

## Assessment of Heavy Metals Contamination of Soil Particle Size Fractions in Different Land Uses of Baghan Watershed, Bushehr province, Iran

SOMAYEH DEGHANI<sup>\*1</sup>, MAHDI NADERI KHORASGANI<sup>1</sup>, JAHANGARD MOHAMMADI<sup>1</sup>, AHMAD KARIMI<sup>1</sup>

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

### ABSTRACT

Watersheds are the sources of drinking water for cities and villages, and their pollution with heavy elements threatens the health of the inhabitants who use their water and agricultural products. Considering the importance of Baghan watershed in Bushehr province, the purpose of this study was to evaluate the contamination of soil particle size fractions (<63 and <2000  $\mu\text{m}$ ) by some heavy metals (Cd, Mn, Ni, Pb, Zn, Cu, and Fe) in three major land uses (range lands, croplands and orchards). Location of 120 surficial composite soil samples (0-20 cm) were determined using the Latin Hypercube technique on the topographical map. After pretreatment of soil samples, heavy metals were extracted by the Sposito method and measured using an atomic absorption spectrometry and geochemical pollution indicators including contamination factor (CF), geo-accumulation index ( $I_{\text{geo}}$ ) and the pollution load index (PLI) were calculated. A significant increase in the concentration of Cu, Cd, and Fe has been observed by decreasing the particle size in different land uses. The contamination factor (CF) for particle sizes <2000 and <63 were ordered as Cd>Mn>Pb>Ni>Cu>Zn>Fe and Cd>Mn>Cu>Ni>Pb>Zn>Fe, respectively. The CF index indicates that the orchard soils for Cd were considerably polluted and for other metals moderately polluted. Positive and significant amount of geo-accumulation index ( $I_{\text{geo}}$ ) for Cd and Mn was observed for both soil particle classes in all land uses. Overall, the results of this study confirmed concentration of some heavy metals in smaller particles size. Comparing contaminants concentration of Cd and Mn in croplands and orchards soils with the range lands soils indicated anthropogenic effects on soil pollution. The results revealed risk of heavy metals in the watershed and necessity of reconsidering management policies.

**Keyword:** Soil Contamination, Bagan Watershed, Heavy Metals, Contamination Factor, Geo-Accumulation Index.

## ارزیابی آلودگی اجزای ذرات خاک سطحی به فلزات سنگین در کاربری‌های مختلف حوضه آبخیز باغان استان

### بوشهر

سمیه دهقانی<sup>۱\*</sup>، مهدی نادری خوراسگانی<sup>۱</sup>، جهانگرد محمدی<sup>۱</sup>، احمد کریمی<sup>۱</sup>

۱. گروه علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شهرکرد، شهرکرد، ایران.

(تاریخ دریافت: ۱۳۹۹/۱۲/۱ - تاریخ بازنگری: ۱۴۰۰/۳/۶ - تاریخ تصویب: ۱۴۰۰/۳/۲۴)

### چکیده

حوضه‌های آبخیز منابع تأمین آب آشامیدنی شهرها و روستاها هستند و آلودگی آنها به عناصر سنگین، تهدید کننده سلامتی ساکنین حوضه و افرادی است که از آب و محصولات کشاورزی آنها استفاده می‌کنند. با توجه به اهمیت حوضه آبخیز باغان در استان بوشهر، این پژوهش با هدف ارزیابی آلودگی خاک سطحی این حوضه به برخی فلزات سنگین (Cd، Mn، Ni، Pb، Zn، Cu و Fe) در کلاس‌های مختلف اندازه‌ای ذرات خاک (کمتر از ۲۰۰۰ و ۶۳ میکرون) کاربری‌های مختلف (مرتع، زراعی و باغی) در این حوضه انجام گرفت. مکان ۱۲۰ نمونه مرکب خاک سطحی (۰-۲۰ سانتی‌متر) در حوضه با استفاده از تکنیک ابرمکعب لاتین تعیین شد. پس از تیمارهای اولیه عناصر سنگین به روش اسپوزیتو عصاره‌گیری و به کمک دستگاه جذب اتمی اندازه‌گیری شدند و با استفاده از شاخص‌های ژئوشیمیایی فاکتور آلودگی (Cantamination Factor, CF)، زمین انباشت (Index of geo-accumulation,  $I_{geo}$ ) و بار آلودگی (Pollution Load Index, PLI) مورد ارزیابی قرار گرفتند. افزایش معنی‌دار غلظت کل Cu، Cd و Fe با کوچکتر شدن اندازه ذرات خاک در کاربری‌های مختلف اراضی مشاهده شد. روند میزان CF در همه کاربری‌ها در کلاس کمتر از ۲۰۰۰ میکرون  $Cd > Mn > Pb > Ni > Cu > Zn > Fe$  و در کمتر از ۶۳ میکرون به ترتیب  $Cd > Mn > Cu > Ni > Pb > Zn > Fe$  می‌باشد. ارزیابی آلودگی با استفاده از شاخص CF وضعیت فعلی خاک را در کاربری باغ نسبت به Cd، آلودگی قابل توجه و برای سایر فلزات، آلودگی متوسط نشان می‌دهد. مقادیر مثبت و معنی‌دار شاخص زمین انباشت ( $I_{geo}$ ) برای فلزات Cd و Mn در هر دو کلاس اندازه ذرات در همه کاربری‌ها مشاهده شد. در مجموع نتایج این پژوهش قرارگیری ترجیحی غلظت برخی فلزات در اندازه ذرات ریزتر خاک را مورد تأیید قرار می‌دهد. همچنین شواهد بیانگر تأثیر عوامل انسانی بر آلودگی خاک سطحی منطقه به فلزات کادمیوم و منگنز می‌باشد. نتایج این تحقیق می‌تواند اطلاعات ارزشمندی برای ارزیابی ریسک خطر آلودگی خاک‌های سطحی منطقه فراهم نماید.

**واژه‌های کلیدی:** آلودگی خاک، حوضه آبخیز باغان، فلزات سنگین، فاکتور آلودگی، ضریب زمین انباشت.

### مقدمه

یکی از مهمترین مسائلی که سلامت منابع طبیعی و امنیت غذایی جوامع را تهدید می‌کند، آلودگی محیط زیست می‌باشد. رفع نیازهای غذایی، بهبود کیفیت غذا و فعالیت‌های ناپایدار بشری در جوامع امروزی موجب استفاده بیش از حد از محیط زیست، تخریب و آلودگی هرچه بیشتر آن شده است (Bacon & Hewitt, 2005). خاک منبع طبیعی فلزات سنگین و دیگر عناصر شیمیایی است و فعالیت‌های بشری نیز موجب افزایش چند برابری غلظت فلزات سنگین در خاک (Kabata-Pendias, 2007) و یک تهدید روزافزون برای سلامتی و همین‌طور کاهش کیفیت محیط زیست انسانی می‌شود (Chandrasekaran *et al.*, 2015). ویژگی‌های خاک در سطح مزرعه و یا در سطح وسیع‌تر منطقه‌ای وابسته به

عوامل ذاتی خاک (عوامل خاکساز) و عوامل خارجی (مدیریت خاک، کوددهی و خاک‌ورزی) می‌باشد و به شدت تحت تأثیر سیستم‌های مدیریتی خاک و کاربری اراضی قرار می‌گیرد (Yan *et al.*, 2018). در مورد تأثیر کاربری بر غلظت فلزات سنگین پژوهش‌های زیادی انجام گرفته است (Zheng *et al.*, 2016; Yan *et al.*, 2018). Mahmoudabadi *et al.* (2015) به مطالعه تأثیر فعالیت‌های صنعتی و کاربری‌های مختلف (جنگل‌های سوزنی برگ، پهن برگ و مرتع) بر پراکنش فلزات سنگین در غرب تهران پرداختند؛ نتایج آن مطالعه حاکی از آلودگی خاک ناشی از فعالیت‌های صنعتی و ترافیک جاده‌ای بود و کاربری‌های مختلف تأثیری بر تمرکز و پخش فلزات سنگین نداشتند. ارزیابی میزان فلزات سنگین در خاک به دلیل تجمع و پایداری فلزات سنگین

جغرافیایی بسیار وسیع منتقل و منتشر می‌شوند. اگرچه اهمیت کلاس‌های اندازه‌های ذرات خاک در ارزیابی کیفیت خاک و از جمله آلودگی توسط عناصر سنگین توسط برخی محققین گزارش شده است اما در بسیاری از دستورالعمل‌های کیفیت خاک به طور رسمی اعمال نگردیده و به طور کلی به رسمیت شناخته نشده است. از اینرو با توجه به جذب ترجیحی فلزات سنگین توسط ذرات ریز و نقش اساسی اندازه ذرات در جذب عناصر، ظرفیت نگهداری آب، ساختمان خاک و تغذیه گیاه، دستیابی به اطلاعات در زمینه چگونگی توزیع فلزات سنگین در اندازه‌های مختلف ذرات خاک برای ارزیابی واقعی‌تر ریسک آلودگی، حائز اهمیت می‌باشد. (Yu and Li (2011) توزیع فلزات Cr, Ni, Pb, Cu, Zn, CO, Mn, Al, Ca, Fe و Mg را در شش اندازه ذرات خاک مناطق شهری هنگ کنگ بررسی کردند و افزایش غلظت عناصر با کاهش اندازه ذرات مشاهده کردند. (Sarlak (2015) نیز به بررسی اندازه ذرات خاک مرتبط با فلزات سنگین در خاک‌های زراعی اهواز پرداخت و نشان داد غلظت فلزات سنگین در اندازه ذرات کوچکتر افزایش می‌یابد. (Mahmoudi et al (2013) با مطالعه خاک‌های آلوده منطقه جنوب شهر اصفهان نیز گزارش کردند که میانگین غلظت فلزات Zn و Pb در کلاس ذرات کوچکتر از ۰/۵ میلی‌متر در سطح احتمال ۵ درصد اختلاف معنی‌داری با سایر کلاس‌های اندازه ذرات دارد؛ اما میانگین غلظت کادمیوم در کلاس‌های اندازه‌ای مختلف ذرات خاک اختلاف معنی‌داری در سطح احتمال ۵ درصدی از خود نشان نداد. (Sayadi (2017) 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 رسیدند که بیشترین فاکتور آلودگی و بیشترین سمیت مربوط به کروم، در اندازه ذرات کمتر از ۶۳ میکرون در کاربری جاده می‌باشد.

حوضه آبخیز باغان دارای خاک‌های متنوع از لحاظ ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی می‌باشد. همچنین از نظر فیزیوگرافی و توپوگرافی بسیار متنوع است. این منطقه از لحاظ صنعتی به ویژه صنعت نفت به علت وجود پالایشگاه گاز فجر جم و منطقه صنعتی عسلویه در سال‌های اخیر به شدت توسعه یافته است و با توجه به توسعه صنعتی و افزایش جمعیت، نیاز روزافزون به منابع طبیعی، توسعه گردشگری و توسعه منابع آب و خاک دارد. 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. رودخانه

در خاک و بیوسفر و اثرات زیان‌آور آن‌ها حتی در غلظت‌های کمتر از حد استاندارد و امکان تبدیل آن‌ها به مواد سمی در اثر فعل و انفعالات شیمیایی حائز اهمیت می‌باشد (Sadat madani et al., 2010). در این مطالعات به ویژه زمانی که توزیع ژئوشیمیایی عناصر در محیط، حاصل ترکیبی از عوامل انسانی و طبیعی باشد، روند تغییرات با استفاده از شاخص‌های آلودگی ارزیابی می‌شود (Yan et al., 2018, Lv and Liu., 2019 and Chonokhuu et al., 2019). نتایج (Egbe et al (2019) به منظور ارزیابی آلودگی خاک ناشی از غبارهای کارخانه سیمان در جنوب نیجریه، نشان‌دهنده سطوح معنی‌دار Fe, Mn, Cr, Cu, Pb و Zn در نمونه‌های خاک سطحی نزدیک به کارخانه نسبت به نمونه‌های دور از کارخانه می‌باشد. همچنین آلودگی متوسط Pb و Cu و آلودگی قابل توجه Cr در نقاط نزدیک به کارخانه مشاهده شد و برای همه فلزات عامل غنی‌شدگی<sup>۱</sup> (EF) مقادیر کمتر از ۲ (EF < ۲) را نشان داد. (Afshari et al (2015) ۲۴۱ نمونه خاک سطحی در کاربری‌های کشاورزی، مرتع و شهری اراضی زنجان را مورد ارزیابی قرار دادند که نتایج نشان‌دهنده مقادیر بالای فاکتور آلودگی<sup>۲</sup> (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. (Chandrasekaran et al. با استفاده از شاخص‌های آلودگی عامل غنی‌شدگی (EF)، شاخص زمین‌انباشتگی (I<sub>geo</sub>)، فاکتور آلودگی (CF) و بار آلودگی<sup>۳</sup> (PLI) به ارزیابی آلودگی خاک‌های بخشی از کشور هند به عناصر Ni, Co, Mn, Cr, V, Ti, Ca, K, Al, Mg و Zn پرداختند. نتایج نشانگر عامل غنی‌شدگی کمتر از ۲ (EF < ۲) و شاخص زمین‌انباشت کمتر از یک (I<sub>geo</sub> < ۱) برای همه عناصر و فاکتور آلودگی کمتر از ۱ (CF < ۱) برای همه فلزات به جز در برخی موارد استثنا بود.

به طور معمول آلودگی خاک‌ها به عناصر سنگین، از طریق مقایسه غلظت‌های کل عناصر سنگین در نمونه‌های خاک با نمونه‌های برداشت شده از منطقه مرجع و یا با استانداردها یا حدود بحرانی مقرر شده کیفیت خاک، مورد ارزیابی قرار می‌گیرد. این در حالی است که بسیاری از مطالعات نشان داده است که غلظت عناصر فلزی در خاک‌ها با کاهش اندازه ذرات خاک، افزایش پیدا می‌کنند (Mahmoudi et al., 2013, Wang et al., 2006 and Acosta et al., 2009). ذرات ریزتر دارای سطح ویژه بالایی بوده بنابراین قادر به نگهداشت مقادیر بیشتری از عناصر سنگین می‌باشند به راحتی در هوا به صورت معلق درآمده و توسط نیروی باد در پهنه

یک نمونه از مرکز و چهار نمونه به فاصله ۳۰ متر از مرکز در چهار جهت اصلی جغرافیایی (شکل ۲) از عمق صفر تا ۲۰ سانتی متر با یک بیلچه از جنس پلی اتیلن برداشته شد (Yang et al., 2016) یک بیلچه از جنس پلی اتیلن برداشته شد (and Li et al., 2016) کاربری اراضی شامل مرتع، زراعی و باغ بودند و ۶۳ نمونه از مراتع، ۳۳ نمونه از اراضی زراعی و ۲۴ نمونه از باغات برداشته شد. به منظور انجام آزمایش‌های شیمیایی، نمونه‌های خاک هم وزن پنج نقطه، مخلوط شدند و به عنوان 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. بافت خاک به روش هیدرومتری (Bouyoucos, 1962) اسیدیته خاک گل اشباع با استفاده از دستگاه pH متر دارای الکتروود شیشه‌ای (McLean, 1983)، کربن آلی خاک با روش اکسیداسیون کربن آلی توسط دی کرومات پتاسیم در مجاورت اسید سولفوریک غلیظ و تیتراسیون توسط آمونیم فرسولفات نیم نرمال در مجاورت معرف فنل فتالین (Walkley and Black, 1934)، درصد کربنات کلسیم معادل با روش خنثی سازی با اسید کلریدریک یک نرمال و تیتراسیون با هیدروکسید سدیم (Nelson, 1983) میزان فسفر با روش اولسن (Olsen, 1965)، نیتروژن با روش کج‌دال (Page et al., 1982)، پتاسیم قابل استفاده به روش استات آمونیوم (Ali-Ahyai et al., 1993). برای تعیین غلظت کل فلزات سنگین نمونه‌های خاک (Cd, Mn, Ni, Pb, Zn, Cu و Fe)، یک گرم از نمونه‌های آماده‌سازی شده خاک توسط ترازوی دیجیتال وزن شده و با استفاده از مخلوط اسید کلریدریک ۳۷ درصد (۳ cc) و اسید نیتریک ۶۵ درصد (۹ cc) با نسبت ۱:۳ هضم شدند (Cao et al., 1984). سپس نمونه‌ها از کاغذ صافی واتمن ۴۶ میکرون عبور داده شده و در مرحله بعد نمونه‌ها با استفاده از آب مقطر به حجم ۵۰ میلی لیتر رسانده و برای آنالیز توسط دستگاه آماده شدند. غلظت عناصر در عصاره استخراج شده با استفاده از دستگاه جذب اتمی<sup>۵</sup> اندازه‌گیری شدند.

#### تجزیه و تحلیل آماری داده‌ها: نرمال بودن توزیع آماری

داده‌ها با آزمون کلموگروف اسمیرنوف<sup>۶</sup>، توصیف آماری و آزمون ضریب همبستگی پیرسون<sup>۷</sup>، فلزات با برخی ویژگی‌های شیمیایی با استفاده از نرم‌افزار<sup>۸</sup> SPSS 25 و آنالیز تجزیه واریانس<sup>۹</sup> (ANOVA) و مقایسه میانگین با نرم‌افزار SAS 5 انجام گرفت.

باغان یکی از سرشاخه‌های آب شیرین رودخانه مند است و برای تامین آب آشامیدنی و کشاورزی در منطقه اهمیت خاصی دارد. به همین دلیل ارزیابی وضعیت آلودگی حوضه به عنوان منبعی برای رسوبات آبی و بادی حامل عناصر سنگین و عناصر آلاینده محلول در آب بسیار با اهمیت می‌باشد. به طور کلی افزایش جمعیت، نقش کاربری‌های کشاورزی، پالایشگاه گاز فجر جم و تاسیس سد باغان در این حوضه نیاز ضروری به تحقیق منابع آب و خاک دارد. از اینرو پژوهش حاضر با هدف بررسی غلظت برخی از فلزات سنگین در کلاس‌های اندازه ذرات کمتر از ۲۰۰۰ و ۶۳ میکرون در کاربری‌های مرتع، زراعت و باغ در حوضه آبخیز باغان انجام شد.

## مواد و روش‌ها

### موقعیت منطقه مورد مطالعه

حوضه آبخیز باغان در جنوب شرقی استان بوشهر و در ۹۰ کیلومتری شرق شهرستان خورموج واقع شده است. این حوضه با وسعت ۹۲۹ کیلومتر مربع دارای مختصات ۵۸۰۰۰۰ تا ۶۴۰۰۰۰ متر طول شرقی و ۳۱۲۵۰۰۰ تا ۳۰۷۰۰۰۰ متر عرض شمالی می‌باشد (شکل ۱). رودخانه فصلی باغان رودخانه اصلی این حوضه می‌باشد. این منطقه از دیدگاه زمین‌شناسی دارای سنگ‌های مقاوم آهکی و دولومیت سازندهای آسماری- جهرم، سروک، فهلیان و کنگلومرای بختیاری می‌باشد (Fanavar ab sazeh, 2010) ارتفاع متوسط منطقه از سطح دریا ۸۶۷ متر می‌باشد. بر اساس روش دومارتن گسترش یافته اقلیم خشک گرم، اقلیم غالب منطقه بوده و سایر اقلیم‌ها از جمله نیمه خشک گرم و نیمه خشک معتدل در ترازهای مختلف ارتفاعی حوزه یافت می‌شود. میانگین دمای سالانه ۲۶ درجه سانتیگراد و متوسط بارندگی سالانه ۲۴۲ میلی‌متر و رژیم رطوبتی خاک اریدیک<sup>۱</sup> ضعیف تا زیریک<sup>۲</sup> و رژیم حرارتی خاک هایپرترمیک<sup>۳</sup> می‌باشد (Banaei, 1998).

### نمونه‌برداری و تجزیه فیزیکی و شیمیایی نمونه‌های خاک

موقعیت ۱۲۰ نقطه نمونه‌برداری خاک به روش ابرمکعب لاتین<sup>۴</sup> و با استفاده از نقشه‌های کاربری، خاک، مدل رقومی ارتفاعی، زمین شناسی در محیط نرم‌افزار R، مشخص شد (Roudier et al., 2012). نمونه‌های خاک به صورت مرکب می‌باشند، به طوری که

۶ K-S Test

۷ Pearson Correlation Coefficient

۸ Statistical Package for the Social Sciences

۹ Analysis of Variance

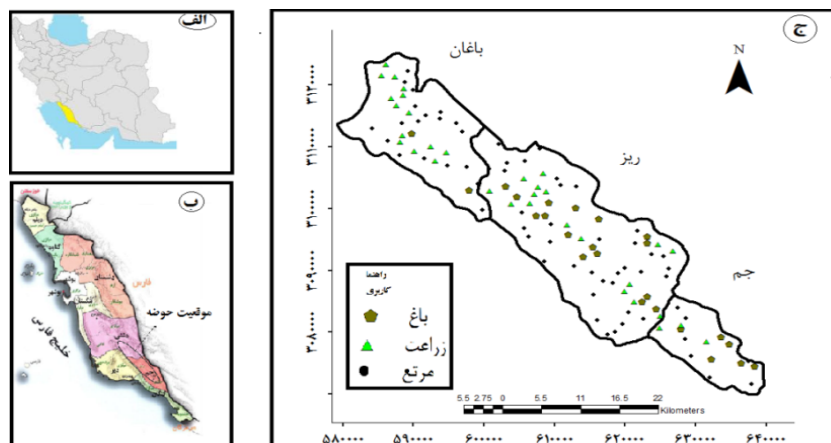
1 Aridic

2 xeric

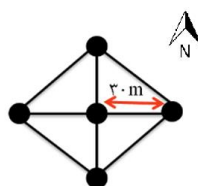
3 Hyper Thermic

4 Latin Hypercube

5 Atomic Absorption



شکل ۱- موقعیت منطقه مورد مطالعه و مکان‌های نمونه‌برداری در کاربری‌های مختلف حوضه آبخیز باغان، استان بوشهر و کشور



شکل ۲- الگوی نمونه‌برداری خاک در منطقه مورد مطالعه

## ارزیابی آلودگی

برای ارزیابی آلودگی خاک منطقه مورد مطالعه از شاخص‌های فاکتور آلودگی (CF)، شاخص زمین انباشتگی ( $I_{geo}$ ) و شاخص بار آلودگی (PLI) استفاده شد. ضریب آلودگی از تقسیم‌کردن غلظت عنصر در نمونه برداشت شده به غلظت همان عنصر در نمونه زمینه به دست می‌آید (رابطه ۱).

$$CF = \frac{C_{SAMPLE}}{C_{BACKGROUND}} \quad (\text{رابطه ۱})$$

که در این رابطه CF، فاکتور آلودگی نمونه خاک،  $C_{Sample}$  غلظت عنصر در نمونه خاک،  $C_{background}$  غلظت عنصر در نمونه زمینه می‌باشد. نمونه زمینه از نمونه‌های برداشت شده از مناطق بکر و مراتع دست‌نخورده در هر دو کلاس اندازه ذرات در منطقه مورد مطالعه که عوامل انسانی روی آن تاثیرگذار نبوده به دست آمد (Bhuiyan *et al.*, 2010) مطابق رابطه ۲ میانگین هندسی (Geometric Mean, GM) لگاریتم طبیعی مجموعه‌ای از داده‌ها ( $X_1, X_2, \dots, X_n$ ) است که در نهایت با تبدیل نمایی برگردانده می‌شود (Gilbert, 1987).

$$GM = \exp\left(\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \ln x_i\right) \quad (\text{رابطه ۲})$$

از آنجا که میانگین هندسی معیار مناسبی از میانگین غلظت فلزات در خاک‌ها می‌باشد؛ میانگین هندسی غلظت یون فلزات در نمونه‌های خاک مناطق بکر و مراتع دست‌نخورده در هر دو کلاس اندازه ذرات به عنوان غلظت زمینه در منطقه مورد

مطالعه محاسبه شد؛ به طوری که در اندازه ذرات کمتر از ۲۰۰۰ میکرون، غلظت سرب (۱۵/۲)، روی (۳۶)، نیکل (۲۵/۸)، منگنز (۱۵۰)، مس (۹/۴)، کادمیوم (۰/۷۵)، آهن (۸۲۹/۶) و در اندازه ذرات کمتر از ۶۳ میکرون، غلظت کل سرب (۱۳/۸)، روی (۳۹/۲)، نیکل (۲۷)، منگنز (۱۹۰/۵)، مس (۱۲/۶)، کادمیوم (۰/۹)، آهن (۷۴۲۸/۵) میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک برآورد شدند. شاخص زمین انباشتگی برای اولین بار توسط مولر پیشنهاد شد و اندیس مولر نیز نامیده می‌شود. این شاخص برای ارزیابی میزان آلودگی فلزات سنگین در رسوبات به کار برده می‌شود. شاخص زمین انباشتگی از رابطه ۳ محاسبه شد (Chandrasekaran *et al.*, 2015).

در این رابطه  $I_{geo}$  شاخص زمین انباشتگی، Cn غلظت فلزات سنگین در نمونه سطحی و BN غلظت عنصر مورد مطالعه در مقدار زمینه (غلظت همان عنصر در پوسته زمین یا غلظت عنصر در شیل و یا غلظت اولیه عناصر در زمانیکه آلودگی وجود نداشته است) می‌باشد. ضریب K برابر ۱/۵ برای حذف تأثیر عوامل زمین‌شناسی می‌باشد. در این تحقیق میانگین غلظت عنصر در اراضی طبیعی (مرتع) دست‌نخورده به عنوان BN در نظر گرفته شد. مولر ۷ کلاس مختلف را برای طبقه‌بندی این شاخص عنوان کرد (Zhuang *et al.*, 2018) در آن طبقه‌بندی بالاترین کلاس یعنی کلاس آلودگی ۶، مقادیر عناصر حداقل ۱۰۰ برابر مقادیر مرجع می‌باشند (جدول ۱).

جدول ۱- رده بندی شاخص زمین انباشتگی (I<sub>geo</sub>) بر حسب شاخص مولر (۱۹۶۹)

رده	مقادیر I <sub>geo</sub>	کیفیت خاک
۰	$I_{geo} < 0$	آلودگی جزئی
۱	$1 < I_{geo} < 0$	بدون آلودگی تا آلودگی متوسط
۲	$2 < I_{geo} < 1$	آلودگی متوسط
۳	$3 < I_{geo} < 2$	آلودگی متوسط تا قابل توجه
۴	$4 < I_{geo} < 3$	آلودگی قابل توجه
۵	$5 < I_{geo} < 4$	آلودگی قابل توجه تا شدید
۶	$6 < I_{geo} < 5$	آلودگی شدید

### نتایج و بحث

#### توزیع غلظت فلزات سنگین در اندازه ذرات

توصیف آماری برخی ویژگی‌های فیزیکوشیمیایی خاک منطقه مورد مطالعه در جدول (۲) نشان داده شده است. با توجه به میانگین و محدوده درصد شن، سیلت و رس، چهار بافت لوم<sup>۱</sup>، لومی شنی<sup>۲</sup>، شنی لومی<sup>۳</sup> و لومی سیلتی<sup>۴</sup> در منطقه مورد مطالعه مشاهده شد. توصیف آماری غلظت کل فلزات سنگین مورد مطالعه (کمترین، بیشترین، میانگین، ضریب تغییرات، چولگی و افراشتگی) در کلاس اندازه ذرات خاک کمتر از ۲۰۰۰ و ۶۳ میکرون در حوضه آبخیز باغان در جدول (۳) خلاصه شده است.

شاخص بارآلودگی (PLI) مطابق رابطه ۴، به صورت ریشه

$n$ ام حاصلضرب فاکتور آلودگی غلظت‌های فلزات سنگین مورد مطالعه تعریف می‌شود.

$$PLI = \sqrt[n]{CF_1 \times CF_2 \times CF_3 \times CF_n} \quad (\text{رابطه ۴})$$

که در آن رابطه CF، نشان‌دهنده فاکتور 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 می‌باشد (رابطه ۵).

$$PLI = \sqrt[n]{PLI_1 \times PLI_2 \times PLI_n} \quad (\text{رابطه ۵})$$

جدول ۲- برخی ویژگی‌های فیزیکوشیمیایی خاک منطقه مورد مطالعه

EC	pH	K	P	N	OM	CCE	Clay	Silt	Sand	ویژگی
dS.m <sup>-1</sup>	-	میلی گرم بر کیلوگرم	میلی گرم بر کیلوگرم	درصد	درصد	درصد	درصد	درصد	درصد	واحد
۰/۳	۷	۶۷	۱/۸	۰/۰۴	۰/۳	۶	۲	۲	۳۴	کمترین
۵/۸	۸/۳	۴۸۰	۴۳	۰/۵	۳/۵	۸۹	۲۶	۵۶	۷۷	بیشترین
۲	۷/۶	۲۴۵	۱۴/۴	۰/۱۷	۱/۲	۶۹/۳	۱۵/۶	۳۳/۶	۵۹/۲	میانگین

Cu، Zn و Cd در کلاس کمتر از ۲۰۰۰ میکرومتر و با Cu، Fe و Cd در کلاس کمتر از ۶۳ میکرومتر همبستگی مثبت و معنی‌داری را نشان داد. CaCO<sub>3</sub> فقط با Cd تأثیری مثبت و معنی‌داری را نشان داد (جدول ۴). فاکتورهای برجسته‌ای از قبیل غلظت فلزات سنگین در سنگ‌ها و مواد مادری، فرآیندهای مختلف تشکیل خاک و فاکتورهای انسانی تعیین‌کننده فراوانی نسبی غلظت آن‌ها در خاک‌ها هستند (Sun et al., 2010). تحرک عناصر در خاک تا حد زیادی به ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک بستگی دارد. در این میان pH و OM می‌توانند تحرک فلزات را تغییر دهند (Moore et al., 2013). pH خاک در کلاس اندازه

آنالیز همبستگی غلظت فلزات سنگین و برخی ویژگی‌های شیمیایی در دو کلاس اندازه ذرات با استفاده از ضریب همبستگی پیرسون در جدول (۴) نشان داده شده است. همبستگی مثبت و معنی‌دار Fe با سایر فلزات به جز Cu و Pb در هر دو کلاس اندازه ذرات مشاهده می‌شود. نتایج همبستگی مثبت و معنی‌دار Cd با Zn و Cu در کلاس درشت‌تر ذرات و همبستگی آن با Zn در کلاس ریزتر ذرات را نشان می‌دهد. همچنین همبستگی مثبت و معنی‌دار P با فلزات Cd، Ni و Zn در کلاس کمتر از ۲۰۰۰ میکرون و همبستگی مثبت و معنی‌دار آن با Cd در کلاس کمتر از ۶۳ میکرون مشاهده شد (جدول ۴). ماده آلی با فلزات Mn، Zn

Mn، Cu و Cd در کاربری باغ نسبت به مرتع را نشان داد (جدول ۵). این درحالی است که در کلاس اندازه ذرات  $< 63$  میکرون، نتایج نشان‌دهنده افزایش معنی‌دار غلظت کل Zn، Ni، Mn و Fe در کاربری زراعت نسبت به مرتع می‌باشد و افزایش معنی‌دار همه فلزات بجز Pb در کاربری باغ نسبت به مرتع در کلاس مذکور است. در بررسی نتایج تأثیر اندازه ذرات کمتر از ۲۰۰۰ و ۶۳ میکرون بر روی غلظت کل فلزات سنگین اندازه‌گیری شده (جدول ۵)، اختلاف معنی‌دار غلظت کل Cu، Cd و Fe با کوچکتر شدن اندازه ذرات در کاربری‌های مختلف کاملاً مشهود می‌باشد؛ این درحالی است که مقدار میانگین غلظت سایر فلزات سنگین مورد مطالعه، اختلاف معنی‌داری را نشان نداده است؛ اما، غلظت همه فلزات به جز Pb با ریزش ذرات خاک افزایش یافته است که می‌تواند باعث وجود سطوح ویژه بالا در کلاس ذرات ریزتر و افزایش هم زمان این عناصر در لایه‌های واکنش‌پذیر این جزء خاک باشد.

درشت‌تر ذرات با Pb و Mn و در کلاس اندازه ریزتر ذرات با Cd همبستگی معنی‌داری را نشان داد که احتمالاً به دلیل محدوده تغییرات بسیار کم pH در نمونه‌های خاک منطقه، همبستگی خوبی با سایر عناصر مشاهده نشده است. در واقع OM خیلی زیاد، می‌تواند تحرک فلزات را محدود سازد (Kapusta *et al.*, 2011). فلزات دارای همبستگی مثبت و معنی‌دار احتمالاً از یک منبع منشأ می‌گیرند و همبستگی منفی میان عناصر نشان از رفتار متضاد آن‌ها از تأثیرپذیری از یک منشأ انتشار یکسان دارد (Moosavi shahraki, 2016). (Afshari (2012) به روابط منفی و معنی‌دار pH با Cu، Cd، Zn و Pb اشاره کرد و دلیل آن را ناشی از افزایش غلظت این فلزات در کاربری شهری نسبت به سایر دانست. مقایسه میانگین تأثیر کاربری‌های مختلف بر فلزات سنگین مورد مطالعه در کلاس اندازه کمتر از ۲۰۰۰ میکرون در سطح اعتماد ۹۵ درصد، افزایش معنی‌دار غلظت کل فلزات Zn، Ni و Mn در کاربری زراعت نسبت به مرتع و افزایش معنی‌دار Ni، Zn،

جدول ۳- خلاصه آماری غلظت کل فلزات سنگین (میلی‌گرم بر کیلوگرم) در کلاس اندازه ذرات  $< 2000$  و  $< 63$  میکرون در کاربری‌های مختلف

کاربری	کمترین		بیشترین		میانگین		ضریب تغییرات		فلزسنگین (mg.kg <sup>-1</sup> )
	<2000	<63	<2000	<63	<2000	<63	<2000	<63	
مرتع	۱۰	۵/۸	۱۷/۸	۳۵/۶	۲۱/۶	۲۱	۳۰/۳	۳۱/۱	*Pb
زراعت	۱۲	۵	۱۶/۹	۳۳/۴	۲۳	۲۲/۴	۲۶/۲	۲۹/۶	
باغ	۵/۶	۱۱/۲	۲۴	۳۲	۲۵/۲	۲۴/۸	۴۶	۲۴/۹	
مرتع	۲۰	۲۲/۶	۵۳/۴	۵۶/۲	۴۲	۲۲/۴	۱۶/۶	۱۵/۷	Zn
زراعت	۲۶	۲۸/۸	۷۹/۴	۶۲/۲	۴۸	۴۸/۸	۱۹/۸	۱۴/۴	
باغ	۳۷	۳۹/۸	۶۴	۶۷/۶	۵۱/۴	۵۴/۲	۱۴/۹	۱۴/۵	
مرتع	۱۲/۴	۱۴/۲	۴۷/۵	۴۸/۶	۲۷/۴	۲۹/۱	۳۰/۱	۲۷/۱	Ni
زراعت	۱۸	۱۹/۲	۶۵	۶۶/۲	۳۷/۲	۳۵/۷	۳۶/۴	۳۲/۷	
باغ	۳۲/۵	۳۲	۶۶/۹	۶۸/۵	۴۶/۴	۴۷/۶	۲۶/۶	۲۶/۲	
مرتع	۷۰/۵	۱۴۷	۴۲۳	۴۰۵	۲۷۱/۱	۳۰۱/۳	۳۱/۲	۲۵/۵	Mn
زراعت	۲۳۲	۱۸۶	۴۴۲	۴۷۸	۳۲۸	۳۴۹	۳۳/۱	۱۷/۳	
باغ	۱۹۹/۹	۲۲۸	۴۴۲/۲	۴۷۸/۲	۳۴۹/۲	۳۶۷/۹	۲۳/۶	۱۶/۸	
مرتع	۶/۲	۱۳/۱	۴۹/۶	۸۱/۹	۹/۱	۲۱/۳	۱۸/۵	۱۱/۲	Cu
زراعت	۷/۲	۱۶/۵	۱۹/۵	۳۰	۱۱/۷	۲۲/۱	۲۹/۶	۱۶/۴	
باغ	۱۰/۸	۱۸/۶	۲۲/۱	۳۲/۷	۱۵	۲۴/۶	۱۷/۹	۱۳/۲	
مرتع	۱/۱	۲/۸	۲/۹	۴/۶	۱/۳	۳/۸	۲۳/۱	۱۳/۱	Cd
زراعت	۱/۱	۲/۸	۲/۹	۴/۹	۲/۲	۳/۹	۲۵/۹	۱۴/۲	
باغ	۱/۹	۳/۶	۳/۶	۵/۴	۲/۷	۴/۵	۱۸/۲	۳۱/۶	
مرتع	۳۱۶/۸	۲۵۳۴/۵	۱۲۰۰	۱۰۸۴۰	۷۷۷/۴	۶۹۶۳/۸	۳۸/۲	۳۸/۲	Fe
زراعت	۲۳۸	۲۱۴۲	۱۵۲۳	۱۳۷۴۷	۹۸۶/۴	۸۵۱۶	۲۶/۹	۲۶/۸	
باغ	۹۹۰	۸۲۸۰	۱۲۴۵	۱۱۲۴۵	۱۱۱۲/۴	۹۹۷۴/۲	۵/۸	۶/۶	

\* غلظت کل عناصر mg.kg<sup>-1</sup>

نسبت به ذرات ریزتر را می‌توان به مقدار آن در مواد مادری نسبت داد که در منطقه خشک مورد مطالعه هنوز فرصت غنی‌شدن در ذرات رس را پیدا نکرده است. نتایج Wang *et al.* (2006) نشان-دهنده افزایش غلظت آلودگی‌های موجود در سطح ذرات خاک با

میزان رس از ۲ تا ۲۶ درصد و ماده آلی خاک از ۰/۳ تا ۳/۵ درصد و میانگین pH خاک ۷/۶ می‌باشد (جدول ۲) که تا حدودی توجه‌کننده وضعیت تجمع ترجیحی فلزات مورد مطالعه به جز Pb به روی ذرات ریزتر می‌باشد. مقدار زیادتیر Pb در ذرات درشت

سنگین را در ذرات کوچکتر از ۰/۰۱۶ میلیمتر بیان کردند (Acosta et al., 2009). نتایج مطالعه Wei et al (2015) نشان داد بیشترین غلظت فلزات سنگین در جز کوچکتر از ۰/۰۵ میلی-متر وجود دارد.

کاهش اندازه ذرات می‌باشد. نتایج تحلیل مطالعه Tayebi et al (2017) بر روی غلظت فلزات سنگین در کلاس‌های مختلف اندازه ذرات در منطقه کفه مور واقع در استان کرمان، با نتایج این مطالعه هم راستا بوده است. برخی محققین بیشترین غلظت فلزات

جدول ۴- همبستگی بین فلزات سنگین مورد مطالعه و برخی ویژگی‌های شیمیایی در کلاس اندازه ذرات <۲۰۰۰ و <۶۳ میکرومتر

<۲۰۰۰ میکرومتر							<۶۳ میکرومتر							اندازه
Fe	Cd	Cu	Mn	Ni	Zn	Pb	Fe	Cd	Cu	Mn	Ni	Zn	*Pb	متغیر
						۱								Pb
					۱	-۰/۱۸*						۱	-۰/۱۳	Zn
				۱	۰/۳*	۰/۲۵**					۱	۰/۳**	۰/۱۵	Ni
			۱	۰/۲۸**	۰/۲۷**	-۰/۰۴			۱	۰/۲۱	۰/۳*	-۰/۰۳	-۰/۰۳	Mn
		۱	۰/۱۶	۰/۲۷**	۰/۲۷**	۰/۱۹*			۱	۰/۰۴	۰/۲۴**	۰/۱۸	۰/۱	Cu
	۱	۰/۱۹**	۰/۰۸	۰/۱۴	۰/۳۷**	-۰/۱۱		۱	۰/۱۵	۰/۱۱	۰/۱۷	۰/۳۱**	-۰/۱۳	Cd
۱	۰/۳۳**	۰/۱۵	۰/۲۴*	۰/۳۳**	۰/۳۱**	۰/۰۱	۱	۰/۲۵**	۰/۱۶	۰/۳*	۰/۳**	۰/۲۹**	۰/۰۳	Fe
۰/۳۶**	۰/۳۸**	۰/۲۱*	۰/۲۰*	۰/۲۳*	۰/۳۴**	۰/۰۲	۰/۲۴**	۰/۳۴**	۰/۱۹*	۰/۱۱	۰/۱۳	۰/۲۷**	-۰/۰۲	OM
-۰/۰۹	-۰/۱۴	-۰/۱۶	-۰/۲۲*	-۰/۱۷	-۰/۰۹	-۰/۱۹*	-۰/۰۸	-۰/۱۹*	۰/۰۸	-۰/۰۸	-۰/۰۶	-۰/۱۸	۰/۱۳	pH
۰/۱۲	۰/۱۹*	۰/۰۱	-۰/۰۵	-۰/۰۹	۰/۰۵	۰/۰۴	-۰/۰۵	۰/۲۷**	۰/۰۱	۰/۱۲	۰/۱	-۰/۰۲	۰/۰۹	Caco <sub>3</sub>
۰/۳*	۰/۱۶	۰/۰۹	۰/۱۹*	۰/۰۷	۰/۲۳**	۰/۰۶	۰/۰۸	۰/۲۱*	۰/۲۸**	۰/۱	۰/۲۱*	۰/۱	۰/۰۷	N
۰/۱۶	۰/۳۴**	۰/۱۲	۰/۰۹	۰/۲۶**	۰/۲۷**	۰	۰/۰۱	۰/۳۲**	۰/۰۳	-۰/۰۱	۰/۱۷	۰/۱۳	۰/۱	P
۰/۰۸	۰/۱۶	۰/۰۶	۰/۱	۰/۰۱	-۰/۲۲**	-۰/۰۲	۰/۱۱	۰/۱۶	۰/۱۲	۰	۰/۱۸	-۰/۲۱*	-۰/۰۳	K

\* غلظت کل عناصر  $\text{mg.kg}^{-1}$  - \*\* و \* معنی داری در سطح احتمال یک درصد و پنج درصد.

جدول ۵- مقایسه میانگین اثر تغییر کاربری اراضی بر غلظت کل فلزات سنگین (میلی گرم بر کیلوگرم) در کلاس‌های مختلف اندازه ذرات خاک

Fe	Cd	Cu	Mn	Ni	Zn	Pb	کلاس اندازه ذرات	نوع کاربری
۷۷۷/۴ <sup>d</sup>	۱/۳ <sup>d</sup>	۱۱/۳ <sup>d</sup>	۲۷۱/۱۷ <sup>d</sup>	۲۷/۳۹ <sup>c</sup>	۴۲ <sup>d</sup>	۲۱/۶ <sup>ab*</sup>	<۲۰۰۰	مرتع
۱۲۲۸/۹ <sup>d</sup>	۱/۷۳ <sup>d</sup>	۱۲/۱ <sup>d</sup>	۳۲۵/۲ <sup>bc</sup>	۳۷/۳۹ <sup>b</sup>	۴۷/۸ <sup>bc</sup>	۲۳ <sup>ab</sup>	میکرون	زراعت
۱۱۱۲/۴ <sup>d</sup>	۲/۷ <sup>c</sup>	۱۵ <sup>c</sup>	۳۴۹/۲ <sup>ab</sup>	۴۶/۳۹ <sup>a</sup>	۵۱/۶ <sup>ab</sup>	۲۵/۲ <sup>a</sup>		باغ
۶۹۶۳۸ <sup>c</sup>	۳/۸ <sup>b</sup>	۲۱/۳ <sup>b</sup>	۳۰۰/۸ <sup>dc</sup>	۲۹/۱۴ <sup>c</sup>	۴۲/۷ <sup>dc</sup>	۲۱ <sup>b</sup>	<۶۳	مرتع
۸۴۹۸/۴ <sup>b</sup>	۳/۸۸ <sup>b</sup>	۲۱ <sup>b</sup>	۳۵۲/۸ <sup>ab</sup>	۳۵/۵ <sup>b</sup>	۴۹ <sup>b</sup>	۲۲ <sup>ab</sup>	میکرون	زراعت
۹۹۷۴/۲ <sup>a</sup>	۴/۴۶ <sup>a</sup>	۲۴/۶ <sup>a</sup>	۳۶۷/۸ <sup>a</sup>	۴۷/۶ <sup>a</sup>	۵۴ <sup>a</sup>	۲۴/۷۸ <sup>ab</sup>		باغ

\* میانگین‌های دارای حروف مشترک از نظر آماری در سطح احتمال ۵ درصد بر اساس آزمون دانکن دارای اختلاف معنی دار نمی‌باشند.

برای همه فلزات به جز Pb، اختلاف معنی داری در سطح احتمال ۵ درصد مشاهده شد (جدول ۶).

بالاترین میزان فاکتور آلودگی (CF) در همه کاربری‌ها در کلاس کمتر از ۲۰۰۰ و ۶۳ میکرون به ترتیب  $\text{Cd} > \text{Mn} > \text{Cu} > \text{Ni} > \text{Pb} > \text{Zn} > \text{Fe}$  و  $\text{Cd} > \text{Mn} > \text{Pb} > \text{Ni} > \text{Cu} > \text{Zn} > \text{Fe}$  می‌باشد (جدول ۶). با توجه به نتایج شاخص‌های ارزیابی آلودگی، بیشترین CF در هر دو کلاس اندازه ذرات در کاربری باغ مربوط به Cd (۶/۳ و ۳/۶۳) می‌باشد (جدول ۶). علاوه بر آن روند افزایش معنی دار مقادیر Cd در کاربری باغ نسبت به مرتع و زراعت و افزایش آن با کوچکتر شدن اندازه ذرات خاک مشاهده شد. در این پژوهش، کلاس‌های فاکتور آلودگی خاک منطقه مورد مطالعه نسبت به فلزات سنگین، مطابق رده‌بندی هکنسون شناسایی شد

## ارزیابی زیست محیطی فلزات سنگین

### شاخص فاکتور آلودگی (CF)

مقایسه میانگین فاکتور آلودگی (CF) هریک از فلزات سنگین در کاربری‌های مختلف اراضی در دو کلاس اندازه ذرات (<۶۳ و <۲۰۰۰ میکرون) در منطقه مورد مطالعه در جدول (۶) نشان داده شده است. با توجه به اهمیت کلاس اندازه ذرات کمتر از ۲۰۰۰ و ۶۳ میکرون در خاک، فاکتور آلودگی کلاس‌های مختلف اندازه ذرات در کاربری‌های زراعت و باغ سطوح مختلفی را نشان داد. فاکتور آلودگی فلزات Zn، Ni، Mn و Fe در کاربری زراعت نسبت به مرتع در هر دو کلاس اندازه ذرات، افزایش معنی داری را نشان داد. در حالیکه در کاربری باغ نسبت به مرتع، در کلاس درشت‌تر، برای همه فلزات سنگین و در کلاس اندازه ریزتر ذرات،



شیمیایی سریع کادمیوم با مواد آلی خاک و کاهش ضریب انتقال این عناصر و تجمع در خاک نیز اشاره کرد. ماده آلی یکی از مهمترین عوامل مؤثر در کنترل تجمع، تحرک و دسترسی زیستی فلزات سنگین در خاک می‌باشد (Hakanson, 1980). Martín *et al.* (2013) مواد آلی را یک منبع مهم برای نگهداری عناصر سنگین معرفی کردند و بیان نمودند که مواد آلی احتمالاً به دلیل ظرفیت تبدیلی بالا، فلزات سنگین را جذب و روی سطح خود نگه می‌دارند و همبستگی مثبتی را بین غلظت فلزات سنگین و درصد مواد آلی در خاک گزارش کردند که با نتایج این تحقیق مبتنی بر همبستگی مثبت و معنی‌دار کادمیوم با ماده آلی (جدول ۴) همخوانی دارد. همچنین مقایسه میانگین غلظت فلزات در کاربری‌ها (جدول ۵) نشان دهنده افزایش معنی‌دار غلظت Cd در کاربری باغ نسبت به مرتع می‌باشد. نتایج Mahmoudi *et al.*, 2013 در جنوب شهر اصفهان میانگین ۳/۴ میلی‌گرم بر کیلوگرم کادمیم، Delavar *et al.*, (2015) در شهرک روی زنجان مقادیر ۵/۶ میلی‌گرم بر کیلوگرم کادمیوم را در خاک گزارش کردند. با توجه به قیمت زیاد محصولات کشاورزان معمولاً کشاورزان مقدار زیادی کود شیمیایی و آب فراوان مصرف می‌کنند تا حداکثر محصول کشاورزی را بدست آورند (Ju *et al.*, 2007). استفاده از کودهای شیمیایی ممکن است بر نوع و کمپلکس کادمیوم اثر گذاشته که موجب برداشت آن و انتقال آن توسط ریشه گیاه شود (Wang *et al.*, 2006).

(Hakanson, 1980). 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 ( $6 \leq CF$ ) شرح داده است. مطابق این رده‌بندی، خاک مرتعی منطقه مورد مطالعه در وضعیت آلودگی پایین ( $CF < 1$ ) نسبت به Fe و آلودگی متوسط ( $1 \leq CF < 3$ ) نسبت به سایر فلزات قرار می‌گیرد. فاکتور آلودگی نسبت به فلز Cd در کلاس ریزتر ذرات خاک در کاربری زراعت ۵/۵۴ و در کلاس اندازه ۲۰۰۰ کمتر از ۲۰۰۰ و ۶۳ میکرون در کاربری باغ به ترتیب ۳/۶۳ و ۶/۳ می‌باشد که آلودگی قابل توجهی را نشان می‌دهد. به طور کلی با ریزتر شدن اندازه ذرات خاک، نتایج نشان دهنده وضعیت آلودگی قابل توجه ( $3 \leq CF < 6$ ) خاک منطقه نسبت به Cd می‌باشد، ولی برای سایر فلزات، CF وضعیت آلودگی پایین و متوسط را نشان می‌دهد. اگرچه فلزات به طور طبیعی در سنگها و خاکها وجود دارند، اما نسبت ورود فلزات به سیستم خاک به طور مداوم از طریق فعالیت‌های انسانی در طول دهه گذشته افزایش یافته است. با توجه به همبستگی مثبت و معنی‌دار Cd با P و OM (جدول ۴) در هر دو کلاس اندازه ذرات خاک، می‌توان احتمال داد فعالیت‌های انسانی تاثیرگذار بر آلودگی خاک به Cd، فعالیت‌های کشاورزی و اضافه شدن کودهای کشاورزی به ویژه کودهای فسفاته باشد که موجب افزایش Cd در خاک می‌شوند (Gowd *et al.*, 2010). علاوه بر بالا بودن مقدار کادمیوم در کودهای فسفاته می‌توان به واکنش‌های

جدول ۶- میانگین فاکتور آلودگی (CF) و شاخص زمین انباشتگی ( $I_{geo}$ ) فلزات سنگین در کاربری‌های مختلف خاک منطقه مورد مطالعه

فلزات سنگین ( $mg.kg^{-1}$ )							کاربری	اندازه ذرات	شاخص ارزیابی آلودگی
Fe	Cd	Cu	Mn	Ni	Zn	Pb*			
۰/۹ <sup>c</sup>	۲/۷ <sup>d</sup>	۱/۱۶ <sup>c</sup>	۱/۸ <sup>b</sup>	۱/۱۷ <sup>c</sup>	۱/۱۵ <sup>cd</sup>	۱/۴۲ <sup>***</sup>	مرتع	<۲۰۰۰	CF
۱/۱۹ <sup>a</sup>	۲/۹۹ <sup>d</sup>	۱/۱۲ <sup>c</sup>	۲/۱۵ <sup>a</sup>	۱/۳۷ <sup>b</sup>	۱/۳۰ <sup>ab</sup>	۱/۶۳ <sup>ab</sup>	زراعت	میکرون	
۱/۳۴ <sup>a</sup>	۳/۶۳ <sup>c</sup>	۱/۵۸ <sup>b</sup>	۲/۳۲ <sup>a</sup>	۱/۷ <sup>a</sup>	۱/۴۲ <sup>a</sup>	۱/۷۹ <sup>a</sup>	باغ		
۰/۹۵ <sup>c</sup>	۵/۳ <sup>b</sup>	۱/۶ <sup>b</sup>	۱/۶۸ <sup>c</sup>	۱/۰۷ <sup>c</sup>	۱/۱۶ <sup>d</sup>	۱/۵۲ <sup>b</sup>	مرتع	<۶۳	
۱/۱۴ <sup>ab</sup>	۵/۵۴ <sup>b</sup>	۱/۷۱ <sup>b</sup>	۱/۸۵ <sup>b</sup>	۱/۴ <sup>b</sup>	۱/۲۵ <sup>bc</sup>	۱/۵۰ <sup>b</sup>	زراعت	میکرون	
۱/۳۴ <sup>a</sup>	۶/۳ <sup>a</sup>	۱/۹۳ <sup>a</sup>	۱/۹۵ <sup>a</sup>	۱/۷۶ <sup>a</sup>	۱/۳۸ <sup>a</sup>	۱/۶۵ <sup>ab</sup>	باغ		
-۰/۶۹ <sup>a</sup>	۰/۸۱ <sup>d</sup>	-۰/۳۶ <sup>c</sup>	۰/۱۶ <sup>cd</sup>	-۰/۵۵ <sup>c</sup>	-۰/۰۳۸ <sup>cd</sup>	-۰/۰۴ <sup>ab</sup>	مرتع	<۲۰۰۰	$I_{geo}$
-۰/۴۰ <sup>a</sup>	۰/۹۱ <sup>d</sup>	-۰/۳۰ <sup>c</sup>	۰/۵۰ <sup>ab</sup>	-۰/۱۲ <sup>b</sup>	-۰/۰۲ <sup>ab</sup>	-۰/۰۳۷ <sup>ab</sup>	زراعت	میکرون	
-۰/۴۵ <sup>a</sup>	۱/۲۵ <sup>c</sup>	-۰/۰۶ <sup>b</sup>	۰/۶۱ <sup>a</sup>	۰/۲۳ <sup>a</sup>	-۰/۰۸۹ <sup>a</sup>	-۰/۰۲ <sup>a</sup>	باغ		
-۰/۶۹ <sup>a</sup>	۱/۴۶ <sup>b</sup>	-۰/۱۶ <sup>b</sup>	۰/۰۲۲ <sup>d</sup>	-۰/۵۳ <sup>c</sup>	-۰/۰۴۱ <sup>d</sup>	-۰/۰۱۴ <sup>b</sup>	مرتع	<۶۳	
-۰/۴۶ <sup>a</sup>	۱/۵ <sup>b</sup>	-۰/۱۷ <sup>c</sup>	۰/۲۸ <sup>c</sup>	-۰/۰۲۶ <sup>b</sup>	-۰/۰۲۷ <sup>cb</sup>	-۰/۰۴ <sup>ab</sup>	زراعت	میکرون	
-۰/۴۵ <sup>a</sup>	۱/۷۱ <sup>a</sup>	-۰/۰۳۷ <sup>a</sup>	۰/۳۴ <sup>cb</sup>	-۰/۰۱۸ <sup>a</sup>	-۰/۰۱۳ <sup>a</sup>	-۰/۰۴۴ <sup>ab</sup>	باغ		

\*، غلظت کل عناصر ( $mg.kg^{-1}$ ) - \*\*، میانگین‌های دارای حروف مشترک از نظر آماری در سطح احتمال ۵ درصد براساس آزمون دانکن دارای اختلاف

معنی‌دار نمی‌باشند.

ضریب واکنش سمیت خیلی بالا نسبت به فلزات دیگر دارای خطرات زیست محیطی فراوان است. با توجه به اینکه آلودگی قابل توجهی ( $3 \leq CF < 6$ ) نسبت به فلز Cd در کاربری باغ در کلاس

کادمیم به خاطر دارا بودن شرایط ژئوشیمیایی خاص، تحرک آسان در خاک و این که در غلظت‌های خیلی پایین‌تر دارای اثرات زیان‌آوری می‌باشد (Luo *et al.*, 2011). همچنین به خاطر

اندازه درشت‌تر ذرات و در همه کاربری‌ها در کلاس اندازه ریزتر مشاهده می‌شود این فلز به راحتی می‌تواند به زنجیره غذایی انسان وارد شود، خصوصاً آنکه منطقه مورد مطالعه بیشتر کاربری کشاورزی دارد که با انتقال محصولات و تولیدات این ناحیه به سایر نقاط نیز از طریق مصرف غذاهای آلوده وارد بدن انسان و سبب ایجاد انواع بیماری‌ها می‌شود. از جمله تاثیرات آن می‌توان به آسیب به سیستم عصبی مرکزی، آسیب به سیستم ایمنی، ناهنجاری‌های روانی و آسیب احتمالی به DNA، بیماری قلبی عروقی، کم خونی، سیستم تنفسی و غیره (Sayadi *et al.*, 2015) اشاره کرد همچنین ترکیبات آن از جمله شناخته شده‌ترین ترکیبات سرطان زا محسوب می‌شود. از اینرو لازم است اقدامات جدی برای بررسی بیشتر منشأ Cd و راهکارهای اساسی جهت کاهش آن صورت گیرد.

#### شاخص زمین‌انباشتگی ( $I_{geo}$ )

از شاخص زمین‌انباشتگی ( $I_{geo}$ ) به منظور گستردگی آلودگی فلزات سنگین مورد مطالعه در منطقه استفاده شد. میانگین  $I_{geo}$  فلزات در هر دو کلاس اندازه ذرات در همه کاربری‌ها برای همه فلزات به جز Cd و Mn دارای مقادیر منفی می‌باشند (جدول ۶). مقادیر منفی نشان می‌دهد منطقه مطالعاتی از لحاظ این عناصر در دامنه خاک‌های غیرآلوده قرار می‌گیرند. با توجه به رده‌بندی  $I_{geo}$  مطابق جدول (۱)، مقادیر مثبت  $I_{geo}$  نسبت به فلزات Cd و Mn در خاک سطحی منطقه در هر دو کلاس اندازه ذرات در کاربری‌های مختلف، بیانگر آلودگی متوسط خاک منطقه نسبت به Cd ( $1 < I_{geo} < 2$ ) در هر سه کاربری در کلاس ریزتر ذرات خاک می‌باشد؛ درحالی‌که  $I_{geo}$  کادمیوم، در کلاس درشت‌تر اندازه ذرات خاک فقط در کاربری باغ دارای آلودگی متوسط است. از طرفی مقادیر مثبت  $I_{geo}$  برای Mn، دامنه بدون آلودگی تا آلودگی متوسط ( $0 < I_{geo} < 1$ ) را در مشاهدات به نمایش می‌گذارد. شواهد تاثیر فعالیت‌های انسانی بر آلودگی خاک به Cd را مقادیر بالای  $I_{geo}$  کادمیوم در کاربری باغ (۱/۷۱ و ۱/۲۵) و افزایش معنی‌دار میانگین آن در این کاربری نسبت به مرتع را تأیید می‌نماید (جدول ۶). پس از Mn، Cd بیشترین CF را در هر دو کلاس اندازه ذرات به خود اختصاص می‌دهد (جدول ۶). شاخص  $I_{geo}$  وضعیت بدون آلودگی تا آلودگی متوسط (جدول ۱) را برای Mn در نظر می‌گیرد (جدول ۶). از یکطرف مقادیر بالای CF فلز Mn در هر دو کلاس اندازه ذرات (۲/۳۲ و ۱/۹۵) در کاربری باغ نسبت به مرتع و از طرفی مقادیر مثبت شاخص  $I_{geo}$  برای Mn در همه کاربری‌ها را می‌توان ناشی از فعالیت‌های انسانی در افزایش غلظت این فلز در خاک منطقه دانست (جدول ۶). با توجه به نتایج

مقایسه میانگین، افزایش معنی‌دار Zn، Ni، Mn، Cu و Cd در کاربری باغ نسبت به مرتع (جدول ۵) و همبستگی بین Cd با Zn، همبستگی Zn با Mn و همبستگی Fe با Cd، Mn و Zn نشان‌دهنده عامل کنترل کننده مشترک Cd و Mn می‌باشد. Li and Feng (2012) همبستگی بین فلزات را منشأ آلودگی یکسان و عامل کنترل کننده مشترک فلزات دانستند. منگنز یک ترکیب شیمیایی معمول است و سومین عنصر شیمیایی از لحاظ سمی بودن می‌باشد و زمانی که غلظت منگنز از حد معمول خود تجاوز کرده و بالا می‌رود، برای بدن انسان بسیار سمی است. منگنز در محیط زیست، بیشتر در اثر فعالیت‌های انسانی افزایش می‌یابد (Mirzaei and Solgi., 2015). مواد حاوی منگنز از طریق استنشاق و بلعیدن وارد بدن شده و بر روی سیستم عصبی مرکزی، سیستم تنفسی، خون و کبد اثر می‌گذارند. مقدار زیاد این عنصر ممکن است باعث علائمی از قبیل مشکلات تنفسی و سسکه، التهاب ریه، ذات الریه، تنگی نفس، اختلالات عصبی مسمومیت شدید شود (Kabata-Pendias and Mukherjee., 2007). امروزه وجود انواع علف‌های هرز، بیماری‌های گیاهی و جوندگان باعث مصرف بیش از پیش سموم در کشاورزی گردیده است. از طرف دیگر توسعه و بروز مقاومت نسبت به سموم آفتکش در جمعیت‌های آفات و ناقلین بیماری‌ها همواره سبب افزایش غلظت این ترکیبات و ازدیاد تعداد دفعات سمپاشی گردیده که به نوبه خود بیش از پیش سلامت محیط زیست و جوامع انسانی را به مخاطره افکنده است. استفاده از آفت‌کش‌ها در کشاورزی برای تأمین کیفیت و کمیت محصولات کشاورزی امری اجتناب‌ناپذیر است و این امر موجب ایجاد مشکلات عدیده‌ای شده است. آفت‌کش‌های شیمیایی حاوی روی، منگنز مس، سرب، آرسنیک، جیوه و آهن می‌باشند (Alloway, 1990). در حوضه آبخیز باغان میزان کاربری‌های مختلف زیاد است لذا ممکن است استفاده از آفت‌کش‌ها و کودهای شیمیایی مورد استفاده در کشاورزی، عامل بالا رفتن میزان Cd و Mn در این حوضه آبخیز باشد. نتایج Afshari *et al.* (2015) در کاربری‌های مورد مطالعه از اراضی مرکزی استان زنجان نشان داد میانگین شاخص زمین‌انباشتگی فلزات Fe، Mn، Co، Cr، Ni در همه کاربری‌ها و فلزات Pb و Cu در کاربری مرتع و کشاورزی دارای مقادیر منفی می‌باشد و مقادیر مثبت  $I_{geo}$  برای فلزات Zn و Cd در کاربری کشاورزی و Cd در مرتع دامنه بدون آلودگی تا آلودگی متوسط را نشان داد. محاسبه  $I_{geo}$  در سه شهر اردنت و آلانبر و داراخان در مغولستان نشان داد میانگین  $I_{geo}$  فلزات Ni، Pb، Cr، Zn در هر سه شهر منفی و خاک در سطح بدون آلودگی قرار گرفت، در حالی‌که میانگین  $I_{geo}$  فلز As در دو شهر اردنت و آلانبر با مقادیر مثبت، سطوح بدون

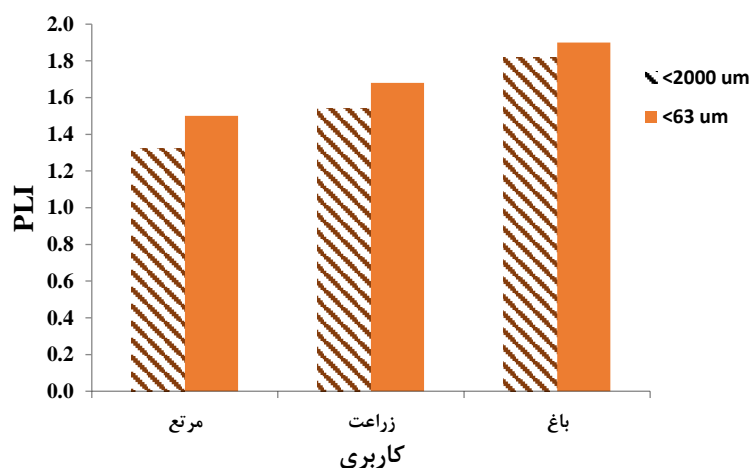
شاخص  $PLI$  در نمودار ۱ نشان‌دهنده مقادیر  $PLI > 1$  در کلاس‌های مختلف اندازه ذرات خاک در کاربری‌های مختلف می‌باشد. نتایج نشان‌دهنده روند افزایش معنی‌دار  $PLI$  در کاربری‌های مختلف با کوچکتر شدن اندازه ذرات خاک می‌باشد. بار آلودگی ( $PLI$ ) یک شاخص انتگرالی مهم در بررسی میزان آلودگی در مناطق آلوده است و مزیتی که این شاخص نسبت به شاخص‌های آلودگی دیگر دارد این که این شاخص ریسک آلودگی به همه فلزاتی که مورد مطالعه قرار می‌گیرد را مشخص می‌کند (Barzin *et al.*, 2015). چنانچه این شاخص از عدد یک بالاتر 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 می‌باشد. مقادیر بار آلودگی بیشتر از یک ( $PLI > 1$ ) خاک منطقه مورد مطالعه در هر دو کلاس اندازه ذرات خاک در همه کاربری‌ها مشاهده شد (نمودار ۱) که بیشترین میزان آن در کاربری باغ (۱/۹ و ۱/۸) و نشان‌دهنده کیفیت نامناسب خاک منطقه می‌باشد. (Likuku *et al.* (2013). گزارش کردند که با وجود مقادیر  $PLI > 1$  تجدید نظر برای کاهش آلودگی ضروری است. بر اساس نتایج به دست آمده از این پژوهش و دیگر گزارش‌های ارائه شده از مناطق مختلف دنیا، به نظر می‌رسد که ارزیابی ریسک آلودگی خاک‌های در محدوده کاربری‌های کشاورزی مبتنی بر کلاس‌های اندازه‌های ذرات خاک، به ویژه ذرات ریز باشد؛ زیرا مشاهدات بیانگر تمایل فلزات سنگین و آلاینده‌ها در تجمع و انباشت بر روی این دسته از ذرات خاک می‌باشد.

آلودگی تا آلودگی متوسط را نشان داد (Chonokhuu *et al.*, 2019).

تفسیر نتایج شاخص‌های ارزیابی  $CF$  و  $I_{geo}$  به شکل واضح نشان می‌دهد خاک منطقه نسبت به  $Mn$  و  $Cd$  دارای آلودگی می‌باشد که با توجه به شواهد موجود مقایسه میانگین فلزات در کاربری‌ها (جدول ۵)، احتمالاً ناشی از فعالیت‌های تغییر کاربری اراضی و اعمال مدیریت‌های مختلف کشت و کار در منطقه باشد. با توجه به نتایج فاکتور آلودگی در جدول (۶) به جز فلز  $Fe$  (۰/۹ و ۰/۹۵) که وضعیت آلودگی پایین ( $CF < 1$ ) در کاربری مرتع را نشان می‌دهد سایر فلزات در وضعیت آلودگی متوسط ( $3 \leq CF < 1$ ) در همه کاربری‌ها قرار گرفتند. از طرفی مقادیر منفی شاخص  $I_{geo}$  برای فلزات  $Pb, Fe, Zn, Ni, Cu$  نشان‌دهنده این است که حوضه مورد مطالعه نسبت به فلزات مذکور در دامنه خاک‌های غیرآلوده قرار می‌گیرند. بر این اساس می‌توان نتیجه گرفت که احتمالاً فعالیت‌های انسانی و مواد مادری تواما غلظت این فلزات را کنترل می‌کنند. لذا با توجه به اهمیت آلودگی خاک در حوضه آبخیز، ارائه نظر در مورد  $Pb, Fe, Zn, Ni, Cu$  نیازمند بررسی و بازبینی دقیق‌تری است.

#### شاخص بار آلودگی ( $PLI$ )

به منظور بررسی کمیت ریسک آلودگی و آگاهی از پتانسیل آلودگی فلزات سنگین، از شاخص بار آلودگی ( $PLI$ ) تاملینسون در منطقه مورد مطالعه استفاده شد (Hakanson, 1980). نتایج



نمودار ۱- شاخص بار آلودگی ( $PLI$ ) فلزات سنگین اندازه‌گیری شده در کاربری‌ها و در کلاس اندازه ذرات  $63 \mu m$  و  $2000 \mu m$  میکرون

خاک‌های سطحی در کاربری‌های مختلف حوضه آبخیز باغان را فراهم نمود. با توجه به نتایج شاخص‌های ارزیابی آلودگی به نظر می‌رسد احتمالاً عملیات کشاورزی موجب تجمع فلزات سنگین

#### نتیجه‌گیری کلی

اندازه‌گیری سطوح مختلف آلودگی در اجزای مختلف خاک (کمتر از ۲۰۰۰ و ۶۳ میکرون)، اهمیت اندازه ذرات در ارزیابی آلودگی

محیط زیست و مدیریت مناسب محیط زیست، نیاز است تا غلظت زمینه و یا حدود اطمینان زیست محیطی با توجه به شرایط اقلیمی، منطقه‌ای و خصوصیات خاک برآورد گردند. همچنین غلظت‌های به دست آمده در این تحقیق نیز می‌تواند به عنوان پایه‌ای برای مطالعات آتی قرار گیرد.

### سپاسگزاری

این مقاله بخشی از رساله دکتری با عنوان تعیین منابع احتمالی رسوب، آلاینده‌های شیمیایی و تاثیر خشک‌سالی بر فرسایش در حوضه آبخیز باغان، استان بوشهر در سال‌های ۱۳۹۷-۱۳۹۹ انجام گرفته است. پروپوزال این تحقیق در کمیته اخلاق دانشگاه شهرکرد تایید شده است.

"هیچ‌گونه تعارض منافع بین نویسندگان وجود ندارد"

### REFERENCES

- Acosta, J. A., Cano, A. F., Arocena, J. M., Debela, F., & Martínez-Martínez, S. (2009). Distribution of metals in soil particle size fractions and its implication to risk assessment of playgrounds in Murcia City (Spain). *Geoderma*, 149(1-2), 101-109.
- Afshari, A., & khademi, H., & delavar, M. (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.
- Afshari A. (2012). Factors affecting the spatial distribution of selected heavy metals in surface soils of Zanzan and their profile variations. MSC thesis in Soil Science, Faculty of Agriculture, *Isfahan University of Technology*. (In Persian).
- Ali-Ahyai M., & Behbahani Zadeh, A. A. (1993). Methods of Soil Analysis Descriptions. Soil and Water Research Institute. *Technical Paper*, No. 893. Tehran (In Persian)
- Alloway, B. J. (1990). Heavy Metals in Soils, Blackie and Son, Ltd. *Glasgow and London*.
- Bacon, J. R., & Hewitt, I. J. (2005). Heavy metals deposited from the atmosphere on upland Scottish soils: chemical and lead isotope studies of the association of metals with soil components. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 69(1), 19-33.
- Banaei, M. H. (1998). Soil Moisture and Temperature Regime Map of Iran. *Soil and Water Research Institute*, Ministry of Agriculture, Iran.
- Barzin, M., Kheirabadi, H., & Afyuni, M. (2015). An investigation into pollution of selected heavy metals of surface soils in Hamadan province using pollution index. *Journal of Science and Technology of Agriculture and Natural Resources*, 19(72), 69-80 (In Persian).
- Bhuiyan, M. A., Parvez, L., Islam, M. A., Dampare, S. B., & Suzuki, S. (2010). Heavy metal pollution of coal mine-affected agricultural soils in the northern part of Bangladesh. *Journal of Hazardous Materials*, 173(1-3), 384-392.
- Bouyoucos, G. J. (1962). Hydrometer method improved for making particle size analyses of soils. *Agronomy journal*, 54(5), 464-465.
- Cao, H.F., Chang, A.C., Page, A.L., (1984). Heavy metal contents of Sludge-treated Soil as determined by three Extraction Procedures, *Journal of Qual*, 13(4), pp. 632 - 634 .
- Chandrasekaran, A., Ravisankar, R., Harikrishnan, N., Satapathy, K. K., Prasad, M. V. R., & Kanagasabapathy, K. V. (2015). Multivariate statistical analysis of heavy metal concentration in soils of Yelagiri Hills, Tamilnadu, India-Spectroscopical approach. *Spectrochimica Acta Part A: Molecular and Biomolecular Spectroscopy*, 137, 589-600.
- Chonokhuu, S., Batbold, C., Chuluunpurev, B., Battengel, E., Dorjsuren, B., & Byambaa, B. (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.
- Egbe, E. R., Nsonwu-Anyanwu, A. C., Offor, S. J., Opara Usoro, C. A., & Etukudo, M. H. (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.
- Fanavaran Ab Sazeh. (2010) . Environmental Assessment Studies of Baghan Dam (Bushehr Province). (In Persian).
- Gilbert, R.O. 1987 *Statistical Methods for Environmental Pollution Monitoring*. Van Nostrand Reinhold Co., New York, 320 pp.
- Gowd, S. S., Reddy, M. R., & Govil, P. K. (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.
- Hakanson, L. (1980). An ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach. *Water Research*, 14(8), 975-1001.
- Ju, X. T., Kou, C. L., Christie, P., Dou, Z. X., & Zhang, F. S. (2007). Changes in the soil environment from excessive application of fertilizers and manures to two contrasting intensive cropping systems on the North China Plain. *Environmental Pollution*, 145(2), 497-506.
- Kabata-Pendias, A., & Mukherjee, A. B. (2007). *Trace Elements From Soil To Human*. Springer Science & Business Media. 550 pp.
- Kabata-Pendias, A. (2010). *Trace Elements In Soils And Plants*. CRC press.
- Kapusta, P., Szarek-Lukaszewska, G., & Stefanowicz, A. M. (2011). Direct and indirect effects of metal contamination on soil biota in a Zn-Pb post-mining and smelting area (S Poland). *Environmental Pollution*, 159(6), 1516-1522.
- Li, F., Zhang, J., Huang, J., Huang, D., Yang, J., Song, Y., & Zeng, G. (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*, 23(13), 13100-13113.
- Li, X., & Feng, L. (2012). Multivariate and geostatistical analyzes of metals in urban soil of Weinan industrial areas, Northwest of China. *Atmospheric Environment*, 47, 58-65.
- Likuku, A. S., Mmolawa, K. B., & Gaboutloeloe, G. K. (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.
- Luo, C., Liu, C., Wang, Y., Liu, X., Li, F., Zhang, G., & Li, X. (2011). Heavy metal contamination in soils and vegetables near an e-waste processing site, south China. *Journal of Hazardous Materials*, 186(1), 481-490.
- Lv, J., & Liu, Y. (2019). An integrated approach to identify quantitative sources and hazardous areas of heavy metals in soils. *Science of the Total Environment*, 646, 19-28.
- Mahmoudabadi, E., Sarmadian, F., & Moghaddam, R. N. (2015). Spatial distribution of soil heavy metals in different land uses of an industrial area of Tehran (Iran). *International journal of Environmental Science And Technology*, 12(10), 3283-3298 (In Persian).
- mahmoudi, s., & mohammadi, j., & naderi, m. (2013). statistical and spatial distribution of some heavy metals in surface soil particle size fractions in south of isfahan. *journal of water and soil conservation (journal of Agricultural Sciences And Natural Resources)*, 20(2), 1-22.
- Martín, J. R., Ramos-Miras, J. J., Boluda, R., & Gil, C. (2013). Spatial relations of heavy metals in arable and greenhouse soils of a Mediterranean environment region (Spain). *Geoderma*, 200, 180-188.
- McLean, E. O. (1983). Soil pH and lime requirement. *Methods Of Soil Analysis: Part 2 Chemical And Microbiological Properties*, 9, 199-224.
- Mirzaei, M., & Solgi, E. (2016). Evaluation of heavy metals concentration (cadmium, copper, manganese, nickel, lead and zinc) in sediments of Zayandehrood River. *Journal of Research in Environmental Health*, 1(4), 251-265.
- Moore, F., & kargar, S., & Rastmanesh, F. (2013). Heavy metal concentration of soils affected by zn-smelter activities in the qeshm island, iran. *Journal of Sciences Islamic Republic Of Iran*, 24(4), 339-346.
- Moosavi Shahraki M. 2016. Environmental assessment of heavy metal pollution in the soil of Zarghan region. 83 PP. (In Persian).
- Nelson, D. W., & Sommers, L. (1983). Total carbon, organic carbon, and organic matter. *Methods of soil analysis: Part 2 Chemical And Microbiological Properties*, 9, 539-579.
- Olsen SR, Dean LA. (1965). Phosphorus 1. *Methods of Soil Analysis. Part 2. Chemical and Microbiological Properties.* (methodsofsoilanb):1035-49.
- Page AL, Miller RH, Keeney DR. (1982). *Methods of soil analysis. American Society of Agronomy.*
- Roudier, P., Beaudette, D., & Hewitt, A. (2012). A conditioned Latin hypercube sampling algorithm incorporating operational constraints. *Digital Soil Assessments And Beyond*, 227-231.
- Sadat Madani A, Sefyanian A, Mirgafari, Khodakarai L. (2010). Determination of spatial distribution of Heavy Metals Iron, cobalt and vanadium in surface soil of hamadan province, *Geomatics Conference, Tehran, National Mapping Agency, Iran*; 1-10 (In Persian).
- Sarlak, M. R. (2015). Characterization of the particle size fraction associated heavy metals in arable soils from Ahwaz size, Iran. *International Journal of Current Microbiology and Applied Sciences*, 4(7), 65-75.
- Sayadi, M. H., Shabani, M., & Ahmadpour, N. (2015). Pollution index and ecological risk of heavy metals in the surface soils of Amir-Abad Area in Birjand City, Iran. *Health Scope*, 4(1):ee21137.
- 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.
- Sun, Y., Zhou, Q., Xie, X., & Liu, R. (2010). Spatial, sources and risk assessment of heavy metal contamination of urban soils in typical regions of Shenyang, China. *Journal of hazardous materials*, 174(1-3), 455-462.
- Tayebi, M., Naderi, M., & Mohammadi, J. (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*, 21(3), 55-68 (In Persian).
- Walkley, A., & Black, I. A. (1934). An examination of

- the Degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Science*, 37(1), 29-38.
- Wang, X. S., Qin, Y., & Chen, Y. K. (2006). Heavy metals in urban roadside soils, part 1: effect of particle size fractions on heavy metals partitioning. *Environmental Geology*, 50(7), 1061-1066.
- Wei, M., Chen, J., Sun, Z., Lv, C., & Cai, W. (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).
- Yan, X., Liu, M., Zhong, J., Guo, J., & Wu, W. (2018). How human activities affect heavy metal contamination of soil and sediment in a long-term reclaimed area of the Liaohe River Delta, North China. *Sustainability*, 10(2), 338.
- Yang, Y., Li, Y., & Zhang, J. (2016). 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*, 28(1-4), 33-41.
- Yu, S., & Li, X. D. (2011). Distribution, availability, and sources of trace metals in different particle size fractions of urban soils in Hong Kong: implications for assessing the risk to human health. *Environmental Pollution*, 159(5), 1317-1326.
- Zheng, R., Jiale, Z. H. A. O., Xiu, Z. H. O. U., Chao, M. A., Li, W. A. N. G., & Xiaojiang, G. A. O. (2016). Land use effects on the distribution and speciation of heavy metals and arsenic in coastal soils on Chongming Island in the Yangtze River Estuary, China. *Pedosphere*, 26(1), 74-84.
- Zhuang, Q., Li, G., & Liu, Z. (2018). Distribution, source and pollution level of heavy metals in river sediments from South China. *Catena*, 170, 386-396.