



دانشکده علوم زمین

پایان نامه کارشناسی ارشد زمین شناسی زیست محیطی

ارزیابی غلظت و خطر سلامتی عناصر بالقوه سمی در خاک های کشاورزی دشت الشتر،
(استان لرستان)

نگارنده: لیلا شیخی

استاد راهنما

دکتر گیتی فرقانی تهرانی

تیر ماه ۱۳۹۸

این پایان نامه را ضمن تشکر و سپاس بیکران و در کمال افتخار و امتنان تقدیم می‌نمایم به:

- محضر ارزشمنند مادر عزیزم به خاطر همه تلاش‌های محبت‌آمیزی که در دوران مختلف زندگی ام انجام داده‌اند و بامهربانی چگونه زیستن را به من آموخته‌اند.

- به استادان فرزانه و فرهیخته‌ای که در راه کسب علم و معرفت مرایاری نمودند.

- به آنان که در راه کسب دانش راهنمایم بودند.

- به آنان که نفس خیرشان و دعای روح پرورشان بدرقه‌ی راهم بود.

- الهام به من حکم کن تا بتوانم ادای دین کنم و به خواسته‌ی آنان جامه‌ی عمل پوشانم.

- پروردگارا حسن عاقبت، سلامت و سعادت را برای آنان مقدر نما.

- خدایا توفیق خدمتی سرشار از شور و نشاط و همراه و همسوا با علم و دانش و پژوهش جهت رشد و شکوفایی ایران کنمنال

عنايت بفرما.

و با تقدیر و تشکر شایسته از استاد فرهیخته و فرزانه سرکار خانم دکتر کیتی فرقانی تهرانی که با نکته‌های دلاویز و گفته‌های بلند، صحیفه‌های سخن را علم پرور نمود و همواره راهنما و راه‌گشای نگارنده در اتمام و اكمال پایان نامه بوده است.

تقدیم به مادر عزیز و خداکارم،

که نیمی از وجودش، ایثار و گذشت کامل است

و نیمی دیگر، عشق و محبت.

تقدیم به همسر مهربانم،

که مسج و ارباب صبرش در تمامی سخطات رفیق راه بود.

تعمدنامه

اینجانب لیلا شیخی دانشجوی دوره کارشناسی ارشد رشته زیست‌محیطی دانشکده علوم زمین دانشگاه صنعتی شاهرود نویسنده پایان‌نامه ارزیابی غلظت و خطر سلامتی عناصر بالقوه سمی در خاک‌های کشاورزی دشت الشتر، استان لرستان تحت راهنمایی دکتر گیتی فرقانی تهرانی متعهد می‌شوم.

- تحقیقات در این پایان‌نامه توسط اینجانب انجام شده است و از صحت و اصالت برخوردار است .
- در استفاده از نتایج پژوهش‌های محققان دیگر به مرجع مورد استفاده استناد شده است .
- مطالب مندرج در پایان‌نامه تاکنون توسط خود یا فرد دیگری برای دریافت هیچ نوع مدرک یا امتیازی در هیچ جا ارائه نشده است .
- کلیه حقوق معنوی این اثر متعلق به دانشگاه صنعتی شاهرود می‌باشد و مقالات مستخرج با نام « دانشگاه صنعتی شاهرود » و یا « Shahrood University of Technology » به چاپ خواهد رسید .
- حقوق معنوی تمام افرادی که در به دست آمدن نتایج اصلی پایان‌نامه تأثیرگذار بوده اند در مقالات مستخرج از پایان‌نامه رعایت می‌گردد.
- در کلیه مراحل انجام این پایان‌نامه ، در مواردی که از موجود زنده (یا بافتهای آنها) استفاده شده است ضوابط و اصول اخلاقی رعایت شده است .
- در کلیه مراحل انجام این پایان‌نامه، در مواردی که به حوزه اطلاعات شخصی افراد دسترسی یافته یا استفاده شده است اصل رازداری ، ضوابط و اصول اخلاق انسانی رعایت شده است.

تاریخ

امضای دانشجو

مالکیت نتایج و حق نشر

کلیه حقوق معنوی این اثر و محصولات آن (مقالات مستخرج ، کتاب ، برنامه های رایانه ای ، نرم افزار ها و تجهیزات ساخته شده است) متعلق به دانشگاه صنعتی شاهرود می‌باشد . این مطلب باید به نحو مقتضی در تولیدات علمی مربوطه ذکر شود .
استفاده از اطلاعات و نتایج موجود در پایان‌نامه بدون ذکر مرجع مجاز نمی‌باشد.

چکیده

هدف از این تحقیق، بررسی غلظت و خطر سلامتی عناصر بالقوه سمی در خاک‌های کشاورزی دشت الشتر در شهرستان الشتر، استان لرستان می‌باشد. به این منظور ۱۸ نمونه خاک سطحی از عمق ۰-۲۰ cm از مزارع مختلف برداشت شد. ویژگی‌های فیزیکی- شیمیایی (شامل pH، مقدار ماده آلی، درصد کربنات کلسیم و بافت) و غلظت کل عناصر اصلی و جزئی نمونه‌های خاک با استفاده از روش‌های استاندارد اندازه‌گیری شد. pH نمونه‌ها بین ۶/۹ تا ۷/۵ (میانگین ۷/۲) در محدوده خنثی تا قلیایی، بافت خاک از نوع لوم ماسه‌ای و ماسه لومی، میزان ماده آلی بین ۲/۷ تا ۹/۳ درصد (میانگین ۶ درصد) و کربنات کلسیم بین ۵ و ۳۹ (میانگین ۶ درصد) می‌باشد. داده‌های به دست آمده با استفاده از مقایسه با مقادیر استاندارد، محاسبه ضرایب ژئوشیمیایی (ضریب غنی‌شدگی، ضریب زمین‌انباشت، شاخص آلودگی تک عاملی، شاخص آلودگی یکپارچه نمره، ضریب آلودگی ترکیبی، ضریب بار آلودگی و شاخص خطر اکولوژیکی بالقوه) و روش‌های آماری (ضریب همبستگی، تحلیل خوشه‌ای و تحلیل مؤلفه اصلی) تجزیه و تحلیل شدند. بر اساس نتایج غلظت کل، غلظت عناصر کادمیم، نیکل، سرب، آرسنیک، روی، مس، کبالت، کروم، نقره و آنتیموان با میانگین به ترتیب ۰/۳، ۱۱۷/۹، ۱۸/۴، ۹/۶، ۸۴/۴، ۳۷/۰، ۱۹/۷، ۱۵۵/۷، ۰/۴، ۱۳/۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم است. نتایج حاصل از محاسبه شاخص‌های ژئوشیمیایی نشان‌دهنده آلودگی قابل توجه نمونه‌ها به آنتیموان است. با توجه به نتایج آنالیز XRD، ایلیت، کلریت و کلینوکلر مهم‌ترین کانی‌های رسی موجود در منطقه هستند. ارزیابی خطر سلامتی نشان می‌دهد که مقدار ضریب خطر آرسنیک از طریق مسیر بلع برای خردسالان بالاتر از یک می‌باشد، که نشانگر احتمال رخداد اثرات نامطلوب غیرسرطانی مرتبط با آرسنیک برای خردسالان در منطقه است. برای عنصر آرسنیک، خطر سرطان‌زایی در کودکان و بزرگسالان از طریق مسیر بلع وجود دارد. عنصر کروم، از طریق مسیر تماس پوستی برای خردسالان و از طریق مسیر بلع برای بزرگسالان و از طریق تماس پوستی برای خردسالان با خطر سرطان‌زایی همراه است. کادمیم از طریق بلع برای خردسالان دارای خطر سرطان‌زایی است. بر اساس نتایج به دست آمده، فعالیت کشاورزی تأثیر قابل توجهی در تجمع عناصر بالقوه سمی در خاک‌های دشت الشتر داشته است و با توجه به خطرات احتمالی تجمع عناصر سمی برای سلامت جامعه انسانی، مدیریت کشاورزی در این منطقه ضروری است.

واژه‌های کلیدی: عناصر سمی، خطر، خاک کشاورزی، آلودگی، دشت الشتر

لیست مقالات استخراج شده از پایان نامه

- ارزیابی غلظت آرسنیک در خاک‌های کشاورزی شهرستان الشتر، استان لرستان، سی و هشتمین گردهمایی سازمان زمین‌شناسی، تهران، اردیبهشت ۱۳۹۸.
- ارزیابی غلظت و خطر سلامتی عناصر بالقوه سمّی در خاک‌های کشاورزی دشت الشتر، استان لرستان، زمین‌شناسی کاربردی پیشرفته، اهواز، اردیبهشت ۱۳۹۸، در حال داوری

فهرست مطالب

فصل اول: کلیات

۱-۱- مقدمه	۲
۲-۱- موقعیت جغرافیایی منطقه مورد مطالعه	۳
۳-۱- آب و هوای منطقه مورد مطالعه	۵
۴-۱- زمین شناسی منطقه مورد مطالعه	۷
۴-۱-۱- مجموعه رادیولاریتی ژوراسیک	۷
۴-۱-۲- آهک‌های سفید رنگ	۸
۴-۱-۳- آهک‌های الیتی	۸
۴-۱-۴- سازندهای آهکی ژوراسیک - کرتاسه تحتانی متعلق به زون زاگرس	۸
۴-۱-۵- سازند آهکی تارپور	۹
۴-۱-۶- سازند آهکی سروک	۹
۴-۱-۷- سازند تبخیری گچساران	۹
۴-۱-۸- سازند آهکی - مارنی ائوسن	۹
۴-۱-۹- سازند کشکان	۱۰
۴-۱-۱۰- آهک‌های مرجانی اولیگومیوسن	۱۰
۴-۱-۱۱- مارن، ماسه‌سنگ و آهک میوسن	۱۰
۴-۱-۱۲- مارن های قرمز و کنگلومرای میوپلیوسن	۱۰
۴-۱-۱۳- کنگلومرای بختیاری پلیوسن	۱۱
۴-۱-۱۴- آبرفت‌های قدیمی و پادگانه‌های بلند	۱۱
۴-۱-۱۵- آبرفت‌های جوان	۱۱
۵-۱- ضرورت انجام تحقیق	۱۲
۶-۱- اهداف تحقیق	۱۳

فصل دوم: مروری بر مطالعات پیشین

۲-۱- خاک و فرایندهای تشکیل خاک	۱۶
۲-۲- آلودگی خاک	۱۶
۳-۲- فلزات سنگین و عناصر بالقوه سمّی	۱۷

- ۱۹-۴-۲ آلودگی خاک به عناصر بالقوه سمّی از طریق منابع طبیعی و انسان زاد.....
- ۲۰-۵-۲ مروری بر مطالعات پیشین
- ۲۰-۱-۵-۲ آلودگی خاک به عناصر بالقوه سمّی توسط منابع طبیعی
- ۲۲-۲-۵-۲ آلودگی خاک به عناصر بالقوه سمّی توسط فعالیت‌های انسان.....

فصل سوم: روش انجام پژوهش

- ۲۶-۱-۳ روش انجام تحقیق.....
- ۲۶-۲-۳ نمونه‌برداری و آماده‌سازی نمونه‌های خاک.....
- ۲۷-۳-۳ اندازه‌گیری ویژگی‌های فیزیکی- شیمیایی نمونه‌های خاک.....
- ۲۸-۱-۳-۳ دانه‌بندی و بافت.....
- ۳۰-۲-۳-۳ pH.....
- ۳۰-۳-۳-۳ اندازه‌گیری مقدار ماده آلی نمونه‌ها.....
- ۳۲-۴-۳-۳ اندازه‌گیری درصد کربنات کلسیم.....
- ۳۲-۴-۳-۳ تعیین غلظت کل عناصر در نمونه‌های خاک.....
- ۳۳-۵-۳-۳ ارزیابی آلودگی نمونه‌های خاک.....
- ۳۳-۱-۵-۳ ضریب غنی‌شدگی.....
- ۳۴-۲-۵-۳ ضریب زمین‌انباشت.....
- ۳۵-۳-۵-۳ شاخص آلودگی تک عاملی.....
- ۳۶-۴-۵-۳ شاخص آلودگی یکپارچه نمره.....
- ۳۶-۶-۳-۳ رده‌بندی خاک‌های منطقه بر اساس شدت آلودگی.....
- ۳۷-۱-۶-۳ شاخص آلودگی ترکیبی.....
- ۳۷-۲-۶-۳ شاخص بار آلودگی.....
- ۳۸-۳-۶-۳ شاخص خطر اکولوژیکی بالقوه.....
- ۳۹-۷-۳-۳ ارزیابی خطر سلامتی غیرسرطانی.....
- ۴۱-۸-۳-۳ ارزیابی خطر سلامتی سرطان‌زایی.....
- ۴۱-۹-۳-۳ روش‌های آماری تحلیل داده‌ها.....
- ۴۲-۱-۹-۳ ضریب همبستگی.....
- ۴۳-۲-۹-۳ تحلیل مؤلفه اصلی.....
- ۴۴-۳-۹-۳ تحلیل خوشه‌ای.....

فصل چهارم: ارزیابی آلودگی خاک‌های کشاورزی دشت الشتر به عناصر بالقوه سمّی

- ۴۶-۱-۴- بررسی خواص فیزیکی- شیمیایی نمونه‌های خاک.....
- ۴۷-۱-۴- pH نمونه‌های خاک.....
- ۴۸-۲-۱-۴- مقدار ماده آلی نمونه‌های خاک.....
- ۴۹-۳-۱-۴- کربنات کلسیم نمونه‌های خاک.....
- ۴۹-۴-۱-۴- بافت نمونه‌های خاک.....
- ۵۰-۲-۴- کانی شناسی.....
- ۵۱-۳-۴- ارزیابی غلظت عناصر بالقوه سمّی در نمونه‌های خاک.....
- ۶۸-۴-۴- ارزیابی کمّی آلودگی خاک‌های کشاورزی دشت الشتر.....
- ۶۸-۱-۴-۴- ضریب غنی‌شدگی.....
- ۶۹-۲-۴-۴- ضریب زمین‌انباشت.....
- ۷۰-۳-۳-۴- شاخص آلودگی تک عاملی.....
- ۷۱-۴-۴-۴- شاخص آلودگی یکپارچه نمره.....
- ۷۲-۵-۴- رده‌بندی آلودگی خاک‌های دشت الشتر.....
- ۷۲-۱-۵-۴- شاخص آلودگی ترکیبی.....
- ۷۳-۲-۵-۴- شاخص بار آلودگی.....
- ۷۳-۳-۵-۴- شاخص خطر اکولوژیکی بالقوه.....
- ۷۴-۶-۴- ارزیابی خطر سلامتی عناصر بالقوه سمّی.....
- ۷۵-۷-۴- ارزیابی خطر سلامتی غیرسرطانی.....
- ۷۶-۸-۴- ارزیابی خطر سلامتی سرطان‌زایی.....
- ۷۶-۹-۴- تجزیه و تحلیل آماری داده‌ها.....
- ۷۶-۱-۹-۴- تحلیل همبستگی.....
- ۸۰-۲-۹-۴- تحلیل خوشه‌ای.....
- ۸۱-۳-۹-۴- تحلیل مؤلفه اصلی.....

فصل پنجم: نتیجه‌گیری و پیشنهادها

- ۸۴-۱-۵- نتایج حاصل از مطالعات مربوط به ارزیابی آلودگی خاک.....
- ۸۷-۲-۵- پیشنهادهایی برای مطالعات آتی.....
- ۸۸- فهرست منابع.....

فهرست شکل‌ها

- شکل ۱-۱- موقعیت جغرافیایی و راه‌های دسترسی به منطقه مورد مطالعه ۴
- شکل ۲-۱- نمودار امپروتیک منطقه مورد مطالعه برای دوره ۱۳ ساله آماری ۶
- شکل ۳-۱- نقشه زمین شناسی منطقه مورد مطالعه ۱۲
- شکل ۱-۳- موقعیت ایستگاه‌های نمونه‌برداری از خاک در منطقه مورد مطالعه ۲۷
- شکل ۲-۳- استفاده از الک مکانیکی در آزمایشگاه ۲۸
- شکل ۳-۳- تعیین بافت نمونه‌های خاک ۲۹
- شکل ۴-۳- اندازه‌گیری مقدار ماده آلی نمونه‌های خاک ۳۱
- شکل ۱-۴- موقعیت نمونه‌های مورد مطالعه بر روی مثلث دانه‌بندی خاک ۴۹
- شکل ۲-۴- نمودارهای توزیع فراوانی عناصر در نمونه‌های خاک کشاورزی دشت الشتر ۵۳
- شکل ۳-۴- توزیع عناصر بالقوه سمی در نمونه‌های خاک کشاورزی دشت الشتر ۵۶
- شکل ۴-۴- همبستگی بین غلظت کادمیم با اکسید آهن در نمونه‌ها ۶۰
- شکل ۵-۴- همبستگی بین غلظت نیکل با اکسید آهن و اکسید آلومینیم در نمونه‌ها ۶۱
- شکل ۶-۴- همبستگی بین غلظت سرب با اکسید آهن در نمونه‌ها ۶۲
- شکل ۷-۴- همبستگی بین غلظت آرسنیک با اکسید آهن در نمونه‌ها ۶۳
- شکل ۸-۴- همبستگی بین غلظت روی با اکسید آلومینیم در نمونه‌ها ۶۴
- شکل ۹-۴- همبستگی بین غلظت مس با اکسید آلومینیم در نمونه‌ها ۶۵
- شکل ۱۰-۴- همبستگی بین غلظت کبالت با اکسید آهن، منگنز و آلومینیم در نمونه‌ها ۶۶
- شکل ۱۱-۴- همبستگی بین غلظت کروم با نیکل در نمونه‌ها ۶۷
- شکل ۱۲-۴- میانگین ضرایب غنی‌شدگی عناصر مورد مطالعه ۶۹
- شکل ۱۳-۴- میانگین ضرایب زمین‌انباشت عناصر مورد مطالعه ۷۰
- شکل ۱۴-۴- میانگین شاخص آلودگی تک عاملی عناصر مورد مطالعه ۷۱
- شکل ۱۵-۴- میانگین شاخص یکپارچه نمره عناصر مورد مطالعه ۷۲
- شکل ۱۶-۴- توزیع پراکندگی شاخص آلودگی ترکیبی نمونه‌های خاک کشاورزی دشت الشتر ۷۲
- شکل ۱۷-۴- توزیع پراکندگی شاخص بار آلودگی نمونه‌های خاک کشاورزی دشت الشتر ۷۳
- شکل ۱۸-۴- نمودار خوشه‌ای عناصر مورد مطالعه در نمونه‌های خاک ۸۰
- شکل ۱۹-۴- نمودار سه بعدی ۸۲

فهرست جدول‌ها

- جدول ۱-۱- میانگین دما و بارندگی در یک دوره ۱۳ ساله ۶
- جدول ۲-۱- رده‌بندی اقلیمی دمارتن ۷
- جدول ۱-۳- رده‌بندی ساترلند بر مبنای مقادیر ضریب غنی‌شدگی ۳۴
- جدول ۲-۳- رده‌بندی شاخص زمین‌انباشت ۳۵
- جدول ۳-۳- رده‌بندی مقدار شاخص آلودگی ۳۶
- جدول ۴-۳- رده‌بندی شاخص آلودگی یکپارچه نمره ۳۶
- جدول ۵-۳- رده‌بندی مقدار شاخص بار آلودگی ۳۷
- جدول ۶-۳- رده‌بندی شاخص خطر اکولوژیکی بالقوه ۳۸
- جدول ۷-۳- توصیف پارامترهای مورد استفاده در فرمول‌های دوز دریافتی روزانه ۳۹
- جدول ۸-۳- دوزهای مرجع و فاکتور شیب برای ارزیابی خطر سرطانزایی و غیرسرطانزایی ۴۰
- جدول ۹-۳- رده‌بندی همبستگی ۴۳
- جدول ۱-۴- پارامترهای فیزیکی - شیمیایی اندازه‌گیری شده در نمونه‌های خاک کشاورزی دشت الشتر ۴۶
- جدول ۲-۴- نتایج حاصل از پراش پرتو ایکس بر روی برخی نمونه‌های خاک ۵۰
- جدول ۳-۴- آمار توصیفی غلظت عناصر در نمونه‌های خاک دشت الشتر در مقایسه با مقادیر استاندارد ۵۲
- جدول ۴-۴- رده‌بندی مقدار شاخص آلودگی و موقعیت قرارگیری عناصر ۷۰
- جدول ۵-۴- رده‌بندی شاخص آلودگی یکپارچه نمره ۷۱
- جدول ۶-۴- رده بندی شاخص خطر اکولوژیکی بالقوه و موقعیت عناصر ۷۳
- جدول ۷-۴- ارزیابی خطر غیرسرطانزایی عناصر در نمونه‌ها ۷۵
- جدول ۸-۴- ارزیابی خطر سرطانزایی عناصر در نمونه‌ها ۷۶
- جدول ۹-۴- ضرایب همبستگی پیرسون بین خواص فیزیکی - شیمیایی و غلظت عناصر در نمونه‌های خاک ۷۹
- جدول ۱۰-۴- مؤلفه‌های استخراج شده توسط روش تحلیل مؤلفه اصلی ۸۱

فصل اول

کلیات

۱-۱- مقدمه

آلودگی خاک یک مشکل زیست محیطی جهانی بسیار مهم است. آلاینده‌ها پس از وارد شدن به خاک می‌توانند به بخش‌های دیگر اکوسیستم منتقل شده از این طریق باعث ایجاد مشکلاتی برای محیط زیست و سلامت شوند (Guillen et al. 2012). عناصر بالقوه سمی^۱، به طور گسترده‌ای در بخش‌های مختلف محیط زیست شامل آب، هوا، خاک و ارگانسیم‌های مختلف توزیع شده‌اند. به طور کلی بعضی از این عناصر مانند آرسنیک، کروم، سرب، کادمیم، جیوه و آنتیموان در غلظت‌های پایین وجود دارند، اما وقتی تجمع آنها از حد خاصی بیشتر شود می‌توانند باعث ایجاد آلودگی و آسیب به محیط زیست شوند. در دهه‌های اخیر، توسعه فعالیت‌های صنعتی، شهرنشینی و کشاورزی باعث تجمع عناصر بالقوه سمی در خاک‌ها شده است (Duffus, 2002; Hooda, 2010). توجه زیادی به نقش منابع انسان‌زاد در افزایش عناصر بالقوه سمی در خاک شده است. احتراق سوخت‌های فسیلی، معدنکاری، بارش‌های جوی، کاربرد کودها، آفت‌کش‌ها و علف‌کش‌ها مهم‌ترین منابع انسانی این آلاینده‌ها هستند. فعالیت کشاورزی، باعث افزایش غلظت عناصر بالقوه سمی در خاک تا مقادیر بیشتر از غلظت زمینه می‌شود (Koch and Rotard, 2001). علاوه بر این، در تمام نقاط جهان، کشاورزی یک بخش اولیه از اقتصاد است که نقش مهمی در تأمین غذای سالم و پایداری محیط زیست ایفا می‌کند.

از جمله اقدامات رایج در کشاورزی استفاده از کود است که نه تنها باعث تأمین مواد ریز مغذی و درشت مغذی برای محصولات می‌شود، بلکه منبع اصلی آلودگی فلزات سمی است (Arenas-Iago et al. 2014). در زمین‌های کشاورزی آلودگی خاک با عناصر بالقوه سمی به دلیل انباشت آلاینده‌ها در زنجیره غذایی یک خطر جدی برای سلامتی انسان می‌باشد (Wuana and Okieimen, 2011). بیشتر عناصر بالقوه سمی تحرک کمتری دارند و به تدریج در خاک‌های سطحی متمرکز می‌شوند و از طریق جذب گیاهان وارد زنجیره غذایی می‌شوند (Kelly and Tate, 1998). این عناصر حتی پس از

¹. Potentially Toxic Elements

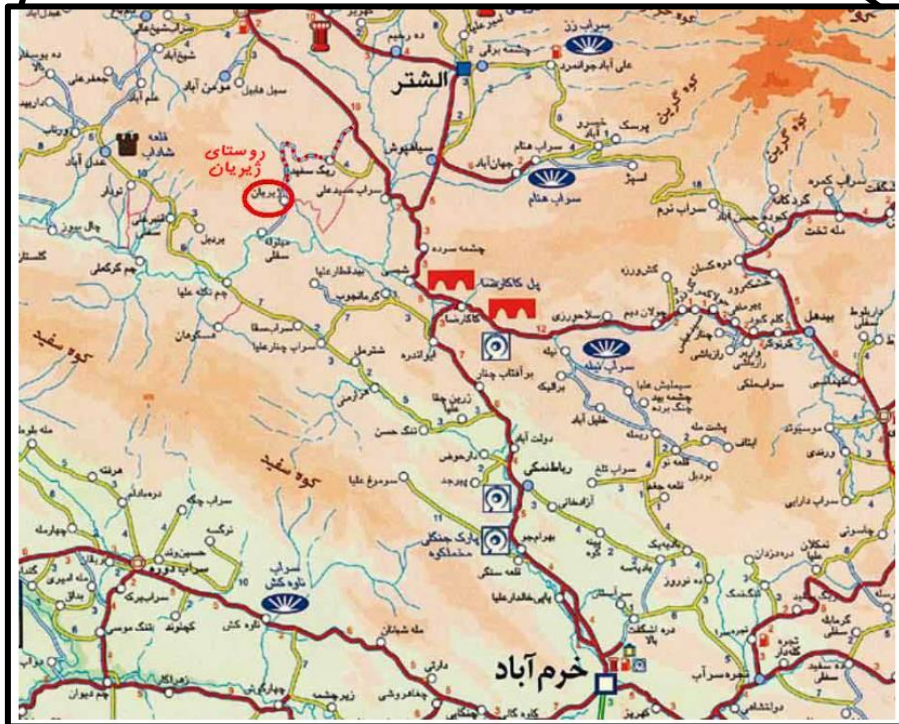
حذف منابع آلودگی برای سال‌های زیادی در خاک باقی می‌مانند و افزایش مقادیر آنها در خاک به طور گسترده‌ای گزارش شده است (Klein et al. 1972). با توجه به خطرهای زیست محیطی در ارتباط با تجمع عناصر بالقوه سمی در خاک، شناسایی مناطق حاوی این آلاینده‌ها و ارزیابی شدت آلودگی مربوطه، اولین گام مدیریت آلودگی است.

هدف از این مطالعه، ارزیابی غلظت و خطر سلامتی عناصر بالقوه سمی در خاک‌های کشاورزی دشت الشتر، استان لرستان، می‌باشد. دشت الشتر از قطب‌های مهم کشاورزی استان لرستان است. با توجه به اهمیت موضوع تمرکز عناصر بالقوه سمی در زمین‌های کشاورزی، و گستردگی فعالیت کشاورزی در این منطقه، انجام پژوهشی در این ارتباط ضروری به نظر می‌رسد.

۱-۲- موقعیت جغرافیایی منطقه مورد مطالعه

شهرستان سلسله یکی از شهرستان‌های استان لرستان است که مرکز آن شهر الشتر است. وسعت شهرستان سلسله ۱۲۱۲ کیلومتر مربع است. این شهرستان از شمال به شهرستان نهاوند (استان همدان)، از جنوب به شهرستان دوره، از جنوب شرق به شهرستان خرم‌آباد، از شمال غرب به شهرستان دلفان و از شمال شرق به شهرستان بروجرد منتهی می‌گردد و بین $33^{\circ} 39' 07''$ تا $34^{\circ} 00' 55''$ عرض شمالی و $47^{\circ} 31' 01''$ تا $48^{\circ} 31' 09''$ طول شرقی واقع شده است. دشت حاصلخیز سلسله حدود ۲۳۳ کیلومترمربع وسعت دارد و یکی از قطب‌های مهم کشاورزی استان لرستان محسوب می‌شود.

در شکل ۱-۱، موقعیت جغرافیایی و راه‌های دسترسی به منطقه مورد مطالعه شهرستان سلسله نشان داده شده است.



شکل ۱-۱- موقعیت جغرافیایی و راه‌های دسترسی به منطقه مورد مطالعه (برگرفته از نقشه اطلس راه‌های کشور)

۱-۳- آب و هوای منطقه مورد مطالعه

برای تعیین آب و هوای هر منطقه، پارامترهای دما و مقدار بارش در یک دوره زمانی طولانی اندازه‌گیری می‌شود. به منظور بررسی وضعیت اقلیمی منطقه از آمار ایستگاه هواشناسی سراب صید علی استفاده شده است. جدول (۱-۱) آمار داده‌های هواشناسی برای یک دوره سیزده ساله (۹۳-۱۳۸۱) را نشان می‌دهد (شرکت آب منطقه‌ای لرستان، ۱۳۹۳). میانگین بارندگی سالانه ۴۷۱ میلی‌متر و میانگین دمای سالانه ۱۲ درجه سانتی‌گراد می‌باشد. حداکثر بارش در بهمن ماه برابر با ۲۱۹/۵ میلی‌متر، و حداقل و حداکثر دما به ترتیب مربوط به دی ماه و مرداد ماه می‌باشد.

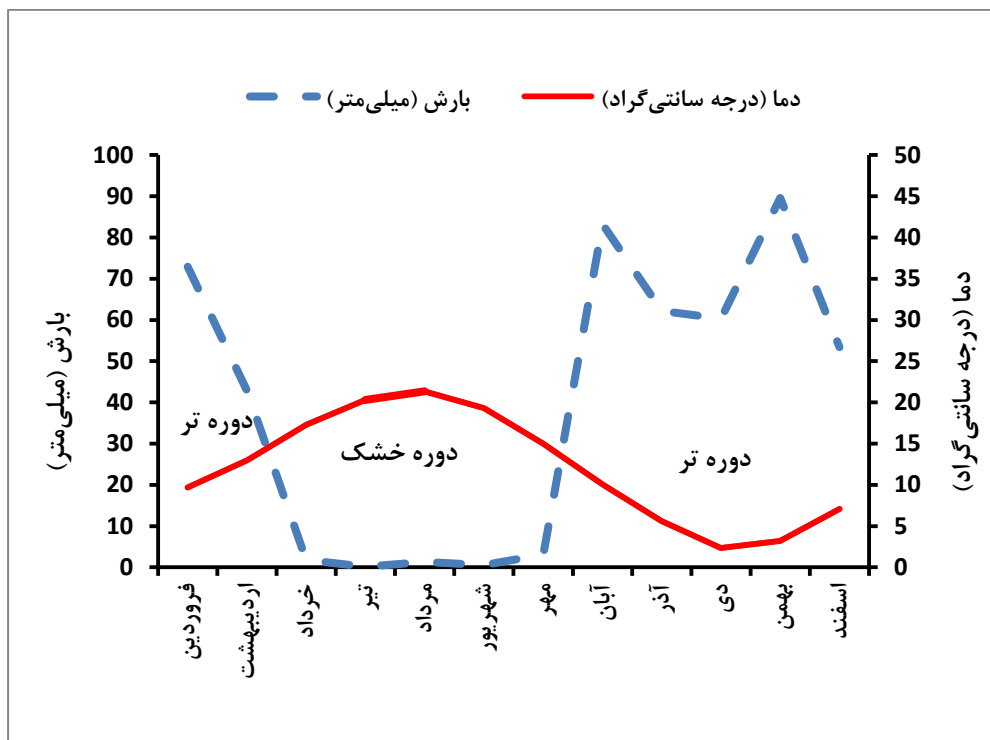
برای تعیین فصل‌های خشک و تر، از نمودار امبروتیک استفاده شد. در نمودار امبروتیک، ماه‌هایی که در آن‌ها محورهای بارش و دما یکدیگر را قطع می‌کنند و منحنی دما بالاتر از منحنی بارش قرار دارد ماه‌های خشک محسوب می‌شوند. بر اساس نمودار امبروتیک (شکل ۱-۲) در ماه‌های خرداد، تیر، مرداد و شهریور دوره خشک و در بقیه سال دوره تر حاکم می‌باشد.

در این مطالعه، برای تعیین اقلیم منطقه از معادله دمارتن استفاده شد. این معادله بر اساس متوسط بارندگی سالیانه (میلی‌متر) و میانگین درجه حرارت (درجه سانتی‌گراد) استوار است:

$$I = \frac{P}{T+10} \quad (\text{معادله ۱-۱})$$

که در این معادله I، ضریب خشکی، T، متوسط درجه حرارت سالانه (°C)، و P، متوسط بارندگی (mm) می‌باشد.

بر این اساس شش نوع منطقه آب و هوایی طبقه‌بندی شده است (جدول ۱-۲). میزان محاسبه شده I در منطقه مورد مطالعه ۲۱/۴۱ بوده که نشان‌دهنده اقلیم مدیترانه‌ای است.



شکل ۱-۲- نمودار امپروتیک منطقه مورد مطالعه برای دوره ۱۳ ساله (۱۳۹۳-۱۳۸۱)

جدول ۱-۱- میانگین دما و بارندگی در یک دوره ۱۳ ساله در منطقه مورد مطالعه (شرکت آب منطقه‌ای لرستان، ۱۳۹۳)

زمان (ماه)	میانگین درجه حرارت ماهانه (درجه سانتی‌گراد)	میانگین بارندگی ماهانه (میلی‌متر)
فروردین	۹/۶	۷۲/۸
اردیبهشت	۱۲/۹	۴۲/۸
خرداد	۱۷/۲	۱/۷
تیر	۲۰/۳	۰/۱
مرداد	۲۱/۳	۱/۳
شهریور	۱۹/۳	۰/۵
مهر	۱۴/۹	۳/۱
آبان	۱۰/۰	۸۳/۲
آذر	۵/۶	۶۲/۲
دی	۲/۳	۶۰/۳
بهمن	۳/۱	۸۹/۵
اسفند	۷/۰	۵۳/۴
میانگین سالانه	۱۲/۰	۴۷۱/۰

جدول ۱-۲- رده‌بندی اقلیمی دمارتن

نوع اقلیم	محدوده ضریب خشکی دمارتن
خشک	<۱۰
نیمه خشک	۱۰-۱۹/۹
مدیترانه‌ای	۲۰-۲۳/۹
نیمه مرطوب	۲۴-۲۷/۹
مرطوب	۲۸-۳۴/۹
بسیار مرطوب	>۳۵

۱-۴- زمین شناسی منطقه مورد مطالعه

در شکل ۱-۳، نقشه زمین‌شناسی منطقه مورد مطالعه ارائه شده است. بخشی از منطقه مورد مطالعه در زون خرد شده زاگرس و قسمتی هم در زون چین‌خورده زاگرس با روند کلی شمال غرب- جنوب شرق واقع شده است. در محدوده مورد مطالعه واحدهای سنگی و سازندهای دوران دوم تا چهارم رخنمون دارند که عبارتند از: آهک‌های سفید رنگ مزوزوئیک، آهک‌های الیتی، مجموعه رادیولاریتی ژوراسیک، سازندهای آهکی ژوراسیک - کرتاسه زیرین، سازند آهکی تارپور، سازند آهکی سروک، سازند تبخیری گچساران، سازند آهکی- مارنی ائوسن، سازند کشکان، آهک‌های مرجانی اولیگومیوسن، مارن و آهک میوسن، سازند آجاجاری، کنگلومرای بختیاری، آبرفت‌های قدیمی و پادگانه‌های بلند و آبرفت‌های جوان. آبرفت‌های دوران چهارم که شامل ماسه، رس، سیلت و گراول می‌باشند نیز سطح دشت را می‌پوشانند.

۱-۴-۱- مجموعه رادیولاریتی ژوراسیک (Jr)

در زمین‌شناسی زاگرس رادیولاریت‌ها به مجموعه‌ای از چرت‌های قرمز، خاکستری و تقریباً سبز رنگ، همچنین شیل‌های قرمز و سبز و آهک‌های سیلیسی همراه با توده‌های بازیک و الترابازیک

(نظیر سرپانتین) اطلاق می‌گردد. سن این واحد لیتولوژیکی در گذشته تریاس پایانی تا کرتاسه زیرین حدس زده می‌شد، ولی مطالعات بعدی نشان داد که رادیولاریت‌ها متعلق به کرتاسه بالائی است (مطیعی، ۱۳۷۲). مجموعه رادیولاریتی ژوراسیک در پشت ارتفاعات آهکی کرتاسه در شمال و شمال غربی الشتر بیرون‌زدگی دارد.

۱-۴-۲- آهک‌های سفید رنگ (MZw)

این آهک‌ها متعلق به ژوراسیک بوده و تنها در شمالی‌ترین قسمت محدوده مطالعاتی بیرون‌زدگی دارند. در این واحد، بر اثر حرکات تکتونیکی تعدادی گسل و لایه‌های برگشتی وجود دارد.

۱-۴-۳- آهک‌های الیتی (MZ)

در شمال منطقه مورد مطالعه، این آهک‌ها بر روی آهک‌های سری قبل به صورت نوار باریک و طولی به عرض ۵۰۰ متر و به موازات لایه‌های رادیولاریت ژوراسیک (Jr) و همچنین آهک‌های سفید رنگ مزوزوئیک (MZw) رخنمون و بیرون‌زدگی دارند.

۱-۴-۴- سازندهای آهکی ژوراسیک-کرتاسه تحتانی (JK) متعلق به زون زاگرس

این سازندها از آهک دولومیتی به سن مالم - سنومانین تشکیل شده‌اند. شیب این آهک‌ها در شمال به سمت دشت الشتر است. در روی این آهک‌ها، مارن و آهک‌های مارنی (K_U^L) به سن سانتونین -کمپانین به طور محدود بیرون‌زدگی دارند. بخش‌های کوچکی از آهک (K^L) به سن کرتاسه زیرین نیز در شمال غرب دشت الشتر و در شمال گرگین‌آباد با وسعت کم بیرون‌زدگی دارند. این آهک‌ها معادل گروه خامی می‌باشند که در منطقه و شمال شرق خرم‌آباد با گسترش خیلی زیاد و بدون شیب و امتداد مشخصی رخنمون دارند.

۱-۴-۵- سازند آهکی تاربور

سازند آهکی تاربور یک واحد سنگ‌چینه‌ای از نوع ریف‌های رودیستی است. سازند تاربور حدود ۵۲۷ متر سنگ‌آهک‌های توده‌ای با مقدار فراوانی صدف است که میان دو واحد سازند گورپی (در زیر) و سازند ساچون (در بالا) قرار دارد. همبری آن با واحد زیرین (گورپی) هم‌شیب و ناگهانی است ولی در مرز بالایی آن مقداری قلوه‌های آهنی وجود دارد که به یک ناپیوستگی رسوبی اشاره دارد (آقا نباتی، ۱۳۸۳). رخنمون آن در شمال و شمال شرقی دشت می‌باشد.

۱-۴-۶- سازند آهکی سروک

در ناحیه لرستان، می‌توان رخساره‌های عمیق سازند سروک را دید که شامل سنگ‌آهک‌های مارنی-رسی تیره رنگ و نازک لایه، با ریزسنگواره‌های پلانکتون فراوان است. در شمال لرستان، با شیل‌های عمیق گرو ارتباط بین‌انگشتی دارد. رخنمون آن در شمال غرب و جنوب منطقه مورد مطالعه، قابل مشاهده است.

۱-۴-۷- سازند تبخیری گچساران

سازند گچساران به عنوان پوش‌سنگ میدان‌های نفتی آسماری نخستین سازند گروه فارس است که در مناطق فروافتادگی دزفول- لرستان تا حوضه خلیج فارس گسترش دارد. از نگاه مهندسی، سازند تبخیری گچساران یک واحد سنگی با رفتار شکل‌پذیر است، به این دلیل، در سطح زمین برش کامل ندارد. این سازند در جنوب منطقه رخنمون دارد.

۱-۴-۸- سازند آهکی - مارنی ائوسن (E) (معادل سازند تله زنگ)

در شرق و جنوب شرقی دشت الشتر سازندهای آهکی با ضخامت متفاوت و رنگ تیره و روشن رخنمون دارند که متعلق به ائوسن می‌باشند. سازند تله‌زنگ بر روی سازند آواری امیران و در زیر سازند کشکان

قرار دارد ولی گاهی به صورت جانبی و به تدریج با این دو سازند جانشین می‌شود. جدا از دو سازند امیران و کشکان، تله‌زنگ می‌تواند با سازند پابده نیز پیوند جانبی داشته باشد، به همین دلیل گاه زبانه‌هایی از سازند تله‌زنگ در درون سازند پابده دیده می‌شود که به آن بخش آهکی تله‌زنگ نام داده شده است.

۱-۴-۹- سازند کشکان

این تشکیلات به طور پراکنده در حاشیه‌های جنوب شرقی و شمال غربی دشت دیده می‌شود. این تشکیلات متعلق به دوره ائوسن بوده و شامل رسوبات مارنی، ماسه‌سنگ و کنگلومرا و کمی سنگ‌های آهکی است که به طور متناوب در بین لایه‌های مارنی مشاهده می‌شود.

۱-۴-۱۰- آهک‌های مرجانی اولیگومیوسن (OMI)

این آهک‌ها در شرق و جنوب شرقی منطقه مورد مطالعه به صورت باریکه ای و با مساحت کم رخنمون دارند و از نظر سن با سازند اولیگومیوسن (آسماری) تقریباً هم زمان می‌باشند.

۱-۴-۱۱- مارن، ماسه‌سنگ و آهک میوسن (M)

این واحد به صورت یک سری رسوبات سیلتی و ماسه سنگی با گسترش کم در جنوب و شمال غرب دشت الشتر مشاهده می‌شود. همچنین این سازند در غرب دشت الشتر نیز رخنمون دارد.

۱-۴-۱۲- مارن های قرمز و کنگلومرای میوپلیوسن (سازند آغاچاری، MPaj)

در قسمت جنوب غربی منطقه مورد مطالعه رسوباتی که در جنوب تپه‌های کنگلومرای بیرون‌زدگی دارند به طور عمده شامل مارن‌های خاکستری و ماسه‌سنگ است که از لحاظ نوع رسوبات و لیتولوژی می‌توان آنها را به سازند آغاچاری مربوط دانست.

۱-۴-۱۳- کنگلومرای بختیاری پلیوسن (PLb)

این واحد رسوبی، جنوب دشت الشتر را می‌پوشاند و از ماسه سنگ‌های کنگلومرای نسبتاً فرسایش یافته با دانه‌هایی از جنس آهک و سیلیس که دارای گردشگی خوبی هستند، تشکیل شده است. سیمان آن آهکی بوده و لایه‌های نازکی از ماسه سنگ دانه متوسط در بین کنگلومرا دیده می‌شود. شیب لایه‌ها معمولاً ملایم و گاهی افقی هستند.

۱-۴-۱۴- آبرفت‌های قدیمی و پادگانه‌های بلند (Q^۱)

پهنه وسیعی از دامنه‌ها و حاشیه دشت الشتر در غرب و جنوب غربی دشت را آبرفت‌های قدیمی و تراس یا پادگانه‌های آبرفتی نسبتاً بلند تشکیل می‌دهد. به احتمال زیاد این آبرفت‌های قدیمی کنگلومراهای پلیوسن (سازند بختیاری) در تمام نواحی غربی و جنوب غربی دشت الشتر را پوشانیده‌اند.

۱-۴-۱۵- آبرفت‌های جوان (Q)

دشت الشتر از این آبرفت‌ها تشکیل شده است. به طوری که این تشکیلات آبرفتی از پر شدن ناحیه فرورفته‌ی دشت حاصل شده و از لایه‌های متناوب و مسطح سیلت، رس، سنگریزه و شن تشکیل یافته است. حداکثر ۱۵۰ متر این رسوبات آبرفتی در قسمت مرکزی دشت قرار دارد.



شکل ۱-۳- نقشه زمین شناسی منطقه مورد مطالعه (برگرفته از نقشه زمین شناسی ۱:۱۰۰۰۰۰ الشتر)

۱-۵- ضرورت انجام تحقیق

شهرستان سلسله دارای سطح زیر کشت ۴۲۰۰۰ هکتار است. ۱۳۰۰۰ هکتار به اراضی آب، ۲۶۰۰۰ هکتار به اراضی دیم و ۳۰۰۰ هکتار به باغها اختصاص دارد. مهم ترین محصولات زراعی دیم شامل گندم، جو، نخود و عدس می باشد و محصولات آبی شامل چغندر، سیب زمینی، کلزا، لوبیا، یونجه و شبدر است. گندم به صورت آبی هم کشت می شود. در این منطقه کشاورزی به صورت مکانیزه و سنتی انجام می شود. لازم به ذکر است که میزان مصرف انواع کودها در مزارع این منطقه بالا است

(مکالمه شفاهی). مهمترین کودهای مصرفی اوره و دی آمونیم فسفات می باشد. مصرف سالیانه کود اوره ۵۰۰۰ تن و کود فسفات ۱۲۰۰ تن است. در حال حاضر برای اکثر کشت ها عمدتاً از کود مایع استفاده می شود. کود حیوانی بیشتر برای مزارع گندم، جو، یونجه و سیب زمینی استفاده می شود. کود مرغی بیشتر برای کشت سیب زمینی مصرف دارد که درصد فسفر و پتاسیم این کود از کودهای گاوی و گوسفندی بیشتر است (مکالمه شفاهی). دشت الشتر یکی از قطب های کشاورزی استان لرستان است و مصرف کودها می تواند باعث آزادسازی مقادیر بالای فلزات به محیط شود و در نتیجه، به عنوان یک خطر جدی برای اکوسیستم و سلامتی انسان مطرح می باشد. از این رو بررسی میزان آلودگی خاک به این فلزات حائز اهمیت است.

۱-۶- اهداف تحقیق

اهداف کلی انجام این تحقیق عبارتند از :

۱. اندازه گیری غلظت کل^۲ عناصر بالقوه سمی و تعیین شدت آلودگی ناشی از آنها در مقایسه با استانداردهای جهانی
۲. بررسی نقش ویژگی های فیزیکی - شیمیایی خاک (مانند میزان مواد آلی، pH، کربنات و بافت) در تمرکز عناصر سمی
۳. ارزیابی خطر سلامتی و تعیین منشأ عناصر

^۲. Total Concentration

فصل دوم

مروری بر مطالعات پیشین

۱-۲- خاک و فرایندهای تشکیل خاک

اکنون تعاریف مختلفی از خاک ارائه شده است. اداره حفاظت ایالات متحده آمریکا (USEPA, 1989) خاک را به این صورت تعریف نموده که مورد قبول بسیاری از خاکشناسان است: خاک مجموعه‌ای از مواد طبیعی سطح خشکی‌ها است که دارای موجودات زنده بوده و گیاهان در آن رشد می‌کنند و یا می‌توانند رشد کنند (عباس نژاد، ۱۳۸۴). در تعریف دیگر، خاک همان رگولیت است که دارای ماده آلی و افق‌های مشخص است (عباس نژاد، ۱۳۸۴).

خاک به عنوان محصول فرایند هوازگی سنگ‌ها، از اجزاء آلی و معدنی تشکیل شده است و دارای خصوصیات فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی است (Kabata-Pendias, 2011). خاک را می‌توان سامانه پیچیده‌ای از هوا، آب، ماده آلی در حال فساد، گیاهان زنده و جانوران تعریف کرد که در کنار مواد بازمانده از هوازگی سنگ، الگوهای ساختاری مشخصی را تشکیل می‌دهد و ویژگی‌های آن توسط شرایط محیط کنترل می‌شود (ایبای، ۱۳۹۰).

تشکیل خاک از مواد اولیه شامل دو مرحله می‌باشد: مرحله اول شامل فرایندهای فیزیکی و شیمیایی هوازگی و مرحله دوم شامل فرایندهای خاک‌زایی است که به تشکیل نیم‌رخ خاک از مواد سنگ هوازده و توسعه خاک منجر می‌شود. هوازگی اساس فرایندهای تشکیل خاک است و شامل برهم‌کنش‌های پیچیده بین لیتوسفر، اتمسفر و هیدروسفر است. فرایندهای خاک‌زایی شامل واکنش‌های انحلال، هیدرولیز، اکسیداسیون-احیاء و کربناتی شدن می‌باشد.

۲-۲- آلودگی خاک

اگر چه خاک را می‌توان مهم‌ترین و بزرگ‌ترین تصفیه کننده طبیعی در نظر گرفت، اما ظرفیت تصفیه خاک محدود است. افزایش غلظت مواد سمی و آلاینده در خاک در نهایت به تهدیدی جدی برای محیط زیست تبدیل می‌شود. بعضی مواد سمی، قرن‌ها در خاک باقی می‌مانند. حتی مواد آلی مضر که

در خاک تجزیه می‌شوند و در نهایت به صورت عناصر کربن، اکسیژن، هیدروژن، فسفر، نیتروژن و گوگرد در می‌آیند، زمانی که در حال تجزیه‌اند، از نظر زیست محیطی خطرناک محسوب می‌شوند. آلودگی شرایطی است که در اثر ورود یک ماده آلاینده و با غلظتی بیش از غلظت زمینه‌ای آن در محیط ایجاد شده و باعث ایجاد اثرات منفی یا نامطلوب در محیط می‌شود. دو رکن اصلی آلودگی عبارتند از عامل آلاینده^۳ و محیط آلوده شده^۴. هر آنچه که باعث کاهش کیفیت یک پدیده طبیعی (آب، هوا، خاک) شود آلاینده نامیده می‌شود. مهم‌ترین راه مبارزه با آلاینده‌ها کاهش غلظت (مقدار) آنها در محیط است، بطوریکه به حد کمتر از خطرناک برسند. مدیریت اجرای این امر را کنترل آلودگی^۵ نامیده‌اند (عباس‌نژاد، ۱۳۸۴). دو عبارت Contamination و Pollution تعاریف متفاوتی دارند. Soil contamination عبارتست از تغییر ترکیب خاک نسبت به حالت طبیعی، به نحوی که دارای اثر شاخص بر ارگانیزم‌ها نباشد. Soil pollution، هنگامی رخ می‌دهد که غلظت طبیعی عنصر یا ماده در اثر فعالیت‌های انسان تغییر می‌کند و این تغییر ترکیب، اثرات شاخصی روی ارگانیزم‌های محیط داشته باشد (Knox et al. 1999).

۲-۳- فلزات سنگین و عناصر بالقوه سمّی

هر عنصری که دارای درخشندگی براق و هدایت‌کننده خوب گرما و الکتریسیته می‌باشد فلز نامیده می‌شود. در طبقه‌بندی فلزها اصطلاحات مختلفی از قبیل فلزات کمیاب، فلزات واسطه، ریزمغذی‌ها، فلزات سمّی و فلزات سنگین وجود دارد (Singh et al. 2011). قبل از اینکه بتوان فلزات سنگین را تعریف کرد لازم است دو حقیقت ذکر شود، اول اینکه، فلزات سنگین تا یک حد آستانه مشخصی از غلظت عنصر، سمّی نیستند. دوم اینکه، بعضی فلزها ریزمغذی یا عناصر کمیاب نامیده می‌شوند که شامل کبالت، مس، آهن، منگنز، مولیبدن، نیکل و روی بوده و عناصر ضروری برای گیاه می‌باشند. با

³ . Pollutant

⁴ . Polluted environment

⁵ . Pollution control

این وجود هنگامی که غلظت این عناصر بیش از حد آستانه شود، اثرات سمی دارند و فلزات سنگین نامیده می‌شوند (Appenroth, 2010). بر اساس تعریف فلزات سنگین فلزاتی هستند که چگالی آنها بیشتر از 5 g/cm^3 می‌باشد (Oves et al. 2012). فلزات سنگین شامل روی، کروم، کادمیم، جیوه، سرب، پلاتین، بر، بریلیم، وانادیم، آهن، نیکل، مس، مولیبدن، کبالت، استرانسیم، منگنز و منیزیم می‌باشد. شبه فلزها شامل گالیوم، ایندیم، تالیوم، ژرمانیم، آنتیموان، بیسموت، تلوریم، پلونیوم، سیلیس، سلنیم و آرسنیک هستند. معمولاً فلزات سنگین بر حسب خصوصیات شیمیایی و رفتارهای زیست محیطی طبقه‌بندی می‌شوند (Chen et al. 2016). این فلزات تحرک کمتری دارند و به تدریج در خاک‌های سطحی متمرکز می‌شوند.

در تعریفی دیگر، واژه سنگین برای فلزات (کادمیم، کروم، مس، جیوه، منگنز، نیکل، سرب و روی) و شبه فلزات (آرسنیک و آنتیموان) استفاده می‌شود که به طور گسترده‌ای در طبیعت، در مکان‌هایی مانند آب، خاک، هوا و ارگانسیم‌های مختلف توزیع شده‌اند. بعضی از آنها مانند جیوه، کادمیم، سرب، کروم، آرسنیک و آنتیموان در غلظت‌های پایین وجود دارند و وقتی تجمع آنها از سطوح خاصی بیشتر شود، می‌توانند باعث ایجاد آلودگی گسترده و آسیب به محیط زیست شوند (Kennish, 1992; Zhang et al. 2009; Wang et al. 2010). تحرک فلزات سنگین در بیوسفر توسط فعالیت‌های انسانی تبدیل به یک فرایند مهم در چرخه ژئوشیمیایی این فلزات شده است (Chen et al. 2005). فلزات سنگین برای سال‌های زیادی حتی پس از حذف منابع آلودگی، در خاک وجود دارند و افزایش مقادیر فلزات سنگین در خاک به طور گسترده‌ای گزارش شده است (Klein, 1972; Chen et al. 1997; Wang et al. 2010). فعالیت‌های کشاورزی از منابع مهم ورود فلزات سنگین به محیط زیست می‌باشد (Lee et al. 2001).

عناصر بالقوه سمی (PTE_s)، شامل روی، مس، نیکل، کادمیم، سرب، جیوه، کروم، مولیبدن، سلنیم، آرسنیک و فلوتور می‌باشد که به طور طبیعی در غلظت‌های مختلف در خاک وجود دارند اما در اثر تجمع این عناصر در خاک‌ها در اثر اضافه کردن کودها و پسماندها و باطله‌ها، مشکلات سلامتی

متعددی رخ می‌دهد. سمیت عنصر آرسنیک مرتبط با شکل شیمیایی آن است ولی شکل‌های غیرآلی آن برای انسان‌ها سرطان‌زا می‌باشد. شکل کادمیم عموماً غیرآلی است و در پوسته زمین فراوان است. کروم فلزی است که فرم ۶ ظرفیتی آن بیشتر از فرم ۳ ظرفیتی آن سمی است، انسان به مقدار کمی به عنصر کروم نیاز دارد، اما مصرف بیش از حد آن منجر به مشکلات دستگاه گوارش و خون می‌شود. همه انسان‌ها به مقدار معینی مس نیاز دارند. سرب به طور طبیعی در خاک‌ها وجود دارد (Karimi et al. 2017)، اما تجمع آن در اثر فعالیت‌های انسان می‌تواند به بروز مشکلات جدی سلامتی منجر شود.

۲-۴- آلودگی خاک به عناصر بالقوه سمی از طریق منابع طبیعی و انسان‌زاد

خاک به عنوان یکی از منابع مهم زمین و بلوک ساختمانی اکوسیستم‌های زمینی، نقش مهمی در زندگی دارد به طوری که می‌توان گفت سلامت انسان‌ها به سلامت خاک وابسته است (Brevik and Sauer, 2015). به طور کلی عواملی که باعث آلودگی خاک‌ها می‌شوند معمولاً در دو گروه طبیعی و انسان‌زاد قرار می‌گیرند. مهم‌ترین عوامل طبیعی عبارتند از هوازدگی سازندهای زمین‌شناسی و مواد معدنی، آتش‌سوزی جنگل‌ها و فوران آتشفشان‌ها. مهم‌ترین عوامل انسان‌زاد نیز شامل فعالیت‌های صنعتی، تخلیه فاضلاب‌ها، معدنکاری، ذوب فلز، تولید مواد شیمیایی، انتشار از کارخانه‌ها، فعالیت کشاورزی، حمل و نقل و مصرف انواع سوخت‌ها می‌باشد (Davies et al. 1983). برای درک فرایندهای آلودگی تعیین ورودی و خروجی فلزهای سنگین در خاک‌ها ضروری است. به دلیل اختلافات جغرافیایی، آب و هوایی، اجتماعی و اقتصادی، تولید، صنعت و کشاورزی، بین ورودی و خروجی تفاوت‌های زیادی است. در دهه‌های اخیر توسعه فعالیت‌های صنعتی، شهرنشینی و فعالیت‌های کشاورزی، باعث تجمع فلزات سنگین یا در معنای دقیق‌تر، عناصر بالقوه سمی در خاک‌ها شده است (Duffus, 2002). عناصر بالقوه سمی، از طریق جذب گیاهان وارد زنجیره غذایی می‌شوند و ممکن است با گرد و غبار یا خاک همراه با میوه‌ها و سبزی‌ها وارد بدن انسان شوند و از این طریق باعث بیماری شوند (Poggio et al. 2009).

۲-۵- مروری بر مطالعات پیشین

۲-۵-۱- آلودگی خاک به عناصر بالقوه سمّی توسط منابع طبیعی

مارتلی و همکاران (Martley et al. 2004) با بررسی توزیع عناصر در خاک‌های سطحی و ارزیابی سطوح زمینه و بررسی ارتباط غلظت عناصر در خاک با سنگ‌های اصلی در استرالیا بیان کردند که تمرکز مس و آرسنیک در خاک‌ها احتمالاً مربوط به حضور آنها غلظت در سنگ‌های اولیه است و غلظت بالای مس به دلیل وجود توالی‌های آتشفشانی و افزایش آرسنیک به دلیل وجود سنگ آهک می‌باشد.

قیاسی و همکاران (Ghiyasi et al. 2010) با بررسی منشأ و غلظت عناصر بالقوه سمّی در خاک‌های کشاورزی اراک، به این نتیجه رسیدند که منشأ روی، قلع و کروم سنگ‌زاد^۶ بوده در حالیکه این ارتباط برای نیکل و کادمیم دیده نشد.

یانگ و همکاران (Yong et al. 2015) با بررسی غلظت عناصر بالقوه سمّی خاک‌های کشاورزی تایوان، غلظت ۸ عنصر آرسنیک، کادمیم، مس، جیوه، سرب، روی، نیکل و کروم در سه نوع از زمین‌های کشاورزی (کشتزار، باغ‌ها و مراتع) را اندازه‌گیری کردند و به این نتیجه رسیدند که آرسنیک و نیکل عمدتاً از مواد اولیه خاک مشتق شده است و دارای منشأ سنگ‌زاد می‌باشد.

درویش و پولمان (Darwish and Pollmann, 2015) با ارزیابی غلظت عناصر بالقوه سمّی، مطالعه خصوصیات زمین‌شیمی این عناصر و اثر آنها روی کیفیت خاک و گیاهان در منطقه آسوان جنوب مصر، به این نتیجه رسیدند که خاک‌های کشاورزی درجه‌های مختلفی از غنی‌شدگی و آلودگی کادمیم، روی، مولیبدن، کبالت، فسفر، تالیم و سرب را نشان می‌دهند و این عناصر از فرایندهای هوازدگی سنگ‌های منطقه منشأ گرفته‌اند و به عبارتی از منابع زمین‌زاد مشتق شده‌اند.

^۶ . Lithogenic

محمدی و همکاران (Mohammadi et al. 2015) با ارزیابی غلظت عناصر کادمیم، مس، آهن و وانادیم در نمونه‌های خاک اهواز و تعیین منشأ آنها، با استفاده از شاخص زمین انباشت و نمودار خوشه‌ای و استفاده از نرم‌افزار SPSS به این نتیجه رسیدند که بر اساس مقدار شاخص زمین‌انباشت، عناصر مس، آهن و وانادیم در رده آلودگی متوسط و کادمیم در رده آلودگی شدید قرار می‌گیرد. این پژوهشگران نشان دادند که منابع طبیعی تا حدودی در این آلودگی مؤثر بوده است و به عبارتی، عناصر دارای منشأ سنگ‌زاد می‌باشد.

کریمی و همکاران (Karimi et al. 2017) با بررسی آلودگی خاک‌های سطحی به عناصر بالقوه سمی در دشت مشهد نشان دادند که بالاترین غلظت نیکل در خاک‌های تشکیل شده روی سنگ‌های الترامافیک مشاهده می‌شود و غلظت نیکل با کاهش فاصله از سنگ‌های الترامافیک افزایش می‌یابد. این پژوهشگران به این نتیجه رسیدند که غلظت نیکل در خاک‌های مورد مطالعه توسط ترکیب مواد مادری کنترل می‌شود.

بوون و همکاران (Beone et al. 2018) با بررسی غلظت عناصر سمی در خاک‌های کشاورزی شمال ایتالیا، نشان دادند که تمرکز بالای آرسنیک و آنتیموان در منطقه آدا و تمرکز بالای کبالت، کروم و نیکل در حوزه پو، از زمین‌شناسی منطقه حاصل شده است. نتایج این پژوهش نشان می‌دهد که سنگ‌ها منشأ احتمالی عناصر بالقوه سمی در خاک‌های کشاورزی است.

دوناسایمنتو و همکاران (Do Nascimento et al. 2018) به بررسی مقدار زمینه طبیعی عناصر بالقوه سمی در خاک‌های جنوب غربی آمازون برزیل پرداختند. نتایج این پژوهش نشان می‌دهد بافت خاک از نوع سیلتی لومی بوده و ارتباط نزدیکی بین غلظت عناصر و میزان رس‌های خاک وجود دارد. این پژوهشگران به این نتیجه رسیدند که منشأ طبیعی این عناصر از رس‌های کائولینیت، کلریت، ایلیت و اسمکتیت می‌باشد و به این ترتیب نقش مواد اولیه در توزیع عناصر در خاک تعیین شد.

نای و همکاران (Ni et al. 2018) با بررسی عناصر بالقوه سمّی در خاک‌های کشور چین با استفاده از شاخص‌های زمین‌انباشت، ضریب غنی‌شدگی و شاخص خطر نشان دادند که بین مس، کروم، نیکل و روی ارتباط قوی وجود دارد که نشانگر خصوصیات زمین‌شیمی مشابه این عناصر می‌باشد. آنالیزهای چند متغیره نشان‌دهنده منشأ سنگ‌زاد این عناصر بود.

۲-۵-۲- آلودگی خاک به عناصر بالقوه سمّی توسط فعالیت‌های انسان

فعالیت‌های انسانی از قبیل کشاورزی، از منابع ورود عناصر بالقوه سمّی به خاک می‌باشد که با کاهش بهره‌وری خاک، کیفیت خاک را کاهش می‌دهد. علاوه بر این قرار گرفتن در معرض عناصر بالقوه سمّی ممکن است خطراتی برای سلامتی انسان ایجاد کند. برای مثال، قرار گرفتن در معرض آرسنیک، منجر به اختلالات سیستم‌های قلبی عروقی می‌شود که در نهایت منجر به سرطان می‌شود (Chen et al. 1997). به دلیل توسعه اجتماعی و اقتصادی در کشورها، آلودگی عناصر بالقوه سمّی خاک بویژه در مناطق کشاورزی تبدیل به یک مسئله زیست محیطی شده است (Bigalke et al. 2017; Yang et al. 2018). استفاده از کودهای شیمیایی، آفت‌کش‌ها، سموم، آب آبیاری و همچنین بارش‌های جوی می‌تواند باعث ورود عناصر سمّی به خاک شوند (Shi et al. 2018). استفاده از آفت‌کش‌های حاوی جیوه و آرسنیک در کشور انگلستان از سال ۱۹۸۳ ممنوع شد (Nicholson et al. 2003). استفاده از آفت‌کش‌های حاوی آرسنیک، جیوه و سرب در چین از سال ۲۰۰۲ کاملاً ممنوع شده و تنها تعداد کمی از آفت‌کش‌ها حاوی عناصر کمیاب مس و روی تأیید شده است (Luo et al. 2002). کاربرد کودها می‌تواند منشأ مهمی برای ورود عناصر بالقوه سمّی به خاک باشد (Belon et al. 2012). برای مثال کودهای فسفاته به طور کلی منابع مهم فلزات کمیاب بویژه کادمیم است (Bigalke et al. 2017). برای خاک‌های کشاورزی که مواد مغذی کافی ندارند از کودهای شیمیایی و اغلب کودهای حیوانی استفاده می‌شود (Nicholson et al. 2003).

وانگ و همکاران (Wang et al. 2010) با بررسی غلظت عناصر بالقوه سمّی در خاک‌های کشاورزی تحت تأثیر معدن آنتیموان در شهر هونان چین و بررسی شاخص‌های آلودگی نشان دادند که خاک‌ها شدیداً آلوده شده‌اند. آنها به این نتیجه رسیدند که غلظت عناصر بالقوه سمّی بویژه آنتیموان، آرسنیک، کروم، جیوه و آلومینیم در خاک‌های رومی منطقه عمدتاً بالاتر از مقادیر زمینه بود که به علت فعالیت‌های معدنی و ذوب در منطقه می‌باشد. نیکل عمدتاً از فعالیت‌های کشاورزی منشأ می‌گیرد. وجود همبستگی معنادار بین آلومینیم و جیوه نشان می‌دهد که جیوه عمدتاً در ارتباط با آلومینیم خاک است. مقادیر pH (۵/۶-۸/۲) به طور کلی در محدوده خنثی تا کمی قلیایی قرار داشت که این امر به حضور گسترده کربنات‌ها در منطقه نسبت داده شد.

یانگ و همکاران (Yong et al. 2015) با بررسی آلودگی عناصر بالقوه سمّی در خاک‌های کشاورزی تایوان چین، با بکارگیری تست K-S به این نتیجه رسیدند که غلظت نیکل توزیع نرمال داشته، در حالی که غلظت برخی عناصر خیلی بالاتر از مقادیر استاندارد می‌باشد. برای مثال غلظت کادمیم (۰/۳ میلی‌گرم بر کیلوگرم)، غلظت مس (۲۷۳/۸۹ میلی‌گرم بر کیلوگرم)، غلظت جیوه (۰/۳ میلی‌گرم بر کیلوگرم) و غلظت روی (۲۷۸/۶۲ میلی‌گرم بر کیلوگرم) بود. غلظت‌های کادمیم، مس، سرب، روی و کروم در کشتزارها نسبت به سایر خاک‌ها بسیار بالا بود. این پژوهشگران نشان دادند که غلظت بالای این عناصر به خاطر فعالیت‌های کشاورزی مثل آبیاری با آب فاضلاب، مصرف زیاد کودهای شیمیایی، حیوانی و آفت‌کش‌ها می‌باشد.

یانگ و همکاران (Yang et al. 2018) با بررسی آلودگی عناصر بالقوه سمّی در خاک مناطق صنعتی و کشاورزی و ارزیابی آلودگی و خطر در چین، نشان دادند که ورود عناصر بالقوه سمّی به پدوسفر، باعث کاهش حاصلخیزی خاک و کیفیت خاک شده است. علاوه بر این، در معرض قرار گیری عناصر بالقوه سمّی می‌تواند باعث خطر سلامتی انسان شود. بر اساس نتایج ارزیابی خطرهای آلودگی و اکولوژیکی، اطراف خاک‌های مناطق صنعتی به کادمیم آلوده شده است. در حالیکه مناطق کشاورزی با عناصر

بالمقوه سمّی نسبتاً آلوده شده‌اند. در کل خطر فعالیت کشاورزی نسبت به معدنکاری کمتر است و لازم است به کادمیم، سرب و آرسنیک توجه ویژه‌ای شود.

شای و همکاران (Shi et al. 2018) با بررسی منابع ورود عناصر بالمقوه سمّی به خاک‌های کشاورزی چین، نخست نشان دادند که بارش جوّی مهم‌ترین راه ورود عناصر بالمقوه سمّی به خاک‌های کشاورزی منطقه است، در حالیکه در کشورهای اروپایی کاربرد کودهای حیوانی، کودهای شیمیایی و آفت‌کش‌ها منابع عمده ورود عناصر سمّی به خاک است.

حسن و همکاران (Hasan et al. 2018) با بررسی تحرک و آلودگی عناصر بالمقوه سمّی در خاک مزارع شالیکاری در پاکستان، نشان دادند که pH بیشتر نمونه‌های خاک در محدوده کمی قلیایی قرار دارد و نمونه‌های خاک به کادمیم آلودگی قابل توجهی را نشان می‌دهند. آنالیز خوشه‌ای چند متغیره نشانگر منبع انسان‌زاد عناصر در بخش‌های مختلف خاک است که ناشی از فعالیت‌های کشاورزی بویژه استفاده از کودهای آلی می‌باشد. آنها مشاهده کردند که برای منیزیم، سرب و کروم توزیع آماری متقارن و برای کبالت، روی و منگنز توزیع نامتقارن بود. همچنین منیزیم، سرب و کروم مقادیر نسبتاً پایین‌تر کج‌شدگی را نشان می‌دهند.

هانگ و همکاران (Huang et al. 2019) آلودگی خاک‌های کشاورزی چین به عناصر بالمقوه سمّی کادمیم، کروم، جیوه، سرب، آرسنیک، مس، روی و نیکل را بررسی کردند. نتایج آنها نشان داد مقادیر کادمیم و جیوه در مقایسه با مقادیر زمینه، افزایش یافته است، در حالی که ۶ عنصر دیگر تجمع زیادی نداشتند. آلودگی مزارع به دلیل اینکه از فعالیت‌های انسانی دور بود زیاد نبود اما کادمیم و جیوه در مناطق معدنکاری و ذوب، انباشت قابل توجهی داشتند.

فصل سوم

روش انجام پژوهش

۳-۱- روش انجام تحقیق

مراحل انجام در متن حاضر شامل موارد زیر است:

۱. مطالعات پایه شامل بررسی کتابخانه‌ای و مروری بر مطالعات مشابه انجام شده در ایران و جهان
۲. بازدید از منطقه و نمونه‌برداری از خاک‌های کشاورزی
۳. تعیین ویژگی‌های فیزیکی- شیمیایی خاک با استفاده از روش‌های استاندارد
۴. اندازه‌گیری غلظت کل عناصر بالقوه سمی در نمونه‌های خاک
۵. تجزیه و تحلیل داده‌ها

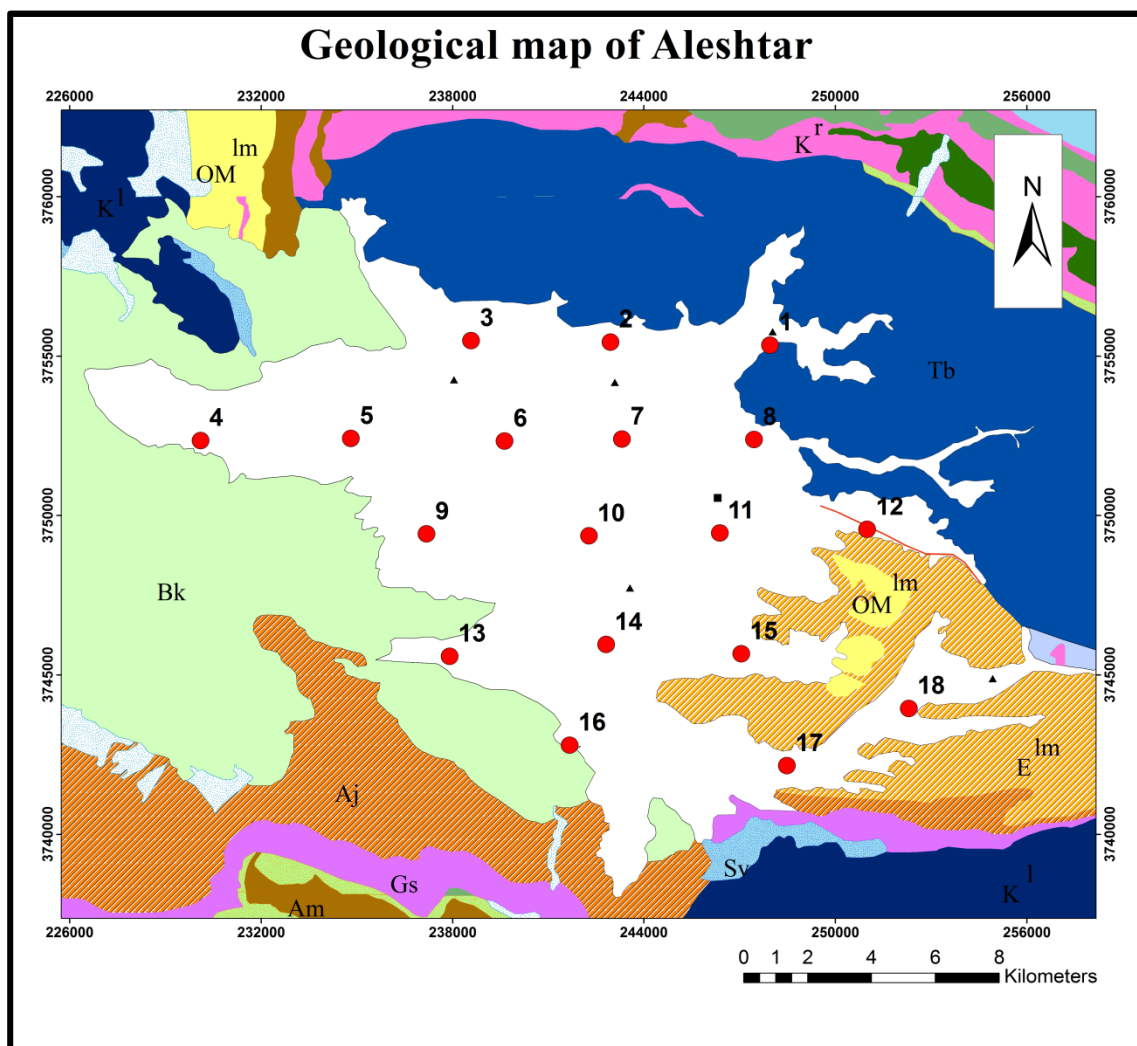
در ادامه به هر یک از این مراحل به طور دقیق‌تر پرداخته می‌شود.

۳-۲- نمونه‌برداری و آماده‌سازی نمونه‌های خاک

در این مطالعه ۱۸ نمونه خاک سطحی (عمق ۰-۲۰ cm) توسط بیلچه فولادی ضد زنگ جمع‌آوری شد (شکل ۳-۱). در هر ایستگاه نمونه‌برداری، ۵ جزء نمونه^۷ از رئوس و مرکز یک مربع فرضی به ابعاد یک در یک متر برداشت شد. وزن هر جزء نمونه حدود ۲۰۰ گرم در نظر گرفته شد. جزء نمونه‌ها با هم مخلوط شدند و در هر ایستگاه یک نمونه کلی^۸ به دست آمد. موقعیت هر ایستگاه توسط دستگاه GPS ثبت گردید و نمونه‌ها در کیسه‌های پلی‌اتیلنی تمیز جمع‌آوری شده و کدگذاری شدند. نمونه‌ها پس از انتقال به آزمایشگاه آب و زیست‌محیطی دانشگاه صنعتی شاهرود و خشک شدن در دمای اتاق به مدت ۴۸ ساعت، از الک ۲mm (۱۰ مش) عبور داده شدند.

^۷ . Sub- Sample

^۸ .Gross sample



شکل ۳-۱- موقعیت ایستگاه‌های نمونه‌برداری از خاک در منطقه مورد مطالعه

۳-۳- اندازه‌گیری ویژگی‌های فیزیکی - شیمیایی نمونه‌های خاک

در این پژوهش مهم‌ترین ویژگی‌های فیزیکی- شیمیایی خاک شامل دانه‌بندی و بافت، pH، درصد کربنات و درصد ماده آلی با استفاده از روش‌های استاندارد در آزمایشگاه آب‌شناسی و زیست‌محیطی دانشکده علوم زمین دانشگاه صنعتی شاهرود اندازه‌گیری شد. برای اندازه‌گیری این پارامترها از مواد شیمیایی با کیفیت تجزیه‌ای استفاده گردید. در جدول ۳-۱ به مواد شیمیایی مختلف مورد استفاده در این پژوهش و کاربرد هر ماده، اشاره شده است.

۳-۳-۱- دانه‌بندی و بافت

توزیع اندازه ذرات خاک (درصد ماسه، سیلت و رس) به وسیله الک کردن و هیدرومتری تعیین شد. برای تعیین بافت نمونه‌های خاک در حدود ۲۰۰ گرم از هر نمونه وزن شده و با سری‌های الک ۱۸، ۳۵، ۶۰، ۱۲۰ و ۲۳۰ مش به وسیله دستگاه الک مکانیکی به مدت ۲۰ دقیقه الک گردید و ذرات باقی‌مانده روی هر الک به صورت جداگانه وزن شد. ذرات عبور کرده از الک ۲۳۰ مش (۶۳ میکرون) که در ظرف زیرین جمع شد برای آزمایش هیدرومتری و تفکیک ذرات سیلت و رس در نظر گرفته شد.



شکل ۳-۲- استفاده از الک مکانیکی در آزمایشگاه

برای تعیین درصد ذرات سیلت و رس به روش هیدرومتری، حدود ۵۰ گرم از نمونه عبور کرده از الک ۲۳۰ مش در بشر ۲۵۰cc ریخته شد و به آن ۵۰cc محلول ۴٪ هگزامتافسفات سدیم به عنوان ماده پراکنده‌ساز اضافه شد. پس از ۱۲ ساعت، نمونه‌ها توسط همزن به مدت ۶۰ ثانیه مخلوط شده و به استوانه مدرج یک لیتری منتقل شدند. استوانه مدرج تا نیمه از آب مقطر پر شد و پس از قرار دادن هیدرومتر در درون استوانه، با آب مقطر به حجم رسانده شد. سپس هیدرومتر از استوانه خارج شده و محلول به مدت ۶۰ ثانیه به آرامی تکان داده شد و در جای ثابتی قرار گرفت. پس از ۲۰ ثانیه هیدرومتر را وارد استوانه کرده و با گذشت ۴۰ ثانیه اولین قرائت انجام شد (F_a). پس از گذشت ۱

ساعت قرائت دوم (F_b) و پس از گذشت ۲ ساعت قرائت سوم (F_c) انجام گرفت. پس از هر قرائت لازم است هیدرومتر با آب مقطر شسته شود.



شکل ۳-۳- تعیین بافت نمونه‌های خاک

در شروع آزمایش و پس از هر بار قرائت دما نیز یادداشت شد و در صورت نیاز تصحیح حرارتی نیز انجام شد. درصد ذرات دارای قطر ماسه، سیلت درشت، سیلت ریز و رس با استفاده از معادله‌های زیر به دست می‌آید:

$$\%Sand = 100 - F_a/M \times 100 \quad (\text{معادله ۳-۱})$$

$$\%Coarse\ silt = F_a - F_b/M \times 100 \quad (\text{معادله ۳-۲})$$

$$\%Fine\ silt = F_b - F_c/M \times 100 \quad (\text{معادله ۳-۳})$$

$$\%Clay = F_c/M \times 100 \quad (\text{معادله ۳-۴})$$

در روابط بالا، M وزن نمونه بر حسب گرم می‌باشد. با اندازه‌گیری درصد رس، سیلت و ماسه بافت خاک بر اساس رده‌بندی استاندارد وزارت کشاورزی آمریکا (USDA, 1999) تعیین گردید.

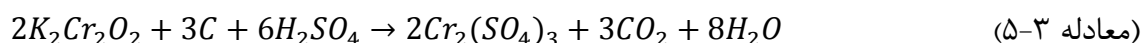
۳-۳-۲-pH

pH یک کمیت لگاریتمی است که میزان اسیدی یا بازی بودن مواد را مشخص می‌کند. pH خاک‌ها معمولاً در گستره ۳ تا ۹ متغیر می‌باشد. pH خاک توسط روش سازمان حفاظت محیط زیست آمریکا (USEPA Test Method, 1998, Method 9045) در یک مخلوط با نسبت ۱:۱ آب به خاک تعیین شد. در این روش، ۲۰ گرم از خاک عبور داده شده از الک ۰/۵mm (۳۵ مش) توسط ترازو وزن و در بشر ۵۰cc ریخته شد. سپس ۲۰cc آب مقطر به هر نمونه اضافه گردید و نمونه‌ها به مدت ۵ دقیقه توسط دستگاه همزن (مدل IKA. RH. Basic 2) مخلوط شد. بعد از این مرحله، بشر را به مدت یک ساعت در حال سکون قرار داده و بعد از شفاف سازی محلول خاک، pH آن توسط دستگاه pH متر (مدل YK-2001 CT) اندازه‌گیری گردید.

اگر نمونه با محلول بافرکننده الکتروود pH، اختلاف دمای بیش از ۳ درجه سانتیگراد داشته باشد، pH باید تصحیح شود. به عبارت دیگر برای دماهای بیش از ۲۵ درجه سانتیگراد به اندازه ۰/۰۳ واحد به مقدار pH اضافه و برای دماهای کمتر از ۲۵ درجه سانتی گراد به اندازه ۰/۰۳ واحد از مقدار pH کم می‌شود.

۳-۳-۳- اندازه‌گیری مقدار ماده آلی نمونه‌ها

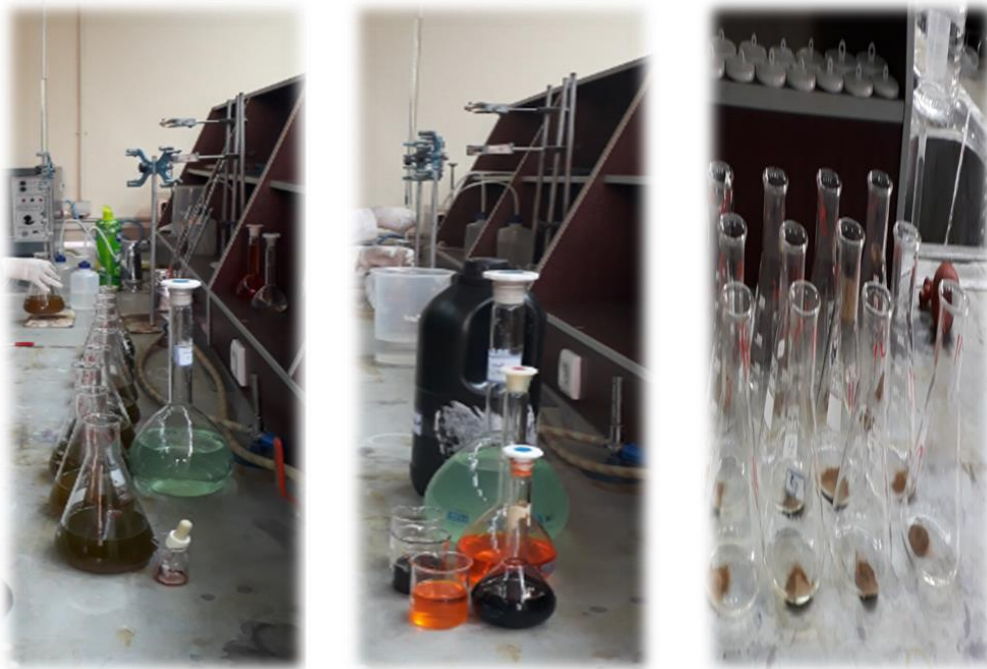
درصد ماده آلی از طریق تعیین مقدار کربن آلی و از راه اکسیداسیون با دی‌کرومات پتاسیم در یک محیط اسیدی قوی به دست آمد (Fernandez et al. 2009) به این صورت که ۱ گرم خاک رد شده از الک ۰/۰۵ میلی‌متر در ارلن ۵۰۰ ریخته شد و سپس به آن ۱۰cc دی‌کرومات پتاسیم ۱N اضافه گردید و بلافاصله ۲۰ میلی‌لیتر اسیدسولفوریک غلیظ اضافه شد. ارلن به آرامی برای یک دقیقه تکان داده شد و به مدت ۳۰ دقیقه به حالت ساکن قرار گرفت. در این مرحله معادله زیر (رابطه ۳-۵) برقرار است:



در مرحله بعد ۲۵۰ میلی لیتر آب مقطر به محلول اضافه نموده و بعد از سرد شدن نمونه، به آن ۱۰ قطره معرف ارتوفنانترولین ۰/۰۲۵ گرم در لیتر اضافه گردید. سپس محلول با فروآمونیم سولفات ۰/۵ نرمال تیترا شد. نزدیک به مراحل انتهایی تیتراسیون رنگ محلول سبز کدر می شود که با اضافه کردن چند قطره اضافی فروآمونیم سولفات در مجاورت اندیکاتور به رنگ قرمز در می آید (شکل ۳-۵). این مراحل برای نمونه تهی (نمونه فاقد خاک) نیز تکرار شد. درصد ماده آلی توسط رابطه زیر (معادله ۳-۶) محاسبه می گردد.

$$OM\% = \frac{N \times (V_1 - V_2) \times 10 \times 0.003 \times 100}{V_1 \times W} \quad (\text{معادله ۳-۶})$$

که در این معادله، W وزن خاک خشک شده در هوای آزاد، V_1 حجم فروآمونیم سولفات مصرفی برای نمونه تهی (بر حسب میلی لیتر)، V_2 حجم فروآمونیم سولفات برای نمونه خاک (بر حسب میلی لیتر) و N نرمالیه فروآمونیم سولفات می باشد.



شکل ۳-۴- اندازه گیری مقدار ماده آلی نمونه های خاک

۳-۴- اندازه‌گیری درصد کربنات کلسیم

درصد کربنات کلسیم نمونه‌ها با روش تیتراسیون برگشتی تعیین گردید (Rocco et al. 2016). در این روش ۱ گرم از نمونه خاک خشک شده که از الک ۰/۱۵ میلی‌متر عبور کرده در یک ارلن ۲۵۰cc ریخته شد و ۱۰cc هیدروکلریک اسید ۱N به آن اضافه گردید. نمونه به مدت یک شب در محیط آزمایشگاه باقی ماند. سپس ۱۰۰ میلی‌لیتر آب مقطر و چند قطره معرف فنل فتالین (در حد ۲-۳ قطره) به هر نمونه اضافه شد و در انتها محلول با هیدروکسید سدیم ۱N تیتراژ شد تا رنگ آن صورتی شود (شکل ۳-۶). با ثبت حجم هیدروکسید سدیم مصرفی، درصد کربنات با استفاده از معادله ۳-۷ محاسبه می‌شود:

$$\%CaCO_3 = [(10 \times N_{HCl}) - (R \times N_{NaOH})] \times 0.05 \times \frac{100}{W_t} \quad (\text{معادله ۳-۷})$$

که در این معادله N_{HCl} نرمالیت هیدروکلریک اسید، N_{NaOH} نرمالیت هیدروکسید سدیم، R حجم هیدروکسید سدیم مصرف شده (بر حسب میلی‌لیتر)، و W_t وزن خاک خشک (بر حسب گرم) می‌باشد.

۳-۴- تعیین غلظت کل عناصر در نمونه‌های خاک

غلظت کل عناصر در نمونه‌های خاک پس از هضم با اسیدهای قوی ($HF+HCl+HClO_4+HNO_3$) توسط دستگاه ICP-OES مدل Varian-735 آزمایشگاه شرکت زراعت اندازه‌گیری گردید. روش هضم نمونه‌ها، به این صورت است که مقدار ۱ گرم از نمونه عبور کرده از الک ۲۰۰ مش (۰/۰۷۴ میلی‌متر)، با ترازوی دیجیتالی با دقت چهار رقم اعشار توزین می‌شود. برای توزین نمونه‌ها از لوله‌های تفلونی استفاده می‌شود. پس از توزین نمونه‌ها در لوله‌های تفلونی، مقدار ۱۲ میلی‌لیتر HF، ۴ میلی‌لیتر پرکلریک اسید و ۶ میلی‌لیتر نیتریک اسید، به نمونه‌ها اضافه شده و تمامی نمونه‌ها در حمام شن در دمای ۲۲۰ درجه سانتیگراد به مدت چهار ساعت قرار می‌گیرند تا هضم کامل نمونه‌ها انجام می‌گیرد.

پس از آن نمونه‌ها در دمای محیط خنک شده و با آب مقطر به حجم رسانده می‌شوند تا آماده خوانش دستگاهی شوند. پس از اندازه‌گیری اولیه غلظت عناصر به وسیله دستگاه‌ها، داده‌های اولیه بدست آمده توسط دستگاه ICP-OES بر اساس وزن نمونه و ضریب رقیق‌شدگی، به غلظت‌های واقعی تبدیل می‌شوند. برای ارزیابی صحت داده‌ها، از مواد مرجع بین‌المللی و نمونه‌های تهی، و برای ارزیابی دقت، از چهار بار اندازه‌گیری و بدست آوردن انحراف استاندارد نسبی استفاده می‌شود. حد آشکارسازی دستگاه برای عناصر نیکل، وانادیم، لانتانوم، کبالت، سرب و بریلیم، ۱ ppm و برای عناصر کروم، کادمیم، مس، روی، سرب، جیوه، منیزیم، کلسیم، پتاسیم، سدیم و لیتیم، ۱ ppb است.

۳-۵- ارزیابی آلودگی نمونه‌های خاک

به منظور ارزیابی آلودگی خاک و همچنین تعیین منشأ عناصر می‌توان از شاخص‌های آلودگی استفاده نمود. ضریب غنی‌شدگی (EF)^۹، ضریب زمین انباشت (I_{geo})^{۱۰}، شاخص آلودگی تک عاملی (PI)^{۱۱} و شاخص آلودگی یکپارچه نمر (NIPI)^{۱۲} از رایج‌ترین شاخص‌هایی هستند که می‌توان از آنها برای ارزیابی شدت آلودگی استفاده کرد (Lu and Bai, 2010).

۳-۵-۱- ضریب غنی‌شدگی

ضریب غنی‌شدگی یکی از شاخص‌های مهم برای تعیین منشأ فلز و ارزیابی درجه آلودگی خاک است (Barbieri, 2016) و توسط رابطه زیر محاسبه می‌شود:

$$EF = \frac{(m/n)_{Sample}}{(m/n)_{background}} \quad (\text{معادله ۳-۸})$$

در این معادله، EF ضریب غنی‌شدگی، m_{sample} غلظت عنصر مورد نظر در نمونه خاک، n_{sample} غلظت عنصر بهنجارکننده در نمونه خاک، $m_{background}$ غلظت عنصر مورد نظر در ماده زمینه و $n_{background}$

⁹ . Enrichment Factor

¹⁰ . Geoaccumulation Index

¹¹ . Single Factor pollution index

¹² . Nemerow Integrated Pollution Index

غلظت عنصر بهنجارکننده در ماده زمینه است. عنصر بهنجار کننده، عنصری است که توزیع آماری آن نرمال است، ضریب تغییرات آن کمتر از یک می باشد و فاقد منشأ آلودگی انسان زاد است. معمولاً عناصر آلومینیم، اسکاندیم، زیرکنیم، لیتیم، آهن و منگنز به عنوان عنصر بهنجار کننده مورد استفاده قرار می گیرند (Blaser et al. 2000; Liu et al. 2005; Zhang et al. 2009). در این مطالعه از عنصر آلومینیم به عنوان عنصر مرجع و از ترکیب پوسته به عنوان ماده زمینه استفاده شد. در جدول ۱-۳ رده بندی ساترلند (Sutherland et al. 2000)، برای توصیف درجه غنی شدگی ارائه شده است.

جدول ۱-۳- رده بندی ساترلند بر مبنای مقادیر ضریب غنی شدگی (Sutherland et al. 2000)

شدت غنی شدگی	EF
بدون غنی شدگی تا غنی شدگی اندک	< ۱
غنی شدگی متوسط	۲-۵
غنی شدگی قابل ملاحظه	۵-۲۰
غنی شدگی بسیار بالا	۲۰-۴۰
غنی شدگی بی نهایت بالا	> ۴۰

۳-۵-۲- ضریب زمین انباشت

ضریب زمین انباشت (I_{geo}) توسط مولر به منظور ارزیابی سطح آلودگی نمونه ها به عناصر تعریف شده است و توسط معادله زیر محاسبه می شود (Muler, 1969; Qingjie, 2008):

$$I_{geo} = \log_2 (C_n / 1.5 B_n) \quad (\text{معادله ۳-۹})$$

که در آن، I_{geo} ضریب زمین نباشت، C_n غلظت عنصر مورد مطالعه در نمونه خاک و B_n مقدار زمینه عنصر مورد مطالعه (ترکیب شیل میانگین) است. ضریب ۱/۵ به منظور تصحیح نوسانات طبیعی غلظت

عنصر در خاک و تأثیرات اعمال شده است (Barbieri, 2016). مولر ضریب زمین‌انباشت را به ۷ رده تقسیم کرده است (جدول ۳-۲).

جدول ۳-۲- رده‌بندی شاخص زمین‌انباشت (Muller, 1969)

درجه آلودگی	مقدار I_{geo}	رده
بدون آلودگی	≤ 0	۰
بدون آلودگی تا آلودگی متوسط	۰-۱	۱
آلودگی متوسط	۱-۲	۲
آلودگی متوسط تا شدید	۲-۳	۳
آلودگی شدید	۳-۴	۴
آلودگی شدید تا بی‌نهایت	۴-۵	۵
آلودگی بی‌نهایت	≥ 5	۶

۳-۵-۳- شاخص آلودگی تک عاملی

برای ارزیابی شدت آلودگی خاک به عناصر بالقوه سمّی، از شاخص آلودگی تک عاملی (P_i) استفاده می‌شود. این شاخص توسط معادله زیر محاسبه می‌شود (Jorfi et al. 2017):

$$P_i = C_n / B_n \quad (\text{معادله ۳-۱۰})$$

در این معادله، P_i شاخص آلودگی تک عاملی، C_n و B_n به ترتیب غلظت عنصر در نمونه خاک و ماده زمینه است. از ترکیب میانگین خاک‌های جهانی (Kabata-Pendias, 2011)، به عنوان ماده مرجع استفاده شد. در جدول ۳-۳ رده‌بندی شاخص آلودگی تک عاملی ارائه شده است.

جدول ۳-۳- رده‌بندی مقدار شاخص آلودگی (Gong et al. 2008)

رده‌بندی	مقدار PI
فاقد آلودگی	$P_i \leq 1$
آلودگی کم	$1 \leq P_i < 2$
آلودگی متوسط	$2 \leq P_i < 3$
آلودگی شدید	$3 \leq P_i < 5$
آلودگی بسیار شدید	$P_i \geq 5$

۳-۵-۴- شاخص آلودگی یکپارچه نمره

از شاخص آلودگی یکپارچه نمره برای ارزیابی کیفیت محیط خاک استفاده می‌شود. این شاخص از معادله زیر قابل محاسبه است (Sawut et al. 2018):

$$NIPi = \sqrt{\frac{Pi_{ave}^2 + Pi_{max}^2}{2}} \quad (\text{معادله ۳-۱۱})$$

در این معادله، Pi_{ave}^2 متوسط مقدار P_i هر عنصر و Pi_{max}^2 حداکثر مقدار P_i هر عنصر است. در جدول ۳-۴ رده‌بندی مقادیر شاخص فلزی یکپارچه نمره ارائه شده است.

جدول ۳-۴- رده‌بندی شاخص آلودگی یکپارچه نمره (Sabitha and Sarala, 2012)

رده‌بندی	مقدار NIPi
فاقد آلودگی	$NIPi \leq 0.7$
حد هشدار آلودگی	$0.7 < NIPi \leq 1$
سطح پایین آلودگی	$1 < NIPi \leq 2$
سطح متوسط آلودگی	$2 < NIPi \leq 3$
سطح بالای آلودگی	$NIPi > 3$

۳-۶- رده‌بندی خاک‌های منطقه بر اساس شدت آلودگی

شاخص آلودگی ترکیبی، شاخص بار آلودگی و شاخص خطر اکولوژیکی بالقوه از روش‌های مناسب رده‌بندی آلودگی خاک‌ها می‌باشد.

۳-۶-۱- شاخص آلودگی ترکیبی

شاخص آلودگی ترکیبی^{۱۳} یا CPI از طریق معادله زیر محاسبه می‌شود (Seeboonruang, 2012):

$$CPI = \frac{\sum Pi}{N} \quad (\text{معادله ۳-۱۲})$$

که در آن $\sum Pi$ مجموع شاخص آلودگی تک عاملی هر عنصر و N تعداد عناصر مورد مطالعه (در این پژوهش ۱۲ عنصر) می‌باشد.

۳-۶-۲- شاخص بار آلودگی

مقادیر شاخص بار آلودگی^{۱۴} یا PLI نشان‌دهنده میزان تمرکز عناصر بالقوه سمی در هر نمونه خاک است. با استفاده از این شاخص، امکان مقایسه شدت آلودگی نمونه‌های مختلف با یکدیگر فراهم می‌شود (Angulo, 1996). این شاخص توسط معادله زیر محاسبه می‌شود (Jorfi et al. 2017):

$$PLI = \sqrt[n]{P_{i1} \times P_{i2} \times \dots \times P_{in}} \quad (\text{معادله ۳-۱۳})$$

که در آن P_i شاخص آلودگی تک عاملی هر عنصر و n ، تعداد عناصر مورد مطالعه (در این پژوهش ۱۲ عنصر) می‌باشد.

در جدول ۳-۵ رده‌بندی شاخص بار آلودگی ارائه شده است.

جدول ۳-۵- رده‌بندی مقدار شاخص بار آلودگی (Thomilson et al. 1980)

رده‌بندی	مقدار PLI
غلظت زمینه	0
فاقد آلودگی	$0 < PLI \leq 1$
فاقد آلودگی تا آلودگی متوسط	$1 < PLI \leq 2$
آلودگی متوسط	$2 < PLI \leq 3$
آلودگی متوسط تا بالا	$3 < PLI \leq 4$
بسیار آلوده	$4 < PLI \leq 5$
بی‌نهایت آلوده	$PLI > 5$

¹³. Combined pollution index

¹⁴. Pollution load index

۳-۶-۳- شاخص خطر اکولوژیکی بالقوه

از شاخص خطر اکولوژیکی بالقوه^{۱۵} یا PERI برای ارزیابی شدت خطر ایجاد شده توسط تمرکز عناصر بالقوه سمی در خاک استفاده می‌شود (Mazurek et al. 2019). این شاخص توسط Hakanson (1980) ارائه شده است. در این شاخص، حد سمناکی و اثر هم‌افزای عناصر^{۱۶}، تمرکز عناصر بالقوه سمی و حساسیت اکولوژیکی مجموعه‌ای از عناصر در نظر گرفته می‌شود (Nabholz, 2013; Douay et al. 2010; Singh et al. 2010; 1991) و از معادله زیر قابل محاسبه است:

$$PERI = \sum_{i=1}^m E_R^i \quad (\text{معادله ۳-۱۴})$$

$$E_R^i = T_R^i \times C_f^i$$

در این معادله، E_R^i خطر اکولوژیکی بالقوه هر عنصر و T_R^i فاکتور سمیت بیولوژیکی است که مقدار آن برای روی ۱، برای کروم ۲، برای مس، نیکل و سرب ۵ و برای کادمیم ۳۰ می‌باشد (Hakanson, 1980). C_f^i شاخص تک عاملی آلودگی هر عنصر می‌باشد. در جدول ۳-۶ رده‌بندی E_R^i و PERI ارائه شده است.

جدول ۳-۶- رده‌بندی شاخص خطر اکولوژیکی بالقوه (Hakanson, 1980)

E_R^i	رده‌بندی	PERI	رده‌بندی
>40	کم	>150	A (کم)
40-80	متوسط	150-300	B (متوسط)
80-160	بالا	300-600	C (شدید)
160-320	نسبتاً سنگین	≤600	D (بسیار شدید)
≥320	سنگین		

¹⁵ . Potential ecological risk index

¹⁶ . synergistic effect

۷-۳- ارزیابی خطر سلامتی غیرسرطانی

یکی از روشهای ارزیابی خطر سلامتی غیرسرطانی عناصر بالقوه سمی استفاده از راهکار ارائه شده توسط سازمان حفاظت محیط زیست ایالات متحده امریکا (USEPA, 1989) است. در این روش، ابتدا مقدار متوسط دوز روزانه (ADD) ($\text{mg.kg}^{-1}.\text{day}^{-1}$) از طریق مسیرهای هضم، تنفس و جذب پوستی، از طریق معادله‌های زیر محاسبه می‌شود (Sawut et al. 2018).

$$ADD_{ing} = c \times \frac{IngR \times EF \times ED}{BW \times AT} \times 10^{-6} \quad (\text{معادله ۳-۱۵})$$

$$ADD_{inh} = c \times \frac{Inh \times EF \times ED}{SL \times BW \times AT} \quad (\text{معادله ۳-۱۶})$$

$$ADD_{dermal} = c \times \frac{SL \times SA \times ABS \times EF \times ED}{BW \times AT} \times 10^{-6} \quad (\text{معادله ۳-۱۷})$$

در جدول ۷-۳ توصیف اجزای معادله‌های فوق و مقادیر مرتبط با هر پارامتر ارائه شده است (Ferreira-Baptista and Miguel, 2005). در این معادله‌ها، C غلظت عنصر در خاک، Ing R نرخ بلع، EF فراوانی در معرض قرارگیری، ED مدت زمان در معرض قرارگیری، BW وزن بدن، AT میانگین زمان، InhR نرخ استنشاق، SA مساحت پوست در معرض قرار گرفته، SL ضریب چسبندگی پوست، ABSd مقدار جذب پوستی می‌باشد.

جدول ۷-۳- توصیف پارامترهای مورد استفاده در فرمول‌های دوز دریافتی روزانه (Ferreira-Baptista and Miguel, 2005; Sawut et al. 2018)

مقدار		واحد	توصیف	پارامتر
بزرگسالان	خردسالان			
-	-	Mg/kg	غلظت عنصر در خاک	C
۲۰۰	۱۰۰	mg.d^{-1}	نرخ بلع	IngR
۳۵۰	۳۵۰	d.year^{-1}	فراوانی در معرض قرارگیری	EF

ادامه جدول ۳-۷- توصیف پارامترهای مورد استفاده در فرمول‌های دوز دریافتی روزانه (Ferreira-Baptista and Miguel, 2005; Sawut et al. 2018)

پارامتر	توصیف	واحد	مقدار	
			بزرگسالان	خردسالان
ED	مدت زمان در معرض قرارگیری	years	۲۴	۶
BW	وزن بدن	kg	۷۰	۱۵
AT	میانگین زمان	ED×365	۸۷۶۰	۲۱۹۰
InhR	نرخ استنشاق	m ³ .d ⁻¹	۲۰	۷/۶
SA	مساحت پوست در معرض قرار گرفته	cm ²	۴۳۵۰	۱۶۰۰
SL	ضریب چسبندگی پوست	mg(cm ² .d) ⁻¹	۰/۲	۰/۲
ABSd	مقدار جذب پوستی	-	۰/۰۰۱	۰/۰۰۱

خطر غیر سرطان‌زایی عناصر از طریق معادله (۳-۱۸) محاسبه می‌گردد (Sawut et al. 2018):

$$HQ_i = \sum_{j=1}^3 \frac{ADD_{ij}}{RfD_{ij}} \quad (\text{معادله ۳-۱۸})$$

که در آن، RfD_{ij} حداکثر دوز قابل قبول در معرض قرارگیری روزانه است. مقادیر این پارامتر برای عناصر مختلف و مسیرهای مختلف در معرض قرارگیری، در جدول ۳-۸ ارائه شده است. $HQ \leq 1$ نشانگر عدم بروز اثرات سلامتی غیرسرطانی و $HQ > 1$ نشانگر بروز اثرات غیرسرطانی است (Saritha, 2011).

جدول ۳-۸- دوزهای مرجع (RfD) و فاکتور شیب (SF) مورد استفاده برای خطر سرطان‌زایی و غیرسرطان‌زایی عناصر بالقوه سمّی (Park, 2018; Sawut et al. 2018)

As	Cd	Pb	Cr	Zn	مسیر در معرض قرارگیری	
3.00×10^{-4}	1.00×10^{-3}	3.50×10^{-3}	3.00×10^{-3}	3.00×10^{-1}	Ingestion	(mg.kg.d ⁻¹)RfD
3.00×10^{-4}	1.00×10^{-5}	5.25×10^{-4}	6.00×10^{-5}	6.00×10^{-2}	Dermal	
1.23×10^{-4}	1.00×10^{-3}	3.52×10^{-3}	2.86×10^{-5}	3.00×10^{-1}	Inhalation	
1.5	6.1	-	-	-	Ingestion	(Kg.d mg ⁻¹) SF
1.5	6.1	-	-	-	Dermal	
4.3×10^{-3}	1.8×10^{-3}	-	42	-	Inhalation	

مجموع مقادیر HQ نیز شاخص مناسبی برای ارزیابی خطرات سلامتی است:

$$HI = \sum_{i=1}^4 HQ_i \quad (\text{معادله ۳-۱۹})$$

مقدار HI کمتر از یک نشانگر عدم اثر منفی بر سلامتی افراد و $HI > 1$ نشانگر اثرات نامطلوب سلامتی است (Dulfour and Ballentione, 1986).

۳-۸- ارزیابی خطر سلامتی سرطان‌زایی

خطر بروز سرطان برای هر فرد را می‌توان با معادلات خطی (رابطه ۳-۲۰ و ۳-۲۱) ارزیابی نمود (Fakhri et al. 2018):

$$CR_i = \sum_{j=1}^3 ADD_{ij} \times SF_{ij} \quad (\text{معادله ۳-۲۰})$$

$$TCR = \sum_{j=1}^2 CR_i \quad (\text{معادله ۳-۲۱})$$

که در آن CR خطر سرطان‌زایی و SF فاکتور شیب سرطان‌زایی ($\text{mg.kg}^{-1}.\text{day}^{-1}$) است. فاکتور شیب با مصرف روزانه آلاینده عنصری در ارتباط است و بنابراین، با احتمال بروز سرطان در هر فرد، رابطه مستقیم دارد (Park, 2018). TCR نیز مجموع خطر سرطان‌زایی برای عناصر مختلف مورد مطالعه است. مقادیر CR بین 1×10^{-4} تا 1×10^{-6} نشانگر محدوده ایمن و فاقد خطر سرطان‌زایی است (Young et al. 2014).

۳-۹- روش‌های آماری تحلیل داده‌ها

در مطالعات ژنوتوکسیک زیست‌محیطی، از روش‌های آماری برای تشخیص و تمایز منشأ آلودگی (منابع انسان‌زاد و طبیعی) استفاده می‌شود (Santos-Frances, 2017). پیش از انجام آنالیزهای آماری چند متغیره لازم است از نرمال بودن توزیع متغیرها اطمینان یافت. این امر با استفاده از آزمون‌هایی مانند

آزمون کولموگروف- اسمیرنوف (Kolmogorov-Smirnov) انجام می‌شود. تبدیل لگاریتمی عملی است که بیشتر متغیرها را به حالت نرمال نزدیک می‌کند و به طور قابل توجهی کشیدگی و چولگی که می‌توانند نتایج آنالیز را به شدت تحت تأثیر قرار دهند، کاهش می‌دهد. مهمترین روش‌های آماری چند متغیره شامل ضرایب همبستگی^{۱۷}، آنالیز مؤلفه اصلی^{۱۸} و آنالیز خوشه‌ای^{۱۹} است.

۳-۹-۱- ضریب همبستگی

با استفاده از ضریب همبستگی می‌توان منبع عناصر را به دست آورد. عناصری که همبستگی مثبت و بالا با یکدیگر دارند می‌توانند منشأ و رفتار ژئوشیمیایی مشابه داشته باشند (Ren et al. 2015). همچنین همبستگی بین غلظت عناصر بالقوه سمی در خاک و خواص فیزیکی- شیمیایی خاک (مانند ظرفیت تبادل کاتیونی، درصد ماده آلی، pH، کانی‌های رسی) یک ابزار مفید برای بررسی پارامترهای مؤثر بر تمرکز عناصر در خاک است (Wang, 2010).

ضریب همبستگی یک شاخص ریاضی خطی است که درجه یا شدت رابطه بین متغیرها را نشان می‌دهد و میزان اهمیت این رابطه را بیان می‌کند. مقدار این ضریب از +۱ تا -۱ تغییر می‌کند، +۱ رابطه قوی و مثبت بین متغیرها را نشان می‌دهد، یعنی با افزایش یک متغیر دیگری هم افزایش می‌یابد. به عبارتی اگر مقادیر متغیرها روی یک نمودار ترسیم شود، تمام آنها بر روی یک خط مستقیم با شیب مثبت قرار می‌گیرد. ضریب همبستگی -۱ نشان می‌دهد که شیب خط منفی می‌باشد و ارتباط معکوس دو پارامتر را نشان می‌دهد. ضریب همبستگی صفر یعنی هیچ‌گونه رابطه خطی بین متغیرها وجود ندارد (Martley et al. 2004). برای سنجش همبستگی ضرایب گوناگونی وجود دارد که مهم‌ترین آنها شامل ضریب همبستگی پیرسون، ضریب همبستگی اسپیرمن و ضریب همبستگی کندال می‌باشد. در این پژوهش، پس از نرمال‌سازی داده‌ها از روش همبستگی اسپیرمن استفاده شد.

¹⁷ . Correlation Coefficient

¹⁸ . Principle Component Analysis

¹⁹ . Cluster Analysis

در جدول ۳-۱۰، رده‌بندی همبستگی (Bhattacharya, 1997) ارائه شده است.

جدول ۳-۹- رده‌بندی همبستگی (Bhattacharya, 1997)

رده	مقدار همبستگی
ضعیف	۰-۰/۲۵
متوسط	۰/۲۵-۰/۵
نسبتاً قوی	۰/۵-۰/۷۵
قوی	۰/۷۵-۱

۳-۹-۲- تحلیل مؤلفه اصلی

تحلیل مؤلفه اصلی رایجترین روش آماری چند متغیره است که در مطالعات زیست‌محیطی استفاده می‌شود و توسط هتلینگ (Hotelling, 1933) مطرح شده است. در این روش تعداد زیادی متغیر به چندین گروه تقسیم می‌شود و از این طریق، امکان بررسی ارتباط بین آنها و واریانس تغییرات داده‌ها فراهم می‌شود (Wei et al. 2010). این تحلیل به منظور کاهش اندازه و ابعاد متغیرها استفاده می‌شود. تحلیل مؤلفه اصلی به طور گسترده‌ای در بخش‌های مختلف محیط‌زیست شامل خاک‌ها، رسوبات، گرد و غبار و آب کاربرد دارد (Tack et al. 1993; Gholami and Srikantaswamy, 2009; Bhuiyan et al. 2010; Lu et al. 2010). به طور کلی می‌توان گفت که تحلیل مؤلفه اصلی، باعث استخراج اطلاعات مهم از جدول داده‌ها، کاهش اندازه مجموع داده‌ها، توصیف ساده از مجموع داده‌ها و آنالیز مشاهدات و متغیرها می‌شود.

به منظور رسیدن به این اهداف، متغیرهای جدیدی به نام مؤلفه اصلی به عنوان ترکیبات خطی از متغیرهای اصلی به دست می‌آید. همبستگی بین اجزاء و متغیرها از اطلاعات تخمین زده می‌شود که این همبستگی بارگذاری نامیده می‌شود. مجموع مربعات همبستگی بین متغیرها و تمام اجزاء مساوی یک است. به طور کلی مقادیر متفاوت بارگذاری منجر به معادله‌های متفاوت می‌شود، که به دلیل انواع مختلف بارگذاری که اکثراً نرمال هستند رخ می‌دهد. در PCA، متغیرهایی که دارای صفات مشترک یا

مشابهی هستند در یک مؤلفه قرار می‌گیرند، مثلاً فلزات یا عناصری که دارای رفتار شیمیایی مشابه یا منشأ ژئوشیمیایی یکسانی هستند، غالباً در یک مؤلفه جای می‌گیرند. به همین دلیل از روش آماری PCA در مطالعات ژئوشیمیایی زیست‌محیطی برای تعیین منشأ عناصر شیمیایی و یا برای رده‌بندی متغیرهای ژئوشیمیایی با مشخصات یکسان استفاده می‌شود (Carloson et al. 1998).

۳-۹-۳- تحلیل خوشه‌ای

آنالیز خوشه‌ای یک آنالیز چند متغیره برای شناسایی منبع فلزات انتخاب شده در بخش‌های مختلف خاک است. نمودارهای دندروگرامی با استفاده از روش (Average Method) ترسیم می‌شوند. خوشه‌ها ارتباط بین متغیرها را نشان می‌دهد، به گونه‌ای که درجه ارتباط بین متغیرهای متعلق به یک گروه، حداکثر و درجه ارتباط بین دو متغیر متعلق به گروه‌های مختلف حداقل می‌باشد. به عبارت دیگر، در هر خوشه حداکثر شباهت و در بین خوشه‌ها تفاوت وجود دارد (Wang, 2010). در مطالعات زیست‌محیطی، آنالیز خوشه‌ای منشأ و رفتار ژئوشیمیایی عناصر و همچنین سهم فعالیت‌های انسان در افزایش غلظت عناصر را نشان می‌دهد (Hasan, 2018).

فصل چهارم

ارزیابی آلودگی خاک های کشاورزی دشت الشتره

عناصر بالقوه سمی

۴-۱- بررسی خواص فیزیکی - شیمیایی نمونه‌های خاک

ویژگی‌های فیزیکی - شیمیایی خاک بر تمرکز، زیست‌دسترس پذیری، تحرک، رفتار و سرنوشت فلزات و شبه فلزات تأثیر می‌گذارد (Kelm et al. 2009). به همین دلیل در این پژوهش برخی از ویژگی‌های فیزیکی - شیمیایی خاک شامل میزان ماده آلی (OM)، pH، بافت خاک و مقدار کربنات اندازه‌گیری گردید. در جدول ۴-۱، مقادیر پارامترهای فیزیکی - شیمیایی اندازه‌گیری شده در نمونه‌های خاک دشت الشتر آورده شده است.

جدول ۴-۱- پارامترهای فیزیکی - شیمیایی اندازه‌گیری شده در نمونه‌های خاک کشاورزی دشت الشتر

شماره ایستگاه	pH	ماده آلی (%)	کربنات (%)	رس (%)	سیلت (%)	ماسه (%)	بافت خاک
۱	۷/۱	۷/۶	۸/۵	۸	۴	۸۸	ماسه لومی
۲	۶/۹	۶/۷	۵/۰	۱۱	۲	۸۷	ماسه لومی
۳	۷/۱	۷/۲	۲۷/۵	۱۲	۸	۸۰	لوم ماسه‌ای
۴	۷/۱	۴/۹	۲۵/۰	۱۲	۶	۸۲	لوم ماسه‌ای
۵	۷/۳	۳/۰	۱۱/۵	۱۲	۶	۸۲	لوم ماسه‌ای
۶	۷/۱	۲/۸	۸/۰	۱۴	۶	۸۰	لوم ماسه‌ای
۷	۷/۲	۹/۰	۱۷/۰	۱۴	۶	۸۰	لوم ماسه‌ای
۸	۷/۲	۲/۷	۱۸/۰	۱۰	۲	۸۸	ماسه لومی
۹	۷/۲	۴/۸	۲۵/۰	۱۶	۶	۷۸	لوم ماسه‌ای
۱۰	۷/۳	۷/۳	۱۵/۵	۸	۴	۸۸	ماسه لومی
۱۱	۷/۵	۹/۳	۲۳/۰	۱۲	۴	۸۴	ماسه لومی
۱۲	۷/۲	۶/۶	۲۷/۵	۸	۴	۸۸	ماسه لومی

ادامه جدول ۴-۱- پارامترهای فیزیکی- شیمیایی اندازه‌گیری شده در نمونه‌های خاک

شماره ایستگاه	pH	ماده آلی (%)	کربنات (%)	رس (%)	سیلت (%)	ماسه (%)	بافت خاک
۱۳	۷/۲	۹/۱	۱۹/۰	۱۲	۶	۸۲	لوم ماسه‌ای
۱۴	۷/۳	۴/۵	۳۹/۰	۱۲	۶	۸۲	لوم ماسه‌ای
۱۵	۷/۰۷	۷/۸	۲۶/۵	۸	۶	۸۶	ماسه لومی
۱۶	۷/۱	۴/۹	۲۷/۰	۱۰	۱۰	۸۰	لوم ماسه‌ای
۱۷	۷/۳	۴/۵	۳۲/۰	۱۰	۶	۸۴	ماسه لومی
۱۸	۷/۵	۵/۱	۲۴/۵	۱۰	۶	۸۴	ماسه لومی

۴-۱-۱- pH نمونه‌های خاک

در مطالعات زیست محیطی پارامتر pH اهمیت بسیار زیادی دارد زیرا این عامل، بر روی هیدرولیز کاتیون‌های فلزی و سازوکارهای جذب تأثیرگذار است. به عبارت دیگر، pH خاک تجمع و تمرکز عناصر بالقوه سمی در خاک‌ها را کنترل می‌کند (Chang et al. 2014). pH نمونه‌های خاک مورد مطالعه از ۶/۹ تا ۷/۵ (میانگین ۷/۲) تغییر می‌کند. بر اساس رده‌بندی استاندارد وزارت کشاورزی امریکا (USDA, 1999) pH نمونه‌های خاک مورد مطالعه در محدوده خنثی تا قلیایی قرار دارد که با توجه به رخنمون توالی‌های کربناتی در منطقه و اصلاح خاک‌های کشاورزی با آهک، قابل توجیه است. به طور کلی قلیایی بودن خاک‌ها می‌تواند تحرک عناصر (به استثنای عناصری که تشکیل اکسی‌آنیون می‌دهند، مانند آرسنیک و آنتیموان) را کاهش دهد و اثرات مثبتی بر کیفیت خاک داشته باشد زیرا با کاهش یونیزاسیون عناصر در خاک، تحرک و انحلال‌پذیری آنها کاهش می‌یابد و کمپلکس‌های پایدار عناصر در خاک تجمع می‌یابد، به عبارتی افزایش pH باعث ته‌نشینی فلزات از طریق فرایند جذب می‌شود (Vink, 1996). بنابراین در خاک‌های کشاورزی دشت الشتر، امکان تحرک گونه‌های فلزی احتمالاً پایین است در حالی که گونه‌های اکسی‌آنیونی مثل آرسنیک و آنتیموان احتمالاً تحرک

بالایی دارند و در صورتی که غلظت آنها در خاک بالا باشد، می‌توانند با ورود به زنجیره غذایی، خطراتی را برای سلامتی ساکنین ایجاد نمایند.

۴-۱-۲- مقدار ماده آلی نمونه‌های خاک

ماده آلی از مهم‌ترین اجزاء تشکیل دهنده خاک است، زیرا به عنوان مخزن مواد مغذی و آب در خاک عمل می‌کند و باعث افزایش نفوذ آب به خاک می‌شود. مقدار ماده آلی خاک توسط برخی متغیرها کنترل می‌شود که مهم‌ترین آنها عبارتند از: بارندگی و نفوذ سالانه، دما (که به طور مستقیم مقدار تجزیه را کنترل می‌کند) و بافت خاک (که شکل و سرعت فعالیت را کنترل می‌کند) (Parton et al. 1987). رابطه بین بافت خاک و توانایی خاک برای تثبیت مواد آلی اهمیت بسیار زیادی دارد، به نحوی که خاک‌های ریزدانه‌تر، معمولاً ماده آلی بالاتری دارند. ماده آلی خاک می‌تواند تشکیل ترکیبات بیوشیمیایی دهد که باعث تثبیت آلاینده‌ها می‌شود (Six et al. 2002). به عبارت دیگر مواد آلی حل شده در خاک^{۲۰} عوامل اصلی کنترل گونه‌سازی فلزات می‌باشند (Cui and Du, 2011). در بیشتر تحقیقات زیست محیطی به نقش مواد آلی خاک به عنوان عامل مؤثر در تمرکز فلزات اشاره شده است (Sinigani and Araki, 2010). ماده آلی با تشکیل پیوند با فلزات و ایجاد ترکیبات پایدار، نقش مهمی در نگهداری و تجمع این فلزات در خاک ایفا می‌کند (FAO, 1991).

میزان ماده آلی در نمونه‌های خاک مورد مطالعه در گستره ۲/۷ تا ۹/۳ درصد (میانگین ۶ درصد) متغیر است. مقدار بالای ماده آلی نمونه‌ها، ناشی از کاربرد وسیع کود حیوانی در منطقه است. در بین عناصر مختلف، مس دارای تمایل ژئوشیمیایی شدیدی به ماده آلی است (Kabata- Pendias, 2011)، در نتیجه، درصد بالای ماده آلی در نمونه‌های خاک کشاورزی دشت الشتر می‌تواند باعث تثبیت مس و کاهش دسترس پذیری آن شود.

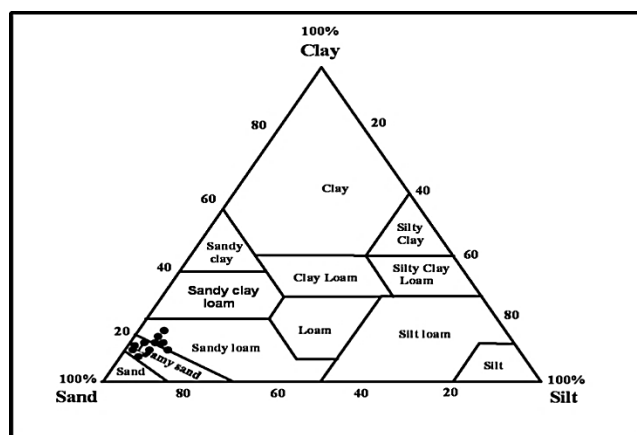
²⁰ . Dissolved Organic Matter, DOM

۴-۱-۳- کربنات کلسیم نمونه‌های خاک

مقدار کربنات کلسیم نمونه خاک‌های مورد مطالعه بین ۵ و ۳۹ درصد (میانگین ۲۱ درصد) متغیر است. مقدار بالای کربنات در نمونه‌های خاک مورد مطالعه، pH خنثی تا قلیایی آنها را توجیه می‌کند. کربنات‌ها مخزن مهمی برای انباشت و نگهداری یون‌های فلزی هستند (Rocco et al. 2016) و می‌توانند برخی عناصر بالقوه سمی مانند کادمیم، روی و سرب را به خود جذب کنند و زیست‌دسترس‌پذیری آنها را کاهش دهند.

۴-۱-۴- بافت نمونه‌های خاک

در خاک‌های مورد مطالعه، میزان رس بین ۸ تا ۱۶ درصد (میانگین ۱۱ درصد)، میزان سیلت بین ۲ تا ۱۰ درصد (میانگین ۵/۴ درصد) و میزان ماسه بین ۷۸ تا ۸۸ درصد (میانگین ۸۳/۵ درصد) تغییر می‌کند. طبق رده‌بندی استاندارد وزارت کشاورزی آمریکا (USDA, 1999) بافت خاک‌های مورد مطالعه از نوع لوم ماسه‌ای و ماسه لومی و از نوع سبک می‌باشد (شکل ۴-۱). به طور کلی دسترس‌پذیری عناصر در خاک‌های با بافت ریز (مقدار رس بالا) نسبت به خاک‌های با بافت درشت (مقدار ماسه بالا) کمتر است (Yu et al. 2019)، زیرا سیلت و رس پتانسیل بالاتری برای جذب و نگهداری عناصر بالقوه سمی دارند.



شکل ۴-۱- موقعیت نمونه‌های مورد مطالعه بر روی مثلث دانه‌بندی خاک

(بر اساس رده‌بندی (USDA, 1999))

۲-۴- کانی شناسی

به منظور بررسی ترکیب کانی‌شناسی نمونه‌ها، ۶ نمونه (۲، ۵، ۱۰، ۱۲، ۱۵ و ۱۷) انتخاب شدند. در جدول ۲-۴، نتایج حاصل از پراش پرتو ایکس (XRD) بر روی نمونه‌های خاک انتخابی آورده شده است.

جدول ۲-۴- نتایج حاصل از پراش پرتو ایکس (XRD) بر روی برخی نمونه‌های خاک

شماره نمونه	کانی‌های تشکیل دهنده
۲	کلریت، آنورتیت، کلسیت، هماتیت، ایلیت، کلینوکلر
۵	کوارتز، کلریت، هماتیت، ایلیت، کلسیت، کلینوکلر، آنورتیت
۱۰	کوارتز، هماتیت، کلریت، کلسیت، ایلیت، کلینوکلر، آنورتیت
۱۲	کوارتز، کلریت، هماتیت، ایلیت، کلسیت، کلینوکلر، آنورتیت
۱۵	کوارتز، کلریت، هماتیت، ایلیت، کلسیت، کلینوکلر، آنورتیت
۱۷	کوارتز، کلریت، آنورتیت، هماتیت، ایلیت، کلسیت، کلینوکلر

حضور کلسیت در نمونه‌های خاک کشاورزی دشت الشتر، با pH خنثی تا قلیایی خاک منطقه سازگار است، زیرا در شرایط pH خنثی تا قلیایی، کانی کلسیت می‌تواند از محلولهای خاک ته‌نشین شود. زمین‌شناسی منطقه و رخنمون وسیع سازندهای آهکی نیز حضور کلسیت را توجیه می‌کند.

کلریت کانی ثانویه‌ای است که غالباً از هوازدگی بیوتیت، آمفیبول و پیروکسن منشأ می‌گیرد. حضور این کانی در خاک‌های مورد مطالعه با pH خنثی تا قلیایی خاک سازگار است، زیرا این کانی به شدت نسبت به شرایط اسیدی حساس بوده و در شرایط اسیدی کاملاً ناپایدار می‌باشد (Forghani et al. 2019). حضور ایلیت در خاک‌های کشاورزی دشت الشتر، ناشی از دگرسانی میکاهای اولیه مانند مسکوویت، فلدسپارهای پتاسیم‌دار، پلاژیوکلاز، کلریت، و یا تبلور مستقیم از محلولهای خاک است.

مطالعات نشان داده است ظرفیت تبادل کاتیونی ایلیت و کلریت (۴۰-۱۵ میلی‌اکی‌والان در ۱۰۰ گرم خاک) کمتر از ظرفیت تبادل کاتیونی مونتموریلونیت (۱۲۰-۸۰ میلی‌اکی‌والان در ۱۰۰ گرم خاک) و بیشتر از ظرفیت تبادل کاتیونی کائولینیت (۱۰-۳ میلی‌اکی‌والان در ۱۰۰ گرم خاک) است (Forghani et al. 2019). در نتیجه، انتظار می‌رود که خاک‌های کشاورزی دشت الشتر ظرفیت تبادل کاتیونی متوسط داشته باشند. لازم به ذکر است که ظرفیت تبادل کاتیونی، علاوه بر نوع رس موجود در خاک، تابع pH خاک و حضور هوموس در خاک نیز می‌باشد. هر چه میزان هوموس خاک بالاتر و خاک قلیایی‌تر باشد، ظرفیت تبادل کاتیونی خاک بالاتر خواهد بود.

هماتیت در محیط‌های سطحی به وفور یافت می‌شود و حضور آن در نمونه‌های خاک کشاورزی می‌تواند ناشی از هوازدگی کانی‌های حاوی آهن مانند بیوتیت باشد (Forghani et al. 2019). این کانی در خاک مناطق با اقلیم مدیترانه‌ای معمولاً حضور دارد. pH_{pzc} کانی هماتیت حدود ۷ است، بنابراین این کانی می‌تواند در جذب عناصر بالقوه سمّی با منشأ انسانزاد نقش اساسی داشته باشد (Forghani et al. 2019).

۴-۳- ارزیابی غلظت عناصر بالقوه سمّی در نمونه‌های خاک

نتایج آنالیز ICP-OES بر روی نمونه‌های خاک کشاورزی دشت الشتر در پیوست ۲ ارائه شده است. در جدول ۴-۴ آمار توصیفی غلظت عناصر در نمونه‌های مورد مطالعه ارائه شده است.

جدول ۳-۴- آمار توصیفی غلظت عناصر در نمونه‌های خاک دشت الشتر در مقایسه با مقادیر استاندارد

(Kabata and Pendias, 2011) مقادیر غلظت بر حسب mg/kg می‌باشند.

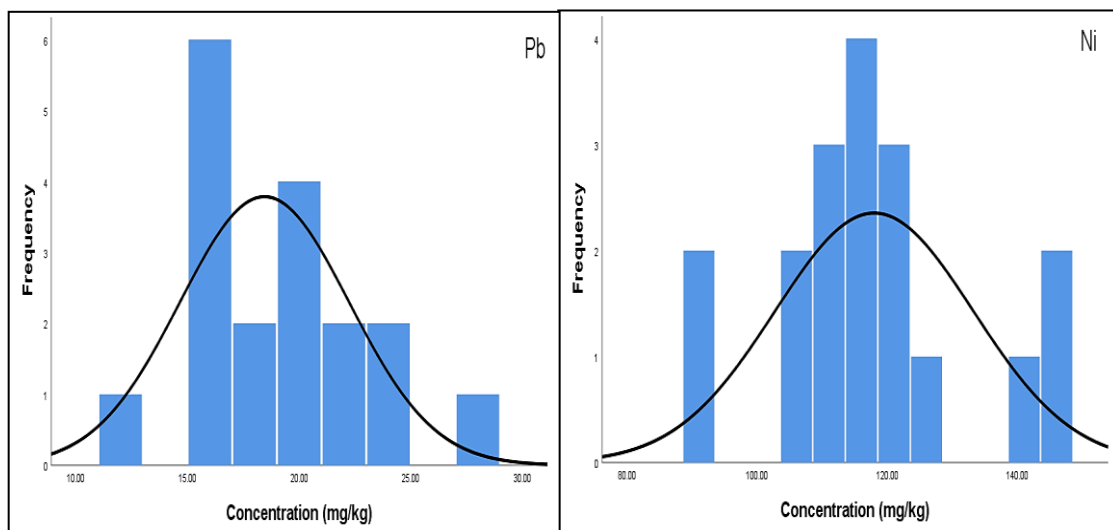
Element	Min	Max	Mean	S.D.	C.V.	Skewness	Kurtosis	Reference Value*
Cd	۰/۲	۰/۴	۰/۳	۰/۱	۰/۱	۲/۵	۸/۳	۰/۴
Ni	۹۱	۱۴۵	۱۱۷/۹	۱۵/۲	۰/۱	۰/۲	۰/۱	۲۹
Pb	۱۲	۲۷	۱۸/۴	۳/۷	۰/۲	۰/۵	۰/۱	۲۷
As	۴	۱۶	۹/۶	۵/۴	۰/۲	۱/۴	۱/۴	۶/۸
Zn	۶۵	۱۰۴	۸۴/۴	۱۰/۳	۰/۱	۰/۲	-۰/۱	۷۰
Cu	۲۸	۴۶	۳۷	۴/۸	۰/۱	-۰/۳	-۰/۳	۳۸/۹
Co	۱۵	۲۵	۱۹/۷	۲/۷	۰/۱	۰/۲	-۰/۴	۱۱/۳
Cr	۱۳۴	۱۹۲	۱۵۵/۷	۱۷/۲	۰/۱	۰/۷	-۰/۲	۵۹/۵
Ag	۰/۲	۱/۸	۰/۴	۰/۳	۰/۷	-۴/۰	-۱۶/۸	۰/۱
Sc	۱۰/۲	۱۶/۵	۱۳/۵	۱/۷	۰/۱	۰/۱	-۰/۲	۱۱/۷
Sb	۳/۴	۴/۷	۴/۱	۰/۴	۰/۱	-۰/۴	-۰/۷	۰/۶
Al	۴۴۰۲۰	۷۱۳۸۴	۵۹۲۷۹	۷۱۴۸	۰/۱	-۰/۱	۰/۲	۶۷۰۰۰
Fe	۲۷۶۳۹	۴۴۶۶۵	۳۶۱۹۲	۴۶۵۶	۰/۱	۰/۱	-۰/۳	۳۲۰۰۰

*Kabata-Pendias, 2011

میانگین غلظت عناصر کادمیم، آرسنیک، آنتیموان، مس، روی، نیکل، آهن، منگنز، کروم، سرب، نقره، کبالت، مولیبدن، استرانسیم و وانادیم به ترتیب ۰/۳، ۹/۶، ۴/۱، ۳۷/۱، ۸۴/۴، ۱۱۷/۹، ۳۶۱۹۲، ۷۵۰، ۱۵۵/۷، ۱۸/۴، ۰/۴۳، ۱۹/۷، ۱/۷۶، ۱۵۴/۰ و ۹۶۸/۶ میلی‌گرم بر کیلوگرم است. میانگین غلظت عناصر کادمیم، سرب، مس، آنتیموان و آلومینیم نمونه‌های مورد مطالعه از غلظت متناظر آنها در ترکیب میانگین خاک‌های جهانی (Kabata-Pendias, 2011) پایین‌تر و غلظت عناصر نیکل، آرسنیک، روی،

کبالت، کروم، نقره، اسکاندیم و آهن در همه نمونه‌ها نسبت به این استاندارد بالاتر است. بر اساس جدول آمار توصیفی داده‌ها، ضریب تغییرات عناصر آرسنیک، کادمیم، نیکل، روی، مس، کبالت، کروم، مولیبدن، اسکاندیم، آنتیموان، آلومینیم و آهن کمتر از ۱ می‌باشد که نشان‌دهنده توزیع همگن این عناصر در خاک است. به طور کلی توزیع همگن عناصر می‌تواند نشان‌دهنده منبع طبیعی عنصر و یا یکنواخت بودن منبع آلودگی انسانزاد (در این مورد، فعالیت کشاورزی) باشد. همچنین با توجه به مقادیر تیزشدگی^{۲۱} و چولگی^{۲۲} (جدول ۴-۶)، توزیع عنصر آلومینیم نرمال بوده و بنابراین در این مطالعه می‌توان آن را به عنوان عنصر بهنجار کننده در نظر گرفت. بر اساس منحنی‌های توزیع نرمال (شکل ۴-۲) تعدادی از فلزات شامل آرسنیک، آنتیموان و کادمیم فاقد توزیع نرمال بوده و توزیع تعدادی از عناصر شامل کروم، سرب، نیکل، روی، مس، کبالت، اسکاندیم، آلومینیم، آهن و مولیبدن به حالت نرمال نزدیک است. معمولاً عناصری که در اثر فعالیت‌های انسانی وارد خاک می‌شوند توزیع آنها از حالت نرمال پیروی نمی‌کند.

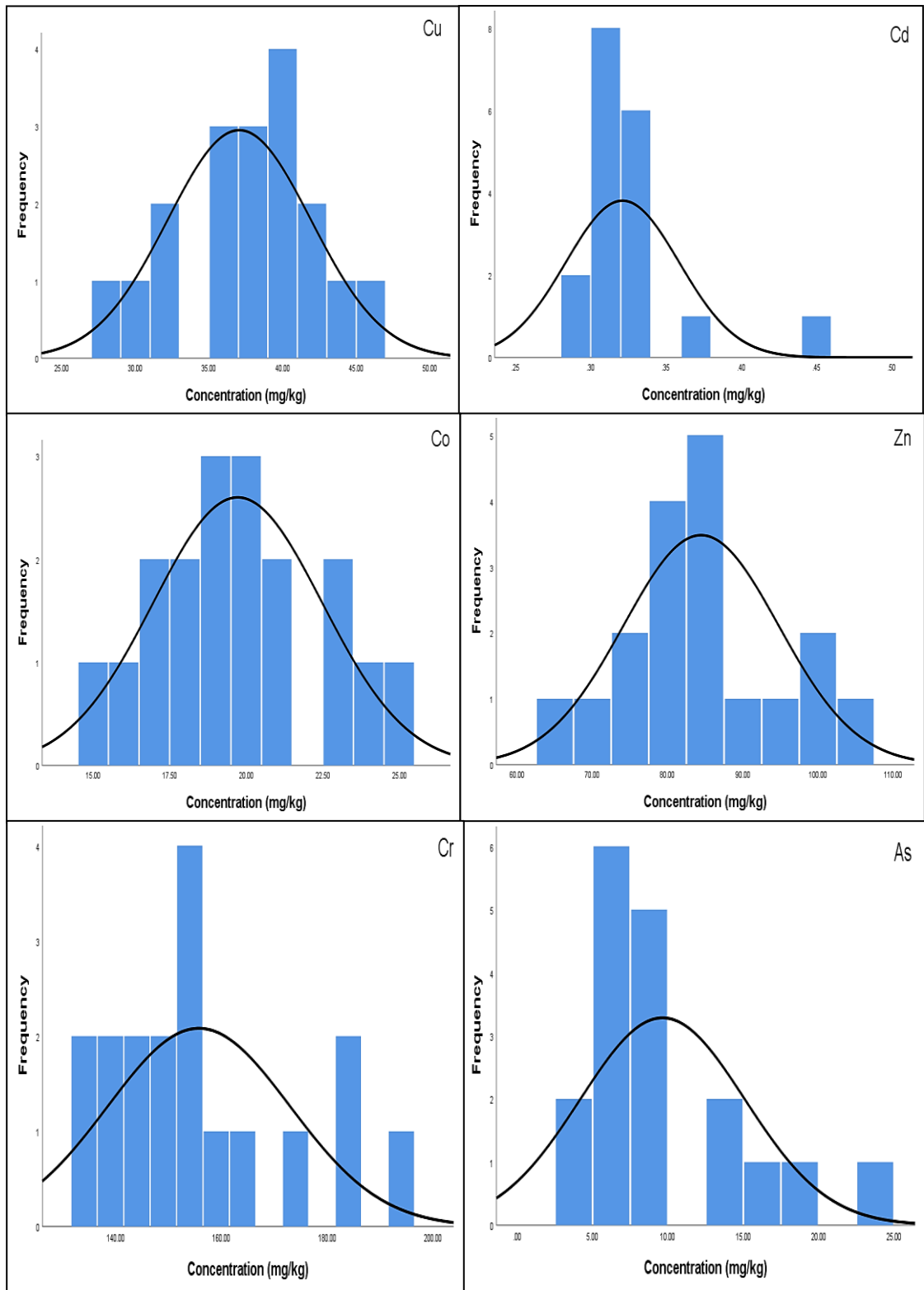
در ادامه، به بررسی تغییرات غلظت و نقشه‌های پراکندگی برخی از مهم‌ترین عناصر بالقوه سمی، پرداخته شده است.



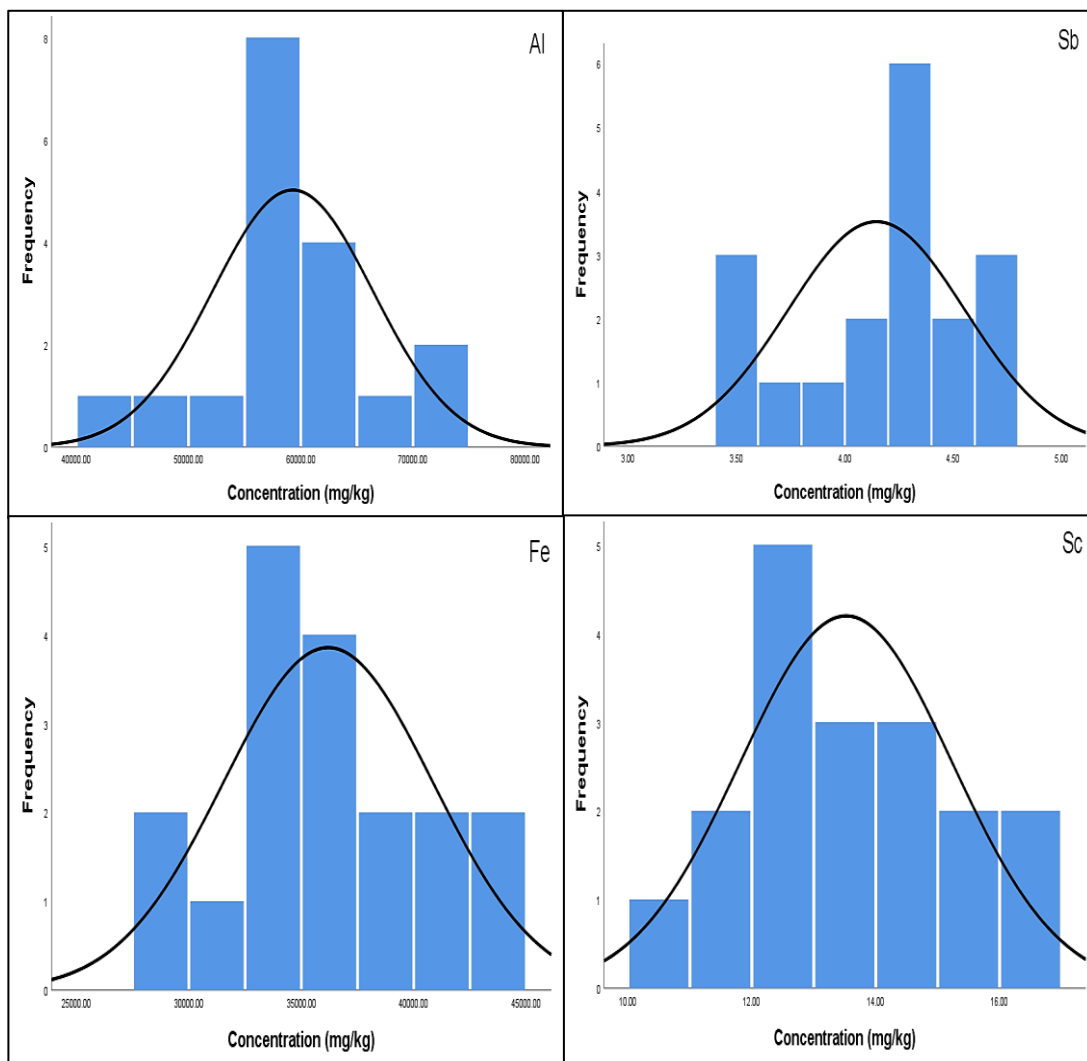
شکل ۴-۲- نمودارهای توزیع فراوانی عناصر در نمونه‌های خاک کشاورزی دشت الشتر

²¹ . Kurtosis

²² . Skewness

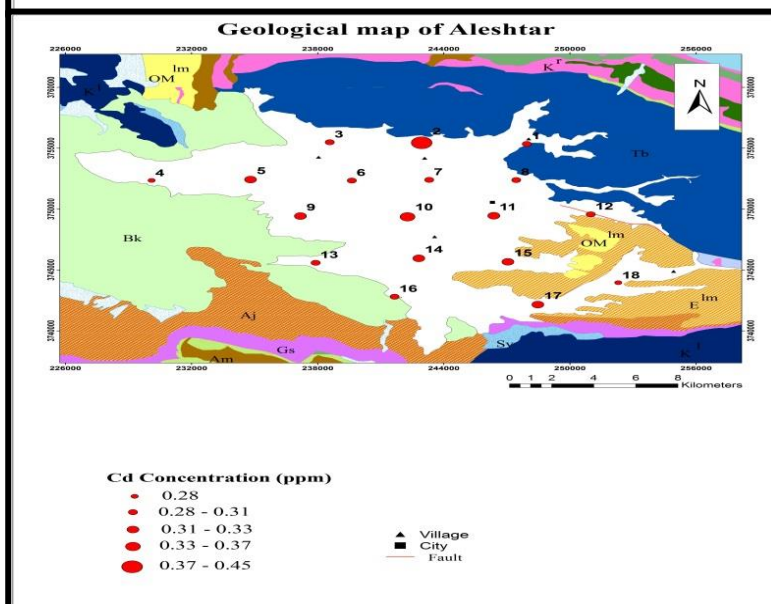
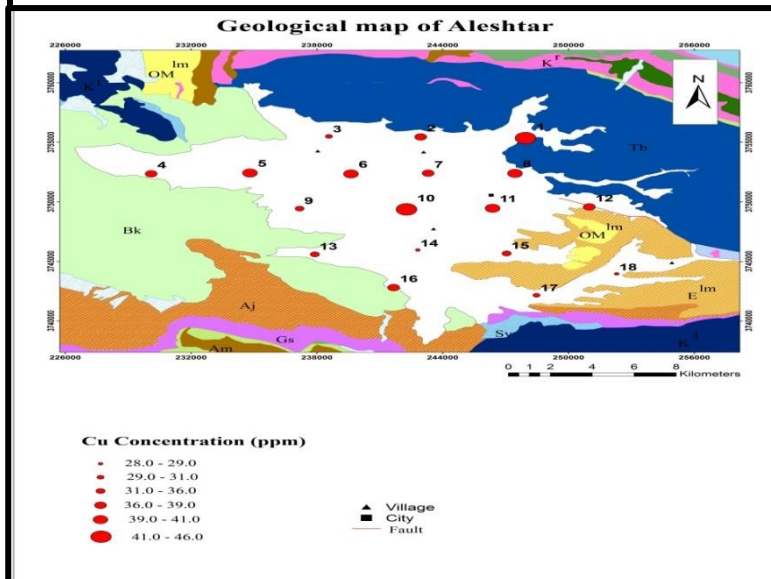
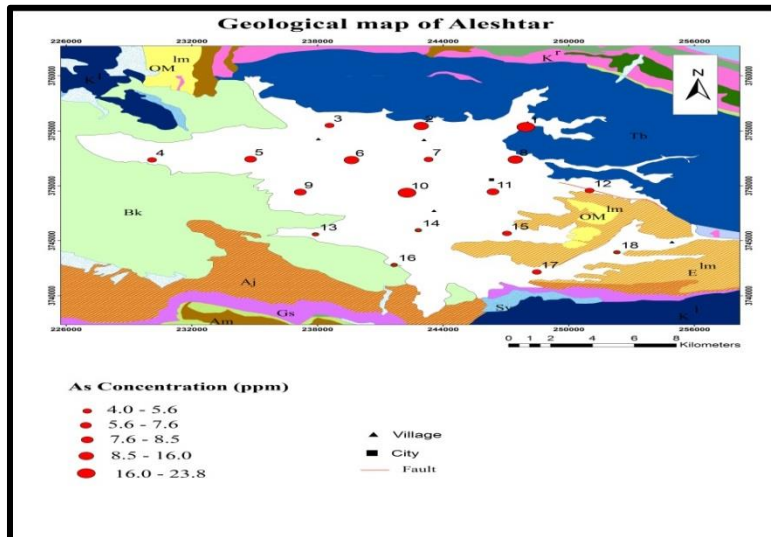


ادامه شکل ۴-۲- نمودارهای توزیع فراوانی عناصر در نمونه‌های خاک کشاورزی دشت الشتر

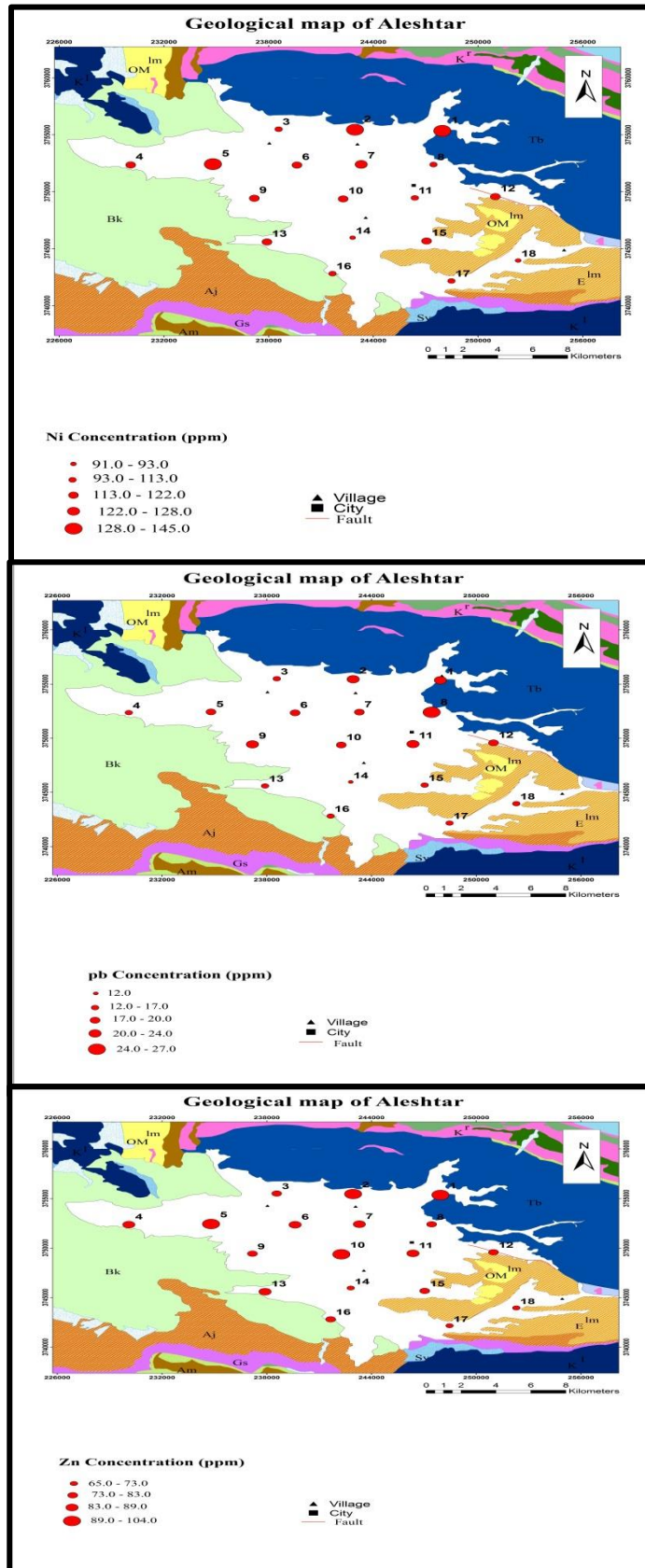


ادامه شکل ۴-۲- نمودارهای توزیع فراوانی عناصر در نمونه‌های خاک کشاورزی دشت الشتر

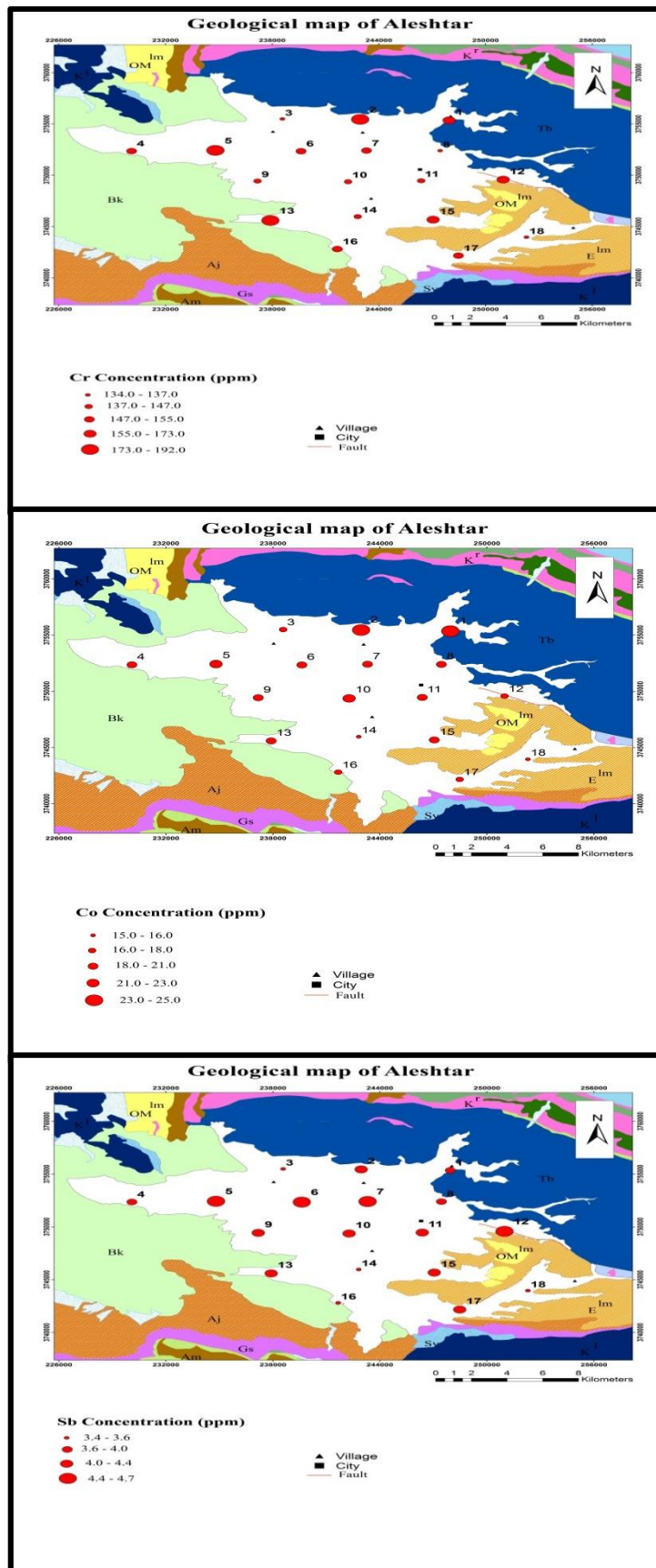
در شکل ۴-۳ توزیع عناصر بالقوه سمّی مورد مطالعه در خاک‌های کشاورزی دشت الشتر نشان داده شده است. عناصر انتخاب شده به دلیل ضروری و یا سمّی بودن آنها و نیز حضور آنها در کودها و آفت‌کش‌ها به عنوان منشأ آلودگی خاک‌های کشاورزی دشت الشتر باشد. بر اساس این شکل، توزیع عناصر مورد مطالعه در نمونه‌های خاک کشاورزی دشت الشتر نسبتاً یکنواخت است، که نشان دهنده منبع آلودگی یکنواخت نمونه‌ها می‌باشد.



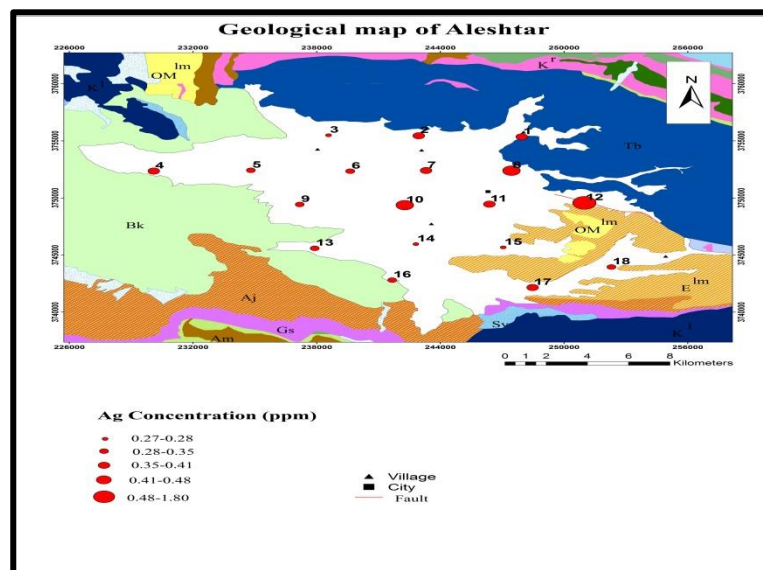
شکل ۴-۳- توزیع عناصر بالقوه سمّی در نمونه‌های خاک کشاورزی دشت الشتر



ادامه شکل ۴-۳- توزیع عناصر بالقوه سمّی در نمونه‌های خاک کشاورزی دشت الشتر



ادامه شکل ۴-۳- توزیع عناصر بالقوه سمّی در نمونه‌های خاک کشاورزی دشت الشتر

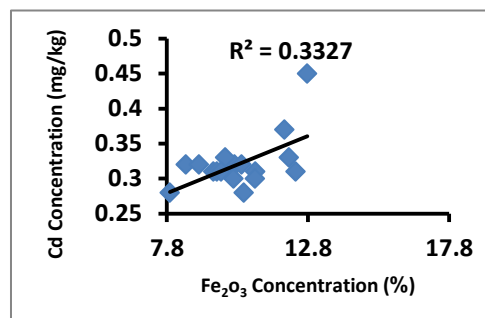


ادامه شکل ۴-۳- توزیع عناصر بالقوه سمّی در نمونه‌های خاک کشاورزی دشت الشتر

الف - کادمیم

غلظت کادمیم در نمونه‌های خاک مورد مطالعه بین ۰/۲ تا ۰/۴ (میانگین ۰/۳) میلی‌گرم بر کیلوگرم متغیر است. غلظت کادمیم نسبت به میانگین غلظت آن در خاک‌های جهانی (۰/۴۱ میلی‌گرم بر کیلوگرم، Kabata-Pendias, 2011) و همچنین مقادیر استاندارد برای خاک‌های کشاورزی (۵-۱ میلی‌گرم بر کیلوگرم، Kabata-Pendias 2011) کمتر می‌باشد ولی میانگین آن نسبت به پوسته بالایی (۰/۰۹۸ میلی‌گرم بر کیلوگرم، Taylor, 1985) و پوسته میانگین (۰/۲۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم، Taylor, 1985) بالاتر است. این امر با زمین‌شناسی منطقه قابل توجیه است، زیرا سنگ‌هایی که در منطقه رخنمون دارند عمدتاً آهکی هستند و غلظت کادمیم در سنگهای آهکی ۰/۰۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم است (Faust and Aly, 1981). بنابراین بخشی از کادمیم در خاک منطقه را می‌توان به فعالیت کشاورزی، به ویژه کاربرد کودهای فسفاتی و آفت‌کش‌ها نسبت داد، زیرا در میان منابع مختلف، استفاده از کودهای فسفاته یکی از مهمترین منابع ورود کادمیم به زمین‌های کشاورزی است (Smolders and Mertens, 2013). رابطه منفی کادمیم با کربنات کلسیم نشان می‌دهد که رخنمون گسترده سازندهای آهکی سورگاه، سروک، آسماری و تاربور در منطقه تأثیری در تمرکز غلظت

کادمیم نداشته است. بین غلظت کادمیم و مقدار اکسیدهای آهن خاک (شکل ۴-۴) رابطه مثبت وجود دارد و در نتیجه اکسیدها در تمرکز غلظت کادمیم منطقه نقش داشته‌اند. به طور کلی در خاک‌های با pH خنثی، اکسیدها و هیدروکسیدهای آهن می‌توانند مکان‌های جذبی مناسبی برای عناصر، به ویژه کادمیم باشند (Favas et al. 2011).

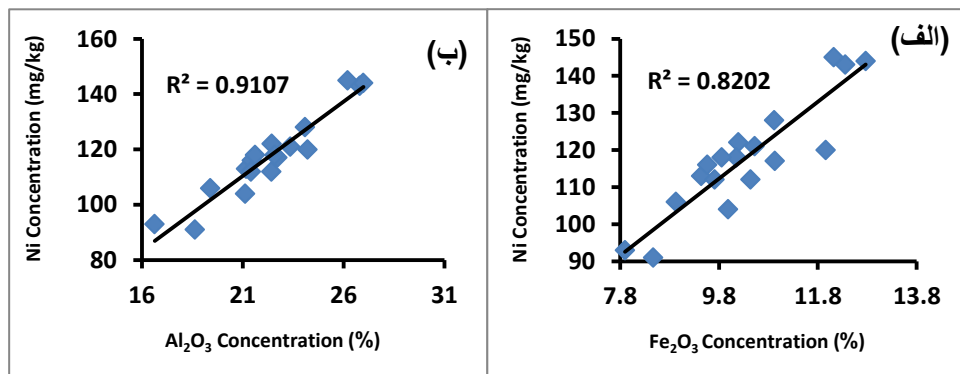


شکل ۴-۴- همبستگی بین غلظت کادمیم با اکسید آهن در نمونه‌ها

ب) نیکل

محدوده غلظت نیکل در نمونه‌های خاک کشاورزی مورد مطالعه از ۹۱ تا ۱۴۵ (میانگین ۱۱۷/۹) میلی‌گرم بر کیلوگرم متغیر است که در مقایسه با میانگین غلظت این عنصر در ترکیب خاک‌های جهانی (۲۹ میلی‌گرم بر کیلوگرم)، ترکیب پوسته بالایی (۲۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم)، ترکیب پوسته میانگین (۲۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم) و مقادیر استاندارد برای خاک‌های کشاورزی (۲۰-۶۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم) بالاتر است. توزیع غلظت نیکل در نمونه‌های خاک کشاورزی دشت الشتر نسبتاً یکنواخت است، اما با توجه به مقادیر بالای غلظت نیکل، منبع آن احتمالاً انسان‌زاد می‌باشد. این استنتاج با زمین‌شناسی منطقه نیز سازگار است، زیرا مقدار متوسط نیکل در سنگ‌های آهکی ۱۳ میلی‌گرم بر کیلوگرم می‌باشد (Faust and Aly, 1981)، بنابراین بخشی از منبع عنصر نیکل در نمونه‌های خاک دشت الشتر، انسان‌زاد است. عنصر نیکل از طریق کاربرد کوه‌های فسفات و آفت‌کش‌ها می‌تواند وارد خاک‌های کشاورزی شود و در آن‌ها تجمع یابد (Alloway, 1995). نیکل با کربنات کلسیم رابطه

منفی دارد، در نتیجه، سازندهای آهکی منطقه تأثیری در تمرکز غلظت نیکل ندارند. بین پارامترهای ژئوشیمیایی خاک، نیکل با اکسیدها (بویژه اکسیدهای آهن و آلومینیم) رابطه مثبت و معناداری نشان می‌دهد، بنابراین اکسیدها در تمرکز غلظت نیکل در منطقه مؤثر می‌باشند، و بخشی از نیکل نیز می‌تواند در ساختار کانی‌های سیلیکاتی حضور داشته باشد.

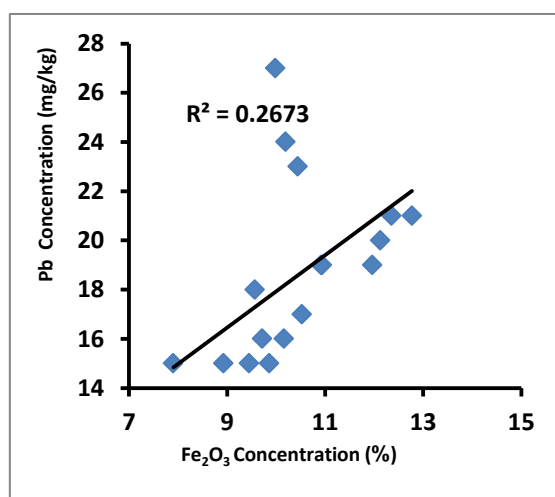


شکل ۴-۵- همبستگی بین غلظت نیکل با اکسید آهن (الف) و اکسید آلومینیم (ب) در نمونه‌ها

ج) سرب

غلظت سرب در نمونه‌های خاک مورد مطالعه بین ۱۲ تا ۲۷ (میانگین ۱۸/۴) میلی‌گرم بر کیلوگرم متغیر است که در مقایسه با میانگین غلظت آن در ترکیب خاک‌های جهانی (۲۷ میلی‌گرم بر کیلوگرم)، پوسته بالایی (۲۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم) و مقادیر استاندارد برای خاک‌های کشاورزی (۲۰-۳۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم) کمتر ولی از پوسته میانگین (۱۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم) بالاتر می‌باشد. غلظت سرب در نمونه‌ها نسبتاً یکنواخت می‌باشد. با توجه زمین‌شناسی منطقه و رخنمون وسیع سنگ‌های آهکی، بخشی از سرب احتمالاً دارای منشأ انسانی می‌باشد، زیرا غلظت متوسط سرب در سنگ‌های آهکی ۱۶ میلی‌گرم بر کیلوگرم است (Faust and Aly, 1981). فعالیت کشاورزی می‌تواند باعث افزایش غلظت سرب در خاک شود، زیرا کودهای فسفاتی، آفت‌کشها و سموم معمولاً حاوی سرب

می‌باشند (Kabata-Pendias, 2011). سرب با کربنات کلسیم رابطه منفی دارد، بنابراین سازندهای آهکی منطقه در تمرکز غلظت سرب نقش نداشته‌اند. بین پارامترهای ژئوشیمیایی خاک، سرب با اکسید آهن رابطه مثبت دارد که با تمایل ژئوشیمیایی این عنصر به اکسیدهای آهن سازگار است (Kabata-Pendias, 2011).

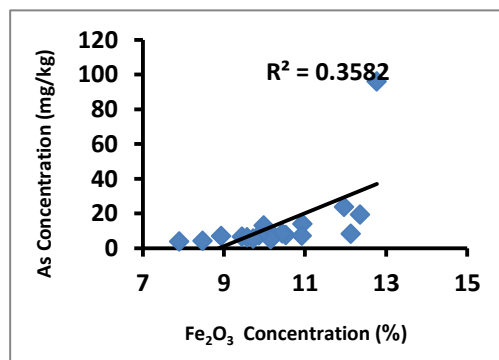


شکل ۴-۶- همبستگی بین غلظت سرب با اکسید آهن در نمونه‌ها

د) آرسنیک

محدوده غلظت آرسنیک در نمونه‌های خاک مورد مطالعه از ۴ تا ۲۳/۸ (میانگین ۹/۶) میلی‌گرم بر کیلوگرم متغیر است. در مقایسه با میانگین غلظت آرسنیک در ترکیب خاک‌های جهانی (۶/۸۳ میلی‌گرم بر کیلوگرم)، پوسته بالایی (۱/۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم) و پوسته میانگین (۱/۸ میلی‌گرم بر کیلوگرم)، غلظت آرسنیک در نمونه‌های خاک مورد مطالعه بالاتر است. مقدار استاندارد آرسنیک در خاک‌های کشاورزی ۱۵-۲۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم است (Kabata-Pendias, 2011) و از این نظر، اکثر نمونه‌ها در گستره مجاز قرار دارند. با توجه به این که غلظت آرسنیک در سنگ‌های آهکی متوسط ۲ میلی‌گرم بر کیلوگرم است (Faust and Aly, 1981)، بخشی از آرسنیک موجود در خاک‌های منطقه (مقادیر مازاد بر منبع طبیعی) دارای منشأ انسان‌زاد (کاربرد کودها و آفت‌کش‌ها) می‌باشد، زیرا کاربرد کودها و آفت‌کشها از منابع اصلی ورود آرسنیک به خاک است (Carbonell- Barrachina et al).

بنابراین سازندهای منطقه تأثیری در تمرکز غلظت آرسنیک در منطقه ندارد. با توجه به شکل ۴-۷، آرسنیک با اکسیدهای آهن رابطه مثبت را نشان می‌دهد، که به دلیل تمایل ژئوشیمیایی بسیار شدید آرسنیک به اکسیدها و هیدروکسیدها است (Selinus, 2010).

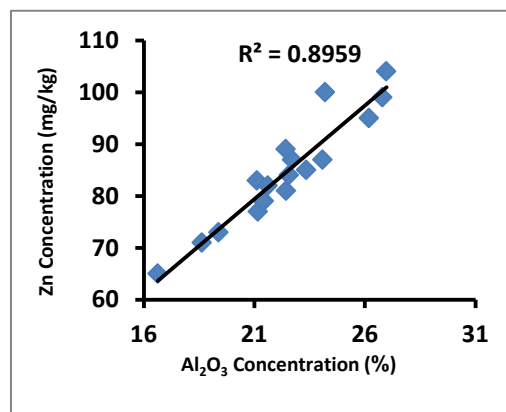


شکل ۴-۷- همبستگی بین غلظت آرسنیک با اکسید آهن در نمونه‌ها

ذ) روی

غلظت روی در نمونه‌های خاک مورد مطالعه بین ۶۵ تا ۱۰۴ (میانگین ۸۴/۴) میلی‌گرم بر کیلوگرم تغییر می‌کند که در مقایسه با میانگین غلظت آن در ترکیب خاک‌های جهانی (۷۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم)، پوسته بالایی (۷۱ میلی‌گرم بر کیلوگرم) و پوسته میانگین (۷۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم) بالاتر است. مقادیر استاندارد برای خاک‌های کشاورزی (۱۰۰-۳۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم) است، بنابراین غلظت روی در خاک‌های کشاورزی دشت الشتر در محدوده استاندارد می‌باشد. غلظت متوسط روی در سنگ‌های آهکی ۱۶ میلی‌گرم بر کیلوگرم است (Faust and Aly, 1981)، بنابراین بخشی از روی موجود در خاک کشاورزی دشت الشتر (مازاد بر روی موجود در ساختار کانی‌های خاک) دارای منبع انسانزاد است. کاربرد کودها به ویژه کودهای آلی اغلب در اصلاح کمبود روی مؤثر است (Lindsay, 1972). روی در کودهای سوپرفسفات، آمونیاک و NPK نیز وجود دارد (Kabata-

(Pendias, 2011) و با توجه به مصرف این کودها و همچنین آفت‌کش‌ها در منطقه، غلظت روی در منطقه افزایش یافته است. روی با کربنات کلسیم رابطه مثبتی نشان نمی‌دهد پس سازندهای منطقه در تمرکز غلظت روی تأثیر نداشته‌اند. بین پارامترهای ژئوشیمیایی روی با اکسیدها (شکل ۴-۸) رابطه مثبت و معناداری نشان می‌دهد، این امر ناشی از جایگزینی Fe^{2+} و Mn^{2+} توسط Zn^{2+} ، حضور بخشی از روی در ساختار سیلیکات‌های خاک، و یا جذب عنصر روی بر سطح کانی‌های اکسیدی می‌باشد (Goldschmidt, 1954).

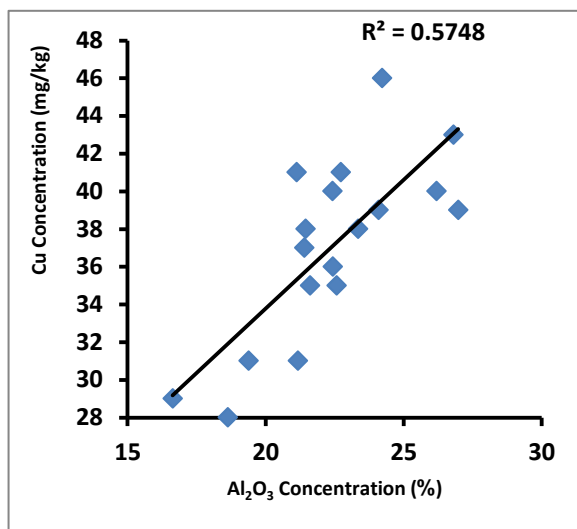


شکل ۴-۸- همبستگی بین غلظت روی با اکسید آلومینیم در نمونه‌ها

ر) مس

غلظت مس در نمونه‌های خاک مورد مطالعه بین ۲۸ تا ۴۶ (میانگین ۳۷) میلی‌گرم بر کیلوگرم تغییر می‌کند که در مقایسه با میانگین غلظت آن در ترکیب خاک‌های جهانی (۳۸/۹ میلی‌گرم بر کیلوگرم)، پوسته میانگین (۵۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم) و میانگین استاندارد برای خاک‌های کشاورزی (۱۵۰-۶۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم) پایین‌تر است. با این وجود غلظت مس در خاک‌های منطقه از غلظت این عنصر در ترکیب پوسته بالایی (۲۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم) بالاتر است. غلظت متوسط مس در سنگ‌های آهکی ۴ میلی‌گرم بر کیلوگرم می‌باشد (Faust and Aly, 1981)، بنابراین سازندهای منطقه نقشی در ورود این عنصر به خاک کشاورزی نداشته و مس می‌تواند از طریق فعالیت‌های انسان وارد خاک منطقه شده باشد. مطالعات پیشین نشان می‌دهد که غلظت مس در خاک‌های کشاورزی در اثر استفاده از سموم و

قارچ‌کش‌ها افزایش می‌یابد (Adrees et al. 2015). همچنین استفاده از کودهای حیوانی برای زمین‌های کشاورزی، باعث افزایش مس در خاک‌های کشاورزی می‌شود (Heijerick, 2006; Xiong, 2010). رابطه منفی مس با کربنات نشان می‌دهد که سازندهای آهکی منطقه تأثیری در تمرکز غلظت مس نداشته‌اند. پارامترهای ژئوشیمیایی نشان‌دهنده رابطه مثبت و معنی‌دار مس با اکسیدها (شکل ۴-۹) می‌باشد.

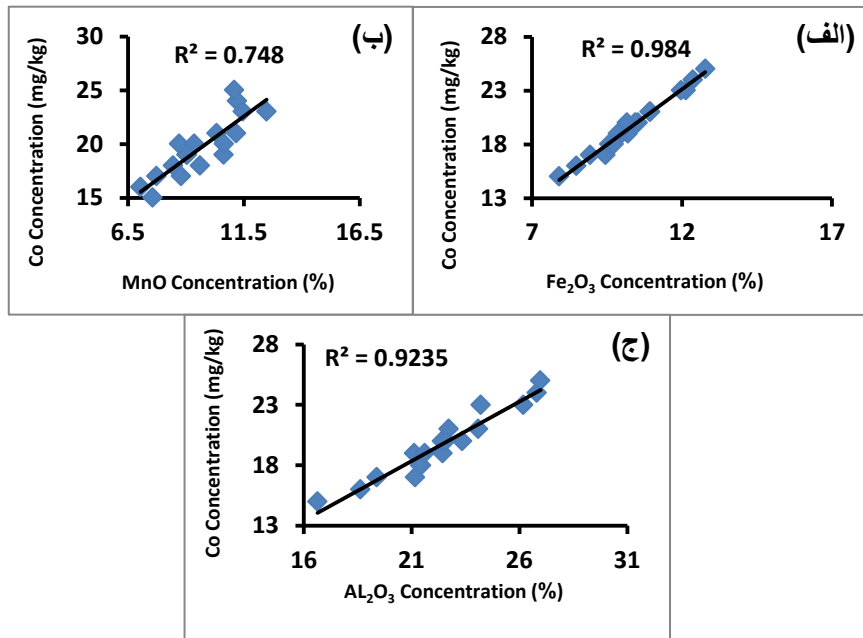


شکل ۴-۹- همبستگی بین غلظت مس با اکسید آلومینیم در نمونه‌ها

ز) کبالت

غلظت کبالت در نمونه‌های خاک مورد مطالعه بین ۱۵ تا ۲۵ (میانگین ۱۹/۷) میلی‌گرم بر کیلوگرم متغیر است که نسبت به میانگین غلظت آن در ترکیب خاک‌های جهانی (۱۱/۳ میلی‌گرم بر کیلوگرم) و پوسته بالایی (۱۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم) بالاتر است. غلظت میانگین کبالت در خاک‌های منطقه در مقایسه با میانگین غلظت آن در پوسته (۲۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم) و میانگین استاندارد برای خاک‌های کشاورزی (۲۰-۵۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم) پایین‌تر است. با توجه به زمین‌شناسی منطقه و متوسط غلظت کبالت در سنگ‌های آهکی (۰/۱ میلی‌گرم بر کیلوگرم، Turekian and Wedepohl, 1961) بخشی از منشأ کبالت در منطقه انسان‌زاد می‌باشد. کاربرد کودهای فسفات و آفت‌کش‌ها از منابع مهم ورود کبالت به زمین‌های کشاورزی می‌باشد. رابطه منفی کبالت با کربنات کلسیم، منشأ انسان‌زاد

کادمیم در خاک کشاورزی دشت الشتر را تأیید می‌کند. رابطه مثبت و معنادار کبالت با اکسیدها نشان دهنده نقش این ترکیبات در تمرکز کبالت در خاک‌های کشاورزی منطقه است.

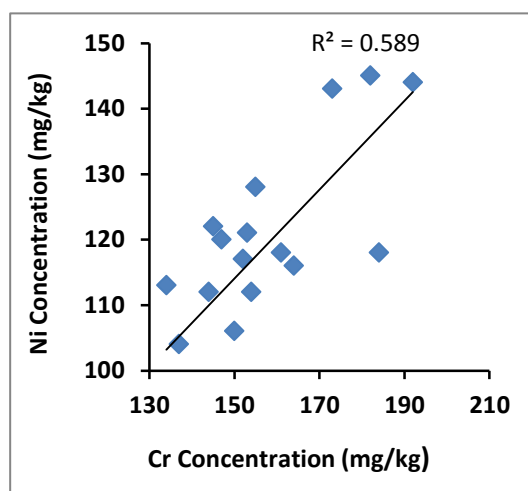


شکل ۴-۱۰- همبستگی بین غلظت کبالت با اکسید آهن (الف)، اکسید منگنز (ب)، اکسید آلومینیم در نمونه‌ها

س) کروم

غلظت کروم در نمونه‌های خاک مورد مطالعه بین ۱۳۴ تا ۱۹۲ (میانگین ۱۵۵/۷) میلی‌گرم بر کیلوگرم متغیر است که نسبت به میانگین غلظت آن در ترکیب خاک‌های جهانی (۵۹/۵) میلی‌گرم بر کیلوگرم)، پوسته بالایی (۳۵) میلی‌گرم بر کیلوگرم) و پوسته میانگین (۱۰۰) میلی‌گرم بر کیلوگرم) بالاتر و در مقایسه با مقدار استاندارد برای خاک‌های کشاورزی (۲۰۰-۵۰) میلی‌گرم بر کیلوگرم) کمتر است. متوسط غلظت کروم در سنگ‌های آهکی ۷ میلی‌گرم بر کیلوگرم است (Faust and Aly, 1981)، بنابراین تمرکز کروم در نمونه‌های خاک کشاورزی دشت الشتر، ناشی از کاربرد وسیع کودهای NPK و فعالیتهای کشاورزی است. کروم در pH های قلیایی اکسی آنیون تشکیل می‌دهد و در این شرایط تحرک آن بسیار بالاست و با کاهش pH تحرک آن کاهش می‌یابد (Dheeba et al. 2015). بنابراین با توجه به pH قلیایی خاک منطقه مورد مطالعه، خطر زیست‌محیطی این عنصر باید مدنظر

قرار گیرد. رابطه منفی کروم با کربنات کلسیم نشان می‌دهد که سازندهای آهنی منطقه در تمرکز غلظت کروم تأثیر نداشته‌اند، در صورتی که بین غلظت کروم با اکسیدهای آهن و آلومینیم همبستگی بالایی وجود دارد (شکل ۴-۱۱). در نتیجه، اکسیدهای آهن باعث افزایش غلظت کروم منطقه شده است و بخشی از کروم نیز در ساختار سیلیکات‌های خاک حضور دارد. همچنین نیکل و کروم نیز رابطه مثبتی نشان می‌دهد که نشان‌دهنده منشأ یکسان این دو عنصر می‌باشد.



شکل ۴-۱۱- همبستگی بین غلظت کروم با نیکل در نمونه‌ها

ظ) آنتیموان

غلظت آنتیموان در نمونه‌های خاک مورد مطالعه بین ۳/۴ تا ۴/۷ (میانگین ۴/۱) میلی‌گرم بر کیلوگرم متغیر است که نسبت به میانگین غلظت آن در ترکیب خاک‌های جهانی (۰/۶۷ میلی‌گرم بر کیلوگرم)، پوسته بالایی (۰/۲ میلی‌گرم بر کیلوگرم) و پوسته میانگین (۰/۲ میلی‌گرم بر کیلوگرم) بالاتر و نسبت به میانگین استاندارد برای خاک‌های کشاورزی (۱۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم) کمتر است. غلظت متوسط آنتیموان در سنگ‌های آهنی ۰/۲ میلی‌گرم بر کیلوگرم است (Turekian and Wedepohl, 1961)، بنابراین غلظت بالای آنتیموان در نمونه‌ها را می‌توان به فعالیت‌های گسترده کشاورزی به ویژه کاربرد کودهای فسفاتی نسبت داد، زیرا کودهای فسفاته مهمترین منابع ورود آنتیموان به زمین‌های کشاورزی است (Kabata-Pendias, 2011). آنتیموان با کربنات کلسیم رابطه منفی دارد پس

سازندهای آهکی تأثیری در تمرکز غلظت آنتیموان نداشته‌اند. آنتیموان نشان می‌دهد با پارامترهای ژئوشیمیایی ارتباطی نشان نمی‌دهد.

ظ) نقره

غلظت نقره در نمونه‌های خاک مورد مطالعه بین ۰/۲ تا ۱/۸ (میانگین ۰/۴) میلی‌گرم بر کیلوگرم متغیر است که نسبت به میانگین غلظت آن در ترکیب خاک‌های جهانی (۰/۱۳ میلی‌گرم بر کیلوگرم)، پوسته بالایی (۰/۰۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم) و پوسته میانگین (۰/۰۷ میلی‌گرم بر کیلوگرم) بالاتر و نسبت به میانگین استاندارد برای خاک‌های کشاورزی (۱۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم) کمتر است. در سنگ‌های آهکی، غلظت متوسط نقره ۰/۳۶ میلی‌گرم بر کیلوگرم است (Runnels and Schieicher, 1956)، بنابراین بخشی از تمرکز این عنصر در نمونه‌ها می‌تواند ناشی از فعالیت‌های کشاورزی به ویژه کاربرد نانوذرات نقره برای کنترل آفات و بیماری‌های گیاهی و یا کاربرد لجن فاضلاب نسبت داده شود (Hooda, 2010). نقره با کربنات کلسیم رابطه منفی دارد پس سازندهای آهکی تأثیری در تمرکز غلظت این عنصر نداشته‌اند. نقره با سایر پارامترهای ژئوشیمیایی ارتباطی نشان نمی‌دهد.

۴-۴- ارزیابی کمی آلودگی خاک‌های کشاورزی دشت الشتر

برای ارزیابی کمی آلودگی خاک‌های مورد مطالعه به عناصر بالقوه سمی، از ضریب غنی‌شدگی، ضریب زمین‌انباشت، شاخص آلودگی تک‌عاملی و شاخص آلودگی یکپارچه نمره استفاده شد.

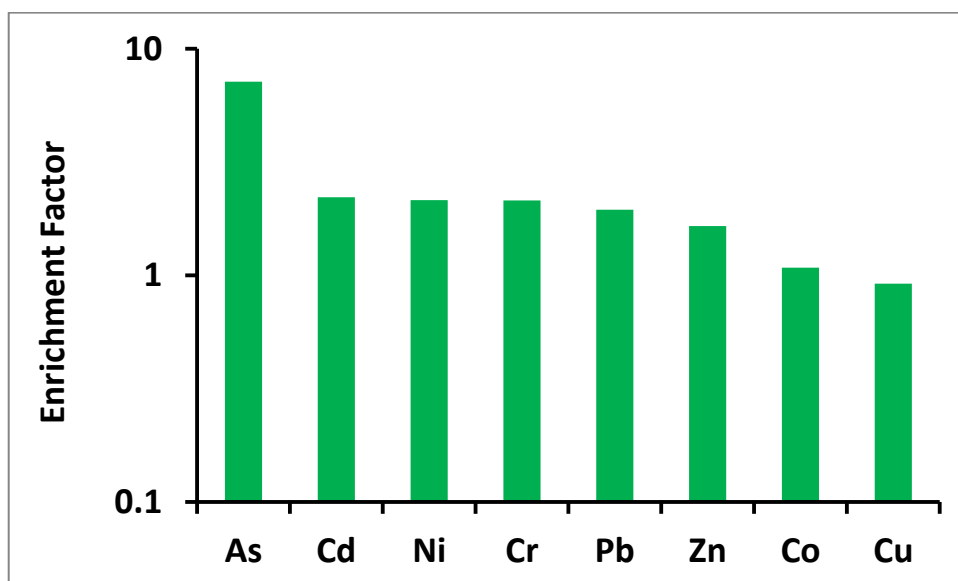
۴-۴-۱- ضریب غنی‌شدگی

در این مطالعه برای محاسبه ضریب غنی‌شدگی، از ترکیب میانگین پوسته‌ای به عنوان محیط مرجع و از عنصر آلومینیم به عنوان فلز بهنجار کننده استفاده گردید، زیرا این عنصر تغییرات اندکی در محیط

دارد و توزیع آن نرمال است (شکل ۲-۴). میانگین ضرایب غنی‌شدگی عناصر به صورت زیر کاهش می‌یابد:

Sb (32.13) > Ag (8.6) > As (7.1) > Cd, Ni (2.2) > Cr (2.1) > Pb (2) > Zn (1.7) > Co (1.1) > Cu (0.9)

بر اساس رده‌بندی ساترلند (Sutherland, 2000)، عناصر مس، سرب، روی، کبالت فاقد غنی‌شدگی یا دارای غنی‌شدگی اندک ($EF < 1$)، عناصر کروم، نیکل و کادمیم دارای غنی‌شدگی متوسط ($2 < EF < 5$)، عناصر نقره و آرسنیک دارای غنی‌شدگی قابل توجه ($20 < EF < 50$) و عنصر آنتیموان دارای غنی‌شدگی بسیار بالا ($EF > 40$) می‌باشند.

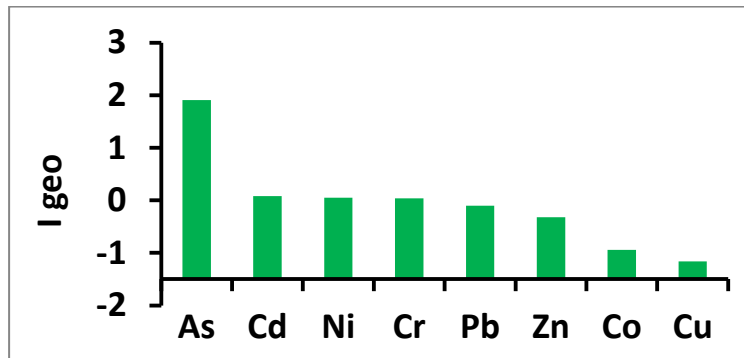


شکل ۲-۴-۱۲- میانگین ضرایب غنی‌شدگی عناصر مورد مطالعه

۲-۴-۴- ضریب زمین‌انباشت

در محاسبه ضریب زمین‌انباشت، از ترکیب میانگین خاک‌های جهانی به عنوان ماده مرجع استفاده شد. بر اساس رده‌بندی مولر (Muller, 1969)، نمونه‌ها نسبت نسبت به عناصر نیکل و کروم در رده غیر آلوده تا آلودگی متوسط، و نسبت به سایر عناصر در رده غیر آلوده قرار می‌گیرند.

میانگین ضرایب زمین‌انباشت عناصر مورد مطالعه در نمونه‌های خاک در شکل (۴-۱۳) آورده شده است.



شکل ۴-۱۳- میانگین ضرایب زمین‌انباشت عناصر مورد مطالعه

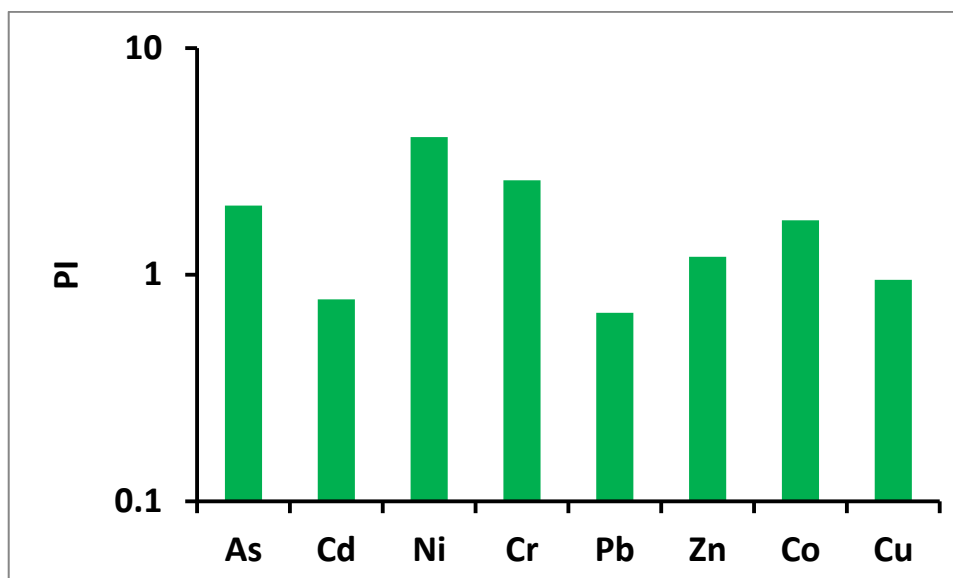
۴-۳-۳- شاخص آلودگی تک عاملی

محاسبه شاخص آلودگی تک عاملی (جدول ۴-۴)، نشان می‌دهد که نمونه‌های خاک کشاورزی دشت الشتر نسبت به عناصر کادمیم، مس و سرب فاقد آلودگی، نسبت به کبالت و روی در رده آلودگی کم، نسبت به آرسنیک و کروم در رده آلودگی متوسط، نسبت نیکل در رده آلودگی شدید قرار می‌گیرند.

جدول ۴-۴- رده‌بندی مقدار شاخص آلودگی (Gong et al. 2008) و موقعیت قرارگیری عناصر مورد مطالعه در خاک‌های کشاورزی دشت الشتر در این رده‌بندی

موقعیت عناصر	رده‌بندی	مقدار PI
Cd, Cu, Pb	فاقد آلودگی	$PI \leq 1$
Co, Zn	آلودگی کم	$1 < PI < 2$
As, Cr	آلودگی متوسط	$2 \leq PI < 3$
Ni	آلودگی شدید	$3 \leq PI < 5$
-	آلودگی بسیار شدید	$PI \geq 5$

میانگین شاخص آلودگی تک عاملی عناصر مورد مطالعه در نمونه‌های خاک در شکل ۴-۱۴، آورده شده است.



شکل ۴-۱۴- میانگین شاخص آلودگی تک عاملی عناصر مورد مطالعه

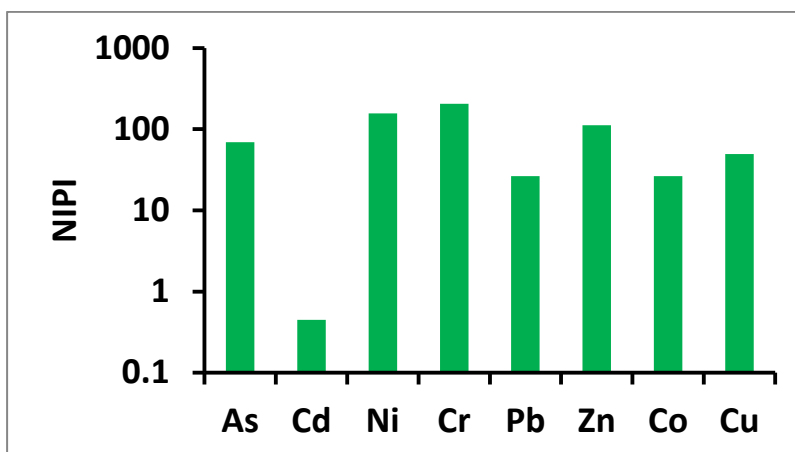
۴-۴-۴- شاخص آلودگی یکپارچه نمره

در جدول ۴-۵، رده‌بندی مقادیر شاخص فلزی یکپارچه نمره و موقعیت قرارگیری عناصر مورد مطالعه ارائه شده است. بر اساس مقادیر میانگین شاخص آلودگی یکپارچه نمره، عنصر نیکل در رده آلودگی بالا، عناصر کروم در رده آلودگی متوسط، عناصر کبالت و روی در رده آلودگی پایین، عناصر آرسنیک، کادمیم و مس در رده هشدار آلودگی و عنصر سرب در رده فاقد آلودگی قرار می‌گیرند.

جدول ۴-۵- رده‌بندی شاخص آلودگی یکپارچه نمره (Sabitha and Sarala, 2012)

موقعیت عناصر	رده‌بندی	مقدار NIPI
Pb	فاقد آلودگی	$NIPI \leq 0.7$
As, Cd, Cu	حد هشدار آلودگی	$0.7 < NIPI \leq 1$
Co, Zn	سطح پایین آلودگی	$1 < NIPI \leq 2$
Cr	سطح متوسط آلودگی	$2 < NIPI \leq 3$
Ni	سطح بالای آلودگی	$NIPI > 3$

میانگین شاخص آلودگی یکپارچه نمره عناصر مورد مطالعه در نمونه‌های خاک در شکل ۴-۱۵، آورده شده است.



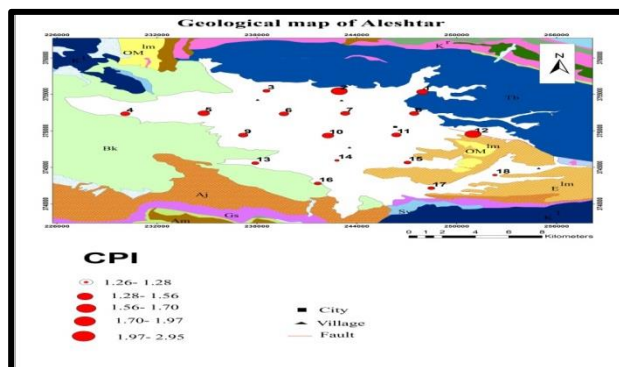
شکل ۴-۱۵- میانگین شاخص یکپارچه نمره عناصر مورد مطالعه

۴-۵- رده بندی آلودگی خاک های دشت الشتر

برای رده بندی خاکهای مورد مطالعه، از شاخص آلودگی ترکیبی، شاخص بار آلودگی و شاخص خطر اکولوژیکی بالقوه استفاده شد.

۴-۵-۱- شاخص آلودگی ترکیبی

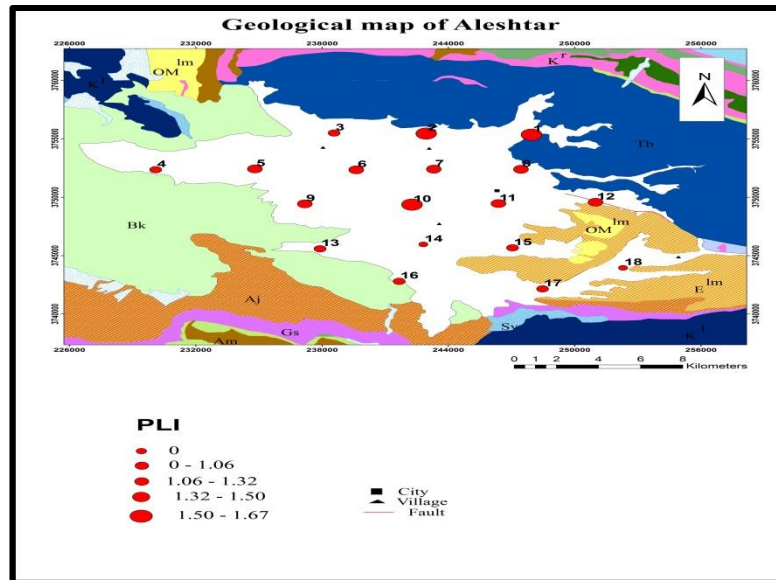
بر اساس شکل ۴-۱۶، و بر مبنای رده بندی مقادیر شاخص آلودگی ترکیبی (Abraham and Parker, 2008)، نمونه های خاک کشاورزی دشت الشتر در رده آلودگی متوسط قرار می گیرند. با این وجود گسترش فعالیت کشاورزی در منطقه می تواند به تدریج باعث انباشت عناصر بالقوه سمی در خاک شده و این عناصر می توانند از طریق جذب گیاهان وارد زنجیره غذایی شده و مشکلاتی را برای سلامتی به وجود آورند.



شکل ۴-۱۶- توزیع پراکندگی شاخص آلودگی ترکیبی نمونه های خاک کشاورزی دشت الشتر

۴-۵-۲- شاخص بار آلودگی

بر اساس نتایج به دست آمده (شکل ۴-۱۷)، خاک‌های کشاورزی دشت الشتر در رده $1 < PLI \leq 2$ قرار می‌گیرند که نشانگر آلودگی کم تا متوسط نمونه‌ها است.



شکل ۴-۱۷- توزیع پراکندگی شاخص بار آلودگی نمونه‌های خاک کشاورزی دشت الشتر

۴-۵-۳- شاخص خطر اکولوژیکی بالقوه

بر اساس نتایج به دست آمده (جدول ۴-۶)، خطر اکولوژیکی بالقوه عناصر آرسنیک، کادمیم، کروم، مس، نیکل و سرب، پایین و خطر اکولوژیکی عنصر روی بالا است. بر اساس نتایج حاصل از ارزیابی خطر اکولوژیکی، نمونه‌های خاک کشاورزی دشت الشتر در رده آلودگی A (کم) تا C (شدید) قرار می‌گیرند.

جدول ۴-۶- رده بندی شاخص خطر اکولوژیکی بالقوه (Hakanson, 1980) و موقعیت عناصر مورد مطالعه در این رده

بندی

موقعیت عناصر	E_i^f	رده بندی	موقعیت عناصر	PERI	رده بندی
As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb	>40	کم	Cr, Cu, Pb	>150	A (کم)
-	40-80	متوسط	-	150-300	B (متوسط)
Zn	80-160	پالا	As, Cd, Ni	300-600	C (شدید)
-	160-320	نسبتاً سنگین	-	≤ 600	D (بسیار شدید)
-	≥ 320	سنگین	Zn		

۴-۶- ارزیابی خطر سلامتی عناصر بالقوه سمّی

حضور کادمیم، آرسنیک، آنتیموان، توریم، اورانیم، نیکل و کروم در خاک‌های کشاورزی، مسئله زیست محیطی بسیار مهمی است (Khan et al. 2016; Hingston et al. 2001). ورود کادمیم به زنجیره غذایی می‌تواند به اثرات سلامتی حاد و مزمن مانند بروز سرطان (ریه، کلیه و پروستات) و نیز بیماری‌های کلیوی، ریه و استخوان منجر شود (ATSDR, 1994). کادمیم و ترکیبات آن سرطان‌زا هستند و آژانس بین‌المللی تحقیقات سرطان این عنصر را در گروه یک ترکیبات سرطان‌زا قرار داده است. نیکل عنصری کشنده است (Nriagu and Pacyna, 1988) و آژانس بین‌المللی تحقیقات سرطان، نیکل و ترکیبات آن را در گروه ۱ ترکیبات سرطان‌زا قرار داده است. قرارگیری در معرض نیکل و ترکیبات آن می‌تواند باعث بروز سرطان ریه، حفره بینی، و سینوس‌های پارانازال شود. آرسنیک عنصری سمّی است و یک تهدید مهم برای سلامتی انسان به شمار می‌رود زیرا آرسنیک و ترکیبات غیر آلی آن برای انسان سرطان‌زا هستند. آژانس بین‌المللی تحقیقات سرطان این عنصر و ترکیبات غیرآلی آن را در گروه یک ترکیبات سرطان‌زا قرار داده است. قرارگیری در معرض آرسنیک باعث افزایش خطر ابتلا به سرطان‌های کبد، ریه، مثانه و احتمالاً سرطان کلیه و روده بزرگ می‌شود (Marabottini et al. 2013). همچنین قرارگیری در معرض آرسنیک باعث بروز بیماری‌های کراتوسیس (شاخی شدن پوست)، سرطان‌های مری، پوست و بیماری پای سیاه^{۲۳} و بروز ناراحتی‌های پوستی می‌شود. بر اساس نتایج به دست آمده و با توجه به افزایش غلظت عناصر بالقوه سمّی و خطرناک در خاک‌های کشاورزی دشت الشتر، مدیریت فعالیت کشاورزی در محدوده مورد مطالعه امری بسیار ضروری است. در این بخش، خطر غیرسرطانزایی و سرطانزایی عناصر بالقوه سمّی در خاک کشاورزی دشت الشتر مورد بررسی قرار گرفته است.

²³. Black foot

۴-۷- ارزیابی خطر سلامتی غیرسرطانی

در پیوست شماره ۳ نتایج حاصل از ارزیابی سلامتی غیرسرطانی (مقادیر HQ و HI) و در جدول ۴-۷، مقادیر میانگین HQ برای عناصر مورد مطالعه ارائه شده است. بر اساس پیوست شماره ۳، در سایت‌های نمونه‌برداری ۲ و ۱۰، خطر غیرسرطان‌زایی عنصر آرسنیک برای خردسالان از طریق مسیر بلع وجود دارد، زیرا HQ در این مناطق بالاتر از یک می‌باشد. مقدار HI کمتر از یک نشانگر عدم اثر منفی بر سلامتی افراد و $HI > 1$ نشانگر اثرات نامطلوب سلامتی است (Dulfour and Ballentione, 1986). بر اساس مقادیر HI، خطر سلامتی غیرسرطان‌زایی برای خردسالان و بزرگسالان از مسیر بلع وجود دارد. برای مسیر تنفس و تماس پوستی، برای هر دو گروه خردسالان و بزرگسالان، مقدار HI و HQ تمام عناصر مورد مطالعه کمتر از یک است و بنابراین هیچگونه خطر غیر سرطان‌زایی مرتبط با عناصر مورد مطالعه از مسیرهای تماس پوستی و تنفس، برای گروه‌های خردسال و بزرگسال وجود ندارد.

جدول ۴-۷- ارزیابی خطر غیرسرطان‌زایی عناصر آرسنیک، کروم، نیکل و کادمیم در نمونه‌های خاک کشاورزی دشت الشتر

	Pb	Zn	Cd	As	Cu	Cr	Ni
HQ ing (Child)	0.067377	0.003599	0.004106	0.60044	0.011844	0.663656	0.075398
HQ ing (Adults)	0.007219	0.000386	0.00044	0.064333	0.010152	0.071106	0.008078
HQ derm (Child)	0.001257703	5.03839E-05	0.001149548	0.001681	0.000110546	0.001858238	0.000211
HQ derm (Adults)	0.000192024	7.6925E-06	0.004805	0.000256688	1.6878E-05	0.000284	3.22328E-05
HQ inh (Child)	1.88259E-06	1.00556E-07	1.14713E-05	1.6777E-05	3.30942E-07	0.006953752	2.10672E-06
HQ inh (Adults)	1.06161E-06	5.67046E-08	6.4688E-06	9.46071E-06	1.86621E-07	0.003921289	1.188E-06

۴-۸- ارزیابی خطر سلامتی سرطان‌زایی

بر اساس محاسبات انجام شده جدول ۴-۸، برای عنصر آرسنیک، خطر سرطان‌زایی در کودکان و بزرگسالان از طریق مسیر بلع وجود دارد. عنصر کروم، از طریق مسیر تماس پوستی برای خردسالان و از طریق مسیر بلع برای بزرگسالان و خردسالان دارای خطر سرطان‌زایی است. دریافت عنصر نیکل نیز از طریق مسیر بلع برای بزرگسالان و از طریق تماس پوستی برای خردسالان با خطر سرطان‌زایی همراه است. کادمیم از طریق مسیر بلع برای خردسالان، دارای خطر سرطان‌زایی است.

جدول ۴-۸- ارزیابی خطر سرطان‌زایی عناصر آرسنیک، کروم، نیکل و کادمیم در نمونه‌های خاک کشاورزی دشت

الشتر

عنصر	تماس پوستی		استنشاق		بلع	
	خردسالان	بزرگسالان	خردسالان	بزرگسالان	خردسالان	بزرگسالان
As	1.85E-06	4.29E-08	7.6E-08	4.29E-08	0.00027	2.89E-05
Cr	2.04E-05	4.74E-07	8.4E-07	4.74E-07	0.002986	0.00032
Ni	1.55E-05	3.59E-07	6.36E-07	3.59E-07	0.002262	0.000242
Cd	4.21E-08	9.77E-10	1.73E-09	9.77E-10	6.16E-06	6.6E-07

۴-۹- تجزیه و تحلیل آماری داده‌ها

از آنجا که عناصر بالقوه سمّی تهدیدی برای سلامت انسان‌ها می‌باشد، شناسایی و کنترل منابع ورود عناصر بالقوه سمّی به خاک امر ضروری به نظر می‌رسد. عوامل متعددی از جمله محتوای اصلی عناصر در سنگ‌ها و مواد والد، فرایندهای تشکیل خاک، آلودگی توسط فعالیت‌های انسانی و سایر عوامل انسانی فراوانی نسبی عناصر را کنترل می‌کنند (Li et al. 2008). برای بررسی ارتباط زمین شیمیایی میان عناصر و عوامل کنترل‌کننده منشأ ورودی آنها از روشهای آماری چندمتغیره شامل ضرایب همبستگی، آنالیز خوشه‌ای و تحلیل مؤلفه اصلی استفاده شد.

۴-۹-۱- تحلیل همبستگی

همبستگی بین عناصر می‌تواند اطلاعات مفیدی درباره منشأ عناصر بالقوه سمّی یا رفتار ژئوشیمیایی آنها ارائه دهد (Chen et al. 1999; Manta et al. 2002; Bhuiyan et al. 2010; Lu and Bai, 2010;)

(Sun et al. 2010). در این مطالعه پس از نرمال سازی داده‌ها با استفاده از روش تبدیل لگاریتمی توزیع داده‌ها، برای همبستگی بین عناصر اصلی و جزئی، از آنالیز همبستگی پیرسون در دو سطح اطمینان ۰/۰۱ و ۰/۰۵ استفاده شد. در جدول (۴-۹) همبستگی عناصر با یکدیگر و با پارامترهای فیزیکی- شیمیایی خاک ارائه شده است.

با توجه به ماتریس ضرایب همبستگی، همبستگی مثبت و معناداری بین آهن با آرسنیک، کروم، نیکل، روی، مس و کبالت در سطح اطمینان ۰/۰۱، و بین آهن با سرب، کادمیم، و آنتیموان در سطح اطمینان ۰/۰۵ وجود دارد. همچنین بین منگنز و آرسنیک، نیکل، مس، روی، کبالت و سرب همبستگی مثبت و معناداری در سطح اطمینان ۰/۰۱ مشاهده می‌شود. همبستگی مثبت و معنادار عناصر با آهن و منگنز، نشانگر نقش اکسیدها در تمرکز عناصر مورد مطالعه است. با توجه به نتایج آنالیز XRD، حضور کانی هماتیت در نمونه‌های خاک می‌تواند این همبستگی را توضیح دهد. لازم به ذکر است که بخشی از عناصر می‌توانند جذب سطحی فازهای اکسیدی بی‌شکل شوند که این فازها در آنالیز XRD قابل تشخیص نمی‌باشند.

تمامی عناصر مورد مطالعه با آلومینیم دارای همبستگی مثبت هستند، که نشانگر نقش کانی‌های رسی موجود در خاک، در تمرکز عناصر بالقوه سمی (از طریق جانشینی در ساختار رس‌های سیلیکاتی یا جذب سطحی عناصر بر روی رس‌ها) است. با توجه به نتایج آنالیز XRD، ایلیت، کلریت و کلینوکلر مهمترین کانی‌های رسی موجود در خاکهای منطقه هستند. در ساختار ایلیت، عناصر کادمیم، نیکل و کروم، و در ساختار کلریت و کلینوکلر، عناصر کروم و کادمیم می‌توانند به صورت جایگزینی یونی حضور داشته باشند (Ma and Hooda, 2011). با توجه به CEC کانی ایلیت، این کانی قادر به جذب سطحی عناصر بالقوه سمی نیز می‌باشد.

همبستگی مثبت عناصر بالقوه سمی با یکدیگر در دو سطح اطمینان ۰/۰۱ و ۰/۰۵، نشان دهنده منشأ یکنواخت آلودگی در نمونه‌های خاک کشاورزی دشت الشتر می‌باشد. از سوی دیگر، همبستگی مثبت

و معنادار بین آرسنیک با کروم ($r=0/52$) می‌تواند به دلیل رفتار ژئوشیمیایی مشابه این دو عنصر در خاک باشد، زیرا این آرسنیک و کروم بر خلاف سایر عناصر در pHهای قلیایی خاک تشکیل اکسی‌انیون داده و در این شرایط بسیار متحرکند و قابلیت دسترس‌پذیری بالایی دارند (Hooda, 2010). بین عناصر مورد مطالعه با کربنات کلسیم همبستگی منفی قوی مشاهده می‌شود. ماده آلی نیز با هیچ یک از عناصر رابطه معنادار نشان نمی‌دهد.

جدول ۹-۴- ضرایب همبستگی پیرسون بین خواص فیزیکی- شیمیایی و غلظت عناصر در نمونه‌های خاک

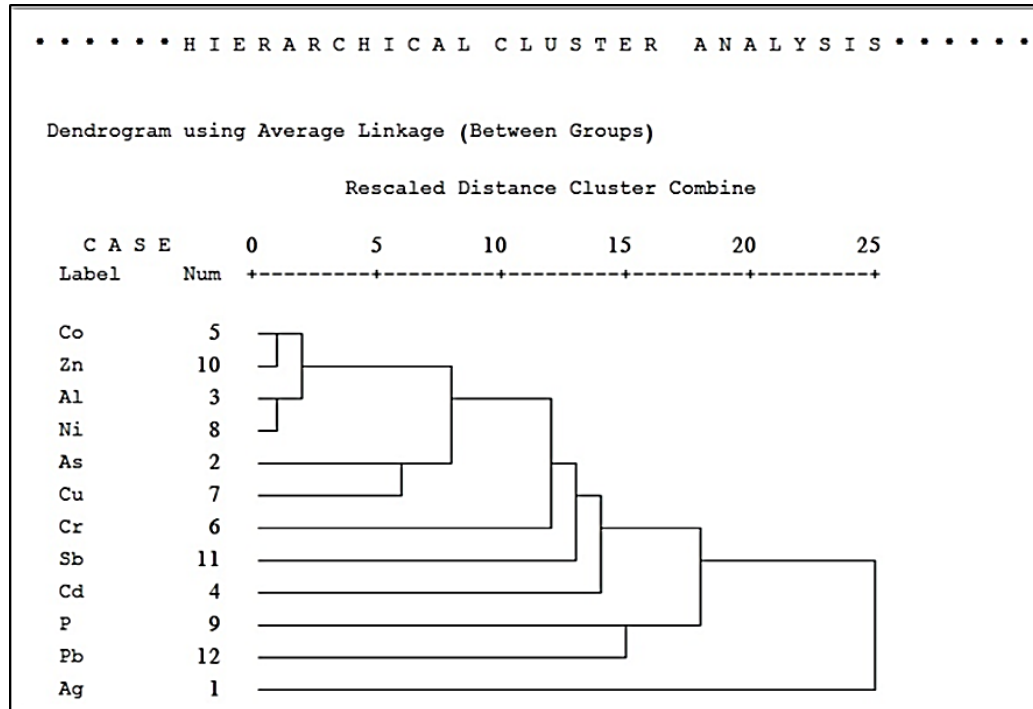
	As	Cr	Ni	Pb	Zn	Cd	Cu	Co	Mn	Ag	Sc	Sb	Fe	Al	OM	pH	CaCO3
As	1																
Cr	.521**	1															
Ni	.479*	.767**	1														
Pb	.480*	.068	.390	1													
Zn	.783**	.618**	.845**	.523*	1												
Cd	.532*	.469*	.456	.214	.627**	1											
Cu	.780**	.324	.622**	.677**	.839**	.291	1										
Co	.747**	.685**	.888**	.501*	.984**	.585*	.811**	1									
Mn	.794**	.370	.671**	.628**	.889**	.445	.913**	.865**	1								
Ag	-.060	.104	-.012	.086	-.064	-.042	.148	-.094	-.114	1							
Sc	.687**	.670**	.936**	.508*	.969**	.530*	.792**	.983**	.838**	-.082	1						
Sb	.279	.503*	.574*	.354	.519*	.255	.555*	.570*	.491*	.340	.552*	1					
Fe	.745**	.646**	.906**	.517*	.984**	.577*	.820**	.992**	.877**	-.088	.994**	.551*	1				
Al	.619**	.704**	.954**	.476*	.947**	.501*	.758**	.961**	.792**	-.046	.993**	.549*	.975**	1			
OM	.046	.225	.205	-.101	.248	.108	.101	.201	.108	.072	.192	.124	.167	.228	1		
pH	-.225	-.480*	-.457	.043	-.346	-.405	-.147	-.373	-.110	-.001	-.399	-.128	-.376	-.441	-.045	1	
CaCO3	-.688**	-.567*	-.751**	-.552*	-.817**	-.430	-.734**	-.865**	-.847**	.123	-.826**	-.516*	-.851**	-.783**	-.039	.294	1

*. Correlation is significant at the 0.05 level (2-tailed).

** Correlation is significant at the 0.01 level (2-tailed).

۴-۹-۲- تحلیل خوشه‌ای

در شکل ۴-۱۸، دندروگرام تهیه شده با استفاده از روش (Average method) نشان داده شده است.



شکل ۴-۱۸- نمودار خوشه‌ای عناصر مورد مطالعه در نمونه‌های خاک

به‌هم‌پیوستگی خوشه‌ها نشان‌دهنده درجه ارتباط بین پارامترها (در اینجا غلظت عناصر اصلی و جزئی) است به نحوی که مقدار کمتر فاصله در یک خوشه خاص بیانگر ارتباط قوی بین عناصر قرار گرفته در آن خوشه است (Hasan et al. 2018). با توجه به نتایج آنالیز خوشه‌ای می‌توان دو گروه اصلی عناصر را تشخیص داد. گروه اول شامل عناصر کبالت، روی، آلومینیم، نیکل، مس، آرسنیک، کروم، آنتیموان، کادمیم، فسفر و سرب و گروه دوم شامل عنصر نقره می‌باشد. در گروه اول، کبالت، روی، آلومینیم و نیکل با بیشترین شباهت تشکیل اولین خوشه را داده‌اند، بنابراین می‌توان گفت بخشی از عناصر کبالت، روی، و نیکل در ساختار سیلیکاتهای خاک قرار گرفته‌اند یا جذب سطحی رسهای خاک شده‌اند که با نتایج آنالیز XRD مطابقت دارد. در فاصله دورتر آرسنیک و مس به صورت سلسله مراتبی به خوشه اول متصل شده‌اند. این عناصر احتمالاً در اثر مصرف آفت‌کش‌ها به خاک اضافه شده

و بنابراین دارای منشأ انسان‌زاد هستند. کروم، آنتیموان و کادمیم در فاصله نزدیک به هم قرار گرفته‌اند، و منشأ احتمالی آنها کاربرد کود در زمین‌های کشاورزی است. در فاصله دورتر فسفر و سرب قرار گرفته‌اند که به دلیل مصرف کودهای فسفاته می‌باشد.

۴-۹-۳- تحلیل مؤلفه اصلی (PCA)

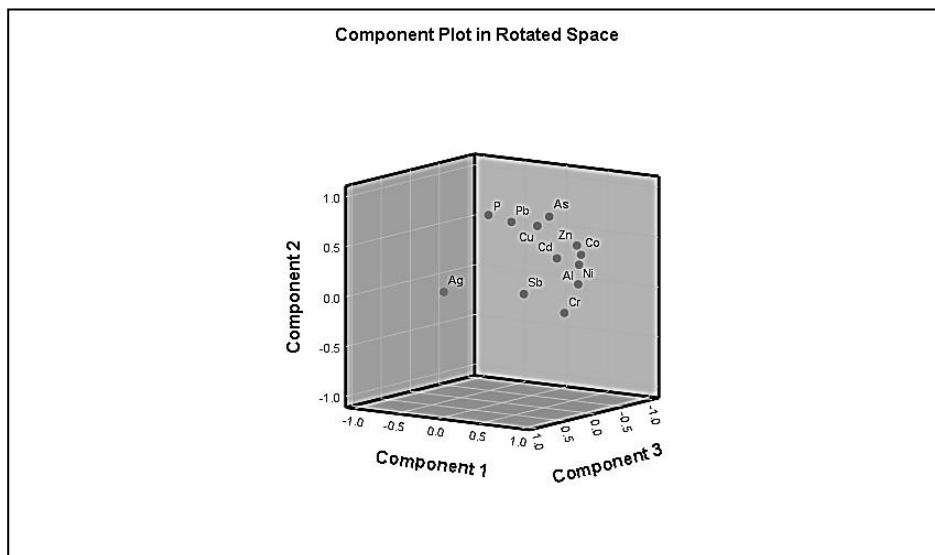
تحلیل مؤلفه اصلی یک روش آماری مفید برای تمایز منابع طبیعی و انسان‌زاد فلزات سنگین خاک می‌باشد (Bhuiyan et al. 2010; Cai et al. 2019; Hani and Pazira, 2011). در این مطالعه از چرخش واریماکس استفاده شد. چرخش واریماکس به منظور به حداکثر رساندن مجموع متغیر ضرایب عامل مورد استفاده قرار می‌گیرد (Gotelli and Ellison, 2004).

بر اساس نتایج تحلیل مؤلفه اصلی (جدول ۴-۱۰)، متغیرهای اصلی در ۳ مؤلفه اصلی قرار گرفته‌اند، بنابراین ۳ عامل در توزیع آلودگی عناصر بالقوه سمّی در منطقه مورد مطالعه نقش مهمی ایفا می‌کند.

جدول ۴-۱۰- مؤلفه‌های استخراج شده توسط روش تحلیل مؤلفه اصلی

	Component		
	1	2	3
Ag	-.066	.124	.911
As	.416	.765	-.216
Al	.901	.359	-.036
Cd	.513	.358	-.209
Co	.881	.447	-.099
Cr	.859	-.101	.159
Cu	.531	.738	.154
Ni	.935	.175	.027
P	-.057	.788	.157
Pb	.210	.744	.142
Sb	.644	.122	.548
Zn	.824	.533	-.109

در مؤلفه اول عناصر آلومینیم، کادمیم، کبالت، کروم و نیکل دارای مقادیر ویژه بیشتر از ۰/۵ می‌باشند. این امر مؤید منشأ مشترک عناصر بالقوه سمّی کادمیم، کبالت، کروم و نیکل، و یا نقش سیلیکاتها در تمرکز عناصر است. به عبارتی بخشی از عناصر مذکور، دارای منشأ طبیعی می‌باشند. در مؤلفه دوم، عناصر آرسنیک، مس، فسفر، سرب و روی بیشترین اهمیت را نشان می‌دهند. استفاده از آفت‌کشهای حاوی آرسنیک و مس در کشاورزی امری متداول است، بنابراین منشأ آرسنیک و مس احتمالاً مصرف آفت‌کشا می‌باشد. با توجه به نقش کودهای فسفاتی در افزایش غلظت عناصر بالقوه سمّی، و قرارگیری فسفر با این عناصر در یک گروه، نقش مصرف کودهای فسفاتی در افزایش غلظت عناصر بالقوه سمّی مورد تأیید قرار می‌گیرد. از سوی دیگر، رفتار ژئوشیمیایی آرسنیک و فسفر به دلیل قرارگیری در یک گروه جدول تناوبی، شباهت رفتار ژئوشیمیایی آنها را توجیه می‌کند. در گروه سوم، نقره و آنتیموان دارای بارگذاری مثبت بوده که نشان می‌دهد منشأ آنها از سایر عناصر متفاوت است. با توجه به این که نقره می‌تواند در اثر مصرف لجن فاضلاب وارد خاک شود، این دو عنصر احتمالاً از طریق اصلاح خاک با لجن فاضلاب به محیط وارد شده‌اند.



شکل ۴-۱۹- نمودار سه بعدی PCA عناصر مورد مطالعه در نمونه‌های خاک

فصل پنجم

نتیجہ گیری و پیشہ ماہانہ

۵-۱- نتایج حاصل از مطالعات مربوط به ارزیابی آلودگی خاک

۱- pH نمونه‌های خاک مورد مطالعه در محدوده خنثی تا قلیایی (۶/۹-۷/۵) می‌باشد که با توجه به رخنمون توالی‌های کربناتی در منطقه و اصلاح خاک‌های کشاورزی با آهک، قابل توجیه است.

۲- بافت خاک در نمونه‌های مورد مطالعه عموماً از نوع لوم ماسه‌ای و ماسه لومی و دارای بافت سبک می‌باشد.

۳- میزان ماده آلی در نمونه‌های خاک مورد مطالعه بازه‌ای بین ۲/۷ تا ۹/۳ درصد (میانگین ۶ درصد) را در بر می‌گیرد. میزان بالای ماده آلی نمونه‌ها، ناشی از کاربرد وسیع کود حیوانی در منطقه است.

۴- نمونه‌های مورد مطالعه حاوی مقادیر بالایی کربنات کلسیم بین ۵ و ۳۹ (میانگین ۲۱ درصد) هستند. مقدار بالای کربنات در نمونه‌های مورد مطالعه با pH خنثی تا قلیایی خاک منطقه سازگار است.

۵- میانگین غلظت عناصر آرسنیک، روی، نیکل، کروم، آهن و کبالت، در تمامی نمونه‌های مورد مطالعه از غلظت متناظر آنها در ترکیب میانگین خاک‌های جهانی بالاتر و غلظت عناصر کادمیم، سرب و مس در همه نمونه‌ها نسبت به این استاندارد کمتر است.

۶- بر اساس رده‌بندی ساترلند، عناصر مس، سرب، روی، کبالت فاقد غنی‌شدگی یا دارای غنی‌شدگی اندک ($EF < 2$)، عناصر کروم، نیکل و کادمیم دارای غنی‌شدگی متوسط ($2 < EF < 5$)، عناصر آرسنیک دارای غنی‌شدگی قابل توجه ($5 < EF < 20$) می‌باشند.

۷- بر اساس رده‌بندی مولر، نمونه‌ها نسبت به عنصر نسبت به عناصر نیکل و کروم در رده غیر آلوده تا آلودگی متوسط، و نسبت به سایر عناصر غیر آلوده می‌باشند.

- ۸- بر اساس رده بندی شاخص آلودگی تک عاملی، نمونه‌های خاک منطقه مورد مطالعه نسبت به عناصر کادمیم، مس و سرب فاقد آلودگی، نسبت به کبالت و روی در رده آلودگی کم، نسبت به آرسنیک و کروم در رده آلودگی متوسط، نسبت به نیکل در رده آلودگی شدید قرار می‌گیرند.
- ۹- شاخص آلودگی یکپارچه نمره محاسبه شده نمایانگر آلودگی بالای خاک نسبت به نیکل، و آلودگی متوسط خاک به عنصر کروم می‌باشد.
- ۱۰- بر مبنای رده‌بندی مقادیر شاخص آلودگی ترکیبی (CPI)، نمونه‌های خاک کشاورزی دشت الشتر در رده آلودگی متوسط قرار می‌گیرند.
- ۱۱- بر اساس رده‌بندی تامپلسون، خاک‌های کشاورزی دشت الشتر در رده $1 < PLI \leq 2$ قرار دارد که نشانگر آلودگی کم تا متوسط نمونه‌ها می‌باشد.
- ۱۲- بر مبنای مقادیر خطر اکولوژیکی بالقوه و رده‌بندی هاکنسون عناصر آرسنیک، کادمیم، کروم، مس، نیکل و سرب، دارای خطر اکولوژیکی پایین و عنصر روی دارای خطر اکولوژیکی بالا است. بر اساس نتایج حاصل از ارزیابی خطر اکولوژیکی نمونه‌های خاک کشاورزی دشت الشتر در رده آلودگی A تا C قرار می‌گیرند.
- ۱۳- با توجه به نتایج XRD، ایلیت، کلریت و کلینوکلر مهم‌ترین کانی‌های رسی موجود در خاک منطقه هستند. ایلیت می‌تواند در جذب سطحی آلاینده‌های با منشأ انسان‌زاد مؤثر باشد.
- ۱۴- نتایج حاصل از ارزیابی خطر سلامتی و محاسبه مقادیر HQ نشان می‌دهد که در سایت‌های نمونه‌برداری ۲ و ۱۰، خطر غیرسرطان‌زایی عنصر آرسنیک برای خردسالان از طریق مسیر بلع وجود دارد، زیرا HQ در این مناطق بالاتر از یک می‌باشد.
- ۱۵- بر اساس مقادیر HI، خطر سلامتی غیرسرطان‌زایی برای خردسالان و بزرگسالان از مسیر بلع وجود دارد. برای مسیر تنفس و تماس پوستی، برای هر دو گروه خردسالان و بزرگسالان، مقدار HI و HQ تمام عناصر مورد مطالعه کمتر از یک است و بنابراین هیچگونه خطر غیر

سرطان‌زایی مرتبط با عناصر مورد مطالعه از مسیرهای تماس پوستی و تنفس، برای گروه‌های خردسال و بزرگسال وجود ندارد.

۱۶- بر اساس محاسبات انجام شده در ارزیابی خطر سلامتی سرطان‌زایی، برای عنصر آرسنیک، خطر سرطان‌زایی در کودکان و بزرگسالان از طریق مسیر بلع وجود دارد. عنصر کروم، از طریق مسیر تماس پوستی برای خردسالان و از طریق مسیر بلع برای بزرگسالان و خردسالان دارای خطر سرطان‌زایی است. دریافت عنصر نیکل نیز از طریق مسیر بلع برای بزرگسالان و از طریق تماس پوستی برای خردسالان با خطر سرطان‌زایی همراه است. کادمیم از طریق مسیر بلع برای خردسالان، دارای خطر سرطان‌زایی است.

۱۷- با توجه به ماتریس ضرایب همبستگی، همبستگی مثبت و معناداری بین آهن با آرسنیک، کروم، نیکل، روی، مس و کبالت در سطح اطمینان ۰/۰۱، و بین آهن با سرب، کادمیم، و آنتیموان در سطح اطمینان ۰/۰۵ وجود دارد که نشانگر نقش اکسیدها در تمرکز عناصر مورد مطالعه است. تمامی عناصر مورد مطالعه با آلومینیم دارای همبستگی مثبت هستند، که نشانگر نقش کانی‌های رسی موجود در خاک، در تمرکز عناصر بالقوه سمی (از طریق جانشینی در ساختار رس‌های سیلیکاتی یا جذب سطحی عناصر بر روی رس‌ها) است.

۱۸- نتایج آنالیز خوشه‌ای نقش سیلیکات‌های خاک در تمرکز عناصر بالقوه سمی را نشان می‌دهد که با نتایج XRD مطابقت دارد. با توجه به نتایج آنالیز خوشه‌ای، نقش فعالیت‌های کشاورزی (کاربرد کودها، آفت‌کش‌ها و لجن فاضلاب) در تمرکز عناصر بالقوه سمی مورد تأیید قرار می‌گیرد.

۱۹- نتایج تحلیل مؤلفه اصلی نشان داد که متغیرهای اصلی در ۳ مؤلفه اصلی قرار گرفته‌اند، در مؤلفه اول عناصر آلومینیم، کادمیم، کبالت، کروم و نیکل دارای مقادیر ویژه بیشتر از ۰/۵ می‌باشند. این امر مؤید منشأ مشترک عناصر بالقوه سمی کادمیم، کبالت، کروم و نیکل، و یا نقش سیلیکات‌ها در تمرکز عناصر است. در مؤلفه دوم، عناصر آرسنیک، مس، فسفر، سرب و

روی بیشترین اهمیت را نشان می‌دهند. در گروه سوم، نقره و آنتیموان دارای بارگزاری مثبت بوده که نشان می‌دهد منشأ آنها از سایر عناصر متفاوت است. با توجه به این که نقره می‌تواند در اثر مصرف لجن فاضلاب وارد خاک شود، این دو عنصر احتمالاً از طریق اصلاح خاک با لجن فاضلاب به محیط وارد شده‌اند.

۲۰- به طور کلی نتایج به دست آمده نشان می‌دهد که فعالیت کشاورزی در منطقه الشتر، باعث افزایش غلظت عناصر بالقوه سمّی در خاک‌های سطحی منطقه شده است. این امر، لزوم مدیریت مصرف آفت‌کشها و کودهای مختلف در منطقه را مورد تأکید قرار می‌دهد.

۵-۲- پیشنهادهایی برای مطالعات آتی

به منظور تکمیل این پژوهش، پیشنهاد می‌شود موارد زیر در منطقه مورد مطالعه مورد بررسی قرار گیرد.

- ۱- ارزیابی غلظت عناصر بالقوه سمّی در محصولات زراعی منطقه
- ۲- اندازه‌گیری و تعیین غلظت عناصر بالقوه سمّی در انواع کودهای مصرفی
- ۳- نمونه‌برداری جامع جهت تعیین ترکیب نمونه زمینه^{۲۴} در منطقه
- ۴- اندازه‌گیری غلظت عناصر اصلی و جزئی در واحدهای سنگی منطقه
- ۵- مطالعه زمین‌پزشکی به منظور بررسی تأثیر آلودگی ناشی از فعالیت‌های کشاورزی بر سلامت افراد محلی
- ۶- بررسی زیست‌دسترس‌پذیری فلزات بالقوه سمّی در خاک با استفاده از روش‌های استخراج ترتیبی.

²⁴ . Background

فهرست منابع

- آقاناتی، ع. (۱۳۸۳). "زمین‌شناسی ایران سازمان زمین‌شناسی و اکتشافات معدنی کشور"، تهران، ۷۰۷ص.
- ایبای، ج. ن. (۱۳۹۰). "مبانی زمین‌شیمی زیست‌محیطی". فرید مر، سروش مدبری، گیتی فرقانی
تهرانی چاپ اول، مرکز نشر دانشگاهی، ۶۷۰ ص.
- عباس‌نژاد، ا. (۱۳۸۴). "خاکشناسی (برای زمین‌شناسان)". چاپ اول، کرمان: انتشارات دانشگاه شهید
باهنر کرمان، ۵۳۵ ص.
- مرکز تحقیقات کاربردی اداره کل هواشناسی، (۱۳۹۷). اداره کل هواشناسی استان لرستان،
<https://fa.m.wikipedia.org>
- مهندسین مشاور سنگاب زاگرس، (۱۳۹۳)، گزارش توجیهی تخصیص منابع آب محدوده مطالعاتی
الشر، شرکت آب منطقه‌ای لرستان، وزارت نیرو.
- نقشه زمین‌شناسی ۱:۱۰۰۰۰۰ شهرستان الشتر. شرکت ملی نفت ایران.

Reference

- Abraham, G. M. S., Parker, R. J. (2008). "Assessment of heavy metal enrichment factors and the degree of contamination in marine sediments from Tamaki Estuary, Auckland, New Zealand." *Environmental Monitoring and Assessment*, 136, 227- 238.
- Adrees, M. Ali, S. Rizwan, M. Ibrahim, M. Abbas, F. Farid, M. Zia-ur-Rehman, M. Irshad, M.K. Bharwana, S.A. (2015). "The effect of excess copper on growth and physiology of important food crops: a review". *Environmental Science and Pollution*, 22, 8148–8162.
- Alloway, B.J. (1995). "Heavy Metals in Soils". Blaskie Academic and Professional, London, 368 p.
- Arenas-Lago, D. Andra, M.L. Lago-Vila, M. Rodriguez-Seijo, A. Vega, F.A. (2014). "Sequential extraction of heavy metals in soils from a copper mine: distribution in geochemical fractions". *Geoderma*, 230, 108-118.
- Arai, Y. (2011). "Arsenic and Antimony. Trace Elements in Soils". Wiley Press, pp. 386.
- Angulo, E. (1996). "The Tomlinson Pollution Load Index applied to heavy metal, Mussel- Watch data: a useful index to assess coastal pollution". *Science of the Total Environment*, 187, 19-56.
- Appenroth, K. J. (2010). "What are "heavy metals" in plant sciences?". *Acta Physiologiae Plantarum*, 32, 615-619.
- ATSDR. (1994). "Agency for Toxic Substances and Disease Registry. Toxicological profile for zinc. U.S. Dept of Health and Human Services". Atlanta, GA.
- Bhattacharya, G.K. Johnson, R.A. (1997). "Statistical Concepts and Methods. John Wiley and Sons, New York, Santa Barbara", London, Sydney, Toronto, 656 P.
- Barbieri, M. (2016). "The importance of enrichment factor (EF) and geoaccumulation index (Igeo) to evaluate the soil contamination". *Journal of Geology Geophysics*, 5(237), 2.
- Brevik, E.C. Sauer, T.J. (2015). "The past, present, and future of soils and human health studies". *Soil*, 1, 35–46.
- Beone, G. M. Carini, F. Guidotti, L. Rossi, R. Gatti, M. Fontanella, M. C. & Cenci, R. M. (2018). "Potentially toxic elements in agricultural soils from the Lombardia region of northern Italy". *Journal of Geochemical Exploration*, 190, 436-452.

- Bhuiyan, MAH. Parvez, L. Islam, MA. Dampare, SB. Suzuki, S. (2010). "Heavy metal pollution of coal mine-affected agricultural soils in the northern part of Bangladesh". *Journal of Hazardous Materials*, 173, 384–392.
- Bigalke, M. Ulrich, A. Rehmus, A. Keller, A. (2017). "Accumulation of cadmium and uranium in arable soils in Switzerland". *Environmental Pollution*, 221, 85–93.
- Belon, E. Boisson, M. Deportes, I.Z. Eglin, T.K. Feix, I. Bispo, A.O. Galsomies, L. Leblond, S. Guellier, C.R. (2012). "An inventory of trace elements inputs to French Agricultural soils". *Science of the Total Environment*, 439, 87-95.
- Blaser, P. Zimmermann, S. Luster, J. Shotyk, W. (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*, 249, 257–280.
- Cai, L. M. Wang, Q. S. Wen, H. H. Luo, J. & Wang, S. (2019). "Heavy metals in agricultural soils from a typical township in Guangdong Province, China: Occurrences and spatial distribution". *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 168, 184-191.
- Carbonell-Barrachina, A.A. Aarabi, M.A. Delaune, R.D. Gambrell, R.P. Patrick, J.W.H. (1998). "Arsenic in wetland vegetation: Availability, phytotoxicity, uptake and effects on plant growth and nutrition". *Science of the Total Environment*, 217, 189–199.
- Cao, X. Ma, L. Q. & Shiralipour, A. (2003). "Effects of compost and phosphate amendments on arsenic mobility in soils and arsenic uptake by the hyperaccumulator, *Pteris vittata* L". *Environmental Pollution*, 126, 157-167.
- Carlosena, A., Andrade, J. M., & Prada, D. (1998). "Searching for heavy metals grouping roadside soils as a function of motorized traffic influence". *Talanta*, 47, 753-767.
- Chang, C. Y. Yu, H. Y. Chen, J. J. Li, F. B. Zhang, H. H. & Liu, C. P. (2014). "Accumulation of heavy metals in leaf vegetables from agricultural soils and associated potential health risks in the Pearl River Delta, South China". *Environmental Monitoring Assessment*, 186, 1547-1560.
- Chen, T.B. Wong, J.W.C. Zhou, H.Y. Wong, M.H. (1997). "Assessment of trace metal distribution and contamination in surface soils of Hong Kong". *Environmental Pollution*, 96, 61–68.

- Chen, M. Ma, L.Q. Harris, W.G. (1999). "Baseline concentrations of 15 trace elements in Florida surface soils". *Journal of Environmental Quality*, 28, 1173–1181.
- Chen, T.B. Zheng, Y.M. Lei, M. Huang, Z.C. W.u. H.T, Chen, H. Fan, K.K. Yu, K. Wu, X.Tian, Q.Z. (2005). "Assessment of heavy metal pollution in surface soils of urban parks in Beijing, China". *Chemosphere*, 60,542–551.
- Chen, Y.Y. Tang,M.Y.Wang, S.T.Wang, Q. Zhan,W.X. Huang, G. (2016). "Heavymetal pollution assessment of farmland soil in China based on bibliometrics". *Chinese Journal of Soil Science*, 47,219–225.
- Chen, T.B. Wong, J.W.C. Zhou, H.Y. Wong, M.H. (1997). "Assessment of trace metal distribution and contamination in surface soils of Hong Kong". *Environmental Pollution*, 96, 61–68.
- Cui, Y. & Du, X. (2011). "Soil heavy-metal speciation and wheat phytotoxicity in the vicinity of an abandoned lead–zinc mine in Shangyu City, eastern China". *Environmental Earth Sciences*, 62, 257-264.
- Darwish, M. A. G., & Pöllmann, H. (2015). "Trace elements assessment in agricultural and desert soils of Aswan area, south Egypt: Geochemical characteristics and environmental impacts". *Journal of African Earth Sciences*, 112, 358-373.
- Dheeba, B. Sampathkumar, P.& Kannan, K. (2015). "Fertilizers and mixed crop cultivation of chromium tolerant and sensitive plants under chromium toxicity". *Journal of toxicology*, 36, 1-10.
- Davies, B.E. (1983). "Heavy metal contamination from base metal mining and smelting implications for man and his environment. In *Applied Environmental Geochemistry* (ed.I. Thornton), Academic Press, London,pp, 425-462.
- Do Nascimento, C. W. A.Lima, L. H. V. da Silva, F. L.Biondi, C. M. & Campos, M. C. C. (2018). "Natural concentrations and reference values of heavy metals in sedimentary soils in the Brazilian Amazon". *Environmental Monitoring and Assessment*, 190, 606.
- Douay, F. Pelfrene, A. Planque, J. Fourrier, H. Richard, A. Roussel, H. Girondelot, B. (2013). "Assessment of potential health risk for inhabitants living near a former lead smelter. Part 1: metal concentrations in soils, agricultural crops, and homegrown vegetables". *Environmental Monitoring and Assessment*, 185, 3665-3680.

- Dufour, A. P. (1986). Ambient Water Quality Criteria for Bacteria--1986 (Vol. 86, No. 158045). The Division.
- Duffus, J.H. (2002). "Heavy metals"-a meaningless term? (IUPAC technical report)". *Pure and Applied Chemistry*, 74, 793–807.
- Fakhri, Y. Bjørklund, G. Bandpei, A.M. et al. (2018). "Concentrations of arsenic and lead in rice (*Oryza sativa* L.) in Iran: a systematic review and carcinogenic risk assessment". *Food and Chemical Toxicology*, 113, 267–277.
- Favas, P.J.C. Pratas, J. Gomez, M.E.P. Cala, V. (2011). "Selective chemical extraction of heavy metals in tailings and soils contaminated by mining activity". *Journal of Geochemical Exploration*, 111, 160–171.
- Faust, S. D. and Aly, O. M. (1981). "Chemistry of Natural Waters, Ann Arbor Science", Ann Arbor Science Publishers, MI, p. 400.
- Fernández-Caliani, J. C. Barba-Brioso, C. González, I. & Galán, E. (2009). "Heavy metal pollution in soils around the abandoned mine sites of the Iberian Pyrite Belt (Southwest Spain)". *Water, Air, and Soil Pollution*, 200, 211-226.
- Ferreira-Baptista, L. Miguel, E.D. (2005). "Geochemistry and risk assessment of street dust in Luanda, Angola: a tropical urban environment". *Atmospheric Environment*, 39, 4501–4512.
- Forghani, G. Kelm, U. Mazinani, V. (2019). "Spatial distribution and chemical partitioning of potentially toxic elements in soils around Khatoon-Abad Cu Smelter, SE Iran". *Journal of Geochemical Exploration*, 196, 66-80.
- Gong, Q. Deng, J. Xiang, Y. Wang, Q. Yang, L. (2008). "Calculating pollution indices by heavy metals in ecological geochemistry assessment and a case study in parks of Beijing". *Journal of China University of Geosciences*, 19, 230–241.
- Gevorg, T. Lilit, S. Olga, B. Armen, S. (2016). "Origin identification and potential ecological risk assessment of potentially toxic inorganic elements in the topsoil of the city of Yerevan, Armenia", *Journal of Geochemical Exploration*, 167, 1–11.
- Gholami, S. & Srikantaswamy, S. (2009). "Statistical multivariate analysis in the assessment of river water quality in the vicinity of KRS Dam, Karnataka, India". *Natural Resources Research*, 18, 235-247.
- Ghiyasi, S. Karbassi, A. Moattar, F. Modabberi, S. Sadough, M.B. (2010). "Origin and concentrations of heavy metals in agricultural land around aluminum industrial complex". *Food, Agriculture and Environment*. 8, 1237-40.

- Gotelli, N.J. Ellison, A.M. (2004). "A primer of ecological statistics. Sinauer Associates", Sunderland, 492.
- Guillen, M.T. Delgado, J. Albanese, S. Nieto, J.M. Lima, A. Vivo, B.D. (2012). "Heavy metals fractionation and multivariate statistical techniques to evaluate the environmental risk in soils of Huelva Township (SW Iberian Peninsula)". *Journal of Geochemical Exploration*, 119, 32-43.
- Hakanson, L. (1980). "An ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach". *Water Research*, 14, 975–1001.
- Hasan, M. Kausar, D. Akhter, G. & Shah, M. H. (2018). "Evaluation of the mobility and pollution index of selected essential/toxic metals in paddy soil by sequential extraction method". *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 147, 283-291.
- Hani, A. Pazira, E. (2011). "Heavy metals assessment and identification of their source in agricultural soils of Southern Tehran, Iran". *Environment Monitoring and Assessment*, 176, 677–691.
- Hang, X. Wang, H. Zhou, J. Du, C. Chen, X. (2009). "Characteristics and accumulation of heavy metals in sediments originated from an electroplating plant". *Journal of Hazardous Materials*, 163, 922–930.
- Heijerick, D. G. Van Sprang, P. A. & Van Hyfte, A. D. (2006). "Ambient copper concentrations in agricultural and natural European soils: an overview". *Environmental Toxicology and Chemistry*, 25, 858-864.
- Hingston, J.A. Collins, C.D. Murphy, R.J. Lester, J.N. (2001). "Leaching of chromated copper arsenate wood preservatives: a review". *Environmental Pollution*, 111, 53–66.
- Hooda, P.S. (2010). Introduction. In: Hooda, P.S. (Ed.), "Trace Elements in Soils". John Wiley & Sons, Inc. Chichester, UK, 3–8.
- Huang, Y. Wang, L. Wang, W. Li, T. He, Z. & Yang, X. (2019). "Current status of agricultural soil pollution by heavy metals in China: A meta-analysis". *Science of the Total Environment*, 651, 3034-3042.
- Jorfi, S. Maleki, R. Jaafarzadeh, N. & Ahmadi, M. (2017). "Pollution load index for heavy metals in Mian-Ab plain soil, Khuzestan, Iran". *Data in brief*, 15, 584.
- Kabata-Pendias, A. (2011). "Trace elements in soils and plants". 4rd ed, CRC Press. Boca Raton, 534.

- Karimi, A. Haghnia, G. H. Safari, T. & Hadadian, H. (2017). "Lithogenic and anthropogenic pollution assessment of Ni, Zn and Pb in surface soils of Mashhad plain, northeastern Iran". *Catena*, 157, 151-162.
- Kelly, J.J. Tate, R.L. (1998). "Effects of heavy metal contamination and remediation on soil microbial communities in the vicinity of a zinc smelter". *Journal of Environmental Quality*, 27, 609-617.
- Klein, D.H. (1972). "Trace elements in soil of the metropolitan area of Grand Rapids, Michigan (USA)". *Environmental Science and Technology*, 6,560–572.
- Kelm, U. Helle, S. Matthies, R. & Morales, A. (2009). "Distribution of trace elements in soils surrounding the El Teniente porphyry copper deposit, Chile: the influence of smelter emissions and a tailings deposit". *Environmental Geology*, 57, 365-376.
- Kennish, M.J. (1992). "Ecology of estuaries: anthropogenic effects". *Credentialing Resource Center CRC Press*, Boca Raton, 494.
- Khan, A. Khan, S. Alam, M. Khan, M.A. Aamir, M. Qamar, Z. Rehman, Z.U. Perveen, S. (2016). "Toxic metal interactions affect the bioaccumulation and dietary intake of macro-and micro-nutrients". *Chemosphere*, 146, 121–128.
- Křibek, B, Majer, V, Veselovský, F, & Nyambe, I. (2010). "Discrimination of lithogenic and anthropogenic sources of metals and sulphur in soils of the central-northern part of the Zambian Copperbelt Mining District: a topsoil vs. subsurface soil concept". *Journal of Geochemical Exploration*, 104(3), 69-86.
- Knox, A. S. Gamerdinger, A. P. Adriano, D. C. Kolka, R. K. and Kaplan, D. I.(1999). "Sources and practices contributing to soil contamination, in *Bioremediation of Contaminated Soils*", *Agronomy Monograph*, 37.
- Koch, M. Rotard, W. (2001). "On the contribution of background sources to the heavy metal content of municipal sewage sludge". *Water Science and Technology*, 43, 67–74.
- Li, X. Thornton, I. (2001). "Chemical partitioning of trace and major elements in soils contaminated by mining and smelting activities". *Applied Geochemistry*, 16, 1693–1706.
- Li, Z. Zhang, Z. Jiang, W. Yu, M. Zhou, Y. Zhao, Y. & Chai, Z. (2008). "Direct measurement of lanthanum uptake and distribution in internodal cells of *Chara*". *Plant Science*, 174, 496-501.

- Li, P. Lin, Ch. Cheng, H. Duan, X. Lei, K. (2015). "Contamination and health risks of soil heavy metals around a lead/zinc smelter in southwestern China". *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 113, 391–399.
- Lindsay, W. L. (1972). In "Micronutrients in Agriculture" (J . J . Mortvedt, P. M. Giordano, and W. L. Lindsay, eds.), 41-57. Soil Sci. SOC. Amer., Madison, Wisconsin.
- Lee, C.G. Chon, H-T. Jung, M.C. (2001). "Heavy metal contamination in the vicinity of the Daduk Au–Ag–Pb–Zn mine in Korea". *Applied Geochemistry*, 16,1377–1386.
- Liu, W.H. J.Z. Zhao, Z.Y. Ouyang, L. Solderland and G.H. Liu, (2005). "Impacts of Sewage Irrigation on Heavy Metal Distribution and Contamination in Beijing, China." *Environment International*, 32, 805-812.
- Lu, S. G. & Bai, S. Q. (2010). "Contamination and potential mobility assessment of heavy metals in urban soils of Hangzhou, China: relationship with different land
- Liu WX, Coveney RM and Chen JL, (2003). Environmental quality assessment on a river system polluted by mining activities. *Applied Geochemistry*, 18, 749-764.
- Ma, Y. Hooda, P.S. (2011). "Chromium, nickel and cobalt. In: Trace Elements in Soils". Wiley Press, pp. 462.
- Martley, E. Gulson, B. L, & Pfeifer, H. R. (2004). "Metal concentrations in soils around the copper smelter and surrounding industrial complex of Port Kembla, NSW, Australia". *Science of the Total Environment*, 325, 113-127.
- Marabottini, R. Stazi, S. R. Papp, R. Grego, S. & Moscatelli, M. C. (2013). "Mobility and distribution of arsenic in contaminated mine soils and its effects on the microbial pool". *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 96, 147-153.
- Mazurek, R. Kowalska, J. B. Gąsiorek, M. Zadrożny, P. & Wiczorek, J. (2019). "Pollution indices as comprehensive tools for evaluation of the accumulation and provenance of potentially toxic elements in soils in Ojców National Park". *Journal of Geochemical Exploration*, 201, 13-30
- Manta, D.S. Angelone, M. Bellanca, A. Neri, R. Sprovieri, M. (2002). "Heavy metals in urban soils: a case study from the city of Palermo (Sicily), Italy". *Science of the Total Environment*, 300, 229–243.
- Mohammadi Roozbahani, M. Ardakani, S. Karimi, H. & Sorooshnia, R. (2015). "Natural and anthropogenic source of heavy metals pollution in the soil samples

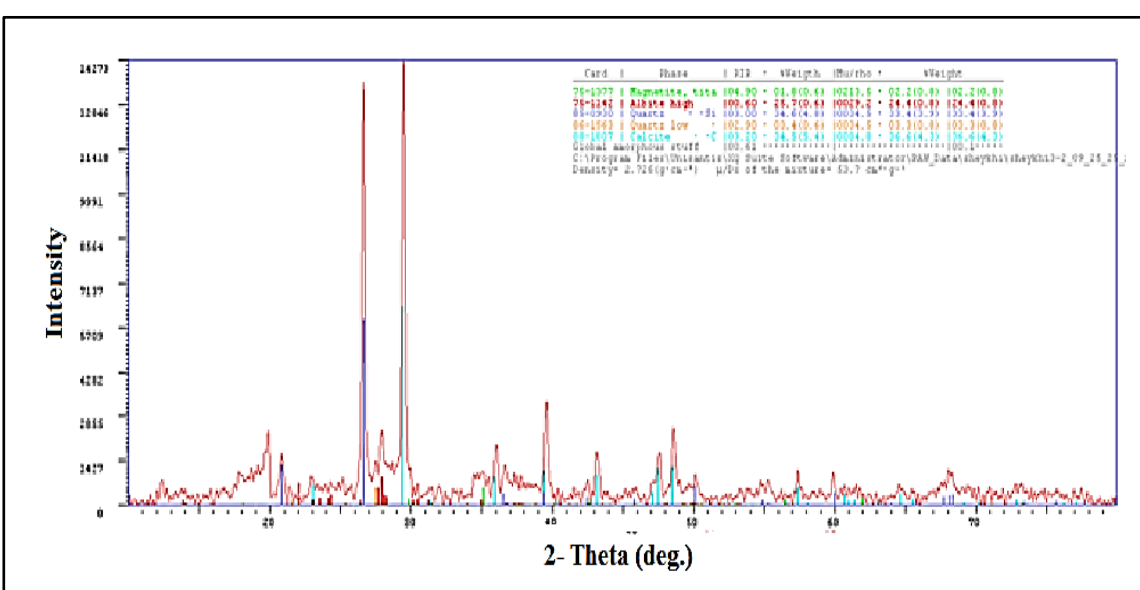
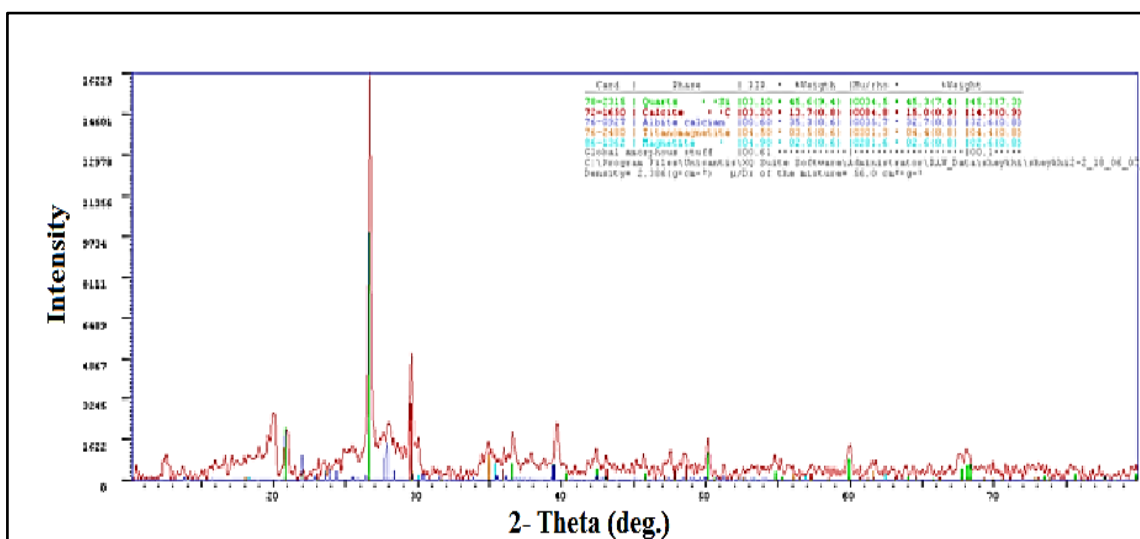
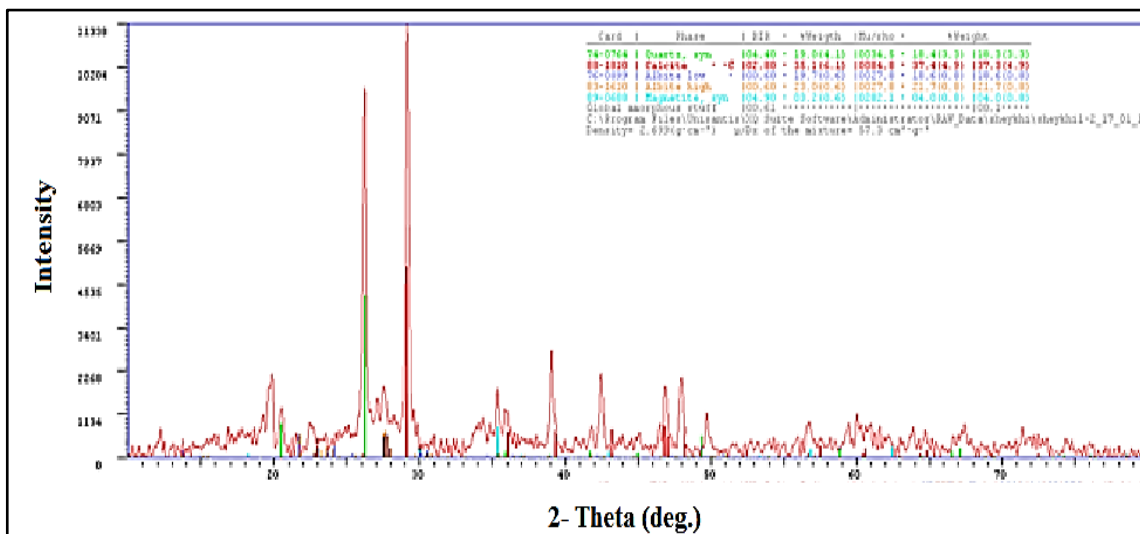
- of an industrial complex a case study”. *Iranian Journal of Toxicology*, 9, 1336-1341.
- Muller, G. (1969). “Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine River”. *Geojournal*, 2,108–118.
- Nabholz, J. V. Miller, P, & Zeeman, M. (1991).“ Environmental risk assessment of new chemicals under the Toxic Substances Control Act TSCA Section Five”. In *Environmental Toxicology and Risk Assessment*. ASTM International.
- Nriagu, J.O. Pacyna, J.M. (1988). “Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils by trace metals”. *Nature*, 333, 134–139.
- Ni, M. Mao, R. Jia, Z. Dong, R. & Li, S. (2018). “Heavy metals in soils of Hechuan County in the upper Yangtze (SW China): Comparative pollution assessment using multiple indices with high-spatial-resolution sampling”. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 148, 644-651.
- Niu, S, Wang, S, Lin, L, Liu, Y, Zhou, Y. S, Hu, Y, & Wang, Z. L. (2013). “Theoretical study of contact-mode triboelectric nanogenerators as an effective power source”. *Energy and Environmental Science*, 6(12), 3576-3583.
- Nicholson, F.A. Smith, S.R. Alloway, B.J. Carlton-Smith, C.B. Chambers, J. (2003). “An inventory of heavy metal input to agricultural soil in England and Wales”. *Science of the Total Environment*, 311, 205–219.
- Peryea, F.J. (1998). “Phosphate starter fertilizer temporarily enhances soil arsenic uptake by apple trees grown under field conditions”. *Hortscience*, 33, 826–829.
- Qingjie, G. Jun, D. Yunchuan, X. Qingfei, W. & Liqiang, Y. (2008). “Calculating pollution indices by heavy metals in ecological geochemistry assessment and a case study in parks of Beijing”. *Journal of China University of Geosciences*, 19, 230-241.
- Oves, M. Khan, M.S. Zaidi, A. Ahmad, E. (2012). “Soil contamination, nutritive value, and human health risk assessment of heavy metals: an overview”. *Toxic Heavy Metal. Leg. Biorem*, 1, 1–28.
- Park, R.M. (2018). “Risk assessment for metalworking fluids and cancer outcomes”. *American Journal of Industrial Medicine*, 61 , 198–203.
- Parton, W. J. Schimel, D. S. Cole, C. V. & Ojima, D. S. (1987). “Analysis of factors controlling soil organic matter levels in Great Plains Grasslands 1”. *Soil Science Society of America Journal*, 51, 1173-1179.

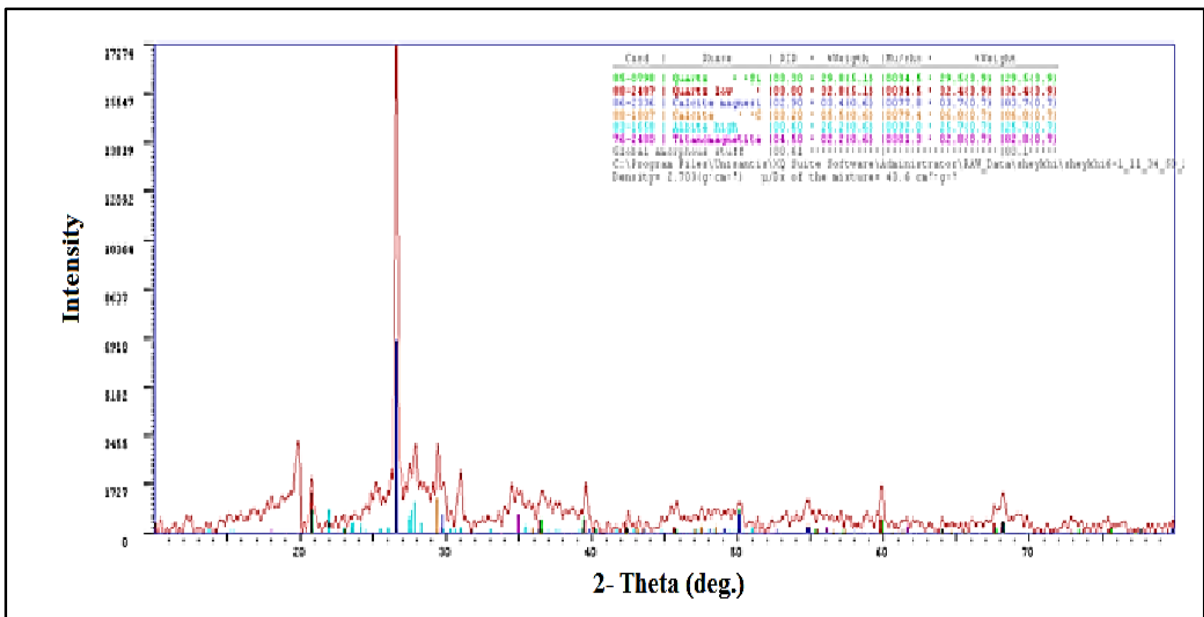
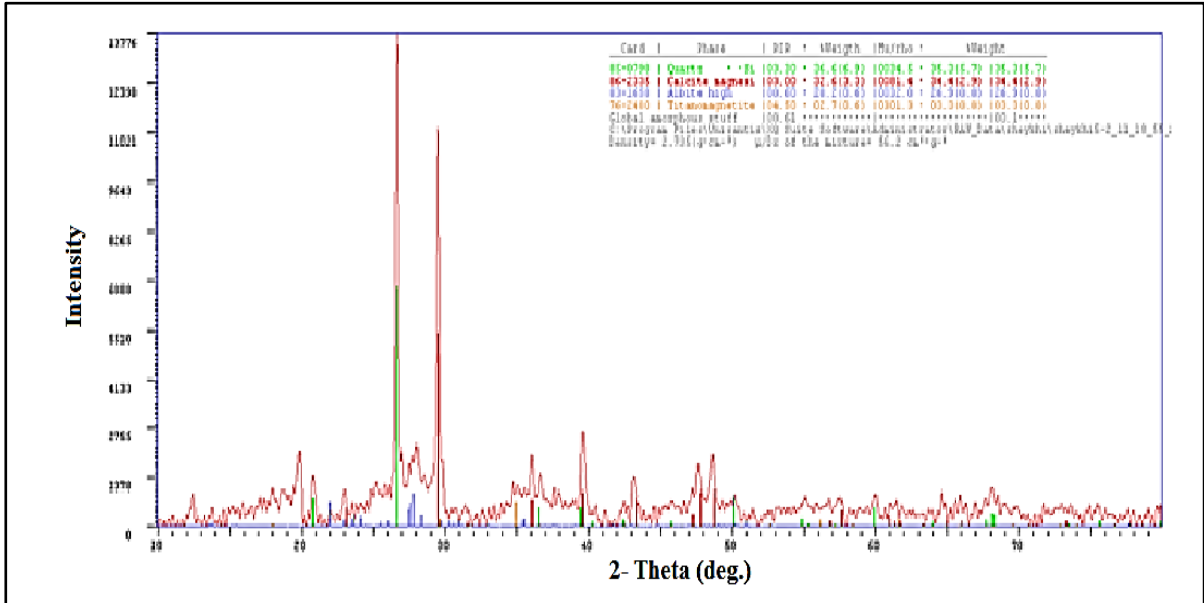
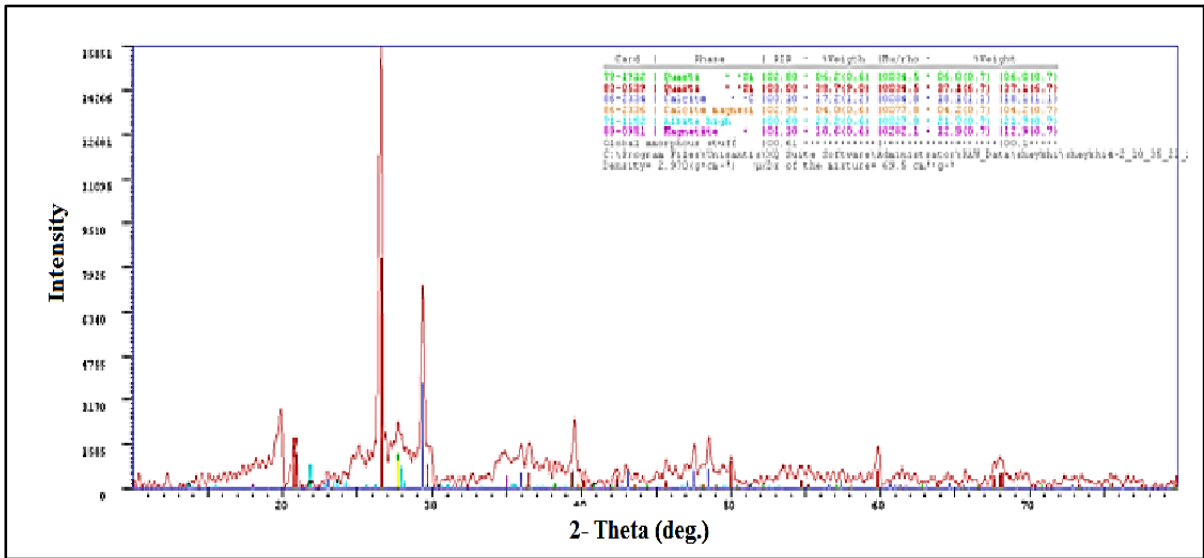
- Poggio, L. Vrscaj, B. Schulin, R. Hepperle, E. Marsan, F.A. (2009). "Metals pollution and human bioaccessibility of topsoils in Grugliasco (Italy)". *Environmental Pollution*, 157, 680–689.
- Ren, B. Wang, Q. Chen, Y. Ding, W. and Zheng, X. (2015). "Analysis of the metals in soil-water interface in a manganese mine". *Journal of Analytical Methods in Chemistry*,
- Rocco, C. Duro, I. Di Rosa, S. Fagnano, M. Fiorentino, N. Vetromile, A. & Adamo, P. (2016). "Composite vs. discrete soil sampling in assessing soil pollution of agricultural sites affected by solid waste disposal". *Journal of Geochemical Exploration*, 170, 30-38.
- Runnels and Schleicher, (1956). R.T. Runnels, J.A. "Schleicher Chemical composition of eastern Kansas limestones". *Kansas Geol. Surv. Bull.*, 119 (1956), pp.
- Saritha, P. (2011). "Degradation of Some USEPA Listed Recalcitrant Compounds Using Advanced Oxidation Processes (AOPS)". (Kukatpally).
- Sawut, R. Kasim, N. Maihemuti, B. Hu, L. Abliz, A. Abdujappar, A. Kurban, M. (2018). "Pollution characteristics and health risk assessment of heavy metals in the vegetable bases of northwest China". *Science of the Total Environment*, 642, 864-878.
- Sabitha, M.A. Sarala, T.D. (2012). "Calculating integrated pollution indices for heavy metals in ecological geochemistry assessment near sugar mill". *Journal of Biology*, 5, 489–498.
- Smolders, E. Mertens, J. (2013). "Cadmium. In: Alloway, B.J. (Ed.) *Heavy Metals in Soils*". Netherlands, 22, 283–31.
- Santos-Francés, F. Martínez-Graña, A. Zarza, C. Á. Sánchez, A. G. & Rojo, P. A. (2017). "Spatial distribution of heavy metals and the environmental quality of soil in the Northern Plateau of Spain by geostatistical methods". *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 14, 568.
- Selinus, O. Cave, M. Kousa, A. Steinnes, E. Varet, J. & da Silva, E. F. (2010). "Medical geology in Europe". In *Medical Geology* (pp. 259-301). Springer, Dordrecht.
- Seeboonruang, U. (2012). "A statistical assessment of the impact of land uses on surface water quality indexes". *Journal of Environmental Management*, 101, 134-142.
- Singh, R. Gautam, N. Mishra, A. & Gupta, R. (2011). "Heavy metals and living systems: An overview". *Indian Journal of Pharmacology*, 43, 246.

- Shi, T. Ma, J. Wu, X. Ju, T. Lin, X. Zhang, Y. & Wu, F. (2018). "Inventories of heavy metal inputs and outputs to and from agricultural soils: A review". *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 164, 118-124.
- Shukurov, N. Kodirov, O. Peitzsch, M. Kersten, M. Pen-Mouratov, S. Steinberger, Y. (2014). "Coupling geochemical, mineralogical and microbiological approaches to assess the health of contaminated soil around the Almalyk mining and smelter complex, Uzbekistan". *Science of the Total Environment*, 476, 447–459.
- Singh, A. Agrawal, M. Marshall, F.M. (2010). "The role of organic vs. inorganic fertilizers in reducing phytoavailability of heavy metals in a wastewater irrigated area". *Ecological Engineering*, 36, 1733–1740.
- Six, J. Conant, R. T. Paul, E. A. & Paustian, K. (2002). "Stabilization mechanisms of soil organic matter: implications for C-saturation of soils". *Plant and soil*, 241, 155-176.
- Sinegani, A. A. S. & Araki, H. M. (2010). "Changes in chemical forms of lead in temperate and semiarid soils in sterile and unsterile conditions". *Environmental Chemistry Letters*, 8, 323-330.
- Sutherland, R.A. (2000). "Bed sediment-associated trace metals in an urban stream, Oahu, Hawaii". *Environmental Geology*, 39,611–627.
- 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.
- Szefer, P. Szefer, K. Glasby, G. Pempkowiak, J. (1996). "Heavy-metal pollution in surficial sediments from the southern Baltic Sea off Poland". *Journal Of Environmental Science and Health*, 31,2723–2754.
- Tack, F. Demeyer, A. & Verloo, M. (1993). "Using cluster analysis and multiple regression techniques for a more efficient characterization of sediments". In: *Proc. CATS II Congress, K.VIV, Antwerpen, Belgium, 2.1–2.4* .
- Taylor, C. R. (1985). "Force development during sustained locomotion: a determinant of gait, speed and metabolic power. *Journal of Experimental Biology*", 115(1), 253-262.
- Taylor, M.P. Kesterton, R.G.H. (2002). "Heavy metal contamination of an arid riverenvironment: Grubon River, Namibia". *Geomorphology*, 42, 311–327.

- Tessier, A. Campbell, P.G.C. Bisson, M. (1979). "Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals". *Analytical Chemistry*, 51, 844–851.
- Tomlinson, D.L. Wilson, J.G. Harris, C.R. Jeffrey, D.W. (1980), "Problems in the assessments of heavy metal levels in estuaries and formation of a pollution index". *Helgolander Meeresuntersuchungen*, 33, 566–575.
- Turekian, K. K. & Wedepohl, K. H. (1961). "Distribution of the elements in some major units of the earth's crust". *Geological Society of America Bulletin*, 72, 175-192.
- USDA. (1999). "Soil taxonomy. A basic system of soil classification for making and interpreting soil surveys", Handbook No. 436. Soil Survey Staff, Washington, DC.
- US EPA. (1998). "Test Methods for Evaluating Solid Waste", Method 9045D EPA, Washington, D.C.
- US EPA, (1989). "Risk assessment guidance for superfund volume I human health evaluation manual (Part A). Office of Emergency and Remedial Response. U.S". Environmental Protection Agency Washington, 20450.
- Vink, B.W. (1996). "Stability relations of antimony and arsenic compounds in the light of revised and extended Eh-pH diagrams". *Chemical Geology*, 130, 21–30.
- Wang, X. He, M. Xie, J. Xi, J. & Lu, X. (2010). "Heavy metal pollution of the world largest antimony mine-affected agricultural soils in Hunan province (China)". *Journal of Soils and Sediments*, 10, 827-837.
- Wei, B.G. Yang, L.S. (2010). "A review of heavy metal contaminations in urban soils, urban road dusts and agricultural soils from China". *Microchemical Journal*. 94, 99-107.
- Wuana, R.A. Okieimen, F.E. (2011). "Heavy metals in contaminated soils: a review of sources, chemistry, risks and best available strategies for remediation". *The international research school in applied ecology*, 1-20.
- Xiong, X. Yanxia, L. Wei, L. Chunye, L. Wei, H. & Ming, Y. (2010). "Copper content in animal manures and potential risk of soil copper pollution with animal manure use in agriculture". *Resources, Conservation and Recycling*, 54, 985-990.
- Xu, X. Zhao, Y. Zhao, X. Wang, Y. Deng, W. (2014). "Sources of heavy metal pollution in agricultural soils of a rapidly industrializing area in the Yangtze Delta of China. *Ecotoxicol*". *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 108, 161–167.

- Yong, L. I. U. Huifeng, W. A. N. G. Xiaoting, L. I. & Jinchang, L. I. (2015). "Heavy metal contamination of agricultural soils in Taiyuan, China". *Pedosphere*, 25, 901-909.
- Young, M.H. Green, R.L. Conkle, J.L. et al. (2014) . "Field-scale monitoring of pharmaceutical compounds applied to active golf courses by recycled water". *Journal of Environmental Quality*, 43 , 658–670.
- Yang, Q. Li, Z. Lu, X. Duan, Q. Huang, L. & Bi, J. (2018). "A review of soil heavy metal pollution from industrial and agricultural regions in China: Pollution and risk assessment". *Science of the Total Environment*, 642, 690-700.
- Yesilonis, I.D. Pouyat, R.V. Neerchal, N.K. (2008). "Spatial distribution of metals in soils in Baltimore, Maryland: role of native parent material, proximity to major roads, housing age and screening guidelines". *Environmental Pollution*, 156, 723–731.
- Yu, Y. Zhao, C. Zheng, N. Jia, H. & Yao, H. (2019). "Interactive effects of soil texture and salinity on nitrous oxide emissions following crop residue amendment". *Geoderma*, 337, 1146-1154.
- Zhang, M.Cui, L. Sheng, L. Wang, Y. (2009). "Distribution and enrichment of heavy metals among sediments, water body and plants in Hengshuihu Wetland of Northern China". *Ecological Engineering*, 35,563–569.







Zarazma Mineral Studies Co,

No.23, 4th St, Mohammad Ali Jenab Blvd, Tehran, IRAN.
Tel: +98 21 4404 8364-8, Fax: Tel: +98 21 4404 8387

تاریخ درخواست: ۱۳۹۷/۰۷/۲۲ ۱۶:۱۱:۵۹
تاریخ دریافت نمونه: ۱۳۹۷/۰۷/۲۹ ۱۳:۰۰:۵۳
تاریخ انجام آزمون: ۱۳۹۷/۰۷/۳۰ ۱۰:۰۹:۳۹
تاریخ صدور نتیجه: ۱۳۹۷/۰۸/۰۵ ۱۵:۱۳:۵۷
ME-02-MAD
۵۱۰۰۰۰

تبریز پایتزر از فلکه دوم جاده، بزرگراه سمسد علی حاج، خیابان قائمیان، کوی ارغوان پلاک ۴۳، واحد ۱ - تلفن: ۰۲۱-۴۴۰۴۸۳۸۷

سنگ
لایه شیبی
۱۳۹۷ZR-3634
سوسه اطلاعات معدنی زرازما

معالج مسئول - مدیر عامل

نوع نمونه:
نام شرکت:
شماره پرونده:
نام آزمایشگاه:
آدرس مشتری:
انضام مدیر فنی:
نام و سمت مسئول کننده:

آزمایشگاه معتقد انار ه محیط زیست

آزمایشگاه معتقد انار ه استاندارد

دارای گواهینامه iso 17025:9001

واحد منتخب معدنی سال ۹۳

توجه: نتایج فقط برای نمونه ارائه شده آزمایشگاه می باشد.

CERTIFICATE OF ANALYSIS

1397ZR-3634

Element	Ag	Al	As	Ba	Be	Ca	Cd	Ce	Co	Cr	Cu	Fe	K	La	Li	Mg	Mn	Mo	Na	Ni
Unit	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm
DL	0.1	100	0.5	5	1	100	0.1	1	1	1	1	100	100	1	1	100	5	0.5	100	1
Method	ME-02	ME-02	ME-02	ME-02	ME-02	ME-02	ME-02	ME-02	ME-02	ME-02	ME-02	ME-02	ME-02	ME-02	ME-02	ME-02	ME-02	ME-02	ME-02	ME-02
CO																				
CO																				
منظله 1	0.36	70937	19.4	322	1.6	44331	0.31	63	24	173	43	43208	16815	31	36	16272	869	0.91	4424	143
منظله 2	0.37	71384	16	302	1.6	25179	0.45	64	25	192	39	44665	18344	32	40	18688	839	0.77	4907	144
منظله 3	0.27	56025	6.8	268	1.2	97197	0.31	49	17	134	31	33036	13397	25	27	>2%	681	0.81	3897	113
منظله 4	0.36	61798	7.6	287	1.4	90714	0.28	55	20	153	38	36818	14214	26	32	15284	675	0.71	4362	121
منظله 5	0.34	69316	8.4	318	1.6	42269	0.33	61	23	182	40	42412	16912	30	35	17091	888	0.87	4859	145
منظله 6	0.31	60125	14.1	265	1.4	28666	0.31	56	21	152	41	38246	14936	27	32	14944	865	0.76	3801	117
منظله 7	0.41	63763	7.3	281	1.4	67468	0.3	55	21	155	39	38194	14261	27	32	15628	800	0.85	4116	128
منظله 8	0.48	55895	13.2	251	1.3	88880	0.31	53	19	137	41	34924	13378	26	28	14383	824	0.66	4227	104
منظله 9	0.35	59379	8.1	339	1.3	90327	0.32	52	19	145	36	35655	14675	25	30	15525	702	0.87	4418	122
منظله 10	0.45	64076	23.8	276	1.4	63979	0.37	60	23	147	46	41833	15670	29	34	14548	967	0.74	3890	120
منظله 11	0.41	59331	8.5	318	1.3	83334	0.32	57	20	144	40	36513	13255	27	33	15258	825	0.84	4029	112
منظله 12	1.8	56756	6.4	238	1.3	>10%	0.31	52	18	164	38	33466	13444	25	28	14332	657	0.87	3871	116
منظله 13	0.32	59746	3.3	285	1.3	80041	0.3	55	20	184	35	35528	14833	27	30	14700	725	0.69	4518	118
منظله 14	0.28	49317	4.4	224	1.1	>10%	0.32	46	16	141	28	29628	10807	22	26	14354	545	0.58	3109	91
منظله 15	0.28	57203	7.5	280	1.3	91978	0.33	53	19	161	35	34488	14205	26	29	15241	699	0.8	4208	118
منظله 16	0.31	56646	3.6	269	1.3	96700	0.31	51	18	154	37	33989	15129	26	28	15013	744	0.72	4109	112
منظله 17	0.39	51309	7.1	260	1.2	>10%	0.32	47	17	150	31	31229	11771	23	27	14147	599	0.68	3663	106
منظله 18	0.33	44020	4	238	1.1	70097	0.28	43	15	135	29	27639	10092	21	24	11185	586	0.7	2854	93

آنالیز مجدد انجام می گیرد: RA
کوچکتر از حد تشخیص دستگاه می باشد: <

www.zarazma.com - email: sales@zarazma.com



Zarazma Mineral Studies Co,

No.23, 4th St, Mohammad Ali Jenah Blvd, Tehran, IRAN.
Tel: +98 21 4404 8364-6, Fax: Tel: +98 21 4404 8367

۱۳۹۰/۰۷/۲۲ ۱۶۵۱۶۹

۱۳۹۰/۰۷/۱۹ ۱۶۵۰۴۲

۱۳۹۰/۰۷/۰۱ ۱۰۱۹۹۹

۱۳۹۰/۰۶/۰۵ ۱۴۱۳۱۷

ME-02-MAD

۸۱۰,۰۰۰

تهران، بلوار امیرکبیر از فلک دوم، جاده بزرگراه، مسجد علی، جامع خدایان، طابریان، کوی افغان، پلاک ۴۴، واحد ۱۱ - تلفن: ۱۳۹۸-۰۲۱

تاریخ درخواست:

تاریخ دریافت نمونه:

تاریخ انجام آزمون:

تاریخ صدور نتیجه:

روش آزمون:

هزینه آزمون (ریال):

آدرس آزمایشگاه:

مسک

لایسنسی

۱۳۹۲-۳۷۳

گروه مطالعات معدنی زرآزم

.

مجالس جهتل - طبرستان

نوع نمونه:

نام شرکت:

شماره پرونده:

نام آزمایشگاه:

آدرس مشتری:

انضام طبرستان:

نام و سمت مسئول کننده:



Handwritten signature



آزمایشگاه معتقد اداره محیط زیست

آزمایشگاه معتقد اداره استاندارد

دارای گواهینامه iso 17025:9001

واحد منتخب معدنی سال ۹۳

توجه: نتایج فقط برای نمونه ارائه شده در این آزمایشگاه می باشد.

CERTIFICATE OF ANALYSIS

1397ZR-3634

P	Pb	S	Sb	Sc	Sr	Th	Ti	U	V	Y	Yb	Zn	Zr
ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm
10	1	50	0.5	0.5	2	5	10	5	1	0.5	0.2	1	5
ME-02	ME-02	ME-02	ME-02	ME-02	ME-02	ME-02	ME-02	ME-02	ME-02	ME-02	ME-02	ME-02	ME-02
1024	21	367	4	16.3	110	11.9	4954	<	118	25	2.6	100	99
1085	21	377	4.4	16.3	108	11.6	5201	<	116	27	2.6	97	104
884	15	271	3.58	12.3	136	10.4	3697	10.2	91	20	2.1	74	77
702	17	239	4.05	14	168	11.3	4119	<	105	21	2.3	78	85
862	20	245	4.56	15.9	124	12.3	4780	<	115	24	2.5	95	95
951	19	268	4.71	14	109	9.7	4275	<	95	23	2.3	87	87
688	19	214	4.7	14.5	138	10.6	4192	7.8	102	22	2.3	81	87
1418	27	323	3.92	12.9	150	10.3	4254	<	90	21	2.1	82	83
754	24	284	4.21	13.3	169	12.8	3948	11.3	98	20	2.2	77	81
1028	19	304	4.28	15.1	110	11.5	5324	5.4	110	23	2.4	91	100
910	23	332	4.24	13.6	142	12.3	4379	7.2	100	22	2.2	91	89
1082	18	380	4.62	12.6	203	10.2	3808	9.2	92	20	2.1	75	79
828	16	288	4.24	13.4	154	11.8	4101	8.8	96	21	2.2	79	84
845	12	407	3.42	11.1	179	9.1	3448	11.9	71	18	1.9	67	71
931	15	321	4.24	12.9	190	11	3844	8.7	93	21	2.2	77	82
1139	16	338	3.62	12.7	202	11.2	3746	<	91	20	2.1	81	79
904	15	422	4.36	11.7	227	10.2	3375	7.5	83	19	2	69	73
563	15	231	3.48	10.2	156	9	3056	5.7	74	18	1.8	61	65

آنالیز مجدد انجام می گیرد: RA
کوچکتر از حد تشخیص آموخته می باشد: <

www.zarazma.com-email:sales@zarazma.com

ADDing child

	HQ						HI
	Zn	Cd	As	Cu	Cr	Ni	
1	0.004219	0.003963	0.826788	0.013744	0.737291	0.091416	1.754134
2	0.004432	0.005753	4.095586	0.012466	0.818265	0.092055	5.105269
3	0.003282	0.003963	0.289802	0.009909	0.571081	0.072237	1.005068
4	0.003623	0.00358	0.323896	0.012146	0.652055	0.077352	1.134752
5	0.004049	0.004219	0.357991	0.012785	0.775647	0.092694	1.320444
6	0.003708	0.003963	0.600913	0.013105	0.647793	0.074795	1.413683
7	0.003708	0.003836	0.311111	0.012466	0.660578	0.081826	1.142932
8	0.003537	0.003963	0.562557	0.013105	0.583866	0.066484	1.332143
9	0.003452	0.004091	0.345205	0.011507	0.61796	0.077991	1.147878
10	0.004262	0.004731	1.014307	0.014703	0.626484	0.076712	1.810606
11	0.003793	0.004091	0.362253	0.012785	0.613699	0.071598	1.152237
12	0.003367	0.003963	0.272755	0.012146	0.698935	0.074155	1.131075
13	0.00358	0.003836	0.225875	0.011187	0.78417	0.075434	1.16253
14	0.003026	0.004091	0.187519	0.00895	0.600913	0.058174	0.906508
15	0.003495	0.004219	0.319635	0.011187	0.686149	0.075434	1.154913
16	0.003367	0.003963	0.238661	0.011826	0.656317	0.071598	1.04418
17	0.003111	0.004091	0.302588	0.009909	0.639269	0.067763	1.081525
18	0.00277	0.00358	0.170472	0.009269	0.575342	0.059452	0.87568

ADDing adults

	HQ						HI
	Zn	Cd	As	Cu	Cr	Ni	
1	1.18E-07	1.11E-05	2.31E-05	3.84E-07	0.007725289	2.55426E-06	0.007762521
2	1.24E-07	1.61E-05	0.000114	3.48E-07	0.008573731	2.57212E-06	0.008707286
3	9.17E-08	1.11E-05	8.1E-06	2.77E-07	0.00598375	2.0184E-06	0.006005308
4	1.01E-07	1E-05	9.05E-06	3.39E-07	0.006832192	2.16129E-06	0.006853846
5	1.13E-07	1.18E-05	1E-05	3.57E-07	0.008127182	2.58998E-06	0.008152034
6	1.04E-07	1.11E-05	1.68E-05	3.66E-07	0.006787537	2.08985E-06	0.006817961
7	1.04E-07	1.07E-05	8.69E-06	3.48E-07	0.006921501	2.28633E-06	0.00694365
8	9.88E-08	1.11E-05	1.57E-05	3.66E-07	0.006117714	1.85764E-06	0.00614683
9	9.65E-08	1.14E-05	9.65E-06	3.22E-07	0.006474953	2.17916E-06	0.006498627
10	1.19E-07	1.32E-05	2.83E-05	4.11E-07	0.006564263	2.14343E-06	0.006608495
11	1.06E-07	1.14E-05	1.01E-05	3.57E-07	0.006430298	2.00054E-06	0.006454315
12	9.41E-08	1.11E-05	7.62E-06	3.39E-07	0.007323395	2.07198E-06	0.007344596
13	1E-07	1.07E-05	6.31E-06	3.13E-07	0.008216492	2.10771E-06	0.008236041
14	8.45E-08	1.14E-05	5.24E-06	2.5E-07	0.006296334	1.62544E-06	0.006314965
15	9.76E-08	1.18E-05	8.93E-06	3.13E-07	0.007189431	2.10771E-06	0.007212668
16	9.41E-08	1.11E-05	6.67E-06	3.3E-07	0.006876847	2.00054E-06	0.006897015
17	8.69E-08	1.14E-05	8.45E-06	2.77E-07	0.006698227	1.89337E-06	0.006720371
18	7.74E-08	1E-05	4.76E-06	2.59E-07	0.006028405	1.66116E-06	0.006045168

ADDinh child

	HQ					HI
	Cd	As	Cu	Cr	Ni	
1	1.10744E-05	2.31E-05	3.84032E-07	0.007725289	2.55426E-06	0.007762403
2	1.60757E-05	0.000114	3.48308E-07	0.008573731	2.57212E-06	0.008707163
3	1.10744E-05	8.1E-06	2.7686E-07	0.00598375	2.0184E-06	0.006005217
4	1.00027E-05	9.05E-06	3.39377E-07	0.006832192	2.16129E-06	0.006853745
5	1.17889E-05	1E-05	3.57239E-07	0.008127182	2.58998E-06	0.008151921
6	1.10744E-05	1.68E-05	3.6617E-07	0.006787537	2.08985E-06	0.006817858
7	1.07172E-05	8.69E-06	3.48308E-07	0.006921501	2.28633E-06	0.006943546
8	1.10744E-05	1.57E-05	3.6617E-07	0.006117714	1.85764E-06	0.006146731
9	1.14316E-05	9.65E-06	3.21515E-07	0.006474953	2.17916E-06	0.006498531
10	1.32178E-05	2.83E-05	4.10825E-07	0.006564263	2.14343E-06	0.006608376
11	1.14316E-05	1.01E-05	3.57239E-07	0.006430298	2.00054E-06	0.006454209
12	1.10744E-05	7.62E-06	3.39377E-07	0.007323395	2.07198E-06	0.007344502
13	1.07172E-05	6.31E-06	3.12584E-07	0.008216492	2.10771E-06	0.008235941
14	1.14316E-05	5.24E-06	2.50067E-07	0.006296334	1.62544E-06	0.00631488
15	1.17889E-05	8.93E-06	3.12584E-07	0.007189431	2.10771E-06	0.007212571
16	1.10744E-05	6.67E-06	3.30446E-07	0.006876847	2.00054E-06	0.00689692
17	1.14316E-05	8.45E-06	2.7686E-07	0.006698227	1.89337E-06	0.006720284
18	1.00027E-05	4.76E-06	2.58998E-07	0.006028405	1.66116E-06	0.006045091

ADDinh Adults

							HI
	Pb	Cd	As	Cu	Cr	Ni	
1	1.2087E-06	6.24E-06	1.30271E-05	2.16559E-07	0.004356	1.44037E-06	0.004379
2	1.2087E-06	9.07E-06	6.45313E-05	1.96414E-07	0.004835	1.45044E-06	0.004911
3	8.63359E-07	6.24E-06	4.56621E-06	1.56124E-07	0.003374	1.1382E-06	0.003387
4	9.78474E-07	5.64E-06	5.10341E-06	1.91378E-07	0.003853	1.21878E-06	0.003866
5	1.15115E-06	6.65E-06	5.64061E-06	2.0145E-07	0.004583	1.46052E-06	0.004598
6	1.09359E-06	6.24E-06	9.46817E-06	2.06487E-07	0.003828	1.17849E-06	0.003846
7	1.09359E-06	6.04E-06	4.90196E-06	1.96414E-07	0.003903	1.28928E-06	0.003917
8	1.55405E-06	6.24E-06	8.86382E-06	2.06487E-07	0.00345	1.04754E-06	0.003468
9	1.38137E-06	6.45E-06	5.43916E-06	1.81305E-07	0.003651	1.22885E-06	0.003666
10	1.09359E-06	7.45E-06	1.59817E-05	2.31668E-07	0.003702	1.2087E-06	0.003728
11	1.32382E-06	6.45E-06	5.70776E-06	2.0145E-07	0.003626	1.12812E-06	0.003641
12	1.03603E-06	6.24E-06	4.29761E-06	1.91378E-07	0.00413	1.16841E-06	0.004143
13	9.20916E-07	6.04E-06	3.55896E-06	1.76269E-07	0.004633	1.18856E-06	0.004645
14	6.90687E-07	6.45E-06	2.95461E-06	1.41015E-07	0.003551	9.166E-07	0.003562
15	8.63359E-07	6.65E-06	5.03626E-06	1.76269E-07	0.004054	1.18856E-06	0.004068
16	9.20916E-07	6.24E-06	3.76041E-06	1.86342E-07	0.003878	1.12812E-06	0.00389
17	8.63359E-07	6.45E-06	4.76766E-06	1.56124E-07	0.003777	1.06769E-06	0.00379
18	8.63359E-07	5.64E-06	2.68601E-06	1.46052E-07	0.003399	9.36745E-07	0.00341

ADD derm child

	HQ						HI
	Pb	Zn	As	Cu	Cr	Ni	
1	0.001432	5.91E-05	0.002315008	0.00012828	0.002064414	0.000255963	0.006255
2	0.001432	6.21E-05	0.011467641	0.00011635	0.002291142	0.000257753	0.015627
3	0.001023	4.59E-05	0.000811446	9.2481E-05	0.001599026	0.000202265	0.003774
4	0.001159	5.07E-05	0.00090691	0.00011336	0.001825753	0.000216584	0.004273
5	0.001364	5.67E-05	0.001002374	0.00011933	0.002171811	0.000259543	0.004974
6	0.001296	5.19E-05	0.001682557	0.00012231	0.00181382	0.000209425	0.005176
7	0.001296	5.19E-05	0.000871111	0.00011635	0.001849619	0.000229114	0.004414
8	0.001841	4.95E-05	0.00157516	0.00012231	0.001634825	0.000186155	0.005409
9	0.001637	4.83E-05	0.000966575	0.0001074	0.001730289	0.000218374	0.004707
10	0.001296	5.97E-05	0.002840061	0.00013723	0.001754155	0.000214795	0.006301
11	0.001568	5.31E-05	0.001014307	0.00011933	0.001718356	0.000200475	0.004674
12	0.001227	4.71E-05	0.000763714	0.00011336	0.001957017	0.000207635	0.004316
13	0.001091	5.01E-05	0.000632451	0.00010441	0.002195677	0.000211215	0.004285
14	0.000818	4.24E-05	0.000525053	8.3531E-05	0.001682557	0.000162886	0.003315
15	0.001023	4.89E-05	0.000894977	0.00010441	0.001921218	0.000211215	0.004204
16	0.001091	4.71E-05	0.00066825	0.00011038	0.001837686	0.000200475	0.003955
17	0.001023	4.36E-05	0.000847245	9.2481E-05	0.001789954	0.000189735	0.003986
18	0.001023	3.88E-05	0.000477321	8.6514E-05	0.001610959	0.000166466	0.003403

ADD derm Adults

		HQ					HI
	Pb	Zn	As	Cu	Cr	Ni	
1	0.000219	9.02E-06	0.000353	1.96E-05	0.000315	3.91E-05	0.000955
2	0.000219	9.47E-06	0.001751	1.78E-05	0.00035	3.94E-05	0.002386
3	0.000156	7.01E-06	0.000124	1.41E-05	0.000244	3.09E-05	0.000576
4	0.000177	7.74E-06	0.000138	1.73E-05	0.000279	3.31E-05	0.000652
5	0.000208	8.65E-06	0.000153	1.82E-05	0.000332	3.96E-05	0.000759
6	0.000198	7.93E-06	0.000257	1.87E-05	0.000277	3.2E-05	0.00079
7	0.000198	7.93E-06	0.000133	1.78E-05	0.000282	3.5E-05	0.000674
8	0.000281	7.56E-06	0.00024	1.87E-05	0.00025	2.84E-05	0.000826
9	0.00025	7.38E-06	0.000148	1.64E-05	0.000264	3.33E-05	0.000719
10	0.000198	9.11E-06	0.000434	2.1E-05	0.000268	3.28E-05	0.000962
11	0.000239	8.11E-06	0.000155	1.82E-05	0.000262	3.06E-05	0.000714
12	0.000187	7.2E-06	0.000117	1.73E-05	0.000299	3.17E-05	0.000659
13	0.000167	7.65E-06	9.66E-05	1.59E-05	0.000335	3.22E-05	0.000654
14	0.000125	6.47E-06	8.02E-05	1.28E-05	0.000257	2.49E-05	0.000506
15	0.000156	7.47E-06	0.000137	1.59E-05	0.000293	3.22E-05	0.000642
16	0.000167	7.2E-06	0.000102	1.69E-05	0.000281	3.06E-05	0.000604
17	0.000156	6.65E-06	0.000129	1.41E-05	0.000273	2.9E-05	0.000609
18	0.000156	5.92E-06	7.29E-05	1.32E-05	0.000246	2.54E-05	0.00052

Abstract

The purpose of this study is to investigate the total concentration of the potentially toxic elements in the agricultural soils of Aleshtar plain, Lorestan province, and to assess the health risk imposed by toxic elements. For this purpose, 18 top-soil samples (up to 20 cm depth) were collected from the agricultural fields. The physico-chemical properties (including pH, organic matter, calcium carbonate and texture) and the total concentration of major and trace elements in the samples were measured using standard methods. The pH of the samples varies between 6.9 and 7.5 (average value of 7.2). The amount of organic matter varies in the range of 2.7-9.3% (average value of 6%). The calcium carbonate amount of the studied soils is in the range of 5 to 39% (average value 12%). According to the results of the XRD analysis, illite, chlorite and clinochlore are the most important clay minerals in the soil samples. Based on the total concentration values, the average concentrations of Cd, Ni, Pb, As, Zn, Cu, Co, Cr, Ag, Sc and Sb in the studied soils are 0.3, 117.9, 18.4, 9.6, 84.4, 37.0, 19.7, 155.7, 0.4, 4.1 and 13.5 mg/kg, respectively. The calculation of the geochemical indices (enrichment factor, geomagnetic factor, single factor pollution index, Nemerow integrated pollution index, combined pollution index, pollution load index, potential ecological risk index) indicates that the studied soils are significantly contaminated with Sb and As. Health risk assessment indicates that the hazard quotient for As via ingestion pathway for children is higher than 1; therefore, there are adverse non-carcinogenic health effects of arsenic for this age group. The results show that there is a carcinogenic risk imposed by arsenic via ingestion pathway for both adult and children age groups. Cr is carcinogenic for children via dermal contact and ingestion; whereas it is carcinogenic for adults through ingestion. The intake of Ni via ingestion by adults and via dermal contact by children can be associated with carcinogenic risk. The results indicated that Cd is carcinogenic for children through the ingestion route. The obtained results in this study show that the agricultural activity has considerably increased the concentration of potentially toxic elements in the Aleshtar agricultural soils. Regarding the probable negative effects of metal accumulation on public health status, the management of agricultural practice in the study area is of crucial importance.

Keywords: Toxic elements, Risk, Agricultural Soil, Pollution, Aleshtar plain



Shahrood University of Technology
Faculty of Earth Sciences

**The assessment of the concentration and health risk of
potentially toxic elements in agricultural soils of the Aleshtar
plain (Lorestan province).**

By:Leila Sheikhi

Supervisor
Dr. G. Forghani

July 2019