک از شاخص‌های ضریب آلودگی (CF) و بارآلودگی (PLI) استفاده شد. ضریب آلودگی از تقسیم کردن غلظت عنصر در نمونه برداشت شده به غلظت همان عنصر در نمونه زمینه به‌دست می‌آید (رابطه ۱):

$$CF = \frac{C_{\text{SAMPLE}}}{C_{\text{BACKGROUND}}} \quad (1)$$



شکل ۱. الف) موقعیت نقاط نمونه‌برداری در کشور، ب) استان بوشهر و ج) حوضه آبخیز باغان

مطالعه تعریف می‌شود:

$$PLI = \sqrt[n]{CF_1 \times CF_2 \times CF_3 \times CF_n} \quad (3)$$

که در آن رابطه CF، نشان‌دهنده ضریب آلودگی هر فلز و n برابر با تعداد فلزات سنگین مورد مطالعه است. به منظور استفاده بهتر از PLI از میانگین هندسی ۶۳ نمونه خاک در مرتع، ۳۳ نمونه در زراعت و ۲۴ نمونه باغ منطقه مورد مطالعه استفاده شد. به طوری که PLI شاخص بار آلودگی هر نمونه خاک و n تعداد نمونه‌های خاک در منطقه مورد مطالعه است (رابطه ۴):

$$PLI = \sqrt[n]{PLI_1 \times PLI_2 \times PLI_n} \quad (4)$$

آنالیز آماری و زمین‌آماري شاخص‌های CF و PLI

توصیف آماری و آزمون ضریب همبستگی پیرسون فلزات با برخی ویژگی‌های شیمیایی و آنالیز تجزیه واریانس (ANOVA) و مقایسه میانگین با استفاده از نرم‌افزار SAS 5 انجام گرفت. برای تعیین الگوی تغییرپذیری مکانی ضریب آلودگی غلظت کل فلزات CF_{Fe} و CF_{Cd} ، CF_{Cu} ، CF_{Zn} ، CF_{Mn} ، CF_{Ni} ، CF_{Pb} در توده خاک (< 2000 میکرون) در مقایسه با کلاس اندازه ذرات خاک ریزتر (< 63 میکرون)، از روش کریجینگ (kriging) استفاده شد. کریجینگ یک روش تخمین است که بر منطق میانگین متحرک وزنی و اصل اول جغرافیا استوار است و در مورد آن می‌توان گفت که بهترین تخمین‌گر نارایب است. کریجینگ برای اندازه‌گیری تغییرپذیری مکانی متغیر ناحیه‌ای از

که در این رابطه CF، ضریب آلودگی خاک، C_{Sample} غلظت عنصر در نمونه خاک، $C_{Background}$ غلظت عنصر در نمونه زمینه است. نمونه زمینه بر اساس بویان و همکاران (۱۰) نمونه‌های برداشت شده از مناطق بکر و مراتع دست‌نخورده است که عوامل انسان‌زاد روی آن تأثیرگذار نبوده است. که در این تحقیق نمونه زمینه در هر دو کلاس اندازه ذرات در منطقه مورد مطالعه اندازه‌گیری انجام شد.

ضریب غنی‌شدگی (Enrichment factor) مقدار فاکتور اندازه‌گیری شده را با توجه به مقدار فاکتور مرجع نمونه مانند آهن (Fe)، اسکاندیم (Sc)، تیتان (Ti)، منگنز (Mn) یا آلومینیم (Al) بهنجار می‌کند (۶۷). برای محاسبه ضریب غنی‌شدگی عناصر خاک از فرمول زیر استفاده می‌شود (۳۳). شدت غنی‌شدگی با توجه به جدول ۱ تعیین خواهد شد.

$$EF = \frac{[C_x / C_{ref}]_{sample}}{[C_x / C_{ref}]_{Background}} \quad (2)$$

که در آن: $C_{X(sample)}$ غلظت فاکتور در نمونه خاک مورد مطالعه و $C_{ref (sample)}$ غلظت عنصر مرجع در نمونه خاک است. $C_{X (background)}$ و $C_{ref (background)}$ نیز به ترتیب غلظت عنصر در نمونه مرجع و غلظت عنصر مرجع را نشان می‌دهد. عنصر مرجع عنصری است که تغییرات اندکی در محیط داشته و غلظت آن در محیط متأثر از فعالیت‌های انسان نباشد.

شاخص بار آلودگی (PLI) مطابق رابطه ۳، به صورت ریشه nام حاصلضرب ضریب آلودگی غلظت‌های فلزات سنگین مورد

جدول ۱. رده‌بندی ضریب غنی‌شدگی

شدت غنی‌شدگی	بدون غنی‌شدگی تا غنی‌شدگی اندک	غنی‌شدگی متوسط	غنی‌شدگی قابل توجه	غنی‌شدگی بسیار بالا	غنی‌شدگی بی‌نهایت
EF	EF < ۲	EF = ۲-۵	EF = ۵-۲۰	EF = ۲۰-۴۰	EF > ۴۰

زمین‌آماری کریجینگ، با استفاده از پارامترهای مدل‌های حاصل، اقدام به پهنه‌بندی و تهیه نقشه‌های ضریب آلودگی غلظت عناصر اندازه‌گیری شده در هر دو کلاس اندازه ذرات خاک با استفاده از نرم‌افزار Arc Map 10.5 شد (۲۳).

نتایج و بحث

توزیع غلظت فلزات سنگین در اندازه ذرات

خلاصه‌ای از پارامترهای آماری غلظت کل فلزات Ni, Zn, Pb, Cu, Mn, Fe و Cd (کمترین، بیشترین، میانگین، ضریب تغییرات) در کلاس اندازه ذرات خاک < ۲۰۰۰ و < ۶۳ میکرون در حوضه آبخیز باغان در جدول ۲ گزارش شد. به‌طور کلی در بین متغیرهای مورد مطالعه کمترین ضریب تغییرات (Coefficient of Variation (CV) در کلاس < ۲۰۰۰ میکرون را فلز Zn و در کلاس ریزتر فلز Cu و بیشترین CV در هر دو کلاس اندازه ذرات را فلز Ni داشت. غلظت‌های زمینه طبیعی (مناطق بکر و مراتع دست نخورده) و انسانی (مناطق با کاربری زراعی و باغی) فلزات سنگین مورد مطالعه و همچنین دامنه آنها در مقیاس جهانی به‌عنوان مقایسه در جدول ۲ آورده شده است. غلظت زمینه طبیعی Ni, Zn, Pb, Cu, Mn, Cd و Fe در کلاس اندازه ذرات < ۲۰۰۰ میکرون به ترتیب ۱۵/۲، ۳۶، ۲۵/۸، ۱۵۰، ۹/۴۵، ۰/۷۵ و ۸۲۹/۶ و غلظت زمینه انسانی این فلزات در منطقه به ترتیب ۱۳/۸، ۳۹/۲، ۲۷، ۱۹۰/۵، ۱۲/۶، ۰/۹ و ۷۴۲۸ میلی‌گرم بر کیلوگرم تخمین زده شده است (جدول ۲). اختلاف میان این دو غلظت زمینه نشان می‌دهد که با افزایش فعالیت و دخالت‌های انسانی میزان غلظت زمینه انسانی فلزات سنگین از میزان طبیعی آن فراتر می‌رود. با ریز شدن ذرات خاک (< ۶۳ میکرون) نیز افزایش غلظت زمینه انسانی نسبت به غلظت

تغییرنما (واریوگرام) (Variogram) استفاده می‌کند (۶۶). واریانسی که وابسته به فاصله است را واریوگرام یا تغییر نما می‌نامند. تغییرنما (واریوگرام) یک مدل ریاضی و کمی‌تری برداری است که میزان ارتباط مکانی بین مقادیر متغیر اندازه‌گیری شده را برحسب مربع تفاضل مقدار دو نقطه و در نظر گرفتن فاصله و جهت آنها نشان می‌دهد با توجه به اینکه محاسبه آن برای همه جامعه مورد مطالعه امکان‌پذیر نیست، معمولاً به جای واریوگرام، از نیم تغییر نما (سمی واریوگرام) Semivariance استفاده می‌شود. نیم تغییرنما (سمی واریوگرام) در یک فاصله تفکیک مشخص، به وسیله معادله ۵ تخمین زده می‌شود (۲۱):

$$\gamma(h) = \frac{1}{2N(h)} \left\{ \sum_{i=1}^{N(h)} [Z(X_i) - Z(X_i + h)]^2 \right\} \quad i = 1 \dots n \quad (5)$$

که در آن $\gamma(h)$ مقدار نیم تغییرنما در فاصله h ، $N(h)$ تعداد جفت مقایسه‌ها به فاصله h در محدوده مورد مطالعه، $Z(x_i)$ مقدار اندازه‌گیری شده متغیر در موقعیت (x_i) ، $Z(x_i + h)$ مقدار اندازه‌گیری شده متغیر در موقعیت مکانی $(x_i + h)$ است (۲۱). به این منظور بعد از نرمال‌سازی داده‌ها و بررسی همسانگردی و ناهمسانگردی تغییرات مکانی متغیرها، با توجه به مقادیر ضریب تعیین R^2 (R-squared) و مجموع مربعات باقیمانده (RSS) Residual sum of squares به دست آمده، مدلی که دارای بیشترین R^2 و کمترین RSS بود به‌عنوان بهترین مدل نیم تغییرنما ضریب آلودگی هریک از فلزات مورد مطالعه انتخاب شد. سپس نیم تغییرنمای آزمایشی ضریب آلودگی تمامی فلزات مورد مطالعه در کلاس‌های اندازه ذرات (> ۲۰۰ و > ۶۳ میکرون) محاسبه و مدل‌های نظری مختلف شامل مدل کروی و نمایی به آنها برآزش داده شد. پس از بهینه‌سازی و کنترل اعتبار پارامترهای تخمین‌گر

جدول ۲. خلاصه آماری غلظت کل فلزات سنگین منطقه مورد مطالعه (N=۱۲۰)، غلظت زمینه طبیعی (N=۲۰) و انسانی (N=۹۷) و میانگین خاک‌های جهانی (کاباتاپندیس، ۲۰۰۰)

ویژگی	Pb		Zn		Ni		Mn		Cu		Cd		Fe	
	<۲۰۰۰	۶۳<	<۲۰۰۰	۶۳<	<۲۰۰۰	۶۳<	<۲۰۰۰	۶۳<	<۲۰۰۰	<۲۰۰۰	۶۳<	<۲۰۰۰	<۲۰۰۰	۶۳<
حداقل	۵/۶	۵	۲۰	۲۲/۲	۱۲/۴	۱۴/۲	۷۰/۵	۱۴۷	۶/۳	۱۴	۰/۱	۰/۷	۲۳۸	۲۱۴۲
حداکثر	۴۴	۳۴	۷۹	۶۷/۶	۶۶/۹	۶۸/۵	۴۴۲	۴۷۸	۱۵	۳۰/۳	۳/۶	۵/۴	۱۵۲۳	۱۳۷۴۷
میانگین	۲۲/۸	۲۲	۴۵/۶	۴۶/۸	۳۳/۹	۳۴/۶	۳۰۲	۳۲۷	۱۲/۱	۲۲	۲/۲	۳/۹	۹۰۱	۷۹۹۲/۸
ضریب تغییرات	۳۴	۲۹/۸	۱۹/۱	۱۶/۸	۳۵	۳۴/۳۹	۲۵/۲	۲۲/۸	۲۴/۸	۱۴/۳	۲۵/۶	۱۴/۶	۳۲/۳	۳۲/۱۶
چولگی	۰/۴	-۰/۲	۰/۳	-۰/۲	۰/۸	۰/۹	-۱/۳	-۰/۷	۰/۷	۰/۶	۰/۱	۰/۱	-۰/۸	-۰/۸
افراشتگی	۰	-۰/۷	۱/۷	۰/۴	۰/۲	۰/۵	۱/۷	-۳	۰/۹	۱	-۰/۳	-۰/۲	-۰/۶	-۰/۵
غلظت زمینه طبیعی	۱۵/۲	۱۳/۸	۳۶	۳۹/۲	۲۵/۸	۲۷	۱۵۰	۱۹۰/۵	۹/۴۵	۱۲/۶	۰/۷۵	۰/۹	۸۲۹/۶	۷۴۲۸/۵
غلظت زمینه انسانی	۲۲/۱	۲۰/۴	۴۴/۰۴	۴۶/۰۵	۳۰/۷	۳۱/۴۰	۲۹۰/۹	۳۱۷/۹۳	۱۱/۳	۲۱/۳	۲/۰۷	۳/۸	۸۴۹	۷۴۹۷
میانگین خاک‌های جهانی	۲۲-۴۴	۴۵-۱۰۰	۱۲-۳۴	۴۶۵-۲۷۰	۱۳-۲۴	۵۵۰-۳۰	۰/۳۷-۰/۷۸							

زمینه طبیعی فلزات مشاهده می‌شود (جدول ۲) نابرابری و اختلاف میان غلظت زمینه طبیعی فلزات سنگین در منطقه مورد مطالعه و مقیاس جهانی نیز قابل مشاهده است (جدول ۲). نتایج عظیم‌زاده و خادمی (۷) در خاک‌های سطحی بخشی از استان مازندران غلظت زمینه طبیعی مس، روی، نیکل، سرب و کادمیم به ترتیب ۲/۲۸، ۲/۴۰، ۷/۴۵، ۲/۳۴ و ۲۳/۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم و غلظت زمینه انسانی این فلزات را به ترتیب برابر ۱/۳۱، ۵/۴۹، ۸/۴۵، ۱/۵۴ و ۲۳/۰ گزارش کردند و نتایج نشان‌دهنده اختلاف غلظت زمینه طبیعی و انسانی در منطقه مطالعاتی بود. مطالعات انجام شده در گرد و غبار خیابانی شهر اهواز نشان داد غلظت عناصر سرب، روی، مس، کروم، کادمیوم و آرسنیک در غبار شهر چندین برابر بیشتر از مقدار عنصر در مرجع بود (۴۳). نتایج بیگی هرچگانی و همکاران (۹) در خاک دشت بروجن فرادیمبه نشان داد غلظت زمینه‌ای سرب، نیکل، کادمیوم، کروم، جیوه، کبالت و سرب عموماً از غلظت این فلزات در استاندارد آمریکا و چین کمتر است. نتایج روان‌خواه و همکاران (۵۰) نشان داد غلظت کادمیوم، سرب، نیکل، روی و مس در منطقه مورد مطالعه از غلظت زمینه بالاتر بود. همان‌طور که مشاهده می‌شود مقادیر غلظت زمینه فلزات در منطقه مورد مطالعه با مطالعات

دیگر پژوهشگران در سایر نقاط کشور (۷ و ۹) متفاوت است و این تفاوت‌ها مربوط به جنس سنگ مادری است و دلالت بر منحصر به فرد بودن تشکیلات زمین‌شناختی این منطقه نسبت به متوسط جهانی است. تغییرات مکانی و زمانی عوامل کنترل کننده غلظت فلزات سنگین در طبیعت و همچنین نوع و میزان گسترش فعالیت‌های انسانی، باعث ایجاد این اختلاف است (۷ و ۲۵). آنالیز همبستگی غلظت فلزات سنگین و برخی ویژگی‌های شیمیایی در دو کلاس اندازه ذرات با استفاده از ضریب همبستگی پیرسون در جدول ۳ ارائه شده است. همبستگی مثبت و معنی‌دار P با فلزات Cd، Ni و Zn در کلاس <۲۰۰۰ میکرون و همبستگی مثبت و معنی‌دار آن با Cd در کلاس <۶۳ میکرون مشاهده شد. می‌توان احتمال داد فعالیت‌های انسانی تأثیرگذار بر آلودگی خاک به Cd، فعالیت‌های کشاورزی و اضافه شدن کودهای کشاورزی به‌ویژه کودهای فسفاته باشد که موجب افزایش Cd در خاک می‌شوند (۱۹). ماده آلی با فلزات Zn، Mn، Cu، Cd و Fe در کلاس <۲۰۰۰ میکرومتر و با Zn، Cu، Cd و Fe در کلاس <۶۳ میکرومتر همبستگی مثبت و معنی‌داری را نشان داد. مواد آلی می‌تواند یک منبع مهم برای نگهداری عناصر سنگین معرفی

جدول ۳. همبستگی فلزات سنگین مورد مطالعه و برخی ویژگی‌های شیمیایی در کلاس اندازه ذرات <math>2000</math> و <math>63</math> میکرون

Fe	Cd	Cu	Mn	Ni	Zn	#Pb	متغیر	اندازه (میکرومتر)
۰/۳۶**	۰/۳۸**	۰/۲۱*	۰/۲۰*	۰/۲۳*	۰/۳۴**	۰/۰۲	OM	2000
-۰/۰۹	-۰/۱۴	-۰/۱۶	-۰/۲۲*	-۰/۱۷	-۰/۰۹	۰/۱۹*	pH	
۰/۱۶	۰/۴۴**	۰/۱۲	۰/۰۹	۰/۲۶**	۰/۲۷**	۰	P	
۰/۲۴**	۰/۳۴**	۰/۱۹*	۰/۱۱	۰/۱۳	۰/۲۷**	-۰/۰۲	OM	63
-۰/۰۸	-۰/۱۹*	۰/۰۸	-۰/۰۸	-۰/۰۶	-۰/۱۸	۰/۱۳	pH	
۰/۰۱	۰/۴۲**	۰/۰۳	-۰/۰۱	۰/۱۷	۰/۱۳	۰/۱	P	

#. غلظت کل عناصر mg.kg^{-1} .

** و * معنی‌داری در سطح احتمال یک درصد و پنج درصد.

همکاران (۳۶) برای ارزیابی ریسک آلودگی فلزات سنگین برای سلامتی انسان، کلاس اندازه ذرات خاک 63 میکرون را توصیه کردند. نتایج طبیعی و همکاران (۶۰) روی غلظت فلزات سنگین در کلاس‌های مختلف اندازه ذرات در منطقه کفه مور واقع در استان کرمان، نشان داد که با کاهش اندازه ذرات غلظت فلزات سنگین افزایش یافت به طوری که در کلاس اندازه کوچک‌تر از 0.05 میانگین غلظت آهن، منگنز، مس، روی، سرب و نیکل به ترتیب ۲/۱۳، ۱/۷، ۴/۷، ۲/۴، ۱/۴ و ۳/۴ برابر بیشتر از میانگین غلظت در کلاس اندازه‌های ۲-۵ میلی‌متر بود.

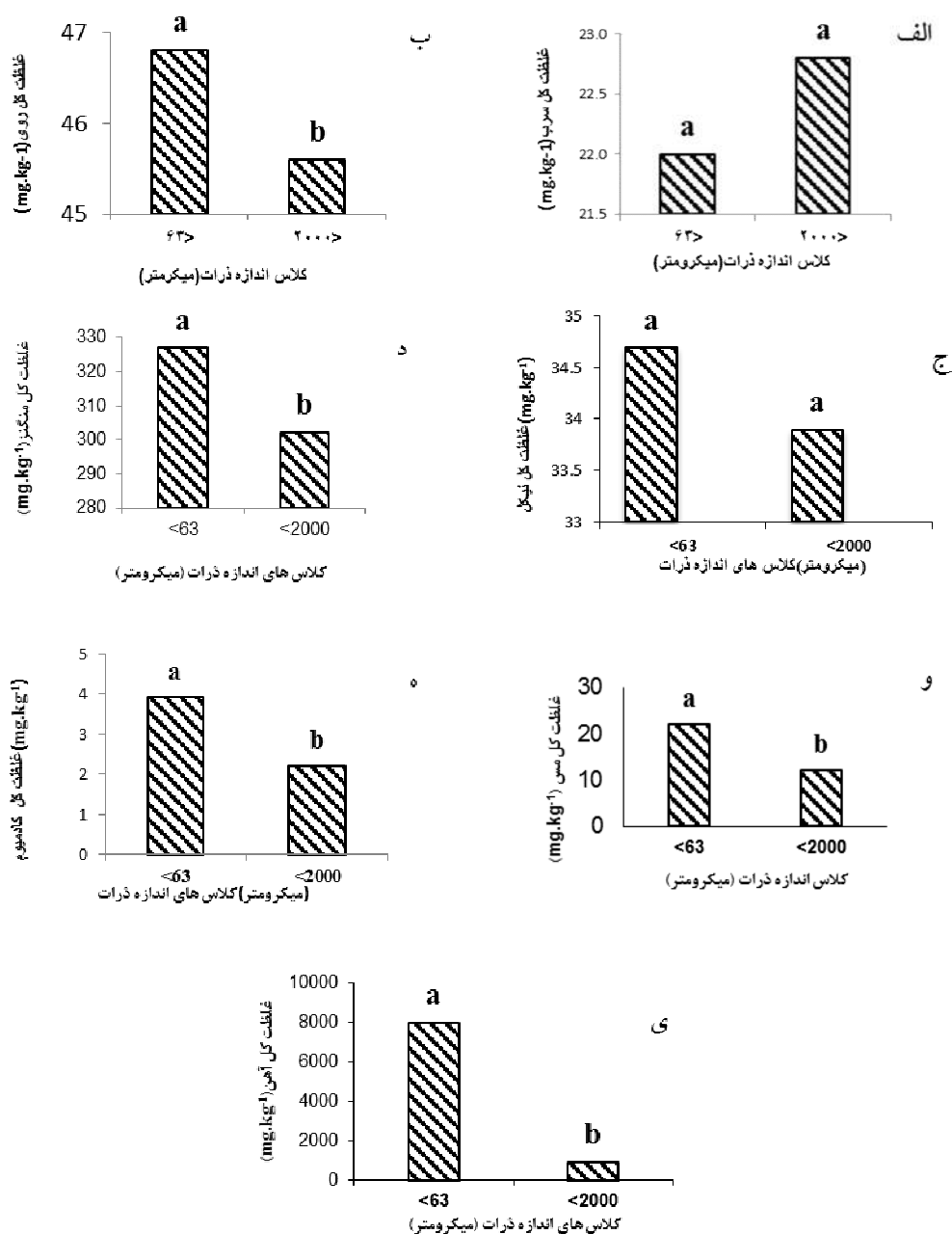
ارزیابی زیست‌محیطی ضریب آلودگی (CF) و تغییرات مکانی آن

برای تعیین آلاینده‌گی خاک به عناصر سنگین از ضریب آلودگی استفاده شد. مقایسه میانگین ضریب آلودگی (CF) هریک از فلزات سنگین در دو کلاس اندازه ذرات (63 و 2000 میکرون) در منطقه مورد مطالعه در جدول ۴ نشان داده شده است. در میان فلزات مورد مطالعه ضریب آلودگی کادمیوم و منگنز با ریزتر شدن ذرات خاک در سطح احتمال ۵ درصد افزایش معنی‌داری را نشان داد. بالاترین میزان ضریب آلودگی (CF) خاک در کلاس 2000 و 63 میکرون به ترتیب $\text{Cd} > \text{Mn} > \text{Cu} > \text{Ni}$ و $\text{Cd} > \text{Mn} > \text{Pb} > \text{Ni} > \text{Cu} > \text{Zn} > \text{Fe}$ و $\text{Pb} > \text{Zn} > \text{Fe}$ است (جدول ۴). نتایج روان‌خواه و

شود احتمالاً به دلیل ظرفیت تبادلی بالا، فلزات سنگین را جذب و روی سطح خود نگه می‌دارند (۴۰).

توزیع آماری غلظت فلزات سنگین در کلاس‌های اندازه ذرات

مطابق شکل ۲ اختلاف معنی‌دار غلظت کل Cd ، Cu ، Mn ، Zn و Fe با کوچک‌تر شدن اندازه ذرات مشهود است؛ این درحالی است که مقدار میانگین غلظت Pb و Ni در دو اندازه ذرات اختلاف معنی‌داری را نشان نداده‌اند. غلظت دیگر فلزات با ریزش اندازه ذرات خاک افزایش یافته است که می‌تواند به علت وجود سطوح ویژه بالا در کلاس ذرات ریزتر و افزایش همزمان این عناصر در لایه‌های واکنش‌پذیر این جزء خاک باشد (۴۷). بیشتر عناصر سنگین در خاک‌رخ به دلیل چگالی بار سطحی بالا به شدت جذب سطح ذرات معدنی خاک و مواد آلی خاک می‌شوند. فرایندهای خاکسازي نظیر آبشویی و انتقال ذرات خاک در طول خاک‌رخ سبب توزیع و پراکنده شدن عناصر سنگین در طول خاک‌رخ می‌شوند. از این‌رو نقش اندازه ذرات خاک در کنترل غلظت آلودگی خاک غیر قابل انکار و خطر انتقال عناصر سنگین در گرد و غبار (ذرات سیلت تا رس) توسط فرسایش بادی دارای اهمیت است (۵۸). سایر ژوهشگران نیز گزارش کردند که افزایش غلظت آلودگی‌های موجود در سطح ذرات خاک با کاهش اندازه ذرات همراه است (۳۷، ۶۵ و ۶۸). ما و



شکل ۲. میانگین غلظت کل فلزات سنگین (میلی گرم بر کیلوگرم) در کلاس‌های اندازه‌ای ذرات خاک برحسب میکرومتر (الف تا ی) میانگین‌های دارای حروف مشترک از نظر آماری در سطح احتمال آماری ۵ درصد براساس آزمون دانکن دارای اختلاف معنی‌دار نیستند.

آلودگی خاک منطقه مورد مطالعه نسبت به فلزات سنگین، مطابق رده‌بندی هکنسون شناسایی شد (۲۰). رده‌بندی هکنسون، CF را در چهار رده آلودگی پایین ($CF < 1$)، آلودگی متوسط ($1 \leq CF < 3$)، آلودگی قابل توجه ($3 \leq CF < 6$) و آلودگی بسیار بالا ($CF \geq 6$) شرح داده است. مطابق این رده‌بندی، خاک

همکاران (۵۰) نشان‌دهنده روند نزولی ضریب آلودگی به ترتیب مس < کادمیوم < نیکل < روی و سرب است. با توجه به نتایج شاخص‌های ارزیابی آلودگی، بیشترین CF در هر دو کلاس اندازه ذرات در خاک منطقه مربوط به Cd (۲/۹۴) و (۵/۶۲) است (جدول ۴). در این پژوهش، کلاس‌های ضریب

جدول ۴. میانگین ضریب آلودگی (CF) و فلزات سنگین در منطقه مورد مطالعه

میانگین فلزات سنگین (mg.kg ⁻¹)							ویژگی	اندازه ذرات (میکرومتر)	شاخص ارزیابی
Fe	Cd	Cu	Mn	Ni	Zn	Pb [#]			
۰/۲۸	۰/۴	۰/۶۷	۰/۴۷	۰/۴۸	۰/۵۵	۰/۳۶	کمترین		
۱/۸	۴/۸	۲/۳	۲/۹	۲/۶	۲/۲	۲/۴	بیشترین	<۲۰۰۰	
۱/۰۸ ^a	۲/۹۴ ^b	۱/۲۸ ^a	۲/۰۱ ^a	۱/۳۲ ^a	۱/۲۶ ^a	۱/۶ ^{a###}	میانگین		CF
۰/۲۸	۳/۶	۱/۱	۰/۷۷	۰/۵۲	۰/۵۷	۰/۳۶	کمترین		
۱/۸	۷/۷	۲/۵	۲/۵	۲/۵	۱/۷	۱/۳	بیشترین	<۶۳	
۱/۰۷ ^a	۵/۶۲ ^a	۱/۵۷ ^a	۱/۷۲ ^b	۱/۲۸ ^a	۱/۲۲ ^a	۱/۴ ^a	میانگین		
۰/۴۶	۰/۱۸	۰/۵۲	۰/۳۹	۰/۳۴	۰/۴۶	۰/۲۶	کمترین		
۱	۱۰/۱	۴/۶	۷/۱	۴/۷	۳/۹	۴/۸	بیشترین	<۲۰۰۰	
۱ ^a	۴/۱ ^b	۱/۳۷ ^b	۲/۰۶ ^a	۱/۳۸ ^b	۱/۳۶ ^a	۱/۶۲ ^b	میانگین		EF
۱	۱	۰/۸۶	۰/۶۲	۰/۳۷	۰/۴۷	۰/۲۷	کمترین		
۱	۱۳/۵	۵/۷	۶/۱	۴/۸	۴	۵/۲	بیشترین	<۶۳	
۱ ^a	۶/۱۶ ^a	۱/۹۳ ^a	۲/۸۷ ^b	۱/۹ ^a	۱/۳۲ ^a	۱/۷۵ ^a	میانگین		

[#] Fe, Cd, Cu, Mn, Ni, Zn: غلظت کل سرب، غلظت کل روی، غلظت کل نیکل، غلظت کل منگنز، غلظت کل مس، غلظت کل کادمیوم و غلظت کل آهن.
^{###} میانگین‌های دارای حروف مشترک از نظر آماری در سطح احتمال آماری ۵ درصد براساس آزمون دانکن دارای اختلاف معنی‌دار نیستند.

سرچشمه را ضریب آلودگی کادمیوم گزارش دادند. برای تفکیک سهم عوامل انسانی از طبیعی در تمرکز فلزات سنگین بسیاری از پژوهش‌ها از ضریب غنی‌شدگی استفاده شده است. در این پژوهش ضریب غنی‌شدگی برای فلزات سنگین در اجزای مختلف ذرات خاک منطقه مورد مطالعه در جدول (۴) نشان داده شده است. ضریب غنی‌شدگی در در کلاس <۲۰۰۰ و <۶۳ میکرون به ترتیب <Ni> Pb> Mn> Cd> Fe و <Fe> Zn> Cu> Ni> Pb> Zn> Fe است. بیشترین مقدار EF در اجزای ذرات خاک <۲۰۰۰ و <۶۳ میکرومتر مربوط به فلز سنگین کادمیوم به مقدار ۴/۱ و ۶/۱ است. بر اساس رده‌بندی ساترلند (۲۰۰۰) شدت غنی‌شدگی خاک در هر دو کلاس اندازه ذرات نسبت به فلزات سنگین Pb، Zn، Cu، Ni و Fe در محدوده بدون غنی‌شدگی تا غنی‌شدگی اندک (EF<۲) است. در حالی که نسبت به فلزات Mn در هر دو

منطقه نسبت به همه فلزات مورد مطالعه در اندازه <۲۰۰۰ میکرون وضعیت آلودگی متوسط (۳<CF<۱) قرار می‌گیرد. در حالی که با ریزتر شدن ذرات خاک ضریب آلودگی نسبت به فلز Cd وضعیت آلودگی قابل توجه و نسبت به سایر فلزات آلودگی متوسط را نشان می‌دهد (جدول ۳). نتایج طبقه‌بندی ضریب آلودگی کادمیوم در کلاس اندازه <۲۰۰۰ میکرون خاک منطقه نشان می‌دهد ۴۲/۵ درصد از داده‌های منطقه دارای آلودگی متوسط، ۵۰ درصد آلودگی قابل توجه و ۶۵/۸ درصد آلودگی زیاد است و در کلاس ریزتر ذرات ۶۵/۸ درصد داده‌های منطقه در سطح آلودگی قابل توجه و ۳۴/۲ درصد در سطح آلودگی زیاد قرار گرفتند (جدول ۵). برای سایر فلزات مورد مطالعه بیشترین درصد داده‌ها در کلاس آلودگی متوسط هستند. شمس‌الدین و همکاران (۵۶) بیشترین ضریب آلودگی در خاک‌های اطراف مجتمع مس

جدول ۵. طبقات ضریب آلودگی فلزات سنگین مورد مطالعه (برحسب درصد) در خاک سطحی منطقه برحسب رده‌بندی هکنسون (۱۹۸۰)

آلودگی زیاد ($6 \leq CF$)	آلودگی قابل توجه ($3 \leq CF < 6$)	آلودگی متوسط ($1 \leq CF < 3$)	آلودگی کم ($CF < 1$)	کلاس اندازه ذرات	فلزات سنگین
—	۰/۸	۸۵/۸	۱۳/۳	<۲۰۰۰	Pb
—	۰/۸	۸۲/۵	۱۶/۷	<۶۳	
—	—	۸۸/۳	۱۱/۷	<۲۰۰۰	Zn
—	—	۸۷/۵	۱۲/۵	<۶۳	
—	—	۶۵	۳۵	<۲۰۰۰	Ni
—	—	۶۶/۷	۳۳/۳	<۶۳	
—	—	۹۳/۳	۶/۷	<۲۰۰۰	Mn
—	—	۹۴/۲	۸۵	<۶۳	
—	—	۸۱/۷	۱۸/۳	<۲۰۰۰	Cu
—	—	۱۰۰	—	<۶۳	
۷/۵	۵۰	۴۲/۵	—	<۲۰۰۰	Cd
۳۴/۲	۶۵/۸	—	—	<۶۳	
—	—	۷۰	۳۰	<۲۰۰۰	Fe
—	—	۶۹/۲	۳۰/۸	<۶۳	

آلودگی CF_{Fe} و CF_{Cd} ، CF_{Cu} ، CF_{Mn} ، CF_{Ni} ، CF_{Zn} ، CF_{Pb} در کلاس‌های اندازه‌ای مختلف ذرات خاک، اقدام به بررسی ناهمسانگردی در ساختار و الگوی تغییرات مکانی از طریق محاسبه و تحلیل واریوگرام‌های رویه‌ای شد. تحلیل کیفی واریوگرام‌های رویه‌ای بیانگر توزیع مکانی به نسبت همسانگرد همه متغیرهای مورد مطالعه بود (جدول ۶). پس از انتخاب بهترین مدل و رسم نیم‌تغییرنا ضرایب نیم‌تغییرنا شامل دامنه تأثیر (Effect range)، اثر قطعه‌ای (Nugget Effect) و سقف (sill) مشخص شدند (جدول ۶). انتخاب مدل نظری واریوگرام‌ها مبتنی بر تفسیر و تحلیل کیفی چگونگی برآزش رفتار کلی واریوگرام تجربی به بهترین وجه ممکن بوده است. CF_{Fe} و CF_{Cu} ، CF_{Zn} در کلاس اندازه ذرات < 2000 میکرون و CF_{Pb} در کلاس ریزتر با مدل کروی و سایر ضریب آلودگی فلزات با مدل نمایی برآزش داده شدند. اثر قطعه‌ای، کمترین مقداری از نیم‌تغییرنا است که محاسبه شده و نشان‌دهنده

کلاس ذرات و نسبت به Cd در کلاس درشت‌تر ذرات دارای غنی‌شدگی متوسط ($2 < EF < 5$) است. کادمیوم در کلاس ریزتر ذرات خاک دارای سطح غنی‌شدگی قابل توجه ($20 < EF < 5$) است. به‌طور کلی می‌توان احتمال داد که بیشتر بودن درصد غنی‌شدگی نشان‌دهنده عوامل انسانی دخیل در آلودگی منطقه است. بیشتر نقاط مقادیر ضریب غنی‌شدگی بیشتر از یک، نشان‌دهنده سهم عوامل انسانی در این منطقه است. بنابراین لزوم مدیریت زیست‌محیطی در این حوضه آبخیز احساس می‌شود و مقادیر کم ضرایب غنی‌شدگی سایر فلزات سنگین بیانگر آن است که این فلزات به‌طور عمده از منابع طبیعی فرسایش (حوضه آبریز) تأمین می‌شوند و اثر فعالیت‌های انسانی در تمرکز این فلزات سنگین ناچیز است.

نیم‌تغییرنا و پهنه‌بندی ضریب آلودگی

به‌منظور بررسی ساختار تغییرپذیری مکانی ضریب

جدول ۶. ضرایب بهترین مدل برازش داده شده به نیم تغییرنمای فاکتورآلودگی خاک اندازه گیری شده در ۱۲۰ نقطه منطقه مورد مطالعه

متغیر	کلاس اندازه ذرات	مدل	اثر قطعه‌ای (C ₀)	سقف (C+C ₀)	دامنه تأثیر	C/C+C ₀ **	ضریب تبیین R ²	کلاس وابستگی مکانی
CF _{Pb}	<۲۰۰۰	نمایی	۰/۰۱۷	۰/۲۲	۵۶۷۰	۰/۹۲	۰/۸۴	قوی
	<۶۳	کروی	۰/۰۰۰۱	۰/۲	۲۰۴۰	۰/۹۹	۰/۹	قوی
CF _{Zn}	<۲۰۰۰	کروی	۰/۰۰۰۱	۰/۱	۲۹۰۰	۰/۹۹	۰/۸۴	قوی
	<۶۳	نمایی	۰/۰۰۰۱	۰/۰۳	۴۷۷۰	۰/۹۹	۰/۸۱	قوی
CF _{Ni}	<۲۰۰۰	نمایی	۰/۰۷	۰/۱۹	۴۱۴۰	۰/۶	۰/۵۴	متوسط
	<۶۳	نمایی	۰/۰۰۰۱	۰/۱۱	۲۷۹۰	۰/۹۹	۰/۷	قوی
CF _{Mn}	<۲۰۰۰	نمایی	۰/۱	۰/۳	۶۹۰۰	۰/۷۱	۰/۸۵	متوسط
	<۶۳	نمایی	۰/۰۳	۰/۲۱	۵۶۷۰	۰/۸۸	۰/۸۳	قوی
CF _{Cu}	<۲۰۰۰	کروی	۰/۰۰۰۱	۰/۰۳	۲۴۶۰	۰/۹۹	۰/۸۱	قوی
	<۶۳	نمایی	۰/۰۲	۰/۱	۵۹۷۰	۰/۷۶	۰/۹۴	قوی
CF _{Cd}	<۲۰۰۰	نمایی	۰/۰۳	۰/۰۷	۲۲۱۱۰	۰/۹۹	۰/۹۶	قوی
	<۶۳	نمایی	۰/۰۰۱	۱/۷	۲۸۵۰	۰/۹۹	۰/۹	قوی
CF _{Fe}	<۲۰۰۰	کروی	۰/۰۰۱	۰/۱	۵۲۵۰	۰/۹۹	۰/۹۵	قوی
	<۶۳	نمایی	۰/۰۳	۰/۱۲	۹۴۵۰	۰/۹۹	۰/۹۵	قوی
PLI	<۲۰۰۰	نمایی	۰/۰۲	۰/۰۶	۷۸۹۰	۰/۶۲	۰/۹۶	متوسط
	<۶۳	نمایی	۰/۰۲	۰/۰۶	۱۱۶۷۰	۰/۵۲	۰/۹	متوسط

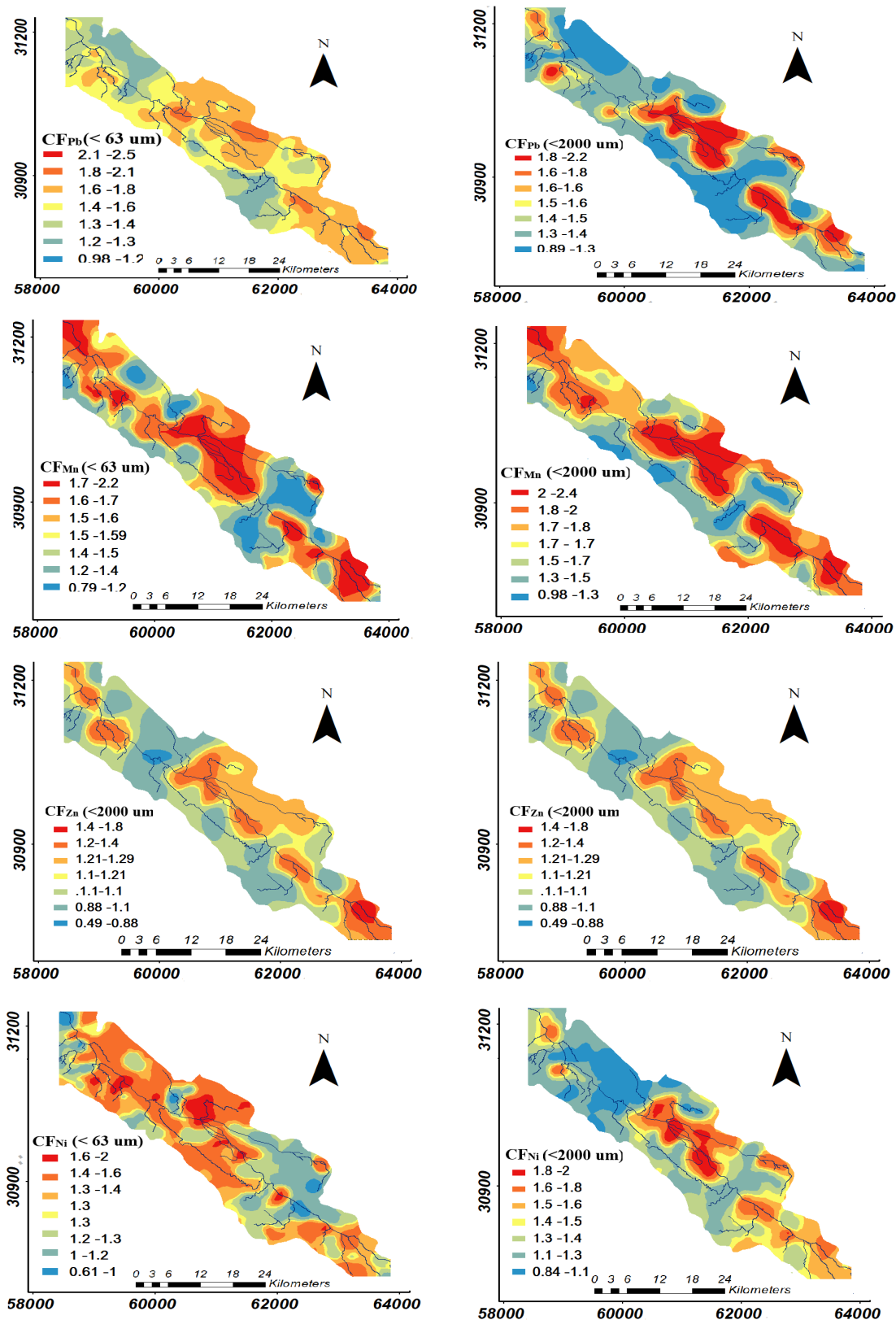
** اگر نسبت بخش ساختاردار (C) به سقف (C+C₀) یک ویژگی کمتر از ۲۵ درصد، بین ۲۵ تا ۷۵ درصد و بیشتر از ۷۵ درصد باشد آن ویژگی به ترتیب در محدوده کلاس وابستگی مکانی ضعیف، متوسط و قوی قرار می‌گیرد (کامبردلا و همکاران، ۱۹۹۴).

دامنه و ویژگی مورد مطالعه در فواصل کوچک‌تر از کوتاه‌ترین فاصله نمونه‌برداری است. سقف نیز مقداری از نیم‌تغییرنما است که با افزایش فاصله تغییری در آن به وجود نمی‌آید. کمترین و بیشترین سقف ویژگی‌های مورد مطالعه در کلاس درشت‌تر مربوط به CF_{Pb} و CF_{Cd} است. در حالی که در کلاس ریزتر ذرات کمترین سقف مربوط به CF_{Zn} و بیشترین سقف مربوط به CF_{Mn} و CF_{Pb} است. مقایسه مقادیر دامنه تأثیر محاسبه شده برای واریوگرام‌های ضریب آلودگی غلظت عناصر سنگین نشان داد که برای هر کدام از ضریب آلودگی فلزات، دامنه تغییرپذیری مکانی غلظت آن عنصر در کلاس ذرات ریزتر با کلاس بزرگ‌تر تفاوت داشت. نتایج نشان داد بیشترین دامنه تأثیر در <۲۰۰۰ و <۶۳ میکرون به ترتیب

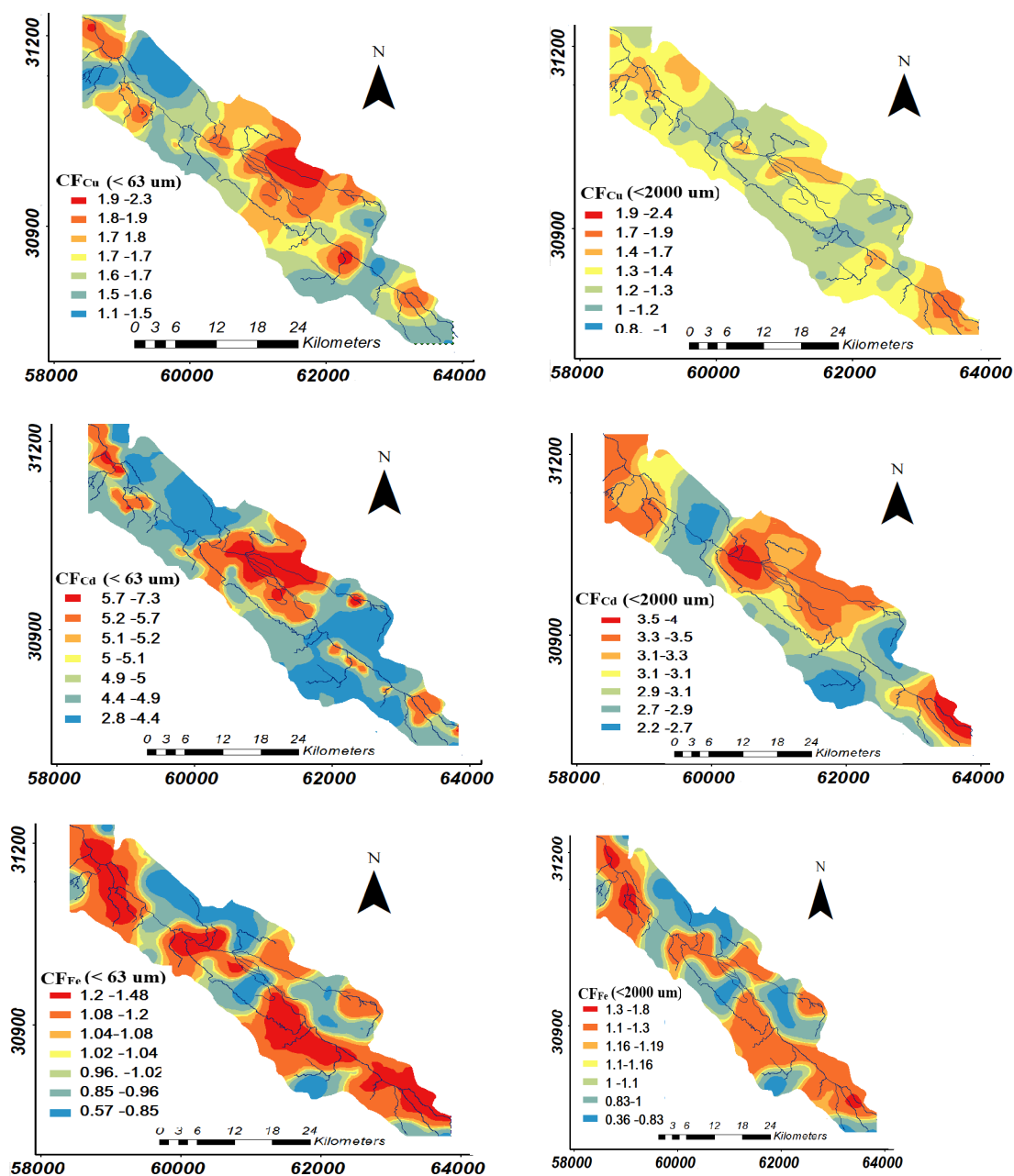
ناپیوستگی منحنی نیم‌تغییرنما در نزدیکی مبدأ مختصات است. که منعکس کننده واریانس خطاهای نمونه‌گیری و واریانس مکانی در فواصل کوتاه‌تر از حداقل فاصله نمونه‌برداری است (۲۹). نتایج بیانگر این موضوع است که کمترین اثر قطعه‌ای ضریب آلودگی فلزات مورد مطالعه در کلاس درشت‌تر ذرات مربوط به CF_{Pb}، CF_{Zn}، CF_{Cu} و CF_{Fe} و در کلاس ریزتر ذرات مربوط به CF_{Zn}، CF_{Ni} و CF_{Cd} است که این نتیجه نشان می‌دهد واریانس نسبی و حجم نمونه‌برداری برای آشکار کردن ساختارهای مکانی مناسب است و بیشترین اثر قطعه‌ای مربوط به CF_{Mn} در کلاس درشت‌تر و CF_{Pb} در کلاس ریزتر است که نشانگر واریانس تصادفی قوی در فواصل کوتاه است که ناشی از خطای نمونه‌برداری، اندازه‌گیری و وجود تغییرات کوتاه

قابل توجه و ۷/۵ و ۳۴/۲ درصد در سطح آلودگی زیاد قرار گرفت (جدول ۵). حداکثر ضریب آلودگی غلظت عناصر فلزی در نزدیکی و مجاور کاربری‌های زراعت و باغات منطقه (مطابق شکل ۱)، پالایشگاه گاز فجر جم و در مجاورت رودخانه باغان که از وسط حوضه آبخیز عبور می‌کند و در محل‌های نزدیک به سکونت ساکنین این منطقه وجود داشته و با فاصله گرفتن از آنها، CF کاهش پیدا می‌کند. عناصر سنگین دارای منشأهای بسیار متفاوتی هستند. منابع اصلی ورود و توزیع مکانی فلزات سنگین در خاک شامل دو منبع عمده طبیعی و انسانی است. منشأ طبیعی فلزات سنگین در خاک به تغییرات زمین‌شناسی و جغرافیایی یک منطقه بستگی دارد. فلزات سنگین از طریق هواذیدگی مواد مادری، سنگ‌های بستر و کانی‌های فلزی وارد خاک می‌شوند منشأ انسانی برعکس منابع طبیعی دارای گستردگی بیشتری بوده و در یک مقیاس وسیع، از منابع متفاوتی وارد محیط زیست می‌شوند از طرفی میزان ورود فلزات سنگین به داخل محیط زیست، بسیار فراتر از میزانی است که به‌وسیله فرایندهای طبیعی برداشت می‌شوند. بنابراین تجمع فلزات سنگین در محیط زیست قابل ملاحظه است (۲۶). از جمله راه‌های ورود عناصر سنگین در بخش کشاورزی می‌توان به استفاده از کود و سموم شیمیایی، لجن فاضلاب و کمپوست و استفاده از آب‌های آلوده برای آبیاری بیان کرد. نتایج آیینه حیدری و همکاران (۳) در خاک‌های چهار منطقه اطراف کارخانه زغال‌شویی زرنده نشان داد میانگین غلظت کل فلزات مس، سرب و کادمیوم در منطقه از میانگین غلظت استاندارد ارائه شده توسط دفتر آب و خاک معاونت محیط زیست انسانی بیشتر بود و بررسی تغییرات مکانی فلزات مورد مطالعه بیانگر این بود که بیشترین مقدار کادمیوم و مس در جهت شمال غربی و غرب کارخانه با کاربری کشاورزی پراکنده شده است. محمودی و همکاران (۳۷) با مطالعه خاک‌های آلوده منطقه جنوب شهر اصفهان گزارش کردند نقشه‌های به‌دست آمده از تخمین‌گر کریجینگ، نشان‌دهنده الگوی تغییرپذیری مشابه برای همه عناصر مورد مطالعه در تمامی کلاس‌های اندازه‌ای خاک بود، به‌گونه‌ای که از غلظت فلزات سنگین با افزایش فاصله

مربوط به CF_{Cd} و CF_{Fe} است. نتایج تعیین درجه وابستگی مکانی، دلالت بر قوی بودن کلاس وابستگی مکانی ضریب آلودگی همه فلزات به‌جز ضریب آلودگی نیکل و منگنز (وابستگی مکانی متوسط) در کلاس درشت‌تر ذرات داشت (جدول ۶). دیانی و محمدی (۱۵) توزیع مکانی سرب، روی و کادمیوم را در حومه سپاهان شهر اصفهان مورد بررسی قرار دادند. نتایج آنها نشان داد که کادمیوم و سرب دارای وابستگی مکانی قوی هستند. نقشه‌های کریجینگ برای این عناصر شیب آلودگی را در اطراف معادن در منطقه نشان داد. در راستای تصمیم‌گیری برای جداسازی محدوده‌های آلوده یا تعیین محدوده‌های مناسب برای اقدامات حفاظتی پهنه‌بندی ضریب آلودگی ضروری است (۴۳ و ۵۳). پس از پهنه‌سازی پارامترهای تخمین‌گر کریجینگ، اقدام به پهنه‌بندی ضریب آلودگی برای کلاس‌های اندازه ذرات خاک مطابق شکل ۳ شد. همان‌گونه که ملاحظه می‌شود، توزیع مکانی تمامی متغیرها پیوسته و وابسته به موقعیت جغرافیایی نقاط نمونه‌برداری است. برای تمامی ضریب آلودگی عناصر فلزی، صرف‌نظر از کلاس اندازه ذرات خاک، یک الگوی تغییرپذیری مکانی مشترک و مشابه روی تمامی نقشه‌های کریجینگ مشهود است. مطابق شکل ۳ پهنه‌بندی در اندازه ذرات < 2000 میکرون نشان می‌دهد بیشترین مقادیر ضریب آلودگی فلزات CF_{Pb} ، CF_{Ni} ، CF_{Mn} ، CF_{Zn} ، CF_{Cu} و CF_{Fe} در بخش قابل توجهی در مرکز و قسمت‌هایی اندکی در شمال غرب و جنوب شرقی حوضه است درحالی که پراکندگی آنها در کلاس < 63 میکرون به‌طور وسیع‌تری منطقه را در برگرفته است و با توجه به کلاس طبقه‌بندی شده در دو کلاس اندازه ذرات < 2000 و < 63 میکرون به‌ترتیب CF_{Pb} (۸۲/۸ و ۸۲/۵)، CF_{Zn} (۸۸/۳ و ۸۷/۵)، CF_{Ni} (۶۵ و ۶۶/۷)، CF_{Mn} (۹۳/۳ و ۹۴/۲)، CF_{Cu} (۸۱/۷ و ۱۰۰) و CF_{Cd} (۴۲/۵ و ۰) و CF_{Fe} (۷۰ و ۶۲/۲) درصد از خاک نمونه‌برداری شده در سطح آلودگی متوسط قرار گرفته است. درحالی که ضریب آلودگی کادمیوم در کلاس اندازه < 2000 و < 63 میکرون به‌ترتیب ۵۰ و ۶۵/۸ درصد آلودگی



شکل ۳. نقشه‌های پهنه‌بندی ضریب آلودگی فلزات سنگین مورد مطالعه در کلاس اندازه ذرات (>۲۰۰۰ و >۶۳ میکرون) (رنگی در نسخه الکترونیکی)



ادامه شکل ۳.

در نهایت سلامت انسان با تجمع فلزات سنگین کم مصرف در خاک سطحی این حوضه، تأثیرگذار است. همچنین سکونت ساکنین منطقه و دفع فاضلاب‌ها و خروجی‌های پتروشیمی گاز فجر جم نیز می‌تواند در کنار فعالیت‌های کشاورزی نقش مؤثری در آلودگی منطقه ایفا کند. با توجه به اینکه آلودگی قابل توجهی در آلودگی منطقه مشاهده می‌شود این فلز به راحتی

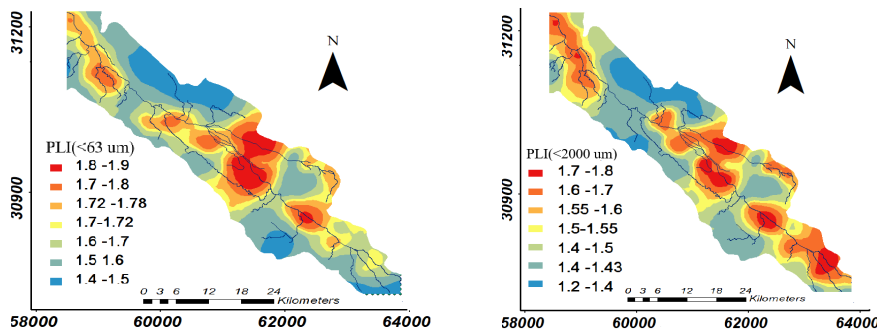
از معادن کاسته می‌شد. نتایج آلودگی فلزات سنگین گرد و غبار جاده ژباندو واقع در چین نشان داد سرب، مس و روی دارای منشأ ترافیک جاده‌ای و کادمیوم از منابع صنعتی و کروم از هر دو منبع بود (۲۷). حوضه آبخیز باغان از پتانسیل بالا برای تولیدات کشاورزی برخوردار بوده است و متعاقباً فعالیت‌های کشاورزی، نظیر استفاده از کودهای شیمیایی مختلف بر کیفیت خاک، گیاه و

خاک ناشی از غبارهای کارخانه سیمان در جنوب نیجریه، نشان- دهنده آلودگی متوسط Pb و Cu و آلودگی قابل توجه Cr در نقاط نزدیک به کارخانه است. با توجه به اهمیت آلودگی خاک در حوضه آبخیز، ارائه نظر در مورد Pb، Fe، Zn، Ni و Cu نیازمند بررسی و بازبینی دقیق تری است. مشاهدات بیانگر تمایل فلزات سنگین و آلاینده‌ها در تجمع و انباشت بر روی ذرات ریزتر خاک است. بر اساس نتایج خطرات آلودگی خاک منطقه به کادمیوم به ویژه در قسمت‌های مرکزی و جنوب شرقی و شمال غربی حوضه آبخیز بیشتر از سایر فلزات است و می‌تواند مخاطرات زیست‌محیطی بیشتری را در این ناحیه نسبت به سایر نواحی به همراه داشته باشد.

ارزیابی بارآلودگی و توزیع مکانی آن در کلاس‌های اندازه ذرات خاک

شاخص بار آلودگی توسط تامپلسون و همکاران (۶۱) برای ارزیابی آلودگی فلزی خاک در یک مکان نمونه‌برداری خاص ارائه شده است. چنانچه این شاخص از عدد یک بالاتر ($PLI > 1$) باشد میزان آلوده بودن نسبت به محل غیرآلوده را نشان می‌دهد. اگر $PLI < 1$ باشد نشان‌دهنده کیفیت خوب خاک منطقه، $PLI = 1$ غلظت فلزات سنگین، نزدیک به غلظت زمینه است (۲). مطابق شکل ۴ مقادیر بار آلودگی بیشتر از یک ($PLI > 1$) در خاک منطقه مورد مطالعه در هر دو کلاس اندازه ذرات خاک مشاهده شد (شکل ۴) همچنین نتایج نشان‌دهنده افزایش معنی‌دار PLI با کوچک‌تر شدن اندازه ذرات خاک است. لئوخو (۳۲) مقادیر $PLI < 1$ لزوم بازبینی فوری برای کاهش آلودگی، $1 < PLI < 5$ را نشانگر انجام مطالعات جزئی برای پایش مکان و مقادیر $PLI < 5$ را نشانگر عدم نیاز به اقدامات اصلاحی شدید بیان کردند. سلینوس (۵۵) PLI را روشی برای ارزیابی آلودگی و انجام اقدامات لازم معرفی کردند. معین‌الدینی و همکاران (۴۲) میانگین شاخص PLI نمونه‌های خاک مورد مطالعه را 0.24 گزارش کردند و گزارش دادند که محیط منطقه مورد مطالعه نیازی به اقدامات اصلاحی شدید ندارد. مطابق جدول ۶ دامنه تأثیر شاخص

می‌تواند به زنجیره غذایی انسان وارد شود. کادمیوم به دلیل سمیت خیلی زیاد و جذب کم در خاک و تحرک بالای آن دارای حد استاندارد تعیین شده ($0.7-0.3$) کمتر از سایر فلزات است (۲۴). با توجه به همبستگی مثبت و معنی‌دار Cd با P و OM (جدول ۲) در هر دو کلاس اندازه ذرات خاک، می‌توان احتمال داد فعالیت‌های انسانی تأثیرگذار بر آلودگی خاک به Cd، فعالیت‌های کشاورزی و اضافه شدن کودهای کشاورزی به‌ویژه کودهای فسفاته باشد که موجب افزایش Cd در خاک می‌شوند. در بین عناصر موجود در کودهای شیمیایی، کادمیوم مهم‌ترین آنها محسوب می‌شود (۴۶). پس از Cd، Mn بیشترین CF را در هر دو کلاس اندازه ذرات به‌خود اختصاص می‌دهد به‌طور کلی با توجه به کاربری‌های کشاورزی در منطقه مورد مطالعه احتمال می‌رود سطوح آلودگی مربوط به کادمیوم، منگنز، وابسته به فعالیت‌های کشاورزی باشد درحالی که سرب، نیکل و آهن، مس و روی با درصد کمتری در سطح آلودگی متوسط قرار می‌گیرند (جدول ۵) و مطابق نقشه‌های کریجینگ (شکل ۳) در منطقه به‌طور وسیع‌تری پخش شده‌اند و این نشان‌دهنده تأثیر عوامل انسانی و طبیعی است. علاوه بر نقش عوامل انسانی در این قسمت از حوضه با توجه به کاربری‌های کشاورزی به عامل باد در منطقه که موجب القا و وسعت بخشیدن به گستره مکانی آلودگی و موجب زایش و استمرار پدیده تریقی اتمسفری و انتقال و انتشار ذرات ریزتر همراه با آلاینده‌ها به سایر نقاط اطراف می‌شود توجه کرد. کادمیوم بیشتر از طریق فرایندهای صنعتی و کودهای فسفاته وارد محیط زیست می‌شود و سپس به زنجیره غذایی راه می‌یابد. سلگی و همکاران (۵۷) بیان کردند در مناطق جنوب شرقی خاک‌های کشاورزی تاکستان در شهر ملایر، غلظت عناصر سرب، روی و مس تحت تأثیر فعالیت انسانی نظیر فعالیت‌های کشاورزی از قبیل اضافه کردن کودهای حیوانی و شیمیایی است. لی و همکاران (۳۰) در بررسی خاک‌های کشاورزی جنوب شرقی چین بیان داشتند استفاده از قارچ‌کش‌ها، حشره‌کش‌ها و کودهای تجاری موجب افزایش غلظت مس در این اراضی شده است. نتایج ایب و همکاران (۱۷) به‌منظور ارزیابی آلودگی



شکل ۴. نقشه‌های پهنه‌بندی بار آلودگی (PLI) فلزات سنگین مورد مطالعه در کلاس اندازه ذرات (> ۲۰۰۰ و > ۶۳ میکرون) (رنگی در نسخه الکترونیکی)

در خاک منطقه مربوط به Cd (۲/۹۴ و ۵/۶۲) و بیشترین مقدار EF در اجزای ذرات خاک <math>< 2000</math> و <math>< 63</math> میکرومتر مربوط به فلز سنگین کادمیوم به مقدار ۴/۱ و ۶/۱ است. نقشه پراکنش ضریب آلودگی فلزات سنگین در منطقه مورد مطالعه نشان داد بخش مرکزی، جنوب شرقی و شمال غربی حوضه آبخیز، دارای آلودگی بالاتر فلزات سنگین مورد مطالعه نسبت به سایر نقاط حوضه آبخیز است و غلظت عناصر در منطقه تحت تأثیر عوامل طبیعی و انسانی است. نقشه پراکنش شاخص PLI در منطقه مورد مطالعه نشان می‌دهد نگرانی ناشی از فلزات در منطقه در بخش‌های مرکزی بیشتر از سایر نقاط است. پیشنهاد می‌شود در مناطقی که شاخص آلودگی بالا است اقداماتی در جهت کاهش ورود عناصر سنگین به خاک صورت گیرد و با کاهش مقدار مصرف کودهای دامی و شیمیایی وضعیت عناصر سنگین در منطقه را کنترل کرد. به‌طور کلی ارزیابی آلودگی در این پژوهش با ارائه شاخص‌های آلودگی در دو کلاس اندازه ذرات به صورت نقشه به‌همراه موقعیت منابع آلاینده احتمالی باعث می‌شود با قطعیت بیشتری آلودگی خاک منطقه به فلزات سنگین مورد مطالعه مطرح شود. مجموع روش‌های کمی و کیفی ارزیابی آلودگی با استفاده از غلظت زمینه در منطقه مورد نظر به همراه روش‌های پهنه‌بندی درک بهتری از وسعت آلودگی به‌منظور سیاست‌های کاهش سطح آلودگی و بهبود اکوسیستم برای تصمیم‌گیران فراهم می‌سازد تا از گسترش آلودگی به سایر مناطق جلوگیری شود.

بار آلودگی در کلاس‌های <math>< 2000</math> میکرون و <math>< 63</math> میکرون به‌ترتیب ۷۸۹۰ و ۱۱۶۷۰ متر است. در شکل ۴ نقشه کریجینگ پراکنش شاخص PLI قابل مشاهده است. با استفاده از نقشه پراکنش PLI به‌خوبی می‌توان به مکان‌یابی مناطق با احتمال زیاد خطرات زیست‌محیطی فلزات سنگین پرداخت. با توجه به شکل ۴ مناطق مرکزی و جنوب شرقی و شمال غربی در کلاس اندازه ذرات <math>< 2000</math> میکرون و مناطق مرکزی و شمال غربی در کلاس ریزتر ذرات که شامل مناطق شهری و کشاورزی هستند خطرپذیری بالاتری نسبت به فلزات سنگین مورد مطالعه نشان دادند. عظیم‌زاده و خادمی (۷) در ارزیابی آلودگی برخی خاک‌های سطحی استان مازندران با استفاده از نقشه‌های فاکتور آلودگی و شاخص بار آلودگی مشاهده کردند غلظت فلزات سرب، روی و مس تحت تأثیر فعالیت‌های شهری و کادمیم و نیکل بیشتر تحت کنترل عوامل طبیعی مانند مواد مادری و نیز فعالیت‌های کشاورزی هستند؛ همچنین با توجه به کلاس‌های ارزیابی ضریب آلودگی، غالب نمونه‌ها دارای آلودگی متوسط به فلزات سنگین بودند.

نتیجه‌گیری

با توجه به کلاس‌های ارزیابی ضریب آلودگی (CF)، غالب نمونه‌های برداشت شده دارای کلاس آلودگی متوسط هستند. بیشترین میانگین ضریب آلودگی در هر دو کلاس اندازه ذرات

منابع مورد استفاده

1. Adedeji, O. H., O. O. Olayinka, O. O. Tope-Ajayi and A. S. Adekoya. 2020. Assessing spatial distribution, potential ecological and human health risks of soil heavy metals contamination around a Trailer Park in Nigeria. *Scientific African* 10: e00650.
2. Adomako, D., B. J. B. Nyarko, S. B. Dampare, Y. Serfor-Armah, S. Osaе, J. R. Fianko, and E. H. K. Akaho. 2008. Determination of toxic elements in waters and sediments from River Subin in the Ashanti Region of Ghana. *Environmental Monitoring and Assessment* 141(1): 165-175.
3. Aeeneh, Heydari, M., M. Mehrizi, A. Hejazi, A. Jafari and M. Yousefifard. 2017. Spatial distribution of heavy metals and fractionation in soils around zarand coal washing factory. *Journal of Water and Soil Conservation* 24(2): 203-219.
4. Afshari, A., H. Khademi and M. Delavar. 2015. Heavy metals contamination assessment in soils of different Land Uses in central district of Zanzan province using contamination factor. *Water and Soil Science (Agricultural Science)* 25(4/2): 41-52.
5. Akanchise, T., S. Boakye, L. S. Borquaye, M. Dodd and G. Darko. 2020. Distribution of heavy metals in soils from abandoned dump sites in Kumasi, Ghana. *Scientific African* 10: e00614.
6. Amouei, A., A., Cherati and D. Naghipour. 2018. Heavy metals contamination and risk assessment of surface soils of Babol in northern Iran. *Health Scope* 7(1): e62423.
7. Azimzadeh, B. and H. Khademi. 2013. Estimation of background concentration of selected heavy metals for pollution assessment of surface soils of Mazandaran province, Iran. *Journal of Water and Soil* 27(3): 548-559.
8. Banaei, M. H. 1999. Moisture and thermal map of Iranian soils. Soil and Water Research Institute, Tehran, Iran.
9. Beigi, H., S. Ahmadzadeh and S. Heshmati. 2018. Estimation of baseline concentration of some trace elements and the effect of farming practices on the distribution of accumulation and pollution loading indices in the soil of Boroujen-Faradonbeh plain. *Journal of Water and Soil* 32(2): 283-297. (In Farsi).
10. Bhuiyan, M. A., L. Parvez, M. A. Islam, S. B. Dampare and S. Suzuki. 2010. Heavy metal pollution of coal mine-affected agricultural soils in the northern part of Bangladesh. *Journal of Hazardous Materials* 173(1-3): 384-392.
11. Blaser P., S. Zimmermann, J. Luster and W. Shotyk. 2000. Critical examination of trace element enrichments and depletions in soils: As, Cr, Cu, Ni, Pb, and Zn in Swiss forest soils. *Science of the Total Environment* Apr 17;249(1-3): 257-80.
12. Cambardella, C. A., T. B. Moorman, J. M. Novak, T. B. Parkin, D. L. Karlen, R. F. Turco and A. E. Konopka. 1994. Field-scale variability of soil properties in central Iowa soils. *Soil Science Society of America Journal* 58(5): 1501-1511.
13. Cao, H. F., A. C. Chang and A. L. Page. 1984. Heavy metal contents of sludge-treated soil as determined by three extraction procedures. *Journal of Environmental Quality* 13(4): 632-634.
14. Chonokhuu, S., C. Batbold, B. Chuluunpurev, E. Battsengel, B. Dorjsuren and B. Byambaa. 2019. Contamination and health risk assessment of heavy metals in the soil of major cities in Mongolia. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 16(14): 2552.
15. Dayani, M. and J. Mohammadi. 2010. Geostatistical assessment of Pb, Zn and Cd contamination in near-surface soils of the urban-mining transitional region of Isfahan, Iran. *Pedosphere* 1;20(5): 568-577.
16. Drahota, P., K. Raus, E. Rychlíková and J. Rohovec. 2018. Bioaccessibility of As, Cu, Pb, and Zn in mine waste, urban soil, and road dust in the historical mining village of Kaňk, Czech Republic. *Environmental Geochemistry and Health* 40(4): 1495-1512.
17. Egbe, E. R., A. C. Nsonwu-Anyanwu, S. J. Offor, C. A. Opara Usoro and M. H. Etukudo. 2019. Heavy metal content of the soil in the vicinity of the united cement factory in Southern Nigeria. *Journal of Advances in Environmental Health Research* 7(2): 122-130.
18. Fanavarab Ab Sazeh. 2010. Environmental Assessment Studies of Baghan Dam (Bushehr Province). (In Farsi).
19. Gowd, S. S., M. R. Reddy and P. K. Govil. 2010. Assessment of heavy metal contamination in soils at Jajmau (Kanpur) and Unnao industrial areas of the Ganga Plain, Uttar Pradesh, India. *Journal of Hazardous Materials* 174(1-3): 113-121.
20. Hakanson, L. 1980. An ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach. *Water Research* 14(8): 975-1001.
21. Hasani Pak, A. A. 2013. Geostatistical. Tehran University Published. (In Farsi).
22. Huang, Y., Q. Chen, M. Deng, J. Japenga, T. Li, X. Yang and Z. He. 2018. Heavy metal pollution and health risk assessment of agricultural soils in a typical peri-urban area in southeast China. *Journal of Environmental Management* 207: 159-168.
23. Johnston, K., J. M. Ver Hoef, K. Krivoruchko and N. Lucas. 2001. Using ArcGIS Geostatistical Analyst. ESRI

- Press, New York, USA.
24. Kabata-Pendias, A. and A. B. Mukherjee. 2007. Trace Elements from Soil to Human. Springer Science and Business Media.
 25. Krzysztof L., L. Danuta and K. Irena. 2004. Metal contamination of farming soils affected by industry. *Environment International* 30:159-165.
 26. Lal, R. 2006. Encyclopedia of Soil Science, 2nd ed. Taylor and Francis, New York, USA.
 27. Li, F., J. hang, J. Huang, D. Huang, J. Yang, Y. Song and G. Zeng. 2016. Heavy metals in road dust from Xiandao District, Changsha City, China: characteristics, health risk assessment, and integrated source identification. *Environmental Science and Pollution Research* 1;23(13):13100-13113.
 28. Li, H., H. Ji, C. Shi, Y. Gao, Y. Zhang, X. Xu, H. Ding, L. Tang and Y. Xing. 2017. Distribution of heavy metals and metalloids in bulk and particle size fractions of soils from coal-mine brownfield and implications on human health. *Chemosphere* 172: 505-515.
 29. Li, J. and A. D. Heap. 2008. A Review of Spatial Interpolation Methods for Environmental Scientists. Geoscience Australia.
 30. Li, X., L. Liu, Y. Wang, G. Luo, X. Chen, X. Yang, M. P. H. Hall, R. Guo, H. Wang, J. Cui and X. He. 2013. Heavy metal contamination of urban soil in an old industrial city (Shenyang) in Northeast China. *Geoderma* 192: 50-58.
 31. Liang, J., C. Feng, G. Zeng, X. Gao, M. Zhong, X. Li, X. Li, X. He and Y. Fang. 2017. Spatial distribution and source identification of heavy metals in surface soils in a typical coal mine city, Lianyuan, China. *Environmental Pollution* 1; 225: 681-690.
 32. Likuku, A. S., K. B. Mmolawa and G. K. Gaboutloeloe .2013. Assessment of heavy metal enrichment and degree of contamination around the copper-nickel mine in the Selebi Phikwe Region, Eastern Botswana. *Environment and Ecology Research* 1(2): 15-17.
 33. Loska, K., J. Cebula, J. Pelczar, D. Wiechula and J. Kwapuliński .1997. Use of enrichment, and contamination factors together with geoaccumulation indexes to evaluate the content of Cd, Cu, and Ni in the Rybnik water reservoir in Poland. *Water, Air, and Soil Pollution Jan* 1;93(1-4): 347-365.
 34. Lv, J., Y. Liu, Z. Zhang, R. Zhou and Y. Zhu. 2015. Distinguishing anthropogenic and natural sources of trace elements in soils undergoing recent 10-year rapid urbanization: a case of Donggang, Eastern China. *Environmental Science and Pollution Research* 1;22(14): 10539-10550.
 35. Lv, J. 2019. Multivariate receptor models and robust geostatistics to estimate source apportionment of heavy metals in soils. *Environmental Pollution* 1;244: 72-83.
 36. Ma, J., Y. Li, Y. Liu, C. Lin and H. Cheng. 2019. Effects of soil particle size on metal bioaccessibility and health risk assessment. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 30;186: 109748.
 37. Mahmoudi, S., J. Mohammadi and M. Naderi. 2015. Statistical and spatial distribution of some heavy metals in surface soil particle size fractions in South of Isfahan. *Journal of Water and Soil Conservation* 20(2): 1-22. (In Farsi).
 38. Mandzhieva, S. T., D. Minkina Pinskiy and T. S. Bauer Sushkova. 2014. The role of soil's particle-size fractions in the adsorption of heavy metals. *Eurasian Journal of Soil Science* 3(3): 197-205.
 39. Man-Zhi, T., X. C. Fang-Ming Jie, X-L. Zhang and C. Jing-Zhong. 2006. Spatial prediction of heavy metal pollution for soils in peri-urban Beijing, China based on fuzzy set theory. *Pedosphere* 16(5): 545-554.
 40. Martín, J. R., J. J. Ramos-Miras, R. Boluda and C. Gil. 2013. Spatial relations of heavy metals in arable and greenhouse soils of a Mediterranean environment region (Spain). *Geoderma* 200: 180-188.
 41. Masindi, V. and K. L. Muedi. 2018. Environmental contamination by heavy metals. *Heavy metals* 27(10): 115-132.
 42. Moeinaddini, M., N. Sistani, M. Ali Taleshi, N. Khorasani, A. Hamidian and R. Azimi Yancheshmeh. 2017. Source identification of heavy metal pollution nearby kerman steel industries. *Journal of Natural Environment (Iranian Journal of Natural Resources)* 70(3): 627-641.
 43. Moradian, F., N. Ghanavat and A. Nazarpour. 2020. Environmental investigation and spatial distribution of heavy metals in the street dust of Ahvaz city. *Journal of Water and Soil Science, Isfahan University of Technology* 24(3): 223-237. (In Farsi).
 44. Nazir A., R. N. Malik, M. Ajaib, N. Khan and M. F. Siddiqui. 2011. Hyperaccumulators of heavy metals of industrial areas of Islamabad and Rawalpindi. *Pakistan Journal of Botany* 1;43(4): 1925-1933.
 45. Ngole-Jeme V. M. and P. Fantke. 2017. Ecological and human health risks associated with abandoned gold mine tailings contaminated soil. *PLOS ONE* 21;12(2): e0172517.
 46. Nicholson, F. A., S. R. Smith, B. J. Alloway, C. Carlton-Smith and B. J. Chambers. 2003. An inventory of heavy metals inputs to agricultural soils in England and Wales. *Science of The Total Environment* 311: 205-219.
 47. Parra, S., M. A. Bravo, W. Quiroz, T. Moreno, A. Karanasiou, O. Font, V. Vidal and F. Cereceda. 2014. Distribution of trace elements in particle size fractions for contaminated soils by a copper smelting from different

- zones of the Puchuncaví Valley (Chile). *Chemosphere* 1(111): 513-521.
48. Pelfrène, A. and F. Douay. 2018. Assessment of oral and lung bioaccessibility of Cd and Pb from smelter-impacted dust. *Environmental Science and Pollution Research* 25: 3718-3730.
49. Pu, W., J. Sun, F. Zhang, X. Wen, W. Liu and C. Huang . 2019. Effects of copper mining on heavy metal contamination in a rice agrosystem in the Xiaojiang River Basin, southwest China. *Acta Geochimica* 2;38(5): 753-773.
50. Ravankhah, N., R. Mirzaei and S. Masoum. 2015. Evaluation of geoaccumulation index, contamination factor, and principal component analysis for estimating soil contamination. *Iranian Journal of Health and Environment* 8(3): 345-356. (In Farsi).
51. Rodríguez-Eugenio, N., M. McLaughlin and D. Pennock. 2018. Soil Pollution: A Hidden Reality. FAO.
52. Roudier P., D. E. Beaudette and A. E. Hewitt. 2013 A conditioned Latin hypercube sampling algorithm incorporating operational constraints. *Digital Soil Assessments and Beyond* 2012 Apr: 227-231.
53. Salavati-Nik, S., S. Saadat and M. Allameh. 2020. Environmental study of the distribution of heavy metals contamination in soils of Sheshtamad area (Northeastern Iran). *Journal of Water and Soil* 34(3): 721-735. (In Farsi).
54. Sayadi, M. H. 2017. Grain size fraction of heavy metals in soil and their relationship with land use. *Proceedings of the International Academy of Ecology and Environmental Sciences* 7(1): 1-11.
55. Selinus, O. 2005. *Essentials of Medical Geology Impacts of the Natural Environment on Public Health*. Elsevier Academic Press.
56. Shamsadin, H., V. Jalali and A. Jafari. 2015. Application of multivariate statistical methods and environmental pollution indices in evaluation of distribution of heavy metals. *Journal of Soil and Water Resources Conservation* 4(3): 65-76. (In Farsi).
57. Solgi, E., M. Solgi and J. A. Rodríguez Martín. 2016. Spatial variability of heavy metal concentrations in vineyard soils on Malayer Plains (Iran). *Environmental Forensics* 17: 87-96.
58. Soltani, Z., Sh. Ayoubi and H. Khademi. 2018. Variability of some heavy metal concentration in various physical fractions of soil surface of Foolde- Mobarakeh steel company, Isfahan. *Journal of Soil Management and Sustainable Production* 6(4): 119-130. doi: 10.22069/ejsms.2017.8694.1523.
59. Tavakoli, M., A. Khodadadi, S. Portani and M. Marzban. 2011. Survey of heavy metal contamination in the Zanjan province using GIS. Thirtieth Conference of Earth Sciences. Iran. Ministry of Industry.
60. Tayebi M., M. Naderi and J. Mohammadi. 2017. Spatial distribution of some heavy metals in different soil particle size fractions in Kafe Moor, Kerman province, Iran. *Journal of Water and Soil Science -Isfahan University of Technology* 10;21(3): 55-68 (In Farsi).
61. Tomlinson, D. L., J. G. Wilson, C. R. Harris and D. W. Jeffrey. 1980. Problems in the assessment of heavy-metal levels in estuaries and the formation of a pollution index. *Helgoländer Meeresuntersuchungen* 33(1-4): 566-575.
62. Van Liedekerke, M., G. Prokop, S. Rabl-Berger, M. Kibblewhite and G. Louwagie. 2014. Progress in the management of contaminated sites in Europe. European Commission Joint Research Centre. Institute for Environment and Sustainability, Ispra. Report EUR, 26376.
63. Vaněk A., Z. Grösslová, M. Mihaljevič, V. Ettler, J. Trubač, V. Chrastný, V. Penížek, L. Teper, J. Cabala, A. Voegelin and T. Zádorová . 2018. Thallium isotopes in metallurgical wastes/contaminated soils: A novel tool to trace metal source and behavior. *Journal of Hazardous Materials* 5;343: 78-85.
64. Vareda, J. P., A. J. Valente and L. Durães. 2019. Assessment of heavy metal pollution from anthropogenic activities and remediation strategies: A review. *Journal of Environmental Management* 15;246: 101-118.
65. Wang, X. S., Y. Qin, Y and Y. K. Chen. 2006. Heavy metals in urban roadside soils, part 1: effect of particle size fractions on heavy metals partitioning. *Environmental Geology* 50(7): 1061-1066.
66. Webster, R. and M. A. Oliver. 2007 . *Geostatistics for Environmental Scientists*. John Wiley & Sons.
67. Wei, B. and L. Yang. 2010 . A review of heavy metal contaminations in urban soils, urban road dusts and agricultural soils from China. *Microchemical Journal* 1;94(2): 99-107.
68. Wei, M., J. Chen, Z. Sun, C. Lv and W. Cai. 2015. Distribution of heavy metals in different size fractions of agricultural soils closer to mining area and its relationship to TOC and Eh. In *Proceedings of the World Congress on New Technologies*, Barcelona, Spain (pp. 200-206).
69. Yang, J. L. and G. L. Zhang. 2015. Formation, characteristics and eco-environmental implications of urban soils-A review. *Soil Science and Plant Nutrition* 61: 30-46.
70. Yang Y., Y. Li and J. 2016. Zhang chemical speciation of cadmium and lead and their bioavailability to cole (*Brassica campestris* L.) from multi-metals contaminated soil in northwestern China. *Chemical Speciation & Bioavailability* 1; 28(1-4): 33-41.
71. Yutong, Z., X. Qing and L. Shenggao. 2016. Distribution, bioavailability, and leachability of heavy metals in soil particle size fractions of urban soils (northeastern China). *Environmental Science and Pollution Research* 23: 14600-14607.
72. Zaree, M. 2011. Data analysis in natural resources research using spss software. Jahad Daneshgahi Tehran.

Determining the Concentration and Contamination Levels of Surface Soil in Baghan Watershed using Pollution Indicators and Geostatistics

S. Dehghani*, M. Naderi Khorasgani and A. Karimi¹

(Received: July 17-2021 ; Accepted: November 16-2021)

Abstract

Knowledge of the distribution of heavy metal concentrations in different components of soil particles is significant to assess the risk of heavy metals. The objective of this study was to evaluate some pollution indices and spatial variations in their estimation in different components of soil particle size fractions (<2000 and > 63 μm) in the Baghan watershed in the southeast of Bushehr province with an area of about 929 square kilometers. The location of 120 surficial composite soil samples (0-20 cm) was determined by using the Latin hypercube method. Soil pollution was assessed using geochemical indices of contamination factor (CF) and pollution load index (PLI). The kriging method was used in the Arc GIS software to interpolate the spatial variations of CF and PLI. Based on the results, the CF displayed the particles in the size < 2000 microns compared to all metals in moderate pollution conditions ($1 \leq \text{CF} < 3$) and with the fineness of soil particles (particles with a diameter <63 microns) concerning to Cd metal shows significant contamination status and moderate pollution with other metals, respectively. CF_{Zn} , CF_{Cu} , and CF_{Fe} in particle size <2000 microns and CF_{Pb} in finer class were fitted with a spherical model and other metal contamination coefficients with an exponential model. CF_{Cd} and CF_{Fe} have the highest impact ranges at <2000 and < 63 microns, respectively. The results of this research confirm that corrective operation is needed to monitor cadmium status in the studied area.

Keywords: Soil contamination, Geostatistics, Contamination factor, Pollution load index, Baghan watershed.

1. Department of Soil Science, Faculty of Agriculture, University of Shahrekord, Shahrekord, Iran.

*: Corresponding author, Email: Somayehdehghany@yahoo.com